

MARIA DA GRAÇA MADEIRA MARTINHO

***FACTORES DETERMINANTES PARA OS  
COMPORTAMENTOS DE RECICLAGEM***

Caso de estudo: sistema de vidrões

Dissertação apresentada para obtenção  
do Grau de Doutor em Engenharia do  
Ambiente, especialidade Sistemas Sociais  
pela Universidade Nova de Lisboa,  
Faculdade de Ciências e Tecnologia

Lisboa 1998



Nº de arquivo:

*Copyright:*

**Este trabalho foi financiado pelas seguintes entidades:**

- Fundação para a Ciência e Tecnologia, no âmbito do Projecto JNICT N° PCSH/C/PSI/1070/95
- VALORSUL, S.A.
- Ministério do Ambiente e dos Recursos Naturais

## **AGRADECIMENTOS**

A todos os que contribuíram para que este trabalho fosse possível, pelo seu conhecimento, colaboração e entusiasmo, quero expressar o meu profundo reconhecimento.

Ao Prof. Doutor Rui Manuel Baptista Ganho, agradeço a orientação desta dissertação, todas as sugestões, discussões e incentivo à sua realização.

Ao Prof. Doutor José Manuel Palma de Oliveira e à Dr.<sup>a</sup> Ana Sofia Correia, agradeço o entusiasmo, a preciosa ajuda na construção do questionário e troca de ideias nas áreas da psicossociologia dos comportamentos ambientais.

À Prof.<sup>a</sup> Doutora Luisa Lima, agradeço a ajuda na revisão inicial da proposta de projecto e orientação bibliográfica.

Ao Prof. Doutor Marco Otctávio Painho e à Prof.<sup>a</sup> Doutora Lia Vasconcelos, agradeço o contributo e apoio nos Sistemas de Informação Geográfica.

Ao Ex-Secretário do Estado Adjunto da Ministra do Ambiente e dos Recursos Naturais, Eng.<sup>o</sup> José Sócratas, agradeço o interesse e apoio financeiro concedido para a realização deste trabalho.

Aos Eng.<sup>os</sup> António Branco, Luís Alves, João Pedro Rodrigues e Dr.<sup>a</sup> Teresa Reis, da VALORSUL, agradeço a simpatia demonstrada e a ajuda financeira concedida para a aquisição de sensores mecânicos.

Ao Exmo Senhor Vereador da Câmara Municipal de Lisboa, Eng.<sup>o</sup> Rui Godinho, e a toda a equipa do Departamento de Higiene Urbana e Resíduos Sólidos, nomeadamente, à Dr.<sup>a</sup> Teresa Costa Reis, à Eng.<sup>a</sup> Deolinda Revez, à Eng.<sup>a</sup> Maria João Morgado, à Eng.<sup>a</sup> Alexandra Costa, Eng.<sup>a</sup> Carla Tamagnini, à Sr.<sup>a</sup> Elisabete Andrade e ao Sr. Luís Vaz, o meu agradecimento pela forma sempre prestável com que me receberam e por todo o apoio logístico concedido.

Ao Exmo Senhor Administrador dos Serviços Municipalizados de Água e Saneamento de Loures, Eng.<sup>o</sup> José Manuel Abrantes, e a toda a equipa da Divisão de Resíduos Sólidos, em especial, à Eng.<sup>a</sup> Fátima Néon e à Eng.<sup>a</sup> Carla Fernandes, o meu agradecimento pela disponibilidade sempre demonstrada e todo o apoio logístico facultado.

À Exma Senhora Ex-Vereadora do Pelouro do Ambiente da Câmara Municipal de Oeiras, Dr.<sup>a</sup> Aline Bettencourt, e a toda a equipa da Divisão de Resíduos Sólidos, designadamente, ao Eng.<sup>o</sup> Carlos Raimundo e à Eng.<sup>a</sup> Sofia Gomes, o meu agradecimento por terem disponibilizado sempre de uma forma prestável o apoio necessário à realização desta tese.

Uma palavra de agradecimento também para todos os motoristas e cantoneiros das Câmaras de Lisboa e Oeiras e Serviços Municipalizados de Água e Saneamento de Loures que colaboraram nas recolhas de amostras de resíduos e na monitorização dos vidrões.

Ao Eng.<sup>o</sup> Gil Paes de Botton, da VIDROCICLO, e à sua equipa, agradeço o apoio logístico concedido na pesagem e monitorização dos vidrões do Concelho de Oeiras.

Ao Eng.<sup>o</sup> Álvaro Costa e à Eng.<sup>a</sup> Teresa Hilário, da TRATOLIXO, o meu agradecimento pela cedência das instalações e material necessário à realização das campanhas de caracterização física dos resíduos urbanos.

Ao Dr.<sup>o</sup> Salles da Fonseca, Ex-Secretário Geral da Associação dos Industriais de Vidro de Embalagem (AIVE), pelas informações fornecidas relativas ao sector do vidro de embalagem.

Um agradecimento especial para todos os estagiários e bolseiros que colaboraram nos levantamentos de campo, campanhas de caracterização de resíduos, monitorização dos vidrões, construção da base de dados e trabalho de laboratório SIG, nomeadamente, Ana Sofia Correia, Filomena Vitor, Paula Penha, José Sá Pereira, Conceição Pereira, Nuno Carvalho, Ricardo Lopes, Raquel Costa, Teresa Diogo, Cristina Amaral, Nuno Santos, Cristiana Almeida, Margarida Silva, Ana

Rita Alves, Isabel Abreu, Rita Martins, Ana Ferreira, e para todos os alunos das Licenciaturas em Psicologia da FPCE/UL e em Eng<sup>a</sup> do Ambiente da FCT/UNL, que colaboraram na distribuição e recolha dos questionários.

À Eng<sup>a</sup> Graça Gonçalves, à Eng<sup>a</sup> Maria José Santana, à Prof<sup>ª</sup> Doutora Lia Vasconcelos e à Prof<sup>ª</sup> Doutora Paula Sobral, agradeço a ajuda nos trabalhos de revisão da tese, bem como o incentivo e amizade com que acompanharam este trabalho.

Por fim, mas da forma mais reconhecida, quero expressar a minha gratidão aos meus familiares e amigos, pelo apoio e paciência que tiveram comigo, durante o período em que, por motivos de trabalho, nem sempre lhes dispensei as devidas atenções e afectos.

## SUMÁRIO

O presente trabalho analisa os comportamentos de deposição selectiva por transporte voluntário, conjugando as perspectivas psicossocial e técnica, ambas fundamentais para o sucesso da reciclagem. Esta abordagem foi aplicada ao sistema vidro, estando o trabalho dividido em três partes com objectivos específicos:

- 1) caracterizar os recicladores (REC) e os não-recicladores (NREC) e analisar o efeito da distância das habitações aos equipamentos de deposição selectiva nos comportamentos de reciclagem;
- 2) desenvolver um modelo de previsão dos comportamentos de reciclagem do vidro, *MODE-VIDRO*, e testá-lo em grupos sócio-urbanos homogéneos;
- 3) complementar os conhecimentos sobre os comportamentos adquiridos de forma indirecta por questionário, com medições directas, através análise da composição física dos resíduos produzidos e da monitorização do número de embalagens depositadas no vidro.

Na primeira parte da investigação foram seleccionadas 15 localidades urbanas servidas por um sistema de recolha selectiva de vidro, nos concelhos de Oeiras, Lisboa e Loures, e administrado um questionário a uma amostra de 3 419 famílias residentes a diferentes distâncias dos vidrões. Foram incluídas no questionário variáveis sócio-demográficas, psicossociais e comportamentais relacionadas com resíduos e com reciclagem do vidro, previamente identificadas na revisão da literatura como eventuais determinantes dos comportamentos de reciclagem. Os resultados dos testes de inferência estatística e da análise discriminante efectuada, permitiram conhecer o perfil dos REC e dos NREC. As variáveis que apresentaram maior poder discriminante entre os dois grupos foram: a avaliação das dificuldades percebidas em relação ao sistema de deposição selectiva de vidro, a intenção comportamental, a idade, a percepção sobre a participação dos vizinhos e a avaliação do sistema vidro. As atitudes face à reciclagem do vidro, uma das variáveis mais importantes nas teorias comportamentais, só adquire importância discriminatória nos dois grupos mais contrastantes: NREC que têm vidrões perto das suas habitações e REC que se encontram a maiores distâncias dos vidrões. Estes resultados sugerem que os níveis de participação podem ser aumentados se for fornecido aos utentes sistemas mais convenientes, mais próximos das habitações, e principalmente se forem desenvolvidas acções promocionais que minimizem as dificuldades percebidas, transmitam uma boa imagem do serviço e forneçam *feedback* dos resultados dos esforços da comunidade. Estas acções deverão ser dirigidas especialmente aos jovens adultos (<40 anos).

Na segunda parte do trabalho, a capacidade preditiva do modelo *MODE-VIDRO* foi testada por comparação com a do modelo da Teoria do Comportamento Planeado (TCP), um dos mais testados quando à relação atitudes-comportamentos. Foi utilizada a mesma amostra subdividida em 8 grupos sócio-urbanos homogéneos com base nos critérios: distância aos vidrões, tipo de habitação e estrato sócio-económico predominante. Os modelos foram aplicados individualmente a cada um dos grupos e a análise de regressão múltipla efectuada mostrou que o modelo *MODE-VIDRO* explica percentagens significativamente superiores de variância em todos os grupos. O melhor poder de previsão deste modelo deve-se ao facto de terem sido consideradas determinantes directas do comportamento não só as intenções comportamentais, mas também factores que o modelo TCP considera indirectas (controlo comportamental percebido, atitudes e normas subjectivas), incluindo ainda variáveis demográficas, avaliativas e a percepção das quantidades de resíduos e vidro produzidos.

Por último, para complementar os resultados dos questionários utilizados na primeira parte com medidas directas registou-se a variação temporal do número de embalagens colocadas nos vidrões através da instalação de sensores mecânicos. Constata-se que, de um modo geral, os indivíduos têm uma boa percepção da composição física dos resíduos que produzem e que as práticas auto-relatadas em relação à utilização dos vidrões não se afastam das medidas pelos sensores, tendo-se estimado em c. 200m o raio de influência dos vidrões em meio urbano. Obteve-se ainda um melhor conhecimento sobre alguns indicadores de produtividade dos vidrões, tais como, o peso específico do vidro no vidro, o número médio de embalagens depositadas e de utilizadores diários, o número médio de embalagens transportadas por utilizador e as horas e os dias da semana preferencialmente utilizados. Estes resultados fornecem um contributo valioso para um melhor planeamento e optimização dos sistemas de recolha selectiva de vidro.





## ABSTRACT

In this work the recycling bring system behaviour is analysed using social and technical approaches, which are both fundamental to the success of recycling programs. This approach was applied to the glass recycling system and the analysis performed in three parts according to different objectives:

- 1) to characterise recyclers (REC) and nonrecyclers (NREC) and analyse the effect of distance from bottle banks in recycling behaviour;
- 2) to develop a predictive model for recycling behaviour (*MODE-VIDRO*) and test it in social-urban homogeneous groups;
- 3) to complement survey data with direct measurement of the physical characteristics of the waste and monitoring the number of glass bottles brought by the householder.

In the first part of this investigation 15 urban areas were selected in the municipalities of Oeiras, Lisboa and Loures, where a survey was performed on a sample of 3419 households, each located at different distances from the glass bottle banks. Social, demographic, psychological and behavioural variables, previously identified as determining solid waste and glass recycling behaviour, were included in the survey. Results from the statistical inference tests and multiple discriminant analysis allowed us to recognise the REC and the NREC profile. The variables presenting the highest discriminant power were: the evaluation of perceived difficulties related to the recycling bring system, the behavioural intentions, age, and perceived participation of the neighbours and the evaluation of the glass recovery system. The attitude towards glass recycling, one of the most important variables in the behavioural theories, becomes discriminatory only between the two most contrasting groups, NERC who have collection containers located near their homes and REC living far from those containers. The results suggest that to improve participation levels it is essential not only to provide users with more convenient (i.e., closer) systems, but specially to promote actions to minimise perceived difficulties, to provide a good image of the recycling system and to give feedback on the results of the community recycling effort. These actions should be directed towards the young adults (<40 years).

Secondly, the *MODE-VIDRO* model was developed and its predictive value tested against the model of the Theory of Planned Behaviour (TPB), widely used in the study of the relation between attitude and behaviour. The previously obtained sample was divided in 8 social and urban homogeneous groups using the following criteria: distance from the bottle banks, type of dwelling and dominant socioeconomic *status* in the residence area. The factors used as indirect variables by the TPB model (perceived behavioural control, attitudes and subjective norms) and the behavioural intentions, were considered in the *MODE-VIDRO* model as direct determinants of behaviour, together with demographic variables and variables related to the evaluation and perception of the amount of solid waste and glass waste produced. Both models were individually applied and the better performance of *MODE-VIDRO* model explained significantly higher percentages of variance as shown by multiple regression analysis.

In the third part, to complement the data obtained indirectly from the survey, mechanical sensors were placed in the bottle banks and the time of disposal and the number of glass packaging dropped into the containers were monitored. Results show that individuals have a good perception about the physical composition of their solid waste and that self-reported practices concerning the use of bottle banks agree with directly measured data. Both the survey data and the sensor monitoring allowed us to estimate the catchment area of the drop-off site in the urban area (c.200m) and improved our understanding of the indicators of glass banks productivity, such as, the specific weight of collected glass, the average number of daily users and collected glass packaging, the average number of glass packaging collected per user, time of day and day of week preferred by the users. These results are a valuable contribution to better planning and optimisation of glass recycling bring systems.



## SÍMBOLOGIA E NOTAÇÕES

$\alpha$	Alpha de Cronbach
$\beta$	Beta, coeficiente de regressão normalizado
$\Lambda$	Lambda da estatística de Wilks
$\chi^2$	Qui-Quadrado
ACB	Análise Custo Benefício
ACV	Análise do Ciclo de Vida
$b$	Coeficiente de regressão não normalizado
Dist. <sub>2</sub>	Grupo de inquiridos residentes a distâncias superiores a 200m dos vidrões
Dist. <sub>1</sub>	Grupo de inquiridos residentes a distâncias idênticas ou inferiores a 200m dos vidrões
DSD	Duales Systems Deutchland (Sistema Ponto Verde Alemão)
E/ME	Grupo relativo aos inquiridos residentes em zonas onde predomina o estrato sócio-económico elevado e médio elevado
ERRA	European Recycling and Recovery Association
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
ETRS	Estação de Tratamento de Resíduos Sólidos
F	Variável aleatória com distribuição de Fisher-Snedecor
g.l.	Graus de liberdade
GIRU	Gestão Integrada de Resíduos Urbanos
IIQ	Intervalo interquartil
M	Valor médio
M/MB	Grupo relativo aos inquiridos residentes em zonas onde predomina o estrato sócio-económico médio e médio baixo
max	Valor máximo
M-E/ME <sub>1</sub>	Grupo de inquiridos residentes em moradias, de estrato sócio-económico predominante elevado/médio elevado, localizados a distâncias $\leq 200$ m dos vidrões
M-E/ME <sub>2</sub>	Grupo de inquiridos residentes em moradias, de estrato sócio-económico predominante elevado/médio elevado, localizados a distâncias $> 200$ m dos vidrões
min	Valor mínimo
M-M/MB <sub>1</sub>	Grupo de inquiridos residentes em moradias, de estrato sócio-económico predominante médio/médio baixo, localizados a distâncias $\leq 200$ m dos vidrões
M-M/MB <sub>2</sub>	Grupo de inquiridos residentes em moradias, de estrato sócio-económico predominante médio/médio baixo, localizados a distâncias $> 200$ m dos vidrões
N	Dimensão da amostra
n.s.	Não significativo ( $p > 0.05$ )
NIMBY	Not In My Back Yard
NREC	Grupo de inquiridos que não utilizam os vidrões (Não RECicladores)
$p$	Nível de significância
P-E/ME <sub>1</sub>	Grupo de inquiridos residentes em prédios, de estrato sócio-económico predominante elevado/médio elevado, localizados a distâncias $\leq 200$ m dos vidrões
P-E/ME <sub>2</sub>	Grupo de inquiridos residentes em prédios, de estrato sócio-económico predominante elevado/médio elevado, localizados a distâncias $> 200$ m dos vidrões
PERSU	Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos
P-M/MB <sub>1</sub>	Grupo de inquiridos residentes em prédios, de estrato sócio-económico predominante médio/médio baixo, localizados a distâncias $\leq 200$ m dos vidrões
P-M/MB <sub>2</sub>	Grupo de inquiridos residentes em prédios, de estrato sócio-económico predominante médio/médio baixo, localizados a distâncias $> 200$ m dos vidrões
Q <sub>3</sub>	Quartil 3
R	Coeficiente de correlação múltipla
$r$	Coeficiente de correlação de Pearson
R <sup>2</sup>	Coeficiente de determinação múltipla
R <sup>2</sup> <sub>ajust.</sub>	Coeficiente de determinação múltipla ajustado
REC	Grupo de inquiridos que utilizam os vidrões (RECicladores)
RU	Resíduos Urbanos
SIG	Sistema de Informação Geográfica
t	Teste t da estatística T-Student
TAR	Teoria da Acção Reflectida
TCP	Teoria do Comportamento Planeado
UE	União Europeia



# ÍNDICE DE MATÉRIAS

<b>CAPÍTULO I - INTRODUÇÃO E PERSPECTIVAS .....</b>	<b>1</b>
1.1. Introdução .....	3
1.2. Objectivos .....	6
1.3. Organização da Tese .....	7
1.4. Perspectivas em Resíduos Urbanos .....	8
1.4.1. A história dos resíduos (ou os resíduos ao longo da história) .....	8
1.4.2. A perspectiva sociológica .....	13
1.4.3. Política Comunitária e Nacional em matéria de gestão de resíduos urbanos .....	21
1.4.4. Questões económicas e instrumentos económicos aplicados aos RU .....	26
1.4.5. A Perspectiva técnica actual: Problemática e gestão integrada de RU .....	38
<b>CAPÍTULO II - REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>51</b>
2.1. Sistema de Reciclagem de Resíduos Urbanos .....	53
2.1.1. Opções técnicas para a recuperação dos materiais recicláveis dos resíduos urbanos ...	59
2.1.1.1. Recolha Indiferenciada .....	59
2.1.1.2. Recolhas Selectivas .....	59
2.1.1.2.1. Sistemas Porta-a-Porta .....	60
2.1.1.2.2. Sistemas por Transporte Voluntário .....	62
2.1.2. Comparação entre Sistemas .....	67
2.1.3. Indicadores de desempenho dos sistemas de recolha selectiva .....	68
2.1.4. Reciclagem do Vidro .....	74
2.2. Factores Determinantes para os comportamentos de reciclagem .....	80
2.2.1. Variáveis pessoais .....	83
2.2.1.1. Variáveis de personalidade .....	83
2.2.1.2. Variáveis sócio-demográficas .....	83
2.2.1.2.1. Idade .....	83
2.2.1.2.2. Sexo .....	85
2.2.1.2.3. Estrutura da família .....	87
2.2.1.2.4. Tipo de habitação e condição perante a habitação .....	88
2.2.1.2.5. Status sócio-económico (educação, rendimento e profissão) .....	90
2.2.1.3. Variáveis psicossociais .....	92
2.2.1.3.1. Ideologia política .....	92
2.2.1.3.2. Atribuição das responsabilidades .....	93
2.2.1.3.3. Influência social .....	94
2.2.1.3.4. Identidade urbana .....	95
2.2.1.3.5. Motivos intrínsecos e extrínsecos .....	97
2.2.1.3.6. Hábitos e experiência passada .....	98
2.2.1.3.7. Percepção sobre as quantidades e tipo de resíduos produzidos .....	99
2.2.1.3.8. Nível de conhecimento sobre o sistema de gestão de resíduos .....	101
2.2.1.3.9. Nível de informação e conhecimento sobre o programa de reciclagem .....	102
2.2.1.3.10. Percepção de barreiras à reciclagem .....	104
2.2.1.3.11. Avaliação do sistema de reciclagem .....	105
2.2.1.3.12. Atitudes gerais e específicas face à reciclagem .....	107
2.2.1.3.13. Outros factores .....	112
2.2.2. Variáveis situacionais .....	112
2.2.2.1. Antecedentes .....	112
2.2.2.1.1. Condições técnicas e operacionais dos sistemas .....	112
- Políticas de gestão dos RU .....	112
- Tipo de sistema de recolha selectiva .....	117
- Número de separações a realizar na fonte .....	118
- Tipo e número de recipientes para a deposição .....	120
- Distância e localização dos pontos de deposição .....	123

- Frequência e horário da recolha .....	124
2.2.2.1.2 Promoção dos programas de reciclagem .....	125
- Técnicas de comunicação e informações apelativas.....	125
- Líderes de bairro .....	129
- Fixação de metas e processos de compromisso .....	130
- Modelação, demonstração e experimentação .....	132
- Educação Ambiental: da consciencialização à acção.....	132
2.2.2.2 - Variáveis Consequentes .....	138
- Recompensas materiais .....	138
- <i>Feedback</i> da informação .....	140
- Reconhecimento social.....	142
- Punições e coerção social .....	143
2.2.2.3. Avaliação global das técnicas de promoção do comportamento de reciclagem .....	144
2.2.3. Modelos Comportamentais .....	148
2.2.3.1. Modelo Altruísta de Schwartz.....	148
2.2.3.2. Teoria da Acção Reflectida .....	150
2.2.3.3. Teoria do Comportamento Planeado.....	153
2.2.3.4. Outros modelos aplicados a comportamentos ambientais .....	156
2.2.4. Síntese da revisão da literatura e comentários finais.....	159

### **CAPÍTULO III - METODOLOGIA E PLANEAMENTO DO TRABALHO DE INVESTIGAÇÃO .....165**

3.1. Enquadramento .....	167
3.2. Especificação das hipóteses associadas a cada objectivo.....	167
3.2.1. Diferenças entre recicladores e não recicladores .....	167
3.2.2. Diferenças entre zonas sócio-urbanas homogéneas e modelo de comportamento de reciclagem .....	175
3.2.3. Avaliação directa dos comportamentos face aos RU e face à reciclagem do vidro.....	177
3.3. Desenho experimental .....	177
3.3.1. Calendarização do trabalho experimental .....	177
3.3.2. Critérios para a selecção das zonas sócio-urbanas homogéneas .....	178
3.3.3. Características das localidades seleccionadas .....	179
3.3.4. Metodologia para a selecção das amostras .....	180
3.3.4.1. Sujeitos a inquirir .....	181
3.3.4.2. Selecção dos pontos de amostragem para a caracterização física dos resíduos .....	183
3.3.4.3. Selecção dos vidrões a monitorizar.....	183
3.4. Instrumentos de análise .....	184
3.4.1. O inquérito por questionário .....	184
3.4.1.1. Aspectos gerais.....	184
3.4.1.2. Design do questionário.....	184
3.4.1.3. Procedimento para a administração do questionário .....	187
3.4.1.4. Taxa de retorno e amostra .....	187
3.4.2. Campanhas de caracterização dos RU .....	190
3.4.2.1. Aspectos gerais.....	190
3.4.2.2. Estrutura das amostras e estratégia da amostragem .....	193
3.4.2.3. Procedimento.....	195
3.4.2.4. Amostra .....	197
3.4.3. Campanhas de monitorização dos vidrões.....	197
3.4.3.1. Aspectos gerais.....	197
3.4.3.2. Estrutura da amostra e estratégia da amostragem .....	198
3.4.3.3. Procedimento.....	200
3.4.3.4. Amostra .....	201
3.5. Construção das variáveis .....	202
3.5.1. Variáveis operacionalizadas por questionário.....	202
3.5.1.1. Sócio-demográficas .....	202
3.5.1.2. Psicossociais não relacionadas com os resíduos.....	204
3.5.1.3. Psicossociais relacionadas com os resíduos .....	205
3.5.1.4. Comportamentais relacionadas com os resíduos .....	208
3.5.1.5. Psicossociais relacionadas com a reciclagem do vidro.....	208
3.5.1.6. Comportamentais relacionados com a reciclagem do vidro.....	216
3.5.1.7. Participação e interesse dos inquiridos pelo estudo.....	218

3.5.2. Variáveis medidas pelas campanhas de caracterização física dos RU .....	218
3.5.3. Variáveis medidas pelas campanhas de monitorização dos vidrões .....	220
3.5.4. Variáveis situacionais.....	221
3.6. Tratamento estatístico dos resultados .....	222
<b>CAPÍTULO IV - RESULTADOS .....</b>	<b>225</b>
4.1. Considerações gerais .....	227
4.2. Diferenças entre recicladores e não recicladores.....	227
4.2.1. Variáveis situacionais.....	227
4.2.2. Variáveis sócio-demográficas.....	229
4.2.3. Variáveis psicossociais não relacionadas com os resíduos.....	233
4.2.4. Variáveis psicossociais relacionadas com os resíduos .....	236
4.2.5. Variáveis comportamentais relacionadas com os resíduos.....	247
4.2.6. Variáveis psicossociais relacionadas com a reciclagem de vidro.....	252
4.2.7. Variáveis comportamentais relacionadas com a reciclagem de vidro .....	267
4.2.8. Interesse dos inquiridos pelo tema e pelo estudo .....	274
4.2.9. Análise discriminante .....	277
4.2.9.1. Diferenças entre REC e NREC.....	277
4.2.9.2. Diferenças entre NREC <sub>1</sub> e REC <sub>2</sub> .....	285
4.2.9.3. Diferenças entre NREC <sub>2</sub> e REC <sub>1</sub> .....	290
4.3. Diferenças entre zonas sócio-urbanas homogéneas.....	296
4.3.1. Variáveis situacionais.....	296
4.3.2. Variáveis sócio-demográficas.....	296
4.3.3. Variáveis psicossociais não relacionadas com os resíduos.....	302
4.3.4. Variáveis psicossociais relacionadas com os resíduos .....	304
4.3.5. Variáveis comportamentais relacionadas com os resíduos.....	316
4.3.6. Variáveis psicossociais relacionadas com a reciclagem do vidro.....	324
4.3.7. Variáveis comportamentais relacionadas com a reciclagem do vidro .....	337
4.3.8. Interesse dos inquiridos pelo tema e pelo estudo .....	345
4.3.9. Síntese das diferenças entre grupos sócio-urbanos homogéneos.....	346
4.4. Modelo de comportamento de reciclagem de vidro ( <i>MODE-VIDRO</i> ) .....	348
4.5. Campanhas de caracterização física dos RU e monitorização dos vidrões.....	362
4.5.1. Campanhas de caracterização física dos RU .....	362
4.5.2. Monitorização dos vidrões.....	374
<b>CAPÍTULO V - DISCUSSÃO .....</b>	<b>397</b>
5.1. Discussão das hipóteses empíricas relativas às diferenças REC e NREC .....	399
5.1.1. Variáveis situacionais.....	399
5.1.2. Diferenças sócio-demográficas .....	400
5.1.3. Variáveis psicossociais não relacionadas com resíduos .....	405
5.1.4. Variáveis psicossociais relacionadas com resíduos .....	405
5.1.5. Diferenças comportamentais em relação aos resíduos.....	408
5.1.6. Variáveis psicossociais relacionadas com os comportamentos de reciclagem do vidro .....	410
5.1.7. Efeito da distância aos vidrões nas características dos REC e dos NREC.....	417
5.1.7.1. Diferenças entre REC <sub>1</sub> e REC <sub>2</sub> .....	417
5.1.7.2. Diferenças entre NREC <sub>1</sub> e NREC <sub>2</sub> .....	422
5.1.8. Hipóteses relativas aos grupos contrastantes .....	426
5.2. Zonas sócio-urbanas homogéneas e modelo <i>MODE-VIDRO</i> .....	428
5.3. Avaliação directa dos comportamentos face aos RU e à reciclagem do vidro .....	436
<b>CAPÍTULO VI - SÍNTESE E CONCLUSÕES .....</b>	<b>443</b>
6. Síntese e conclusões .....	445
6.1. Diferenças entre REC e NREC. Factores determinantes para a reciclagem.....	445
6.2. Modelo de previsão dos comportamentos de reciclagem de vidro ( <i>MODE-VIDRO</i> ) .....	451
6.3. Avaliação directa dos comportamentos e indicadores de produtividade dos vidrões.....	452
<b>BIBLIOGRAFIA .....</b>	<b>455</b>

<b>ANEXOS .....</b>	<b>485</b>
ANEXO A. Localidades do Concelho de Lisboa.....	487
A.1. Características gerais do sistema de gestão de RU.....	487
A.2. Mapas relativos às localidades do Concelho de Lisboa .....	489
ANEXO B. Localidades do Concelho de Loures .....	521
B.1. Características gerais do sistema de gestão de RU.....	521
B.2. Mapas relativos às localidades do Concelho de Loures.....	525
ANEXO C. Localidades do Concelho de Oeiras .....	563
C.1. Características gerais do sistema de gestão de RU .....	563
C.2. Mapas relativos às localidades do Concelho de Oeiras.....	565
ANEXO D. Material distribuído aos inquiridos: carta de apresentação e questionário .....	591
ANEXO E. Metodologia da ERRRA para a classificação dos materiais secundários constituintes dos resíduos .....	601
ANEXO F. Boletim de análise da composição física dos resíduos urbanos .....	602
ANEXO G. Boletim de registo da monitorização dos vidrões.....	603
ANEXO H. Classificação das profissões/ocupações .....	604
ANEXO I. Análise da fidelidade e validade interna das escala de atitudes .....	606
ANEXO J. Análise da fidelidade e validade interna da escala de identidade urbana.....	610
ANEXO L. Tratamento estatístico dos dados relativos à caracterização física dos RU de cada uma das zonas sócio-urbanas homogéneas.....	612



# ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Técnicas de minimização dos resíduos por parte das empresas produtoras de bens	44
Figura 1.2. Medidas de minimização por parte do consumidor/produtor de RU	45
Figura 1.3. Elementos dum Sistema Integrado de Gestão de RU. Fronteiras do sistema para um inventário ambiental e económico dos RU	46
Figura 2.1. Componentes dum sistema de reciclagem de RU	53
Figura 2.2. Espectro dos vários sistemas de deposição de recicláveis	67
Figura 2.3. Metodologia de balanço de massas para estimar a produção, valorização e deposição de RU	69
Figura 2.4. Modelo tridimensional das atitudes de Rosenberg e Hovland	108
Figura 2.5. Modelo do comportamento altruísta de Schwartz	149
Figura 2.6. Modelo da Acção Reflectida de Ajzen e Fishbein	151
Figura 2.7. Modelo de atitude-comportamento de Triandis	153
Figura 2.8. Teoria do Comportamento Planeado de Ajzen	154
Figura 2.9. Modelo do comportamento ambiental de Grob	157
Figura 3.1. Modelo proposto para o comportamento de reciclagem de vidro: <i>MODE-VIDRO</i>	176
Figura 3.2. Análise da composição física dos RU	196
Figura 3.3. Sensores de registo contínuo colocados no interior dos vidrões	199
Figura 3.4. Monitorização dos vidrões	201
Figura 4.1. Percentagem de NREC em cada um dos grupos de distância aos vidrões	229
Figura 4.2. Resultados obtidos para as escalas de identidade urbana, sentimento de vivência na zona e distância aos vidrões, em cada uma das localidades em estudo	235
Figura 4.3. Diferença percentual entre REC e NREC, em relação às fontes de informação referidas sobre resíduos	237
Figura 4.4. Índice de conhecimentos sobre o sistema de gestão de RU	238
Figura 4.5. Distribuição das respostas dadas à questão sobre o destino dos RU	239
Figura 4.6. Sistema preferido por REC e NREC para a deposição para os recicláveis	243
Figura 4.7. Atribuição das responsabilidades: pelos problemas dos resíduos (Questão A)	244
Figura 4.8. Avaliação efectuada pelos REC e NREC sobre a actuação da Câmara em relação à gestão dos RU	245
Figura 4.9. Composição física média dos RU em Portugal e valores médios obtidos por questionário para a posição relativa de cada componente no conjunto dos RU produzidos pelas famílias dos inquiridos	249
Figura 4.10. Gráfico de caixas relativo à composição física dos RU percebida pelos inquiridos	250
Figura 4.11. Consumo de produtos reciclados pelos REC e NREC	252
Figura 4.12. Valores médios obtidos para o índice de conhecimentos sobre o sistema de recolha selectiva de vidro	254
Figura 4.13. Percentagem de respostas positivas atribuídas pelos REC e NREC, aos itens do índice de avaliação do sistema de recolha selectiva do vidro	258
Figura 4.14. Materiais que REC e NREC desejariam reciclar	258
Figura 4.15. Opinião dos REC e NREC sobre o sistema mais indicado para as garrafas velhas	260
Figura 4.16. Atitudes dos REC e NREC face à reciclagem do vidro	261
Figura 4.17. Crença dos REC e NREC no resultado dos comportamentos para o sucesso da reciclagem	261
Figura 4.18. Norma subjectiva de REC e NREC, localizados a diferentes distâncias dos vidrões	264
Figura 4.19. Distribuição percentual das respostas dadas pelos inquiridos localizados a diferentes distâncias dos vidrões, sobre a percepção da actividade de reciclagem por parte dos vizinhos	265
Figura 4.20. Comparação entre os valores médios obtidos para as escalas de intenção comportamental e auto-relato do comportamento dos REC1 e REC2	266
Figura 4.21. Gráfico de caixas relativo aos parâmetros estatísticos da variável distância das habitações aos vidrões utilizados pelos REC	268
Figura 4.22. Distribuição percentual das famílias REC, por classes de distâncias entre as suas habitações e os vidrões que utilizam normalmente	268
Figura 4.23. Comparação entre a percepção dos REC e NREC em relação à sua taxa de desvio e a participação dos vizinhos na reciclagem do vidro	270
Figura 4.24. Distribuição percentual do número de famílias REC em função do local utilizado em casa para armazenar o vidro velho e da frequência com que vão ao vidro	273
Figura 4.25. Distribuição percentual dos residentes em zonas E/ME e M/MB, de acordo com o seu grau de educação	298

Figura 4.26. Distribuição percentual dos residentes em moradias, em prédios e em zonas E/ME e M/MB, de acordo com a sua profissão/ocupação.....	298
Figura 4.27. Local de nascimento dos residentes localizados a diferentes distâncias dos vidrões 301	
Figura 4.28. Local de nascimento dos residentes em prédios e moradias.....	301
Figura 4.29. Local de nascimento dos residentes em zonas onde predomina o estrato .....	302
Figura 4.30. Fontes de informação sobre resíduos referidas pelos residentes em zonas E/ME e M/MB	305
Figura 4.31. Conteúdo da informação sobre resíduos referida pelos residentes em zonas E/ME e M/MB	306
Figura 4.32. Percentagem de respostas certas dadas pelos diferentes grupos sócio-urbanos aos itens relativos ao conhecimento sobre a gestão dos RU .....	309
Figura 4.33. Avaliação efectuada pelos grupos sócio-urbanos homogéneos sobre a política de gestão dos RU .....	316
Figura 4.34. Elemento da família dos residentes em zonas E/ME e M/MB, que vai normalmente despejar o caixote do lixo .....	318
Figura 4.35. Percepção dos residentes de cada uma das zonas sócio-urbanas, sobre a composição física dos seus resíduos.....	323
Figura 4.36. Horas normalmente utilizadas pelos residentes das zonas sócio-urbanas para irem despejar o seu caixote do lixo .....	324
Figura 4.37. Atribuição das responsabilidades sobre reciclagem de vidro. Diferenças entre estratos sociais .....	328
Figura 4.38. Atribuição das responsabilidades sobre reciclagem de vidro. Diferenças entre tipos de habitação. ....	328
Figura 4.39. Avaliação do sistema de reciclagem do vidro efectuada pelos residentes nos grupos sócio-urbanos homogéneos .....	330
Figura 4.40. Valores médios obtidos para a norma subjectiva dos indivíduos residentes em cada uma das localidades incluídas na amostra .....	336
Figura 4.41. Distribuição de REC e NREC por tipo de habitação e estrato sócio-económico .....	338
Figura 4.42. Taxa de participação na reciclagem de vidro, dos residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas.....	339
Figura 4.43. Distribuição percentual do número dos residentes em prédios e moradias e dos residentes em zonas E/ME e M/MB, em função do número de embalagens que transportam para os vidrões .....	340
Figura 4.44. Elemento da família dos residentes em zonas sócio-urbanas homogéneas que vai normalmente levar o vidro para o vidrão.....	342
Figura 4.45. Elemento do agregado familiar dos residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas que vai despejar o lixo (RU) e ao vidrão.....	342
Figura 4.46. Destino dado pelos residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas ao saco utilizado para transportar as garrafas colocadas no vidrão .....	345
Figura 4.47. Aplicação da TCP ao grupo P-E/ME.....	350
Figura 4.48. Aplicação da TCP ao grupo P-E/ME1 .....	351
Figura 4.49. Aplicação da TCP ao grupo P-E/ME2.....	352
Figura 4.50. Aplicação da TCP ao grupo P-M/MB .....	353
Figura 4.51. Aplicação da TCP ao grupo P-M/MB1 .....	353
Figura 4.52. Aplicação da TCP ao grupo P-M/MB2 .....	354
Figura 4.53. Aplicação da TCP ao grupo M-E/ME .....	355
Figura 4.54. Aplicação da TCP ao grupo M-E/ME1 .....	355
Figura 4.55. Aplicação da TCP ao grupo M-E/ME2 .....	356
Figura 4.56. Aplicação da TCP ao grupo M-M/MB.....	357
Figura 4.57. Aplicação da TCP ao grupo M-M/MB1.....	357
Figura 4.58. Aplicação da TCP ao grupo M-M/MB2.....	358
Figura 4.59. Comportamentos de reciclagem do vidro do grupo P-E/ME.....	359
Figura 4.60. Comportamentos de reciclagem do vidro dos grupos P-E/ME1 e P-E/ME2 .....	359
Figura 4.61. Comportamentos de reciclagem do vidro do grupo P-M/MB .....	360
Figura 4.62. Comportamentos de reciclagem do vidro dos grupos P-M/MB1 e P-M/MB2 .....	360
Figura 4.63. Comportamentos de reciclagem do vidro do grupo M-E/ME .....	361
Figura 4. 64. Comportamentos de reciclagem do vidro dos grupos M-E/ME1 e M-E/ME2 .....	361
Figura 4.65. Comportamentos de reciclagem do vidro do grupo M-M/MB .....	362
Figura 4.66. Comportamentos de reciclagem do vidro dos grupos M-M/MB1 e M-M/MB2 .....	362
Figura 4.67. Composição física dos RU em função da distância aos vidrões: grupo 1 ( $\leq 200m$ ) e grupo 2 ( $>200m$ ) .....	365
Figura 4.68. Composição física dos RU em função do tipo de habitação.....	366

Figura 4.69. Composição física dos RU em função do estrato social predominante.....	367
Figura 4.70. Composição física dos RU em cada um dos grupos sócio-urbanos homogêneos.....	368
Figura 4.71. Resíduos de embalagens em função da distância aos vidrões: grupo 1 ( $\leq 200m$ ), grupo 2 ( $> 200m$ ).....	369
Figura 4.72. Resíduos de embalagens em função do tipo de habitação.....	369
Figura 4.73. Resíduos de embalagens em função do estrato social predominante .....	370
Figura 4.74. Resíduos de embalagens em função do tipo de habitação, estrato sócio-económico predominante e distância aos vidrões.....	371
Figura 4.75. Resíduos de embalagens e sua composição em função do tipo de habitação e estrato sócio-económico predominante .....	371
Figura 4.76. Efeito conjunto do tipo de habitação e estrato sócio-económico predominante na percentagem de resíduos de embalagens presente nos RU .....	371
Figura 4.77. Percentagem de vidro de embalagem presente no conjunto dos resíduos de embalagem .....	372
Figura 4.78. Número médio de embalagens de vidro por 100kg de resíduos presentes nos caixotes do lixo .....	373
Figura 4.79. Número médio de embalagens de vidro por 100kg de resíduos de embalagens presentes nos caixotes do lixo .....	373
Figura 4.80. Número médio de embalagens de vidro por kg de vidro de embalagem existente nos caixotes do lixo.....	374
Figura 4.81. Histograma de frequências relativo ao peso específico do vidro no vidrão .....	377
Figura 4.82. Parâmetros descritivos do gráfico de dispersão em função do intervalo interquartil ...	377
Figura 4.83. Número médio de embalagens depositadas diariamente por vidrão .....	380
Figura 4.84. Distribuição percentual do número médio de embalagens de vidro depositadas por vidrão ao longo dos dias da semana .....	381
Figura 4.85. Distribuição ao longo do dia, do número médio de embalagens e de utilizadores por vidrão.....	382
Figura 4.86. Número médio de utilizadores de vidrões por dia .....	383
Figura 4.87. Distribuição do número médio de utilizadores de vidrões por dia da semana.....	383
Figura 4.88. Distribuição do número médio de embalagens de vidro depositadas nos vidrões por utilizador, ao longo da semana.....	385
Figura 4.89. Distribuição do número médio de embalagens de vidro depositadas ao longo do dia nos vidrões por utilizador.....	385
Figura 4.90. Diferenças percentuais entre os valores obtidos por questionários e os obtidos pelos sensores, relativos aos utilizadores que transportam menos de 7 embalagens de vidro para o vidrão .....	389
Figura 4.91. Distribuição percentual do número de embalagens de vidro depositadas ao longo do dia pelos pequenos utilizadores.....	391
Figura 4.92. Distribuição percentual do número pequenos utilizadores dos vidrões ao longo do dia.....	392
Figura 4.93. Frequência do número de embalagens de vidro depositadas e do número de pequenos utilizadores, ao longo da semana .....	392
Figura 4.94. Número médio de embalagens depositadas nos vidrões ao longo da semana e pelos diferentes períodos do dia por cada pequeno utilizador.....	393
Figura 4.95. Gráficos de caixas relativos ao número de embalagens depositadas por dia .....	394
Figura 4.96. Gráficos de caixas relativos ao número diário de pequenos utilizadores dos vidrões .....	395
Figura 5.1. Índice de conhecimentos sobre o sistema de reciclagem de vidro em função do grau de educação e do tempo de trajecto casa/emprego.....	404
Figura 5.2. Relação entre as circunstâncias em que se vai ao vidrão e o local da casa utilizado para guardar o vidro destinado aos vidrões.....	418
Figura 5.3. Posição do peso relativo de cada componente no conjunto dos RU de acordo com os resultados obtidos nas campanhas de caracterização física dos RU de cada uma das zonas sócio-urbanas.....	441
Figura 5.4. Percepção da posição relativa de cada um dos componentes dos RU produzidos pelos residentes em cada umas das zonas sócio-urbanas de acordo com as respostas obtidas por questionário .....	441
Figura A. 1. Belém. Mapa 1: tipo de habitação, nº de alojamentos, localização e número dos vidrões .....	491
Figura A. 2. Belém. Mapa 2: localização e tipo de actividades económicas.....	493
Figura A. 3. Belém. Mapa 3: classes de distância das habitações aos vidrões.....	495
Figura A. 4. Telheiras. Mapa 1: tipo de habitação, nº de alojamentos, localização e número dos vidrões.....	497

Figura A. 5. Telheiras. Mapa 2: localização e tipo de actividades económicas .....	499
Figura A. 6. Telheiras. Mapa 3: classes de distância das habitações aos vidrões .....	501
Figura A. 7. Alvalade. Mapa 1: tipo de habitação, nº de alojamentos, localização e número dos vidrões .....	503
Figura A. 8. Alvalade. Mapa 2: localização e tipo de actividades económicas .....	505
Figura A. 9. Alvalade. Mapa 3: classes de distância das habitações aos vidrões .....	507
Figura A. 10. Lumiar. Mapa 1: tipo de habitação, nº de alojamentos, localização e número dos vidrões .....	509
Figura A. 11. Lumiar. Mapa 2: localização e tipo de actividades económicas .....	511
Figura A. 12. Lumiar. Mapa 3: classes de distância das habitações aos vidrões .....	513
Figura A. 13. Olivais Sul. Mapa 1: tipo de habitação, nº de alojamentos, localização e número dos vidrões .....	517
Figura A. 14. Olivais Sul. Mapa 2: localização e tipo de actividades económicas .....	519
Figura A. 15. Olivais Sul. Mapa 3: classes de distância das habitações aos vidrões .....	521
Figura A. 16. Bairro da Castelhana. Mapa 1: tipo de habitação, nº de alojamentos, localização e número dos vidrões .....	527
Figura A. 17. Bairro da Castelhana. Mapa 2: localização e tipo de actividades económicas .....	529
Figura A. 18. Bairro da Castelhana. Mapa 3: classes de distância das habitações aos vidrões .....	531
Figura A. 19. Fanqueiro. Mapa 1: tipo de habitação, nº de alojamentos, localização e número dos vidrões .....	533
Figura A. 20. Fanqueiro. Mapa 2: localização e tipo de actividades económicas .....	535
Figura A. 21. Fanqueiro. Mapa 3: classes de distância das habitações aos vidrões .....	537
Figura A. 22. Olival Basto. Mapa 1: tipo de habitação, nº de alojamentos, localização e número dos vidrões .....	539
Figura A. 23. Olival Basto. Mapa 2: localização e tipo de actividades económicas .....	541
Figura A. 24. Olival Basto. Mapa 3: classes de distância das habitações aos vidrões .....	543
Figura A. 25. Infantado. Mapa 1: tipo de habitação, nº de alojamentos, localização e número dos vidrões .....	545
Figura A. 26. Infantado. Mapa 2: localização e tipo de actividades económicas .....	547
Figura A. 27. Infantado. Mapa 3: classes de distância das habitações aos vidrões .....	549
Figura A. 28. Quinta Nova de s. Roque. Mapa 1: tipo de habitação, nº de alojamentos, localização e número dos vidrões .....	551
Figura A. 29. Quinta Nova de S. Roque. Mapa 2: localização e tipo de actividades económicas .....	553
Figura A. 30. Quinta Nova de S. Roque. Mapa 3: classes de distância das habitações aos vidrões .....	555
Figura A. 31. Portela. Mapa 1: tipo de habitação, nº de alojamentos, localização e número dos vidrões .....	557
Figura A. 32. Portela. Mapa 2: localização e tipo de actividades económicas .....	559
Figura A. 33. Portela. Mapa 3: classes de distância das habitações aos vidrões .....	561
Figura A. 34. Queijas. Mapa 1: tipo de habitação, nº de alojamentos, localização e número dos vidrões .....	567
Figura A. 35. Queijas. Mapa 2: localização e tipo de actividades económicas .....	569
Figura A. 36. Queijas. Mapa 3: classes de distância das habitações aos vidrões .....	571
Figura A. 37. Nova Oeiras. Mapa 1: tipo de habitação, nº de alojamentos, localização e número dos vidrões .....	573
Figura A. 38. Nova Oeiras. Mapa 2: localização e tipo de actividades económicas .....	575
Figura A. 39. Nova Oeiras. Mapa 3: classes de distância das habitações aos vidrões .....	577
Figura A. 40. Bairro da Figueirinha. Mapa 1: tipo de habitação, nº de alojamentos, localização e número dos vidrões .....	579
Figura A. 41. Bairro da Figueirinha. Mapa 2: localização e tipo de actividades económicas .....	581
Figura A. 42. Bairro da Figueirinha. Mapa 3: classes de distância das habitações aos vidrões .....	583
Figura A. 43. Porto Salvo (Bairro de auto-construção). Mapa 1: tipo de habitação, nº de alojamentos, localização e número dos vidrões .....	585
Figura A. 44. Porto Salvo (Bairro de auto-construção). Mapa 2: localização e tipo de actividades económicas .....	587
Figura A. 45. Porto Salvo (Bairro de auto-construção). Mapa 3: classes de distância das habitações aos vidrões .....	589
Figura A. 46. Metodologia da ERRA para a classificação dos materiais secundários dos resíduos .....	601

## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.1. Exemplos de algumas áreas objecto de investigação e desenvolvimento em resíduos .....	12
Tabela 1.2. Plano Nacional Estratégico para a Gestão dos Resíduos Urbanos.....	24
Tabela 1.3. Efeito da reciclagem no PCI dos resíduos.....	27
Tabela 1.4. Custo líquido do sistema de gestão de resíduos urbanos do município de Lisboa .....	28
Tabela 1.5. Custo social líquido do sistema de gestão de resíduos urbanos do município de Lisboa .....	30
Tabela 1.6. Taxas de deposição em aterro na Europa.....	37
Tabela 1.7. Sistemas de tratamento para os resíduos urbanos: vantagens e desvantagens .....	43
Tabela 2.1. Contaminantes potenciais mais frequentes nos materiais recicláveis.....	57
Tabela 2.2. Consumo de energia e matérias primas segundo o processo de recuperação e fabricação do vidro.....	75
Tabela 2.3. Benefícios ambientais resultantes da reciclagem do vidro .....	76
Tabela 2.4. Caracterização do sector de vidro de embalagem .....	78
Tabela 2.5. Taxa de reciclagem de vidro nalguns países da Europa em 1994.....	79
Tabela 2.6. Evolução do número de contratos estabelecidos entre a AIVE e as Autarquias.....	79
Tabela 2.7. Tipologia das técnicas de mudança comportamental proposta por De Young (1993) .....	81
Tabela 2.8. Estrutura organizativa das variáveis situacionais determinantes para a modificação dos comportamentos de reciclagem .....	82
Tabela 3.1. Hipóteses e operacionalização das hipóteses relativas às variáveis contextuais.....	169
Tabela 3.2. Hipóteses e operacionalização das hipóteses relativas às variáveis sócio-demográficas .....	170
Tabela 3.3. Hipóteses e operacionalização das hipóteses relativas às variáveis psicossociais não relacionadas com resíduos.....	170
Tabela 3.4. Hipóteses e operacionalização das hipóteses relativas às variáveis psicossociais relacionadas com os resíduos .....	171
Tabela 3.5. Hipóteses e operacionalização das hipóteses relativas aos comportamentos face aos resíduos .....	172
Tabela 3.6. Hipóteses e operacionalização das hipóteses relativas às variáveis psicossociais relacionadas com a reciclagem do vidro .....	173
Tabela 3.7. Hipóteses e operacionalização das hipóteses relativas aos comportamentos de reciclagem de vidro .....	174
Tabela 3.8. Hipóteses e operacionalização das hipóteses relativas ao efeito da distância nos determinantes do comportamento de reciclagem .....	175
Tabela 3.9. Cronograma das várias fases do trabalho de investigação.....	178
Tabela 3.10. Zonas sócio-urbanas homogéneas seleccionadas para o estudo.....	179
Tabela 3.11. Número de famílias a inquirir em cada uma das localidades de estudo.....	182
Tabela 3.12. Selecção dos pontos de amostragem para as campanhas de caracterização dos RU .....	183
Tabela 3.13. Vidrões seleccionados para monitorização.....	184
Tabela 3.14. Taxas de retorno dos inquéritos, percentagem de pedidos de resumo do estudo e de elaboração de comentários .....	188
Tabela 3.15. Taxa de retorno por grupo sócio-urbano homogéneo .....	188
Tabela 3.16. Distribuição percentual dos recicladores e não recicladores pelas diferentes localidades.....	189
Tabela 3.17. Distribuição da amostra por localidades, em função da distância aos vidrões .....	189
Tabela 3.18. Dimensão da amostra relativa aos grupos REC e NREC .....	189
Tabela 3.19. Dimensão da amostra relativa aos grupos sócio-urbanos homogéneos.....	190
Tabela 3.20. Componentes considerados nas análises da composição física dos RU.....	191
Tabela 3.21. Valores típicos: médias e o desvios padrão dos componentes dos RU.....	193
Tabela 3.22. Número e dimensão das amostras necessárias para obter uma caracterização de RU representativa .....	194
Tabela 3.23. Plano de recolha e caracterização de amostras de RU .....	196
Tabela 3.24. Características das amostras de RU .....	197
Tabela 3.25. Amostra relativa aos vidrões submetidos a pesagens .....	201
Tabela 3.26. Características da amostra relativa aos vidrões equipados com sensores.....	202
Tabela 3.27. Classificação das profissões/ocupações .....	203
Tabela 3.28. Metodologia utilizada para a construção do índice de conhecimentos sobre o sistema de recolha de vidro .....	211

Tabela 3.29. Escala utilizada para a construção do índice distância entre o sistema preferido para a deposição dos recicláveis e o existente para o vidro.....	213
Tabela 3.30. Matriz utilizada para a construção do indicador distância entre os comportamentos individuais e os percebidos da comunidade.....	215
Tabela 3.31. Metodologia adoptada para a estimativa da taxa de desvio auto-relatada.....	216
Tabela 3.32. Categorias de assuntos relativas aos comentários produzidos pelos inquiridos.....	219
Tabela 3.33. Grandes categorias de assuntos referidos nos comentários produzidos pelos inquiridos.....	220
Tabela 4. 1. Distribuição dos REC e NREC pelas diferentes condições situacionais.....	228
Tabela 4. 2. Características demográficas e sócio-económicas dos REC e NREC.....	231
Tabela 4. 3. Características demográficas dos REC e NREC.....	232
Tabela 4. 4. Distribuição percentual dos inquiridos por faixas etárias e por local de nascimento.....	233
Tabela 4. 5. Diferenças entre REC e NREC em relação às variáveis psicossociais não relacionadas com os RU.....	235
Tabela 4. 6. Diferenças entre REC e NREC em relação à informação sobre resíduos.....	236
Tabela 4. 7. Informação relembada por REC e NREC sobre resíduos.....	238
Tabela 4. 8. Distribuição percentual das respostas dos REC e NREC relativas ao conhecimento sobre o sistema de gestão de RU.....	240
Tabela 4. 9. Percepção dos REC e NREC sobre as quantidades de RU produzidos em suas casas.....	240
Tabela 4. 10. Percepção dos REC e dos NREC em relação à evolução dos quantitativos de RU produzidos em suas casas.....	241
Tabela 4. 11. Percepção dos REC e dos NREC, em relação às quantidades de RU produzidos pelos vizinhos.....	241
Tabela 4. 12. Índice de distância entre as quantidades percebidas de RU produzidas em casa dos REC e NREC e as produzidas pelos seus vizinhos.....	241
Tabela 4. 13. Sistema preferido por REC e NREC para a separação dos recicláveis em casa.....	242
Tabela 4. 14. Sistema preferido pelos REC e NREC para a deposição dos recicláveis.....	243
Tabela 4. 15. Atribuição das responsabilidades pelos problemas dos resíduos e pela sua resolução.....	244
Tabela 4. 16. Avaliação efectuada por REC e NREC, sobre a actuação da Câmara em relação à gestão dos RU.....	245
Tabela 4. 17. Opinião dos REC e NREC sobre o pagamento de um tarifário de RU.....	246
Tabela 4. 18. Atitudes dos REC e NREC face aos resíduos.....	246
Tabela 4. 19. Avaliação efectuada pelos REC e NREC sobre as políticas de gestão dos RU.....	246
Tabela 4. 20. Frequência de deposição dos RU produzidos pelos REC e NREC.....	247
Tabela 4. 21. Elemento da família dos REC e NREC que vai normalmente despejar o caixote do lixo.....	247
Tabela 4. 22. Tipo de sacos utilizados pelos REC e NREC para a colocação dos seus RU.....	248
Tabela 4. 23. Quantidades de RU produzidas por dia pelos REC e NREC.....	248
Tabela 4. 24. Percepção dos inquiridos sobre a composição física dos seus RU.....	249
Tabela 4. 25. Valores médios relativos à percepção dos REC e NREC sobre a posição de cada componente no conjunto dos RU produzidos em suas casas.....	250
Tabela 4. 26. Procedimentos habituais dos REC e NREC em relação aos seus RU.....	251
Tabela 4. 27. Períodos do dia utilizados pelos REC e NREC para irem despejar o seu caixote do lixo.....	251
Tabela 4. 28. Consumo de produtos reciclados pelos REC e NREC e opinião sobre a sua qualidade.....	252
Tabela 4. 29. Recepção e fontes de informação sobre reciclagem de vidro referidas por REC e NREC.....	253
Tabela 4. 30. Conhecimentos dos REC e NREC em relação ao sistema de reciclagem do vidro.....	255
Tabela 4. 31. Responsabilidades atribuídas pelos REC e NREC em relação à reciclagem de vidro.....	256
Tabela 4. 32. Avaliação efectuada pelos REC e NREC sobre o sistema de reciclagem de vidro.....	257
Tabela 4. 33. Número médio de materiais que REC e NREC desejariam reciclar.....	259
Tabela 4. 34. Opinião dos REC e NREC sobre o sistema preferido para o destino das garrafas velhas.....	259
Tabela 4. 35. Índice de distância entre o sistema preferido pelos REC e NREC para a deposição dos recicláveis e o existente para o vidro.....	260
Tabela 4. 36. Avaliação efectuada pelos REC e NREC sobre as dificuldades relacionadas com o sistema de reciclagem do vidro.....	260
Tabela 4. 37. Avaliação efectuada pelos REC e NREC para a interface "utente/vidrão".....	261

Tabela 4. 38. Opinião dos REC e NREC em relação ao tipo de incentivos mais eficaz para promover os comportamentos de reciclagem de vidro.....	263
Tabela 4. 39. Sentido de preferência dos REC e NREC, em relação aos incentivos para a promoção dos comportamentos de reciclagem de vidro .....	263
Tabela 4. 40. Percepção dos REC e NREC sobre a actividade de reciclagem do vidro dos seus vizinhos.....	264
Tabela 4. 41. Controlo comportamental percebido pelos REC e NREC .....	265
Tabela 4. 42. Intenção comportamental dos REC e NREC .....	266
Tabela 4. 43. Comportamento de reciclagem auto-relatado pelos REC .....	267
Tabela 4. 44. Frequência e taxa de participação na deposição do vidro no vidrão.....	268
Tabela 4. 45. Número de embalagens de vidro transportadas pelos REC cada vez que vão ao vidrão.....	269
Tabela 4. 46. Percepção dos REC e NREC sobre a sua taxa de desvio do vidro.....	269
Tabela 4. 47. Comparação entre a percepção dos REC e NREC da sua taxa de desvio e a participação dos vizinhos na reciclagem do vidro.....	270
Tabela 4. 48. Elemento da família que vai normalmente ao vidrão .....	271
Tabela 4. 49. Tempo de actividade de reciclagem do vidro .....	271
Tabela 4. 50. Circunstâncias em que se vai ao vidrão.....	272
Tabela 4. 51. Dias da semana mais utilizados para ir ao vidrão .....	272
Tabela 4. 52. Local da casa utilizado para armazenar as embalagens de vidro velho .....	272
Tabela 4. 53. Destino dado aos sacos utilizados para transportar o vidro velho para os vidrões.....	273
Tabela 4. 54. Pedidos de resumo do estudo e elaboração de comentários.....	274
Tabela 4. 55. Distribuição percentual dos questionários com comentários, de acordo com algumas características sócio-demográficas dos indivíduos .....	274
Tabela 4. 56. Distribuição dos comentários pelas categorias de assuntos referidas por REC e NREC.....	276
Tabela 4. 57. Categorias de assuntos referidos por REC e NREC nos questionários.....	277
Tabela 4. 58. Análise discriminante: variáveis não incluídas no modelo (g.l. para todos os testes $F: 1,1526$ ) .....	279
Tabela 4. 59. Sumário da análise discriminante <i>stepwise</i> para os grupos NREC e REC.....	280
Tabela 4. 60. Poder discriminatório da função discriminante .....	280
Tabela 4. 61. Coeficientes não normalizados da função discriminante .....	281
Tabela 4. 62. Equações classificatórias para os grupos REC e NREC .....	281
Tabela 4. 63. Matriz de classificação.....	282
Tabela 4. 64. Coeficientes normalizados e coeficientes estruturais .....	283
Tabela 4. 65. Valores parciais de F da função discriminante (g.l.: 1,1916).....	284
Tabela 4. 66. Perfil dos REC e NREC .....	284
Tabela 4. 67. Variáveis excluídas da função discriminante (grupos: NREC1 / REC2).....	285
Tabela 4. 68. Sumário da análise discriminante para os grupos NREC1 / REC2 (método <i>stepwise</i> ).....	286
Tabela 4. 69. Poder discriminatório da função discriminante (grupos: NREC1 / REC2) .....	286
Tabela 4. 70. Coeficientes não normalizados (grupos: NREC1 / REC2) .....	287
Tabela 4. 71. Equações classificatórias (grupos: NREC1 / REC2) .....	287
Tabela 4. 72. Matriz de classificação (grupos: NREC1 / REC2).....	288
Tabela 4. 73. Coeficientes normalizados e coeficientes estruturais (grupos: NREC1 / REC2).....	288
Tabela 4. 74. Valores parciais de F da função discriminante (grupos: NREC1 / REC2) .....	289
Tabela 4. 75. Perfil dos NREC1 e REC2 .....	289
Tabela 4. 76. Diferenças na ordem de entrada das variáveis para as funções discriminatórias relativas aos grupos REC/NREC e NREC1/REC2 .....	290
Tabela 4. 77. Sumário da análise discriminante para os grupos NREC2 / REC1 (método <i>stepwise</i> ).....	291
Tabela 4. 78. Variáveis excluídas da função discriminante (grupos: NREC2 / REC1).....	291
Tabela 4. 79. Poder discriminatório da função discriminante (grupos: NREC2 / REC1) .....	291
Tabela 4. 80. Coeficientes não normalizados (grupos: NREC2 / REC1) .....	292
Tabela 4. 81. Equações classificatórias (grupos: NREC2 / REC1) .....	292
Tabela 4. 82. Matriz de classificação (grupos: NREC2 / REC1).....	292
Tabela 4. 83. Coeficientes normalizados e coeficientes estruturais (grupos: NREC2 / REC1).....	293
Tabela 4. 84. Valores parciais de F (grupos: NREC2 / REC1) .....	293
Tabela 4. 85. Perfil das características dos NREC2 e REC1 .....	294
Tabela 4. 86. Diferenças na ordem de entrada das variáveis para as funções discriminatórias relativas aos grupos NREC1/REC2 e REC1/NREC2 .....	294
Tabela 4. 87. Resumo das análises discriminantes.....	295

Tabela 4. 88. Condições de acesso aos vidrões e tipo de sistema de recolha de RU em cada uma das zonas sócio-urbanas .....	296
Tabela 4. 89. Distribuição percentual dos sujeitos inquiridos por sexos e grupos etários .....	297
Tabela 4. 90. Distribuição percentual dos inquiridos de acordo com o seu grau de ensino e profissão/ocupação .....	298
Tabela 4. 91. Famílias com empregada doméstica em cada um dos grupos sócio-urbanos .....	299
Tabela 4. 92. Condição perante a habitação dos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos .....	299
Tabela 4. 93. Características da estrutura das famílias residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos .....	300
Tabela 4. 94. Tempo de residência na zona e local de nascimento dos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos .....	301
Tabela 4. 95. Filiação dos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos em colectividades do Concelho .....	302
Tabela 4. 96. Envolvimento dos residentes de cada grupo sócio-urbano nas actividades colectivas desenvolvidas nas suas zonas .....	303
Tabela 4. 97. Percepção dos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos, sobre a capacidade mobilizadora dos vizinhos .....	303
Tabela 4. 98. Identidade Urbana dos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos .....	303
Tabela 4. 99. Sentimento de bem estar na zona dos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos .....	304
Tabela 4. 100. Recepção de informação sobre resíduos pelos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos .....	304
Tabela 4. 101. Fontes de informação sobre resíduos referidas pelos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos .....	304
Tabela 4. 102. Conteúdo da informação sobre resíduos referida pelos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos .....	306
Tabela 4. 103. Índice de conhecimentos sobre o sistema de gestão de RU, dos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos .....	306
Tabela 4. 104. Distribuição percentual das respostas dadas pelos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos, aos itens utilizados na construção do índice de conhecimentos sobre o sistema de gestão de RU .....	308
Tabela 4. 105. Percepção dos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos sobre as quantidades de RU produzidos nas suas casas .....	309
Tabela 4. 106. Percepção dos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos, sobre a evolução das quantidades de RU produzidos em suas casas .....	309
Tabela 4. 107. Percepção dos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos, sobre as quantidades de RU produzidos pelos seus vizinhos .....	310
Tabela 4. 108. Opinião dos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos, sobre o sistema de separação em casa preferido para os recicláveis .....	310
Tabela 4. 109. Opinião dos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos, sobre o sistema de deposição mais apropriado para os recicláveis .....	311
Tabela 4. 110. Atribuição das responsabilidades pelos problemas dos resíduos, efectuada pelos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos .....	311
Tabela 4. 111. Atribuição das responsabilidades pela resolução dos problemas dos resíduos, efectuada pelos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos .....	312
Tabela 4. 112. Avaliação sobre a actuação da Câmara em relação à gestão dos RU, efectuada pelos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos .....	313
Tabela 4. 113. Avaliação sobre a actuação da Câmara em relação aos diversos aspectos do sistema de gestão de RU, efectuada pelos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos .....	314
Tabela 4. 114. Opinião dos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos, sobre o pagamento de um tarifário de RU .....	314
Tabela 4. 115. Atitudes dos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos face aos resíduos .....	315
Tabela 4. 116. Frequência de deposição dos RU produzidos pelos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos .....	316
Tabela 4. 117. Coeficientes de correlação entre as variáveis situacionais, o número médio do agregado familiar e a frequência de deposição dos RU .....	317
Tabela 4. 118. Frequência de deposição dos RU em função do tipo de sistema de deposição existente .....	317
Tabela 4. 119. Elemento da família dos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos que vai normalmente despejar o lixo .....	318



Tabela 4. 120. Elemento do agregado familiar que vai normalmente despejar o lixo, em função do tipo de sistema de deposição existente para os RU .....	319
Tabela 4. 121. Tipo de sacos utilizados para o acondicionar os RU produzidos pelos residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos .....	319
Tabela 4. 122. Quantidade de sacos de lixo produzidos por dia e por família residente em cada um dos grupos sócio-urbanos .....	320
Tabela 4. 123. Número médio de sacos de resíduos produzidos por dia e por cada elemento do agregado familiar dos residente em cada um dos grupos sócio-urbanos.....	320
Tabela 4. 124. Produção diária de sacos de lixo/ <i>per capita</i> em função das variáveis situacionais .....	320
Tabela 4. 125. Estimativa da quantidade diária de RU produzidos <i>per capita</i> .....	321
Tabela 4. 126. Produção de RU (kg/ <i>per capita</i> /dia) em função das variáveis situacionais .....	321
Tabela 4. 127. Percentagem de famílias recicladoras e índices de acesso aos vidrões função das variáveis situacionais.....	321
Tabela 4. 128. Percepção dos residentes de cada uma das zonas sócio-urbanas, sobre a composição física dos seus resíduos.....	322
Tabela 4. 129. Procedimentos habituais dos residentes de cada uma das zonas sócio-urbanas em relação aos seus RU .....	323
Tabela 4. 130. Horas normalmente utilizadas pelos residentes de cada uma das zonas sócio-urbanas para irem despejar o seu caixote do lixo .....	324
Tabela 4. 131. Informação sobre reciclagem do vidro referida pelos residentes das zonas sócio-urbanas.....	325
Tabela 4. 132. Índice de conhecimento dos residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas, sobre o sistema de recolha de vidro .....	325
Tabela 4. 133. Distribuição percentual das respostas dadas pelos residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas à questão sobre quem poderia levar as pessoas a reciclar mais vidro.....	327
Tabela 4. 134. Distribuição percentual das respostas dadas pelos residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas à questão sobre quem consideram o principal responsável não se reciclar mais vidro .....	327
Tabela 4. 135. Atribuição das responsabilidades em relação à reciclagem do vidro .....	328
Tabela 4. 136. Índice de avaliação do sistema de reciclagem do vidro obtido para cada um dos grupos sócio-urbanos homogéneos .....	329
Tabela 4. 137. Coeficientes de correlação entre a distância aos vidrões e os valores médios obtidos para cada um dos itens da escala de avaliação do sistema de recolha de vidro.....	329
Tabela 4. 138. Avaliação do sistema de reciclagem do vidro efectuada pelos residentes nos grupos sócio-urbanos homogéneos .....	330
Tabela 4. 139. Materiais que gostariam de reciclar os residentes em cada uma das zonas sócio-urbanas homogéneas.....	331
Tabela 4. 140. Número de materiais que os residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas gostariam de reciclar (excepto papel/cartão e vidro).....	332
Tabela 4. 141. Sistema preferido pelos residentes das zonas sócio-urbanas homogéneas, para o destino das embalagens de vidro velhas .....	332
Tabela 4. 142. Comparação entre o sistema existente para o vidro e o preferido pelos residentes das zonas sócio-urbanas homogéneas para a deposição dos recicláveis.....	333
Tabela 4. 143. Dificuldades relacionadas com a reciclagem do vidro, percebidas pelos residentes das zonas sócio-urbanas homogéneas .....	333
Tabela 4. 144. Avaliação efectuada pelos residentes das zonas sócio-urbanas homogéneas para a interface utente/vidrão (utilização amigável).....	333
Tabela 4. 145. Atitudes face à reciclagem do vidro dos residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas .....	334
Tabela 4. 146. Crença dos residentes das zonas sócio-urbanas homogéneas sobre o resultados dos seus comportamentos para o sucesso da reciclagem do vidro .....	334
Tabela 4. 147. Opinião dos residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas, sobre o tipo de incentivos mais eficaz para incentivar as pessoas a reciclar mais vidro .....	335
Tabela 4. 148. Distribuição percentual dos residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas que atribuíram maior importância aos incentivos de natureza não material .....	335
Tabela 4. 149. Norma subjectiva dos residentes nas zonas sócio-urbanas .....	335
Tabela 4. 150. Percepção dos residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas sobre a actividade de reciclagem do vidro por parte dos vizinhos.....	336
Tabela 4. 151. Controlo comportamental percebido dos residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas .....	337
Tabela 4. 152. Intenção comportamental dos residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas....	337

Tabela 4. 153. Distribuição percentual dos REC e NREC por cada grupo sócio-urbano homogéneo .....	337
Tabela 4. 154. Frequência com que os residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas realizam as actividades de separação e deposição selectiva do vidro no vidrão .....	338
Tabela 4. 155. Distância média percorrida pelos residentes das zonas sócio-urbanas homogéneas das suas casas aos vidrões .....	339
Tabela 4. 156. Frequência com que os residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas vão ao vidrão .....	339
Tabela 4. 157. Número de garrafas transportadas pelos residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas cada vez que vão ao vidrão .....	340
Tabela 4. 158. Percepção dos residentes em zonas sócio-urbanas homogéneas, sobre a sua taxa de desvio do vidro .....	341
Tabela 4. 159. Elemento da família dos residentes em zonas sócio-urbanas homogéneas que vai normalmente levar o vidro para o vidrão .....	341
Tabela 4. 160. Relação entre o elemento do agregado familiar que vai despejar o lixo e ao vidrão .....	342
Tabela 4. 161. Frequência com que se realizam as actividades de separação e deposição selectiva do vidro pelos residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas .....	343
Tabela 4. 162. Circunstâncias em os residentes das zonas sócio-urbanas homogéneas vão ao vidrão .....	343
Tabela 4. 163. Período da semana mais utilizado pelos residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas para irem ao vidrão .....	343
Tabela 4. 164. Local da casa dos residentes em zonas sócio-urbanas homogéneas habitualmente utilizado para armazenar o vidro destinado aos vidrões .....	344
Tabela 4. 165. Destino dado pelos residentes nas zonas sócio-urbanas homogéneas ao saco utilizado para transportar as garrafas colocadas no vidrão .....	344
Tabela 4. 166. Distribuição dos questionários com comentários e pedidos de resumo pelos grupos sócio-urbanos homogéneos .....	345
Tabela 4. 167. Distribuição percentual dos inquéritos com comentários de acordo com a proporção de indivíduos existentes nos grupos de cada critério situacional e sócio-demográfico .....	345
Tabela 4. 168. Categorias de assuntos referidos pelos residentes em zonas E/ME e M/MB .....	346
Tabela 4. 169. Síntese dos resultados das estatísticas de testes para a verificação da hipótese nula, relativas aos grupos sócio-urbanos homogéneos, distância aos vidrões, tipo de habitações e estrato sócio-económico predominante na zona de residência .....	347
Tabela 4. 170. Correlação entre a variável comportamento de reciclagem de vidro e as variáveis independentes .....	349
Tabela 4. 171. Sumário da análise de regressão múltipla ( <i>stepwise</i> ), para a variável dependente comportamento de reciclagem de vidro relativo ao grupo P-E/ME .....	350
Tabela 4. 172. Sumário da análise de regressão múltipla ( <i>stepwise</i> ), para a variável dependente comportamento de reciclagem de vidro do grupo P-E/ME1 .....	351
Tabela 4. 173. Sumário da análise de regressão múltipla ( <i>stepwise</i> ), para a variável dependente comportamento de reciclagem de vidro do grupo P-E/ME2 .....	352
Tabela 4. 174. Sumário da análise de regressão múltipla ( <i>stepwise</i> ), para a variável dependente comportamento de reciclagem de vidro do grupo P-M/MB .....	353
Tabela 4. 175. Sumário da análise de regressão múltipla ( <i>stepwise</i> ), para a variável dependente comportamento de reciclagem de vidro do grupo P-M/MB1 .....	354
Tabela 4. 176. Sumário da análise de regressão múltipla ( <i>stepwise</i> ), para a variável dependente comportamento de reciclagem de vidro do grupo P-M/MB2 .....	354
Tabela 4. 177. Análise de regressão múltipla ( <i>stepwise</i> ) para a variável dependente: comportamento de reciclagem de vidro do grupo M-E/ME .....	355
Tabela 4. 178. Análise de regressão múltipla ( <i>stepwise</i> ) para a variável dependente: comportamento de reciclagem de vidro do grupo M-E/ME1 .....	356
Tabela 4. 179. Análise de regressão múltipla ( <i>stepwise</i> ) para a variável dependente: comportamento de reciclagem de vidro do grupo M-E/ME2 .....	356
Tabela 4. 180. Sumário da análise de regressão múltipla ( <i>stepwise</i> ), para a variável dependente comportamento de reciclagem de vidro do grupo M-M/MB .....	357
Tabela 4. 181. Sumário da análise de regressão múltipla ( <i>stepwise</i> ), para a variável dependente comportamento de reciclagem de vidro do grupo M-M/MB1 .....	358
Tabela 4. 182. Análise de regressão múltipla ( <i>stepwise</i> ) para a variável dependente: comportamento de reciclagem de vidro do grupo M-M/MB2 .....	358
Tabela 4. 183. Composição física dos RU produzidos pelas famílias residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos homogéneos .....	363

Tabela 4. 184. Indicadores relativos à composição física dos RU de cada uma das zonas sócio-urbanas homogéneas.....	364
Tabela 4. 185. Quantidades de vidro depositado semanalmente por família, nos vidrões pesados.....	375
Tabela 4. 186. Deposição semanal de vidro por família em cada um dos grupo homogéneo .....	376
Tabela 4. 187. Deposição semanal de vidro por família em cada um dos grupo homogéneo .....	376
Tabela 4. 188. Características estatísticas do parâmetro peso específico do vidro no vidrão (kg/m <sup>3</sup> ).....	378
Tabela 4. 189. Taxa de desvio do vidro do circuito normal de recolha de RU.....	378
Tabela 4. 190. Indicadores de produtividade relativos aos vidrões equipados com sensores.....	379
Tabela 4. 191. Distribuição do número de embalagens de vidro depositadas ao longo do dia .....	379
Tabela 4. 192. Número médio de embalagens de vidro depositadas por vidrão ao longo da semana .....	380
Tabela 4. 193. Frequências relativas do número de embalagens depositadas por vidrão ao longo da semana .....	381
Tabela 4. 194. Número médio de utilizadores por vidrão ao longo do dia .....	381
Tabela 4. 195. Número médio de utilizadores de vidrões ao longo da semana.....	383
Tabela 4. 196. Distribuição percentual do número médio de utilizadores dos vidrões ao longo da semana .....	384
Tabela 4. 197. Número médio de embalagens de vidro depositadas por utilizador .....	384
Tabela 4. 198. Indicadores de produtividade relativos aos vidrões equipados com sensores.....	386
Tabela 4. 199. Taxa de desvio do vidro de embalagem dos sacos do lixo.....	387
Tabela 4. 200. Comparação entre os dois métodos de medição da produtividade dos vidrões .....	387
Tabela 4. 201. Distribuição percentual das várias categorias de utilizadores dos vidrões, em função do número de embalagens transportadas (resultados obtidos dos sensores e dos questionários).....	388
Tabela 4. 202. Número e percentagem de utilizadores dos vidrões por tipo de utilizador .....	389
Tabela 4. 203. Número e percentagem de embalagens depositadas nos vidrões por tipo de utilizador .....	390
Tabela 4. 204. Indicadores relativos aos vidrões considerando só os pequenos utilizadores .....	391
Tabela 4. 205. Estatística descritiva relativa ao número de embalagens de vidro depositadas por dia nos vidrões pelos utilizadores domésticos .....	394
Tabela 4. 206. Estatística descritiva relativa ao número de pequenos utilizadores diários dos vidrões .....	395
Tabela 5.1. Relação entre o sistema preferido para a deposição dos recicláveis e o sistema de recolha de RU existente na zona de residência dos inquiridos.....	407
Tabela 5.2. Atitudes em relação às consequências da reciclagem do vidro .....	412
Tabela 5.1. Coeficientes de correlação entre o controlo comportamental percebido, as atitudes, a norma subjectiva e a intenção comportamental.....	415
Tabela 5.2. Características sócio-demográficas dos indivíduos residentes em P-E/ME e em P-M/MB .....	434
Tabela 5.3. Resumo dos principais indicadores de produtividade dos vidrões monitorizados .....	442
Tabela A. 1. Composição física dos RU do concelho de Lisboa (média anual, 1995).....	487
Tabela A. 2. Características dos circuitos de recolha selectiva de papel.....	488
Tabela A. 3. Localidades do Concelho de Lisboa .....	489
Tabela A.4. Composição física dos RU do concelho de Loures (média anual, 1995) .....	521
Tabela A. 5. Características dos circuitos de recolha selectiva de papel.....	523
Tabela A. 6. Circuitos de limpeza manual e mecânica existentes nas localidades em estudo.....	525
Tabela A. 7. Medidas do Plano de Acção de Recolha Selectivas .....	525
Tabela A. 8. Localidades do Concelho de Loures .....	526
Tabela A. 9. Composição física dos RU do concelho de Oeiras (média anual, 1995) .....	563
Tabela A. 10. Localidades do Concelho de Loures .....	565
Tabela A. 11. Média e desvio-padrão dos resultados obtidos para cada um dos itens da escala de atitudes face aos resíduos, considerando a amostra total (N=3085).....	606
Tabela A. 12. Média e desvio-padrão dos resultados obtidos para cada um dos itens da escala de atitudes face à reciclagem do vidro, considerando a amostra total (N=3027).....	606
Tabela A. 13. Análise da variância dos dados da escala de atitudes face aos resíduos .....	607
Tabela A. 14. Análise da variância dos dados da escala de atitudes face à reciclagem do vidro ....	607
Tabela A. 15. Média, variância, desvio padrão, correlação item-total e índice alpha dos itens da escala de atitudes face aos resíduos, quando o item for eliminado.....	607
Tabela A. 16. Média, variância, desvio padrão, correlação item-total e índice alpha dos itens da escala de atitudes face à reciclagem do vidro, quando o item for eliminado .....	608
Tabela A. 17. Estrutura factorial da escala de atitudes face à reciclagem do vidro .....	608



## 1.1. INTRODUÇÃO

Há séculos que o Homem se debate com dois problemas para os quais ainda não conseguiu uma solução otimizada - a gestão dos recursos e a gestão dos resíduos. Até há bem pouco tempo estes dois assuntos estavam em compartimentos distintos, os recursos sempre foram considerados estratégicos para a sobrevivência, para a riqueza e poder das nações. Os resíduos sempre foram considerados produtos indesejáveis, que se escondem ou enviam de preferência para o quintal dos menos ricos e com menos poder.

A problemática actual dos resíduos, nomeadamente, a produção de grandes quantidades, a presença de materiais mais tóxicos e de difícil biodegradação, a escassez de locais apropriados para a sua deposição, as graves disfunções ambientais provocadas não só pela deposição não controlada como, também, pelos próprios tecnossistemas de tratamento, os custos crescentes dos sistemas de recolha e tratamento, a oposição das populações à localização de novas infraestruturas, a pressão dos grupos ecologistas e a maior consciencialização das populações em relação aos problemas ambientais provocados pelos resíduos, associada à necessidade de preservação dos recursos naturais, deram origem a que nas duas últimas décadas as políticas, as mentalidades e as tecnologias utilizadas para a gestão dos resíduos sofressem alterações rápidas, nalguns casos mesmo radicais, em relação às vigentes num passado ainda recente.

Também para o sector dos resíduos, o célebre *slogan* do desenvolvimento sustentado “mais com menos”, começa a ser uma estratégia chave. Actualmente, exige-se que os sistemas de gestão de resíduos produzam mais bens e produtos (receitas, materiais recicláveis, composto, energia e satisfação dos utentes), com menos poluição (emissões para a atmosfera, água e solo) e menos consumo de energia e matérias primas. Esta ligação entre recursos e resíduos é exigida não só aos responsáveis pela gestão dos resíduos, mas também aos cidadãos, no seu duplo papel de consumidores e utentes dos serviços de resíduos. Enquanto consumidores, as suas opções devem privilegiar produtos que originem menos resíduos e tóxicos, que sejam reciclados ou recicláveis. Enquanto utentes dos serviços de resíduos, devem participar no esforço de redução, reutilização, reciclagem e nos processos de decisão sobre a gestão e localização de infraestruturas para o tratamento e destino final dos resíduos.

Sustentabilidade, integração, responsabilidade, conduziram os resíduos para uma estrutura complexa com implicações que transbordaram o seu campo científico e tecnológico tradicional, passando a atingir áreas tão diversas como as do design industrial, artes plásticas, política, economia, antropologia, arqueologia, história, sociologia, psicologia, moda, entre outras.

Um tão grande nível de envolvimento e sensibilidade, dos diversos sectores da sociedade e dos próprios cidadãos, exige que os técnicos, e todos os que têm responsabilidades mais directas na gestão dos resíduos, consigam responder às novas exigências de uma forma muito sensata mas também muito sensível. O problema dos resíduos, há semelhança de outros problemas ambientais, pode ser melhor compreendido como uma crise de comportamentos mal adaptados (Maloney e Ward, 1973). Os resíduos fazem parte dos designados dilemas sociais, ou seja, do grupo de comportamentos mal adaptados em relação à gestão dos recursos ou bens comuns (McAndrew, 1993).

Os cientistas e técnicos ligados ao sector dos resíduos têm esquecido que o mais importante em resíduos não é projectar um sistema tecnológico eficiente, mas sim um sistema sócio-técnico eficiente. Os resíduos não são mais que o reflexo do comportamento dos consumidores e as soluções técnicas actuais disponíveis para a sua gestão, estão dependentes do comportamento desses consumidores. São eles os agentes activos dos projectos de gestão integrada e é deles que depende em grande parte o sucesso desses projectos. Como referiram os arqueologistas, auto-denominados “arqueólogos do lixo”, Rathje e Murphy (1992), não há muitos outros assuntos de significado público perante os quais a opinião popular e a oficial estejam tão consistentemente mal informadas. De acordo com os mesmos autores, o aspecto mais crítico do problema dos resíduos reside no facto da nossa noção de produção e deposição estar, na maior parte das situações, cheia de enigmas e mitos.

O livro “The Archaeology of Garbage”, que resume algumas das investigações realizadas em antigos aterros sanitários, realizadas por Rathje e seus colaboradores, demonstra de uma forma bem clara

que a intuição dos técnicos sobre os resíduos nem sempre corresponde à realidade. Por exemplo, quem produz mais resíduos de embalagens não são as famílias de classes sociais elevadas mais sim as de classes sociais mais baixas ou que após um dia de recolha selectiva especial para resíduos perigosos, ao contrário do esperado, aparecem no aterro grandes quantidades desses resíduos.

Estas e outras evidências, levam a considerar que a resolução dos problemas dos resíduos exige uma nova geração de intervenientes, multicomposta por profissionais de várias áreas, dentro dos quais se destacam os engenheiros com sensibilidade psicossocial e os psicólogos sociais com sensibilidade engenheiral. Este hibridismo não representa generalismo, nivelamento a um baixo denominador comum, ou promiscuição profissional, antes pelo contrário, significa a consciência e a vontade de responder aos novos desafios da sociedade, uma maior maturação em relação à integração das várias perspectivas da problemática dos resíduos. Profissionais de vários ramos da ciência que trabalham na temática dos resíduos, têm que se virar de frente uns para os outros, acordar nos objectivos e metodologias utilizadas, para que os esforços individuais de cada um possam ser potencializados e os resultados práticos mais efectivos.

A política da União Europeia (UE), estabelece a seguinte prioridade decrescente para as opções de gestão dos resíduos: redução, reutilização, reciclagem (material e orgânica), valorização energética, incineração sem valorização energética e deposição final em solo (aterro sanitário). Em termos nacionais, o Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU), segue a mesma hierarquia de prioridades, estabelecendo metas quantificadas para os horizontes de curto (ano 2000) e médio prazo (2005), para as opções estratégicas relativas à redução, reciclagem, valorização energética e deposição final (Lobato Faria *et al.*, 1997).

Em 1996, a taxa nacional de reciclagem foi estimada em 4%, valor bastante inferior comparado, por exemplo, com os valores obtidos em 1992 pelo Japão (40%), EUA (17%) ou alguns países da Europa Ocidental (60%). De acordo com De Young (1991), em termos tecnológicos, a taxa potencial máxima para a reciclagem dos RU (incluindo a fracção fermentável) é de 80%. A questão que se coloca é a seguinte: como se conseguirá atingir a meta nacional de 15% de reciclagem dos RU no ano 2000, se praticamente se desconhece o comportamento dos utentes dos serviços de recolha selectiva? Será o sistema Ponto Verde, recentemente criado, suficiente para se alcançar essa meta?

As experiências e as investigações realizadas em países mais avançados nestas matérias, permitem antever que dificilmente a meta dos 15% será alcançada de uma forma social, ambiental e economicamente racional, se só se investir em tecnologia ou sistemas promocionais do Sistema de Gestão Integrada de Embalagens (programa nacional para a recolha selectiva de embalagens), e não se fizer um esforço adicional para conhecer melhor as características dos utentes desse sistema.

Se os dados sócio-demográficos, psicossociais e comportamentais discriminarem recicladores e não recicladores, é importante saber o carácter desses dados para que as campanhas de educação possam ser traçadas de uma forma mais apropriada e para que os técnicos possam adaptar os projectos e as práticas de gestão dos sistemas de reciclagem às características desses utentes.

A maior parte das investigações da ciência do comportamento sobre as matérias ambientais tem estudado mais os assuntos gerais sobre o ambiente do que tópicos restritos, como por exemplo os comportamentos de reciclagem.

Van Liere e Dunlap (1980) analisaram 23 artigos que investigavam os factores relacionados com os assuntos ambientais. Concluíram, à semelhança de Samdahl e Robertson (1989), que as variáveis sócio-demográficas tem um poder explanatório muito limitado. Um alto nível de educação, idade jovem e uma orientação política liberal, estão muitas vezes relacionadas com a preocupação ambiental, mas geralmente explicam uma modesta variação nos comportamentos ambientais. Alguns autores são de opinião que as variáveis de natureza psicossocial poderão ser factores preditivos mais fortes que as sócio-demográficas.

A gestão integrada dos RU envolve mais custos, mais coordenação, mais educação pública, mais monitorização. Requer mais esforços, tempo e compromisso ao nível individual. Regulamentos, incentivos económicos, tarifários, participação e aceitação de localização de infraestruturas, participação nos esquemas de reciclagem, redução dos RU na fonte, alteração das práticas de consumo, são tudo questões que têm como denominador comum o comportamento humano. Todas estas situações exigem que os indivíduos deixem de tomar o caminho mais fácil para os problemas de longo prazo. Os psicólogos descrevem este cenário, no qual o curto prazo do auto-interesse é

• reciclagem - lixo - resíduos  
 • commitment - pessoas  
 • decjorty - sistemas  
 • vidro - destinação - resíduo como r no sistema

confrontado com o do longo prazo do bem estar da comunidade, como um dilema social (Cope, 1995).

Sendo a redução e reciclagem um dilema social, onde existe uma oposição entre os interesses do indivíduo e os do colectivo, a solução para a dissolução desta situação dilemática pode ser efectuada de dois modos: (1) ou se modificam os dados objectivos da situação, de tal modo que a opção comportamental competitiva deixe de ser a mais proveitosa; (2) ou se redefine psicologicamente a situação de tal modo que o dilema deixe subjectivamente de existir (Palma-Oliveira e Santos, 1998).

Na primeira situação, têm sido utilizados incentivos extrínsecos (tangíveis), positivos ou negativos, como por exemplo, os incentivos/desincentivos materiais, obrigações legais, apoio/pressão social, remoção de barreiras. Na segunda situação, o objectivo é ajudar os indivíduos a redefinir-se extra-individualmente (Palma-Oliveira e Santos, 1998). São utilizados para esse efeito incentivos de natureza intrínseca, de natureza coerciva ou não coerciva, como o recurso à identidade social, à satisfação intrínseca, ao sentido de responsabilidade, competência, confiança, obrigação, culpa, e a auto-monitorização do comportamento.

As estratégias destinadas a promover o comportamento de reciclagem, quer antecedentes quer consequentes, não produzem os mesmos efeitos sobre cada um dos indivíduos de uma comunidade. Perante um programa de reciclagem uns indivíduos participarão, outros dificilmente participarão e outros ainda poderão participar em função do tipo e intensidade das estratégias utilizadas. A identificação de segmentos da população com determinadas características comuns face à reciclagem, permitirá o planeamento de melhores e mais eficientes estratégias operacionais e promocionais.

As soluções possíveis para os problemas actuais dos RU devem continuar a contar com a tecnologia, mas isto não chega. As soluções técnicas não funcionam sem mudanças significativas dos comportamentos individuais (Schahn e Holzer, 1990). Por outro lado, o sucesso da reciclagem, medido em termos de taxa de participação e taxa de desvio, não está só dependente das características demográficas, sócio-económicas, psicossociais ou políticas de uma comunidade. O que muitas vezes explica as diferenças nos indicadores de desempenho da reciclagem, entre cidades com diferentes características, é a política específica adoptada e outras questões relacionadas com as componentes técnicas e operacionais dos programas de reciclagem (Folz e Hazlett, 1991).

Desta forma, apesar de algumas variáveis pessoais poderem relacionar-se com a reciclagem é necessário examinar também as variáveis situacionais que poderão interferir directa ou indirectamente no comportamento de reciclagem. Os programas têm que funcionar bem, têm que ser visíveis e fornecer informações claras, práticas e positivamente incentivadoras (Rogoff e Williams, 1994; Waite, 1995). Como referem Hopper e Nielsen (1991) a reciclagem é percebida pelos residentes como um custo e esforço adicional, pelo que tudo o que facilite ou evite estas barreiras contribui para o aumento da participação.

A melhor forma de assegurar uma boa participação dos cidadãos é fornecer-lhes um sistema de deposição conveniente para os seus resíduos. A conveniência dos utentes é um objectivo essencial na gestão eficaz de sistemas de RU. A conveniência é perfeita quando o sistema presta o serviço que a maioria pretende e a generalidade aceita. A melhoria do grau de conveniência consegue-se pela aproximação dos utentes ao serviço, influenciando os utentes (formação e sensibilização) e fazendo evoluir o serviço (Almeida, 1997). Mas para fornecer o sistema mais conveniente é necessário saber, não só o que os técnicos pensam sobre o assunto, mas o que os utentes consideram ser para eles o sistema mais conveniente.

Quando se fala em reciclagem, no sentido com que a palavra é utilizada pelo senso comum, fala-se não dum comportamento, mas dum conjunto de comportamentos. Os indivíduos têm que separar, eventualmente reduzir o volume ou limpar, armazenar e depois transportar os resíduos para um determinado local de deposição indicado pelas entidades gestoras dos sistemas. Os comportamentos exigidos, bem como as motivações para a reciclagem, podem ser distintos de material para material. Por este motivo, é aconselhado que as investigações sobre os comportamentos de reciclagem se foquem num material específico e não num conjunto de materiais.

Neste trabalho de investigação seleccionou-se uma amostra de população urbana, com diferentes características sócio-económicas e habitacionais, residente em 15 zonas dos Concelhos de Lisboa, Loures e Oeiras, servida por um sistema de recolha selectiva por transporte voluntário para o vidro,

mais conhecido por sistema vidrão. Seleccionou-se este sistema e este material, por serem os mais generalizados e antigos no país, o que evita os efeitos de novidade, pouca experiência ou desconhecimento por parte dos utentes, possibilitando ao mesmo tempo uma aplicação dos resultados e conclusões a um número mais vasto de situações.

Face ao exposto, pode-se traduzir o assunto desta tese nas seguintes questões: Que factores determinam os comportamentos de reciclagem de vidro? Será a distância aos vidrões o único factor importante? O que distingue os recicladores dos não recicladores? Serão os determinantes do comportamento de reciclagem idênticos para grupos sócio-urbanos heterogéneos? Qual o raio de acção dum vidrão? Quantas pessoas utilizam o vidrão por dia? E quantas embalagens de vidro entregam para a reciclagem?

Estas e outras questões relacionadas com os comportamentos de reciclagem de vidro, comportamentos das pessoas e do sistema, constituíram as perguntas de partida deste trabalho investigação.

Os resultados obtidos neste trabalho devem ser referenciados a um sistema concreto, o sistema de recolha selectiva por transporte voluntário, e a um material específico, o vidro. A sua generalização a outros sistemas e a outros materiais, ou mesmo a outras épocas do ano, deve ser feita com as devidas precauções. Existem vários tipos de sistemas de recolha selectiva, cada um com as suas características específicas, o que exige da parte dos utilizadores procedimentos também específicos. Por outro lado, as atitudes e os comportamentos dos indivíduos podem diferir de material para material. Por último, sendo os resíduos o reflexo do consumo efectuado pelas famílias e dum conjunto complexo de situações contextuais, noutras épocas do ano, ou noutros anos, as quantidades e composição dos resíduos alteram-se, podendo induzir a alterações também nas motivações, atitudes e comportamentos dos indivíduos em relação aos resíduos.

por reu/2005

## 1.2. OBJECTIVOS

Em termos gerais, com este trabalho de investigação pretendeu-se conhecer as características e os comportamentos dos utentes do sistema remoção de RU e do sistema de recolha selectiva de vidro, procurando deste modo colmatar a escassez de trabalhos neste domínio. Dificilmente um serviço público ou privado poderá planear, projectar, melhorar e fornecer um sistema eficiente e conveniente para os seus utilizadores se desconhecer um determinado conjunto de factores associados a esses utentes.

Desde o momento em que a solução para os resíduos sólidos deixou de ser exclusivamente baseada em métodos curativos (e.g. deposição no solo, queima), para os quais o importante é dispor de bons técnicos e locais apropriados para a localização das infraestruturas, e se passou a privilegiar os métodos preventivos (e.g. redução, reutilização e reciclagem), começou a ser também necessário "bons cidadãos". Nenhum sistema de reciclagem funcionará se os consumidores de embalagens não as separarem e colocarem convenientemente nos respectivos equipamentos de deposição selectiva.

Muitos técnicos que trabalham no sector dos resíduos urbanos sentem-se muitas vezes frustrados pelos fracos resultados dos seus programas, as taxas de participação não correspondem às suas expectativas, os sistemas ficam muito caros, e frequentemente aquilo que era um bom projecto técnico passa a ser o motivo da reclamação e descontentamento da população.

Os profissionais de marketing sabem bem como aplicar determinadas técnicas de mudança de atitudes e comportamentos dos consumidores, e como transformar o produto mais supérfluo no mais desejado e essencial, como transformar a industria mais poluente na mais verde e um produto inimigo do ambiente num amigo do ambiente.

Os vários inquéritos realizados à opinião pública revelam que uma grande percentagem da população portuguesa tem atitudes muito favoráveis em relação à reciclagem, muito ao nível das dos cidadãos de outros países mais da Europa considerados mais desenvolvidos. Então porquê é que a taxa de reciclagem no nosso país não ultrapassa os 4%?

As respostas que se possam dar a esta questão não são simples nem directas, e podem variar em função das características e dos contextos sociais específicos de cada comunidade. Encontrar algumas dessas respostas foi um dos grandes objectivos desta investigação.



Partindo de uma amostra de 3 419 famílias, procurou-se, através de um inquérito por questionário, de campanhas de caracterização dos resíduos urbanos produzidos por essas famílias e da monitorização dos vidrões existentes nas zonas onde residem, atingir os seguintes **objectivos específicos**:

1. *Descobrir quais as principais diferenças entre recicladores e não recicladores e que factores são determinantes para os comportamentos de reciclagem de vidro.*
2. *Avaliar as diferenças entre zonas sócio-urbanas homogéneas, desenvolver e testar um modelo de comportamento de reciclagem de vidro que se adapte às diferentes zonas sócio-urbanas.*
3. *Conhecer melhor alguns parâmetros de projecto essenciais para a implementação de sistemas de recolha selectiva de vidro (e.g. raio de influência dos vidrões, peso específico do vidro no vidrão, frequências da sua utilização). Estudar os comportamentos face aos resíduos e à reciclagem do vidro, complementando a informação recolhida por questionário com a obtida através da análise da composição física dos RU e da monitorização dos vidrões utilizados pelos inquiridos.*

### **1.3. ORGANIZAÇÃO DA TESE**

Para além duma introdução geral à problemática dos RU e da explicitação dos objectivos deste trabalho de investigação, incluiu-se ainda, neste capítulo introdutório, uma panorâmica das diferentes perspectivas em resíduos. Optou-se por incluir as diferentes perspectivas em relação aos resíduos (a histórica, a sociológica, a política, a económica e a técnica), devido ao desenvolvimento recente de múltiplas áreas de interface na área dos resíduos, dando deste modo aos eventuais leitores deste trabalho uma visão das diferentes áreas objecto de interesse e de investigação no campo dos resíduos.

No segundo capítulo, apresenta-se a revisão da literatura nos domínios conexos com a investigação. Tendo como título genérico "Factores determinantes para os comportamentos de reciclagem", estes capítulo foca as investigações que se têm realizado em três grandes domínios. Um relativo às variáveis que diferenciam recicladores e não recicladores, ou seja, as suas características pessoais (de personalidade, sócio-demográficas e psicossociais), outro relativo às técnicas, antecedentes e consequentes, utilizadas para a promoção dos comportamentos ambientais e outro relativo aos modelos comportamentais. No final do capítulo, faz-se uma síntese da revisão da literatura e alguns comentários finais.

No capítulo III é apresentado o planeamento do trabalho de investigação e a metodologia utilizada para atingir os objectivos propostos. O capítulo inicia-se com a explicitação das hipóteses, e a operacionalização dessas hipóteses, relativas a cada um dos objectivos estabelecidos. Seguem-se a descrição do design experimental, os instrumentos de análise, a construção das variáveis e os métodos estatísticos utilizados para o tratamento dos dados.

No capítulo IV apresentam-se os resultados e respectivos tratamentos estatísticos. O capítulo foi organizado em três partes, um relativo às diferenças entre recicladores e não recicladores, o segundo relativo às diferenças entre grupos sócio-urbanos heterogéneos e respectivos modelos de comportamento de reciclagem de vidro e o terceiro relativo aos resultados das campanhas de caracterização física dos resíduos e monitorização dos vidrões das zonas em estudo. Esta divisão corresponde a cada um dos objectivos específicos definidos anteriormente.

No capítulo V procede-se à discussão e interpretação dos resultados, seguindo-se a mesma organização descrita para o capítulo IV.

Por último, no capítulo VI, descrevem-se as conclusões e sugerem-se algumas pistas para o desenvolvimento de futuras investigações nesta área.

## 1.4. PERSPECTIVAS EM RESÍDUOS URBANOS

### 1.4.1. A HISTÓRIA DOS RESÍDUOS (OU OS RESÍDUOS AO LONGO DA HISTÓRIA)

Os resíduos transformaram-se nos últimos anos num dos mais importantes problemas ambientais da sociedade contemporânea. Na base deste fenómeno está a evidência de que, ao ritmo a que os resíduos estão a ser produzidos, a capacidade dos locais existentes para a sua deposição é cada vez mais limitada. Adicionalmente, os novos locais para a implementação de infraestruturas para o seu tratamento ou deposição final, estão muito limitados, quer devido às exigências legislativas em matéria de ambiente, quer devido ao conhecido síndrome de NIMBY<sup>1</sup>.

Para muitos a gestão dos resíduos, a redução na fonte, a reciclagem material, a compostagem, a incineração e os aterros são preocupações recentes, vocábulos novos que ainda não figuram em muitos dicionários e enciclopédias, assuntos só falados em determinadas cadeiras ou cursos superiores ou ainda um assunto na moda. No entanto, as pesquisas de muitos historiadores e arqueologistas revelam que a problemática da gestão dos resíduos não é um assunto novo nas sociedades humanas.

Para alguns historiadores o problema dos resíduos começou quando se deu a transição do nomadismo para o sedentarismo. Na sua fase de caçadores-recolhedores, os humanos não tinham problemas de resíduos, o facto de serem nómadas não originava a acumulação de quantidades significativas de resíduos: *as pessoas moviam-se os resíduos ficavam*. Contudo, ao tornarem-se sedentários, pessoas e resíduos começaram a concentrar-se nos mesmos espaços e a necessidade de os gerir tornou-se evidente pelos problemas de cheiros e riscos para a saúde: *as pessoas ficavam os resíduos tinham que se mover*. Apesar disto ter ocorrido nalguns locais há cerca de 10 000 anos A.C., o problema dos resíduos, ainda nos nossos dias, não tem sido motivo de grande preocupação em áreas pouco povoadas ou com características rurais (Ruiz, 1993).

Inovações na construção das casas, com o objectivo de remover os resíduos domésticos das imediações das habitações, parecem ter ocorrido na Índia, Egipto e China no início do Século III e II A.C. (Rhyner *et al.*, 1995). De acordo com as pesquisas efectuadas pela historiadora americana Melosi (1981), terá sido Atenas, alguns anos mais tarde, por volta do ano 500 A.C, a organizar a primeira lixeira municipal no mundo ocidental. Os “varredores das ruas” eram obrigados a depositar os resíduos a pelo menos uma milha das fronteiras da cidade.

Ao longo de centenas de anos, e há medida que a humanidade ia evoluindo, as pessoas introduziram diversos refinamentos nos processos de desembaraço dos resíduos. Os métodos básicos de eliminação dos resíduos eram os que ainda hoje são adoptados: deposição no solo (lixeiras), queima, reciclagem e a redução dos recursos e bens de consumo (futuros resíduos). Qualquer civilização com alguma complexidade tem utilizado estes quatro métodos simultaneamente, em maior ou menor grau, muito ao sabor das limitações de recursos naturais disponíveis ou em função das crises económicas de cada época. No entanto, desde a pré-história até aos nossos dias a deposição no solo (lixeiras) tem sido o método mais adoptado.

A compostagem também é uma prática bastante antiga. Há evidências de que a compostagem foi utilizada em Knossos, Creta, há cerca de 4 000 anos. Ao longo dos séculos esta tem sido a forma de tratar/reconverter os resíduos orgânicos produzidos pelas sociedades rurais, que os transformam em adubos (Rathje e Murphy, 1992).

Os arqueologistas Rathje e Murphy (1992) referem, por exemplo, que a civilização Maia, depositou a maior parte dos seus resíduos orgânicos no que nós hoje designamos por lixeiras a céu aberto. Estas lixeiras ocasionavam frequentemente explosões, devido à produção do metano, e algumas estavam continuamente a arder ou eram compactadas para dar espaço à deposição de mais resíduos. Os Maias também reciclavam resíduos inorgânicos, principalmente porcelana partida, pedras polidas e pedras arrancadas das fachadas de antigas construções, utilizando-as como material de enchimento nos templos ou para outros projectos de construção. Foram também adeptos da redução na fonte. No

---

<sup>1</sup> Not In My BackYard

final do Período Pós-Clássico, após 1200 D.C., restringiram drasticamente a procura de cerâmicas ricamente ornamentadas, os rituais parafernais e a ornamentação dos corpos, conseguindo poupanças significativas nos recursos escassos ou caros. Abandonaram (talvez na fase de declínio económico) a prática de cremar os mortos com novas ou intactas cerâmicas, utensílios e joalharia, cremando-os com objectos que estavam partidos ou estragados. Substituíram também a arte original de joalharia, guarnecendo as tradicionais contas com folhas de ouro em vez de o fazer com ouro maciço.

O arqueologista C.W. Blegen, que estudou intensamente nos anos cinquenta a Idade do Bronze na mítica Tróia, constatou que os resíduos domésticos produzidos no dia-a-dia eram deixados no chão das habitações e periodicamente cobertos com camadas de barro e terra. Em muitas casas o chão atingiu níveis tão altos que foi necessário aumentar o telhado e reconstruir a porta de entrada (Rathje e Murphy, 1992).

Mas em Tróia, bem como noutros locais, nem todos os resíduos era guardados entre portas. Os resíduos orgânicos de maiores dimensões eram lançados para as ruas e aproveitados por animais semi-domesticados, como porcos e cães. A prática de lançar os resíduos porta fora tornou-se um lugar comum e permaneceu quase até aos nossos dias. A consequência mais dramática desta prática de deitar para a rua as águas sujas e os resíduos foi a epidemia, Peste Negra, responsável pela morte de metade dos Europeus do século XIV (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Algumas iniciativas pontuais em relação aos resíduos dão exemplos de que as primeiras acções de poder em relação aos resíduos não se relacionavam com a saúde e segurança das populações mas sim com outras responsabilidades, como a drenagem dos cursos de água ou a defesa das cidades. Foi o que se passou por exemplo em 1388, quando o Parlamento Inglês proibiu o despejo de resíduos nos diques e cursos de água públicos, devido à interferência que os mesmos faziam no normal escoamento das águas. Também em 1400, quando o monte de resíduos acumulado às portas de Paris atingiu uma altura tal que interferia com a defesa da cidade. Um regulamento publicado na altura obrigava todos os indivíduos que transportavam para a cidade cargas de areia ou pedra para a construção, a levarem igual carga de esterco ou resíduos quando saíssem da cidade (Melosi, 1981; Ruiz, 1993).

Nos Estados Unidos da América (EUA) o primeiro serviço municipal de limpeza das ruas foi instituído em 1757 por Benjamin Franklin, em Filadélfia, e foi também por essa altura que as casas americanas iniciaram a prática de depositar os resíduos em covas em vez de os atirarem pelas portas ou janelas (Rathje e Murphy, 1992).

Contudo, foi com a Revolução Industrial que os problemas dos resíduos atingiram níveis sem precedentes. A grande concentração de pessoas em cidades, primeiro na Europa e alguns anos mais tarde nos EUA, deu origem a graves problemas de poluição: emissões gasosas das chaminés das fabricas, descargas de efluentes industriais para os receptores hídricos, acumulação de resíduos domésticos em baldios e nas esquinas das ruas. O nível mais sério de preocupações começou a despontar quando se começou a relacionar as doenças com a presença abundante de resíduos.

Na década de 1840 o mundo ocidental entrou na "Idade do Saneamento". Um dos mais importantes avanços na compreensão da relação resíduos/saúde ocorreu como resultado do clássico estudo conduzido por John Snow, um físico Londrino, sobre a epidemia de cólera que ocorreu em Londres em meados do Século XIX. Este cientista, apesar da teoria dos microorganismos patogénicos ainda não ter sido desenvolvida e o isolamento da bactéria da cólera só ter sido conseguido 30 anos mais tarde, conseguiu provar que a cólera ocorria mais frequentemente nos utilizadores de água fornecida pela companhia que fazia a captação num ponto do baixo Tamisa, já contaminado com os esgotos de Londres, do que nos utilizadores da outra companhia que abastecia Londres e que captava a água num ponto mais a Norte do Tamisa, não contaminada pelos esgotos (Rhyner *et al.*, 1995).

As novas descobertas científicas no campo da saúde pública sobre as relações cada vez mais perceptíveis entre esgotos/resíduos e saúde deram origem a pressões da opinião pública para que os governos tomassem medidas de saneamento com base em abordagens colectivas. No final do Século XIX, princípio do Século XX, iniciou-se o desenvolvimento de muitos serviços municipais de saneamento, incluindo a recolha de resíduos domésticos, limpeza das ruas e a drenagem de esgotos. Contudo, os métodos de deposição continuavam a ser rudimentares, a deposição indiscriminada em lixeiras a céu aberto era a prática mais frequente (Rhyner *et al.*, 1995).

O crescente assumir das responsabilidades governamentais e o reconhecimento de que a deposição dos resíduos era inadequada levaram a abordagens mais sistemáticas. A intervenção dos Estados e a história da tecnologia da deposição dos resíduos começou na Europa nos finais do século XIX, princípios do século XX. Desenvolveram-se essencialmente duas técnicas industriais para o tratamento dos resíduos: a incineração e a reciclagem. Destas duas, a incineração foi a primeira a aparecer. O primeiro incinerador, conhecido na época por “crematório” ou “destruidor”, foi desenvolvido em 1874 em Nottingham, Inglaterra, tendo esta tecnologia sido importada para New York em 1885 (Melosi, 1981; Rathje e Murphy, 1992; Ruiz, 1993).

Por volta de 1914 existiam nos EUA e Canadá cerca de 300 instalações de incineração. Os incineradores desfrutaram de uma voga inicial relativamente curta. Os custos resultantes da combustão dos resíduos, aos quais era necessário adicionar carvão para poderem arder, a combustão incompleta e os problemas de odores e poluição levaram ao encerramento de muitas unidades deste tipo. De acordo com Palmela (1993), em 1920 só 12 cidades dos EUA é que continuavam a operar com incineradores.

Logo a seguir ao primeiro declínio das incineradoras, foi a vez das tecnologias de redução/reciclagem usufruírem de uma breve voga. A redução, baseada na tecnologia utilizada pela indústria baleeira para extrair os óleos e gorduras das baleias, consistia na cozedura dos resíduos orgânicos e animais mortos<sup>2</sup> em grandes vasilhas, produzindo gorduras, utilizadas para a fabricação de sebo, cosméticos e outros produtos, e um *residuuum* que era utilizado como adubo. A primeira referência a este tipo de tecnologia nos EUA data de 1896 a qual terá sido importada da Áustria (Melosi, 1981). Depois de algumas décadas de sucesso, os impactes negativos resultantes dos odores nauseabundos e dos líquidos que escorriam para os cursos de água, obrigaram ao encerramento de muitas instalações deste tipo. A maior parte delas fecharam por altura da Grande Depressão, a última fechou em Filadélfia em 1959 (Rathje e Murphy, 1992).

Com o abandono das tecnologias de redução dos resíduos a incineração regressou em força nas vésperas da II Guerra Mundial. Por essa altura existiam só nos EUA cerca de 700 incineradores, com tecnologias melhoradas. Paralelamente, durante a II Guerra Mundial, por razões económicas e restrições no comércio, as pessoas reciclavam e vendiam tudo o que era possível.

As incineradoras proliferaram durante cerca de duas ou três décadas na maior parte dos países industrializados. Uma nova crise registou-se nos anos cinquenta e sessenta, muitas instalações começaram a fechar devido aos problemas que estavam a causar ao sistema respiratório e às sensibilidades estéticas dos cidadãos. Contudo, com a Crise Energética os incineradores reconverteram-se, retocaram-se e a terminologia alterou-se, intencionalmente passaram-se a designar por “resource-recovery facilities” (Rathje e Murphy, 1992).

Mas a história das incineradoras não fica por aqui. Com a crescente sensibilidade ecológica da opinião pública, reforçada pela pressão exercida pelos movimentos ecologistas, nos anos oitenta as incineradoras são novamente alvo de ataques e rejeição por parte do público. Velhas instalações foram encerradas, muitos projectos foram cancelados, e alguns governos proibiram a construção de mais incineradoras. Com a crescente produção de resíduos, a escassez de espaços próprios para aterros e o Síndrome do NIMBY a crise instalou-se. Foi então a altura, já nos anos noventa, de mudar novamente de conceito e terminologia. A incineração passou a ser considerada uma valorização energética e as instalações passaram-se a designar por “waste-to-energy”.

Os aterros, como obra de engenharia embrionária, apareceram depois das primeiras incineradoras. Foram desenvolvidos pelos ingleses em 1920 com base nas preocupações de saúde pública da época. Eram construídos em terras secas e os resíduos depositados em células tapadas periodicamente com terra. Em 1959 a American Society of Civil Engineers publicou o primeiro guia de normas técnicas para a construção de aterros sanitários com o objectivo de prevenir odores e proliferação de roedores (Pamela, 1993).

A ideologia da redução na fonte teve lugar em meados dos anos 60 (Rathje e Murphy, 1992). A reciclagem, como opção técnica para a gestão de resíduos urbanos, começou a desenvolver-se nos finais dos anos sessenta, princípios dos anos setenta, em muitas cidades dos EUA, Canadá e nos países mais desenvolvidos do Centro e Norte da Europa, nomeadamente, Alemanha, Dinamarca e Holanda. Primeiro surgiram os designados “buy-back centers” e depois rapidamente desenvolveram-se diversos esquemas de recolha selectiva porta-a-porta, sistemas colectivos e sistemas

---

<sup>2</sup> Na viragem do século estima-se que em Nova Iorque existiam cerca de 15 000 cavalos mortos por ano.

centralizados. Um estudo preliminar conduzido em 1985 pelas Nações Unidas no âmbito do "Development Program - World Bank Resource Recovery and Waste Recycling Project (UNDP-WBRR&RP)" revelou que nos finais dos anos setenta, as instalações de reciclagem de resíduos tinham sido estabelecidas ou estavam em curso em quase todos os países da Europa (Arlosoroff *et al.* 1988).

Nos anos 80 e 90 assiste-se a uma grande revolução científica e tecnológica no campo das tecnologias e práticas de gestão dos resíduos, acompanhada pela criação de novas empresas, e novos mercados de produtos e serviços.

Quer as tecnologias de valorização energética<sup>3</sup> dos RU, quer no que toca à reciclagem orgânica<sup>4</sup> e material dos RU, houve progressos substanciais tanto ao nível da eficiência das tecnologias utilizadas, como no controlo das emissões e qualidade final dos produtos (Barbiroli, 1994).

Paralelamente ao desenvolvimento das diversas tecnologias têm também sido desenvolvidos modelos de apoio à decisão e gestão dos RU (por exemplo o programa PURPLE desenvolvido por Caruso *et al.*, 1994), baseados nas metodologias de análise multicritério, investigação operacional, análise de sistemas, Sistemas de Informação Geográfica e Análise do Ciclo de Vida (por exemplo o programa desenvolvido por White *et al.*, 1995). Recentemente também as ciências sociais (economia, sociologia, psicologia, antropologia, entre outras) começaram a apresentar ao sector dos resíduos investigações e aplicações técnicas de grande importância para o sucesso e eficiência dos sistemas de gestão de RU.

Na Tabela 1.1, dão-se exemplos de algumas das inovações e linhas de desenvolvimento científico e tecnológico mais recentes na área dos resíduos.

McCarthy (1994) caracteriza esta revolução verificada nas últimas duas décadas na gestão dos resíduos em quatro pilares:

- nos métodos de gestão, de aterros passou-se para a reciclagem e valorização energética;
- nas normas ambientais aplicadas às infraestruturas, o que levou ao encerramento de algumas unidades (aterros e incineradores), ao aumento de custos e ao conseqüente encorajamento para as opções de redução, reciclagem material e compostagem;
- nas atitudes do público em relação aos resíduos em quase todos os países industrializados;
- na profunda mudança de atitudes em relação ao papel das indústrias produtoras, no sentido da aceitação de níveis crescentes da responsabilidade pelos resíduos resultantes do consumo dos seus produtos.

Paralelamente ao desenvolvimento científico e tecnológico, às novas e sofisticadas estratégias para a gestão dos resíduos, levadas a cabo nos países mais ricos, nos países do terceiro mundo, e nos países em vias de desenvolvimento, a prática de queima dos resíduos a céu aberto nas lixeiras e/ou a sua deposição nos oceanos continua, actualmente, a ser uma prática corrente. Enquanto que nos países desenvolvidos se gastam enormes quantias para promover sistemas de reciclagem e tratamento dos resíduos, os "zabaline" no Egipto ou os "penenadores" no México, conseguem "reciclar" das lixeiras quantidades que ultrapassam as de qualquer sistema de reciclagem mais sofisticado do primeiro mundo.

Governos de todos os países têm um papel crítico na gestão dos resíduos, devido aos impactes directos e indirectos (ambientais, sociais e económicos) que os mesmos podem causar dentro das suas fronteiras. Mas a gestão dos RU deixou de ser um assunto que os governos pudessem por si só resolver de forma integrada. Resíduos e pobreza, resíduos e mercado internacional, resíduos e relações Norte-Sul, resíduos e movimentos sociais, resíduos e política, resíduos e economia,

<sup>3</sup> As tecnologias de valorização energética podem-se agrupar em cinco categorias básicas: 1) a combustão directa de resíduos misturados não processados (incineração com recuperação de energia, ou combustão em massa); 2) a preparação e combustão directa de Refuse Derived Fuel (RDF) (combustível derivado dos resíduos); 3) a pirólise, combustão dos resíduos na ausência de oxigénio; 4) a gaseificação; 5) o processamento biológico através da digestão anaeróbia

<sup>4</sup> A reciclagem orgânica compreende a compostagem e também a digestão anaeróbia. Em relação à compostagem podem-se identificar dois processos distintos: a compostagem lenta e a compostagem acelerada, embora entre os dois exista uma grande variedade de combinações. Recentemente têm-se desenvolvido a co-compostagem com resíduos urbanos e industriais e tecnologias de bioremediação com utilização de composto.

resíduos e tecnologia, são exemplos de relações que conferem aos resíduos uma complexidade estrutural que ultrapassa as fronteiras de cada país.

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

Tabela 1.1. Exemplos de algumas áreas objecto de investigação e desenvolvimento em resíduos

Áreas	Campos de investigação
Quantificação, caracterização e efeitos dos resíduos no ambiente e na saúde pública	<ul style="list-style-type: none"> <li>- desenvolvimento de metodologias de amostragem e respectivos equipamentos</li> <li>- sistemas de codificação por tipos de resíduos em função das suas características</li> <li>- investigação sobre métodos analíticos para a avaliação e quantificação de parâmetros físico-químicos e biológicos dos resíduos e dos subprodutos resultantes do seu tratamento</li> <li>- investigações epidemiológicas e ecotoxicológicas sobre o efeito de determinados resíduos na saúde pública, sua circulação nas cadeias alimentares, efeito na produtividade dos ecossistemas, degradação e contaminação ambiental (microbiológica, química, física, estética).</li> </ul>
Produção e deposição na fonte	<ul style="list-style-type: none"> <li>- equipamentos e aplicações domésticas e industriais para a redução, trituração, separação e enfiamento dos resíduos na fonte</li> <li>- desenvolvimento e investigação sobre metodologias para o cálculo de tarifários proporcionais à produção de resíduos</li> <li>- novos equipamentos de deposição (incluindo os destinados à deposição selectiva), adaptados às quantidades, características e objectivos para a gestão dos resíduos recolhidos</li> <li>- estudos sobre consumo e hábitos de consumo</li> </ul>
Redução	<ul style="list-style-type: none"> <li>- metodologias de Análise do Ciclo de Vida dos Produtos, Auditorias Ambientais, Sistemas de Ecogestão, Ecodesign, Ecoprodutos, aplicados à prevenção e valorização dos resíduos</li> <li>- investigação e aplicação de instrumentos económicos incentivadores da redução e valorização de resíduos</li> <li>- alterações no tipo de matérias primas e processos tecnológicos de produção de bens e serviços com vista à sua minimização</li> </ul>
Recolha e transferência de resíduos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- desenvolvimentos mecânicos, electrónicos, informáticos, ergonómicos, telemáticos e design de uma grande gama de máquinas e viaturas destinadas aos vários tipos de recolha e transferência de resíduos</li> <li>- desenvolvimento e aplicação de técnicas de análise de sistemas, investigação operacional, simulação, modelação, frequências de rádio e sistemas de informação geográfica para o planeamento e optimização dos circuitos de recolha</li> <li>- instalações e equipamentos específicos para as estações de transferência</li> </ul>
Triagem de resíduos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- desenvolvimento de equipamentos e processos unitários para a triagem mecânica dos resíduos (crivos, martelos, trituradores, prensas, enfardadores, separadores magnéticos, convectores, densificadores, separadores ópticos, etc.)</li> <li>- estudos ergonómicos e de saúde pública dos operadores encarregues das triagens manuais</li> </ul>
Reciclagem	<ul style="list-style-type: none"> <li>- estudos sobre a reciclabilidade de determinados materiais (em especial os plásticos e os materiais compósitos)</li> <li>- desenvolvimento de novos produtos a partir de materiais reciclados</li> <li>- investigação sobre instrumentos económicos e análise económica aplicada à reciclagem</li> <li>- desenvolvimento de tecnologias ou alteração das já existentes apropriadas à reciclagem dos materiais</li> <li>- modificação do design dos produtos com vista à sua fácil reciclagem por material</li> <li>- desenvolvimento de sistemas de recolha selectiva mais eficientes em termos ambientais, económicos e sociais (planeamento, equipamentos, indicadores de avaliação, comunicação)</li> </ul>
Valorização orgânica	<ul style="list-style-type: none"> <li>- aplicação alargada da compostagem ao tratamento de uma vasta gama de resíduos</li> <li>- aplicação da tecnologia de bioremediação à co-compostagem de resíduos urbanos e resíduos tóxicos ou perigosos</li> <li>- vermicompostagem</li> <li>- desenvolvimento de tecnologias de triagem e refinamento do composto, controlo de odores, eficiência do processo</li> <li>- investigações sobre as condições de maturidade do composto, características físico-químicas e efeitos da sua aplicação no solo</li> <li>- desenvolvimento das tecnologias de digestão anaeróbia para os resíduos urbanos</li> </ul>

(continua)

Tabela 1.1. Exemplos de algumas áreas objecto de investigação e desenvolvimento em resíduos (continuação)

Áreas	Campos de investigação
Valorização energética	<ul style="list-style-type: none"> <li>- desenvolvimentos das tecnologias de incineração em massa, leito fixo (grelhas) e leito fluidizado, e RDF</li> <li>- processos de valorização de escórias e cinzas</li> <li>- processos de vitrificação de cinzas</li> <li>- tecnologias para o tratamento dos gases, quer os por via húmida quer os por via semi-húmida</li> <li>- desenvolvimento e investigação sobre tecnologias de gaseificação e pirólise de resíduos</li> <li>- tecnologia e processos de co-incineração de resíduos</li> <li>- monitorização das emissões (em especial dioxinas)</li> </ul>
Deposição no solo, lixeiras e aterros	<ul style="list-style-type: none"> <li>- recuperação e reconversão de lixeiras</li> <li>- investigação sobre revestimentos compósitos, bentonite e zeolitos, argilas organicamente modificadas, geossintéticos, geotêxtil não tecido, que reduzam a taxa de migração dos contaminantes, e técnicas que reduzam os estragos durante a sua aplicação (ex. co-extrusão)</li> <li>- tecnologias para a recolha e tratamento de lixiviados</li> <li>- tecnologias para a recolha, tratamento e aproveitamento energético do biogás</li> <li>- melhoramentos nos equipamentos mecânicos (máquinas compactadoras, máquinas Pá de rastos, Dumper)</li> <li>- métodos e técnicas de monitorização das águas lixivantes, águas subterrâneas e biogás</li> <li>- sistemas de enfardamento de resíduos antes da sua colocação em aterro</li> <li>- técnicas de selagem e recuperação paisagística</li> <li>- investigações sobre as condições de biodegradabilidade em aterro</li> <li>- prospecções arqueológicas em antigos depósitos de resíduos</li> <li>- critérios de localização para aterros</li> </ul>
Comportamentos dos diversos agentes intervenientes na gestão dos resíduos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- técnicas de consenso, processos de grupo e gestão de conflitos aplicadas a planos ou projectos socialmente problemáticos (localização de aterros e incineradoras)</li> <li>- estudos psicossociais sobre as atitudes e comportamento em relação aos resíduos e à reciclagem</li> <li>- economia ambiental aplicada aos resíduos</li> <li>- sistemas tarifários e ecotaxas para a redução, reciclagem e deposição em aterro</li> <li>- instrumentos económicos</li> <li>- desenvolvimento de técnicas de mudança de atitudes</li> <li>- sócio-pedagogia aplicada aos resíduos</li> </ul>

#### 1.4.2. A PERSPECTIVA SOCIOLÓGICA

A problemática da gestão dos resíduos é, neste fim de século, um autêntico e objectivo problema social de grandes proporções, que se caracteriza pela presença de variados e complexos factores de ordem social, política e económica. As preocupações sobre resíduos começam a ser trazidas ao público pela iniciativa de movimentos ecologistas, de políticos, da comunicação social, de grupos organizados de consumidores e moradores, e pelas próprias indústrias nas suas acções de *ecomarketing*. Um tão elevado nível de envolvimento geral é um processo relativamente recente. É importante examinar os mecanismos através dos quais este problema social consegue chegar a um ponto de primazia na atenção que lhe é prestada pela opinião pública.

Na origem da criação da sensibilidade ambiental do grande público está o movimento ecologista cujas raízes históricas derivam dos movimentos naturalistas do século XIX e das polémicas científicas e filosóficas gerada pelos trabalhos de Lamark e Darwin. É neste século que surge na Europa a primeira organização não governamental (ONG) a atingir notoriedade pública, a *Society for the Prevention of Cruelty to Animals*, fundada em 1824, e que ainda hoje existe no Reino Unido. Do outro lado do atlântico, nos EUA, a criação da primeira organização militante de conservação da natureza, o *Sierra Club*, é constituída em 1892. Já no início do século XX são fundadas, no Reino Unido, duas das mais bem sucedidas organizações de defesa do ambiente: a *National Trust* e a *Royal Society for the Protection of Birds*. No pós-guerra, a consciência da destruição do ambiente levou as Nações Unidas a promover a criação, em 1948, da IUCN/UICN (*União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais*) (Melo e Pimenta, 1993).

Estas organizações pioneiras, suportadas e alimentadas por ilustres cientistas ligados às ciências biofísicas, assentavam numa perspectiva exclusivamente naturalista/conservacionista do ambiente.

Eram organizações com um carácter predominantemente académico, fechadas e de certo modo elitistas, com pouco impacto na opinião pública e nas decisões políticas e económicas.

A partir dos anos sessenta o papel das ONGs altera-se significativamente. A alteração iniciou-se em 1961, quando foi criada a maior organização mundial de protecção do ambiente, a WWF (*World Wide Fund for Nature*), actualmente com projectos em mais de setenta países e com estatuto de consultor oficial junto da ONU, Banco Mundial e outras organizações internacionais. Para Melo e Pimenta (1993) foi a WWF o precursor de novos modelos de acção ambientalista e de instrumentos internacionais de defesa do ambiente.

A atitude dos próprios cientistas também se alterou. Saindo das suas academias e encontros científicos restritos e começando a fazer chegar junto ao público os resultados das suas pesquisas sobre as graves disfunções ambientais provocadas pela sociedade pós-industrial. A publicação de *A Primavera Silenciosa*, da bióloga Rachel Carson, editada em 1962, foi talvez a obra pioneira mais perturbante, dando a conhecer à opinião pública os terríveis efeitos que os pesticidas (principalmente DDT) estavam a provocar em várias partes do mundo nos equilíbrios ecológicos e nas incidências de cancro no homem.

Este e muitos outros trabalhos, que alargavam a escala de observação dos problemas ecológicos, ligando-os ao estilo de vida da sociedade pós-industrial, contribuíram para que muitos militantes ecologistas mais radicais se divorciassem das organizações clássicas, que actuavam em moldes muito institucionais e académicos, procurando levar a cabo, no terreno, acções de carácter mais mediático que alertassem a sociedade para o ritmo de degradação do ambiente e possibilitassem intervenções de acção directa. É neste contexto que surgem as duas organizações com mais impacto na opinião pública: *Friends of The Earth*, criado em 1970 nos EUA, e o *Greenpeace*, fundado em 1971 no Canadá.

O Greenpeace atingiu rapidamente celebridade mundial pelas suas imagináveis e audaciosas campanhas. Até meados dos anos 70, manteve-se exclusivamente um movimento anti-nuclear, empenhado em impedir a realização de testes nucleares. A partir de 1975 lança-se para a luta contra a pesca da baleia, o abate de focas, a descarga de contentores de resíduos radioactivos no mar, o tráfego de resíduos perigosos e, mais recentemente, a incineração de resíduos. Recorre aos seus contactos no meio universitário para escolher consultores mais competentes e manter a alta qualidade dos seus relatórios. Os novos métodos de protesto em favor do ambiente tiveram um enorme sucesso ao conseguirem atrair, através da comunicação social, a atenção da opinião pública para as suas acções. Detém hoje um poder considerável quando se trata de determinar, do ponto de vista da opinião pública, quais as questões ambientais que estão na ordem do dia (Alphandéry *et al.*, 1991).

Nos anos setenta registam-se uma série de marcos importantes reveladores de uma mudança na sensibilidade ecológica da sociedade. Nos EUA é criada em 1970 a EPA (Environmental Protection Agency), actualmente uma das entidades governamentais com maior notoriedade na protecção do ambiente. É também nesse ano que se realiza a comemoração do primeiro Dia da Terra (em 22 de Abril). Dois anos mais tarde, em 1972, realiza-se a primeira Conferência Internacional sobre o Ambiente, em Estocolmo, sobre a égide das Nações Unidas. Sob o seu impulso, alguns governos lançaram as suas primeiras políticas do ambiente nessa altura.

Mas, rapidamente, com a crise económica nos países industrializados e ainda com a subida do desemprego, as preocupações ecológicas foram relegadas para segundo plano. Voltando a ter actualidade mais mediática durante a preparação da Conferência do Rio. Se é certo que nenhum acordo internacional significativo pôde ser concluído nessa ocasião, favoreceu a realização de debates públicos em muitos países e a atenção dos media (Martinho, 1993a). Na opinião de Melo e Pimenta (1993), a Conferência do Rio de Janeiro foi a demonstração de que é no movimento não governamental de defesa do ambiente que reside a esperança e a vontade de mudar a actual corrida para a destruição. O Fórum Global das ONG obteve consensos e elaborou propostas de acção que ultrapassaram a tradicional divisão Norte-Sul, que bloqueou a conferência oficial.

Foi ainda durante os anos setenta que se publicaram obras de grande impacto. A publicação do Clube de Roma, em 1972, *Os Limites do Crescimento*, a qual punha em evidência a catastrófica exaustão dos recursos naturais, e que vinte anos mais tarde, com o *Beyond the Limits*, viria a reafirmar uma urgência ainda maior para a alteração do ritmo de consumo dos recursos. O livro de Schumacher, *Small Is Beautiful*, publicado em 1973, considerado o precursor das tecnologias intermédias e de um estilo de vida responsável. A obra de Illich, *La Convivialité*, um ensaio crítico a



sociedade materialista, publicado em 1973. O *Macroscópio*, escrito em 1975, pelo biólogo e informático Joel de Rosnay, dando a conhecer a sua visão sistémica ecologizante e pós-moderna do mundo, propondo uma nova economia, reconciliadora da economia tradicional e da ecologia, dominada pela bioindústria e pela ecoengenharia, e uma nova sociedade, a sociedade da integração do cérebro humano, das redes de telecomunicações e dos computadores, ou seja, uma ecossociedade definida pelo autor como a convivialidade mais as telecomunicações. O *Choque do Futuro* de Toeffler, em 1970, que chocou muita gente pela consciência das consequências da nossa sociedade do “pronto a deitar fora”, e das nossas relações cada vez mais transitórias com as coisas, ou seja, a consciência dos efeitos do consumismo. E ainda o livro de René Dubos, *Choisir d'être Humain*, publicado em 1974, no qual o autor reforça a ideia de que o esforço feito em todo o mundo para salvaguardar o ambiente transcende os problemas postos pela poluição e pelos recursos naturais, sendo urgente reencontrar determinados valores da vida sensorial e afectiva, cuja necessidade fundamental é imutável porque está inscrita no código genético da espécie humana. Por último, destaca-se o fabuloso e controverso trabalho publicado em 1979, pelo investigador britânico James Lovelock, *A Hipótese de Gaia*, que descreve o nosso Planeta como um ser vivo personificado, e que viria a ter uma grande influência nos trabalhos sobre as perturbações da biosfera (camada de ozono, efeito de estufa, desflorestação, alterações climáticas).

É ainda na década de setenta que se formam os principais partidos Verdes na Europa os quais chegam a atingir grande sucesso eleitoral, como foi o caso do partido Verde do Reino Unido nas eleições de 1989. Nos anos noventa contudo, a popularidade dos Partidos Verdes decresce muito em consequência do próprio “enverdecimento” dos outros partidos. O programa político da maioria dos governos conseguiu fazer uma coisa espantosa: aliar a protecção do ambiente ao livre funcionamento das leis do mercado. O documento que exalta mais esta perspectiva é talvez o *Blueprint for a Green Economy*, de Pearce et al., (1989). Os autores sugerem que um comportamento ambiental benigno pode, em grande medida, ser estimulado pela liberdade de escolha num mercado no qual o sistema de determinação dos preços esteja ajustado por forma a levar em linha de conta os impactes ambientais. Este e outros documentos têm exercido uma enorme influência nas políticas ambientais, principalmente nos instrumentos regulamentares e económicos das políticas de ambiente.

Quando em 1866 o biólogo alemão Ernest Haeckel, propôs a palavra Ecologia, interpretada no sentido restritivo de habitat, não poderia imaginar que passado um século a ecologia se autonomizaria como uma ciência multifacetada, transformando-se numa nebulosa de contornos tão ambíguos, muitas vezes com valores e práticas contraditórias, uma espécie de saco sem fundo onde cada um escolhe o que lhe convém (Pelt, 1991).

De facto, a partir dos anos oitenta, a ecologia e o movimento ambientalista, adquirem dimensões múltiplas e os contornos da sensibilidade ecológica desenham um verdadeiro sincretismo. Desde as organizações de vocação pedagógica e científica, por exemplo, a Fundação Cousteau e a National Geographic Society, passando pela acção política através da constituição de vários Partidos Verdes e enverdecimento dos partidos tradicionais, pelo hedonismo, vida sã e espiritualismo dos movimentos ligados à *New Age*, constituição de grupos ecofeministas e ecoétnicos, até à criação de grupos radicais do *Deep Ecology Movement*, defensores de modelos de vida alternativos. Todos estes grupos, pelo seu impacte mediático, exerceram um fascínio em todo o Ocidente, na defesa do ambiente, entendido como bem comum com valores naturais, sociais e culturais a respeitar e preservar.

Para Michael Bosquet a ecologia só surge como uma disciplina à parte, quando a actividade económica destrói ou perturba duramente o ambiente e, desta forma, compromete o prosseguimento da própria actividade económica, ou altera significativamente as suas condições. Para ele a crise começou no final dos anos sessenta, sendo uma crise do sistema, isto é, da economia, da sociedade e da civilização no seu conjunto (Bosquet, 1978).

Vários ensaios foram publicados por ecologistas, economistas e sociólogos do ambiente, denunciando o efeito da visão puramente produtivista, exclusivamente quantitativa e material do progresso, no mal-estar económico e na desorientação moral em que as sociedades pós-industriais se encontram. Em menos de 50 anos a Europa passou de uma sociedade rural e artesanal para uma sociedade urbana, técnica, industrializada, composta por indivíduos solitários, dilacerados dos seus elementos de coesão social. Para Pelt (1991) é assim que homem órfão, dos seus laços sociais e da sua ligação afectiva com a Terra e com os restantes seres vivos, converte-se num consumidor insaciável e os hipermercados substituem as catedrais. O ambiente material, que assegura a segurança pela abundância e pelo dinheiro, chega no momento apropriado para substituir o ambiente

espiritual tradicional falhado, contestado, não adaptado às novas necessidades e características da sociedade pós-industrial.

A manutenção do ritmo de crescimento a que estão submetidas desde há uma trintena de anos as economias dos países tecnicamente adiantados pressupõe um forte aumento do consumo, o que tem sido conseguido. Três tipos de estratégias concertadas permitiram atingir este objectivo: a criação de novas necessidades e o estímulo do desejo pela publicidade; a abertura de novos mercados de exportação e exploração de países do terceiro mundo; a redução da duração de vida média dos objectos por um processo de encurtamento “psico-sócio-tecnológico” realizado, quer através da redução da qualidade desses mesmos objectos, quer através do progresso técnico associado às flutuações das modas artificialmente criadas e mantidas, acelerado pelo fenómeno do obsolentismo, Alphantéry *et al.* (1991).

De acordo com Pelt (1991) a nossa sociedade apresenta aspirações contraditórias. Com efeito, as novas aspirações sobrepõem-se aos antigos hábitos sem, no entanto, os suprimirem. Pretende-se obter, simultaneamente, um forte crescimento industrial, gerador de empregos e de elevados rendimentos, e um modo de vida menos febril num ambiente de melhor qualidade. Este dilema social surge porque, se por um lado em cada um de nós dormita o ecologista, o contribuinte, esse, está sempre bem acordado.

Quando a maioria das pessoas começa a aceder ao que até aí fora um privilégio (como a televisão, o automóvel, o curso superior), este é automaticamente desvalorizado, a pobreza eleva o seu próprio nível, fenómeno a que Illich (1973) designou por “modernização da pobreza”. E é neste contexto que, adquirida a prosperidade, diversos elementos da sociedade começam a marcar a sua preferência por valores “pós-materialistas”, privilegiando a pessoa, a qualidade de vida e do ambiente.

Já nos anos setenta se falava em ecodesenvolvimento, mas este permanecia no domínio da utopia política. Com a publicação do Relatório Brundtland, “*Our Common Future*” (WCED, 1987), a evidência e aceitação do fracasso do sistema económico e das suas graves consequências ambientais, dá ao conceito de ecodesenvolvimento uma importância político-económica estratégica. É neste relatório que é definido o “desenvolvimento sustentável”, entendido como “o desenvolvimento que tem em conta as necessidades do presente sem comprometer a possibilidade das futuras gerações atingirem as suas próprias necessidades”. É neste relatório também que é introduzido o conceito de “mais com menos”, a necessidade de produzir mais, bens e serviços, com menos recursos e consumo de energia e menos resíduos e emissão de poluentes.

Muitos dos que defendem o desenvolvimento sustentável terão participado nas lutas juvenis que defendiam a ruptura com o sistema económico e o estilo de vida consumista, e terão também lido com satisfação as propostas e os exemplos dados por Schumacher, sobre a compatibilidade da economia e os anseios do ser humano, pela adopção de tecnologias intermédias, contra o gigantismo e a descaracterização das sociedades tradicionais. Contudo, a forma como conseguiram resolver o que contestavam foi recorrendo à colagem do prefixo eco: ecoconsumo, ecoindústrias, econegócios, ecogestão, ecoengenharias.

E é assim que nos finais dos anos oitenta, a imagem bucólica da ecologia e a agressão e recusa ao produtivismo, dá lugar a uma nova sensibilidade ecológica incorporada, ironicamente, no próprio sistema que inicialmente contestava. O ecologismo dos anos setenta, caracterizado por Simonnet (1981), como um adolescente, com os pés solidamente ficados na terra firme e a cabeça nas nuvens, imaturo, insolente, ingénuo, utópico e sobretudo sensível, transforma-se num factor de competitividade e num argumento político-económico estratégico necessário para assegurar o desenvolvimento económico. O que é ecológico torna-se um factor de distinção na compra de produtos e as ecoindústrias são as que conhecem um crescimento mais espetacular (Alphantéry *et al.*, 1991). A recuperação dos resíduos encontra-se igualmente na origem de mercados em plena expansão e certos industriais chegam a beneficiar do apoio de ecologistas reconhecidos ao seu empreendimento de reciclagem.

Estes consensos, entre a economia e a ecologia, ainda há pouco inimagináveis, constituíram uma das características da mudança da sensibilidade ecológica que se iniciou no final dos anos oitenta, ao ponto de se ter escrito que a ecologia constituía um produto social reciclável.

A “sustentabilidade” e os produtos “amigos do ambiente” começaram a fazer parte do vocabulário de vários sectores de actividade. A partir do momento em que a reciclagem passou a estar na moda, foi fácil re-etiquetar os produtos de consumo com rótulos ecológicos, sem que isso signifique

necessariamente, como se verifica em muitos casos, que se tenha alterado as respectivas técnicas de fabrico e minimizado os seus impactes no ambiente (Martinho, 1994). Na verdade, muitas empresas só dão importância àqueles aspectos da sua actividade que podem aparecer como verdes aos olhos dos consumidores, e estes, felizes porque se sentem a fazer qualquer coisa de bom pelo ambiente, não se questionarão muito mais para além disso. Para muitas empresas, a resposta ao consumo verde apresenta-se como uma oportunidade para fazer os mais fáceis e baratos melhoramentos de carácter ambiental nos seus produtos e encetar algumas remodelações apenas na medida em que se revelam necessárias para conservar a sua quota do mercado (Yearley, 1992).

Mas a resposta ao consumo verde e à reciclagem pode não significar a diminuição das quantidades de resíduos produzidos. A ideia de que a reutilização e reciclagem podem ser um pretexto para aliviar as preocupações sobre consumos supérfluos, e conseqüente aumento na produção de RU, foi verificada por Chung e Poon (1997). Os autores verificaram que numa amostra da população de Hong Kong, no grupo de indivíduos que tinha previamente revelado inquietação sobre o consumo, essa preocupação baixava substancialmente quando se colocava a hipótese da existência de um esquema de reciclagem ou reutilização. Os autores estimam que cerca de 25% das pessoas inquiridas (714) de Hong Kong aumentarão os seus níveis de consumo se souberem que os seus resíduos estão a ir para reciclagem. Isto suporta a sugestão de Sirking e Ten Houten (1994) de que os avanços na tecnologia de reciclagem podem encorajar a continuação da sociedade do “deitar fora” e que a gestão sustentada dos RU não pode ser feita somente à custa da reciclagem.

Pelt (1991) interroga-se, e com alguma razão, como se consegue encontrar um equilíbrio entre as preocupações da economia e da política, absorvidas, a justo título, em gerir o quotidiano, e as da ecologia, cuja missão é explorar os horizontes longínquos e salvaguardar ao mesmo tempo os interesses das gerações futuras. A continuar assim, e com toda a contradição do chamado “desenvolvimento sustentável” só nos resta esperar que as gerações futuras tenham outros valores e, como refere Pelt, não se baseiem em “mais com menos”, mas sim em “diferente e melhor com menos”. Esta também é a opinião de Lipietz (1992), que considera que a aplicação da teoria económica às questões ecológicas, tem os seus limites, devido aos limites da própria economia.

Mas esta perspectiva de fazer “mais com menos” veio reforçar a necessidade de um ecologismo participativo, participativo nas decisões e participativo nas acções, o qual encontrou na opinião pública dos países desenvolvidos um terreno muito propício à sua germinação.

Propício porque encontra no início dos anos noventa uma opinião pública assustada com as profecias neomathusianas do Clube de Roma, consciente das terríficas consequências das alterações globais, impressionada pelos grandes acidentes tecnológicos (dos quais o acidente nuclear de Chernobyl desempenhou seguramente na Europa um papel decisivo na modificação das consciências), alarmada com o estado dos alimentos e com um sentimento de profunda frustração em relação à diluição das responsabilidades e à ultra-especialização, bloqueadoras de eventuais soluções de fundo. Uma opinião pública predisposta a dar um contributo à causa ambientalista. Para Alphandéry *et al.* (1991) a expressão mais manifesta da ecologia neste final de milénio é o medo.

Este medo, e esta visão assustadora da sociedade do futuro, foi visionada por muitos autores de ficção literária e cinematográfica, em ambientes de grande degradação moral e ambiental. Nuns casos os enredos focalizam-se na exaustão dos recursos naturais, noutros casos nos acidentes nucleares ou na acumulação de resíduos e noutros ainda num *cocktail* de todas estas ameaças.

Um dos livros mais impressionantes nesta matéria é talvez o livro de Paul Auster, *In The Country of Last Things* (Auster, 1987). O autor descreve-nos uma cidade do futuro, em que único serviço municipal existente é o da recolha de “despejos”, considerados como recursos energéticos cruciais. Os *Fecalistas*, assim se chamam os funcionários do estado que se dedicam à tarefa de recolher de cada casa os despejos domésticos, são uma das poucas classes profissionais que gozam de um estatuto social elevado. A maioria da população não tem emprego e subsiste dedicando-se ou à categoria de “apanhadores de lixo”, ou à de “caçadores de objectos”. No primeiro caso substituem o extinto sistema municipal de recolha do lixo, tendo por objectivo conseguir recolher a maior quantidade de dejectos possíveis para os vender à central eléctrica mais próxima. No segundo caso o objectivo é apanhar “salvados”, bens e materiais que podem ser reutilizados e vende-los aos “Agentes de Ressurreição”. Os negociantes privados de lixo e os agentes de ressurreição, são as pessoas mais ricas e poderosas da cidade. O livro é tanto mais impressionante porque se reconhece algum presente naquela ficção do futuro.

Mas este mundo de ficção não se afasta muito dos espíritos perturbados da população dos países desenvolvidos. No final da década de oitenta a maioria da população Europeia estava preocupada relativamente aos problemas do ambiente. Em Setembro de 1989 o British Department of the Environment (DoE) apresentou os resultados de um inquérito por amostragem, que incidia sobre as atitudes em relação ao ambiente. Entre outros aspectos, a sondagem procurava determinar qual seria, do ponto de vista dos inquiridos, o problema mais importante a que o governo deveria dar resposta concreta. Os resultados mostram os problemas ambientais e da poluição na segunda posição, logo a seguir às questões relacionadas com a saúde e a segurança social. Também em França, no mesmo ano, uma sondagem realizada à opinião pública revelou que cerca de 9 franceses em cada 10 qualificavam a defesa do ambiente como objectivo prioritário ou muito importante (Yearley, 1992).

A crescente sensibilização ambiental também atingiu os portugueses. De acordo com os resultados do primeiro grande inquérito feito em Portugal às atitudes dos cidadãos, conduzido pelo Gallup International Institute e aplicado pela Norma, nove em cada dez portugueses estavam, em 1992, preocupados com o estado do ambiente. Uma outra sondagem dirigida exclusivamente aos países da UE, realizada pelo *Eurobarómetro*, veio também demonstrar que o nível de consciência ecológica e de preocupação ambiental dos portugueses estava ao nível dos restantes países Comunitários (Schmidt, 1993).

Num inquérito recente realizado pela equipa do OBSERVA<sup>5</sup> a uma amostra de 2 450 inquiridos, representativos da população portuguesa, revelou que entre todos os problemas do país que mais preocupam os portugueses, o ambiente aparece em quinto lugar, antes de temas igualmente importantes como o custo de vida, a segurança/violência, o ensino/educação, a habitação, entre outros. Para 13,7% dos inquiridos, os problemas do ambiente são um dos dois problemas mais importantes, sobretudo a poluição, a degradação geral e o desordenamento do território, com destaque para o trânsito e caos urbano. Ao fazer o balanço relativamente aos últimos dez anos, a maioria dos portugueses acha que quase todos os problemas ambientais pioraram, mas acima de tudo piorou o “trânsito”, o “ruído” e a “qualidade do ar”, três aspectos de poluição urbana associados entre si. Logo a seguir piorou muito a “situação dos lixos” (Schmidt, 1998).

A ideia de que qualquer pessoa pode interferir com o ambiente, através das suas opções de compra, e práticas quotidianas em relação aos resíduos, tornou-se muito popular e mostrou ser uma forma directa através da qual as pessoas poderiam colaborar na defesa do ambiente. Em vários países Europeus e na América, não só entre os livros mais vendidos estão os que se debruçam sobre como tornar-se um consumidor verde ou um capitalista verde (por exemplo, Elkington e Haines, 1988 e 1990; Elkington e Burke, 1987; Elkington e Knight, 1992; Winter, 1987 e todas as publicações da organização *The Earth Works Group*, versões júnior e sénior, do tipo “50 coisas simples que você pode fazer para...salvar a terra, poupar energia, reciclar...), mas também os principais jornais e revistas não demoraram a reagir lançando as suas próprias rubricas ou separatas dirigidas ao “cliente verde”. Grandes e médias empresas e respectivos consultores publicitários revelaram-se igualmente muito hábeis na sua resposta às declaradas exigências do consumidor verde (Yearley, 1991).

O consumo verde e a reciclagem vêm promover um novo sentido cívico, urdido pela crescente sensibilidade ecológica da opinião pública, uma certa ecologia da cidadania, que se manifesta nos mais pequenos gestos quotidianos e que contrastam com o sentimento de impotência e de medo face aos grandes problemas globais, perante os quais o cidadão comum sente mais dificuldades em visionar o contributo individual. Consumo verde e reciclagem, vieram proporcionar ao mesmo tempo uma certa paz de espírito aos que, preocupados com o destino da terra, se debatem com o dilema dos apelos da sociedade de consumo e a resistência às necessárias mudanças de comportamento mais radicais.

Alguns tentam reverter o capitalismo, outros tentam renunciar a ele. No Reino Unido, por exemplo, em reacção ao programado “Dia das Compras Verdes”, em 1989, alguns activistas mostraram-se mais favoráveis a “Um dia sem Compras”.

Os movimentos ambientalistas tiveram em todos os países desenvolvidos um papel decisivo e único na formação da consciência ecológica da opinião pública e na pressão junto ao poder político. Também em Portugal, apesar de mais tardiamente que nos restantes países da Comunidade, as

---

<sup>5</sup> Observa é a designação genérica de um observatório permanente sobre Ambiente, Sociedade e Opinião Pública, criado pelo ISCTE e pelo ICS - instituições universitárias com competências científicas na investigação da sociedade - tendo por base um protocolo de cooperação estabelecido com o IPAMB.

organizações ambientalistas atingem um protagonismo e níveis de simpatia elevados. Cerca de 75% dos portugueses é simpatizante das organizações ambientalistas. Os movimentos que os portugueses mais conhecem são precisamente os mais mediáticos, a QUERCUS (identificada por cerca de 23% dos indivíduos) e o Greenpeace (identificado por cerca de 17%) (Garcia, 1998).

Se é certo que o trabalho desenvolvido pelos grupos ambientalistas terá tido um grande peso no enverdecimento da opinião pública, muitos sociólogos atribuem a estas mudanças de opinião e comportamento causas que se relacionam com alterações mais profundas nos sistemas de valores, nos designados “valores pós-materialistas” ou de um “novo paradigma ambiental”. Para Yearley (1991), estas perspectivas de análise, que abordam as atitudes ditas verdes como um mero subtipo dos valores pós-materialistas, tendem a omitir duas coisas: os aspectos especificamente ambientais contidos nas atitudes designadas verdes; e os eventos particulares - e respectivo contexto político e social - que impelem os indivíduos a ganhar interesse pelas questões ambientais. Para Yearley estes últimos pontos são de maior importância e estão relacionados entre si. Mais do que impulsionada pela mudança de valores e pelas ideologias pós-materialistas, a preocupação geral sobre as questões do ambiente está antes relacionada com acontecimentos externos, como os desastres tecnológicos e as ameaças pessoais, e frequentemente, com a reacção dos grupos de pressão e dos meios de comunicação social a esses acontecimentos.

O debate ambiental está preocupado com a avaliação de como se poderá manter ou mesmo melhorar a qualidade do nosso ambiente, num período de grande crescimento da população e diminuição dos recursos finitos, e simultaneamente manter os níveis de consumo de serviços e bens que o progresso nos proporcionou (Collins, 1996).

É neste contexto global, de um misto de consciência, melhor informação ambiental, medo e busca de novos paradigmas comportamentais, que os resíduos urbanos adquirem o estatuto de fenómeno social. A tradicional tríade resíduos/saúde/segurança, característica das preocupações do passado, é alargada formando um complexo polígono, para o qual convergem considerações de carácter político, económico, técnico, psicossocial e cultural.

Para o cidadão comum, o grande, distante e terrífico é compensado (aliviado) pelo pequeno, pelo dia-a-dia (os resíduos domésticos), é como que uma espécie de válvula de segurança para o *stress* ambiental. Há a evidência directa, próxima, da quantidade de resíduos, do problema, e da sua ligação ao esgotamento dos recursos, à poluição e à degradação do ambiente provocada pelas lixeiras. Todos compreendem que se deve reduzir e reciclar. Muitas comunidades exigem isso dos seus governantes e impõem-se contra as soluções que são percebidas como envolvendo riscos para a saúde e ambiente (síndrome NIMBY). Mas a redução, reciclagem e participação activa nas soluções para os resíduos estão ainda na sua infância.

Se bem que haja considerações de ordem científica e técnica específicas para a resolução do problema dos resíduos, ele está também extremamente dependente de princípios de ordem psicossocial relativa às atitudes e aos comportamentos e à concepção de ordem moral associada à sensibilidade ecológica. Isto pressupõe que a oposição dialéctica que sempre caracterizou o abismo que separa as ciências ditas “exactas” das ciências humanas, tenha que ser revista em matérias do ambiente, principalmente no caso particular dos resíduos.

A propósito desta divisão das ciências, Jorge Buescu, no prefácio que escreveu para o célebre livro *Caos. A Construção de uma Nova Ciência*, da autoria de J. Gleick (1994), escreve: “(...) a ciência desembocara numa ramificação assustadora, tendo-se pulverizado em incontáveis microciências estanques, a especialização crescente conduziu a um estilhaçamento da Ciência em milhares de fragmentos e o simples recolher dos cacos dispersos não parecia poder conduzir a uma melhor compreensão do mundo pelo Homem. As diferentes ciências voltavam costas umas às outras, fazendo por vezes uma certa gala nesse facto: cada uma considerava que estudava os problemas importantes e que o resto não era relevante”.

Também em resíduos, a maneira como as diversas ciências têm abordado os problemas com eles associados é no sentido da especialidade. Vários especialistas trabalham em assuntos que parecem completamente desligados uns dos outros, a interacção é quase nula e, quando existe, olhada com suspeita pelos respectivos pares. Existem assim, economistas ambientais, empenhados em desenvolver análises sobre instrumentos económicos e modelos económicos que façam a internalização das externalidades dos custos dos sistemas de resíduos; cientistas de política do ambiente, dedicados à elaboração de instrumentos regulamentares aplicados aos resíduos; arqueologistas do lixo, fazendo prospecções em antigos depósitos e avaliando através dos resíduos o

comportamento da comunidade que os gerou; psicólogos ambientais, pesquisando sobre os aspectos psicossociais associados ao comportamento face aos resíduos e às técnicas de motivação dos comportamentos de reciclagem; designers empenhados em conceber produtos reutilizáveis e recicláveis; arquitectos e urbanistas adaptando as cidades e os edifícios às novas exigências de recolha e separação dos materiais; engenheiros a desenvolver tecnologias de tratamento cada vez mais sofisticadas, entre outros.

Na prática, a mesma realidade divide-se em compartimentos estanques. Artigos de investigadores ou técnicos das ciências sociais, versando temas sobre resíduos, são publicados nas respectivas revistas da especialidade, artigos de investigadores ou técnicos de resíduos, são publicados noutra grupo de revistas. Dois mundos de costas viradas um para o outro mas que no fundo tratam o mesmo problema.

Como referem Stern *et al.* (1987) infelizmente poucos programas de gestão dos resíduos, especialmente os relacionados com a redução e reciclagem, foram concebidos com a contribuição das investigações experimentais de psicólogos e sociólogos. Em geral, parece haver pouca apreciação ou reconhecimento sobre o papel crucial das variáveis psicossociais nos problemas de gestão dos resíduos (Geller *et al.*, 1982). É necessário alterar a forma de pensar os resíduos e aderir à viragem epistemológica proposta por J. Gleick para a ciência. Intensificar os estudos científicos sobre os resíduos, também na perspectiva das ciências sociais e, mais importante ainda, os técnicos devem ser estimulados a dar mais importância aos cientistas sociais.

Esta nova direcção da “não especialização”, parece ser mais frutífera para a resolução de problemas que envolvem a interface de várias ciências, como é o caso dos resíduos. O conhecimento proveniente da interdisciplinariedade, não significa a nivelação para um baixo denominador comum, como é muitas vezes acusado por cientistas mais conservadores, mas antes, criar um espaço receptivo a melhores vias de conhecimento e solução de problemas.

Grande parte das actividades dos técnicos que lidam com os resíduos derivam de uma larga tradição de trabalho científico e tecnológico, o que leva a supor que essas especialidades científicas serão, por si só, suficientes para a resolução das actuais dificuldades ambientais. Mas na realidade não são, e não bastam, de certeza, quando se trata de políticas concretas no que diz respeito à prevenção, redução e reciclagem dos resíduos, onde considerações de ordem técnica tendem a surgir sistematicamente minimizadas, reducionistas, perante os imperativos de urgência na redução e valorização dos resíduos. As ciências sociais podem oferecer um contributo muito significativo para o problema dos resíduos, precisamente porque existem aspectos da maior relevância social, política e económica nas actuais questões dos resíduos. Não só as condições sociais contribuem para o desencadeamento dos problemas ambientais, mas também a mudança social é um factor imprescindível à sua solução.

Na verdade, a população é o agente activo de qualquer acção ou projecto que vise a redução e valorização de resíduos, é ela na prática que executa o projecto. Para um técnico envolvido na gestão dos resíduos a grande dificuldade está em conseguir um equilíbrio entre as necessárias adaptações do seu projecto às características da população e as necessárias adaptações da população ao seu projecto. Evidentemente que isto só se consegue, conhecendo as atitudes e comportamentos dos indivíduos de determinada comunidade e as técnicas de promoção dos comportamentos ambientais que mais se adaptem às características desses indivíduos, por forma a obter os resultados desejados. Por este motivo, as ciências sociais, nomeadamente a economia, a sociologia, a sócio-pedagogia e a psicossociologia, estão cada vez mais em pé de igualdade com as perspectivas biofísicas e da engenharia na busca de soluções para a resolução dos problemas dos resíduos.

Os resíduos inserem-se numa classe de problemas a que Hardin (1968) designou no seu famoso artigo *The Tragedy of Commons*, por “problemas de solução não técnica” e no qual incluiu a poluição e o esgotamento dos recursos e que resultam basicamente do conflito entre os interesses pessoais e os interesses colectivos. O principal problema é passar da consciência ambiental, já com um nível elevado, para a acção concreta e eficiente. Convencer as pessoas de que os sacrifícios individuais são necessários para o bem colectivo e depois fazer com que esses indivíduos façam os sacrifícios necessários, ou seja, uma pedagogia da responsabilidade.

Rathje e Murpje (1992), a propósito dos seus estudos sobre resíduos, processos de os gerir e a percepção quer dos responsáveis pela sua gestão quer dos produtores, concluem que um dos problemas mais críticos dos resíduos é que a nossa noção acerca dos critérios de deposição dos

resíduos está muitas vezes envolvida em mitos. Para os autores há poucos outros assuntos de significado público nos quais as opiniões públicas e oficiais estão tão consistentemente mal informadas e deturpadas.

O nível de consciência ambiental da população é bastante elevado, como o demonstram os vários inquéritos realizados à opinião pública. A tarefa dos políticos e responsáveis pela gestão dos resíduos é desenvolverem os mecanismos necessários que facilitem a transferência das preocupações ambientais da população para acções positivas concretas. Os programas de reciclagem devem ser fornecidos da forma mais conveniente para os seus potenciais utilizadores e estender-se a toda a população. Tal como a sociedade exige igual acesso aos serviços de saúde, educação, e outros, também os serviços destinados à protecção do ambiente devem ser fornecidos dando igual acesso a todos, independentemente das características sócio-económicas e demográficas (Berger, 1997).

### **1.4.3. POLÍTICA COMUNITÁRIA E NACIONAL EM MATÉRIA DE GESTÃO DE RESÍDUOS URBANOS**

A União Europeia, bem como todos os seus Estados Membros, foi influenciada pelo movimento ambientalista iniciado nos finais dos anos 60 e pela crescente consciencialização e exigência dos cidadãos europeus em relação às questões ambientais, nomeadamente as que se relacionam com a gestão dos resíduos.

Ao nível da política Comunitária, os primeiros passos na gestão dos RU foram dados em 1971, através de uma recomendação cujo foco se dirigia para a redução e reutilização dos resíduos. Este objectivo central foi suportado pelo Parlamento Europeu e fixado no Primeiro Programa Comunitário de Acção para o Ambiente (1973-1976), o qual já evocava a necessidade imediata e decisiva de uma campanha contra os resíduos. Mas só em 1975, com a publicação da primeira directiva neste domínio (Directiva 75/442/CEE de 15 de Julho) a União Europeia começou a definir uma política para os resíduos, embora deixando ainda às autoridades nacionais a tarefa de escolher a forma e os métodos de a implementar (Vieira, 1995).

Apesar de existir legislação comunitária sobre o tema desde os anos setenta, apenas em 1987 a resolução do Parlamento Europeu, de 19 de Junho, veio chamar a atenção para a extensão e gravidade dos problemas de contaminação dos solos, água e ar resultante da incorrecta gestão dos RU, tomando em consideração as disparidades existentes entre as políticas nacionais em matéria de eliminação de resíduos, que poderiam levar a distorções da concorrência (Ferreira e Cunha, 1992).

Em Setembro de 1989 a Comissão adoptou um documento de orientação sobre "A Estratégia da CEE para a Gestão de Resíduos" que preconizava a redução directa de fluxos de resíduos, a optimização do tratamento e destino final dos resíduos, a redução de movimentos e a responsabilidade civil. Salienta-se ainda nesse documento a necessidade de harmonização de normas para as instalações de gestão de resíduos com base num elevado nível de protecção ambiental, em preparação para o mercado único. Estas grandes linhas estratégicas foram adoptadas na Resolução do Conselho de Ministros sobre política de resíduos de 7 de Maio de 1990<sup>6</sup> e do Parlamento de 19 de Fevereiro de 1991<sup>7</sup> (Vieira, 1995; Ferreira e Cunha 1992).

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

No 5º Programa de Acção Comum em Matéria de Ambiente, que tem por título "Em direcção a um Desenvolvimento Sustentável", a gestão dos resíduos é considerada uma tarefa chave para os anos 90. São definidas opções prioritárias nas quais é dado maior ênfase às acções preventivas, seguidas da promoção da reutilização e reciclagem e, finalmente da selecção criteriosa de formas adequadas de tratamento e de destino final dos resíduos (MARN, 1994).

Nos finais dos anos 80 e durante os anos 90 a União Europeia publicou um vasto conjunto de Directivas e Regulamentos sobre resíduos, contemplando desde os aspectos mais globais de gestão,

<sup>6</sup> Jornal Oficial C122/2 de 18 de Maio de 1990.

<sup>7</sup> Jornal Oficial C72/34 de 18 de Março de 1991.

como por exemplo as Directivas Nº 91/156/CEE, de 18 de Março, e Nº 91/689/CEE, de 12 de Dezembro, aos mais específicos como os relacionados com métodos de tratamento (incineração, aplicação de lamas ao solo) e com fileiras e fluxos específicos dos resíduos (óleos usados, pilhas e baterias, embalagens, entre outros). Encontram-se ainda em discussão ou em fase de proposta directivas sobre, aterros, pneus usados, resíduos de construções e demolições, solventes clorinados, veículos usados e equipamento eléctrico e electrónico.

Desde 1991 que a proposta de Directiva sobre Aterros andava a ser discutida e sucessivamente revista. Vários estados membros fizeram pressões para uma proposta mais arrojada, propondo que se banisse a co-deposição (combinação da deposição na mesma infraestrutura de resíduos perigosos e não perigosos), que se retirassem as propostas de excepções, como as que se previam para zonas montanhosas ou áreas pouco densas, que se obrigasse a um pré-tratamento antes da deposição em aterro, por forma a reduzir as quantidades e eliminar resíduos perigosos, a admissão exclusiva só a resíduos não valorizáveis e resíduos inertes e um requerimento para que os preços dos aterros reflectam os seus reais custos, incluindo os relativos às fases pós-encerramento e reabilitação dos locais (Rose, 1996). Em Maio de 1996 o Parlamento Europeu rejeitou definitivamente a antiga proposta tendo sido apresentada em Maio de 1997 uma nova proposta mais restritiva nalguns aspectos (JO Nº C 156 de 24. 5.1997).

Em Dezembro de 1996 o Conselho de Ministros do Ambiente da UE aprovou uma revisão da Estratégia de 1989. Nessa revisão é reforçada a prioridade à prevenção, à educação dos cidadãos, à desmaterialização do sistema económico, evidenciando a importância de medidas como o ecodesign do ciclo de vida dos produtos e a aplicação de outros instrumentos de gestão preventiva, nomeadamente os de natureza económica. É acrescentado ainda que a escolha entre as diferentes soluções abertas à gestão dos resíduos terá que ser baseada no princípio da melhor solução ambiental. Algumas políticas anteriores como a prioridade que era dada à legislação específica sobre determinados fluxos de resíduos é abandonada em virtude das dificuldades na obtenção de consensos entre os vários agentes intervenientes. A escolha de opções deve ser baseada na melhor opção ambiental e económica, não sendo dada contudo nenhuma indicação sobre como é que estas duas componentes devem ser abordadas (Rose, 1996; Pássaro, 1997; Lobato Faria *et al.*, 1997).

A UE está também empenhada numa revisão dos sistemas de recolha de dados, como prioridade para as estatísticas oficiais da Comissão e da Agência Europeia do Ambiente, em cooperação com os Estados Membros. A harmonização das metodologias utilizadas pelos diversos estados membros, no que se refere à recolha e tratamento de dados, é fundamental para a definição de estratégias e avaliação das políticas implementadas.

Alguns economistas ambientais têm dirigido fortes críticas à hierarquia estabelecida pela UE para as opções de gestão dos resíduos, denunciando a sua natureza político-intuitiva desprovida de razão científica e técnica. Contudo, numa entrevista concedida à WARMER Bulletin, Ludwig Krämer, responsável pela unidade de Gestão de resíduos da DG XI, defende que a hierarquia dos resíduos não é para ser entendida no seu sentido estrito, de obrigação em fazer reciclagem primeiro que incineração ou incineração primeiro que deposição em aterro, porque o primeiro aspecto a ter em conta, e o mais importante de todos, é o da prevenção, o qual não pode ser ultrapassado por interpretações cegas à hierarquia dos resíduos (Krämer, 1996).

Para além das políticas e regulamentações directas sobre a prevenção e redução dos resíduos, as quais se têm focalizado na proibição de determinados produtos perigosos, na proibição de práticas condenáveis, na limitação nos teores de algumas substâncias perigosas e em códigos de boa prática para operações e processos nos ecossistemas, outras políticas e instrumentos de regulação postos recentemente em funcionamento pela UE vão ter a curto e médio prazo um impacto na prevenção, redução e valorização dos resíduos. Estão nesta situação por exemplo a atribuição do Rótulo Ecológico Comunitário (Regulamento CEE Nº 880/92 do Conselho, de 23 de Março) e o Sistema Europeu de Ecogestão e Auditoria (Regulamento CEE Nº 1836/93, de 10 de Junho), bem como o desenvolvimento das normas da série ISO 14000.

A atribuição do Rótulo Ecológico, baseada em critérios ecológicos específicos, aplicáveis a cada grupo de produtos, impõe necessariamente aos produtos candidatos que no seu percurso do "berço à cova" se minimizem os impactos ambientais, sociais e económicos resultantes do consumo de matérias primas, energia, emissão de poluentes e resíduos. Este instrumento de incentivo a um melhor desempenho ambiental dos produtos, e a sua adesão por parte dos agentes económicos, induzirá à redução e valorização dos resíduos resultantes da utilização de vários bens de consumo (Martinho, 1993b).



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

Em Portugal, e de acordo com Antas (1987), a primeira acção do Estado em matéria de resíduos surge em 1927, com a publicação do Decreto-Lei Nº 13166, de 18 de Fevereiro, o qual cometia às câmaras municipais a promulgação de posturas relativas à remoção de lixo doméstico. Ainda de acordo com a mesma autora, a história da gestão de resíduos em Portugal neste século pode-se dividir em três períodos, com características bem diferentes.

O primeiro, que terminou em 1972, com a publicação do Decreto-Lei Nº 351/72, de 8 de Setembro, o qual atribui competência à Direcção de Serviços de Engenharia Sanitária do Ministério da Saúde para se pronunciar no aspecto sanitário sobre projectos de instalação de depósito e tratamento de resíduos, teve os seguintes traços determinantes:

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

O segundo período, que decorreu entre 1972 e 1985, foi um período de transição, durante o qual ocorreram acontecimentos de grande impacto social e económico, nomeadamente a Revolução do 25 de Abril e a adesão de Portugal à Comunidade Europeia. Foi neste período também que se registaram alterações significativas na estrutura do Governo e da Administração Central no âmbito do ambiente e saneamento. Destaca-se a mudança de designação do Ministério das Obras Públicas para Ministério do Equipamento Social e do Ambiente (Decreto-Lei Nº 203/74, de 15 de Maio), a criação da Secretaria de Estado do Ambiente (Decreto-Lei Nº 550/75, de 30 de Novembro), a reorganização da Comissão Nacional do Ambiente e do Serviço de Estudos do Ambiente, a divisão do país em regiões de Saneamento Básico e a criação da Direcção-Geral do Saneamento Básico (Resolução do Conselho de Ministros de 23 de Janeiro de 1976), a criação do Ministério da Qualidade de Vida e da Direcção-Geral da Qualidade do Ambiente (Decreto-Lei Nº 73/81, de 7 de Abril e Decreto-Lei Nº 49/83, de 31 de Janeiro).

Este período é pois caracterizado, em traços gerais, pela existência, pela primeira vez, do Pelouro do Ambiente no Governo, pelo papel preponderante que a Administração Central passou a ter na gestão de resíduos, embora ainda de forma não integrada e focada quase que exclusivamente para os resíduos urbanos e, por último, pela necessidade de integrar a problemática dos resíduos na política de Ambiente, facto novo decorrente dos actos comunitários (MARN, 1995).

O terceiro período iniciou-se com a publicação do Decreto-Lei Nº 488, de 25 de Novembro de 1985, o qual veio finalmente definir as diversas competências e responsabilidades no domínio dos resíduos, quer a nível central, quer a nível local. Foi a partir deste Decreto-Lei que a gestão dos resíduos passou a ter em Portugal uma maior relevância no âmbito da política de ambiente. Na Lei de Bases do Ambiente, Lei Nº 11/87, de 7 de Abril, no Nº 3 do seu artigo 24º, consagra-se o princípio da responsabilidade do produtor pelos resíduos que produza.

No entanto, desde 1985 até 1996, a evolução em matéria de gestão dos RU em Portugal foi mais sentida na recolha, aumentando-se substancialmente os índices de população servida, tendo ficado para trás o tratamento e destino adequado dos mesmos, apesar da extensa publicação legislativa produzida nesse período, a maior parte da qual por obrigações de transposição para a ordem jurídica interna das Directivas da EU.

Pode-se afirmar que o terceiro período da gestão dos resíduos terminou em 1995, quando foi aprovado o primeiro Plano Nacional da Política de Ambiente (PNPA) o qual, dentro dos objectivos e acções programáticas específicas, dava para o sector dos RU as seguintes sete áreas de actuação prioritária: elaboração de um Plano Nacional de Resíduos; incentivo à redução, recolha selectiva e reciclagem dos RU; estabelecimento de um sistema de controlo e de cumprimento integral da

legislação sobre RU; convergência para níveis de atendimento da ordem dos valores médios europeus; aperfeiçoamento dos sistemas de informação e de capacidade de avaliação e de monitorização dos RU; reforço das capacidades institucionais na gestão dos RU e melhoria das interfaces com o público (MARN, 1995).

Ainda em 1995, dando cumprimento ao estabelecido no PNPA, foi elaborado o primeiro Projecto para um Plano Nacional de Resíduos, adoptado pelo Ministério do Ambiente em finais de 1995, o qual previa para o destino dos RU as seguintes metas quantitativas a atingir até ao ano 2000: 20% para reciclagem, 15% para compostagem, 30% para incineração e 35% para aterro (MARN, 1995).

Em 1996 quase todo o país estava servido por lixeiras (cerca de 300), os aterros sanitários e as instalações de compostagem a funcionar bem não chegavam a meia dúzia, os sistemas de reciclagem eram em muitos municípios actividades marginais, não estruturadas, ineficientes e na sua maior parte irracionais do ponto de vista económico e ambiental. O grande atraso em relação aos restantes países da EU e as graves disfunções ambientais causadas pela má gestão dos RU deram ao sector dos resíduos uma prioridade em matéria de política ambiental que se materializou na aprovação em 1996 do primeiro plano nacional para a sector dos resíduos urbanos, o *Plano Estratégico para a Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos* (PERSU), o qual marca definitivamente um quarto período na história da gestão dos RU neste final de século.

Em traços gerais, o PERSU preconiza a mesma hierarquia de opções estabelecida pela UE para a gestão dos resíduos, dando no entanto um ênfase especial à prevenção e à necessidade urgente de "limpar o país", devido à situação particular do país nesta matéria. É assumido no PERSU que a gestão dos RU terá que se basear na *melhor solução ambiental*, a qual terá que integrar, para além de considerações de carácter tecnológico e financeiro, razões de índole económica e social (Lobato Faria *et al.*, 1997).

Foram estabelecidas no PERSU seis prioridades para a gestão dos RU. A primeira prioridade é a da prevenção a qual passa, por exemplo, pelos indicadores de redução da produção, de reutilização de embalagens, de abaixamento das taxas de mortalidade e de morbilidade por acidentes relacionados com os tecnossistemas e de melhoria do impacte ambiental negativo derivado da operação e manutenção daqueles sistemas. Inclui ainda o controlo de riscos para a saúde relacionados com os tecnossistemas e a promoção de produtos e tecnologias mais limpos. A segunda prioridade, quase a par da primeira, vai para a limpeza do país, conseguida através dum reforço na reconversão das lixeiras, valorização energética e confinamento. A terceira prioridade reside na educação ambiental, formação e qualificação profissionais. A quarta prioridade vai para a reciclagem, multimaterial e orgânica. A quinta prioridade situa-se no domínio da libertação, do mercado da gestão e exploração de resíduos, das barreiras limitadoras da concorrência, como são as que condicionam a abertura a capitais privados da estrutura das entidades gestoras dos tecnossistemas, e para a importância da regulação técnica do desempenho das infraestruturas construídas e a auto-suficiência financeira das entidades gestoras, a qual pressupõe a imediata institucionalização dum tarifário de RU. A última prioridade centra-se na recolha, análise e tratamento de dados pertinentes, ou seja, na monitorização de todo o sistema.

Foram enunciadas metas para os horizontes a curto prazo (ano 2000), médio prazo (2005) e longo prazo (2010), para cada uma destas prioridades. Na Tabela 1.2 apresenta-se um resumo das metas anunciadas para o ano 2000 e 2005, para cada uma das áreas prioritárias.

As metas para o horizonte a longo prazo, ano 2010, baseiam-se na revisão dos diversos programas implementados, no reforço à diminuição progressiva dos quantitativos de resíduos produzidos, aumento das quantidades destinadas à reciclagem orgânica e multimaterial, diminuição das quantidades a incinerar e depositar em aterro. Nenhuma meta quantificada foi possível prever para este horizonte.

Na Portaria 313/96, de 29 de Julho, foram definidos objectivos de reutilização de embalagens usadas de modo a prever uma efectiva redução da produção de RU, bem como a permitir ao consumidor a opção por diferentes tipos de embalagens em determinados líquidos alimentares. Os níveis mínimos de reutilização a atingir por sector (a partir de Janeiro de 1997) são os seguintes, em percentagem dos volumes totais comercializados anualmente em litros: bebidas refrigerantes - 15% em 1997, 20% em 1998, 30% em 1999; cervejas - 70% em 1997, 75% em 1998, 80% em 1999; águas - 5% em 1977, 8% em 1998, 10% em 1999; vinhos de mesa (excepto VQPRD) - 55% em 1997, 60% em 1998, 65% em 1999 (Lobato Faria *et al.*, 1997).

Tabela 1.2. Plano Nacional Estratégico para a Gestão dos Resíduos Urbanos.

Estratégias	Meta a Curto prazo (ano 2000)	Metas a Médio prazo (ano 2005)
Prevenção	<ul style="list-style-type: none"> <li>• elaborado, aprovado e em curso um Programa de Prevenção de Resíduos (PPR)</li> <li>• Reduzido em 2,5% o quantitativo global de RU previsto</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• avaliado e, se necessário, revisto o PPR</li> <li>• aumentada para 5% a redução do quantitativo de RU previsto</li> </ul>
Tratamento	<ul style="list-style-type: none"> <li>• elaborado, aprovado e em curso um Programa de Tratamento de Resíduos (PTR), no qual se contempla uma Rede Nacional de Tratamento dos RU (RNTRU)</li> <li>• Utilizadas em pleno todas as instalações de incineração com valorização energética (LIPOR e VALORSUL), processando 26% da produção total de RU</li> <li>• utilizadas em pleno todas as infraestruturas de confinamento tipo Estações de Confinamento Técnico de Resíduos Urbanos (ECTRU) e tipo Aterro Sanitário, processando 41,5% da produção total de RU, dos quais 20% dirigidos para ECTRU</li> <li>• erradicação total das lixeiras</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• avaliados e, se necessário, revistos o PTR e a RNTRU</li> <li>• continuação da utilização das infraestruturas existentes de incineração com recuperação de energia, absorvendo 22% da produção global de RU</li> <li>• utilizadas uma ou mais infraestruturas de valorização energética tipo tratamento biológico anaeróbio, em conjugação com o tratamento das lamas de ETAR</li> <li>• aumento da capacidade de infraestruturas de ECTRU em 10%</li> <li>• diminuição de aterros sanitários da ordem dos 13% da produção global</li> </ul>
Educação	<ul style="list-style-type: none"> <li>• elaborado, aprovado e em curso um Programa de Educação para a Gestão dos RU (PEGRU)</li> <li>• programadas e em curso acções de educação com ênfase na prevenção</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• avaliado e, se necessário, revisto o PEGRU</li> <li>• avaliadas e, caso necessário, reprogramadas acções de educação para a correcta gestão dos RU</li> </ul>
Reciclagem	<ul style="list-style-type: none"> <li>• destinados a reciclagem orgânica 15% dos RU</li> <li>• encaminhados para reciclagem multimaterial cerca de 15% do total de RU produzidos</li> <li>• prioridade à recolha selectiva e à implementação plena do Sistema Integrado de Gestão de Resíduos de Embalagem</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• destinados à reciclagem metade dos RU produzidos, 25% reciclagem orgânica e 25% reciclagem multimaterial</li> </ul>
Gestão e exploração	<ul style="list-style-type: none"> <li>• eliminação dos condicionalismos legais à natureza e estrutura do capital das entidades gestoras dos sistemas de RU</li> <li>• eliminados os entraves e limitações à livre concorrência no mercado da gestão e exploração dos RU</li> <li>• elaborado, aprovado e em aplicação um programa de recolha selectiva e transporte</li> <li>• em vigor todas as peças regulamentares indispensáveis ao funcionamento dos tecnossistemas a nível local, nomeadamente em Regulamento Municipal dos RU</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• estabelecido e regulado o mercado da gestão dos RU, em todos os seus segmentos de negócio (estudos e projectos, construção, equipamentos, instalações, manutenção e operação)</li> <li>• em vigor todas as peças regulamentares indispensáveis ao funcionamento das infraestruturas de gestão dos RU, nomeadamente um Regulamento Geral dos RU</li> </ul>
Monitorização	<ul style="list-style-type: none"> <li>• elaborado, aprovado e em aplicação um Programa de Monitorização dos RU (PMRU), no qual seja contemplada uma Rede de Monitorização da gestão dos RU (RMGRU)</li> <li>• estabelecida a rede de monitorização, a nível nacional, regional e local</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• avaliado e, se necessário, revisto o PMRU</li> <li>• avaliada e, se necessário, revista a RMGRU</li> </ul>

A implementação das linhas estratégicas definidas no PERSU, para além dos efeitos directos na correcção das disfunções ambientais causadas pelas práticas tradicionais de gestão dos RU, irá ter também um grande impacte ao nível de criação de novos empregos, ao nível da alteração na planificação dos sistemas gestionários e respectivas fontes de financiamento.

De acordo com um estudo efectuado por Machado *et al.* (1994), o número estimado de funcionários directamente adstritos aos serviços de resíduos urbanos eram, em 1994, cerca de 8000. Numa projecção para o ano 2000, os autores indicavam um crescimento de 14%, ou seja um aumento de 1 120 elementos.

Estes estudos consideravam estas projecções com base na construção de infraestruturas e equipamentos clássicos, não prevendo a implementação das novas tecnologias que se advinham (reciclagem, triagem, estações de transferência, digestão anaeróbia), nem a crescente constituição de sistemas multimunicipais e municipais (previstos no Decreto-Lei N° 379/93, de 5 de Novembro e Decreto-Lei N° 294/94, de 16 Novembro). De acordo com os cálculos efectuadas pelo Grupo de

Tarefa do PERSU, poder-se-ão estimar, como resultado das novas políticas e regulamentação em vigor, a criação de cerca de 5 320 novos empregos para o sector dos resíduos (Lobato Faria *et al.*, 1997).

Foi também iniciada, com a realização do PERSU, uma planificação dos sistemas de gestão integrada, as designadas Regiões Plano, as quais incluíam em Março de 1997, cerca de 41 sistemas de gestão de RU: 11 multimunicipais, 26 associações de municípios e 4 municipais.

Em termos de investimento estima-se um montante de 164 milhões de contos até ao final do século, recorrendo o governo aos três mais importantes programas de iniciativa comunitária como instrumentos de financiamento: Fundo de Coesão, ao Programa Operacional do Ambiente e aos Programas Operacionais Regionais.

Um outro aspecto que se alterou em relação à gestão dos RU foi o reconhecimento da absoluta necessidade de criação e implementação de taxas municipais de gestão dos RU, as quais constituem um veículo indispensável não só para cobrir os custos de operação e manutenção dos sistemas implementados como, também, para funcionar como instrumento económico estratégico para a prevenção/redução dos RU e alteração das atitudes dos cidadãos, os quais tradicionalmente sempre consideraram os serviços de recolha, tratamento e deposição dos seus resíduos, uma tarefa da responsabilidade da autarquia que lhes deveria ser prestada gratuitamente.

Pode-se assim extrair como principais linhas de diferenciação deste quarto período da história da gestão dos RU, os seguintes pontos:

- a criação de um primeiro Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos, com estratégias e metas quantificadas bem definidas;
- a criação do Instituto dos Resíduos (Decreto-Lei nº 142/96, de 23 de Agosto);
- a criação da Sociedade Ponto Verde, constituída em Novembro de 1996 e licenciada em Outubro de 1997, constituída por 140 empresas privadas, para a implementação do Sistema Integrado de Gestão de Resíduos de Embalagens (Decreto-Lei nº 322/95, de 28 de Novembro e Portaria nº 313/96, de 29 de Julho), extensivo a todo o país e a todas as embalagens a partir de 1 de Janeiro de 1998 (Sociedade Ponto Verde, 1998)
- a atribuição do maior investimento financeiro atribuído ao sector dos RU por parte do governo;
- a organização do país em Regiões Plano para a gestão dos resíduos urbanos;
- a abertura da área da gestão e exploração dos sistemas de RU à iniciativa privada;
- o reconhecimento da importância da alteração de comportamentos dos vários agentes intervenientes no sector, com especial destaque para a necessidade de um forte investimento na educação dos cidadãos em relação às suas atitudes e comportamentos de consumo, participação nas recolhas selectivas e nos projectos de localização de infraestruturas de resíduos.

No entanto, apesar destas promissoras medidas, não se pode deixar de referir o perigo que representa a urgente necessidade de "limpar o país". A reconversão acelerada das cerca de 300 lixeiras em novos tecnossistemas (aterros, estações de incineração, compostagem), pela via da *alternativa massificada*, cujas soluções tendem a cair para as prioridades à conclusão e início de obras cuja matéria prima é a globalidade dos RU recolhidos, pode retardar os esforços necessários para as alternativas ligadas à prevenção, valorização, reciclagem e desvio dos resíduos para os aterros, ou seja, a perspectiva apelidada no PERSU de *alternativa selectiva*. A compatibilidade destas duas vertentes requererá por parte de todos os que têm responsabilidades no sector da gestão dos RU de uma grande dose de bom senso e sensibilidade nas suas tomadas de decisão.

#### **1.4.4. QUESTÕES ECONÓMICAS E INSTRUMENTOS ECONÓMICOS APLICADOS AOS RU**

Um bom conhecimento dos factores técnicos subjacentes à produção, recolha, transporte, valorização, tratamento e deposição dos resíduos é indispensável para a identificação e implementação das melhores práticas de gestão dos RU. Paralelamente, a identificação e avaliação dos potenciais impactes ambientais e sociais gerados pelas diversas componentes de um sistema de gestão de RU requer conhecimentos científicos, metodologias e técnicas especializadas. Mas estes aspectos por si só não são suficientes para as tomadas de decisão que visem uma gestão devidamente integrada. A análise e avaliação económica dos sistemas de gestão de RU é uma componente essencial para a sua sustentabilidade.

A maior parte dos municípios, entidades responsáveis pela gestão dos RU, não efectua análises económicas sistemáticas sobre os custos envolvidos no sistema. E os que o fazem ficam por uma análise puramente financeira, não conseguindo por isso traduzir os reais custos e benefícios sociais dos sistemas que gerem.

Mesmo em termos financeiros a avaliação económica dos sistemas de RU não é uma tarefa fácil. Em muitos municípios, principalmente nos de maiores dimensões, o sector dos resíduos subdivide-se por diversos departamentos e/ou serviços, cada um responsável por uma parte do sistema, o que torna bastante difícil a tarefa de alocação correcta dos custos afectos exclusivamente ao sector dos resíduos, tanto mais que, em muitas situações, frota e pessoal são utilizados noutros serviços. Para além da complexidade estrutural da orgânica dos serviços é frequente também existirem problemas de comunicação entre sectores, não só ao nível da troca de informação como, também, no que toca às metodologias utilizadas na aquisição e tratamento dos dados de base. Outros factores de natureza mais conjectural como, por exemplo, flutuações e incertezas no mercado dos produtos recicláveis e reciclados, inovações tecnológicas, mudanças legislativas, instrumentos económicos, comportamentos e reacções da opinião pública, entre outros, podem originar consideráveis impactes económicos, o que agrava ainda mais as dificuldades das avaliações económicas destes sistemas.

As componentes de custo normalmente consideradas incluem as despesas de capital e as despesas de operação e manutenção, traduzindo-se os custos normalmente em unidades do tipo custo por tonelada de resíduo ou custo por residente servido. O custo global líquido de um determinado sistema de gestão de RU é muito variável em função do tipo de tecnologia e equipamentos utilizados, mão-de-obra, dimensão e tipo de sistema implementado, custos do terreno, estrutura do tecido urbano, composição e características dos resíduos, mercado para os produtos valorizáveis, custo das matérias primas, entre outros, pelo que não existe um valor típico que se possa indicar como representativo.

É frequente na literatura e nos relatórios de contas dos municípios encontrarem-se valores com amplitudes entre os 2 000\$/00 e os 20 000\$/00 por tonelada. Para além destes valores reportarem-se, como se referiu, a situações locais não comparáveis, não existem critérios normalizados sobre o tipo de resíduos e as componentes do sistema a considerar. Uns custos referem-se aos resíduos domésticos, outros aos resíduos municipais, outros entram com os recicláveis, outros só contabilizam a recolha, outros incluem a deposição, o que torna inviável qualquer comparação entre valores.

Um outro problema relacionado com a avaliação financeira dos sistemas de gestão de RU é a ausência de uma abordagem integrada. Colocam-se muitas vezes em compartimentos diferentes, e mesmo rivalizantes, as diferentes opções. Os casos mais típicos são as avaliações do tipo reciclagem *versus* incineração ou incineração *versus* aterro.

Estas análises sofrem, na maior parte dos casos, de uma visão míope sobre o que é, e o que deve ser, um verdadeiro sistema integrado de gestão de resíduos revelando, na maior parte das vezes, os interesses pessoais dos defensores de cada uma das opções em análise.

Por exemplo, a dicotomia reciclagem-valorização energética, campo de guerra entre muitos técnicos e ambientalistas, pode ser um falso problema. Como se pode verificar por análise aos dados apresentados na Tabela 1.3, sobre os efeitos da reciclagem no conteúdo energético dos RU, a combinação de sucesso entre reciclagem e valorização energética está dependente do tipo e quantidades de materiais que são desviados para reciclagem, deste modo, longe de serem exclusivos, estes dois processos podem ser compatíveis e mesmo mutuamente benéficos (Waite *et al.*, 1995).

Tabela 1.3. Efeito da reciclagem no PCI dos resíduos

material removido para reciclagem (%)					taxa de desvio (%)	PCI* dos RU misturados(MJ/Kg)
papel	vidro	metais	plástico	orgânicos		
0	0	0	0	0	0	10.4
10	50	0	0	0	8	10.7
50	50	0	50	0	18	9.2
50	50	50	50	50	35	10.8
50	50	0	0	50	20	10.4

\*PCI = Poder Calorífico Inferior. (Fonte: Waite *et al.*, 1995)

Em 1994 o Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente da FCT/UNL, a pedido da Câmara Municipal de Lisboa, realizou um estudo sobre a estrutura de custos do sistema de gestão dos RU do

Município de Lisboa. Com base nos quantitativos de resíduos produzidos e nos recursos humanos e equipamentos afectos ao sistema em 1993, obtiveram-se os resultados apresentados na Tabela 1.4. (Santos *et al.*, 1994).

Tabela 1.4. Custo líquido do sistema de gestão de resíduos urbanos do município de Lisboa

Custos	unidades	reciclagem vidro	reciclagem papel	recolha de RU
<i>Custo global anual</i>	\$/tonelada	9 672	17 627	5 871
	\$/ residente	34	37	2 761
<i>Benefício global anual</i>	\$/tonelada	7 966 (a)	(b)	-
	\$/ residente	29		
<i>Custo líquido global médio anual</i>	\$/tonelada	1 700	17 627	5 871
	\$/ residente	4	37	2 761

(a) Foram contabilizadas as receitas da venda do vidro e os custos evitados de deposição em aterro

(b) No período em análise registou-se uma crise no mercado do papel velho, a CML entregava o papel velho aos armazenistas gratuitamente

Neste, como em muitos outros estudos económicos sobre o sistema de gestão de resíduos, fica-se por uma avaliação dos custos absolutos de cada um dos subsistemas, o que contraria a lógica da gestão integrada de resíduos.

Nos programas municipais de reciclagem a participação dos cidadãos e a ausência de mercados para os recicláveis são as maiores barreiras à reciclagem, seguidas dos custos de recolha e processamento. Governo, industria e ONG's devem tomar posições para desenvolver uma política coerente desenvolvimento do mercado (Fox e Hurst, 1993).

A reciclagem pode reduzir os custos da recolha normal e de deposição em aterro ou tratamento por outro sistema. Um esquema de recolha de recicláveis intensivo pode reduzir as quantidades de resíduos não recicláveis a valores que não justifiquem uma recolha diária mas de dois em dois dias, consequentemente mais barata. De igual modo, cada tonelada de material reciclável recolhido representa menos uma tonelada de resíduos a depositar em aterro. Por exemplo, no programa de reciclagem de Takoma Park (Maryland, EUA) conseguiu-se uma redução de 37% da quantidade de resíduos objecto de recolha normal o que proporcionou a redução do número de viaturas destinadas à recolha normal, estas viaturas foram desviadas para a recolha selectiva. Por causa da redução das taxas de deposição em aterro e das receitas da venda de alguns materiais, a cidade de Takoma Park conseguiu auto-financiar os custos da reciclagem. O programa foi muito bem sucedido sem necessidade de despesas adicionais do município ou aumento das taxas a cobrar aos cidadãos (Guerra, 1991).

Isto coloca a questão de se saber se estas poupanças devem ser reportadas à reciclagem ou à recolha normal dos resíduos e sua deposição em aterro. Vários autores defendem que devem ser alocadas à reciclagem. Os argumentos para se incluir estas poupanças nos custos da reciclagem é que sem ela os resíduos tinham que ser inevitavelmente recolhidos e depositados. Se um sistema de reciclagem é implementado e reduz os custos de recolha e deposição, então é argumentado que estas poupanças são um crédito para o novo sistema de reciclagem (Waite *et al.*, 1995).

A falta de critérios uniformes para o cálculo dos custos envolvidos na reciclagem, a componente do sistema mais sacrificada nas avaliações económicas, e a impossibilidade ou dificuldades na realização de estudos comparativos entre os diferentes países da UE, levou a que a ERRA<sup>8</sup> publicasse, em 1994, normas para o cálculo dos custos da reciclagem. O desenvolvimento destas normas visa três objectivos (ERRA, 1994):

1. determinar os verdadeiros custos da reciclagem pela identificação de todas as componentes de custo de qualquer esquema de reciclagem e definir uma estrutura de divulgação dos custos normalizada;
2. ter dados consistentes e comparáveis, produzidos numa base regular (idealmente mensalmente), para fornecimento de informação fiável para a gestão dos vários esquemas de reciclagem;
3. facilitar a comparação dos custos e o desempenho do financiamento entre diferentes esquemas de reciclagem, pelo calculo e apresentação dos dados numa base consistente.

Contudo, apesar das normas da ERRA possibilitarem análises mais fiáveis, esta abordagem simplesmente identifica os custos relativos de dois métodos de gestão dos resíduos: recolha normal

<sup>8</sup> ERRA, European Recycling and Recovery Association

versus diferentes esquemas de recolha selectiva. Continua ausente uma abordagem integrada de todo o sistema e a internalização das externalidades das várias componentes do sistema.

Apesar da política da UE e dos vários estados membros darem prioridade à redução e valorização dos resíduos, evitando a sua descarga em aterro, apesar da opinião pública e dos agentes económicos estarem cada vez mais sensibilizados para as questões ambientais, o que é facto é que o destino para aterro ainda é a solução mais adoptada em todos os países. A principal razão para este facto reside na forma como os sistemas são avaliados economicamente. Ao contabilizarem-se os custos absolutos das várias opções, o aterro sanitário ainda é, na maior parte dos casos, a solução mais barata. Numa sociedade em que o que comanda o comportamento dos vários agentes económicos é a lei da oferta e da procura é natural que a busca pela solução mais barata seja o principal vector da tomada de decisão.

A hierarquia de prioridades estabelecida pela UE para a gestão dos resíduos tem sido contestada por alguns economistas ambientais. De acordo com White *et al.* (1995), Craighill (1996) e Brisson (1996) esta linearização de opções, não reflecte os reais impactes das técnicas de gestão de resíduos. Para estes autores esta hierarquia baseia-se mais na intuição e em dogmas pre-estabelecidos do que na avaliação científica de cada opção, sobre os seus reais custos e benefícios ambientais e sociais, indiferentemente da sua posição na hierarquia.

A complexidade estrutural dos RU tem conduzido a uma certa confusão em relação aos objectivos políticos para a gestão destes resíduos. Na base dessa complexidade está o grande e diversificado número de agentes envolvidos na gestão dos resíduos - produtores, recolhedores, transportadores, processores, transformadores, distribuidores, comerciantes e consumidores - cujo único elemento de ligação entre eles são, na maior parte dos casos, os resíduos/materiais, os quais formam a base de interrelações desprovidas de qualquer significado económico (Zoboli, 1994).

Em relação aos resíduos, como em muitas outras áreas do ambiente, a teoria da *Tragédia dos Comuns* de Hardin (1968) também se aplica. De um modo geral, os diversos agentes económicos envolvidos na gestão dos resíduos, nas suas tomadas de decisão, apenas têm em conta os custos e benefícios que se repercutem directamente sobre eles, verificando-se então uma tendência para que os custos sociais, nomeadamente os associados à depleção dos recursos naturais, degradação ambiental e riscos de saúde, sejam transferidos para outros ou para o futuro. Por este motivo, medidas como a hierarquia e metas quantificadas para cada uma das opções, não garantem por si só as melhores soluções para a gestão dos resíduos. Em primeiro lugar porque ignoram as particularidades e características de cada agente, não conseguindo por isso por em prática medidas eficazes, justas e articuláveis. Em segundo lugar porque não conseguem internalizar os custos e benefícios relativos às externalidades de cada uma das opções consideradas.

Apesar da investigação e desenvolvimento da economia ambiental ter registado nos últimos anos um grande progresso, a literatura no campo da economia ambiental aplicada aos resíduos é muito esparsa e deficiente. Dentro dos raros trabalhos desenvolvidos no campo da avaliação económica das alternativas para a gestão dos RU, destaca-se o realizado por Inger Brisson (Brisson, 1996). A autora avaliou e discutiu a validade da hierarquia dos resíduos, aplicada a diferentes países da UE, recorrendo a uma Análise Custo Benefício associada a uma Análise do Ciclo de Vida. Os resultados do seu estudo permitiram concluir o seguinte:

1. Confirma-se que a reciclagem material é a opção mais desejável. Contudo, apesar da análise confirmar que há benefícios sociais ganhos pela reciclagem, um análise de sensibilidade sugere que os esforços de reciclagem devem ser cuidadosamente quantificados para cada material, em função das características particulares de cada país e das conjecturas internacionais. Para materiais específicos, como sejam o alumínio, metais ferrosos e vidro, os benefícios sociais são consideráveis, mas para o papel/cartão e plásticos os benefícios já não são tão evidentes, devido às grandes flutuações de preço no mercado para estes materiais secundários ou, no caso particular dos plásticos, aos efeitos externos negativos;
2. A compostagem, integrada na hierarquia da UE dentro da reciclagem, apresenta custos sociais bastante diferentes da reciclagem material pelo que não deve ser colocada ao mesmo nível;
3. Para alguns países o aterro é geralmente a solução com menores custos sob um ponto de vista social (ambiental e económico) comparativamente à incineração.

O estudo sugere que a "hierarquia dos resíduos" está errada quando promove a incineração como uma opção melhor que o aterro. Considerando os custos financeiros e os custos das externalidades das várias opções a nova hierarquia proposta por Brisson para a gestão dos resíduos seria a

seguinte: redução na fonte; reciclagem material; aterro sanitário; incineração (quando a energia recuperada substitui a de uma central a carvão); compostagem; incineração (quando a energia recuperada substitui a electricidade produzida usando *fuel*).

Também os autores Craighill e Powell (1996), utilizando uma metodologia de Avaliação Económica do Ciclo de Vida, a qual resulta da combinação da análise do ciclo de vida com a análise custos benefícios sociais, e aplicando-a ao caso de estudo de Milton Keynes, na Inglaterra Central, demonstraram que a reciclagem é a opção mais favorável relativamente a outros sistemas de deposição dos resíduos em termos de contribuição para os efeitos de acidificação, nitrificação da água de superfície e aquecimento global.

Um outro estudo que recorreu a uma Análise Custo-Benefício associada à Análise do Ciclo de Vida foi o realizado por Pais (1996) sobre os sistemas de reciclagem e de deposição do município de Lisboa. A partir dos dados apresentados no estudo efectuado por Santos *et al.* (1994), relativos à estrutura de custos do sistema de gestão de RU do município de Lisboa, e seguindo a mesma metodologia de análise utilizada por Brisson (1996), a autora obteve, para a reciclagem do vidro, reciclagem do papel e deposição em aterro os valores apresentados na Tabela 1.5.

Tabela 1.5. Custo social líquido do sistema de gestão de resíduos urbanos do município de Lisboa

Custos (escudos/tonelada de resíduo) (a preços de 1993)	reciclagem vidro	reciclagem papel	deposição em aterro
<i>Custos totais relativos às externalidades (a)</i>	- 3 229\$ (a)	- 3 229\$ (a)	3 848\$ (a)
<i>Custos financeiros líquidos</i>	1 706\$ (b)	8 627\$ (b)	4 061\$ (c)
<i>Custo social líquido</i>	- 1 523\$ (c)	5 398\$ (c)	7 909\$ (c)

(a) valores calculados com base no estudo efectuado por Brisson (1996) sobre os custos atribuídos às externalidades da gestão de resíduos para Portugal, envolvem os custos que resultam da utilização da energia, poluição, acidentes de transporte, produção de contentores e operação nas instalações de RU;

(b) valores calculados por Santos *et al.* (1994), e actualizados por Pais (1996) para o caso do papel;

(c) valores calculados por Pais (1996).

Como se pode observar quando se adicionam os custos/benefícios ambientais da reciclagem aos custos financeiros o resultado é um benefício líquido de 1 523\$00/ton para o vidro recolhido e um custo líquido de 5 398\$00/tonelada de papel recolhido. Comparando o custo financeiro de uma tonelada de RU é mais eficiente enviar para aterro uma tonelada de papel que reciclar. Contudo, quando os custos ambientais do aterro são adicionados, o custo social líquido do aterro é muito maior que o custo social líquido de reciclar uma tonelada de papel. Em relação ao vidro é sempre mais eficiente reciclá-lo do que enviar para aterro.

Estudos desta natureza, embora representem um contributo bastante valioso para uma melhor avaliação económica dos sistemas de gestão de RU, não conseguem ainda traduzir todas as externalidades associadas aos sistemas. As estimativas e comparações quantitativas das externalidades relativas aos diferentes métodos de gestão dos resíduos, nomeadamente os impactes resultantes das emissões para o solo, água, ar, efeitos na saúde, desperdício de recursos e energia, exigem três passos fundamentais. Primeiro uma extensa e completa identificação de todas as externalidades. Segundo a quantificação de todos os impactes identificados. Terceiro a atribuição e reconversão desses impactes num valor monetário.

Na prática esta tarefa é bastante difícil. Por um lado devido aos problemas inerentes às próprias metodologias de avaliação de riscos e análise do ciclo de vida, as quais se encontram ainda numa fase de desenvolvimento, por outro lado devido às deficiências de dados necessários para essas avaliações e também à dificuldade em se traduzirem alguns valores físicos e os valores de natureza ética, moral e espiritual, em valores monetários (Pearce e Brisson, 1994; Hurst e Lehrer, 1991).

A natureza subjectiva de muitas externalidades faz com que, tipicamente não sejam incluídas nas metodologias de análise económica do ciclo de vida. Nos três estudos referidos anteriormente, por exemplo, não foram contabilizados os efeitos das dioxinas emitidas das incineradoras, a percepção de riscos por parte das populações, os efeitos de áreas com fracas amenidades, intrusão visual, odores e ruídos, nem o valor das campanhas de educação ambiental ou o valor derivado da satisfação dos indivíduos por participarem na reciclagem, entre outros.

Como salienta Brisson (1997), todos estes efeitos ultrapassam muitas vezes os seus valores físicos e podem ter uma importância significativa que se manifesta por exemplo na forte oposição das populações à localização das infraestruturas de resíduos.



As metodologias mais utilizadas para atribuir valores monetários aos custos/benefícios das externalidades relativas à localização de infraestruturas de resíduos, incluem relações tipo dose-resposta, avaliação contingencial e preços hedónicos.

Uma função dose-resposta associa a um dado nível de poluição uma dada resposta, que se traduz por um preço de sombra. Um exemplo é o que tem sido usado em vários estudos para avaliar o efeito da poluição na saúde, na depreciação física de materiais ou construções, na degradação de sistemas aquáticos, na vegetação e na erosão dos solos. Esta abordagem não funciona quando se pretende avaliar externalidades como as (des)amenidades porque não há relação directa entre a dose, neste caso o aterro ou incineradora, e o resultado da desamenidade experimentado pelos residentes que vivem perto desses sítios. Mais válidos para estes casos são os métodos contingenciais e hedónicos (Pearce e Brisson, 1994).

No primeiro caso, abordagem contingencial, a técnica consiste em perguntar às pessoas quanto estariam dispostas a pagar para ter um aterro ou uma incineradora longe de casa, ou qual o mínimo que estariam dispostos a aceitar (como compensação) para a localização de uma infraestrutura de resíduos perto de casa. A quantidade e qualidade dos recursos ambientais, como sejam, ar limpo, água limpa, diversidade biológica, entre outros, não são comprados ou vendidos desta forma. São bens não transaccionáveis. Contudo, são também objecto da preferência dos humanos, se for possível encontrar o que os indivíduos estão dispostos a pagar se houver mercado, então a ligação entre as preferências humanas e o preço pode ser re-estabelecido. Os preços resultantes são preços sombra (Pearce e Brisson, 1995).

No segundo caso, o preço hedónico da propriedade, mede o efeito da proximidade da localização dum aterro ou outra infraestrutura, nos preços das casas, os quais geralmente reflectem as condições de amenidade, calma, baixa nível de poluição. Pearce e Brisson (1995) referem que estudos efectuados nos EUA, cobrindo localizações de infraestruturas de tratamento de resíduos urbanos e perigosos, revelaram que os preços das casas, num raio de 4 milhas da localização, baixam entre 5 e 10% por cada milha.

Os economistas ao adoptarem análises do tipo contingencial ou hedónicas, defendem que os valores morais estão embebidos nas avaliações elaboradas pelos indivíduos, mas as dificuldades em encontrar uma medida de valor para os bens materiais e os morais ou espirituais é muito difícil, senão mesmo impossível. Para além disso não podemos ignorar que este tipo de abordagem económica é explicitamente antropocêntrica porquanto reduz o valor de bens ambientais aos interesses directos dos seres humanos ignorando os “direitos” dos outros seres vivos.

A gestão dos RU envolve pois uma combinação complexa ao nível económico, jurídico, político, tecnológico, ambiental e social. Como referem Curzio *et al.* (1994) os resíduos estão correlacionados com a Produto Interno Bruto na maior parte dos países industrializados. Esta tendência sugere que o problema dos resíduos é mais problemático e politicamente resistente do que o que prevalece noutros sectores ambientais como o ar e a água, em que alguns dos indicadores baixam em função das inovações e desenvolvimento tecnológico.

As escolhas e o comportamento dos consumidores e produtores representa a variável mais crítica para o desenvolvimento dos sistemas de gestão de RU. As diferenças entre os vários países, em termos de produção, reciclagem, tratamento e deposição dos RU, são bastante estruturais na sua natureza, reflectem as tendências dos seus sistemas económicos e sociais, bem como os seus recursos naturais e factores culturais. O problema dos RU depende muito mais do comportamento dos agentes envolvidos do que das variáveis tecnológicas, que noutros sectores ambientais são mais cruciais. As tecnologias de deposição e valorização estão relativamente bem conhecidas. Este conhecimento favorece as análises comparativas, mas as comparações integradas das diferentes tecnologias nos seus aspectos técnicos, económicos, ambientais e sociais, continua a ser muito difícil. Como consequência, a escolha por estas tecnologias continua, pelo menos em parte, a ser uma matéria de decisão política, dependendo do peso relativo que se atribuem aos objectivos económicos ou ambientais (Curzio *et al.*, 1994).

A política Comunitária de protecção do ambiente realizada durante as duas últimas décadas, através das centenas de instrumentos legais (regulamentos, directivas), tem revelado que a abordagem tradicional de “comando e controlo”, não é suficiente para o objectivo de desenvolvimento sustentado e para a desejada responsabilidade partilhada.

Os instrumentos regulamentares têm sido os meios mais utilizados pela política de ambiente no controlo e luta contra a poluição. Baseiam-se essencialmente no estabelecimento de valores de emissão para determinados poluentes ou de valores-guia da concentração dos poluentes nos diversos compartimentos ambientais (ar, água, solo), ambos geralmente identificados segundo critérios de saúde pública, isto é, da toxicidade que a presença ou emissão desse poluente representa para o Homem. Há também imposição directa de normas construtivas e operativas, utilização de produtos (por exemplo aplicação de lamas das ETARs ou composto ao solo), e processos de licenciamento.

O problema mais significativo da aplicação destes instrumentos tem sido o facto de só por acaso, ou excepcionalmente, os valores regulamentados conduzirem a uma solução económica eficiente e, conseqüentemente, a um nível óptimo da externalidade. Além disso, o estabelecimento de normas implica fiscalização do seu cumprimento de forma eficiente e extensiva por parte de uma entidade de monitorização e controlo. Esta situação é na maioria dos casos impossível, verificando-se então que o poluidor tende a equacionar o valor da coima multiplicando-o pela probabilidade de ocorrer uma fiscalização, e só quando este supera o seu benefício marginal líquido de poluir deixa de ser lucrativo não poluir mais.

Em relação aos RU o caso ainda é mais gravoso já que as entidades responsáveis pela sua gestão são as autarquias, ou suas concessionárias, o que deixa ausente qualquer capacidade ou dever moral do estado se auto-fiscalizar e multar.

Por este motivo se verifica, por exemplo no caso português, um generalizado não cumprimento da legislação ambiental existente a qual, ironicamente, é considerada por alguns observadores como uma das melhores e mais avançadas da Europa.

Uma das vantagens da aplicação de instrumentos regulamentares é que levam alguns produtos ou unidades industriais ao obsoleto e criam estímulos ao investimento e desenvolvimento de novos produtos e tecnologias. São exemplos disto o desenvolvimento dos automóveis e combustíveis verdes, estimulados pelas políticas de limitação das emissões, a modificação dos refrigeradores e ar condicionado para eliminar os CFCs, devido às políticas internacionais sobre a depleção da camada do ozono. Na sua tentativa de sobrevivência num mercado bastante competitivo as indústrias têm respondido rapidamente, assumindo os riscos das mudanças, e a vantagem da competição tecnológica inerente à modernização ambiental tem prevalecido. Estes processos naturalmente envolvem a mudança dos comportamentos dos consumidores os quais têm reagido adaptando-se e ajustando-se às novas tecnologias e produtos em vez de diminuir os seus níveis de vida e padrões de consumo (Zoboli, 1994).

A aplicação de instrumentos regulamentares ao sector dos resíduos originou efeitos muito positivos no desenvolvimento e aperfeiçoamento das tecnologias de valorização, tratamento e deposição final. Estes desenvolvimentos conduziram necessariamente ao aumento dos custos da compostagem, da incineração e dos aterros. Contudo, estas medidas não têm sido suficientes para inverter a tendência do aumento da produção dos resíduos e incorrecta gestão. Uma das justificações para a inércia à urgente mudança necessária para o sector dos resíduos, reside na dificuldade em por na prática, de uma forma eficiente, muitos dos mecanismos regulamentares num mundo de interrelações económicas caóticas e de conhecimentos incompletos, por exemplo, do conteúdo do fluxo dos resíduos, do seu circuito e efeitos a curto e longo prazo nos ecossistemas (O'Riordan, 1997).

A degradação ambiental resulta de comportamentos humanos pouco ou nada éticos em relação ao ambiente. Quer as iniciativas do movimento ambientalista, quer as acções de educação ambiental, formal e informal, têm tentado corrigir esta ausência de "moralidade ecológica". Estes esforços têm tido um efeito benéfico na opinião pública e na acção política. O sentimento de responsabilidade moral em relação à redução e valorização dos resíduos, por exemplo, é responsável pela crescente participação do público nas campanhas de recolha selectiva. De todos os problemas ambientais identificados pelos portugueses, num recente inquérito realizado à opinião pública, o lixo é o problema onde se verifica uma maior consciência de culpa e auto-responsabilização para a sua resolução (Schmidt *et al.* 1998).

No entanto, como salienta Field (1994), apesar da importância das questões morais e da necessária educação cívica das pessoas, os problemas ambientais são demasiado importantes e não podem esperar pelos processos de reconstrução moral da sociedade, que levam o seu tempo. Por outro lado, para este autor não é só o subdesenvolvimento moral que conduz à degradação ambiental, mas sim a forma como o sistema económico está organizado. É portanto necessário avaliar como a

economia e seus instrumentos influenciam as tomadas de decisão que conduzem à destruição ambiental. As pessoas poluem, ou contribuem indirectamente para a poluição, porque é a forma mais barata de resolver certos problemas práticos do seu dia-a-dia, como a eliminação dos resíduos remanescentes após consumo. As decisões sobre a produção, consumo e deposição dos resíduos têm por base a estrutura de incentivos existentes nas instituições económicas e sociais, e são esses incentivos que levam as pessoas a ir numa direcção e não noutra.

Do que se deduz do raciocínio de Field é que a utilização de instrumentos económicos é uma via indispensável para atingir os objectivos da política ambiental. Funcionando como incentivo ou estímulo aos agentes económicos, através da utilização de meios monetários de incitamento ou dissuasão, podem redireccionar as tomadas de decisão que conduzam às situações ambientalmente mais correctas.

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

A aplicação de instrumentos económicos envolve a modificação dos preços de mercado quer de uma forma directa, através da aplicação de taxas de poluição, sistemas de depósito e consignação, acção directa sobre os preços, incentivos à aplicação de regulamentos ou incentivos à conformidade, ou indirectamente através da criação de novos mercados, ajudas financeiras ou subsídios e restrições quantitativas e qualitativas a determinados produtos (Pearce e Brisson, 1994).

No sector dos RU os instrumentos económicos mais utilizados pelos diversos países Comunitários têm sido os seguintes: taxas por serviços prestados; taxas sobre produtos; sistemas de depósito e consignação; créditos à reciclagem; taxas de deposição em aterro ou incineração; apoios financeiros ou subsídios à criação de novos mercados para recicláveis e reciclados.

#### Taxas por serviços prestados.

Desde o momento em que a recolha dos resíduos deixou de ser encarada como uma obrigação das autarquias como medida preventiva para a saúde pública e com o aumento dos custos da recolha e processamento dos resíduos, a utilização de tarifários pagos pelos utentes dos serviços de recolha e tratamento dos resíduos passou a ser uma prática relativamente comum em muitos países.

Na maior parte dos países o serviço de resíduos é financiado pelo bolo das taxas ou impostos locais ou pelas taxas de propriedade, cobrando-se dos utentes uma taxa que não reflecte as quantidades de resíduos produzidos e colocados para deposição por cada família. Nesta situação, o custo marginal de por no contentor mais um saco do lixo é zero, não havendo nenhum incentivo económico para se reduzir a quantidade de resíduos.

Devido à crescente problemática da escassez ou dificuldades em encontrar novos locais para a instalação de aterros e à necessidade de se criar um tarifário mais justo e que funcione como um incentivo para as pessoas encontrarem formas alternativas que conduzam à redução das quantidades de resíduos que produzem, um grande número de comunidades locais introduziram, nos últimos anos, esquemas de tarifação proporcionais às quantidades de resíduos produzidos por cada família.

Estimar as quantidades exactas de RU produzidos por família não é fácil ou então, nos casos em que é possível, é uma operação cara. No nosso país, em muitos municípios, o cálculo do tarifário de RU baseia-se numa percentagem do consumo de água efectuado pelas famílias. Existe uma relação entre o consumo de água e número do agregado familiar, e entre a produção de RU e o número do agregado familiar. Desta forma, teoricamente, o tarifário será proporcional à quantidade de RU produzidos por família.

As principais vantagens associadas à utilização de taxas por serviços prestados são as seguintes:

- as taxas podem ser calculadas por forma a cobrir total ou parcialmente os custos de recolha e tratamento/deposição;
- podem constituir um incentivo à redução, as famílias estando ao corrente dos custos que pagam, podem ser induzidas a reduzir as quantidades produzidas, quer evitando o desperdício ou optando pela aquisição de bens com menos embalagens, quer desviando parte dos RU para sistemas alternativos como a compostagem caseira e a deposição selectiva.

No entanto este sistema não é o mais justo e apresenta vários problemas. Por exemplo, as famílias que têm em prática medidas ou sistemas de poupança de água não significam necessariamente que produzam menos resíduos do que as outras, as famílias com jardim e quintal gastam muito mais água mas podem produzir menos resíduos, porque utilizam por exemplo os orgânicos para alimentação animal ou para adubar o solo, as famílias que reduzem e reciclam os seus resíduos também enviam menos RU para recolha, mas acabam por pagar o mesmo que as outras. Estes tipos de situações têm sido motivo de contestação de muitos municípios em relação ao tarifário de RU.

Uma forma mais justa e equitativa da aplicação do princípio “poluidor-pagador” é a utilização de taxas ou tarifários proporcionais às reais quantidades de resíduos produzidos, o que pode ser conseguido através do pagamento prévio de sacos de lixo, preço fixo ou variável em função da capacidade dos contentores ou ainda preço de acordo com a frequência da recolha. Recentemente foi desenvolvido um sistema de pagamento em função do peso dos RU, o qual é conseguido através da utilização de um sistema de identificação de frequências de rádio (sistema RFID) instalado nos veículos de recolha. Os contentores são identificados e pesados no momento em que as adufas os elevam para o esvaziamento da sua carga. O sistema de leitura, incorporado no veículo, envia um sinal de baixa frequência para um *transponder*, seguindo-se a transmissão dos dados para o *reader*. Este sistema já com larga implementação nos EUA e Canadá começou agora também a ser utilizado em várias cidades europeias.

McAdams (1994) refere que em 1994 cerca de 1000 comunidades nos EUA tinham um sistema como este em funcionamento e que a redução registada na quantidade de RU chegava a ser superior a 40%. Este sistema para além de permitir um mecanismo automático de pesagem dos RU possibilita ainda a identificação dos contentores vazios, o tempo despendido no esvaziamento de cada contentor e tempo despendido entre contentores, o que possibilita uma melhoria no planeamento e produtividade dos sistemas de recolha.

De uma forma geral, os casos de estudo avaliados sobre comunidades que têm em funcionamento sistemas de tarifários baseados nas quantidades de RU, revelam que os resultados são bastante positivos. Rhyner *et al.* (1995) com base em estudos efectuados sobre o efeito das taxas baseadas no tamanho ou número de contentores concluem que há um efeito positivo benéfico porque os utilizadores do serviço de recolha estão numa melhor posição para fazer as suas escolhas com base no conhecimento dos custos. Num relatório elaborado pela EPA (USEPA, 1990) é referido que em Perkasié e Ilion (EUA) a utilização de taxas baseadas no número e tamanho dos contentores ou sacos induziu a uma redução idêntica ou superior a 10% da quantidade de resíduos produzidos pelas famílias, aumentou para mais do dobro a reciclagem e reduziu em cerca de 30% a quantidade de resíduos misturados.

A aplicação deste tipo de tarifário apresenta contudo alguns inconvenientes, ou dificuldades práticas, como sejam, os custos envolvidos, a impossibilidade de taxar cada família em função das quantidades que realmente produziram em situações de recolha colectiva, os riscos de, em comunidades pouco cívicas, ser um incentivo para recurso às deposições ilegais. Pearce e Brisson (1994) acrescentam ainda que, embora mais justo, os custos reflectem só os custos financeiros da recolha e deposição e não incluem os custos externos.

### Taxas sobre produtos

Trata-se de uma taxa cujo princípio está directamente relacionado com o Princípio do Poluidor-Pagador, já que procura internalizar no produto final os custos de recolha e tratamento ou deposição final dos resíduos que dele resultam. Em termos genéricos, a aplicação de uma taxa deste tipo refere-se à obrigação de pagamento (ou acordo) por parte dos produtores ou importadores de determinado produto de uma taxa adicional com o objectivo de assegurar que um destino final seguro e não poluente seja equacionado para o mesmo.

A Alemanha respondeu ao seu crescente problema de falta de espaço para aterros adoptando uma taxa deste tipo para as embalagens, as quais constituem cerca de 35-40% do peso dos RU. A famosa "Packaging Ordinance", introduzida pela Lei Töpfer, em 1991, estipula dois grandes princípios: primeiro, coloca nos produtores a responsabilidade para recuperar as embalagens dos produtos que colocam no mercado; segundo, os resíduos que são recolhidos devem ser reciclados ou reutilizados e não podem ser incinerados ou enviados para aterro. A recolha e reciclagem dos resíduos de embalagem é organizada pelo Duales Systems Deutschland (DSD), uma rede nacional independente (Fazerkerley, 1992).

As empresas que contribuem para o DSD estão autorizadas a rotular as suas embalagens com o logotipo "Ponto Verde". O esquema foi introduzido em três fases. A primeira, Janeiro de 1992, envolvia as embalagens terciárias, a segunda, Abril de 1992, as embalagens secundárias e a terceira, em Janeiro de 1993, todos os tipos de embalagens. A meta global era atingir em 1995 uma taxa de reciclagem de 64% para todo o papel e cartão de embalagem. Isto significa que 80% de todo o papel e cartão produzido tem que ser recolhido, separado e reciclado ou reutilizado. O esquema alemão foi tão bem sucedido que a indústria se viu incapacitada para absorver todo o papel e plástico recolhido e o começou a enviar para outros países, nomeadamente Portugal (Collins, 1996).

Em 1994 a lei sofre algumas alterações, torna-se mais flexível e as taxas de reciclagem anteriormente definidas são abandonadas, as novas taxas mínimas de reciclagem dependem de material para material e são faseadas em três períodos: 10-40% até Janeiro de 1996; 50-70% até Janeiro 1998; e 60-70% depois dessa data (Rose, 1994).

Outros estados membros rapidamente seguiram as iniciativas da Alemanha, especialmente a França que introduziu em 1993 um Decreto de Embalagens muito parecido, o qual por seu turno muito influenciou a Directiva de Embalagens e Resíduos de Embalagens da UE (Brisson, 1994).

O esquema francês também utiliza o símbolo "Ponto Verde", mas ao contrário da Alemanha, a França não estipulou metas quantificadas para a reciclagem e a estrutura de funcionamento da organização *Eco-Emballagens* é também diferente.

A Áustria introduziu a Lei das Embalagens em Outubro de 1993, também não estipulou valores para a taxa de reciclagem, mas impôs limites para as quantidades de resíduos a enviar para aterro e incineração. Para as embalagens primárias, em oposição às embalagens terciárias, a incineração com recuperação de energia é permitida como forma de reciclagem. Esta interpretação de reciclagem é particularmente importante para a Áustria em que 75% dos RU são incinerados e utilizados para aquecimento central (Perchard, 1993).

O Reino Unido adoptou a abordagem mais liberal, não especificando metas quantificadas para a reciclagem dos resíduos de embalagens. O Livro Branco do Ambiente de 1990 estipulava uma meta de 25% para a reciclagem de todos os resíduos urbanos até ao ano 2000. Em 1993 a Secretaria do Estado do ambiente ofereceu à indústria de embalagens a oportunidade de estabelecer um esquema voluntário com o objectivo de atingir os 50-70% de reciclagem para todos os resíduos de embalagens até ao ano 2000. A criação em 1994 do grupo "Producer Responsibility Group (PRG)" foi a resposta da indústria a esta mudança na UK. (Brisson, 1994).

A Directiva das Embalagens da UE (Directiva 94/62/CE, de 20 de Dezembro) teve o sua primeira versão em 1992. O objectivo era harmonizar as políticas nacionais no que diz respeito à gestão dos resíduos de embalagens, por forma a não criar entraves ao comércio. A Directiva estipulava para os cinco primeiros anos uma meta de 60% de valorização e 40% de reciclagem. Ao fim de 10 anos estipulava uma taxa de valorização de 90% e 60% de reciclagem. Estas metas foram fortemente defendidas pela Alemanha, Dinamarca e Holanda. Em Março de 1994, contudo, o Conselho de Ministros adoptou uma alteração significativa segundo a qual a meta dos 10 anos foi retirada e as metas para 5 anos foram substituídas por taxas de valorização de 50-60% e 25-45% de reciclagem para o conjunto de todos os materiais mas cada material com um mínimo de 15% para reciclagem (Eduljee, 1994).

Brisson (1994) refere que o principal causa do insucesso e fraqueza das políticas de reciclagem, particularmente as da Europa, é a natureza arbitrária das suas metas. As amplitudes de metas, em vez das metas fixas, têm sido utilizadas como forma de respostas às

diferentes capacidades dos Estados Membros em relação à reciclagem de diferentes materiais, mas os mecanismos que determinam esses intervalos são claramente de natureza política, em vez de razões científicas ou considerações económicas bem definidas. Com uma certa extensão o oportunismo político reflecte as actuais visões emocionais fortemente entrincheiradas acerca da reciclagem.

Em Portugal, dando cumprimento à Directiva das Embalagens e às metas previstas no PERSU, foi criada em Novembro de 1996, a *Sociedade Ponto Verde*, constituída por 140 empresas privadas do sector da embalagem, para a implementação do Sistema *Integrado de Gestão de Resíduos de Embalagens* previsto no Decreto-Lei Nº 322/95, de 28 de Novembro e Portaria Nº 313/96, de 29 de Julho.

Em relação a este tipo de instrumento económico também se levantam alguns problemas. Por um lado, há a possibilidade dos produtores transferirem a taxa para o consumidor não sentindo por isso necessidade em fazer esforços para reduzir as quantidades de embalagens dos seus produtos. Uma vez que a utilização intensiva das embalagens pelos produtores e distribuidores corresponde geralmente a políticas de diferenciação do produto, é razoável acreditar que a procura por esses produtos diferenciados não será muito elástica. Por outro lado, a taxa apresenta uma ínfima parcela do preço final, taxas muito pequenas não têm efeito nos comportamentos. Por último, atendendo aos níveis de consciencialização ambiental já existentes nos consumidores portugueses é natural que existindo um sistema de recolha de embalagens para efeito de reciclagem uma grande parte da população adira ao sistema, pois é mais fácil encaminhar os resíduos para os contentores de deposição selectiva do que rever os hábitos de consumo com vista à redução dos resíduos. Se isto se verificar há o perigo de se passar o mesmo que aconteceu na Alemanha em 1993 e 1994. Com a massiva adesão da população alemã ao sistema Ponto Verde, as quantidades de resíduos recicláveis recolhidos excederam a capacidade das indústrias recicladoras, o que obrigou a *Duales System Deutschland (DSD)*, a organização nacional responsável pela gestão destes resíduos, a enviá-los para reciclagem em países terceiros.

#### Sistemas de Consignação

Os sistemas de depósito e consignação apresentam de certa forma uma relação com o conceito de taxa sobre o produto, trata-se efectivamente de uma sobretaxa ao preço do produto sobre o qual se quer actuar, diferindo todavia nos seguintes aspectos:

- o depósito não se baseia no peso ou volume do produto em questão;
- o depósito é devolvido quando o produto é entregue aos agentes de recolha.

Este instrumento actua como um incentivo económico, conseguindo-se, através dele, não só reduzir a quantidade de resíduos, mas também de forma indirecta a preservação e recuperação de recursos e energia, devido ao incentivo induzido à reutilização e reciclagem.

Para a sua aplicação é fundamental a existência de um adequado sistema de centros de recolha, eventualmente licenciados, e pode ser útil a normalização dos produtos em termos de formas e dimensões.

Tem-se assistido nos últimos anos ao recrudescimento da sua aplicação, sobretudo no que se refere a embalagens de bebidas. Tendo um sistema destes por objectivo primordial criar um valor mínimo na embalagem por forma a encorajar o seu retorno por parte do consumidor, e com isto incentivar a reutilização e reciclagem, torna-se estritamente necessário que o valor do depósito seja suficientemente alto para que encoraje esta atitude, mas não tão alto que seja mais barato para o consumidor e produtor adquirir um produto numa embalagem nova.

Para além da sua aplicação generalizada às embalagens de bebidas, verifica-se o aparecimento deste tipo de sistema a produtos como electrodomésticos, pilhas e baterias, carcaças de automóveis, pneus, entre outros. Um relatório elaborado em 1992 pela KPMG Peat Marwick revelava que um depósito de 5p numa embalagem de bebida asseguraria uma taxa de retorno de 95%. Isto representaria mais de um milhão de toneladas de plástico, metal e vidro, que sairiam do fluxo dos RU, o que representa 6% do seu peso total e cerca de 1/4 das metas para a reciclagem da Inglaterra (KPMG Peat Marwick, 1992).

As experiências da aplicação desta medida indicam que as taxas de retorno não são muito sensíveis ao valor do depósito. Muito mais importante neste contexto é o número,

conhecimento, e conveniência dos pontos de recolha para os consumidores (Pearce e Brisson, 1995).

### Créditos à reciclagem

Em vigor em muitos países, consiste em passar os custos evitados da deposição em aterro para as empresas que fazem recolha selectiva. A intenção desta medida é deslocar o destino dos resíduos para as primeiras posições da hierarquia dos resíduos. Aumentando os preços da deposição em aterro, relativamente à reciclagem, esta tornar-se-á financeiramente mais viável (MacLean, J. 1988; Turner e Brisson, 1995).

### Taxas sobre deposição em aterro

Estas taxas, em funcionamento em alguns países europeus, têm-se revelado um bom mecanismo para incentivar a redução e promover a valorização. Actualmente pelo menos seis países da UE (Dinamarca, França, Alemanha, Bélgica, Holanda e Inglaterra) têm taxas de deposição em aterro. Como se pode observar pelos valores apresentados na Tabela 1.6 o valor da taxa varia entre 1 a 20.67 libras/tonelada.

Tabela 1.6. Taxas de deposição em aterro na Europa

País	Tipo de resíduos	Custo (Libras/tonelada)
Dinamarca	Todos	20.67
França	Urbanos	2.50
	Industriais, perigosos	5-8
Alemanha	Industriais, perigosos	10-41
Bélgica (Flandres)	Urbanos	1-3
	Industriais, perigosos	0.60-7
Holanda	Todos	10.50
Inglaterra	Todos	7
	Inertes	2

Fontes: Powell e Craighill (1997); DoE, (1995)

Em França esta taxa, em vigor desde 1993, aplica-se a cerca de 6 500 aterros de RU e resíduos industriais e perigosos. As indústrias que depositam os resíduos nos seus próprios aterros estão isentas. Os 20 FF por tonelada podem sofrer um aumento de 50% se os resíduos a depositar forem oriundos de outras zonas. As receitas da taxa vão para o Fundo para a Modernização da Gestão dos Resíduos, administrado pela ADEME, cujo objectivo é financiar o desenvolvimento e instalação de tecnologias inovadoras de tratamento de resíduos, apoiar projectos locais, abolir depósitos ilegais e descontaminar solos poluídos (Fernandez e Tuddenham, 1995).

Na Dinamarca, a aplicação de taxas de deposição iniciou-se em 1987. Ao contrário dos outros países, a taxa é paga por todos os resíduos enviados para incineração ou para aterro. A única isenção vai para os inertes destinados a funcionar como terras de cobertura no aterro. O objectivo é reduzir as quantidades que vão para aterro e também as que vão para incineração, no entanto a taxa de aterro é superior à de incineração (195 e 160 marcos, respectivamente), reflectindo a preferência pela incineração e a sua posição superior na hierarquia dos resíduos. As taxas subiram de 40 marcos em 1987 para 285 em 1997. Segundo as entidades oficiais isto contribuiu para um aumento na redução e reciclagem de 35% em 1985 para 50% em 1993 e a quantidade de resíduos de demolição reciclados aumentou de 12% para 82% durante o mesmo período (Powell e Craighill, 1997)

Em Inglaterra o *Plano Estratégico para a Gestão dos Resíduos*, publicado em 1995, previa a introdução de uma taxa em 1996. Quem paga são os operadores dos aterros que fazem passar este custo para os produtores de resíduos. A taxa é de 7 libras com uma redução para 2 libras para os resíduos inertes (DoE, 1995).

Há algumas dúvidas sobre os efeitos das taxas de deposição em aterro na redução e aumento da reciclagem. Turner e Brisson (1995) referem que de acordo com um estudo realizado por Coopers e Lybrand em 1993, sobre o impacto da taxa em Inglaterra, concluiu-se que os custos do aterro aumentariam em 37%-135% por volta do ano 2000 (11-47 libras/tonelada), como resultado das medidas de controlo mais exigentes. Consideraram também que os custos da incineração estabilizariam a 20-25 libras/tonelada, tornando-se mais competitiva comparativamente ao aterro. Do

estudo ressalta também que, mesmo que a taxa de deposição em aterro atingisse as 20libras/tonelada teria pouco efeito na reciclagem, a qual atingiria os 12% no ano 2000.

O conhecimento sobre os verdadeiros impactes da aplicação de uma taxa de deposição em aterro é uma matéria de grandes incertezas, em virtude das próprias incertezas quanto ao comportamento dos operadores do sistema de gestão de resíduos e dos produtores de resíduos, e à evolução das tecnologias de incineração e reciclagem. Powell e Craighill (1997) referem por exemplo que o impacte da aplicação da taxa de deposição em aterro pode ter efeitos positivos na descontaminação de solos *in situ*. Tornando-se mais caro depositar solos contaminados em aterro, as investigações sobre técnicas de remediação *in situ* poderão registar maiores desenvolvimentos.

Como principais conclusões sobre a aplicação de instrumentos regulamentares e económicos ao sector dos resíduos, pode-se referir o seguinte. Primeiro, os agentes económicos e institucionais envolvidos no processo de produção, circulação, valorização e eliminação dos RU são muitos e, mais importante que isso, muito heterogéneos, o que cria maiores dificuldades na eficiência das políticas de “comando e controlo”, comparativamente a outros sectores como o da água ou do ar. Segundo, os instrumentos económicos parecem ter um efeito mais eficiente, verificando-se uma afirmação gradual na sua aplicação à gestão dos RU, mas isto está a ocorrer com algumas dificuldades e problemas específicos, por vários motivos. Por um lado, as análises sobre a aplicação de instrumentos económicos pertinentes para os RU estão pouco aprofundadas. Há ausência de uma investigação extensiva a todos os níveis. Por outro lado, não existem também avaliações sobre as vantagens da aplicação simultânea de um conjunto de instrumentos económicos. Se o objectivo é reduzir as quantidades de RU produzidos na fonte e aumentar as quantidades recicladas (reduzindo ao mínimo os custos económicos e ambientais) então vários grupos de instrumentos económicos devem ser aplicados de uma forma complementar e integrada. As interrelações técnico-económicas entre os vários elementos da cadeia dos RU e os diferentes materiais presentes exigem uma abordagem integrada e multi-sectorial (Zaboli, 1994).

Para finalizar, e ainda a propósito das relações economia e resíduos, destaca-se o impacte que poderá ter para os sistemas de gestão de resíduos a reforma fiscal que a UE pretende realizar. Esta reforma, ainda em estudo e debate na UE, pretende basicamente reduzir ou deslocar os tradicionais impostos e taxas sobre o capital e o trabalho, para a poluição e depleção dos recursos não renováveis. Ou seja, substituição de algumas taxas por ecotaxas que visem a promoção do desenvolvimento sustentável e sejam mais bem aceites pelos contribuintes (Gee, 1997).

#### **1.4.5. A PERSPECTIVA TÉCNICA ACTUAL: PROBLEMÁTICA E GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS URBANOS**

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

Os grandes problemas que se colocam actualmente em relação à gestão dos RU, em praticamente todos os países desenvolvidos, inserem-se basicamente nos seguintes cinco grandes grupos:

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



O ritmo de crescimento da produção dos RU é o aspecto mais crítico com que a maior parte dos países industrializados se debate actualmente. A taxa de crescimento dos RU nos países da OCDE foi de 40%, entre 1975 e 1990. Este aumento deveu-se essencialmente ao crescimento da população, ao fenómeno do consumismo e à crescente introdução de embalagens nos diferentes estágios do ciclo de produção, distribuição e comercialização dos produtos (Arango e Bertuzzi, 1994).

A tendência histórica tem revelado que a produção de RU, embora correlacionada com o aumento da população, tem aumentado mais rapidamente do que a taxa de crescimento da população. Um estudo realizado pela EPA, sobre a relação entre o crescimento da produção de RU e o crescimento da população dos EUA, permitiu concluir que no período analisado de 33 anos (1960 a 1993), a taxa de crescimento dos RU foi de 135% e a da população foi de 43%, ou seja, o crescimento da população só explica cerca de 1/3 do crescimento dos RU (US.EPA, 1994). Muitos factores são responsáveis por isto. Destacam-se, entre outros, o crescimento económico, as alterações nos locais de trabalho, especialmente o aumento do sector terciário e crescente utilização de papel nas empresas, devido aos meios informáticos, a crescente urbanização e as mudanças nos padrões de consumo e estilos de vida.

A relação entre a produção de RU e a actividade económica, pode ser avaliada pelo Produto Interno Bruto (PIB). O PIB é um indicador de consumo uma vez que reflecte a produção de todos os bens e serviços produzidos. No mesmo estudo efectuado pela EPA, para o período de 33 anos, a produção de RU *per capita*/dia aumentou 65% e o PIB per capita aumentou 82%. O coeficiente de correlação obtido entre estes dois indicadores foi de 0.99. Com base nestas evidências parece que o crescimento da população contribui para uma porção do aumento dos RU, mas a actividade económica (e talvez outros factores) tem um efeito mais relevante (US.EPA, 1994).

O balanço entre as importações e exportações é outro factor que pode influenciar a quantidade e tipo de RU. A maior parte das importações acarreta dois custos: um relacionado com a sua aquisição e outro com a sua deposição pós-utilização. Na mesma lógica exportações têm dois benefícios: um são as receitas daí resultantes outro são os custos evitados da sua deposição (Young e Campbell, 1988)<sup>9</sup>.

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

A relação entre os RU e o PIB não é contudo tão linear e fácil de interpretar. Os resultados dum estudo realizado por Arango e Bertuzzi (1994), sobre a razão RU/PIB de vários países, assim o demonstra. Nos países de grande produção *per capita* de RU, como é o caso dos EUA e Canadá, os valores da razão RU/PIB apresentam valores intermédios. Os países de grande produção do Pacífico (Austrália, Nova Zelândia), ao contrário, apresentam valores muito elevados para estas razões. O Japão e os maiores países da UE (Alemanha, Itália) têm também valores intermédios, a Bélgica também se inclui neste grupo. Os restantes países Europeus, a maior parte deles pequenos produtores de RU, dividem-se em dois grupos: baixos valores para a razão RU/PIB (Áustria, Suíça, Suécia, Dinamarca, Noruega); valores elevados (Portugal, Grécia, Espanha, Holanda, Irlanda, Finlândia).

Um dos factores que tem sido apontado também como responsável pelo crescimento de RU *per capita* é alteração que se registou nos últimos anos na dimensão do agregado familiar. Por um conjunto variado de razões a dimensão do agregado familiar decresceu em quase todos os países desenvolvidos. Nos EUA, por exemplo, passou-se dum número médio de 3.42 pessoas em 1960 para 2.67 em 1993. A redução do agregado familiar originou uma maior taxa de consumo *per capita* e, conseqüentemente, uma maior taxa de produção de RU *per capita*. A relação entre a produção de resíduos e o tamanho do agregado familiar pode ser confirmada pelo coeficiente de correlação obtido no estudo da EPA, e que foi de -0.955 (US.EPA, 1994). Esta forte correlação negativa indica que o tamanho do agregado familiar é mais influente na produção de RU *per capita* que o crescimento da população.

---

<sup>9</sup> Young, R. F. e Campbell, E. C. (1988) - Recycling and the Trade Deficit. *BioCycle*, Setembro, 1988; pp. 67.

A composição dos RU também se alterou. As inovações tecnológicas que se registaram nos sectores da informática, telecomunicações, electrodomésticos, embalagens, produtos de limpeza, processamento e distribuição dos produtos alimentares, alteraram substancialmente a composição e toxicidade dos resíduos. A matéria orgânica presente nos RU, que representava a maior componente dos RU, começa a ser suplantada pela componente papel e cartão. Os plásticos, que nos anos 60 não ultrapassavam os 0.5% do peso dos RU, atingem nalguns países valores de 10-20%.

Apesar de Portugal continuar a ser um dos países da Europa com uma produção de RU *per capita* das mais baixas, a taxa de crescimento da capitação subiu de 0,573kg/hab./dia em 1980 para 1,1 kg/hab./dia em 1995 (Lobato Faria *et al.*, 1997). Na década de 80 Portugal foi o país da Europa com a maior taxa de crescimento de resíduos (33%), em contraste a Alemanha e a Holanda apresentaram taxas negativas de crescimento, essencialmente devido às suas medidas de redução e reciclagem de embalagens (Wilson, 1996).

Este aumento, que se prevê continue nos próximos anos, deveu-se ao rápido crescimento económico que se registou nos últimos anos em Portugal (um dos mais elevados dos países da OCDE), após o 25 de Abril e a adesão à Comunidade Europeia. Esse crescimento, associado às mudanças estruturais, como sejam, a modernização do sector industrial, o declínio da agricultura, a concentração urbana nas regiões do litoral, o desenvolvimento da actividade turística, as acessibilidades, o maior poder de comprar dos consumidores, as mudanças nos hábitos de consumo e estilos de vida dos portugueses, exerceram maiores pressões na qualidade ambiental, afectando os recursos naturais e contribuindo de forma significativa para o aumento dos resíduos e da poluição em geral (OCDE, 1993).

Associado ao problema das alterações rápidas na quantidade e composição dos RU está o problema do seu tratamento e deposição. As práticas do passado começaram a revelar-se impróprias e não desejadas pelos riscos ambientais e de saúde pública que originaram. Lixeiras e aterros não controlados começaram a ser riscados das políticas e da sensibilidade do público. Aterros e incineradoras estão sujeitos a medidas legislativas cada vez mais restritivas quanto às tecnologias, processos e controlo de emissões poluentes. A estas exigências ambientais e tecnológicas, responsáveis por um grande aumento de custos dos sistemas de tratamento e deposição dos RU, associou-se outro problema, o síndrome NIMBY. Por efeito conjunto das medidas legislativas e da pressão da opinião pública as infraestruturas de RU são localizadas cada vez mais longe dos centros de maior produção, as cidades, aumentando consideravelmente os custos de transporte para essas unidades.

Os melhoramentos ambientais envolvem necessariamente um aumento de custos. É o caso das soluções de instalação de novas tecnologias para o controlo de emissões que se seguem às medidas de controlo regulamentar para incineradoras e aterros. E é também o que se verifica nas estratégias de reciclagem. Alguns esquemas de recolha selectiva porta-a-porta, embora consigam recolher materiais de boa qualidade em grandes quantidades, operam em paralelo com os sistemas existentes para recolha de RU, o que representa um aumento substancial nos custos do sistema global de gestão dos RU.

Custos e localização das infraestruturas do sistema de gestão RU são os problemas com que se debatem actualmente quase todos os países desenvolvidos.

A produção e deposição em aterro de grandes quantidades de resíduos representa também uma perda de recursos, um dos assuntos importantes da consciência ecológica. Apesar da Terra ser um sistema aberto em termos energéticos é um sistema fechado em termos de matéria. Ao depositar em aterros os resíduos está-se a bloquear uma quantidade significativa de recursos. Como notam White *et al.*, (1995) a concentração de determinados materiais é mais elevada em alguns aterros que nas suas reservas naturais. Por este motivo, a actividade extractiva em aterros com o objectivo de recuperar os materiais aí depositados ao longo de anos já se iniciou em alguns países.

O fluxo dos RU contém recursos materiais e energéticos que não nos podemos dar ao luxo de desperdiçar, exige-se sustentabilidade, portanto, a gestão dos resíduos deve estar associada à conservação e gestão dos recursos.

É este o estado actual do sector dos RU. A crise instalou-se. Grande produção de resíduos, custos cada vez mais elevados de recolha e tratamento, espaços disponíveis para as infraestruturas cada vez mais escassos e contestados pela população. Todo este conjunto de problemas vieram exigir uma nova filosofia de abordagem para a gestão dos RU.

Face ao regime jurídico em vigor, a gestão dos RU é da responsabilidade dos municípios, independentemente da exploração e gestão ser efectuada por sistemas municipais (municípios ou associações de municípios) ou multimunicipais. Neste último caso, a gestão e exploração poderá ser directamente efectuada pelo Estado ou atribuída, em regime de concessão, a entidade pública de natureza empresarial ou a empresa que resulte da associação de entidades públicas com entidades privadas (Decreto-Lei nº 379/93, de 5 de Novembro; Decreto-Lei nº 294/94, de 16 de Novembro).

Por gestão de RU entende-se as operações de recolha, transporte, armazenagem, tratamento, valorização e eliminação de resíduos, incluindo a monitorização dos locais de descarga após o encerramento das respectivas instalações, bem como o planeamento dessas operações (Decreto-Lei nº 239/97, de 9 de Setembro).

Até à bem pouco tempo a gestão dos RU em Portugal baseava-se na simples recolha conjunta dos RU e sua deposição em lixeira ou, na melhor das hipóteses, num vazadouro controlado. As medidas regulamentares, os instrumentos económicos e a maior consciencialização quer dos cidadãos quer dos políticos, veio alterar este panorama. Historicamente, a saúde e segurança, eram as maiores preocupações em relação à gestão dos resíduos. Hoje em dia a sociedade exige mais do que isto. Para além da saúde e segurança, a gestão dos resíduos tem associada mais três grandes áreas de preocupação: a conservação dos recursos, os riscos ambientais associados aos tecnossistemas de RU e a necessidade de alteração de comportamentos e co-responsabilização de todos os agentes envolvidos.

A mudança que se verificou num curto espaço de tempo no sector da gestão dos RU, impulsionada pela euforia da reciclagem e fobia à localização de novas infraestruturas de RU, não permitiu que se planeassem, em muitas situações, sistemas económica e ambientalmente eficientes, ou seja sistemas devidamente integrados.

A consciência social tem promovido a crença popular de que toda a reciclagem é boa para o ambiente e que a incineração é a pior solução. Políticos e legisladores têm sido, e continuam a ser, influenciados em parte por esta crença. Mas, como referem Rathje e Murphy (1992), a reciclagem não deve tornar-se numa obsessão individual, social ou política. De facto, a história revela que quando uma opção se torna uma obsessão da sociedade é normalmente um sinal de que outros aspectos importantes dessa sociedade estão parados ou perversamente esquecidos, utopias criam problemas.

A crença na reciclagem como uma panaceia ambiental pode ser muito forte. Num estudo conduzido por Springer e Haver (1994) sobre os efeitos duma intensa campanha de educação que visava a redução na fonte revelou que, apesar de se ter atingindo o objectivo proposto de 5% de redução dos RU, uma grande parte dos indivíduos continuavam a confundir redução com reciclagem. O que aconteceu na prática foi que alargaram a sua definição de reciclagem, incluindo nesse conceito acções específicas da redução na fonte, e começaram a praticar mais os dois tipos de acções e não só os específicos da redução na fonte (objectivo inicial da campanha).

Para White *et al.* (1995) um sistema de gestão efectivo de resíduos deve assegurar não só a segurança e saúde, dos trabalhadores e do público, mas simultaneamente ser sustentável em termos ambientais, reduzindo ao mínimo os potenciais impactes ambientais da gestão dos RU, nos quais se incluem o consumo de energia, matérias primas, poluição do solo, ar, água e perda de amenidades, e ser sustentável em termos económicos, os custos têm que ser aceitáveis para a comunidade, cidadãos, empresas e governo.

Esta sustentabilidade só se consegue se o sistema de gestão de RU for devidamente integrado. Na nomenclatura dos RU o termo “integrado” refere-se aos sistemas, esquemas, operações, ou elementos nos quais as unidades constituintes podem ser desenhadas ou organizadas de tal forma que uma se engrena na outra para atingir um objectivo global comum: sustentabilidade ambiental, económica e social. Todos estes elementos devem ser estrategicamente suportados pelos comportamentos, condições económicas, educação da população, relações públicas e formação profissional (Diaz *et al.*, 1993). O complexo sistema de alternativas possíveis para a gestão dos RU requer um grau de cooperação entre diversos sectores da sociedade - governo, autarquias, industriais, empresas, grupos de interesse público e população.

Sistema de gestão integrado, ou sistema de gestão sustentado, têm sido expressões muito utilizadas nos últimos tempos. A sustentabilidade tornou-se a palavra de ordem nas políticas locais e nacionais

de gestão de resíduos. O termo tem um apelo popular e, conseqüentemente, tem sido utilizado de formas não correctas. São frequentes as expressões do tipo “aterros sustentados”. Como podem os aterros que aprisionam materiais, muitos feitos com recursos finitos, e originam libertação de gases e lixiviados por períodos que ultrapassam a esperança de vida da actual geração, serem considerados sustentáveis? (Waite, 1995). E o que acontecerá quando as telas que impermeabilizam o fundo dos aterros se romperem ou quando após o encerramento dos aterros ninguém controlar mais a situação? (Pamela, 1993).

O conceito de “gestão integrada de resíduos” tem também sido nos últimos anos associado, ou mesmo relacionado, com a hierarquia de prioridades estabelecida pela política Comunitária em matéria de gestão de resíduos a qual segue, por ordem decrescente: a redução; a reutilização; a reciclagem e compostagem; a incineração com valorização energética; o aterro; a incineração sem valorização energética.

Muitos autores defendem que é um erro olhar para as componentes de um sistema de gestão integrado como uma escolha linear hierárquica de opções técnicas (Alter, 1991; Matsuto e Ham, 1990; White *et al.*, 1995; Rhyner *et al.*, 1995; Tchobanoglous *et al.*, 1993; Brisson, 1996; Diaz *et al.*, 1993). As razões desta discordância baseiam-se no facto de que as diferenças sócio-económicas, geográficas, culturais, políticas e psicossociais variam de cidade para cidade, de região para região, de país para país, pelo que, em termos ambientais, económicos e sociais, não existirá uma solução óptima universal mas sim várias soluções, cada uma mais adaptada a cada caso.

Na verdade não existe nenhuma solução técnica única eficaz para o tratamento dos RU. Como se pode constatar por consulta à Tabela 1.7, todas as soluções conhecidas têm as suas vantagens e desvantagens e é contraproducente dizer à partida qual a melhor solução sem se conhecerem e analisarem os factores específicos de cada situação.

Todos concordam no entanto com o primeiro objectivo: a redução da quantidade e toxicidade dos resíduos. Este objectivo consensual entre políticos, economistas e ambientalistas, é talvez o mais complicado de por em prática. A complexidade resulta do facto dos RU representarem uma grande variedade de produtos aos quais estão associados uma grande diversidade de agentes (produtores, distribuidores, comerciantes, consumidores). Para se atingir uma redução eficiente dos RU terá que se actuar de uma forma equitativa e justa, sobre muitos produtos e muitos agentes. Este objectivo não tem sido fácil de por em prática. Muitos agentes queixam-se das distorções de mercado provocadas pela introdução de medidas regulamentares ou incentivos económicos para determinados processos ou produtos. Outros ainda queixam-se que é sobre eles que estão a recair os custos que deviam ser repartidos por todos.

Até há bem pouco tempo as indústrias não tinham incentivos para produzir produtos mais duráveis, reduzir a quantidade de matérias primas, desenhar produtos que fossem facilmente reparados, usar embalagem mínima ou mais facilmente reciclável, ou utilizar recicláveis como matéria prima. Algumas abordagens agressivas utilizando programas obrigatórios, metas legislativas para a reciclagem e incentivos financeiros têm revelado alguns problemas. Este tipo de assuntos está agora na base da prevenção dos resíduos e faz parte dos princípios de gestão ambiental das empresas.

Apesar dos problemas referidos muitos agentes económicos têm posto em prática técnicas de minimização de resíduos. No diagrama da Figura 1.1 apresentam-se algumas das técnicas possíveis para a minimização dos resíduos. Quase sempre estas medidas têm originado significativas poupanças em matérias primas, energia, consumo de água e custos com a deposição dos resíduos. Estes resultados, associados à melhor imagem que as empresas criam junto à opinião pública, têm constituído um grande estímulo para a adesão de um número crescente de novas empresas que aderem a sistemas de gestão ambiental e auditorias ambientais de resíduos (Crittenden e Kolaczowski, 1995; Ciabrone, 1996).

Tabela 1.7. Sistemas de tratamento para os resíduos urbanos: vantagens e desvantagens

Sistema	Vantagens	Desvantagens
<b>Compostagem:</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- custos normalmente inferiores aos da incineração;</li> <li>- necessidade de menor área do que aterro;</li> <li>- grande redução do volume dos RU;</li> <li>- melhor alternativa para a valorização da fracção orgânica;</li> <li>- solução vantajosa nas zonas em que os solos têm baixos teores de matéria orgânica e em que há uma grande procura de composto.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- custos superiores ao aterro sanitário, os quais poderão aumentar muito se forem aplicadas as melhores tecnologias para o controlo de emissões e obtenção de um composto de qualidade;</li> <li>- eventuais problemas com as emissões para o ambiente (odores, gases, águas lixiviantes), dependendo da tecnologia utilizada;</li> <li>- necessidade de uma separação na fonte para a obtenção de um composto de qualidade;</li> <li>- alguma oposição pública se não forem tomadas medidas de minimização de impactes;</li> <li>- limitações para a aplicação do composto devido à incerteza quanto aos riscos para a saúde e à ausência de normas de qualidade e critérios de aplicação.</li> </ul>
<b>Digestão Anaeróbia:</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- vantagens económicas e ambientais comparativamente à incineração com valorização energética;</li> <li>- necessidade de menores áreas comparativamente à compostagem</li> <li>- alternativa vantajosa para a recuperação energética da fracção orgânica;</li> <li>- emissões atmosféricas bastante reduzidas;</li> <li>- o resíduo resultante da digestão pode ser valorizado energeticamente por pirólise ou utilizado como composto.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- tecnologias em fase de desenvolvimento para o tratamento de RU;</li> <li>- custos elevados de instalação e exploração;</li> <li>- necessidade de se ter resíduos pré-separados;</li> <li>- necessidade de materiais estruturantes.</li> </ul>
<b>Incineração:</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- sistema mais eficiente em termos de redução do volume dos resíduos;</li> <li>- área necessária mínima comparativamente aos outros sistemas;</li> <li>- máxima recuperação do conteúdo energético dos RU;</li> <li>- grande número de categorias de resíduos admissíveis.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- é o sistema mais caro de todos;</li> <li>- os efeitos das emissões tóxicas são os mais preocupantes, principalmente no que toca às dioxinas e furanos, cujos efeitos e riscos na saúde ainda não estão perfeitamente estudados;</li> <li>- problemas no tratamento das cinzas volantes e escórias;</li> <li>- dificuldades na implementação destas instalações devido à grande oposição por parte do público;</li> <li>- necessidade de mão-de-obra altamente especializada.</li> </ul>
<b>RDF (Refuse-derived fuel):</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- eficiência razoável na redução da massa de resíduos;</li> <li>- custos de capital inferiores aos da incineração;</li> <li>- sucesso moderado na limitação de área necessária ;</li> <li>- mais eficiente na recuperação energética dos RU combustíveis;</li> <li>- consegue-se uma recuperação de 30% dos RU na forma dum combustível armazenável e transportável, com possibilidades de utilização em vários tipos de processos industriais;</li> <li>- sistema flexível capaz de recuperar materiais e energia;</li> <li>- menos poluentes emitidos para a atmosfera comparativamente à incineração;</li> <li>- redução do teor em metais nas cinzas a enviar para aterro</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- mercado não suficientemente desenvolvido;</li> <li>- os efeitos ambientais das emissões podem ser tão sérios como os da incineração, se não forem adoptadas medidas eficientes de controlo da poluição;</li> <li>- muito restritivo em relação às categorias de resíduos a processar;</li> <li>- necessidade de processamento prévio dos resíduos;</li> <li>- tecnologia pouco difundida.</li> </ul>
<b>Pirólise e gaseificação:</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- não libertam poluentes atmosféricos;</li> <li>- permitem uma boa recuperação energética dos resíduos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- tecnologias sofisticadas e caras;</li> <li>- tecnologias pouco difundidas para o tratamento dos RU e mercado não desenvolvido;</li> <li>- os produtos contaminados podem requerer processos extensivos de regeneração;</li> <li>- sistema mais apropriado para a valorização energética de componentes específicas dos RU, com maior valor energético, como plásticos, pneus, etc.</li> </ul>

(continua)

Tabela 1.7. Sistemas de tratamento para os resíduos urbanos: vantagens e desvantagens (continuação)

Sistema Vantagens	Desvantagens
<b>Reciclagem material:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- conservação dos recursos naturais e energéticos e diminuição dos resíduos resultantes da extracção de matérias primas e produção de energia;</li> <li>- diminuição da poluição atmosférica e da água;</li> <li>- desvio dos RU dos aterro ou outras instalações de tratamento mais poluidoras;</li> <li>- criação de novos negócios e mercados para os produtos reciclados;</li> <li>- satisfação pessoal de muitos cidadãos que ao participarem nas actividades de reciclagem sentem que estão a dar a sua contribuição para a causa ambiental.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- problemas de mercado para alguns recicláveis e para os reciclados;</li> <li>- preços das matérias primas virgens mais competitivos que as matérias primas secundárias;</li> <li>- indústrias de reciclagem com alguns problemas de poluição (papel e plásticos)</li> <li>- muito dependente da eficiência da participação da população, da dinâmica dos mercados e flutuações nos preços dos materiais secundários;</li> <li>- os custos de recolha e processamento podem ser muito elevados.</li> </ul>
<b>Aterro sanitário:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- é o sistema mais económico de todos;</li> <li>- são admissível todos os tipos de resíduos não tóxicos;</li> <li>- emissões para o ambiente, se devidamente controladas, menores que a dos outros sistemas;</li> <li>- potencialidade de aproveitamento energético do biogás.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- necessidade de grandes áreas;</li> <li>- a massa dos resíduos não é reduzida, a biodegradabilidade é muito lenta;</li> <li>- a recuperação de materiais e energia é muito baixa;</li> <li>- riscos de contaminação das águas subterrâneas e superficiais por ruptura das telas impermeabilizadoras do fundo e taludes;</li> <li>- libertação de gases do grupo dos do efeito de estufa;</li> <li>- localizações potenciais limitadas pelas condições hidrogeológicas e geográficas;</li> <li>- requerem um grande período de monitorização e manutenção após selagem;</li> <li>- necessidade de tratamento das águas lixiviantes muito poluentes;</li> <li>- grande oposição pública à sua implementação.</li> </ul>

Fontes: DoE (1991); Barbiroli (1994); Rhyner *et al.*, 1995; Raggi (1994).

A redução das quantidades e volume de embalagens, as quais representam cerca de 25-30% do peso do total dos RU, tem sido o aspecto mais pressionado pelas políticas de minimização de resíduos nos anos 90. De uma forma geral a redução das embalagens, por representar uma poupança no consumo de matérias primas e custos de energia, tem sido realizada ao longo dos anos, quer através da redução do tamanho quer da redução do peso. Por exemplo de 1972 a 1992 as garrafas de vidro sofreram uma redução em peso de 36.5%, as de aço 31.5%, as de alumínio 22.0% e as de PET 18.1% (U.S.EPA, 1994).

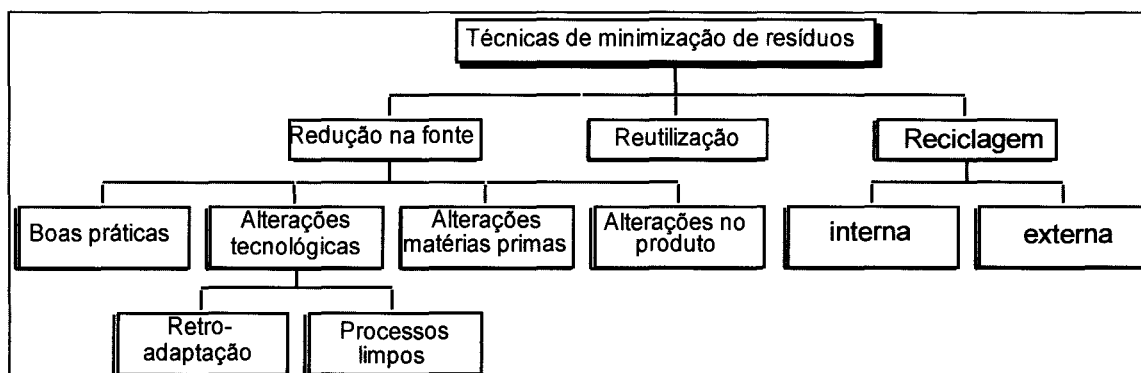


Figura 1.1. Técnicas de minimização dos resíduos por parte das empresas produtoras de bens de consumo (adaptado de Crittenden e Kolaczowski, 1995)

Evidentemente que apesar de se tratarem de medidas internas tomadas pelas empresas, estas técnicas de minimização dos resíduos têm um grande impacto na quantidade e composição dos RU. Produtos de consumo que resultaram de medidas de ecodesign com vista à sua reutilização, reciclagem, redução na quantidade e toxicidade, apresentarão no final da sua vida útil menores impactos ambientais. Estas alterações ambientais induzidas nos produtos de consumo exigem um

maior nível de informação e educação dos consumidores. Os méritos ambientais destes produtos têm que ser reconhecidos pelo consumidor nas suas opções de compra e as alternativas possíveis para o destino dos produtos após a utilização para o fim a que foram concebidos têm também que ser equacionadas pelo consumidor, agora no papel de produtor de RU (Martinho, 1995).

No esquema da Figura 1.2 apresentam-se algumas das medidas que podem ser tomadas pelos consumidores/produtores de RU com vista à redução dos RU na fonte.

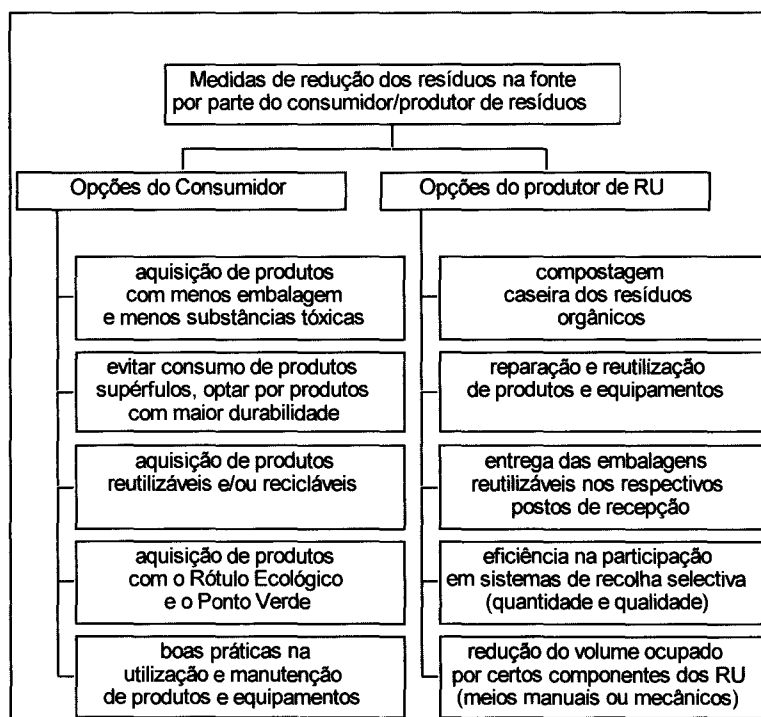


Figura 1.2. Medidas de minimização por parte do consumidor/produtor de RU

Apesar da redução na fonte ser uma estratégia preventiva consensual entre todos, não tem tido nenhum, ou quase nenhum, papel de destaque nos processos de planeamento e gestão dos RU ao nível local. O problema reside no facto da maioria dos engenheiros e gestores dos RU conhecerem bem os passos envolvidos no planeamento, construção e operação de aterros, incineradores, sistemas de recolha e reciclagem, e apenas terem uma vaga ideia do que é, e do que é que a autoridade local pode fazer acerca da redução na fonte.

A redução na fonte é encarada por muitos como “não realização”, “anti-progresso” e “anti-consumo”, assuntos politicamente melindrosos para uns e menos tangível que a reciclagem para outros. No entanto Fishbein e Gelb (1994) conseguiram escrever um livro, com quase 200 páginas, sobre as várias estratégias que as autoridades locais podem tomar para reduzir as quantidades e toxicidade dos RU, que se produzem na área geográfica da sua jurisdição, e os benefícios associados a essas estratégias.

A seguir à redução o segundo grande objectivo é a gestão dos RU de uma forma ambientalmente correcta, o que significa minimizar os impactos ambientais associados aos tecnossistemas de gestão de RU, nomeadamente contribuir para a conservação dos recursos naturais e para a diminuição das emissões poluentes. Os caminhos para atingir este segundo grande objectivo já não são tão consensuais. Para uns deve-se seguir sem qualquer hesitação a hierarquia estabelecida pela política Comunitária, para outros todas as opções técnicas possíveis para a gestão dos RU devem ser consideradas à luz de critérios científicos devidamente fundamentados.

Para White *et al.* (1995) qualquer sistema integrado de gestão de RU deve incluir o critério de sustentabilidade ambiental e económica, o que não se consegue com a abordagem linear de prioridades, mas sim com uma abordagem holística, a qual reconhece que todas as opções podem ter um papel importante na gestão integrada dos resíduos. Para os autores os sistemas devem ser integrados, orientados para o mercado e flexíveis. Definem a gestão integrada de resíduos, como um sistema que trata de todos os tipos de resíduos e de todas as fontes de resíduos. Privilegiam uma abordagem multimaterial, em vez da actual tendência para a focalização de materiais específicos,

que considere a natureza dos resíduos, independentemente da sua fonte. A seguir à recolha e triagem dos resíduos, todas as opções que se seguem (reciclagem material, valorização orgânica, valorização térmica e aterro) devem ser avaliadas usando os dados disponíveis mais recentes tendo por objectivo otimizar todo o sistema, em vez das partes, por forma a conseguir uma solução global melhor.

Qualquer sistema de gestão de RU, que incorpore reciclagem, compostagem ou tecnologias de valorização energética, está sujeito às condições de mercado (muito sensíveis neste sector) e ao desenvolvimento de novas tecnologias, resultantes das imposições legais e instrumentos económicos, pelo que deve ser flexível e orientado para o mercado.

Nesta visão de abordagem holística, White *et al.* (1995) propõem a aplicação da metodologia de Inventariação do Ciclo de Vida, para a gestão ambiental e económica dos resíduos. Isto pressupõe uma definição clara dos objectivos de gestão (opções a comparar, objectivos dos resultados, definição da unidade funcional, fronteiras do sistema) e uma correcta inventariação de todos os materiais e energia, *inputs* e *outputs*, ao longo do ciclo de vida dos resíduos. Na Figura 1.3 apresenta-se a estrutura detalhada do modelo de sistema integrado proposto pelos autores.

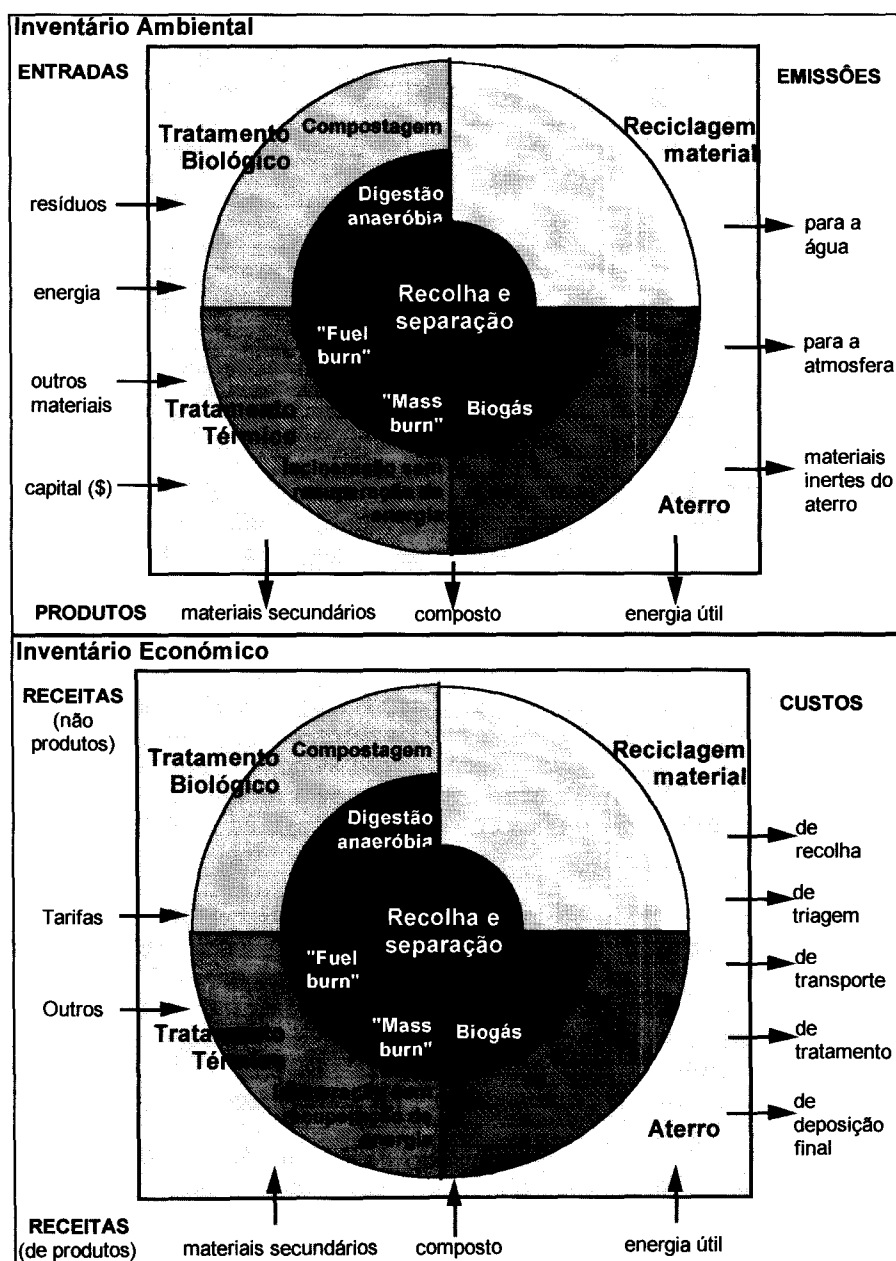


Figura 1.3. Elementos dum Sistema Integrado de Gestão de RU. Fronteiras do sistema para um inventário ambiental e económico dos RU (White *et al.*, 1995).



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

O caso mais problemático da actualidade é o conhecido síndrome de NIMBY, o qual traduz a oposição da população à localização de novas infraestruturas para a valorização, tratamento ou deposição dos RU.

A localização de novas infraestruturas para os RU, que apresentam potenciais riscos para o ambiente e/ou saúde pública, ou que são percebidos pelos cidadãos como tal, nomeadamente os aterros sanitários e incineradores, está a ser um problema complexo para os técnicos e para os políticos. Estas infraestruturas fazem parte de um conjunto de usos do solo não desejados, frequentemente sujeitos à forte oposição das comunidades, o que na literatura anglo-saxónica é designado por *LULUs* (Locally Undesirable Land Uses). Incluem-se, neste grupo, entre outros, as auto-estradas, prisões, campos de tiro, aeroportos, bairros sociais, indústrias muito poluentes, centrais nucleares (Popper, 1991).

O síndrome de NIMBY é um fenómeno social muito importante que não pode ser ignorado ou excluído dos processos de planeamento e gestão dos sistemas de RU. Como notam Rhyner *et al.* (1995), praticamente não há oposição pública às estações de tratamento de águas residuais (ETARs). Os benefícios de descarregar uma água menos poluída para os rios ou outros receptores hídricos são relativamente reconhecidos e uma ETAR é vista como uma importante infraestrutura, e mesmo um indicador de progresso e qualidade de uma região. Ao contrário, é raro não haver oposição à localização de infraestruturas de RU.

O NIMBY caracteriza-se pela percepção que as pessoas das comunidades afectadas têm de uma solução não equilibrada, e, por isso, desfavorável para elas. Os potenciais benefícios resultantes da instalação destas infraestruturas, nomeadamente mais empregos, mais receitas de impostos ou tarifas, e entre os custos, não compensam os custos, nos quais se incluem os potenciais riscos para o ambiente e para a saúde pública, os incómodos de ruído, tráfego, desvalorização das propriedades e depreciação da auto-imagem da comunidade, conduzindo, este balanço negativo, à oposição pública à localização das infraestruturas de resíduos (Lober; 1995).

Os riscos mais óbvios para a saúde pública e ambiente são os associados às emissões de gases e cinzas dos incineradores, às águas lixiviantes e emissões gasosas dos aterros e aos odores, efluentes e resíduos da compostagem ou outros processos de reciclagem.

As estimativas quantitativas e comparativas dos riscos associados aos diferentes processos de valorização, tratamento ou deposição dos RU não são fáceis. Em parte devido aos problemas inerentes às metodologias de avaliação de riscos e análise do ciclo de vida, em parte devido às dificuldades e deficiências na obtenção de dados. Estas dificuldades têm originado relatórios técnicos controversos e mesmo contraditórios sobre estes assuntos.

É comum vários grupos de interesse público e grupos industriais privados, terem posições perante um determinado método de gestão em desfavor de outro, tomando posições conflituosas entre si. Estes conflitos são muitas vezes resultado de diferentes filosofias económicas e ambientais, ou por vezes, estão baseados em diferentes ou deficientes fontes de informação (Rhyner *et al.*, 1995).

Alguns autores têm identificado diferentes variantes do síndrome NIMBY. Os indivíduos que se opõem a qualquer localização, independentemente da distância a que se encontrem das suas habitações, a que denominam *NOPE* (Not on Planet Earth) ou *BANANA* (Build Absolutely Nothing Anywhere Near Anyone) ou ainda *NIABY* (Not In Anyone's Backyard). Da parte dos responsáveis políticos também é frequente o síndrome *NIMET* (Not In My Elected Term) (Lober e Green, 1994 ; Heiman, 1990).

Há semelhança de outros países, também em Portugal o síndrome NIMBY, e suas variantes, começou a ter expressão nos últimos quatro anos, e tem sido responsável por alguns atrasos e mesmo abandono de soluções tecnicamente mais correctas que as lixeiras. Os órgãos de comunicação social deram conta dos protestos das populações contra os incineradores de resíduos urbanos e industriais, aterros e co-incineração de resíduos perigosos em cimenteiras. Manifestações,

cortes de estradas, boicote às eleições, suspensão das assembleias municipais, têm sido as estratégias das populações afectadas para exprimirem a sua oposição a estas infraestruturas, nomeadamente as de Sines, Estarreja, Alhandra, Souselas, S. João da Talha, Área Metropolitana do Porto, Gaia, Sermonde, Portimão, Braga, Coimbra, Valença, entre outras.

Políticos e técnicos têm atribuído às reacções negativas da população a falta de informação e educação das mesmas. Na realidade, é um pouco incompreensível que projectos e soluções já tecnicamente mais bem concebidos, sob o ponto de vista das tecnologias utilizadas e medidas de minimização de impactes ambientais, sejam rejeitados pela população e que, inclusive, se chegue a preferir as lixeiras existentes aos aterros. O problema é que apesar da crescente consciencialização da população sobre a necessidade de se acabarem com as lixeiras, as soluções alternativas, não são vistas como isentas de riscos, as populações consideram-se as vítimas de um problema que é mais dos outros do que seu, já que por razões económicas e técnicas, estas unidades são concebidas para tratar também os resíduos de outras comunidades (Vasconcelos e Martinho, 1997).

Desde os anos oitenta que se têm realizado vários estudos sobre o NIMBY nos EUA (Popper, 1991; Dear, 1992; Portney, 1991; Lake, 1993; Marks e Winterfeld, 1984; Weisberg, 1993). Na Europa só agora se começou a dar importância a este fenómeno.

A análise NIMBY tem várias implicações empíricas. A mais forte é a importância da relação entre a distância a que o indivíduo vive do local da infraestrutura em causa. A percepção dos custos e benefícios está fortemente correlacionada com a distância, de tal modo que um aumento da distância reduz a quantidade dos custos percebidos. Um inquérito nacional realizado nos Estados Unidos em 1980 pelo Council on Environmental Quality, sobre as atitudes face à localização de diversas infraestruturas problemáticas, incluindo locais para deposição de resíduos químicos perigosos e centrais nucleares, revelou que a oposição do público decrescia com a distância: só para distâncias superiores a 160 km é que as infraestruturas citadas obtinham o apoio do público (Greenberg *et al.*, 1994).

Em países pequenos, como é o caso do nosso, este raio de acção da percepção do risco por parte do público, adicionado aos rigorosos critérios de localização das infraestruturas de resíduos, não deixa grande margem de manobra aos técnicos nas decisões de localização.

Recentemente Lober (1995) desenvolveu um modelo de localização de infraestrutura de resíduos, com base num Sistema de Informação Geográfica, o qual inclui para além das variáveis físicas e ambientais, as variáveis atitudinais relativas às populações residentes nas zonas afectadas. Com a introdução destas novas variáveis os espaços disponíveis ficam muito restritos mas o sucesso de um plano de localização, baseado nesta metodologia, melhora substancialmente.

Vários países têm reformulado os processos de decisão para permitir respostas mais adequadas da sociedade civil aos sistemas de gestão de RU. Opondo-se ao tradicional processo de decisão *WinLose*, característico das democracias representativas, onde impera a regra da maioria, estão-se a desenvolver metodologias *WinWin*, características de democracias participativas. Representam formas mais flexíveis de interacção entre os *stakeholders*, com deslocação da participação para fases mais iniciais do processo. Podem ser agrupadas em dois grandes grupos, dirigidas respectivamente ao:

- (1) *Conflito: Negociação/Mediação, técnicas destinadas a resolver conflitos específicos e que envolvem um negociador/mediador, o Third Party como mediador do conflito*
- (2) *Consenso: Formas colaborativas de resolução de problemas e facilitação, técnicas destinadas ao desenvolvimento de consenso e que incluem como Third Party um facilitador.*

Na prática geralmente encontram-se estas formas de actuação interligadas e não com uma divisão tão clara como nesta classificação (Vasconcelos e Martinho, 1997).

A criação de fóruns, comissões, grupos de acompanhamento de vários planos, projectos ou acções específicas para a gestão dos RU está-se a generalizar na Europa. Por exemplo na Suíça, no cantão de Valais, constituiu-se um "Fórum de Consulta sobre os Resíduos", para definição do Plano Cantonal de Gestão dos Resíduos, o qual reagrupa representantes dos seguintes sectores: Câmara do Comércio, Câmara da Agricultura; Associação dos artesãos; União dos Industriais; Associação dos Profissionais de Transportes; Federação dos Produtores de Fritas e Legumes; União Profissional do Automóvel; Associações de Proprietários de Instalações de Tratamento de Resíduos; Federação

dos Consumidores; Liga para a Protecção da Natureza; Fundo Mundial para a Protecção (WWF); Delegação das Regiões Económicas; Serviços de Protecção do Ambiente (Maystre *et al.*, 1994).

Uma solução idêntica teve que ser posta em prática na região de Hampshire, Inglaterra, depois do Plano de Gestão de Resíduos aprovado em 1991, o qual proponha a construção de duas incineradoras e vários aterros sanitários, ter sido posto de parte devido à forte contestação da população. O abandono do Plano e a necessária resolução do problema de gestão dos resíduos nesta região obrigou as entidades oficiais a desenvolverem, em 1993, um exaustivo processo de consulta e debate público e a constituição de um Fórum, do qual faziam parte grupos académicos, empresários, grupos de jovens, representantes de moradores, associações ambientalistas e de consumidores, educadores, gestores públicos, entre outros. Deste processo emergiu em 1995 um novo Plano Integrado de Gestão dos Resíduos, desta vez com base nos consensos obtidos entre as várias partes interessadas e com um grande nível de envolvimento da população nas medidas de acção para a redução e reciclagem dos resíduos (Miller e Delbridge, 1995).

Estes exemplos demonstram uma nova fase nos processos de gestão de RU, processos esses indispensáveis ao novo conceito holístico da gestão dos RU.

Também em Portugal se começam a por em prática procedimentos idênticos. São exemplos disso a constituição em 1995 do Conselho de Acompanhamento do Plano Estratégico dos RU (CARSU), para discussão e acompanhamento do desenvolvimento do PERSU, o qual envolveu representantes de diversos sectores da sociedade civil e representantes das Direcções Regionais e Câmaras Municipais num total de mais de 50 individualidades e a criação em 1996 do Painel Técnico de Acompanhamento do POGIRSU, promovido pela VALORSUL.

Contrariamente ao que muitos políticos e técnicos pensam, o planeamento e gestão dos RU não é pois um assunto exclusivamente técnico-científico. É um processo que opera em contextos complexos, com problemas de difícil definição, os designados problemas *wicked*<sup>10</sup> nas palavras de Rittel e Webber (1973), ou seja, problemas que não têm uma solução única. As mudanças na nossa sociedade (novas formas de governar, novas formas de lidar com processos públicos, novas preocupações face à sustentabilidade, maior sensibilidade ambiental por parte das populações) são óbvias e contribuíram para aumentar a complexidade dos contextos em que se inscrevem os RU.

O problema de reconhecer as várias dimensões e nível de complexidade, bem como os factores de incerteza quando se fala por exemplo em sustentabilidade, análise de riscos, análise do ciclo de vida, opções para a gestão dos resíduos ou localizações geográficas de infraestruturas, resultam em conflito. De acordo com Lake (1987), estes conflitos emergem devido ao "surgimento inevitável de debates não resolvidos, abafados em fases preliminares da política de desenvolvimento e planeamento". A problemática da gestão dos RU não pode ser encarada e resolvida de forma objectiva e numa base exclusivamente tecno-científica, mas tem que encontrar formas de integrar valores, atitudes, comportamentos, interesses e riscos, elementos essenciais que caracterizam o complexo sistema de gestão de RU.

---

<sup>10</sup> Em 1973, Rittel e Webber comentaram que praticamente todos os problemas de decisões públicas, tais como "a localização de uma auto-estrada, o ajustamento de uma taxa, uma modificação curricular ou a confrontação com o crime", são problemas "wicked" comparados com os problemas que cientistas e engenheiros lidam no seu dia a dia. Algumas das características destes problemas são: 1) não há uma formulação definitiva do problema; 2) não tem um tempo limite; 3) não há nenhuma solução imediata; 4) não existe um conjunto enumerável (exaustivo) de soluções potenciais; 5) o problema é sintoma de outro problema; 6) a sua existência pode ser explicada de várias maneiras; 7) a escolha da explicação condiciona a natureza da solução (Rittel e Webber, 1973)



## **CAPÍTULO II - REVISÃO DA LITERATURA**

*Reciclagem e Factores determinantes para os comportamentos de reciclagem dos resíduos urbanos*



## 2.1. SISTEMA DE RECICLAGEM DE RESÍDUOS URBANOS

Dentro do conceito de gestão integrada de resíduos a reciclagem é uma componente necessária e, se devidamente concebida, pode originar benefícios económico e sociais muito positivos: poupam-se recursos naturais, reduz-se a poluição, poupa-se espaço em aterros, melhoram-se outros processos como a compostagem e a incineração, e dá-se a possibilidade aos cidadãos de participarem na melhoria da qualidade do ambiente.

Para o cidadão comum o termo reciclagem é utilizado para descrever a acção de separar em casa alguns componentes dos RU e depositá-los em recipientes específicos. Para as autarquias reciclagem significa ter em funcionamento um sistema que possibilite o desvio de algumas componentes dos RU do seu destino último, o aterro, e permita a sua valorização material, orgânica ou energética. Para a industria reciclar significa utilizar uma matéria prima secundária (materiais recicláveis) e converte-la num produto reciclado com valor comercial.

De acordo com o definido na Portaria nº 15/96, de 23 de Janeiro, por *Reciclagem* entende-se “o reprocessamento dos resíduos num processo de produção, para o fim original ou para outros fins, considerando-se incluídos neste tipo de operação, nomeadamente, a reciclagem material, a compostagem e a regeneração”. Envolve portanto um *ciclo* que começa e finaliza no agente “consumidor”, através da *transformação* de um material usado num outro pronto a ser usado.

O ciclo da reciclagem compreende um conjunto sucessivo de etapas representadas esquematicamente na Figura 2.1. A interrupção de uma dessas etapas ou o seu deficiente funcionamento pode inviabilizar a reciclagem.

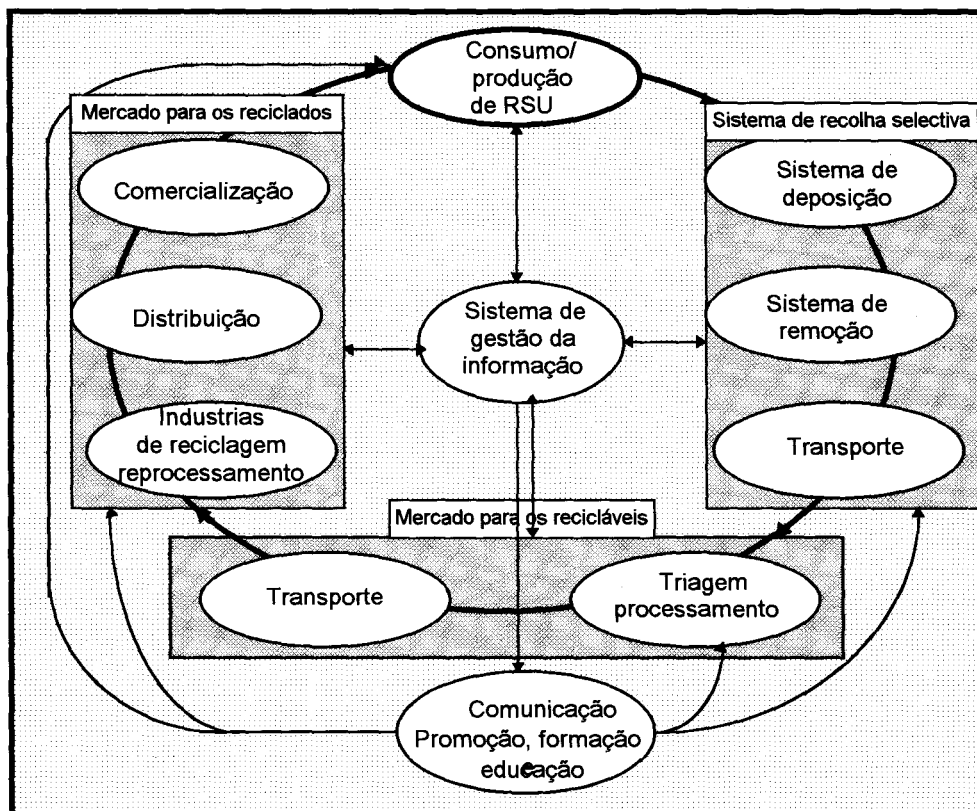


Figura 2.1. Componentes dum sistema de reciclagem de RU

Como se pode observar o circuito começa no consumidor/produtor de resíduos. É a ele que cabe a decisão de separar ou não os seus resíduos na fonte, ou seja participar no sistema de reciclagem implementado na sua zona. Sem a sua participação o ciclo não se inicia, a não ser que o esquema de valorização de resíduos parta de uma recolha indiferenciada dos RU com a sua posterior separação em estações de tratamento. Tomada a decisão de participar num esquema de reciclagem

o produtor de RU terá que depositar os resíduos seleccionados nos respectivos equipamentos de deposição os quais terão que ser removidos e transportados para uma estação de triagem ou para um local de armazenagem temporário. Nas estações de triagem os resíduos recicláveis são processados de acordo com as especificações ou as necessidades das indústrias recicladoras. Depois da operação de processamento os recicláveis são então transportados para as respectivas indústrias de reciclagem.

Estas indústrias poderão transformar directamente os materiais recicláveis em novos produtos, ou em matérias secundárias a utilizar por outras indústrias. Na primeira situação temos por exemplo o caso da indústria vidreira, é ela normalmente que faz o tratamento do vidro velho transformando-o em casco pronto a ser utilizado nos seus fornos para a produção de novas embalagens de vidro. No segundo caso é o que acontece por exemplo nas indústrias recicladoras de plástico velho que o transformam num granulado que depois é vendido para as indústrias de plásticos como matéria prima secundária para a produção de novos produtos em plástico. Encontrando-se o produto reciclado acabado seguirá, através dos circuitos normais de distribuição e comercialização, até ao consumidor, ao qual caberá mais uma vez a decisão de optar por estes produtos em vez dos equivalentes produzidos com matérias primas virgens.

Todo este processo envolve vários tipos de agentes, os consumidores, as autoridades locais, ou suas concessionárias encarregues da recolha e processamento dos resíduos, os indústrias de reciclagem, os distribuidores e os comerciantes. Para que um sistema como este funcione bem é necessário ter um bom sistema de gestão de informação, capaz de armazenar, monitorar, gerir e tratar os dados e informações relativos às várias componentes. Só com um bom sistema de informação se consegue gerir o sistema todo, identificar problemas, corrigir situações, fazer avaliações económicas, calcular índices de produtividade, avaliar os impactes ambientais, determinar taxas de participação, atitudes e comportamentos dos consumidores e agentes económicos e eficiências na redução e desvio dos resíduos para aterro. Será com base também num bom sistema de informação que se poderá programar um plano de comunicação eficiente, com o objectivo de promover o esquema de reciclagem implementado, informar, formar e educar consumidores, operadores do sistema de recolha selectiva e agentes económicos envolvidos no processamento e reprocessamento dos resíduos recicláveis.

O consumidor tem, neste ciclo, um papel crucial. Ele é simultaneamente o motor da oferta (fornece os materiais recicláveis) e da procura (compra os produtos reciclados). Em economia é normalmente esta dinâmica da oferta e da procura que proporciona o desenvolvimento de novos mercados, novos produtos, inovações tecnológicas e científicas e estabilização dos preços. Para o consumidor serão as suas motivações, intrínsecas ou extrínsecas, que ditarão as suas opções nas actividades de reciclagem ou compra de produtos reciclados, o que o coloca na situação de elemento mais poderosos deste ciclo e simultaneamente numa posição de grande dependência em relação às técnicas motivacionais dirigidas à mudança de comportamentos.

Em termos técnico-económicos cada fileira, ou cada fluxo, de resíduos, devido às características específicas dos materiais que abrange, tem o seu circuito próprio de reciclagem, o que significa, exigências específicas em termos de deposição, remoção, transporte, processamento, reprocessamento e mercado. Por este motivo os problemas, ou as barreiras à reciclagem, podem diferir de material para material.

Quando se planeia um sistema de reciclagem a primeira tarefa é identificar e conhecer bem cada uma das etapas mencionadas no esquema da Figura 2.1 Os dois pontos mais críticos, que condicionam todo o design do sistema a implementar, são o consumidor/produtor de resíduos e as condições de mercado (The Kindred Association, 1994).

No primeiro caso trata-se de avaliar correctamente as quantidades e composição dos resíduos produzidos, o potencial máximo de reciclagem, as características urbano-sócio-demográficas, as atitudes, os comportamentos, as motivações e as rotinas dos produtores em relação à deposição dos resíduos.

Em relação ao mercado há que diferenciar dois mercados distintos na reciclagem: o mercado para os produtos recicláveis e o mercado para os produtos reciclados. O mercado para os materiais recicláveis são as indústrias ou instalações de processamento, pelo que é fundamental identificar e conhecer as especificações deste mercado. O mercado para os reciclados são as indústrias recicladoras que convertem os materiais recicláveis processados num produto final reciclado, pronto a ser utilizado pelo consumidor. São as condições particulares destes mercados que ditarão que tipo



ou tipos de resíduos podem ser reciclados e em que condições. Só com base nestas duas informações (consumidores e mercados) se poderá desenvolver a melhor estratégia para a recolha e processamento dos resíduos.

Muitos industriais do sector da reciclagem sentem-se frustrados com a sua actividade económica, pois apesar da sociedade, em geral, reconhecer a importância do seu papel dentro da problemática dos resíduos, quando clamam por ajuda para fazer face aos entraves e dificuldades que têm, sentem que as mesmas não são entendidas e como tal muitas das acções que os poderiam ajudar caem por terra.

As dificuldades que sentem vão desde os problemas de licenciamento das suas actividades, aos problemas de natureza financeira, destacando-se, entre outras, as seguintes apontadas por Hurst *et al*, (1993):

- dificuldades em obter financiamento para iniciar ou expandir as actividades, muitas vezes porque se tratam de empresas novas, oferecem poucas garantias às entidades bancárias, o mesmo se verificando em relação às empresas unifamiliares que utilizam novas tecnologias ou tecnologias ainda não normalizadas;
- preços não estimulantes para a dinâmica da oferta e da procura, as matérias virgens são muitas vezes mais baratas devido ao efeito de economia de escala, em períodos de excesso de produção de matérias primas virgens os preços baixam, consequentemente é difícil para os produtos feitos com material reciclado competirem com os tradicionais;
- resistência à mudança de atitudes, percepções e comportamentos dos consumidores, a visão destes sobre os produtos reciclados que é confusa, não uniforme e muitas vezes negativa;
- a maioria dos governos são conservadores, em relação à reciclagem e consumo de produtos reciclados, não assumindo eles próprios o risco da mudança;
- muitas normas e especificações governamentais sobre a procura e procedimentos, não são suficientemente pro-activas para apoiar os produtos reciclados, muitas são antiquadas e não respondem às novas preocupações da sociedade, especificações de como um produto deve ser feito podem incluir critérios desnecessários como, por exemplo, o nível de brancura do papeis sanitários, o que limita a procura dos reciclados;
- há também ausência de testes de especificações para os novos produtos reciclados.

A transformação dos materiais recicláveis em reciclados pode apresentar vários níveis, consoante o processamento efectuado e a qualidade do produto final. É costume subdividir a reciclagem nas seguintes categorias (Hewitt, 1994):

- *reciclagem primária* (ou "closed-loop recycling"): o material reciclável é convertido de uma forma similar ou idêntica ao material virgem, para produzir o mesmo tipo de produto, o resíduo regressa ao processo que o criou, apresenta a mesma qualidade de um produto feito com matéria prima virgem, é o caso por exemplo das latas de alumínio que são derretidas e transformadas em novas latas, processo que se pode repetir um número ilimitado de vezes;
- *reciclagem secundária*: idêntica à anterior mas em que a qualidade do produto final é inferior, por exemplo, transformação do papel velho em novo papel, as fibras vão perdendo qualidade, o processo é limitado;
- *reciclagem terciária* (ou *down cycling*): o material reciclável é convertido num produto que difere significativamente do original, passando por um processo de fabrico diferente do inicial, é por exemplo o caso do plástico velho utilizado como substituto de produtos em madeira, a borracha dos pneus transformada em carpetes ou materiais de pavimentação, o vidro incorporado em material de asfalto, estes produtos não podem ser novamente reciclados.

Os principais factores de bloqueio para o mercado dos recicláveis e dos reciclados são (Waite, 1995):

- a incapacidade de um fornecimento frequente e estável de lotes de material em quantidade e qualidade, para as indústrias recicladoras;
- a baixa procura de produtos reciclados por parte dos consumidores;
- os baixos custos de deposição dos resíduos (lixeiros e aterros) face aos custos da recolha selectiva e processamento dos recicláveis;
- os baixos custos de algumas matérias primas muito mais competitivas que as matérias secundárias;
- pressões de *lobbies* económicos, conjecturas económico-políticas internacionais e natureza cíclica das actividades industriais de algumas fileiras.

Já se referiu anteriormente, no capítulo introdutório, como é que alguns países e a UE estão a resolver alguns destes obstáculos, nomeadamente através da criação de instrumentos

regulamentares e instrumentos económicos como os créditos à reciclagem, taxas sobre aterros, taxas sobre o produto, entre outros.

A maior parte dos produtos recicláveis estão sujeitos às leis dos mercados internacionais. A fileira mais estável no mercado nacional é a do vidro, sendo as mais sensíveis a dos metais e a do papel/cartão. A seguir à Guerra do Golfo o representante da Associação dos Industriais de Sucata<sup>1</sup> alertava para a grave crise em que o sector se encontrava, a sucata da guerra tinha inundado os mercados e o preço dos materiais ferrosos desceu abruptamente. Também no sector do papel/cartão velho os preços são muito sensíveis à procura/oferta internacional, principalmente à procura de materiais de embalagem. O nível de anunciantes em jornais e revistas muda consideravelmente entre a expansão e recessão das economias e isto tem implicações consideráveis no consumo de papel e cartão. Estas oscilações cíclicas afectam os sistemas de recolha selectiva de papel. O papel velho tão depressa pode ser vendido a 15-17\$/kg como ser oferecido porque ninguém o compra.

A própria actividade de reciclagem de outros países pode afectar o mercado internacional dos recicláveis. Há países que não conseguem utilizar todos os materiais recicláveis, ou porque não têm capacidade industrial para dar vazão aos produtos que recolhem, ou porque têm os mercados orientados para produtos de melhor qualidade, logo muito exigentes quanto à qualidade das matérias primas que utilizam. Portugal foi um dos países afectado pelo sistema Ponto Verde da Alemanha. Em 1993, a Câmara Municipal de Lisboa e muitas outras que tinham em funcionamento sistemas de recolha selectiva de papel, tiveram dificuldades em escoar o papel velho porque os armazenistas nem sequer o queriam receber gratuitamente pois estavam a receber da Alemanha papel velho de muito melhor qualidade e nalguns casos até subsidiado.

Os materiais potencialmente recicláveis existentes nos RU raramente estão puros ou suficientemente limpos para poderem ser utilizados directamente pelas indústrias recicladoras, têm um grau maior ou menor de contaminantes. Os níveis de contaminação podem ser definidos como a percentagem de materiais não alvo que são recolhidos por um dado método. Estes materiais m ser: materiais errados (e.g. plástico num vidro); materiais certos mas na forma errada (e.g. filme plástico em sistemas de recolha de garrafas de plástico); materiais contaminados (e.g. embalagens com o conteúdo ainda dentro) e materiais não recicláveis (White *et al.*, 1995).

Muitos dos contaminantes podem ser removidos de uma forma eficiente, manual e/ou mecanicamente, nas estações de triagem, mas há limitações técnicas para a remoção de alguns contaminantes, principalmente quando fazem parte da própria estrutura dos materiais. É o caso, por exemplo, dos produtos plásticos que têm na sua constituição vários tipos de polímeros ou aditivos, ou das embalagens Tetra Pak que são compósitas, ou ainda do cristal com grandes teores de chumbo.

As indústrias de reciclagem têm especificações para os materiais que processam, natureza e níveis de contaminação, exigindo que os mesmos estejam conformes com essas especificações. Isto resulta do facto da maioria das indústrias recicladoras terem processos tecnológicos adaptados a matérias primas virgens, pelo que os materiais secundários têm que seguir de perto as mesmas normas de qualidade. Por outro lado, mesmo no caso das indústrias que adaptaram os seus processos tecnológicos às matérias primas secundárias, quanto melhor for a qualidade desses materiais (mais puros, menos contaminados) melhor será o produto final, menor será a poluição e melhor será a rentabilidade económica.

Os contaminantes característicos dos materiais recicláveis incluem-se em duas categorias (DoE, 1991):

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

Na Tabela 2.1 apresentam-se alguns dos contaminantes típicos mais usuais dos materiais recicláveis dos RU, os quais poderão condicionar as aplicações e a qualidade dos produtos finais.

<sup>1</sup> Comunicação proferida por Fernando Martins, representante da Associação dos Industriais da Sucata (AIS), no Colóquio sobre Valorização de Resíduos, realizado na FCT/UNL, em Dezembro de 1991.

O nível de contaminação depende muito do tipo de material recolhido. Por exemplo, nalguns países em que a recolha do vidro é efectuada por cores, a cor errada no contentor errado é o tipo de contaminação mais frequente. Níveis típicos de contaminantes do vidro que chega às indústrias vidreiras, recolhido pelo sistema tipo vidrão, são cerca de 5-6% (White *et al.*, 1995). Para outros materiais, como o papel e plástico, os níveis de contaminação podem ser muito superiores, especialmente se for requerida a recolha só de um tipo específico de material, por exemplo, só jornais, ou só embalagens de cartão.

Em qualquer tipo de sistema de recolha selectiva, instruções claras para os produtores e um nível razoável de motivação, são factores essenciais para a diminuição dos contaminantes não residuais. Em relação aos contaminantes residuais, as tecnologias de separação e processamento dos recicláveis estão em constante desenvolvimento. Muitos destes problemas poderão ser superados dentro de alguns anos.

Tabela 2.1. Contaminantes potenciais mais frequentes nos materiais recicláveis. Fonte: DoE (1991)

Material	Contaminantes residuais	Contaminantes não residuais
Ferro e aço	cobre, estanho, níquel	zinco
Alumínio	ferro, silicón	lítio, vidro, magnésio, zinco, estanho, chumbo
Papel	tintas flexográficas, colas resistentes à água	adesivos, plásticos, cordas, agrafos, mistura de outros papéis (químicos, plastificados)
Vidro	corantes de ferro e crómio	metais, cerâmica, vidro de outras cores, cristal, vidro armado, espelhos
Plásticos (1)	fillers, corantes	outros polímeros, bactérias, tintas, rótulos, adesivos
Orgânicos (composto)	metais pesados	vidro

(1) Existem muitos tipos de resinas de plástico, cerca de 45 famílias. Os termoplásticos são os que se encontram presentes nos RU em maior quantidade (80-90% do total dos plásticos). A reciclagem destes materiais exige uma separação por tipo de polímeros. Para o consumidor e mesmo para alguns técnicos, distinguir a olho nu os diferentes polímeros não é fácil. Para facilitar as operações de reciclagem a SPI dos EUA introduziu em 1988 um sistema de códigos para os plásticos, mas a maior parte dos consumidores estão pouco informados acerca deste assunto (Porro e Mueller, 1993).

Para as autoridades locais estas barreiras, técnicas, comportamentais e económicas, reflectem-se nos preços oferecidos para os materiais objecto das suas recolhas selectivas e, por conseguinte, na eficiência económica e ambiental dos sistemas que gerem.

Dentro do processo de gestão dos RU, a recolha dos materiais recicláveis assume uma importância crítica por vários motivos:

- o método de deposição/remoção implementado e seu funcionamento condiciona a participação dos cidadãos, quantitativa e qualitativa;
- a forma como os materiais são recolhidos determina as opções possíveis para a sua valorização e a necessidade de maiores ou menores investimentos nos processos de triagem;
- a quantidade e qualidade dos materiais recolhidos são um factor crítico para a eficiência económica e ambiental do sistema;
- a recolha é a operação mais visível/vulnerável para o público, é o ponto de ligação entre os produtores de resíduos e os gestores do sistema e esta relação tem que ser cuidadosamente gerida;
- o sistema de recolha, devido ao grande consumo de combustível e mão de obra envolvida, é normalmente a componente mais poluente e cara dos sistemas de gestão de RU (pode representar 50-70% dos custos totais da gestão de resíduos, Leite, 1997), devendo pois ser avaliado cuidadosamente. Fornecer um serviço de qualidade, economicamente viável e conveniente para os utilizadores, são objectivos que se devem sobrepor às razões de natureza política, filantrópica ou romântica.

Os custos da recolha de recicláveis variam em função da dimensão da equipa de recolha, capacidade da viatura, taxa de participação, distância entre paragens, e outros factores. Miller (1993) refere que as componentes dos custos mais importantes na recolha dos RU, são os custos de mão-de-obra (47-56% do total de custos), seguidos dos da frota (22%), estas duas componentes representam, em média, 80% dos custos totais da recolha. Os restantes custos repartem-se por construções e utilidades (3%), administração (12%) e outros (5%).

Na maior parte dos casos a recolha dos recicláveis é sobreposta à recolha convencional já existente para os RU. No entanto a abordagem mais económica, principalmente para o caso da recolha porta-a-porta, é integrar estas duas recolhas, maximizando os benefícios associados a uma recolha regular decrescente à medida que a recolha de recicláveis vai aumentando (Bullock e Salvador, 1993).

Pferdehirt *et al.* (1993) defendem a necessidade do desenvolvimento de uma estratégia integrada para um sistema de recolha, a qual deve incorporar os seguintes objectivos:

- garantir níveis de serviço local apropriados para atingir os objectivos de saúde, as exigências legais e os objectivos políticos de redução e desvio dos RU do aterro;
- minimizar os custos e maximizar os benefícios;
- permitir o desenvolvimento de associações entre o sector privado e público;
- projectar um sistema flexível para acomodar alterações futuras necessárias.

Uma abordagem integrada é a chave para um sistema efectivo de recolha. Para ser eficiente em termos económicos e ambientais, a recolha deve utilizar o mínimo possível o transporte, incluindo os veículos de recolha e os carros particulares. A chave é que todos os métodos de recolha, incluindo a recolha convencional, façam parte de um só sistema, cujo objectivo é recolher os resíduos, em fileiras ou fluxos convenientes, com um mínimo de impactes ambientais e económicos. Muitos programas implementados para a recolha dos recicláveis representam um sistema adicional e não um sistema de recolha integrado, o que resulta num aumento de custos, libertação de mais emissões poluentes e maiores inconvenientes para os utilizadores (White *et al.*, 1995).

Num país como o nosso, em que se parte de uma base de 4% de reciclagem em 1996, estas barreiras têm que ser rapidamente identificadas e procuradas as soluções mais eficientes para as resolver. Para atingir a meta dos 15% até ao ano 2000, significa transformar as práticas actuais da gestão dos RU, especialmente as relacionadas com o planeamento dos sistemas de recolha selectiva.

A programação dum sistema de recolha de recicláveis é uma operação complexa. Envolve decisões sobre o método de recolha a utilizar, o tipo e número de recipientes para a deposição dos recicláveis, o tipo e número de viaturas para a recolha selectiva, a frequência e horário da recolha, a ligação entre a recolha convencional e a recolha selectiva, o planeamento dos circuitos, a correcta afectação de pessoal, equipamento e recursos financeiros, o tipo de triagem a efectuar aos resíduos após a recolha, a forma de monitorizar o sistema e a formação, educação e sensibilização do pessoal e dos cidadãos.

Da experiência de operação dos sistemas de recolha selectiva conclui-se que os factores mais críticos, para os quais é necessário dar especial atenção são os seguintes (Rogoff e Williams, 1994; Waite, 1995):

- 1) Fazer um Plano, nomear um coordenador e uma equipa motivada, especificar os objectivos e metas a atingir;
- 2) Avaliar convenientemente as quantidades e composição dos RU e características da população que os produz;
- 3) Conhecer o mercado e recolher só os materiais para os quais há mercado;
- 4) Ter um sistema de recolha integrada, sustentável em termos ambientais, económicos e sociais;
- 5) Procurar envolver os grupos locais, proporcionar a cooperação entre o sector privado e o público;
- 6) Ter bom senso e não exigir aos utentes um elevado número de separações na fonte;
- 7) Dar especial atenção à localização, distâncias e acessibilidades aos equipamentos de deposição;
- 8) Manter os sistemas com boa aparência, higiene e segurança;
- 9) Programar uma estratégia de informação e promoção dos sistemas, a curto, médio e longo prazo;
- 10) Avaliar e monitorizar os sistemas numa base contínua.

Para além destas dez condições básicas, alguns autores têm referido a importância de se implementarem programas de reciclagem não só dirigidos para o sector residencial mas também para o sector comercial, o qual pode dar um grande contributo para as quantidades de materiais recolhidos e economia dos sistema de recolha selectiva (More, 1991).

### **2.1.1. OPÇÕES TÉCNICAS PARA A RECUPERAÇÃO DOS MATERIAIS RECICLÁVEIS DOS RESÍDUOS URBANOS**

A recuperação dos materiais recicláveis do fluxo dos RU pode ser realizada através duma *recolha indiferenciada*, individual ou colectiva, seguida duma separação manual e/ou mecânica em instalações próprias, ou através duma *recolha selectiva*, com separação na fonte de uma ou mais categorias de resíduos, seguida ou não de subseqüentes separações em estações de triagem.

Estas duas opções têm implicações diferentes, quer para os cidadãos, quer para os mercados dos recicláveis. Para o cidadão o processo mais cómodo é não fazer separação nenhuma, para o industrial de reciclagem quanto maior for o grau de separação na fonte melhor, uma vez que o nível de contaminação dos materiais diminui e, por conseguinte, o produto final reciclado terá melhor qualidade e melhor preço.

#### **2.1.1.1 RECOLHA INDIFERENCIADA**

Este é o sistema mais fácil para o produtor e para o recolhedor de resíduos. A participação num esquema deste género é por definição de 100%. Todos os resíduos são depositados num único recipiente e recolhidos conjuntamente sendo depois sujeitos a separação em estações de triagem, compostagem, incineração ou até mesmo em aterros.

Os processos de separação dos RU envolvem normalmente operações manuais e mecânicas, nos quais se incluem crivos, electroímans, separadores de corrente por convenção, martelos, separadores por ar, densificadores, trituradores, prensas, enfardadores, entre outros. O objectivo é fornecer às indústrias de reciclagem matérias primas secundárias devidamente separadas por materiais e com menor grau de contaminação possível. As fracções a recuperar dependem muito das condições de mercado local podendo incluir papel e cartão, plásticos (só alguns tipos), metais ferrosos e não ferrosos, embalagens de vidro, fracção compostável e fracção combustível. Nalguns esquemas de triagem mais sofisticados consegue-se uma separação de 75% do total da mistura dos RU (McMillen, 1993).

A principal vantagem deste tipo de recolha, para além do menor esforço que é exigido aos produtores de RU, são os baixos custos da recolha, já que não é necessária uma recolha adicional para os recicláveis. O principal inconveniente é o grau de contaminação dos recicláveis, o que lhes dá um valor comercial mais baixo ou mesmo inaceitável para as indústrias de reciclagem. Melhorar a qualidade dos materiais recuperados por esta via significa investir em tecnologias de triagem mais sofisticadas o que representa grandes despesas de capital e manutenção.

Se a eficiência dos sistemas de triagem e processamento dos recicláveis for satisfatória, para recolher uma quantidade significativa de materiais que permitam atingir os objectivos fixados a um preço razoável, o processamento massificado é uma boa solução para algumas situações. Por exemplo, para comunidades problemáticas em que, por razões óbvias, os problemas sociais e económicos têm mais prioridade do que as actividades de separação dos resíduos na fonte. Ou ainda para as autarquias com poucos recursos financeiros disponíveis para a gestão dos RU mas com possibilidade de acesso a investimentos de capital para a instalação de infraestruturas de triagem ou tratamento de resíduos (McMillen, 1993).

No entanto este sistema de recolha está em desuso, devido às novas políticas de gestão de resíduos e exigências da sociedade em relação à reciclagem dos RU.

#### **2.1.1.2. RECOLHAS SELECTIVAS**

A maior parte dos processos de valorização dos RU requerem alguma separação dos recicláveis na fonte, isto é na casa ou no local de trabalho dos produtores de resíduos. Há uma grande variedade de alternativas disponíveis para a separação na fonte, cada uma com as suas vantagens e desvantagens.

Existem basicamente duas estratégias distintas para a deposição e remoção selectiva de RU: a *recolha selectiva porta-a-porta* e a *recolha por transporte* dos resíduos pelos próprios produtores. Cada uma destas estratégias subdivide-se em várias variantes.

#### 2.1.1.2.1. SISTEMAS PORTA-A-PORTA

O sistema de recolha selectiva porta-a-porta<sup>2</sup>, é um sistema de deposição individual e compreende a recolha dos recicláveis da porta da habitação de cada residente.

É o sistema mais apropriado para os residentes em moradias ou prédios com menos de três andares. Se o sistema for convenientemente gerido e publicitado, e se a recolha selectiva se realizar no mesmo dia da recolha convencional, obtêm-se resultados muito efectivos na captura de grandes quantidades de recicláveis (Bullock e Salvador, 1993). As taxas de participação nestes programas podem atingir os 80-90%, sendo no entanto os valores mais típicos indicados na literatura de 40-60% (Rogoff e Williams, 1994). Nos esquemas implementados nalgumas localidades da Alemanha e Dinamarca têm-se conseguido taxas de desvio da ordem dos 25%, só à conta do sistema de recolha porta-a-porta (DoE, 1991).

Duma maneira geral este tipo de recolha é também designado muitas vezes por *recolha multimaterial*, quando a separação é efectuada entre dois grupos de resíduos, os não recicláveis e os recicláveis (uma mistura de materiais recicláveis), que posteriormente serão separados e processados numa instalação de triagem (Gama, 1996). Os sistemas que envolvem a separação na fonte em mais de um ou dois grupos de recicláveis designam-se normalmente por sistema de *separação dedicada*.

Há várias alternativas para o sistema de recolha porta-a-porta. As variações dizem respeito ao número de componentes a separar na fonte, ao tipo e número de recipientes utilizados para a deposição dos recicláveis, ao tipo de veículos e sistema de recolha, à frequência e horário da recolha e ao tipo de separação efectuada após deposição, a qual pode ser realizada no passeio, pelos operadores de recolha, ou nas estações de triagem.

Atendendo a estes critérios, as opções para o sistema de deposição/remoção porta-a-porta, podem-se subdividir nos seguintes quatro grandes grupos:

##### 1) Mistura de recicláveis/ recolha conjunta dos recicláveis

*Nesta situação os materiais recicláveis são colocados à porta num só recipiente (saco ou contentor), o veículo recolhe-os como uma mistura de recicláveis, conduzindo-os para uma estação de triagem para separação e processamento dos diferentes materiais. Normalmente são utilizados veículos diferentes dos da recolha convencional e os dias e frequência da recolha também são diferentes (Bullock e Salvador, 1993). Se for fornecida uma boa informação sobre o tipo de resíduos admissíveis e dias da recolha, este é o sistema mais simples e prático para os residentes e para as autarquias se dispuserem de equipamentos eficientes para a triagem dos diferentes materiais.*

##### 2) Mistura de recicláveis/ veículo multicompartimentado

*Neste tipo de sistema são utilizadas viaturas com vários compartimentos. Os residentes colocam no passeio o recipiente com os recicláveis. O operador da recolha separa a mistura de recicláveis no passeio e coloca-os em compartimentos diferentes do veículo. O número de separações para dentro das viaturas pode atingir 10 fracções, como é o caso de Fitchburg, em Wisconsin (EUA), onde se separam 3 fracções de vidro (por cores), 2 fracções de papel, 2 de plástico, 2 de metais e uma de têxteis (Gruder-Adams, 1990).*

*Os que defendem este sistema referem que se consegue uma qualidade muito boa dos produtos, sem se exigir aos residentes grandes esforços, os materiais podem ser conduzidos directamente para uma infraestrutura de armazenagem/enfardamento e não necessitam de estações de transferência (McMillen, 1993). Uma outra vantagem relaciona-se com a possibilidade que este sistema oferece na informação e educação dos participantes. A separação no passeio possibilita*

<sup>2</sup> Na literatura anglo-saxónica designado por sistema *door-to-door*, *kerbside* ou *curbside*.

que o operador da recolha inspecione o tipo de materiais que os residentes colocaram nos recipientes, podendo corrigir as situações incorrectas, deixando uma nota informativa, ou não recolhendo os materiais não desejados deixando-os no passeio. Este efeito de pressão social ou advertência tem conduzido a melhorias muito significativas na diminuição dos contaminantes (Sedlock, 1990).

Uma outra vantagem atribuída à separação no passeio é que permite adaptações às modificações ou alterações dos métodos de processamento ou condições de mercado sem exigir alterações nos comportamentos de separação dos residentes (Bullock e Burk, 1989).

Em relação às desvantagens a principal é o tempo requerido para a recolha. O número de pontos de recolha decresce uma vez que é necessário despende mais tempo por ponto, em média mais 50 a 60 segundos por ponto (Bullock e Burk, 1989; Apotheker, 1990). Outro problema reside na dificuldade de ajustar a dimensão de cada compartimento do veículo ao volume e quantidades de cada fracção. O rápido enchimento de um dos compartimentos obriga à interrupção do serviço, o que origina a realização de mais voltas por circuito de recolha, ou seja, menos tempo produtivo, mais consumo de combustível. Podem ficar por recolher alguns recipientes, permanecendo cheios no passeio, o que cria graves incómodos para os participantes e dá uma má imagem do serviço (Bullock e Burk, 1989; Apotheker, 1990).

Este tipo de recolha pode ser apropriado para os municípios que dispõem de maiores verbas para a operação do que para despesas de capital e para pequenas comunidades com poucos pontos de recolha, 10 000 ou menos (Bullock e Burk, 1989; Rogoff e Williams, 1994).

### 3) Sistema de separação dedicada/veículo multicompartimentado

Os residentes separam em casa mais do que uma fracção de recicláveis e colocam-nos à porta em recipientes diferentes. O operador de recolha despeja o conteúdo de cada recipiente para o respectivo compartimento do veículo. Os veículos poderão estar adaptados à recolha das várias fracções, ou seja terem um número de compartimentos idêntico ao número de separações realizadas. Se esta situação não se verificar a recolha poder-se-á realizar em dias ou semanas alternadas, uns dias para determinados materiais, outros dias para os restantes. Este sistema é o que exige maior motivação por parte dos participantes. Em comunidades com um elevado nível de educação e civismo as taxas de recolha obtidas por este sistema são superiores às da separação no passeio, realizada pelo operador de recolha.

Variantes a este sistema foram introduzidas por exemplo em Leeds e Bury (Inglaterra). No caso de Leeds são recolhidas quatro categorias: 1) papel e têxteis; 2) cartão, latas e plásticos; 3) orgânicos compostáveis; 3) não recicláveis. Os resíduos são colocados em dois contentores com rodas, de 120 litros, cada um dividido transversalmente, ou seja, em cada contentor são colocadas duas fracções. Recolhe-se um contentor por semana, ou seja duas categorias de recicláveis. Os contentores são despejados mecanicamente para uma viatura compartimentada, dividida transversalmente, o que permite o esvaziamento simultâneo de dois contentores de cada vez, reduzindo-se desta forma o tempo despendido na recolha (DoE, 1991; Waite, 1995).

As principais desvantagens deste sistema é exigirem dos produtores de resíduos um grande número de separações, o que requer mais espaço em casa para colocação de vários recipientes e um bom nível de informação e atenção sobre o tipo de materiais a colocar em cada um e dias e horas em que os devem colocar à porta.

### 4) Sistema de co-recolha: no mesmo compartimento ou em compartimentos distintos do veículo

Os residentes colocam a mistura de materiais recicláveis num recipiente e os restantes resíduos noutro recipiente, normalmente sacos de diferentes cores. Os sacos podem ser apresentados para a recolha soltos ou dentro dum contentor. Ambos os sacos são recolhidos ao mesmo tempo pelo mesmo veículo. Nuns casos utilizam-se viaturas compartimentadas, cada compartimento destinado a um tipo de saco, noutros casos colocam-se ambos os sacos no mesmo compartimento, sendo posteriormente separados nas estações de triagem em função da cor.

A grande vantagem deste sistema é conseguir reduções nos custos da recolha e não exigir aos residentes atenção para um dia particular de recolha de uma das fracções, como acontece nos outros sistemas porta-a-porta.

*As principais desvantagens deste sistema são:*

- *para evitar que os sacos se rasguem, e o seu conteúdo se derrame na caixa da viatura, os veículos têm taxas de compactação muito baixas o que resulta num sub-aproveitamento da sua capacidade volúmica;*
- *os sacos têm que ser mais resistentes, logo mais caros e contribuindo para o aumento do volume de resíduos;*
- *nem sempre as pessoas colocam os materiais certos no saco certo;*
- *as embalagens de vidro quebram-se facilmente criando problemas de contaminação às outras componentes, especialmente à fracção papel o que pode originar graves problemas à indústria recicladora, por este motivo muitas comunidades têm optado por continuar a recolher o vidro em separado, através dos conhecidos vidrões.*

Em resumo, na recolha porta-a-porta a separação em duas fracções, do tipo secos e húmidos (recolha multimaterial), e a sua recolha conjunta, é mais prática para os produtores de resíduos e mais económica para os operadores de recolha, no entanto a contaminação dos materiais pode ser maior, comparativamente à deposição dedicada ou à separação no passeio. Esta última, embora mais cara, pode melhorar a eficiência da participação pelo efeito pedagógico e pela menor exigência de separação entre muitas componentes. A separação dos recicláveis que chegam às instalações de processamento requerem muito mais tecnologia e mão-de-obra se vierem como uma mistura de recicláveis do que se tiverem sido separados na fonte ou no passeio. As disponibilidades financeiras e os mercados favoráveis ditarão a escolha entre a separação dedicada na fonte, separação no passeio e separação nas estações de triagem. Bons preços para os recicláveis, com um grau de contaminação mínimo, implicam maior grau de separação na fonte, ou no passeio, ou um grande investimento em equipamentos nas instalações de triagem (McMillen, 1993).

Estes factores devem ser balanceados com as características e motivações dos agregados familiares, para os quais é muito importante fornecer o sistema mais conveniente, simples e prático. Planear um sistema de recolha selectiva porta-a-porta devidamente integrado no sistema de recolha convencional, pode ser bastante efectivo em termos económicos e na captura de quantidades significativas de materiais recicláveis (The Kindred Association, 1994).

#### **2.1.1.2.2. SISTEMAS POR TRANSPORTE VOLUNTÁRIO**

Na designação de *sistemas por transporte voluntário*<sup>3</sup>, à semelhança dos sistema porta-a-porta, incluem-se uma grande variedade de opções para a deposição, cujas características comuns são serem sistemas de deposição colectivos e exigirem aos produtores de resíduos que os separem na fonte e os transportem para esses pontos de deposição.

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

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

##### 1) contentores isolados

*Contentores de várias dimensões, formatos e cores, integrados na malha urbana, destinados à deposição selectiva de um ou mais componentes dos RU, como por exemplo vidro, papel e cartão, plásticos, metais, têxteis e orgânicos. Neste último caso são utilizados contentores herméticos. Este sistema foi um dos primeiros a ser implementado em vários países, incluindo o nosso, iniciando-se com o típico vidrão, ou contentor igloo. Inicialmente a cada material estava associada uma cor, tipicamente o verde para o vidro de cor, ou mistura de cores, o branco para o vidro incolor, o castanho para o vidro âmbar, o azul para o papel, o vermelho para as latas, o amarelo para os plásticos. Acreditava-se que esta era a melhor via de comunicação com o público, as*

<sup>3</sup> Na literatura anglo-saxónica estes sistemas são designados por *bring systems, mini-recycling centers, multi-materials centers, banks, drop-off systems ou buy-back centers*.



cores facilitavam a ligação entre os materiais e os respectivos contentores. Actualmente o mercado de produção destes equipamentos diversificou-se muito. Todos os anos são apresentados nas feiras da especialidade novos designs de contentores, com formas e cores muito diferentes dos originais. Não existe no entanto nenhum estudo que avalie o efeito da cor e da forma na utilização destes equipamentos.

Os contentores tipo igloo ou os prismáticos, exigem uma viatura própria para o seu esvaziamento, de caixa aberta e equipada com grua. Em relação aos contentores tipo igloo, a principal desvantagem são os impactes estéticos, este tipo de contentores normalmente não ficam bem quando outros contentores, de outro tipo, estão no mesmo local (The Kindred Association, 1994). Recentemente fizeram-se adaptações aos tradicionais contentores herméticos de polietileno de alta densidade, utilizados na recolha convencional, alterações na tampa e na cor, para poderem ser utilizados nas recolhas selectivas. Este sistema de contentorização permite a adaptação às adufas das viaturas de recolha convencional, não havendo por tanto a necessidade de uma viatura especial para o efeito. Por exemplo, na Portela e em Telheiras são utilizados contentores deste tipo (de 120 e 240 litros) para a recolha selectiva do papel. Em Évora, nalgumas zonas do Concelho, também se utilizam contentores herméticos de 1000-1100 litros para a recolha selectiva do vidro.

Originalmente os sistemas por transporte só utilizavam contentores individuais, tipicamente um vidrão para vidro misto ou um papelão para todos os tipos de papeis, localizados em pontos onde normalmente os residentes passavam sem terem que fazer uma deslocação especial. Como o número de materiais a recolher aumentou estes contentores unitários evoluíram para mini-centros (tipo ecopontos) e centros de recolha (tipo ecocentros), os quais incluem diferentes contentores para uma gama mais alargada de materiais. A tendência tem sido criar centros cada vez mais pequenos, com contentores de menores dimensões, por forma a estarem mais perto dos utilizadores, aumentar a densidade e por conseguinte a participação. Por outro lado, as dimensões dos antigos contentores (2,5 a 5 m<sup>2</sup>) não são muito compatíveis com alguns espaços urbanos (Waite, 1995).

## 2) ecopontos

São sistemas muito semelhantes ao anterior, com a única diferença de que num ponto de deposição selectiva, em vez de existir um só contentor, existe um conjunto de contentores ou baterias de contentores para fileiras específicas de materiais (vidro, papel e cartão, plástico, metais) ou determinados fluxos (embalagens, pilhas e baterias, óleos usados). Pode ser um sistema de contentores individualizados, colocados lado a lado, ou um único contentor (equipamento multibenne ou polibenne), com diferentes divisórias, cada uma para seu material. São localizados geralmente dentro da malha urbana, em escolas, ou em locais de frequente passagem, como parques de estacionamento, supermercados, bombas de gasolina, igrejas e locais urbanos de grande concentração de serviços (Barwise e Young, 1995).

No caso das baterias de contentores (sistema de contentores tipo skip) um dos problemas que pode surgir é um dos compartimentos encher mais rapidamente que os restantes. Como se trata de um único módulo, o contentor tem que ser removido para despejar, ou caso contrário as pessoas terão que voltar para trás com os seus resíduos ou deixam-nos no chão, o que cria uma má imagem do serviço (The Kindred Association, 1994).

Uma outra variante aos ecopontos são os designados mini-centros de reciclagem existentes em grandes blocos de apartamentos nalgumas cidades Americanas e Europeias. Nos mini-centros de reciclagem podem-se utilizar os tradicionais contentores de polietileno já referidos, de 120 litros a 1100 litros. As principais vantagens deste sistema são: têm um impacte visual fraco podendo ser bastante atractivos quando agrupados, se foram do mesmo formato e diferentes cores; são flexíveis, se um encher primeiro o seu esvaziamento é independente dos restantes; sistema recomendado para condomínios fechados e bairros urbanos, com forte coesão social e nível cívico, pois facilitam a sua manutenção e boa utilização (The Kindred Association, 1994).

Nalgumas cidades de Inglaterra, por exemplo em Nottingham, e nos EUA, por exemplo em Cobb County na Georgia, desenvolveu-se uma abordagem de "adopção de um local" pela comunidade ou por um grupo de voluntários. É um sistema híbrido entre os ecopontos e a recolha porta-a-porta, já que são organizados por ruas ou por quarteirões. Estes grupos fazem a monitorização

destes locais, mantendo-os limpos, divulgando-os, fazendo a ligação com a autoridade local sobre eventuais problemas. Em troca recebem as receitas da venda dos materiais ou outros benefícios de interesse colectivo (Waite, 1995; McMillen, 1993; Pierson, 1988; Barwise e Young, 1995).

Os sistemas por transporte requerem sempre veículos adicionais aos da recolha convencional. Os veículos utilizados dependem do sistema de contentorização. Se os contentores de deposição selectiva forem idênticos aos da recolha normal podem-se utilizar os mesmos tipos de veículos da recolha convencional, compartimentados ou não, caso contrário terão que ser viaturas especiais. Veículos de caixa aberta equipados com grua (para o caso dos contentores tipo vidro), veículos multibenne (para contentores do tipo balde, muito semelhantes aos utilizados para a deposição dos entulhos, com capacidades que poderão variar de 5 a 10 m<sup>3</sup>) ou veículos polibenne (para as baterias de contentores ou contentores compactadores de grandes dimensões, com capacidades que poderão variar de 10 a 15 m<sup>3</sup>).

### 3) ecocentros

Os sistemas por transporte mais centralizados são os centros de reciclagem<sup>4</sup>. Na linguagem corrente conhecidos por ecocentros. Tratam-se de infraestruturas vedadas, com horário de abertura e fecho, caracterizadas pela existência de um volume de contentorização superior ao dos ecopontos, destinados a uma gama mais vasta de materiais, como por exemplo, resíduos de jardim, electrodomésticos, resíduos de demolições, óleos usados, para além das fileiras habituais. Contam com a presença de um técnico especializado no apoio e acompanhamento da deposição pelos utilizadores. Podem receber também resíduos de pequenas unidades comerciais, industriais e serviços. Estão geralmente localizados na periferia dos espaços urbanos. Para além do equipamento de deposição, podem ainda ter algum equipamento mecanizado para preparação dos resíduos a enviar para reciclagem.

O design destas infraestruturas, a boa aparência, limpeza, iluminação, controlo de ruídos, sinalização, informações e acessibilidades às viaturas, são factores essenciais para uma boa recepção destes centros. Há duas correntes de opinião opostas no que diz respeito à localização dos ecocentros. Uns defendem que estes centros devem ser bem visíveis e situar-se nos centros urbanos, por forma a atrair o público. Outros defendem que não devem ser obstrutivos, não incomodar a passagem de peões e viaturas e não causar incómodos de ruído ou odores, pelo que devem ser localizados na periferia dos centros urbanos (The Kindred Association, 1994).

Dentro das principais vantagens destes sistemas incluem-se os menores custos em equipamento, pessoal e manutenção, a possibilidade de se obterem materiais em boa qualidade, especialmente nos centros que têm funcionários a controlar o tipo e qualidade dos resíduos entregues, e que têm uma forte utilização de unidades comerciais e industriais. Outra grande vantagem é poderem aceitar materiais que normalmente não são admissíveis nos outros tipos de sistemas (McMillen, 1993).

Estes centros de deposição são muito eficientes para comunidades que não têm um serviço de recolha convencional, como é o caso de algumas áreas rurais ou vilas, que já estão habituadas a transportar os seus resíduos para um local de deposição centralizado. Por exemplo, em Wellesley, Massachusetts (EUA), um esquema destes é oferecido aos cerca de 27 000 habitantes. Os residentes transportam para um centro de deposição comum os seus resíduos recicláveis e não recicláveis. A taxa de participação é de 72%. A elevada taxa de participação é atribuída em parte às características demográficas dos residentes os quais têm níveis de educação e rendimento elevados (McMillen, 1993).

Em comunidades onde existe um serviço de recolha de RU regular os centros de reciclagem têm que ser convenientemente localizados. Os locais mais convenientes são os localizados perto dos centros comerciais, escolas, igrejas, bombeiros ou estações de serviço. Uma distância média de 5-8 km das habitações e um centro de recolha por cada 5 000-10 000 pessoas, parecem ser opções razoáveis para o planeamento destas infraestruturas. No entanto, mais importante que estes indicadores é localizá-los em sítios de passagem frequente (Glenn, 1989).

---

<sup>4</sup> Designados por "civic amenity" em Inglaterra, "déchètterie, em França, "recyclinghof" na Alemanha, drop-of-centers nos EUA.

#### 4) sistemas de deposição móveis

*Trata-se de um conjunto de contentores móveis ou rebocáveis ou veículos especiais dotados de capacidade de contentorização separada para diferentes fileiras e fluxos de resíduos, que podem estar estacionados durante algum tempo num local, deslocando-se posteriormente para outros locais, funcionando como ecopontos móveis (Gama, 1996).*

*Dois exemplos deste tipo de sistema são os implementados em Curitiba (Brasil) e em Vallejo, um subúrbio de San Francisco na Califórnia (EUA). No primeiro caso, a prefeitura organizou um serviço de recolha de recicláveis que consiste no estacionamento de uma viatura compartimentada, em determinados dias da semana, à entrada das favelas. Os habitantes das favelas transportam os materiais para essa viatura e em troca recebem senhas para alimentação ou transportes (Martinho et al., 1992). No segundo caso um serviço móvel faz cerca de 10 paragens de 15 a 45 minutos em locais pré-estabelecidos, como escolas e igrejas. Os materiais são pesados e comprados. As dificuldades neste tipo de sistema são encontrar um local de paragem apropriado, de fácil acesso e segurança, e os inconvenientes das pessoas terem que estar à espera de eventuais atrasos da viatura ou esquecerem-se do dia e hora (McMillen, 1993).*

#### 5) recolhas periódicas

*Tratam-se de recolhas específicas, para um determinado material ou conjunto de materiais, normalmente não abrangidos pelos outros sistemas de recolha selectiva, como por exemplo resíduos perigosos, medicamentos e radiografias. As recolhas periódicas requerem que o público separe os seus resíduos, os armazene temporariamente e depois os entregue num determinado dia, ou dias, num local previamente anunciado, que pode ser uma instituição, lojas ou um veículo. Este tipo de programa é muitas vezes organizado pela iniciativa de grupos de defesa do ambiente, consumidores, jovens, instituições de saúde, entre outros.*

*É um sistema que exige uma forte campanha de divulgação sobre o(s) dia(s) e local em que se vai realizar a recolha. É aconselhável que funcionem por um período superior a um dia. Esta recomendação é baseada nas evidências das pesquisas efectuadas por Rathje e Murphy (1992). Um estudo que os autores conduziram em 1986, em Martin County, na Califórnia, com o qual pretendiam avaliar a eficiência dum programa de um dia especial para a recolha de resíduos perigosos existentes nos RU, constataram um caso curioso. Ao contrário do que seria de esperar, a campanha de recolha selectiva de um dia, intitulada "Dia dos Tóxicos", a qual previa o encaminhamento para um ponto central dos resíduos urbanos tóxicos e perigosos (tintas, vernizes, solventes, diluentes), revelou que nos dias seguintes a quantidade deste tipo de resíduos tinha duplicado no fluxo dos RU que eram recolhidos pela recolha convencional e enviados para aterro, comparativamente aos dias anteriores. Segundo os autores isto deveu-se à intensa campanha que os órgãos de comunicação social fizeram para consciencializar os residentes sobre o dia da recolha, a qual era acompanhada por informações relativas aos perigos que representava ter em casa este tipo de resíduos. Como a campanha só se realizou num dia, muitas das famílias que se esqueceram do dia ou não tiveram disponibilidade para se deslocar ao local centralizado, preocupadas com os riscos destes produtos, resolverem desembaraçar-se elas próprias deste tipo de resíduos da maneira convencional, retirando-os das dispensas, arrecadações ou garagens, onde habitualmente os armazenavam.*

#### 6) centros de compra e venda de recicláveis

*Uma outra variante ao sistema por transporte voluntário são os centros de compra<sup>5</sup> de recicláveis. Podem ser sistemas estacionários ou móveis. A vantagem deste tipo de esquema é que oferecem uma recompensa monetária pelos materiais entregues. São muito populares nos EUA e alguns países da Europa e localizam-se normalmente em áreas urbanas. Tradicionalmente estes sistemas não têm revelado grande sucesso na recolha de quantidades significativas de materiais, são mais rentáveis em alturas de recessão económica ou em zonas onde existe uma camada da população com baixos rendimentos. No nosso país não são muito comuns ou pelo menos não têm um estatuto de destaque como sistema de recolha selectiva de RU. O mais parecido com isto são os ferros velhos e os armazenistas de papel, vidro ou metais, os designados sucateiros, os quais normalmente são alimentados pela actividade dos catadores ou quando ocorrem "limpezas" em instituições, unidades comerciais ou industriais.*

<sup>5</sup> Na literatura anglo-saxónica designados por *buy-back centers*.

*Nalgumas cidades Americanas e Europeias estes centros estão muitas vezes associados a pequenas oficinas de reparação de mobílias, electrodomésticos, e outros objectos velhos, que são cedidos pelos seus antigos utilizadores, ou recolhidos pelo sistema municipal de recolha especial de objectos volumosos. São uma forma de dar emprego a desempregados, pessoas sem qualificação profissional ou deficientes, aos quais é fornecida formação específica para a recuperação e reparação desses objectos, os quais são posteriormente vendidos em 2ª mão. É comum realizarem-se nesses centros a recuperação de CFC's dos refrigeradores, fios de cobre dos cabos e aparelhos eléctricos, entre outros (Barwise e Young, 1995).*

*Nos últimos anos desenvolveu-se uma modalidade nova, os "children's scrapstores" (lojas de sucatas ou centros de recursos), destinadas à venda de materiais/resíduos para fins criativos e educacionais. Recolhem um conjunto variado de resíduos, não tóxicos, doados por fábricas, empresas e instituições públicas e vendem-nos a grupos da comunidade envolvidos na educação e realização de actividades pedagógicas e lúdicas com as crianças. As crianças apreciam muito este serviço, as empresas reduzem os seus resíduos e melhoram a sua imagem junto da comunidade. Estas lojas de "Ecoarte", incluem uma grande gama de materiais desde botões, tampas, vedantes, cenários antigos, tubos, embalagens, latas de tinta meio cheias, sobras de papel das tipografias. Muitas oferecem formação a educadores e alunos para a realização de trabalhos didácticos e lúdicos com a utilização destes materiais (Barwise e Young, 1995; Fleming, 1992). É frequente nos EUA, nos Museus de Crianças e nos Museus dos Resíduos, as crianças e educadores disporem dum serviço deste tipo (Martinho et al., 1994).*

*Outra variante aos sistemas de compra e venda de recicláveis são as máquinas de compra. Funcionam como mini-centros de compra<sup>6</sup>. As mais bem sucedidas estão implementadas em localidades que têm um sistema de depósito/consignação para as embalagens. Dependendo dos modelos, algumas máquinas dão dinheiro, créditos, bilhetes de lotaria ou operam como "slot machine", quando se depositam as embalagens (Rogoff e Williams, 1994). Muitas unidades aceitam latas de alumínio, latas ferrosas, garrafas de plástico ou vidro. Algumas têm sistemas de separação de cores para o vidro, esmagamento de garrafas de PET e latas. É um tipo de sistema muito popular junto das camadas mais jovens, no entanto, como nota McMillen (1993), como qualquer máquina de compra estão sujeitas às modas, cansaço e danificação.*

De uma forma geral, as principais vantagens referidas para os sistemas por transporte são (DoE, 1991):

- envolvem custos menores de capital e operação, comparativamente aos sistemas porta-a-porta;
- apresentam a facilidade de poderem expandir o número de categorias de materiais a recolher;
- se o nível de participação dos cidadãos for bom consegue-se a recolha de materiais de boa qualidade;
- os resíduos depositados nos ecocentros podem ser utilizados para outros processamentos, nomeadamente valorização energética (RDF) e compostagem;
- são flexíveis para uma grande gama de contentores (tipo e dimensões) o que permite a sua adaptação à estrutura e densidade do tecido urbano;
- podem funcionar como sistemas complementares à recolha porta-a-porta, para determinadas categorias não admissíveis por este último sistema;
- possibilitam a participação e envolvimento de grupos de cidadãos empenhados na reciclagem, como é o caso do sistema de "adopção dum local" e os centros de compra e venda.

Em relação às desvantagens, destacam-se, como mais significativas, as seguintes (DoE, 1991; Waite, 1995; Rogoff e Williams, 1994):

- a quantidade e qualidade dos materiais está muito dependente da eficiência de participação dos residentes, normalmente as taxas de recolha são mais limitadas (taxas de participação entre 5 - 20%, taxas de recuperação por material entre 15-20%);
- contentores individuais e ecopontos são muito vulneráveis a actos de vandalismo e roubo, podem ser esteticamente desagradáveis, barulhentos, sujos e pouco higiénicos, estes inconvenientes, especialmente sentidos pelos habitantes que residem perto dos centros ou mini-centros de recolha, tem provocado reacções típicas do síndrome do NIMBY;
- os ecopontos e ecocentros só são aceitáveis em determinados locais urbanos, é necessário dispor-se de espaço suficiente para as manobras das viaturas de remoção, encontrar locais adequados a esta exigência o que nem sempre é fácil, já que normalmente quer urbanistas quer construtores

---

<sup>6</sup> Na literatura anglo-saxónica designados por *mini-buy-back centers*.

civis esquecem-se desta actividade comunitária e os espaços para estacionamento competem com estas utilizações.

Devido às suas vantagens, nomeadamente a de envolver menos custos e a possibilidade de aceitarem uma maior variedade de materiais, é desejável que se aumente a participação e taxa de captura dos materiais por forma a que a taxa de desvio de aterro conseguida por estes sistemas seja suficiente e não necessite de tantos investimentos noutros sistemas, como a recolha porta-a-porta e estações sofisticadas de triagem.

## 2.1.2. COMPARAÇÃO ENTRE SISTEMAS

Recolha porta-a-porta ou recolha por transporte, qual o melhor sistema? Não há um melhor sistema mas sim um sistema mais adaptado para um determinado caso. Só através de uma análise cuidadosa das características de cada situação é que se poderá decidir sobre a solução mais sustentável. Algumas soluções têm fracassado precisamente porque não se basearam na análise prévia das variáveis influentes para a reciclagem, nem na construção de diferentes cenários que permitam uma comparação ambiental, económica e social. Foram soluções importadas ou decididas com base em critérios com pouco, ou nenhum, conteúdo científico. Muitas são elaboradas totalmente dentro dos gabinetes de projecto e depois tentam forçar a realidade a adaptar-se ao projecto em vez do projecto à realidade. Como refere McMillen (1993) por forma a avaliar o apoio previsível do público é sempre conveniente realizar previamente um extenso programa de inquéritos à opinião pública, sobre as suas atitudes e comportamentos. Não se pode ficar só pela opinião dos "experts" sobre a indicação das reacções do público, nem por estudos ou resultados efectuados noutros locais.

Na Figura 2.2. apresentam-se as principais diferenças entre os dois extremos - sistema por transporte e sistema porta-a-porta. A densidade de pontos de recolha na malha urbana, que aumenta da situação ecocentros para porta-a-porta, representa um esforço menor no transporte dos materiais pelos residentes, mas um esforço maior (tempo e custos) no transporte realizado pelas viaturas de recolha.

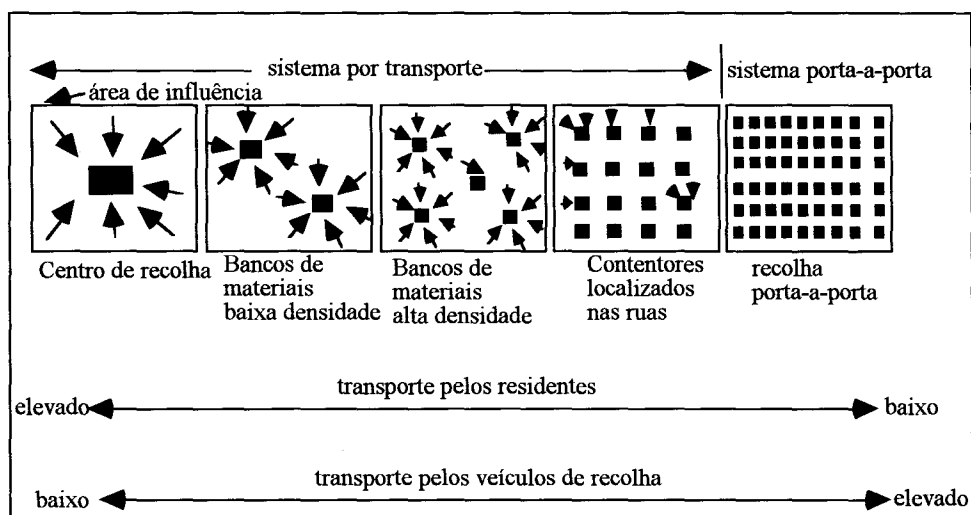


Figura 2.2. Espectro dos vários sistemas de deposição de recicláveis (adaptado de White *et al.*, 1995)

Cada sistema tem as suas características e particularidades o que os tornam mais favoráveis para umas situações e menos para outras. Um sistema misto, porta-a-porta e transporte voluntário, desde que bem integrado, pode ser melhor para os objectivos da reciclagem, uma vez que consegue abranger as necessidades de diferentes utilizadores.

O que faz a grande diferença dos tempos passados, em que a reciclagem sobrevivia ao sabor das crises económicas e da correspondente dinâmica dos mercados, é que agora as famílias têm que encontrar outras motivações, que não as exclusivamente económicas, para justificarem a sua acção de reciclar. Governos e autoridades locais têm que alterar a forma como gerem os RU, colocar à

disposição do público sistemas de recolha selectiva convenientes, racionais sob o ponto de vista económico e ambiental, incentivar e educar os seus munícipes.

### **2.1.3. INDICADORES DE DESEMPENHO DOS SISTEMAS DE RECOLHA SELECTIVA**

Como se referiu, os diferentes métodos de deposição/remoção utilizados para a reciclagem dos RU podem afectar a intensidade e qualidade de participação dos cidadãos, o que por sua vez tem uma grande influência na produtividade e economia dos sistemas.

A medição do desempenho de um sistema de reciclagem, recorrendo a um conjunto de índices e indicadores, é essencial quer para os técnicos e políticos envolvidos na gestão dos RU, quer para os cidadãos servidos por esse sistema.

Para os técnicos, avaliar e monitorizar os sistemas de recolhas selectivas significa poder reconhecer as virtudes e os defeitos dos sistemas implementados, identificar áreas problema e corrigir e melhorar situações menos eficientes (The Kindred Association, 1994).

Para os elementos da comunidade o conhecimento de determinados indicadores do desempenho dos sistemas de gestão de RU, tem um duplo significado. Por um lado, servem de elementos de avaliação das políticas e programas implementados na sua zona de residência para a gestão dos resíduos (para uns será importante conhecer de que forma os fundos públicos estão a ser geridos, para outros se a reciclagem está a ser efectiva para atingir os objectivos de conservação dos recursos e desvio dos resíduos dos aterros). Por outro lado, servem como elementos de auto-avaliação dos seus próprios comportamentos, podendo actuar como um incentivo ou desincentivo para a manutenção ou melhoramento das suas actividades de reciclagem.

Sendo o principal objectivo da reciclagem valorizar determinados resíduos, por forma a evitar a sua deposição em aterro e poupar recursos naturais, então, a avaliação do sucesso de qualquer esquema de reciclagem deverá ser traduzida pela quantidade de resíduos que se consegue desviar da deposição final última, o aterro, e transformar em produtos reciclados. Isto pressupõe uma eficiência nos métodos e tecnologias utilizadas para a recuperação dos RU. Recolher o máximo, com a melhor qualidade, e processar os materiais recolhidos da forma tecnologicamente mais eficiente, ou seja, evitar que ao longo do circuito da reciclagem parte dos resíduos recolhidos sejam rejeitados e enviados para aterro.

O termo "taxa de reciclagem" é usualmente utilizado para expressar essa medida de eficiência, por isso é muitas vezes dito que em termos de política é necessário reciclar (ou valorizar) determinadas componentes dos RU por forma a atingir uma determinada taxa de reciclagem.

Contudo, a forma como a taxa de reciclagem é actualmente calculada dá uma incorrecção ao termo. O termo taxa de reciclagem, tem sido usualmente utilizado pelas autarquias para indicar a percentagem de materiais do fluxo de RU que são recolhidos para efeito de reciclagem, o que não é equivalente à percentagem total de RU que foram efectivamente reciclados.

Em termos políticos verificam-se as mesmas incorrecções. Por exemplo, na Inglaterra o DoE (Department of Environment do Reino Unido) definiu a taxa de reciclagem das autoridades locais, como sendo a razão entre o peso total dos materiais recicláveis recolhidos e disponíveis para processamento e o peso total dos materiais potencialmente recicláveis dos RU. A meta governamental da Inglaterra para a taxa de reciclagem é de 50%. Se no denominador forem colocados os quantitativos potencialmente recicláveis, o que de acordo com um estudo efectuado com base nas capacidades tecnológicas disponíveis representa 50% do total dos RU, então a meta baixa para 25%, o que torna a meta política irrealista (Waite, 1995).

É pois necessário precisar o que se mede, utilizar os mesmos termos para o mesmo tipo de indicadores, medidos nos mesmos pontos do sistema e pelos mesmos métodos. Só assim se poderão definir políticas de reciclagem viáveis e avaliar e comparar o desempenho dos diferentes sistemas de recolha selectiva.

Teoricamente a taxa de reciclagem de determinado fluxo ou fileira dos RU, por exemplo o das embalagens, deve ser determinada em relação ao conjunto total de embalagens produzidas pelos residentes servidos por um dado sistema de recolha selectiva, sendo calculada pela razão entre a quantidade de embalagens recolhidas e efectivamente recicladas sobre a quantidade total de

embalagens disponíveis na corrente dos resíduos produzidos pelos residentes servidos. Isso pressupõe seguir todo o ciclo do sistema de reciclagem dum determinado material e fazer um balanço de massa identificando todas as entradas e saídas do sistema, tal como se indica no esquema da Figura 2.3.

Se todos os RU tiverem como destino as situações (a), (b) e/ou (c), a taxa de reciclagem é 0%, ou seja, nenhuma componente dos RU tem como destino a reciclagem. Na situação (d), em que parte ou a totalidade dos RU seguem para reciclagem material e/ou orgânica, a taxa de reciclagem dependerá da eficiência das tecnologias utilizadas.

Ao nível local, determinar correctamente a taxa de reciclagem dum dado material é praticamente impossível já que na maior parte das situações os materiais recolhidos são processados ou transformados em indústrias localizadas fora das suas fronteiras e os resíduos resultantes desses processos são depositados noutros locais. Ou seja é difícil fazer o balanço indicado na Figura 2.3. Por este motivo a taxa de reciclagem é usualmente medida após recolha e processamento dos resíduos, antes da sua transformação em produtos reciclados.

A ERRA (European Recovery and Recycling Association) tem desenvolvido um conjunto de indicadores técnicos que permitam, a políticos e gestores dos sistemas de recolha selectiva, uma base de avaliação e comparação idênticas entre os diferentes sistemas. Todas as taxas que se descrevem a seguir baseiam-se nas propostas da ERRA (1993a; 1993b; 1994).

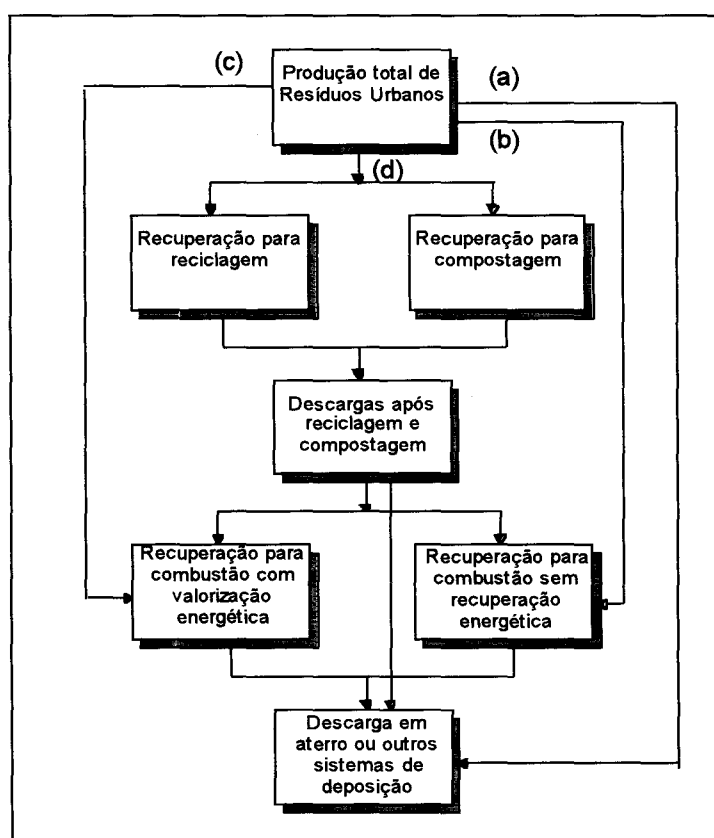


Figura 2.3. Metodologia de balanço de massas para estimar a produção, valorização e deposição de RU

Cada indicador aplica-se a um fluxo específico dos RU e num ponto específico do sistema de gestão dos RU. Os indicadores podem-se subdividir em duas categorias: os específicos de uma determinada área e os específicos do processo (White *et al.*, 1995).

Na primeira categoria incluem-se os indicadores que se aplicam a uma determinada área geográfica ou de jurisdição nacional, regional ou local. A **taxa de desvio** é o indicador mais correcto e seguro para a avaliação dum sistema de gestão integrada de RU. É determinada pela razão entre a quantidade total de RU recolhidos e enviados para valorização e a quantidade total de RU produzidos pelos residentes na área servida pelo sistema de gestão em análise.

Compreendendo a valorização, a reciclagem material, a compostagem, a regeneração e a valorização energética, a taxa de desvio terá que contabilizar todas estas situações se coexistirem na área analisada. Quando todas as formas de valorização são contabilizadas na taxa é comum a designação de taxa de desvio de aterro, já que a mesma traduz a quantidade de resíduos que foram desviados da deposição em aterro.

Podem-se calcular taxas de desvio parcelares, para cada uma das opções de valorização, por exemplo taxa de desvio para reciclagem, ou taxa de desvio para compostagem, se só existirem estas opções para a valorização dos RU ou se estivermos interessados em avaliar cada opção *per si*.

Se conhecermos a quantidade total do material alvo a recolher selectivamente para reciclagem, existente no conjunto dos RU, podemos definir a **taxa de desvio potencial** para reciclagem, obtida pela razão entre a quantidade total dos resíduos potencialmente recicláveis existentes nos RU e a quantidade total de RU.

A taxa potencial de desvio é sempre maior que a taxa de desvio real. Por exemplo, no caso duma recolha indiferenciada em que a totalidade dos RU é conduzida para incineração (com recuperação de energia) a taxa potencial de desvio é de 100%, mas a taxa real é menor, porque nem tudo o que vai para incinerar é combustível (metais, vidro), resultando num resíduo que tem que ser depositado em aterro. No caso duma recolha selectiva em que as fileiras a valorizar são o vidro e o papel, os quais representam a título exemplificativo 30% do peso total dos RU, então a taxa potencial de desvio será de 30%, mas a taxa de desvio real será menor já que nem todo o vidro e papel são separados selectivamente e os que o são têm determinados contaminantes rejeitados nos processos de triagem.

A razão entre a taxa de desvio real e a taxa de desvio potencial fornece uma medida da **eficiência do desvio** de um determinado material, ou conjunto de materiais, reciclável do fluxo dos RU. Quanto mais próximo da unidade estiver o valor da eficiência do desvio mais eficiente é o sistema implementado, o que se poderá dever não só aos factores operacionais e tecnológicos utilizados mas também à quantidade e qualidade da participação dos residentes, ou seja a eficiência da participação.

Na primeira categoria de indicadores incluem-se também os que se relacionam com um fluxo específico dos RU. Neste caso têm especial interesse os que se reportam aos resíduos de embalagens devido às políticas em vigor. Prevendo a legislação comunitária e nacional metas específicas para a valorização e reciclagem dos resíduos de embalagens, dois indicadores importantes serão a **taxa de valorização de embalagens** e a **taxa de reciclagem de embalagens**.

Na segunda categoria de indicadores incluem-se os que servem como ferramentas de gestão para avaliar a eficiência dos programas em funcionamento. Estes indicadores podem-se aplicar à avaliação da participação dos consumidores/produtores de RU, indicadores comportamentais, ou ao processamento dos RU, isto é após a sua passagem pelas estações de triagem (White *et al.*, 1995).

Na maior parte dos países os sistemas de reciclagem são voluntários. Por essa razão medir a adesão/participação das populações ao esquema implementado é fundamental para aferir se o sistema é conveniente e se as acções de promoção estão a ser eficientes.

Para o caso da recolha porta-a-porta um indicador que fornece uma medida de quantos indivíduos estão a participar no programa é a **taxa de colocação dos recipientes à porta** para serem recolhidos. Num determinado dia em que se realiza a recolha selectiva regista-se quantos residentes colocam nesse dia à sua porta os recipientes destinados à recolha selectiva. Dividindo este número pelo número total de residentes servidos pelo programa de recolha selectiva obtém-se a referida taxa.

Para alguns sistemas de recolha porta-a-porta, os residentes podem participar mas não em todos os dias da recolha, ou porque não estão em casa, ou porque não têm resíduos em quantidade suficiente ou porque se esqueceram do dia da recolha. Para ter a certeza que se mede todos os residentes que participam numa base de frequência aceitável e comum, o indicador mais eficiente para medir a participação é a **taxa de participação**, a qual é determinada pela razão entre o número de residentes que colocam os recipientes à porta pelo menos uma vez em quatro semanas, sobre o número total de residentes servidos pelo sistema, nesse mesmo período.



A taxa de colocação dos recipientes à porta é mais fácil de medir que a taxa de participação, uma vez que basta ao próprio operador de recolha, ou outro indivíduo designado para o efeito, assinalar os recipientes que num determinado dia de recolha se encontram no passeio. Investigações realizadas nos EUA sugerem que existe uma relação entre estas duas taxas, podendo esta última ser utilizada para estimar a taxa de participação, se só for conhecida a taxa de colocação dos recipientes. Essas investigações indicam que a taxa de participação é 2 a 2.5 vezes superior à taxa de colocação dos recipientes à porta, para o caso em que a frequência de recolha é semanal (recolha 1 vez por semana), 1.5 vezes superior para o caso em que a frequência de recolha é quinzenal e 1 vez para os programas mensais (Waite, 1995).

Estas duas taxas são importantes para identificar mudanças de comportamento da população. Baixam quando o entusiasmo pela reciclagem diminui ou quando se registam alterações nas condições sócio-económicas ou nos estilos de vida e consumo das famílias. Ao monitorizar a taxa de participação pode-se identificar a altura em que será necessário incentivar a participação, iniciando por exemplo actividades de promoção e sensibilização, ou reajustar o sistema implementado às novas condições.

Tão importante como medir os níveis de participação dos residentes é medir a qualidade dessa participação. Ou seja, os residentes podem participar todos e regularmente mas nem todos os seus resíduos potencialmente recicláveis estarem a ser conduzidos para reciclagem. Por exemplo, no caso duma recolha selectiva de vidro, todos os residentes podem colocar as garrafas de vidro nos vidrões mas não colocarem os frascos ou outras embalagens de vidro, os quais fazem parte também dos materiais de vidro de embalagem recicláveis. O indicador que nos traduz esta medida é a **eficiência da recolha ou taxa de recolha selectiva**, representa a razão entre a quantidade de material alvo recolhido de todos os residentes, por um programa de recolha selectiva, e a quantidade total desse material existente nos RU produzidos pelos residentes servidos pelo programa. Esta taxa é muitas vezes incorrectamente designada por taxa de reciclagem.

A razão entre a eficiência da recolha e a taxa de participação, dá-nos uma medida da qualidade da participação, a qual é designada por **taxa de captura**.

Como se referiu, na segunda categoria de indicadores incluem-se também os relativos ao processamento dos RU. Estão neste grupo todos os indicadores que são obtidos após a passagem dos RU pelas infraestruturas de processamento dos materiais valorizáveis, estações de triagem ou outras, e que se encontram em condições para serem enviados para as indústrias que os transformam em produtos comercializáveis.

A **taxa de valorização** e a **taxa de reciclagem**, são calculadas com base na razão entre a quantidade dos materiais alvo valorizados, ou reciclados, produzidos pelos residentes servidos por um determinado programa e a quantidade total desses materiais alvos disponíveis no fluxo dos RU produzidos por esses residentes. São aplicadas no final do processamento e significam o que se aproveitou após recolha e processamento.

Os materiais provenientes das infraestruturas de processamento dos RU podem ser oferecidos ou vendidos no mercado. Neste último caso pode-se determinar a **taxa de mercado** para um determinado material, calculada pela razão entre a quantidade de um material específico vendido das estações de triagem sobre a quantidade total desse material que foi valorizado nessas estações.

A qualidade dos materiais conduzidos para as estações de triagem e a eficiência dos processos e tecnologias utilizadas nessas estações determinaram a eficiência destas infraestruturas. Uma medida dessa eficiência é a **taxa de resíduo**, a qual consiste na razão entre a quantidade de materiais enviados para deposição final, ou seja rejeitados pelas estações de triagem, e a quantidade de materiais que foram recebidos nessas estações.

Os indicadores descritos para os sistemas porta-a-porta também se aplicam aos sistemas por transporte. Contudo, há dificuldades na medição de algumas das taxas.

O primeiro problema é definir a área de influência dos pontos de deposição selectiva colectiva, equipamentos (contentores isolados ou ecopontos) ou infraestruturas (ecocentros). A **densidade de um ponto de recolha** selectiva é definida com base na razão entre o número de residentes que vivem numa determinada área de influência desses equipamentos sobre o número de pontos ou centros de recolha selectiva disponíveis nessa área para a recolha selectiva dos materiais alvo (Waite, 1995). Este indicador traduz-se por expressões do tipo 1 000 habitantes/vidrão ou 10 000

habitantes/ecocentro. Trata-se de um indicador que se tem que reportar sempre a uma área geográfica específica, o país, uma região, um concelho ou um bairro.

Este indicador coloca o problema de saber qual é o raio de influência dum ecoponto ou ecocentro. Ou seja, não sendo uma recolha porta-a-porta, nem todos os residentes numa determinada área terão acesso a esses equipamentos, ou porque efectivamente estão muito distantes das suas habitações, ou porque a percepção dessa distância é superior à distância física e a motivação para se deslocarem a esses equipamentos é mais "curta" que a distância real.

A CAWDP (Civic Amenity Waste Disposal Project) propôs que um local de deposição de recicláveis fosse definido como qualquer local contendo um número qualquer de bancos de deposição, com um raio de 50 metros, sugerindo que a área de influência seja definida como o número de residentes ou população pertencente a uma área administrativa local (Waite, 1995). Daqui deduz-se que se por exemplo existirem dois vidrões à distância um do outro de 50 metros ou menos, isto representa um ponto de deposição e não dois. Deduz-se também que os autores ao arbitrarem um raio de 50 metros, consideraram ser essa a distância de influência específica de cada ponto de deposição. Nesta perspectiva a densidade dos equipamentos de deposição é independentemente da sua distribuição espacial pela área administrativa local, a qual só é considerada para efeitos da determinação do número de pontos de deposição.

No entanto, o raio de influência de um determinado centro de reciclagem ou ecoponto é muito variável. Dependerá da motivação da população, dos estilos e hábitos de vida quotidianos, das acessibilidades a esses pontos e da forma como os mesmos são sinalizados ou anunciados, pelo que o raio de influência de um determinado equipamento varia de situação para situação. Em adição, esta abordagem não fornece uma indicação do desempenho individual de cada banco ou centro de deposição, o que em termos de selecção da melhor localização e gestão do dia-a-dia destes equipamentos é de grande importância (Waite, 1995).

A única forma de obter um indicador deste tipo válido é proceder à realização de inquéritos periódicos por forma a determinar a distância a que os residentes se deslocam a esses pontos para depositar os seus recicláveis. Os inquéritos poder-se-ão realizar junto aos pontos de deposição, perguntando aos seus utilizadores a que distância se encontram as suas habitações ou inquirindo os residentes de uma determinada área sobre o equipamento de deposição que utilizam para colocar os seus recicláveis e depois com o auxílio de mapas determinar as distâncias entre as casas e os equipamentos referidos.

Só depois de se ter determinado o raio de influência dos equipamentos ou infraestruturas de recolha selectiva colectiva, se poderá calcular a **taxa de participação relativa aos sistemas por transporte**. Neste caso, tal como se procede para a recolha selectiva porta-a-porta, a taxa de participação será dada pela razão entre o número de residentes na área de influência desses equipamentos que utilizam o sistema pelo menos uma vez em quatro semanas, sobre o número total de residentes nessa área de influência. A taxa de participação nestes sistemas terá sempre que ser medida por recurso a inquéritos periódicos aos potenciais utilizadores destes sistemas.

Se na área analisada existir mais do que um local de deposição selectiva para um determinado material podemos calcular o **rendimento do sistema de recolha por transporte** implementado nessa área, dividindo a quantidade total de cada material alvo recolhido de todos os locais de deposição pelo número de residentes que usufruem desses equipamentos. Este indicador também se aplica aos sistemas porta-a-porta, os locais de deposição serão neste último caso os recipientes individuais de cada agregado familiar. É muito utilizado para expressar a produtividade de um determinado sistema de recolha selectiva e está sempre referenciado a um determinado período de tempo, por exemplo 5kg de papel por habitante e por mês ou 10 kg de vidro por habitante e por ano.

Os indicadores de custo mais utilizados são o custo por tonelada de resíduos recolhidos ou processados, custo por habitante servido ou o custo por área servida. Qualquer um destes indicadores é útil, no entanto, verificam-se grandes disparidades na forma como os mesmos são calculados, não há um critério normalizado sobre que custos contabilizar e como devem ser calculados. Waite (1995) propõe as seguintes definições:

- custo por tonelada de recicláveis, custos relativos à quantidade de materiais disponíveis após processamento;
- custo por agregado familiar, custos relativos ao número total de casas existentes na área de implementação de um determinado sistema, que participam na recolha selectiva.

A primeira definição tem em conta não só a quantidade mas também a qualidade do material recolhido selectivamente. A segunda definição é baseada só nos residentes que participam. Por exemplo, dois esquemas idênticos de recolha selectiva mas com taxas de participação diferentes e consequentemente tonelagens diferentes, se os custos forem divididos por todos os residentes, os custos de recolha serão mais altos para o caso da taxa de participação mais elevada (ou seja mais toneladas recolhidas) (Waite, 1995).

Já se referiram os problemas relacionados com a contabilização dos custos e benefícios relativos à reciclagem, nomeadamente a necessidade de se ter em conta as reduções do custo de recolha normal e custos evitados do tratamento ou deposição dos resíduos em aterro e os benefícios ambientais e económicos resultantes da poupança de recursos naturais, diminuição da poluição e venda dos materiais. Uma avaliação desta natureza requer a utilização de metodologias de análise do ciclo de vida económico dos materiais em causa o que, como se referiu, não é uma tarefa fácil.

Os indicadores de custo devem ser associados aos indicadores técnicos, por forma a fornecerem uma análise completa de um esquema de reciclagem. Por exemplo, supondo que num esquema A o custo líquido era de 10 000\$00/tonelada de recicláveis e a taxa de desvio para reciclagem era de 23%, e num esquema B esses indicadores eram respectivamente de 9 000\$00/t e 19%. Como saber, neste exemplo, qual o esquema que tem o melhor desempenho técnico e económico?

Waite (1995) propõe para este efeito um indicador compósito, baseado na razão entre o *custo por tonelada e a percentagem de desvio*. No esquema A o valor deste indicador é de 435\$/t e no esquema B é de 474\$/ton. O esquema A apresenta pois um valor mais favorável. Isto reflecte a eficiência de custo de um esquema de reciclagem no desvio dos resíduos do aterro, ou seja, é a medida chave do desempenho técnico de qualquer esquema de reciclagem.

Recentemente, também a EPA (EUA), à semelhança da ERRA, para resolver algumas das dificuldades metodológicas verificadas ao longo dos últimos anos, publicou um guia para os responsáveis locais e nacionais propondo uma metodologia normalizada para o cálculo das taxas de reciclagem (Pillsbury, 1998).

Um outro conjunto de indicadores muito importantes são os relativos à *avaliação da qualidade do serviço*, percebida pelos seus utentes.

O sector dos resíduos, apesar de ser um serviço público, nunca contou nas suas metodologias de avaliação, ou raramente contou, à semelhança de outros serviços, com medidas avaliativas sobre a satisfação do consumidor/utente dos serviços.

Tal como Lobato Faria e Alegre (1996) propõem para os serviços de abastecimento de água, também para os resíduos se deveria introduzir uma metodologia de avaliação da satisfação do consumidor que incluísse os "impulsos fisiológicos percebidos pelos sentidos dos utentes (visão, cheiro, ruído), assim como os aspectos psicossociais apreendidos pelas suas mentes nas condições sociais e económicas dominantes".

A segurança do desempenho, a aceitabilidade, a justiça e transparência do preço, a disponibilidade do serviço, a correspondência entre a realidade e as suas expectativas, constituem indicadores aos quais os consumidores directos são sensíveis. Os consumidores indirectos podem reagir a outras condições, tais como resultados ambientais negativos, consequências de acidentes nas operações de tratamento, esgotamento dos aterros, perda de valor das propriedades, percepção de riscos para a saúde. A satisfação dos consumidores proactivos é revelada através de outras características como, por exemplo, avaliação das políticas, capacidade dos recursos humanos, qualificação profissional, relações públicas, suficiência e adequação dos recursos financeiros (Lobato Faria e Alegre, 1996).

## 2.1.4. RECICLAGEM DO VIDRO

Devido às suas propriedades físicas e químicas, o vidro constitui o paradigma da embalagem perfeita. É transparente, é um efectivo isolante eléctrico, oferece grande resistência ao ataque químico, contém o *vacuum*, é impermeável à maior parte dos gases e líquidos e pode ser moldado nas mais diversas formas e dimensões.

A sua descoberta é incerta. Supõe-se que tenham sido os Egípcios a inventá-lo entre os anos 5000-4000 A.C., utilizando-o em peças de joalheria, frascos de perfume, taças e olhos de vidro para as estátuas. O vidro de janelas têm sido mencionado por volta do ano 290 D.C., mas só se tornou comum por volta do século XVI. As embalagens de vidro começaram-se a usar habitualmente no Renascimento Italiano. Antes de 1900 o fabrico do vidro era uma arte, as formulas eram secretas e os processos baseavam-se na experiência passada de geração para geração. No início do século XIX cientistas ingleses aperfeiçoaram a tecnologia do fabrico do vidro por insuflação, patenteada em 1902 nos EUA. A partir dessa altura foram feitos grandes melhoramentos no fabrico de novos produtos e na automatização da produção de embalagens (Diaz *et al.*, 1993; Val, 1991).

Os principais constituintes do vidro são a areia (elemento vitrificante), carbonato de cálcio (elemento estabilizante que lhe permite alcançar grande resistência aos agentes atmosféricos) e carbonato de sódio (fundente que favorece a fusão). O processo requer ainda outros aditivos químicos como óxidos e sais metálicos (estabilizantes e corantes). Utilizam-se cerca de 1 240kg de matérias primas para o fabrico de uma tonelada de vidro (700kg de sílica, 280kg de carbonato de cálcio, 230kg de carbonato de sódio e 30kg de aditivos). As matérias primas são misturadas e introduzidas nos fornos a temperaturas da ordem dos 1 500 °C (ANRED, 1984).

O vidro partido (*casco*), sempre foi adicionado à mistura do leito de fusão, uma técnica que já se fazia nos tempos antigos por forma a assegurar uma melhor repartição do calor na mistura e baixar a temperatura do forno.

A fabricação do vidro tem sido tradicionalmente um processo integrado, na mesma industria misturam-se os ingredientes, matérias virgens e *casco*, e produz-se um produto final. O principal mercado para o vidro é o vidro de embalagem<sup>7</sup>. O vidro utilizado para a fabricação de lâmpadas, copos e pratos de vidro, pyrex, espelhos e vidraça, tem uma composição diferente da do vidro de embalagem, e por isso, são considerados contaminantes para a industria de vidro de embalagem (Diaz *et al.*, 1993). E por estas razões que são normalmente excluídos das recolhas selectivas.

A fileira de recuperação do vidro velho pode realizar-se por três vias (Jacobsson, 1996):

- reutilização de embalagens de vidro pelo sistema de depósito/consignação;
- reutilização de embalagens de vidro inteiras recuperadas dos circuitos de recolha selectiva ou de postos de recepção e compra de garrafas usadas;
- reciclagem do vidro velho presente nos resíduos, oriundo das recolhas selectivas dos resíduos urbanos, da produção das próprias industrias vidreiras (quebras de linha ou peças defeituosas, reciclagem interna) e das industrias embaladoras (embalagens com retorno chegaram ao fim da sua vida útil).

Na Tabela 2.2 apresenta-se o consumo de energia e matérias primas segundo o processo de recuperação e fabricação do vidro. Como se pode observar pelos dados apresentados na referida tabela, a reutilização das garrafas retornáveis normalizadas, recolhidas pelos distribuidores das respectivas marcas, é o processo mais vantajoso em termos ambientais e económicos. A duração das garrafas com retorno é muito grande, as roturas e substituições são da ordem de 1 a 2% e o número de rotações pode atingir as 80-90 vezes (Val, 1991).

No sector de maiores consumos, o dos vinhos, chegou-se a criar uma garrafa internacional, a conhecida garrafa retornável de 6 estrelas, para vinhos comuns de mesa, de capacidade nominal de 1 litro, que foi massivamente utilizada em países muito produtores e consumidores de vinho como Espanha, Portugal e França. Estas garrafas podiam ser engarrafadas com vinhos de diferentes marcas. Com o advento da era do consumismo e do marketing através da embalagem esta filosofia foi abandonada. Nos anos 70 e 80, realizaram-se campanhas intensivas em muitos periódicos e

<sup>7</sup> Por vidro de embalagem entende-se exclusivamente os seguintes produtos: garrafas, garrafões, frascos, boiões, ampôlas.

anúncios comerciais para a introdução das garrafas sem retorno, convencendo o consumidor que era muito mais prático deitar a garrafa para o caixote do lixo.

Tabela 2.2. Consumo de energia e matérias primas segundo o processo de recuperação e fabricação do vidro

Processo	Consumo de energia TEP/t de vidro	Consumo de matérias primas
<b>Garrafa fabricada com matérias primas virgens</b>		1.24 t; sílica (70%); carbonato sódico (18%) carbonato de cálcio (10%) outros (2%)
Extracção e elaboração das matérias primas	0.083	
Fusão, fabricação e transporte das embalagens	0.218	
Total	0.301	
<b>Garrafa retornável</b>		garrafas usadas. água e detergentes
Transporte para a engarrafadora	0.002	
Lavagem	0.005	
Total	0.007	
Economia líquida	0.294	
<b>Garrafa recuperada não retornável</b>		garrafas recuperadas. água e detergentes
Recolha, selecção, lavagem e pelatização	0.010	
Transporte para o embalador	0.002	
Total	0.012	
Economia líquida	0.289	
<b>Garrafa reciclada</b>		1 tonelada de casco por cada tonelada de vidro novo
Transporte do vidro recolhido	0.002	
Tratamento (limpeza e fragmentação)	0.004	
Fusão, produção e transporte	0.215	
Total	0.221	
Economia líquida	0.080	

Fontes: ANRED (1984); Val (1991)

Em França, na sequência dos evidências sobre as poupanças em matérias primas, energia e contaminantes, começou-se a investir na recuperação de garrafas inteiras recolhidas dos vidrões. A *Ecobouteilles*, que pretendia recolher garrafas inteiras em Bordéus e Paris, realizou para o efeito um estudo sobre vários tipos de vidrões. Desse estudo concluiu que com o tipo de vidrões existentes (igloo) conseguia-se recuperar 40% de garrafas inteiras e que essa percentagem podia elevar-se para 80% escolhendo o modelo poliédrico SMAF de 1.5 m<sup>3</sup> (Val, 1991).

A implementação dum sistema de recolha selectiva com o objectivo de recolher garrafas inteiras dos vidrões iniciou-se em 1976, em Bordéus, Em 1983 recuperavam-se por esta via 30% das garrafas que eram vendidas aos engarrafadores e as restantes 70% iam para as indústrias vidreiras para serem recicladas. Em 1985 a autarquia alegando falta de rentabilidade económica, e em vez de reorganizar o sistema para diminuir e evitar as perdas, acabou com este sistema, esquecendo os objectivos de poupanças energéticas e de matérias primas. Fez um contrato com as indústrias vidreiras e as garrafas passaram a ser todas enviadas para reciclagem (Val, 1991).

Em 1980 o município de Paris, também entusiasmado pelas vantagens da reutilização de embalagens inteiras, efectuou um estudo sobre 20 modelos de contentores para encontrar o que menos roturas provocava nas garrafas. Novamente foi seleccionando o modelo poliédrico, de 1.5 m<sup>3</sup> e 2m<sup>3</sup>, por apresentar um índice de rotura de 10-15%. As operações de descarga dos contentores para os camiões e destes para os grandes contentores, que funcionavam como estações de transferência, até à empresa de lavagem, realizavam-se mediante processos que evitavam o mínimo de rotura das garrafas. Em todo o processo (recolha, transporte e lavagem) as roturas alcançavam os 20%. Esta via para a recuperação das garrafas inteiras também foi abandonada (Val, 1991).

Actualmente a forma mais comum de recuperação do vidro de embalagem é a sua reciclagem. O princípio é relativamente simples. O vidro velho é fragmentado, limpo de contaminantes e introduzido no forno com os constituintes tradicionais. A percentagem de vidro velho é variável, depende do tipo de garrafas que se está a produzir no momento, nalguns casos pode atingir os 100%. Por um processo automático, as gotas vítricas da mistura em fusão são conduzidas à base do forno e distribuídas para os moldes, as gotas são insufladas de ar e as embalagens adquirem a forma definitiva (ANRED, 1984).

Para a indústria vidreira a introdução do casco nos fornos oferece muitas vantagens. O casco liquefaz-se a temperaturas mais baixas que as matérias primas, o que resulta numa poupança de energia, aumento da vida útil do forno e uma produção mais rápida. Isto reflecte-se nos preços

relativamente altos e estáveis oferecidos para o vidro velho (em Portugal as Câmaras vendem o vidro velho a  $\pm 4\ 750\$/\text{ton}$ , preços de 1995).

As poupanças resultantes da utilização de casco para a produção de vidro representam também consideráveis benefícios ambientais (tabela B.3).

Tabela 2.3. Benefícios ambientais resultantes da reciclagem do vidro

Benefícios	Redução (%)
<i>Consumo energético</i>	4-32
<i>Poluição do ar</i>	20
<i>Resíduos da indústria extractiva</i>	80
<i>Consumo de água</i>	50
<i>Poupança de matérias primas</i>	120

Fontes: Rhyner et al. (1995); Val (1991); Salles da Fonseca (1993)

Uma das grandes vantagens do vidro, relativamente às outras embalagens, é que ele oferece as condições óptimas para a sua reciclagem. O que se deve à sua homogeneidade (as embalagens são monomateriais), estabilidade química, estabilidade no design, facilidade no despejo do seu conteúdo (menos contaminantes), facilidade na identificação (não necessita de um símbolo como os metais ou plásticos) e beneficia na maior parte das situações de um sistema independente de recolha selectiva.

Apesar destas vantagens há algumas limitações quanto ao tipo e quantidades de contaminantes presentes. Dentro do grupo de contaminantes não residuais os mais frequentes são os vedantes (cápsulas e rolhas), rótulos, cerâmica, cristal e outros tipos de vidro. Materiais como pedras, cerâmicas, pyrex e outros materiais refractários, têm temperaturas de fusão muito superiores à do vidro de embalagem e formam incrustações sólidas no produto final. Outros materiais de vidro não desejados são os vidros laminados dos carros, que contém uma película de plástico.

Um outro contaminante muito prejudicial para a indústria vidreira é o chumbo, pois este metal, ao fundir, danifica gravemente os fornos a ponto de os destruir. Sob pressão dos industriais de reciclagem do vidro a partir de 1 de Janeiro de 1993 o chumbo passou a ser proibido como matéria prima das gargalhas e cápsulas das embalagens de vidro (Regulamento CEE 2356/91 e 2357/91, ambos de 19 de Julho).

Se o vidro velho se destinar a fazer embalagens de uma cor específica a presença de vidro de outras cores é considerada também um contaminante. Por este motivo a separação na fonte do vidro em três cores (âmbar, branco e verde) é uma prática comum em muitos países, principalmente nos que têm produções mais significativas de vidro branco e âmbar do que verde.

Há alguma tolerância na separação por cores, mas de uma forma geral os limites tolerados pela indústria são os seguintes: vidro branco só 5% do total pode ser de outras cores; vidro âmbar é tolerada a presença de 10%; vidro verde 20% ou um pouco mais (CalRecovery e PEER Consultants, 1993).

Existem já tecnologias sofisticadas para produzir um casco de alta qualidade, com sistemas ópticos de separação do vidro por cores, detectores de cerâmica e moinhos finos para a fragmentação. No entanto a sua eficiência e custos ainda não são os ideais.

Em 1995 no âmbito da Directiva Europeia sobre Embalagens e Resíduos de Embalagens (Directiva 94/62/CE) a FEVE<sup>8</sup> realizou um estudo sobre o impacto de metais pesados presentes nas embalagens de vidro no ambiente e no contacto com os produtos alimentares. No que diz respeito à migração dos metais pesados analisados (Pb, Hg, Cr e Cd) para os simulantes alimentares, todos os valores foram inferiores a  $10\mu\text{g}/\text{l}$ , o que está bastante abaixo dos limites impostos pela UE para as águas de beber. Em relação aos ensaios de lixiviação em fase aquosa os valores relativos acumulados dos 4 metais pesados, efectuado a partir dos limites de detecção, não passavam de 0.1 ppm, comparado com o valor de 500 ppm admissível nas mesmas condições para os *mâchefers* valorizáveis (circular francesa do Ministério do Ambiente 94.IX.1 de 09/07/1994). Há temperatura habitual de uma instalação de incineração de RU ( $\pm 900^\circ\text{C}$ ) as quantidades de chumbo emitidas são muito fracas ( $< 0.1\ \text{mg}/\text{kg}\ \text{vidro}/\text{hora}$ ). Os resultados do estudo confirmaram que o vidro não apresentava perigo para a saúde e para o ambiente quando depositado em aterro ou incineração (Delhospital e Mosse, 1995).

<sup>8</sup> Federação Europeia de Vidro de Embalagem

O vidro velho presente nos RU pode ser recuperado a partir duma recolha indiferenciada<sup>9</sup> (recolha no destino, normalmente estações de compostagem) ou por um sistema de recolha selectiva porta-a-porta, por transporte ou uma mistura de ambos.

A recolha do vidro exclusivamente pelo sistema porta-a-porta é rara, sendo o mais comum o sistema por transporte, em ecopontos ou ecocentros, ou uma mistura de sistemas, porta-a-porta para zonas de moradias e por transporte para zonas de prédios.

Os indicadores de desempenho dos vários processos de recolha selectiva do vidro variam muito de cidade para cidade e de sistema para sistema. As taxas de desvio do vidro podem variar entre 2 a 100%. De uma forma geral, quando se compara estas taxas de desvio com as obtidas para outros materiais, verifica-se que o vidro é o que apresenta, na maior parte das situações, os melhores resultados (D'Enghien *et al.*, 1994). Não se conhece nenhum estudo que tenha dado alguma justificação para este facto. Numa base puramente especulativa podem-se apontar como eventuais razões as seguintes: em muitos países é o material recolhido selectivamente há mais tempo; as garrafas de vidro ocupam muito espaço no caixote do lixo pelo que colocá-las à parte é mais prático; são facilmente identificáveis não suscitando confusão como outros materiais recicláveis; apesar de usadas continuam a ser percebidas pela maioria das pessoas como um produto nobre que têm pena de deitar fora; a sua reciclagem é muito fácil e vantajosa para a indústria vidreira pelo que tem sido em muitos casos a própria indústria a interessar-se e incentivar a sua recolha selectiva.

O sistema de recolha selectiva que os industriais europeus de vidro de embalagem preferem é o sistema de bancos de deposição, os conhecidos vidrões, porque o casco não fica tão contaminado com outros materiais, é o sistema mais flexível, mais económico e já tem tradição junto ao público. Estes argumentos foram utilizados pela AIVE (Associação dos Industriais de Vidro de Embalagem)<sup>10</sup> quando se opôs à integração do vidro nos sistemas de recolha multimaterial de embalagens a implementar em Portugal, posição também adoptada pela FEVE, num documento a favor do sistema dos vidrões (Salles da Fonseca, 1996). Na Europa este tipo de recolha iniciou-se há cerca de 25 anos e tem tido um grande sucesso (FEVE, 1996).

O vidro velho representa cerca de 4.9% do total dos RU (média nacional, segundo o PERSU), tendo sido um dos primeiros materiais a ser objecto de recolha selectiva em Portugal (iniciou-se em 1983). Estima-se que cerca de 98% do vidro presente nos RU seja vidro de embalagem (garrafas, frascos) o restante é vidro de lâmpadas, vidraças e louça. Como foi anteriormente referido é o vidro de embalagem que a indústria nacional recicla.

Segundo os dados da AIVE em 1996 seriam 216 os concelhos do Continente (79%) que dispunham de vidrões. No total existiriam 8 717 vidrões o que representa uma capitação de 1005 habitantes/vidrão (Gomes, 1997).

Em relação ao total de RU produzidos em 1995, a taxa de recolha selectiva do vidro foi de 2.7%. tendo sido a fileira a registar a maior taxa (Lobato Faria *et al.*, 1997).

A taxa de reciclagem do vidro, calculada através da quantidade de vidro recolhido para reciclagem sobre o consumo nacional foi, em 1995, de 42%. Na Tabela 2.4 apresenta-se a evolução das quantidades de vidro recolhido para reciclagem entre 1988 e 1995 e as respectivas taxas de reciclagem. A taxa de reciclagem apresentada é calculada envolvendo o casco de origem industrial e doméstico. A taxa de reciclagem relativa apenas ao vidro presente nos RU (casco doméstico) é de cerca de 28%.

De acordo com informações fornecidas pela AIVE o aumento que se verificou no casco doméstico em 1995 deveu-se à alteração de critério nas estatísticas a partir de Janeiro de 1995. A AIVE passou

<sup>9</sup> Esta situação passava-se por exemplo na Estação de Compostagem de Setúbal em 1996. A recuperação de embalagens de vidro nas operações de triagem da estação permitiram aumentar a taxa de recolha selectiva tradicional de 21% para 50% (Lobato Faria *et al.*, 1997).

<sup>10</sup> A AIVE (Associação dos Industriais de Vidro de Embalagem), congrega a totalidade das empresas portuguesas fabricantes de vidro de embalagem que são: Barbosa & Almeida, Avintes, Vila Nova de Gaia; Companhia Industrial Vidreira, Marinha Grande; Ricardo Gallo, Vidro de Embalagem, Marinha Grande; Santos Barosa, Vidros, Marinha Grande; Sotancro-Embalagem de Vidro, Venda Nova, Amadora; Vidreira do Mondego, Fontela, Figueira da Foz. As acções especialmente consignadas à AIVE compreendem, entre outros, a promoção e coordenação da reciclagem do vidro e a compilação das estatísticas sectoriais. É membro da FEVE (Federação Europeia de Vidro de Embalagem).

a adoptar as definições de casco doméstico e casco industrial utilizadas pela FEVE, segundo a qual casco doméstico é todo o casco oriundo do consumidor (vidrões) e casco industrial o exclusivamente oriundo de clientes (indústria).

Tabela 2.4. Caracterização do sector de vidro de embalagem

	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Consumo Nacional (t)	230	136	173	172	197	242	218	216
	479	559	630	112	884	742	379	307
Total vidro recolhido para reciclagem	31 720	34 048	46 463	50 368	62 036	70 562	70 847	90 952
- Casco doméstico	7 426	7 628	10 934	10 619	13 215	21 977	16 953	59 562
- Casco industrial	24 294	26 420	35 529	39 749	48 821	48 585	53 894	31 390
Taxa Reciclagem (%) (casco total / consumo vidro novo)	13.8	24.9	26.8	29.3	31.3	29.2	32.4	42.0

Fontes: AIVE (1993 a; 1993b.;1996); Gomes (1997)

A evolução da reciclagem do vidro tem ultrapassado as expectativas da própria indústria. Em 1993, Salles da Fonseca (1993), num artigo publicado na revista REVIPAK, estimava, com base nos dados disponíveis em Outubro desse ano, que a reciclagem do vidro (casco doméstico) poderia atingir as 15 000 toneladas o que, como se pode verificar na tabela, foi largamente suplantado.

Apesar do sistema vidrão estar espalhado por quase todos os Concelhos e a taxa de recolha selectiva deste material ser a maior a nível nacional, quando se comparam os valores nacionais com os dos restantes países europeus os resultados já não são tão positivos. A título comparativo salienta-se que a média europeia, para a taxa de reciclagem de vidro foi, em 1991, de 45%, valor que só se atingiu agora em Portugal.

Como se pode observar pelos valores apresentados na Tabela 2.5, relativos à taxa de reciclagem de vários países europeus em 1994, em cinco países atingiram-se taxas de reciclagem superiores a 70% e dos 17 países europeus considerados Portugal situava-se na 13ª posição.

Os indicadores apresentados na tabela revelam que o sistema implementado em Portugal é muito pouco produtivo. Apesar do número de habitantes por ponto de recolha ser elevado, com a capacidade instalada de vidrões poder-se-iam obter melhores produtividades, como demonstram os resultados obtidos pela Inglaterra e Suécia. No entanto, é objectivo da AIVE atingir o valor de 800 habitantes/vidrão e alcançar a taxa de 70% de reciclagem até final de 1999 (Gomes, 1997).

A maior parte das Câmaras estabelecem contratos com a AIVE para a entrega (venda) do vidro recolhido e seu envio para as indústrias recicladoras, alguns incluem também o fornecimento de vidrões por parte da AIVE os quais são amortizados posteriormente com a entrega do casco. Como já se referiu a recolha selectiva do vidro por vidrões iniciou-se em Portugal em 1983, tendo sido Oeiras a Câmara pioneira. Na Tabela 2.6, apresenta-se a evolução do número de contratos estabelecidos entre a AIVE e as Câmaras nos primeiros dez anos de funcionamento do sistema. Como se pode observar a evolução foi muito esparsa ao longo dos anos verificando-se dois picos, um em 1987-88 e outro, mais ténue, em 1993. Estes picos poder-se-ão dever à influência de dois acontecimentos internacionais, o Ano Europeu do Ambiente (1988) e a ECO'92, os quais poderão ter tido um grande impacte na sensibilização ambiental da opinião pública e dos próprios autarcas.

Os baixos resultados apresentados por Portugal, comparativamente aos restantes países europeus, dizem respeito não só há pequena rede de vidrões que cobre o país, mas também à má gestão do sistema de recolha. Na maior parte das autarquias os circuitos não são optimizados, os contentores não estão devidamente localizados e distribuídos na malha urbana, a qualidade do casco é má (contaminação resultante não só do consumidor mas também, e principalmente, contaminação resultante das más condições de armazenamento efectuadas pelas autarquias), a eficiência e economia dos processos de remoção de impurezas do casco são baixas e não há uma suficiente promoção dos sistemas implementados junto ao público. Seria oportuno avaliar a viabilidade económica da construção de uma estação nacional de triagem para o vidro, como a que existe em Espanha, por forma a ser possível a obtenção de um casco de melhor qualidade e mais aceite pelas indústrias.



Tabela 2.5. Taxa de reciclagem de vidro nalguns países da Europa em 1994

	Toneladas recolhidas (*10 <sup>3</sup> )	Pontos de recolha (nº)	Habitantes por ponto de recolha	kg de vidro recolhido per capita	kg de vidro recolhido por ponto de recolha	taxa de reciclagem (%)
Austria*	203	38 900	204	25.5	5 218	76
Bélgica	235					67
Dinamarca	108					67
Finlândia	28					50
França*	1 300	60 000	964	15.6	15 000	48
Alemanha	2 763	108 000	754	29.4	22 168	75
Grécia	37					29
Irlanda	28					31
Itália*	890	73 000	784	8.9	6 986	54
Holanda*	367	17 500	879	21.1	18 571	77
Noruega	36					72
Portugal*	71	5 216	1 848	1.8	3 250	32
Espanha	371	28 778	1 398	3.4	4 724	31
Suíça*	242	4 500	1 564	30.5	47 778	84
Suécia	95	4 500	1 951	8.1	15 779	56
Turquia	54					22
Inglaterra	492	17 651	3 308	6.6	21 925	28

\* pontos de recolha estimados. Fontes: Warmer (1996); FEVE (1996)

Tabela 2.6. Evolução do número de contratos estabelecidos entre a AIVE e as Autarquias

Ano	Nº de contratos	Câmaras pioneiras
1983	1	Oeiras
1984	4	Peniche, Coimbra, Setúbal, Marinha Grande
1985	9	Porto, Faro, Loures, Maia, Tomar, Seixal, Sintra, V.Nova Gaia, Aveiro
1986	12	
1987	40	Nota: início da recolha em Lisboa
1988	17	
1989	9	
1990	6	
1991	8	
1992	6	
1993	14	
Total	126	Número total de vidrões: 4115

Fonte: (AIVE, 1994)

As campanhas de informação do público para reforço da recolha de casco têm tido investimentos muito diferentes nos outros países. Por exemplo, na Suécia todas as famílias receberam um sobrescrito contendo informação específica sobre o modo de colaborar na recolha de materiais para reciclagem (vidro, latas, cartão composto e plásticos). Na Holanda publicita-se três vezes ao ano, em grandes cartazes (outdoors), a necessidade de reforçar a reciclagem que no ano 2000 se pretende alcance os 90%. Em Portugal, a maior parte das campanhas têm sido realizadas localmente, de acordo com a sensibilidade e disponibilidades financeiras de cada uma das Câmaras. Neste aspecto salienta-se o papel exemplar de algumas Câmaras, nomeadamente as da Maia, Oeiras, Lisboa, Almada, Seixal, Loures, entre outras, as quais têm desenvolvido grandes campanhas de sensibilização e educação junto às camadas mais jovens da população.

Face às dificuldades da situação actual relativa à recolha selectiva do vidro, o sistema mais antigo e conhecido da população, como se conseguirá atingir a meta política de 15% de reciclagem material dos RU no ano 2000 (daqui a 2 anos) e a meta europeia dum mínimo de 25% de reciclagem dos resíduos de embalagem até ao ano 2005?

As respostas não são fáceis, exigirão o envolvimento de muitos agentes e várias estratégias concertadas. Com a entrada em funcionamento do Sistema Ponto Verde as estimativas poderão ser mais animadoras mas este sistema, só por si, não será suficiente para alterar as actuais taxas de participação dos cidadãos portugueses. Informar, educar e promover as necessárias mudanças de comportamento são tarefas urgentes. Por essa razão não há tempo para experiências peregrinas e

inovadoras, nem nos podemos dar ao luxo de desperdiçar recursos humanos e financeiros importando soluções de outras realidades.

A forma mais eficiente de iniciar tal tarefa é partir de uma base sólida sobre o conhecimento do nível de informação, consciência ambiental, atitudes e comportamentos da população face aos resíduos e à reciclagem. Só com base nesse conhecimento os técnicos poderão delinear as melhores estratégias, operacionais e sócio-pedagógicas, para atingir as metas propostas para a reciclagem.

## 2.2. FACTORES DETERMINANTES PARA OS COMPORTAMENTOS DE RECICLAGEM

As investigações que examinam os comportamentos ambientais (e.g. utilização racional da energia, conservação dos recursos hídricos, utilização de transportes públicos, redução do lixo nas vias públicas, reciclagem), podem ser divididas em dois grandes grupos, de acordo com os seus objectivos e métodos.

Uma linha de investigação têm-se focalizado na medição de variáveis predictoras (e.g. demográficas, personalidade, situacionais) dos comportamentos ambientais, procurando relacionar estas variáveis com esses comportamentos. Estes estudos tipicamente procuram descobrir que características pessoais distinguem, por exemplo, recicladores de não recicladores e qual a influência de determinados contextos sociais nos comportamentos desses indivíduos (e.g. Gamba e Oskamp, 1984; Lansana, 1992; Oskamp *et al.*, 1991; Vining e Ebreo, 1990; Lindsay e Strathman, 1997). No ponto 2.2.1 deste capítulo apresenta-se uma revisão da literatura sobre as investigações realizadas neste domínio, subdividindo-as em variáveis de personalidade, variáveis sócio-demográficas e variáveis psicossociais determinantes para os comportamentos de reciclagem.

Uma segunda linha de pesquisa procura avaliar o efeito de vários tipos de intervenções sobre as determinantes dos comportamentos ou sobre os comportamentos ambientais. A maioria das técnicas utilizadas para a promoção destes comportamentos baseiam-se nos princípios teóricos da mudança de atitudes e nas relações entre atitudes e comportamentos.

Geller *et al.* (1982) realizaram uma exaustiva pesquisa bibliográfica sobre todos os artigos e comunicações publicadas entre 1970 e 1980, relativas às estratégias de intervenção para a promoção de comportamentos ambientais, identificando cerca de 24 diferentes estratégias de intervenção nos 46 artigos consultados. Posteriormente, Dwyer *et al.* (1993) actualizaram essa pesquisa para o período de 1880 a 1990, identificando 24 diferentes estratégias de intervenção nos 54 estudos publicados nesse período.

Sendo as variáveis responsáveis pela mudança de atitudes e comportamentos relativamente numerosas e distintas de situação para situação e de indivíduo para indivíduo, é natural que as técnicas utilizadas para promover os comportamentos ambientais sejam também numerosas e diversificadas.

Vários autores, nomeadamente Cook e Berrenberg (1981), Katzev e Johnson (1987), Geller (1989), Geller *et al.* (1990), Dwyer *et al.* (1993) e De Young (1993), procuraram ordenar e categorizar as diferentes técnicas utilizadas nas duas últimas décadas pelos cientistas comportamentais para a promoção dos comportamentos ambientais. A organização de uma taxonomia para as estratégias de intervenção visava resolver os seguintes problemas identificados pelos autores citados:

- tornar possível a comparação dos resultados obtidos pelas diferentes técnicas;
- resolver ou minimizar alguns problemas metodológicos, nomeadamente o design experimental, que muitas vezes confundem as intervenções, a identificação das variáveis independentes e o tratamento dos resultados;
- identificar as áreas de intervenção menos exploradas;
- desenvolver modelos atitudinais com base no sucesso ou insucesso das técnicas utilizadas.

Cook e Berrenberg (1981) agruparam as técnicas de intervenção para a mudança de comportamentos ambientais em sete categorias principais: 1) comunicação persuasiva; 2) evocação à consistência entre atitudes e comportamentos; 3) incentivos/desincentivos materiais; 4) incentivos/desincentivos sociais; 5) modelação do comportamento; 6) facilitadores da implementação da mudança de comportamentos; 7) informação sobre a eficiência da mudança.

Para Katzev e Johnson (1987), o protótipo taxonómico proposto para as técnicas de intervenção comportamental em ambiente dever-se-á basear na seguinte classificação: 1) intervenções antecedentes (e.g. informação, avisos, persuasão); 2) intervenções consequentes (e.g. *feedback*, incentivos e desincentivos); 3) influência social (e.g. grupos, modelação e comprometimento).

Geller *et al.* (1990) propuseram uma variante à estrutura organizacional de Katzev e Johnson. Para os autores as estratégias de intervenção agrupam-se em três principais grupos: 1) estratégias de comunicação/informação (ensino, discussão/consensos, modelação e demonstração, compromissos); 2) estratégias activadoras antecedentes, individuais ou de grupo, (comunicações escritas e orais, fixação de metas, competição, incentivos, desincentivos); 3) estratégias consequentes, individuais ou de grupo (*feedback* da informação, recompensas e penalizações).

Mais recentemente Dwyer *et al.* (1993) sugeriram uma modificação à organização taxonómica proposta por Geller *et al.* (1990), simplificando a categorização das intervenções em condições: (1) antecedentes individuais (passivas e activas) ou de grupo (passivas ou activas) e (2) consequentes, individuais ou de grupos.

Por seu turno, De Young (1993) subdividiu as técnicas de intervenção em três principais categorias: 1) técnicas de informação; 2) técnicas motivacionais positivas; 3) técnicas coercivas. Para o autor estas três técnicas diferem entre si em relação à fonte de inicialização da mudança e ao grau com que os indivíduos são envolvidos como participantes activos no desempenho do seu comportamento mutante. É aconselhável uma distinção entre a informação e as motivações fornecidas/ganhas pelo ambiente e/ou pelos outros (externamente), que de uma forma geral são experimentadas como sendo tangíveis e de natureza concreta, daquelas que são adquiridas pelos próprios indivíduos como resultado da sua experiência directa, sendo geralmente consideradas pelos próprios como menos quantificáveis e de natureza intangível. A principal diferença entre a abordagem de De Young e a dos restantes autores é a inclusão das estratégias de intervenção baseadas nas motivações coercivas internas. Na Tabela 2.7 apresenta-se a tipologia das técnicas de mudança comportamental proposta por De Young (1993).

Tabela 2.7. Tipologia das técnicas de mudança comportamental proposta por De Young (1993)

Fonte da mudança	Técnicas de mudança comportamental		
	Informação	Motivação positiva	Motivação coerciva
Extrínseca (tangível)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- conhecimento declarativo</li> <li>- conhecimento processual</li> <li>- apelos persuasivos</li> <li>- <i>feedback</i></li> <li>- modelação</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- incentivos materiais</li> <li>- suporte social</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- desincentivos materiais</li> <li>- pressão social</li> <li>- obrigações legais</li> </ul>
Intrínseca (intangível)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- experiência directa</li> <li>- conhecimentos pessoais</li> <li>- auto-monitorização</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- comprometimento</li> <li>- satisfação intrínseca</li> <li>- sentido de competência</li> <li>- sentido de confiança</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- sentido de obrigação</li> <li>- sentimento de culpa</li> </ul>

Nenhuma das cinco classificações apresentadas incluem, de uma forma explícita, as estratégias operacionais específicas do domínio da engenharia e do design dos sistemas ambientais como, por exemplo para o caso da reciclagem, o tipo de sistema implementado, o número de separações a efectuar na fonte, o tipo e localização dos equipamentos, a frequência da recolha, a aparência e higiene dos equipamentos, entre outros.

Num artigo publicado por Geller (1989) o autor rectifica esta lacuna, propondo a divisão das estratégias de intervenção em: (1) antecedentes, nas quais incluiu (a) estratégias de engenharia e design, estratégias operacionais, (b) mensagens verbais e escritas, comunicação, (c) modelação e demonstração, (d) fixação de metas e processos de compromisso, (e) consciencialização e educação; (2) estratégias consequentes, onde se incluiu o *feedback* da informação, as recompensas e as penalizações.

No ponto 2.2.2 deste capítulo, organizaram-se as variáveis situacionais identificadas como determinantes para a mudança de comportamentos em dois grandes grupos, as antecedentes e as consequentes, de acordo com a estrutura organizativa simplificada proposta por Geller (1989) e por Dwyer *et al.* (1993).

Qualquer intervenção projectada para facilitar ou aumentar os comportamentos de reciclagem antes do desempenho do comportamento (e.g. deposição dos recicláveis, recolha) foi classificada como estratégia antecedente. Incluíram-se neste grupo as condições técnicas e operacionais dos sistemas e as técnicas promocionais dos programas de reciclagem. Apesar de não terem tido por parte dos autores anteriormente citados um lugar de destaque, deu-se especial atenção às características técnicas e operacionais dos programas de reciclagem, por se considerarem factores importantes para os comportamentos de reciclagem.

Todas as técnicas que visam a modificação do comportamento de reciclagem, apresentando uma consequência do comportamento, foram classificadas de estratégias consequentes, subdividindo-se em técnicas motivacionais positivas (e.g. recompensas materiais, *feedback* da informação, reconhecimento social, satisfação intrínseca) ou coercivas (penalizações, pressão social, insatisfação intrínseca).

Em relação às técnicas motivacionais positivas, o objectivo é tornar o comportamento mais apelativo, encorajar ou seduzir as pessoas para o modificarem, levá-las a ter atenção ao comportamento fazendo notar, de forma clara, que ganham qualquer coisa, tangível ou intangível, se agirem de uma determinada forma. Exemplos específicos deste tipo de intervenção são, por exemplo, a utilização de recompensas materiais (e.g. pagamento pelas embalagens de bebida, pagamento pelos materiais que se entrega para reciclagem, competições, sorteios, prémios), o *feedback* sobre o resultado dos comportamentos e as recompensas sociais (e.g. reconhecimento social, suporte social).

No grupo das técnicas motivacionais coercivas incluíram-se as penalizações (desincentivos materiais, multas) e os efeitos de pressão social.

Muitas técnicas externas utilizam informação, ou persuasão, para despontar alterações nas motivações internas dos indivíduos, como o auto-*feedback*, o sentimento de satisfação, o sentimento de competência, o sentido de obrigação, o sentimento de culpa, pelo que, ao contrário do proposto por De Young (1993), não se abordarão estes aspectos como formas autónomas de intervenção interna.

Na Tabela 2.8 apresenta-se a estrutura organizativa seguida na revisão da literatura para as variáveis situacionais determinantes dos comportamentos de reciclagem.

Tabela 2.8. Estrutura organizativa das variáveis situacionais determinantes para a modificação dos comportamentos de reciclagem

Fonte de mudança	Posição da técnica em relação ao momento da realização do comportamento	
	Antecedente	Consequente
Externa	<b>Técnicas/operacionais:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- políticas de gestão dos RSU</li> <li>- tipo de sistema de recolha selectiva</li> <li>- nº de separações a realizar na fonte</li> <li>- tipo e nº de recipientes</li> <li>- distância e localização recipientes</li> <li>- frequência e horário da recolha</li> </ul>	<b>Motivacionais positivas:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- recompensas materiais</li> <li>- feedback</li> <li>- reconhecimento social</li> </ul> <b>Motivacionais coercivas:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- punições e penalizações</li> <li>- coerção social</li> </ul>
	<b>Promoção dos programas:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- apelos</li> <li>- modelação e demonstração</li> <li>- líderes de bairro</li> <li>- fixação de objectivos e metas</li> <li>- educação ambiental</li> </ul>	
Interna	<ul style="list-style-type: none"> <li>- compromisso</li> <li>- modelação com experimentação</li> </ul>	

## **2.2.1 VARIÁVEIS PESSOAIS**

### **2.2.1.1. VARIÁVEIS DE PERSONALIDADE**

São raros os estudos que abordam a relação entre os construtos da personalidade e os comportamentos de reciclagem. Por esse motivo, não há uma ideia clara sobre a definição de uma “personalidade” de reciclagem (Schultz *et al.*, 1995).

Para Webster (1975) os recicladores caracterizam-se por serem consumidores socialmente mais conscienciosos, com um elevado nível de responsabilidade social, participam nos programas de reciclagem porque acreditam que têm um dever perante a sociedade e porque sentem que podem fazer a diferença. Webster verificou também que os recicladores eram mais tolerantes e comportamentalmente menos rígidos que os não recicladores.

O sentimento de responsabilidade social foi também apoiado por Simmons e Widmar (1990). Os autores referem contudo que a responsabilidade, só por si, não é suficiente para determinar os comportamentos de reciclagem. Só quando associada a um bom conhecimento acerca do funcionamento dos programas de reciclagem é que a responsabilidade social poderá ser um potencial determinante dos comportamentos de reciclagem.

As dimensões de personalidade, como o locus de controle interno-externo, podem também ser relevantes especialmente para as crenças pessoais acerca da responsabilidade para a acção.

Num outro estudo realizado por Israel (1991), sobre os recicladores e não recicladores de Borås (Suécia), a autora conclui que o grupo dos não recicladores apresenta como características comuns um extremo individualismo nas atitudes em relação a muitos assuntos sociais, como por exemplo a resistência às iniciativas da autarquia ou acções de solidariedade com outras pessoas.

Sentimento de responsabilidade social e individualismo parecem pois ser os traços de personalidade que distinguem recicladores de não recicladores, no entanto a escassez de estudos realizados neste âmbito não nos permitem generalizar estas conclusões.

### **2.2.1.2. VARIÁVEIS SÓCIO-DEMOGRÁFICAS**

#### **2.2.1.2.1. IDADE**

Os grupos etários mais jovens têm sido referidos, em muitos estudos, como os mais conscientes e preocupados em relação às questões ambientais, ou seja, os mais ambientalistas (Buttel e Flinn, 1976, 1978; Harry *et al.*, 1969; Grossman e Potter, 1977; Murdock e Schriener, 1977; Tognacci *et al.*, 1972; Van Liere e Dunlap, 1980; Cornwell, 1982; Mohai e Twhight, 1987; Schahn e Holzer, 1990).

Também na população portuguesa os activistas ambientalistas (caracterizados por já terem feito ou estarem dispostos a fazer acções que visem a protecção do ambiente, nomeadamente a reciclagem) incluem-se nas faixas etárias mais jovens (15 aos 23 anos), os não activistas mas “simpatizantes” pertencem maioritariamente aos grupos etários mais altos (acima dos 50 anos) e os “não ambientalistas” têm mais de 50 anos. De salvaguardar no entanto, que estes resultados reportados por Garcia (1998), e baseados num inquérito nacional realizado à população portuguesa em 1997, foram obtidos das respostas dadas à questão “já fizeram ou estão dispostos a realizar...”, o que não é exactamente idêntico ao “faz auto-relatado” e muito menos ao “faz observado”.

A presença de um número superior de jovens nos movimentos ambientalistas e a constatação de níveis superiores de preocupação para com o estado e qualidade do ambiente nas faixas etárias

mais jovens, tem sido justificado por alguns autores pelo facto dos jovens estarem menos integrados no sistema económico ou, de uma forma geral, na ordem social dominante. Uma vez que as soluções para os problemas do ambiente são muitas vezes encaradas como ameaças à ordem social estabelecida, requerendo mudanças substanciais nos valores tradicionais, hábitos e nas instituições existentes, é lógico esperar que os mais jovens apoiem mais facilmente as reformas ambientais e aceitem as ideologias ambientalistas mais rapidamente que os mais idosos (Van Liere e Dunlap, 1980).

O simples interesse pessoal pode também ajudar a explicar a relação entre a idade e as preocupações ambientais. Milbrath (1986), por exemplo, sugere que pelo facto dos esforços ambientais levarem algum tempo até terem efeito é natural que os mais novos, com mais anos de vida à sua frente, se empenhem mais e estejam mais preocupados em relação ao seu futuro do que os mais idosos. Por outro lado, a maior parte das acções ambientalistas requerem, ou estão muito relacionadas, com as actividades físicas e contacto com a natureza, sendo muito mais atractivas para os jovens.

Há ainda que considerar que nos últimos anos os tópicos ambientais têm sido muito focados nos currículos escolares e, portanto, as pessoas mais jovens terão tido maiores oportunidades de tomar conhecimento sobre esses assuntos.

Apesar das relações entre idade e *sensibilidade ecológica* serem estatisticamente significativas, Milbrath (1984) refere que as correlações apresentadas pelos diversos autores são normalmente muito fracas (coeficientes de correlação variando entre 0.20 a 0.30).

Se a relação entre idade e o ambiente em geral é mais ou menos consensual entre os vários autores, os resultados dos estudos sobre as relações entre idade e comportamentos específicos de reciclagem são ambíguos, quer em relação à existência quer em relação à direcção dessa relação.

Num estudo sobre reciclagem multimaterial porta-a-porta, Gamba e Oskamp (1994) referem uma correlação negativa (pequena mas significativa) entre a idade e o comportamento auto-relatado de reciclagem. Num outro estudo, também de reciclagem porta-a-porta, Oskamp *et al.* (1991) não encontraram relações entre a idade e o comportamento auto-relatado de reciclagem. Dois outros trabalhos, um realizado por Vining e Ebreo (1990) e outro por Lansana (1992), referem ambos uma relação positiva, indicando que os residentes mais idosos reciclam mais. Os mesmos resultados foram obtidos por McQuaid e Murdock (1996) num estudo que realizaram a uma amostra de residentes de Leeds (Inglaterra) servidos por um programa de reciclagem porta-a-porta.

Vining e Ebreo (1990), por exemplo, concluem dos inquéritos que realizaram aos indivíduos que tinham oportunidade de participar num programa de reciclagem voluntário por transporte em Illinois (EUA), que os recicladores eram um pouco mais idosos que os não recicladores (médias de idade de 42 anos *versus* 35 anos). Também Schahn e Holzer (1990), num estudo que realizaram em Heidelberg (Alemanha), verificaram que as pessoas mais idosas apresentaram maiores valores para o comportamento auto-relatados relacionados com as actividades ambientais realizadas em casa, nas quais se incluíam a conservação de energia, a reciclagem, o consumo "amigo do ambiente", entre outras.

As conclusões semelhantes chegaram Lake *et al.*, (1996), num estudo que realizaram em Hethersett (Inglaterra) sobre um programa de reciclagem porta-a-porta multimaterial, constatando que as famílias em que a idade média do chefe de família se situava pela meia idade (entre os 45 e os 64 anos), eram as mais recicladoras. Os autores sugerem que serão estas famílias que têm elementos do agregado familiar mais disponíveis, com mais tempo para se dedicar à actividade de reciclagem. No entanto, neste estudo Lake *et al.*, (1996) não identificaram o elemento da família que realizava a actividade de reciclagem, mas sim a idade média do chefe da família, pelo que os resultados não são muito conclusivos acerca da relação idade-comportamento de reciclagem.

A resposta dos diferentes grupos etários às campanhas de sensibilização para a reciclagem pode variar. Por exemplo, num estudo conduzido por Margai (1997), os recicladores mais activos, antes de qualquer intervenção, encontram-se no grupo dos 30-44 anos. Contudo, após a realização de intensas campanhas de promoção da reciclagem, a idade já não distinguia recicladores de não recicladores. Os recicladores activos distribuíam-se igualmente pelos vários grupos etários considerados (< 22 anos, 22-29 anos, 30-44 anos, 45 a 59 anos, > 60 anos). O efeito das campanhas de sensibilização obteve melhoramentos mais visíveis nos jovens do que nos segmentos mais idosos da população, o que resultou numa melhor repartição dos recicladores activos pelos diversos grupos

etários. Evidentemente, que neste estudo se pode colocar a questão se as campanhas realizadas seriam as mais adaptadas a cada uma das faixas etárias analisadas.

Os estudos referidos anteriormente baseiam-se em inquéritos realizados a amostras de populações residentes em cidades servidas por programas de reciclagem com características distintas. Pode-se colocar a hipótese que os factores contextuais relacionados com o tipo e funcionamento de um dado sistema de reciclagem poderão pesar de forma distinta nos diferentes grupos etários, nas suas decisões de reciclagem. Folz e Hazlett (1991) realizaram um inquérito nacional sobre os programas de reciclagem implementados nos EUA, dirigidos aos responsáveis pela gestão dos programas de reciclagem. De acordo com os valores referidos para a taxa de desvio dos RU resultante das recolhas selectivas e a idade média da população residente nas várias cidades americanas, chegaram à conclusão que nas comunidades onde a reciclagem era obrigatória a idade média dos residentes estava correlacionada negativamente e de uma forma significativa com a reciclagem (medida em termos de taxa de desvio), mas que nas comunidades onde a reciclagem era voluntária as duas variáveis estavam correlacionadas positivamente. Deduz-se pois deste estudo que as características dos programas implementados, neste caso particular o carácter obrigatório ou voluntário dos programas, poderão ter um efeito diferencial entre os diferentes grupos etários. A população mais idosa reagirá mais ao motivo lei, obrigação, do que a população mais jovem.

Dos estudos revistos parece que em termos de reciclagem serão os mais idosos e não os mais jovens a participar mais. No entanto, os resultados não se podem generalizar a todas as situações já que o efeito de outras variáveis, nomeadamente as de natureza situacional (estratégias de mudança de comportamentos, tipo de programas implementados), poderão ter efeitos diferenciados consoante as faixas etárias consideradas.

#### **2.2.1.2.2. SEXO**

Tal como a idade também o sexo dos indivíduos parece estar relacionado com a sensibilidade ecológica. Na maior parte dos estudos são referidos resultados que indicam correlações significativas ou moderadas entre o sexo e as preocupações ambientais, revelando que as mulheres tipicamente estão mais orientadas para as questões ambientais do que os homens (Buttel e Flinn, 1978; Harry *et al.*, 1969; Van Liere e Dunlap, 1980; Comwell, 1982; Schahn e Holzer, 1990; Van Liere e Dunlap, 1981; McStay e Dunlap, 1983; Stern *et al.*, 1987).

Outros estudos vão no sentido inverso, revelando que não existem relações significativas entre o sexo do indivíduo e os seus níveis de preocupação ambiental (Hines *et al.*, 1985, Arcury *et al.*, 1987). No inquérito realizado à opinião pública portuguesa em 1997, mencionado anteriormente, também não se verificaram diferenças entre mulheres e homens no que diz respeito às práticas ambientais (Garcia, 1998).

Numa revisão efectuada por Van Liere e Dunlap (1980), sobre os estudos realizados neste âmbito, os autores concluem que não existe concordância sobre a direcção da relação sexo-preocupação ambiental. Alguns autores argumentam que os homens, por serem politicamente mais activos, mais envolvidos nos assuntos da comunidade e terem níveis de educação superiores aos das mulheres, serão mais conscientes acerca dos problemas do ambiente. Outros, pelo contrário, argumentam que os homens, ao contrário das mulheres, estão mais preocupados com questões como o emprego e a economia e menos com a protecção e qualidade do ambiente.

Na discussão sobre as diferenças entre sexos, Schahn e Holzer (1990) referem a questão colocada por Amelang *et al.* (1977), sobre até que ponto os sujeitos reproduzem os preconceitos sociais comuns. Muitos autores apoiam a hipótese que são os diferentes processos de socialização entre rapazes e raparigas que conduzem às diferenças observadas (Milbrath, 1986; Arcury *et al.*, 1987). Na nossa sociedade as mulheres são socializadas para revelarem mais compaixão, serem mais maternais e protectoras, enquanto que dos homens se esperam atitudes mais agressivas e competitivas.

Não colocando de parte a hipótese da socialização, há que referir que muitos dos comportamentos ambientais mais relevantes têm lugar em casa (poupar energia, água, reciclar), e que os trabalhos domésticos são mais frequentemente realizados pelas mulheres do que pelos homens. Por este motivo, as mulheres têm muito mais experiência e estão mais familiarizadas no trabalho de casa do que os homens, são mais confrontadas com as questões de comportamentos ambientais

apropriados, tendo, por conseguinte, uma percepção mais realista desses comportamentos (Schahn e Holzer, 1990; Deaux, 1977; Chung e Poon (1994).

A inconsistência dos resultados apresentados pelos diferentes autores pode-se dever também a problemas metodológicos. Como salientam Schahn e Holzer (1990) as variações na direcção e magnitude das relações entre sexo e ambiente podem-se dever à forma como as medidas são operacionalizadas. Nuns casos mede-se o nível de consciência ou preocupação ambiental, noutros as atitudes, noutros os comportamentos auto-relatados e noutros ainda os comportamentos directos observáveis. Para além dos diversos estudos se basearem em medidas diferentes as escalas utilizadas também são distintas.

Chung e Poon (1994) compararam as atitudes e comportamentos em relação à redução e reciclagem dos RU de uma amostra de mulheres “donas de casa” com uma amostra representativa do público em geral da cidade de Hong Kong. Concluíram que as diferenças entre as mulheres e o público em geral diziam respeito a vários aspectos. Um relacionava-se com a percepção sobre a percentagem de resíduos que poderiam ser evitados pelas opções de consumo, as mulheres apresentaram para este indicador um valor inferior ao do público em geral. A explicação que os autores dão como mais plausível para estes resultados é que são as “donas de casa” que lidam directamente com a maior parte dos resíduos (comida, limpezas) que são menos facilmente evitáveis ou reduzidos do que outros resíduos domésticos, tendo portanto um nível de consciência mais válido sobre o que é possível e o que não é possível, comparativamente à amostra do público em geral.

Uma outra diferença entre os dois grupos analisados por Chung e Poon (1994) relacionou-se com a percepção sobre a adesão à reutilização e à reciclagem. As mulheres referiram aderir mais ao sistema de retorno/depósito, para todos os materiais, apoiando menos a separação na fonte que o público em geral. Um razão para o seu menor apoio à separação na fonte deve-se provavelmente ao facto de terem uma melhor apreciação da exigência da separação na fonte (tempo a separar os resíduos, encontrar um local temporário para os armazenar, transportá-los até ao ponto de deposição mais próximo) do que os restantes elementos da família. Estas evidências são cruciais uma vez que as “donas de casa” são usualmente as responsáveis pela deposição dos RU, ou seja, as suas atitudes são na prática mais decisivas para o sucesso dos programas de reutilização e reciclagem que as do público em geral.

Num outro estudo, realizado numa cidade da Alemanha por Schahn e Holzer (1990), os resultados revelaram que as mulheres apresentam valores mais elevados para as escalas de atitudes, mas menores para as medidas de auto-relato de comportamentos ambientais e níveis de conhecimento acerca dos problemas ambientais. Como referem os autores pelo facto das mulheres estarem mais envolvidas nas tarefas domésticas, são mais sensíveis ao facto de nem sempre ser possível actuar de acordo com as atitudes, têm por outro lado mais experiência sobre as facilidades ou dificuldades em se adoptar determinados comportamentos (por exemplo querer comprar um determinado produto “mais amigo do ambiente” e saber se existe ou não na loja onde se faz habitualmente as compras, querer reciclar e saber onde estão os contentores ou que tipo de materiais se podem lá colocar). Os homens que não são tão confrontados com estas realidades podem responder às questões comportamentais mais na base das suas intenções ou desejos comportamentais, o que originará uma maior correlação entre as atitudes e os comportamentos quando estes são medidos por auto-relato.

Quando os comportamentos são medidos numa forma objectiva, directa, a correlação entre atitudes e comportamentos é mais forte no caso das mulheres do que nos homens, uma vez que são elas que têm um maior conhecimento do comportamento em causa (Kallgren e Wood, 1986).

A maior parte dos autores que têm procurado relacionar a actividade de reciclagem com o sexo dos indivíduos são unânimes em afirmar que não existem correlações significativas, homens e mulheres reciclam de igual modo (Webster, 1975; Vining e Ebreo, 1990; Hopper e Nielson, 1991; Oskamp *et al.*, 1991; Gamba e Oskamp, 1994; Schuttz *et al.*, 1995). Parece pois que a relação entre sexo e comportamentos ambientais não se deve ao sexo em si, mas sim ao grau de contacto ou experiência que cada indivíduo tem sobre o comportamento em causa.

Actualmente, dado a maior repartição das tarefas domésticas, é natural que a pessoa que faz reciclagem num determinado dia possa ser substituída por uma pessoa do sexo oposto noutra ocasião. Por outro lado, quando se interrogam os indivíduos sobre se reciclam ou não reciclam, mesmo não sendo eles a dedicar-se a essa tarefa e ser outro elemento da família de sexo oposto, a resposta é normalmente sim. A repartição das tarefas domésticas é efectuada com base nas normas



sociais, disponibilidades ou gosto pessoal por as realizar e não tanto por se ser contra ou a favor delas, pelo que normalmente todos os elementos da família assumem realizar o conjunto das tarefas domésticas efectuadas nas suas casas, mesmo que sejam outros a fazê-las (inclusive a empregada doméstica).

### 2.2.1.2.3. ESTRUTURA DA FAMÍLIA

Foram realizados ainda poucos estudos sobre a influência da estrutura da família nos comportamentos de reciclagem. Três aspectos da estrutura da família poderão ser relevantes para a reciclagem, a presença de jovens em idade escolar, a presença de idosos e a dimensão do agregado familiar.

No primeiro caso, é de presumir que os jovens em idade escolar, devido à influência da educação ambiental formal, poderão funcionar como agentes de mudança dos comportamentos dos pais. Várias campanhas de educação ambiental dirigidas para os jovens baseiam-se precisamente neste pressuposto (Porter *et al.*, 1995). No segundo caso, é de prever que as pessoas mais idosas estarão mais disponíveis para as actividades de reciclagem, para além de que os seus antigos hábitos de poupança e luta contra o desperdício, característicos da população mais idosa que sofreram os efeitos das recessões económicas e guerras, poderão também ser factores influentes nas actividades de reciclagem.

A presença e a predominância de um destes dois grupos etários numa determinada comunidade poderá determinar o sentido da relação entre a idade média da população e os comportamentos de reciclagem. Se se admitir que nos comportamentos de reciclagem existe uma relação positiva entre a idade e o comportamento, é de prever que comunidades com uma média de idades superior, apresentem maiores taxas de participação e que a presença de um maior número de jovens em idade escolar poderá ter alguma influência nas taxas de participação, embora mais fraca porque os restantes elementos da família não se encontram dentro das faixas etárias mais “recicladoras”.

Mais uma vez, e em relação à variável dimensão do agregado familiar, os estudos não são concordantes. Para Balch *et al.* (1991), são as famílias com um número de agregado familiar superior as que reciclam mais, enquanto que para Oskamp *et al.* (1991), Vining e Ebreo (1990) e Margai (1997), pelo contrário, são as famílias menos numerosas as que reciclam mais.

Margai (1997) refere que os recicladores mais activos encontram-se em agregados familiares com 1 a 2 pessoas e são as famílias de menor dimensão as que respondem mais positivamente às campanhas de promoção da reciclagem. Uma justificação possível que a autora dá sobre a relação entre a dimensão da família e a actividade de reciclagem é o facto de nas famílias pequenas (1 a 2 elementos) todos estarem mais a par das actividades de reciclagem, enquanto que no caso de famílias maiores, se a pessoa que usualmente se encarrega das tarefas do lixo não for a entrevistada, os outros elementos da família poderão não estar tão familiarizados com a reciclagem. Outra explicação poderá ser a de que as famílias mais numerosas por produzirem mais resíduos, não lhes ser tão prático ou não terem tanto espaço em casa para armazenar os materiais separadamente.

McQuaid e Murdock (1996) também avaliaram a influencia do número do agregado familiar na participação num programa porta-a-porta em prédios. Não verificaram correlações entre estas duas variáveis. No entanto, quando compararam o número do agregado familiar com as famílias que reciclam todos os materiais incluídos no programa de reciclagem, e não apenas um ou dois, já notaram um efeito da dimensão do agregado familiar. Numa das duas cidades estudadas pelos autores, em Leith (Inglaterra), à medida que o número do agregado familiar aumenta (maiores quantidades de RU) aumentam também o número de famílias que reciclam todos os tipos de materiais. Na outra cidade, Wester Hailes, não se verificou uma ligação tão evidente. Nesta última zona os prédios têm maiores problemas de espaço e têm condutas verticais para o lixo, qualquer excesso pode ser facilmente depositado nas condutas.

Para Lake *et al.* (1996), a relação entre a dimensão do agregado familiar e a reciclagem é uma relação quantitativa. Ou seja, os autores verificaram uma associação positiva entre a quantidade de RU produzidos e a quantidade de recicláveis que as pessoas colocam à porta.

Mais uma vez os estudos referidos são pouco claros e precisos em relação ao que se mede. Nuns casos mede-se a intenção de reciclar, noutros a taxa de participação e noutros a taxa de recolha selectiva. Estes três indicadores dão resultados quantitativos e qualitativos muito diferentes.

A dimensão do agregado familiar pode pois influenciar a reciclagem em direcções diferentes. Se por um lado as famílias mais numerosas têm maiores produções de RU, mais materiais potencialmente recicláveis, e talvez uma maior percepção e preocupação sobre as quantidades de RU produzidos, o que lhes poderá motivar a reciclar mais, por outro lado se a dimensão e estrutura da própria habitação em que residem e o tipo de programa de reciclagem não lhes facilitar a adopção dos comportamentos de reciclagem reciclarão menos que as famílias menos numerosas em iguais circunstâncias.

#### **2.2.1.2.4. TIPO DE HABITAÇÃO E CONDIÇÃO PERANTE A HABITAÇÃO**

A relação entre o tipo de habitação, moradias *versus* prédios, tem sido identificada por vários autores como factor preditivo para as taxas de participação na reciclagem. Na maior parte dos estudos são apresentados valores superiores de participação nos programas de reciclagem em zonas de moradias (Oskamp *et al.* 1991; Derksen e Gartrell, 1993).

Variáveis como a idade, nível de educação e a profissão dos residentes nestas zonas, bem como o tipo de programa de reciclagem implementado, poderão pesar nestas conclusões. Por exemplo, Garcia (1998), a propósito dos resultados obtidos do inquérito nacional realizado em 1997 à população portuguesa, conclui que os “activistas” e os “participantes não activos” vivem maioritariamente em moradias e vivendas, são de estratos sociais mais elevados, mais jovens, têm níveis de educação superior, constituem a maioria dos quadros técnicos e das profissões técnicas, intelectuais e intermédias. Os “não-ambientalistas”, embora vivendo também maioritariamente em moradias, pertencem a estratos sociais mais baixos, incluem uma percentagem maior de reformados e domésticas com níveis de educação mais baixos. Por seu turno, os “simpatizantes” constituem a maioria dos habitantes de alojamentos precários, são na sua maioria profissionais e reformados, com idades superiores a 50 anos e têm maioritariamente o ensino básico.

O tipo de habitação poderá ter um efeito nas taxas de participação por vários motivos. Por um lado, as moradias são normalmente mais espaçosas e habitadas por famílias mais alargadas o que representa possibilitarem mais espaço para o armazenamento temporário dos diferentes materiais destinados à reciclagem e maiores probabilidades de presença de idosos, mais disponíveis para as actividades de reciclagem.

O facto de serem mais espaçosas representa também produzirem mais resíduos. Numa casa maior há mais espaço para mais e maiores equipamentos, mobílias, há também mais necessidade de pintura, produtos de limpeza, lâmpadas, entre outros, o que resulta numa maior produção de resíduos neste tipo de habitações (McCarthy, 1994). A percepção sobre a produção de maiores quantidades de resíduos, especialmente os classificados no grupo dos perigosos, pode induzir a maiores níveis de preocupação e responsabilização em relação à problemática dos resíduos e, conseqüentemente, ser um factor motivador para a participação na reciclagem.

A disponibilidade de espaço em casa para armazenar os materiais é aliás um factor crítico, apontado por muitos indivíduos como razão para não reciclar, principalmente em programas que exigem muitas separações na fonte e em apartamentos. McQuaid e Murdock (1996) num inquérito que realizaram a duas zonas residenciais de blocos de apartamentos referem que a “falta de espaço” era a razão mais referida pelos não recicladores (58% dos não recicladores referiram este motivo). Estes resultados indicam que as características físicas das habitações são muito importantes, apesar de serem negligenciadas na maior parte da literatura.

Dados relativos à participação no programas de reciclagem obrigatório de Lemsterland (Holanda), sugerem que os residentes em apartamentos participam menos que os residentes de áreas suburbanas (moradias) (ERRA, 1993b). A habitação revela não só factores de ordem física, como menor espaço, mas também menor efeito de pressão social, visto que não se percebe quem participa ou não, ou seja, quem é ambientalmente responsável (White *et al.*, 1995).

No estudo conduzido por Margai (1997), em Harlem Este (Nova Iorque), sobre a participação dos residentes no programa de reciclagem (programa com separação de 10 categorias de resíduos),

verificou-se que os residentes em habitação social reciclavam um número menor de itens (média de 2.73 materiais) que os residentes em habitação privada (média de 5.23 materiais). A menor taxa de participação dos residentes em habitação social persistiu após a intensa campanha de educação e sensibilização. A autora justifica este facto devido às barreiras sistemáticas associadas à construção de grandes blocos sociais como, por exemplo, a existência frequente de elevadores inoperacionais, a localização da “casa do lixo” nas caves e os problemas de segurança sentidos por muitos residentes desses prédios, a ausência de recursos (contentores em número suficiente e espaços para os localizar no prédio) e a baixa organização administrativa do condomínio.

A mesma opinião é referida por McQuaid e Murdock (1996), os quais afirmam que a habitação em altura pode dificultar a reciclagem, por exigirem aos residentes mais esforços para transportar os recipientes extra. Para os autores os elevadores poderão ajudar se estiverem a funcionar, mas as condutas verticais localizadas nos vários andares poderão dificultar devido ao hábito e comodismo.

Um projecto de investigação realizado por Israel (1991), com o objectivo de avaliar as atitudes dos não recicladores residentes em Boras (Suiça), revelou que os indivíduos residentes em blocos de apartamentos apresentavam menores preocupações ambientais comparativamente aos residentes em moradias. No entanto, neste como noutros estudos sobre a relação entre o tipo de habitação e as atitudes, os residentes em apartamentos pertencem a um grupo sócio-económico e profissional diferente dos residentes em moradias. Em Boras no grupo de indivíduos residentes em apartamentos encontrava-se um número superior de empregados de fabricas e hospitais locais e nas moradias predominam os proprietários de pequenas empresas, professores, engenheiros e secretárias.

As diferenças de atitudes e comportamentos entre os que vivem em apartamentos e os que vivem em moradias parece pois, pelo menos nalgumas situações, estarem relacionadas não só com as diferenças estruturais dos espaços habitacionais, mas também com as condições económicas e sociais dos seus residentes e com o tipo de programa de reciclagem implementado nessas zonas. Na maior parte das cidades as zonas de moradias localizam-se na periferia, são zonas habitadas por indivíduos de estratos sociais mais elevados, normalmente servidas por sistema de recolha porta-a-porta, enquanto que nos centros urbanos predominam blocos de apartamentos habitados por indivíduos de estrato social mais baixo e servidos por programas de recolha selectiva colectivos.

A estrutura urbana e arquitectura dos prédios são factores que por si só poderão constituir barreiras à reciclagem. A maior parte dos urbanistas e arquitectos esquecem-se da reciclagem, os prédios não têm espaços próprios destinados à colocação dos recipientes para reciclagem, as cozinhas só prevêem o espaço necessário para o caixote do lixo vulgar e nos espaços urbanos não se planeiam locais próprios para ecopontos e/ou ecocentros.

Uma outra explicação para as diferenças entre moradias e prédios é a influência das redes sociais que tendem a ser mais fracas nos grandes blocos de apartamentos. A identidade urbana e social será menor em prédios, nos bairros de moradias em que as pessoas convivem mais umas com as outras acabando por criar mais laços sociais com os vizinhos e adquirir um sentido de coesão social maior.

Alguns estudos têm revelado também que a organização urbanística é um factor importante para a participação nas actividades colectivas. Os estudos iniciais têm mostrado que a forma como os blocos residenciais estão organizados tem uma grande influência nas interacções sociais entre vizinhos (Unger e Wandersman, 1983). A organização dos complexos ou blocos residenciais que proporcionem um aumento das possibilidades de encontro e conversação entre os vizinhos, pode aumentar a participação directa ou a eficiência das intervenções que visam acções colectivas de interesse comunitário (Spaccarelli *et al.*, 1989). Estas evidências sugerem que uma campanha dirigida às estruturas organizativas da comunidade (administradores dos prédios, associação de moradores, clubes e outras) poderá ter muito mais efeito devido às possibilidades da sua abordagem colectiva e efeitos de influência social.

As relações entre a condição perante a habitação (casa própria *versus* alugada) e os comportamentos de reciclagem foram analisadas por Lake *et al.* (1996), Oskamp *et al.* (1991), Vining e Ebreo (1990), Israel (1991) e Margai (1997). Todos estes autores referem que residir em casa própria é um factor mais determinante para a participação na reciclagem do que residir em casa alugada. No entanto, também neste caso é difícil analisar o efeito isolado da variável condição perante a habitação e o efeito conjunto de outras variáveis sócio-económicas e psicossociais, como por exemplo o rendimento, a educação, a profissão, a identidade urbana, o tempo de residência na zona, o envolvimento político e social. Contudo a propriedade, de terreno ou casa, tem sido

associada positivamente à identidade urbana e à participação em actividades que visam interesses locais colectivos, pelo que a condição casa própria poderá influenciar de uma forma indirecta determinados comportamentos sociais através do efeito mediador da identidade urbana.

A maior parte dos estudos têm-se dedicado aos programas de reciclagem em zonas de habitação unifamiliar (moradias) de estratos sociais elevados (Katzew *et al.*, 1993). São geralmente zonas politicamente mais fáceis, a população apresenta níveis de educação e civismo superiores, os espaços são maiores e por conseguinte os políticos sentem que os resultados serão mais rápidos e visíveis.

Mas para que se atinjam os níveis de reciclagem nacionais desejáveis é necessário alargar a reciclagem a áreas consideradas mais problemáticas como as zonas densamente povoadas de prédios e de estratos sociais mais baixos. As investigações realizadas por McQuaid e Murdock (1996) e Margai (1997), em zonas com estas características, revelam que os níveis de participação podem ser substancialmente melhorados e mesmo equivalentes aos das zonas de moradias se algumas das barreiras operacionais à reciclagem existentes nesses locais foram minimizadas ou retiradas.

#### **2.2.1.2.5. STATUS SÓCIO-ECONÓMICO (EDUCAÇÃO, RENDIMENTO E PROFISSÃO)**

As preocupações ambientais têm sido positivamente associadas com a classe social, pelos indicadores de educação, rendimentos e status profissional (Arbuthnot e Ligg, 1975; Buttell e Flinn, 1976; Murdock e Schriener, 1977; VanLiere e Dunlap, 1980; Arbuthnot, 1974; Weigel, 1977; Buttell e Flinn, 1974; Devall, 1970; Dunlap e Catton, 1979; Tremblay e Dunlap, 1978; Derksen e Gartrell, 1993). Resultados idênticos foram obtidos no inquérito nacional realizado aos portugueses (Garcia, 1998).

Uma possível explicação para estas evidências é que as classes média e média-alta já resolveram os seus problemas de necessidades básicas e estarão mais disponíveis para outros assuntos da existência humana. A hierarquia das necessidades assume que a preocupação com a qualidade do ambiente é como que um luxo, só sendo considerada depois das necessidades básicas materiais (comida, habitação, segurança económica) terem sido satisfeitas (Dunlap *et al.*, 1975). De acordo com as conclusões de Dunlap e Van Liere (1984) a preocupação ambiental só será uma motivação significativa para os comportamentos ambientais quando as necessidades económicas e de sobrevivência básicas são satisfeitas. Explicações similares foram feitas por Taylor (1989) na sua discussão sobre as diferenças entre os níveis de preocupação ambiental entre brancos e afro-americanos.

É também argumentado que as classes sociais mais elevadas são as mais política e socialmente activas e que as suas preocupações acerca dos problemas do ambiente são somente uma extensão das suas preocupações gerais em relação aos problemas sociais. No entanto, outros autores manifestam uma opinião contrária. Por exemplo, Buttell e Flinn (1978), sugerem que os indivíduos de classe social baixa, por residirem em bairros tipicamente mais poluídos, sem zonas recreacionais de qualidade e terem condições de trabalho piores, estão tanto ou mais preocupados com a qualidade do ambiente.

As explicações convencionais para as causas dos baixos níveis de participação nos programas de reciclagem em áreas de estratos sociais baixos têm citado a apatia pública, o senso de resignação, o fatalismo, a dependência, a indiferença, a ausência de consciencialização e de preocupação ambiental. Howenstine (1993), num estudo que conduziu em Chicago, refere que o facto de prevalecerem condições como a droga, crime, pobreza e desemprego, nos grupos étnicos mais pobres, estas podem ser as principais barreiras ao envolvimento dos residentes em actividades ambientais.

Estudos mais recentes revelam resultados menos consensuais. Para Baldassare e Katz (1992) não existe evidência que os indivíduos com melhores níveis económicos se envolvam mais em práticas ambientais. Já para Arcury e Christianson (1990) existe uma relação positiva entre rendimento económico e a preocupação ambiental.

O rendimento está relacionado com a educação, mas a sua influência na sensibilidade ecológica pode actuar de forma diferente da educação. Milbrath (1986) argumenta que o interesse económico

peçoal pode mediar a relação entre rendimento e ambientalismo. A relação entre estas duas variáveis é do tipo curvilíneo, pessoas com altos e baixos rendimentos tendem a ser menos "ambientalistas" do que as pessoas que se situam no meio. No grupo das pessoas com níveis de rendimento muito elevado encontra-se um maior número de empregadores, de médias e grandes empresas, os quais tendem a valorizar mais os valores económicos que os ambientais. Já as pessoas com níveis de rendimento médio, quadros de empresas e serviços, com um nível de educação mais elevado, apresentam níveis de consciência ambiental superior.

Oskamp *et al.* (1996) verificaram que num programa de reciclagem porta-a-porta multimaterial, implementado em Claremont (EUA), a taxa de participação foi de 56% para o grupo de estrato sócio-económico baixo, 53% para o grupo médio e 63% para o elevado. Verificaram também diferenças significativas nas taxas de contaminação, o grupo médio produzia mais contaminantes que os dos estratos sócio-económicos baixo e elevado. Num outro program porta-a-porta em La Verne, com separação de várias tipos, a taxa de reciclagem foi de 45% para o grupo sócio-económico baixo, 35% para o médio e 46% para o elevado. Outros estudos revelaram relações positivas entre o rendimento e a reciclagem (Jacobs *et al.*, 1984; Vining e Ebreo, 1990; Oskamp *et al.*, 1991; Gamba e Oskamp, 1994).

De acordo com Milbrath (1986) os dados contraditórios de muitos estudos devem-se à medida que é utilizada. De acordo com este autor, a maior parte dos estudos utiliza o status ocupacional como medida de rendimento e profissão, mas deveriam categorizar os indivíduos de acordo com o seu sector de emprego. As pessoas que estão no sector da produção e comercialização de bens tendem a ser menos ambientalistas do que as pessoas que estão no sector dos serviços e da administração pública. Milbrath refere que as exigências legais do governo, ao imporem medidas de controlo ambiental cada vez mais restritivas para os sectores extractivo e transformador (descarga de efluentes, emissões atmosféricas, resíduos), criam nos indivíduos desses sectores a sensação de que o ambiente é um entrave, representando mais tempo e mais dinheiro que se perde e, eventualmente o risco da perda dos próprios postos de trabalho. As pessoas nos serviços também podem sofrer alguns custos resultantes da protecção ambiental, mas estes estão normalmente mais camuflados, os benefícios de um ambiente seguro e limpo são mais visíveis e mais valorizados.

Os estudos específicos sobre a relação entre reciclagem e o nível de educação dos indivíduos são ambíguos. Alguns estudos referem relações positivas entre estas duas variáveis (Schahn e Holzer, 1990; Weigel, 1977; Webster, 1975; Vining e Ebreo, 1990; Lansana, 1992), enquanto que outros referem que não existem relações evidentes (Hopper e Nielson, 1991; Oskamp *et al.*, 1991; Gamba e Oskamp, 1994).

As disparidades nos resultados podem dever-se ao intervalo de cada um dos níveis educacionais considerados. Os estudos de Hopper e Nielson (1991), Oskamp *et al.* (1991) e Gamba e Oskamp (1994), basearam-se em amostras com intervalos de idades mais apertadas que os de Webster (1975), Vining e Ebreo (1990) e Lansana (1992).

No entanto, quer Howenstine (1993) quer Margai (1997), são de opinião que os reais obstáculos à participação em áreas urbanas de baixos rendimentos estão mais associados à densidade populacional, à estrutura multi-cultural e aos baixos índices de quantidade e qualidade dos serviços públicos, que normalmente se reflectem também na quantidade e manutenção dos equipamentos destinados à reciclagem e nos recursos inadequados necessários para promover campanhas com sucesso.

Segundo os mesmos autores, e ao contrário do que tem sido reportado na literatura, a participação na reciclagem, ou outras actividades ambientais, existe potencialmente em todos os grupos sócio-demográficos, desde que os recursos necessários, as capacidades e as preocupações dos indivíduos sejam compreendidas, e as condições operacionais e os programas de educação pública sejam adaptados às características destes grupos. Margai (1997) refere por exemplo que após a aplicação de uma campanha de promoção do programa de reciclagem em Harlem Este (zona de Nova Iorque socialmente problemática), conseguiu-se um aumento de 31% na taxa de desvio dos RU.

McQuaid e Murdock (1996) com base nos resultados obtidos do estudo que realizaram em duas zonas de prédios de estratos sociais baixos (Leith e Wester Hailes, bairros da cidade de Edinburgh), concluem que os programas de reciclagem em zonas com estas características podem ser tão bem sucedidos como os das zonas de estratos sociais elevados, desde que o sistema seja mais conveniente para os moradores (porta-a-porta).

### 2.2.1.3. VARIÁVEIS PSICOSSOCIAIS

#### 2.2.1.3.1. IDEOLOGIA POLÍTICA

Como se referiu no capítulo introdutório, as políticas de ambiente deixaram de ser um assunto exclusivo de um partido político, começando a fazer parte dos programas de quase todos os partidos. Talvez por este motivo, não se tenham encontrado associações significativas entre as preocupações ambientais e a identificação partidária dos indivíduos (Dillman e Christensen, 1972; Buttel e Flinn, 1978a; Lowe e Pinhey, 1982; Honnold, 1981).

Uma excepção são talvez os resultados obtidos por Schahn e Holzer (1990). Com base nos inquéritos que realizaram a uma amostra da população de Heidelberg (Alemanha), os autores concluíram que os ambientalistas se posicionavam mais à esquerda do espectro político. No entanto, talvez o caso Alemão seja pouco generalizável, dado o poder e a grande influência que os partidos verdes (situados mais à esquerda) tiveram neste país.

Alguns autores têm salientado a importância de indicadores de ideologia política como factores mais consistentes com as preocupações ambientais do que a condição partidária. As investigações conduzidas nos EUA têm revelado que as diferenças ideológicas entre liberais e conservadores distinguem-nos nas suas atitudes e suporte aos assuntos ambientais, sendo os liberais os que expressam níveis de preocupação ambiental superiores (Weigel, 1977; Dunlap e Gale, 1972; Constantini e Hanff, 1972; Buttel e Flinn, 1974, 1976; Devall, 1970; Dunlap e Catton, 1979; Tremblay e Dunlap, 1978; Van Liere e Dunlap, 1980; Dunlap, 1975; Schultz e Stone, 1994).

Num estudo realizado na Universidade de Cornell (EUA), entre 1971 e 1981, sobre as atitudes dos estudantes universitários em relação aos problemas energéticos, Thompson e Gasteiger (1985) concluíram que existia uma diferença significativa entre os jovens associada às suas tendências ideológicas.

As crenças pessoais, como as filosofias do “anti laissez-faire”, em que ao governo é exigido que controle a actividade dos privados através de leis e acções de fiscalização para a protecção do ambiente (Weigel, 1977; Buttel e Flinn, 1978; Oskamp *et al.* 1991; Baldassare e Katz, 1992), ou as crenças no “estado providente”, em que ao governo é exigido que providencie os meios necessários para a saúde, segurança e bem estar das comunidades (Samdahl e Robertson, 1989) e ainda as crenças acerca do que constitui a moralidade das condutas socialmente aprovadas ou desaprovadas (Cialdini *et al.*, 1990) têm sido relacionadas significativamente com as preocupações e comportamentos ambientais.

Buttel e Flinn (1978) e Baldassare e Katz (1992), referem mesmo que a ideologia liberalista tem revelado ser um indicador mais forte da preocupação ambiental do que as variáveis demográficas. E que, embora ambas as ideologias do “anti laissez-faire” e do “estado providente” se correlacionem positivamente com as preocupações ambientais, a ideologia do “anti laissez-faire” revela uma associação mais forte que a do “estado providente” (Buttel e Flinn, 1978; Mazmanian e Sabatier, 1981).

Para Samdahl e Robertson (1989) a ideologia liberal do “anti-laissez-faire”, apesar de ser uma importante componente no suporte à regulamentação ambiental, já não o é para a percepção dos problemas e comportamentos ambientais, e a ideologia do “estado providente”, ou o liberalismo social, não está relacionada com nenhuma das três medidas ambientais que mediu (regulamentação, percepção e comportamentos ambientais). Contudo, os autores concordam que o sistema de crenças ideológicas pode apresentar a fonte mais penetrante na qual a maior parte da preocupação ambiental se gera.

O sistema ideológico dos indivíduos, nomeadamente no que se refere à participação pública, aos valores pós-materiais e projectos de vida, podem determinar as suas acções em relação ao ambiente. Por exemplo, o inquérito nacional realizado em 1997 à população portuguesa, revelou que os indivíduos mais activos na área ambiental tendem a apresentar uma forma de estar na vida sócio-centrada e orientada para o futuro, sendo mais propensos a valorizar a participação pública na decisão. Por oposição, os simpatizantes constituem a maioria dos indivíduos auto-centrados no quotidiano e os não-ambientalistas têm uma maior dificuldade em se identificarem com um projecto de vida (Garcia, 1998).

### 2.2.1.3.2. ATRIBUIÇÃO DAS RESPONSABILIDADES

Todos os programas políticos de ambiente e muitas das campanhas de educação ambiental transmitem a crença de que o ambiente diz respeito a todos e que a resolução dos seus problemas deve ser encarada numa base de co-responsabilidade e que todo o cidadão têm o dever de contribuir, através das suas acções, para a melhoria da qualidade do ambiente. Mas a este dever é também associado um direito, consignado na Constituição da República e na Lei de Bases do Ambiente, que assenta na responsabilidade dos governos e poderes políticos proporcionarem um ambiente de qualidade aos cidadãos.

No inquérito nacional, anteriormente referido, em resposta à questão “quem pode contribuir para a resolução dos problemas ambientais”, três entidades merecem destaque: os “cidadãos individualmente” (16%), o “Ministério do Ambiente” (15,5%) e as “autarquias” (15%). Schmidt (1998), comenta, a propósito destes resultados que se é um facto de que muitos inquiridos já têm a noção da importância do seu contributo para a resolução dos problemas ambientais, agregando os resultados desta pergunta verifica-se que é dos poderes institucionais - acima de tudo poder central (Ministério do Ambiente e do Governo) e poder local (autarquias) - que os portugueses esperam o contributo fundamental para resolver os problemas ambientais.

Entre as acções que o governo pode tomar para resolver estes problemas apontam-se principalmente o “apoio à educação ambiental” (15%) e, em paridade, “fazer leis de protecção ambiental mais rígidas” (14.3%) para as actividades económicas, vindo logo a seguir a “fiscalização séria do cumprimento dessas leis” (14.2%). No seu conjunto, fazer leis, fiscalizar, multar os prevaricadores às leis e proibir a venda de produtos que prejudicam o ambiente obteve o apoio de 50.1% dos inquiridos, apoiar a educação ambiental e dar mais informação aos cidadãos (25%), os restantes 25% distribuem-se pelas seguintes categorias de respostas: subsidiar as empresas que protegem o ambiente (7.6%), financiar as autarquias para projectos de ambiente (5.2%) e promover o desenvolvimento de novas tecnologias limpas (6%), não sabem ou não responderam (6%). Há uma percepção de que os problemas do ambiente são mais de natureza política que científica/técnica, por isso exigem mais do governo. A propensão da tendência vai em primeiro lugar para uma certa forma de “dependência do Estado” para a acção individual, “lava-se um pouco as mãos”, e em segundo lugar para uma “ditadura ambiental” (mais políticas e instrumentos), (Schmidt, 1998).

É curioso notar que as respostas têm implícita a percepção por parte dos indivíduos de que a principal forma de resolver os problemas ambientais passa por acções de carácter motivacional positivo (educação, informação) e/ou coercivo (leis, fiscalização, penalizações) e não tanto aos incentivos materiais (subsídios, financiamentos) nem tão pouco pela crença nas tecnologias limpas.

A propósito destes resultados, Garcia (1998) comenta que se assiste a duas tendências fortes na população portuguesa. Por um lado, a remissão da responsabilidade pelos problemas ambientais para a população em geral (todos), por outro lado, a atribuição de responsabilidades ao conjunto Estado e empresas. O autor refere ainda que o posicionamento em relação ao papel do Estado, no campo das políticas ambientais, não distingue os grupos de orientação ambiental (activistas, simpatizantes e não activistas). Nota-se no entanto uma preocupação maior, no grupo de orientação ambiental alta com a função pedagógica e penalizadora do Estado, que estimam pouco eficaz. Este grupo distingue-se também dos restantes no entendimento que fazem sobre a razão da não participação fundada numa falta de responsabilidade (“só fazem se os outros fizerem”). No entanto, a principal motivação da não participação é, para todos os grupos, a falta de informação e educação sobre o tema ambiental (Garcia, 1998).

A ideologia política como se referiu, no ponto anterior, pode orientar os indivíduos mais para o lado dos direitos ou mais para o lado dos deveres. No inquérito nacional que se tem vindo a referir, os portugueses manifestam claramente o desejo de um Estado mais forte e mais eficiente para resolver problemas ambientais e para intervir na economia. A maior parte revela-se mais “estatista” do que “liberal”, concordando muito mais com a intervenção do Estado para regular a actividade económica do que em dar liberdade ao funcionamento do mercado. Como conclui Schmidt (1998), na sua análise à percepção e desejo dos portugueses em relação ao ambiente:

*“Os portugueses podem ser mais defensivos do que activos, mas estão sem dúvida afirmativos quanto à necessidade de garantir o seu direito ao ambiente e para isso contam com uma boa gestão pública e uma forte intervenção do Estado”*

Os resultados do inquérito nacional vêm por em evidência que, apesar dos elevados índices de preocupação ambiental manifestados pela maioria dos inquiridos, as práticas de defesa do ambiente que exigem uma responsabilização individual (poupança de energia e água, reutilização, reciclagem), são ainda muito diminutas e, mais grave que isso, a maioria dos indivíduos deposita mais responsabilidades no Estado do que em si próprio, esperando ser este a resolver os problemas do ambiente.

Dos vários assuntos listados relativos às práticas ambientais quotidianas, o único em que se verificou uma maior auto-responsabilização, traduzida por um certo sentimento de culpa, foi o do lixo doméstico, o que justifica ter sido a separação selectiva e a preferência por produtos com embalagens recicláveis os itens não estritamente económicos, a verificarem maior adesão por parte dos inquiridos (Schmidt, 1998).

Mas mesmo em relação aos RU, Nave (1998) refere que não se poderá de momento pedir muito aos portugueses individualmente em termos da sua participação activa na recolha selectiva de RU. No caso concreto dos "vidrões", que é o sistema mais expandido e há mais tempo introduzido no país, só pouco mais de 30% dos inquiridos revelou utilizá-los, sendo a sua utilização sistemática ou regular coincidente em grande medida com a noção de proximidade destes equipamentos.

### 2.2.1.3.3. INFLUÊNCIA SOCIAL

A influência de determinados grupos de referência tem sido associada positivamente aos comportamentos de reciclagem. As possíveis fontes de influência social sobre os comportamentos de reciclagem podem ser diversas.

Vining e Ebreo (1992) sugerem que os grupos de referência próximos (família, amigos, vizinhos) podem facilitar a reciclagem, funcionando como modelos de comportamento ou invocando preocupações pessoais. No entanto, como demonstram os resultados das suas pesquisas, esta influência está dependente das características do programa de reciclagem. Num estudo que as autoras conduziram sobre um programa de reciclagem porta-a-porta, descobriram que a pressão social exercida pela família e vizinhos era referida como uma importante razão para reciclar (Vining e Ebreo, 1988). A resultados semelhantes chegaram Boldero (1995), McCaul e Kopp (1982) e Oskamp *et al.* (1991). Estes últimos autores concluíram do seu estudo que a seguir ao factor "viver numa casa unifamiliar", o segundo maior preditor para a participação no programa de reciclagem porta-a-porta que analisaram, era o factor "ter amigos e vizinhos que reciclam". Em oposição, num programa de reciclagem por transporte (ecocentro), a influência social exercida por estes grupos de referência próximos não foi considerada razão importante, tanto para os recicladores como para os não recicladores (Vining e Ebreo, 1990).

Uma justificação sugerida por Vining e Ebreo (1990), para esta aparente contradição, assenta no facto de que no sistema por transporte a reciclagem não é tão sujeita à avaliação pública, porque pode ser realizada em diferentes locais, alguns dos quais fora do alcance visual dos vizinhos. Ao contrário, na reciclagem porta-a-porta, é muito mais fácil identificar e ter uma percepção de quem ou quantos reciclam ou não reciclam.

Uma outra justificação avançada pelas mesmas autoras é que a ideia de se submeterem à pressão dos vizinhos ou familiares pode ser percebida de uma forma negativa e, como tal, não ser referida, ou mesmo negada, pelos indivíduos que preferem não dar a entender que estão de certo modo sujeitos à opinião dos outros. A ideia de haver um suporte social mais alargado para os esforços pessoais acarreta conotações mais positivas, sendo por isso mais facilmente reportadas pelos indivíduos. Esta justificação parece concordante com os resultados obtidos por Hopper e Nielsen (1991) os quais descobriram que a influencia social através de fontes mais formais (neste caso particular líderes de bairro) resultava num aumento dos comportamentos de reciclagem.

Os estudos sobre comportamentos de natureza altruística sugerem que o comportamento de reciclagem pode ser guiado indirectamente pelas normas sociais e influenciado directamente pelas normas pessoais. Isto implica que os que se sentem moralmente obrigados a reciclar agirão favoravelmente se acreditarem que a reciclagem tem consequências positivas e se sentirem responsável pessoal por essas consequências. Ou seja, as normas sociais dominantes ou reveladas por grupos de referência significantes, só influenciarão os sentimentos de obrigação, dever ou satisfação pessoal (motivos intrínsecos) e não os comportamentos.



De acordo com os resultados obtidos pelo inquérito nacional realizado em 1997, o termo ambiente surge, para a maioria dos portugueses (57%), como uma dimensão bio-física (“árvores”, “elementos meteorológicos”, “animais”, etc.), para 12% as respostas associam-se a ambiente social e humano (“convívio”, “amizade”, “vizinhança”, “boas relações familiares”) e para 15% o ambiente tem uma concepção mais lata, inclui o ambiente socio-bio-físico (“relação entre homem/natureza”, “o que nos rodeia”, “o sítio onde vivo”, etc.). Em relação ao subconjunto das respostas localizadas nas dimensões bio-física e socio-bio-física da noção de ambiente, é o ambiente próximo (quadro de vida quotidiana/experiência pessoal) e o que lhe falta (poluição/natureza) o que predomina, o ambiente conceptualizado em termos de civismo, informação, cidadania, responsabilização, isto é, uma aceção política e social, não estando totalmente ausente é residual (Lima, 1998).

Estes indicadores, associados aos já descritos anteriormente, sobre a atribuição das responsabilidades pela resolução dos problemas ambientais maioritariamente aos poderes institucionais (poder central e local), levam a prever, à luz da estrutura conceptual do modelo de comportamento altruístico de Schwartz, que pelo menos a curto prazo, os cidadãos portugueses actuarão mais como forças críticas e de pressão junto aos órgãos de decisão, eventualmente protagonizada pelos órgãos de comunicação social e movimentos ambientalistas, e não tanto como agentes individuais da reciclagem. O facto de se considerar que a responsabilidade para com a gestão dos RU é mais dos outros do que sua, exige da parte dos poderes políticos mais esforços. Uma vez que é a eles que se atribuem as maiores responsabilidades, têm que fornecer os meios mais fáceis (recursos, equipamentos, informação, educação) para a adopção dos comportamentos se pretenderem melhorar os indicadores relativos à reciclagem.

#### 2.2.1.3.4. IDENTIDADE URBANA

Em Portugal, bem como em muitos outros países, as alterações ambientais negativas mais sentidas nos últimos anos dizem respeito ao contexto urbano, seja como imagem para uns, seja como vivência directa de outros, pois quem mais sublima a desqualificação ambiental vive na Grande Lisboa (Schmidt, 1998). Como comenta Schmidt, o *El Dorado* ambiental do país não se situa de facto nas grandes cidades. Quando se pergunta aos portugueses onde é que acham que se vive melhor em Portugal, a maior parte indica o “campo” (42%), seguindo-se “cidades pequenas e vilas” (24%), aldeias (21%) e apenas 7% menciona as “grandes cidades”.

No inquérito nacional que se tem vindo a mencionar, não foram apresentados resultados sobre as eventuais diferenças entre os níveis de preocupação ambiental dos indivíduos urbanos e dos rurais. No entanto, sendo o ambiente para os portugueses o quinto problema do país que mais os preocupa e, sendo os piores problemas os associados ao contexto urbano (poluição do ar, ruído, trânsito, resíduos, espaços verdes), é de supor que os níveis de preocupação ambiental sejam mais elevados nos indivíduos urbanos, à semelhança dos resultados obtidos em outros estudos (Buttel e Flinn, 1976; VanLiere e Dunlap, 1980; Buttel e Flinn, 1978b; Lowe e Pinhey, 1982; Mohai e Twight, 1987).

É também de supor que a qualidade ambiental signifique para os cidadãos urbanos um valor importante para o sentimento de bem estar na zona onde residem. Curiosamente, apesar da maioria dos programas de reciclagem se encontrarem implementados em ambientes urbanos, não se identificou na revisão da literatura nenhum estudo que procurasse relacionar alguns aspectos da identidade urbana com as atitudes e comportamentos de reciclagem.

Para além da influência social dos vizinhos, familiares ou amigos, o ambiente físico, percebido nas suas dimensões de identidade urbana, pode ter uma influência na predisposição de um indivíduo em actuar de acordo com as orientações da autarquia ou dos restantes elementos da comunidade, relativamente ao sistema implementado para a reciclagem, ou no seu envolvimento em actividades de carácter social e participação pública, como por exemplo a participação na discussão dos planos de gestão de resíduos e localização de infraestruturas.

Sentir por exemplo que a comunidade onde se vive foi pioneira num projecto de reciclagem ou que recolhe mais tipos de materiais que outra pode constituir um factor de prestígio e de distinção para muitos cidadãos (Martinho *et al.*, 1997). Por outro lado, como na maior parte dos casos as iniciativas e os programas de reciclagem são da responsabilidade do poder local, a implementação de programas de reciclagem, à semelhança de outras iniciativas socialmente reconhecidas são, se forem bem geridos, um factor de reconhecimento da acção política.

Tradicionalmente os ambientes urbanos não são encarados como uma fonte positiva de identificação. Pelo contrário, a cidade tem contrastado negativamente com o ideal rural. Actualmente, na maior parte dos países desenvolvidos e industrializados, a cidade como a “casa” é dificilmente imaginável, só acontecendo em cidades idílicas romantizadas (Lalli, 1992).

Graumann (1983) refere que a identificação com um local pode ser encarada como uma parte da auto-identidade a qual, por sua vez, compreende específicas e conscientes convicções, interpretações e avaliações do “eu”. Por conseguinte, a identidade com um local é um aspecto da identidade dum indivíduo, comparável à identificação do sexo, identificação política ou identificação étnica.

Nesta perspectiva, para além da “identidade urbana” só por si poder representar uma característica pessoal particular dum indivíduo, é de prever que os indivíduos que manifestem níveis de identidade urbana superiores em relação a um determinado local (bairro, freguesia, concelho), estejam mais empenhados em preservar ou colaborar em acções que visem a qualidade global do ambiente (natural, construído e societal) com que se identificam, nem que seja manifestando-se critica ou favoravelmente em relação a determinados aspectos do “seu” local, comparativamente a outros locais que não se identifiquem tanto ou mesmo nada (Martinho *et al.*, 1997).

A relação entre a identificação urbana e a avaliação sobre a actividade política do poder local foi estudada por Lalli (1992). Este autor verificou que as pessoas que atribuíram valores positivos à qualidade urbana da sua cidade, apresentaram também índices de satisfação mais elevados em relação às políticas locais. Os indivíduos com alta identidade urbana também revelaram maiores níveis de satisfação pelas políticas locais. Destes resultados conclui-se que a identificação local e a avaliação positiva da qualidade urbana exercem uma influencia forte similar sobre a satisfação com o poder local. No entanto, como salienta Lalli, é necessário ter em mente que a direcção da causalidade necessita de ser clarificada.

A identidade social pode ser um poderoso factor facilitador das actividades de reutilização e reciclagem. Existem várias escalas de identidade, nacional, regional, local. Os níveis de identidade variam de indivíduo para indivíduo e são também função de factores contextuais. Por exemplo, como notou Grove (1994) os apelos que se fizeram durante a II Guerra Mundial ao dever patriótico dos cidadãos americanos para ajudar nos esforços da guerra, deram origem à criação de mais de 21 000 comités de recolha de salvados, envolvendo cerca de metade da população actual dos EUA (Grove, 1994).

As razões da identificação com um determinado local e o sentir-se bem por lá viver podem derivar de um conjunto variado de factores. Factores como, as “raízes”, muito ligada ao local onde se nasceu e onde se encontram objectos e pessoas relevantes para o indivíduo (família e amigos), os contactos sociais e identificação com os valores e modos de vida da comunidade, a ligação emocional a determinados espaços e gentes, o local onde se tem terras ou casa, a qualidade ambiental percebida, as acessibilidades, entre outros, contribuem para o sentimento de identificação e bem (ou mal) estar num local.

Lalli (1988), por exemplo, descobriu que os residentes que tinham nascido numa determinada cidade se identificavam mais com ela do que os indivíduos que tinham nascido noutra local, independentemente do tempo de residência. Num estudo posterior constatou idênticos resultados embora à medida que o tempo de residência aumentava maior era a identidade urbana (Lalli, 1992).

Treinen (1965) demonstrou a relação entre o sentimento subjectivo de “bem estar” com o número ou círculo de amigos existentes nas proximidades do local de residência. Lalli (1992) refere também que Becker e Keim (1973, citado por Lalli, 1992) são de opinião que a propriedade de terra exerce uma influência maior do que a propriedade dum apartamento. Por seu turno, Treinen (1965) argumenta que viver em prédios de muitos andares aumenta o anonimato, sendo o número de andares inversamente proporcional à identificação com o local.

De referir ainda que Lalli (1988, 1992) identificou uma relação entre a avaliação positiva da qualidade urbana e o grau de identificação com a cidade. Esta relação foi interpretada pelo autor como uma evidência de que os indivíduos que se identificam fortemente com a sua cidade vêem-na em termos mais positivos, ou pelo menos são mais condescendentes. Contudo, o autor refere que quando os níveis de qualidade atingem níveis críticos, podem reduzir severamente a identificação

pessoal com o ambiente. O simples estado de limpeza da área residencial pode aumentar ou diminuir o sentimento subjectivo de pertença.

Este sentimento de uma certa tolerância em relação à qualidade ambiental do local com que a pessoa se identifica mais, pode ser em parte a explicação para o facto da maioria das sondagens à opinião pública realizadas em várias zonas e países europeus (Schmidt, 1993; 1998), revelarem que a maioria dos indivíduos considera que o estado do ambiente no mundo é muito mais grave que no seu país e o do seu país muito mais grave que o da sua região.

O conceito de identidade urbana pode ser definido como parte da auto-identidade dum indivíduo, sendo o resultado de associações complexas entre o "eu" e o ambiente urbano. O desenvolvimento da identidade em geral é o resultado da diferenciação entre o eu e os outros. Ver-se e considerar-se como um residente de uma cidade particular também satisfaz a necessária função de distinção entre o indivíduo e as outras pessoas que não vivem ou não são dessa cidade. Isto não é só uma diferenciação abstracta, mas pode ser conceptualizada com conteúdos concretos. Uma pessoa que sente que é um residente de uma cidade particular adquire um número de características quasi-psicológicas que estão associadas a essa cidade. Por exemplo, uma cidade pode ser "cosmopolita" em contraste com outra "provinciana" ou "influyente", "limpa", "simpática", em contraste com "pobre", "suja", "fria". Ou seja, as cidades têm a sua própria identidade, também avaliada de fora como uma "imagem", a qual recai sobre os seus residentes dando-lhes uma certa personalidade. Mas a diferenciação dos outros, produz ao mesmo tempo o sentido de comunidade. Pertencer a um certo local produz um sentido do "nós" e fornece o conforto e segurança de um grupo social (Lalli, 1992).

Por exemplo, para um residente na área metropolitana de Lisboa ser "alfacinha", mesmo sem qualquer significado cognitivo para o indivíduo, tem uma conotação positiva, em oposição ser "caramelo" ou "saloi" já significa qualquer coisa muito pior.

Lalli (1992) desenvolveu uma escala de identidade urbana operacionalizada em cinco dimensões: "avaliação", "continuidade", "laços", "familiaridade" e "compromisso". A sub-escala avaliação externa, cobre as funções de valorização pelos residentes, através da comparação entre a sua cidade e as outras, e a percepção da sua qualidade única ou carácter particular. A dimensão da continuidade com o passado pessoal, tenta recolher o significado do ambiente urbano na continuidade da bibliografia e experiências pessoais dos indivíduos. Os laços traduzem o sentimento de "sentir-se em casa" na cidade, é o sentimento de pertença. A percepção da familiaridade traduz a expressão da orientação cognitiva resultante das acções realizadas no ambiente urbano. Por último a sub-escala compromisso tenta avaliar o significado percebido da cidade para o futuro do indivíduo, a sua vontade ou possibilidade de continuar a viver na cidade.

Algumas variáveis demográficas, sócio-económicas e as mudanças de residência dentro da mesma cidade, podem influenciar o grau de identidade urbana. No estudo realizado por Lalli (1992) relacionaram-se estas variáveis com os valores obtidos para a escala de identificação. Os indivíduos com educação primária apresentaram valores mais elevados e significativamente diferentes dos restantes grupos educacionais, os residentes em moradia própria também revelaram um valor de identidade urbana superior aos que residiam em apartamento próprio ou aos que se encontravam na situação de inclinos, os indivíduos que se mudaram uma ou mais vezes de morada, dentro da cidade, apresentaram valores de identidade superior. No entanto, todos estes grupos encontravam-se associados a mais anos de residência na cidade, pelo que os resultados são ambíguos quanto ao efeito individual de cada uma das variáveis analisadas.

A identidade urbana, ou social, é também uma variável importante quando se querem definir estratégias de comunicação.

Como se referiu anteriormente, não se identificou na pesquisa bibliográfica consultada, nenhum estudo sobre a relação entre a identidade urbana e os comportamentos de reciclagem. No entanto, dada a relação que esta variável parece ter na avaliação das políticas locais e na participação nas actividades sociais, parece-nos importante considerá-la no presente estudo.

#### **2.2.1.3.5. MOTIVOS INTRÍNSECOS E EXTRÍNSECOS**

As razões para reciclar ou não reciclar podem-se fundamentar em motivos de natureza interna (intrínsecos) ou externa (extrínsecos). No primeiro caso incluem-se, por exemplo, o sentido do dever,

o sentimento de culpa, a satisfação pessoal “sentir-se bem com”, o sentido de competência e confiança ou ainda o compromisso pessoal. Muitas destas razões são de natureza altruísta. No segundo caso incluem-se os incentivos ou desincentivos materiais, de natureza económica, as obrigações legais e a pressão ou o apoio social.

Muitas investigações têm enfatizado a importância dos motivos intrínsecos e extrínsecos como poderosos incentivos para a realização de comportamentos ambientais (Luybem e Cummings, 1982; Needleman e Geller, 1992; De Young, 1986; De Young, 1988-89; Vining e Ebreo, 1989; Thøgersen, 1994). O conhecimento sobre o tipo de motivos que os indivíduos evocam para justificar os seus comportamentos é fundamental quando se pretende implementar estratégias que visem a facilitação ou alteração desses comportamentos.

Evidentemente que as motivações pessoais derivam não só das normas sociais e pessoais, como também das condições operacionais colocadas à disposição dos indivíduos, da avaliação que fazem dos programas, da personalidade e dos atributos sócio-demográficos dos indivíduos. A interacção e eventuais sinergias entre estas variáveis ditará se para um indivíduo os incentivos de natureza material, por exemplo, serão mais fortes que os não materiais para os motivar a reciclar.

Muitos estudos têm procurado encontrar na natureza das motivações a causa para a diferenciação entre recicladores e não recicladores. Vining e Ebreo (1990) concluíram que os não recicladores estão mais preocupados com os motivos extrínsecos (recompensas pela reciclagem e conveniência pessoal) do que com os intrínsecos. De Young (1985-86) e De Young (1986) defendem também que o comportamento de reciclagem está relacionado com os motivos intrínsecos, como a satisfação pessoal por fazer alguma coisa para a comunidade ou para a defesa do ambiente.

A percepção sobre as dificuldades ou os inconvenientes associados à reciclagem, como, por exemplo, a falta de espaço em casa, o não ter materiais em quantidade suficiente para reciclar, a distância dos equipamentos de deposição, o esquecimento do dia de recolha, entre outros, têm sido identificados como factores (des)motivadores importantes para os que não reciclam (Turner, 1981; Vining *et al.*, 1992; McQuaid e Murdock, 1996).

Uma análise factorial realizada por Howenstine (1993) sobre uma lista de 12 razões apontadas pelos recicladores e não recicladores residentes em Chicago, revelou que os três factores principais, incómodo, localização e a indiferença, explicavam 54% da variância.

O primeiro factor, incluía ideias do tipo “ não se recebe dinheiro por isso”, “dá muito trabalho”, “é muito sujo”, “requer muito espaço”. Resultados idênticos foram obtidos por Vining e Ebreo (1990) e por Gamba e Oskamp (1994). O segundo factor, localização, inclui a crença de que os locais de deposição para os recicláveis estão muito longe, que não têm quantidades suficientes de recicláveis e ausência de conhecimento sobre onde levar os resíduos. O terceiro factor, indiferença, incluía razões do tipo “nunca pensei nisso”, “não adianta nada”. Gamba e Oskamp (1994) reportam conclusões semelhantes, ao constatar que os comportamentos de reciclagem estão positivamente correlacionados com a crença de que a reciclagem é um meio efectivo de contribuir para a preservação do ambiente e resolução dos problemas dos resíduos.

#### **2.2.1.3.6. HÁBITOS E EXPERIÊNCIA PASSADA**

Ao nível individual, a principal dificuldade na reciclagem está muitas vezes no romper com os antigos hábitos estabelecidos em relação à gestão do lixo doméstico e na adopção de novas práticas. Quanto mais forte é um hábito, ou mais o indivíduo no passado tenha agido de certa forma, mais actua o hábito e menos influente é a intenção, na determinação da conduta (Triandis, 1977; Eagly e Chaiken, 1993).

Durante anos a maioria das famílias habituaram-se a despejar o seu lixo como uma mistura de resíduos sem a preocupação de os separar e/ou colocar em recipientes distintos. Por outro lado, e no caso particular dos portugueses, a maioria das famílias está habituada a despejar o seu lixo numa base praticamente diária, incluindo nos dias em que não há remoção, e às horas que mais lhe convém. Apesar de muitas autarquias terem nos regulamentos municipais de resíduos sólidos regras explícitas acerca da deposição dos resíduos, prevendo mesmo nalgumas situações sanções, nenhuma família foi sancionada por infringir essas regras. Ou seja, o próprio sistema de recolha de RU criou muitos maus hábitos à população portuguesa.

Os comportamentos do dia-a-dia das pessoas são, na maior parte das situações, caracterizados pelo conceito de "hábito". Os hábitos formam-se através da repetição das acções. As pessoas não tomam uma decisão cada vez que têm de optar por alguma coisa, por exemplo, modo de se deslocar para o emprego ou comprar um bem comum. A vantagem dum hábito é que não exige que se tenha que pensar e avaliar diferentes alternativas cada vez que se actua numa dada direcção (Dahlstrand e Biel, 1997).

Contudo, existe uma relação entre atitudes e hábitos. Quanto mais forte é um hábito mais fraca é a relação atitude-comportamento, quando mais fraco é o hábito maior é a relação entre atitude-comportamento (Verplanken *et al.*, 1994). Os hábitos fortemente estabelecidos podem não ser facilmente alterados pela simples informação que vise a alteração das atitudes.

Em relação aos RU as pessoas podem ter adquirido hábitos funcionais, por exemplo, misturar o lixo e levá-lo para os contentores às horas mais convenientes para si e não coincidentes com as indicadas pelos serviços de recolha, mas com pouca ou nenhuma consciência das consequências para o ambiente ou saúde pública.

Uma mudança de sucesso inclui quebrar esses hábitos, mudar dum comportamento para outro. Dahlstrand e Biel (1997) são de opinião que uma vez questionado o valor dum hábito estabelecido haverá espaço para que outros factores possam influenciar o comportamento presente. Quando isto acontece, as pessoas podem formar crenças baseadas em valores individualistas, social-altruístas ou ecologistas (Stern *et al.*, 1993).

O sistema de recolha convencional dos RU pode facilitar ou dificultar a adopção de novos hábitos. Quanto mais afastados estiverem os novos comportamentos exigidos para a reciclagem dos já existentes para a deposição dos RU, mais difícil será o estabelecimento desses novos comportamentos. Por exemplo, se numa zona de vivendas a recolha dos RU for individual, porta-a-porta, a implementação de um sistema de recolha selectiva por transporte (ecopontos com baixa densidade espacial ou ecocentro) exigirá uma alteração muito mais radical dos hábitos estabelecidos. O mesmo se verificando, por exemplo, nas situações em que os prédios têm sistemas de condutas verticais para a deposição dos RU, a alteração desta forma de deposição que obriga os residentes a descerem as escadas ou utilizar o elevador para irem depositar algumas das componentes dos seus RU noutra local, é acompanhada por obstáculos, alguns reais outros apenas percebidos (Margai, 1997).

As mesmas dificuldades podem existir se por exemplo as pessoas estiverem habituadas a despejar o seu lixo a qualquer dia e hora da semana e de repente se lhes exigir dias e horas específicas para a deposição dos recicláveis. Estes assuntos serão abordados novamente no ponto dedicado à influência dos factores operacionais no comportamento de reciclagem.

A importância dos hábitos adquiridos em relação à gestão dos resíduos domésticos e a experiência passada de reciclagem têm sido referidos como factores importantes para a participação nos programas de reciclagem (Bentler e Speckhart, 1979; Marcey e Brown, 1983; Boldero, 1995; Lake *et al.*, 1996). De acordo com Boldero (1995) quando um determinado comportamento se transforma num hábito, este pode ser incluído como um preditor, tanto da intenção de agir, como da realização do próprio comportamento.

Lake *et al.* (1996) constataram que quando se alteraram as condições operacionais do sistema de recolha selectiva existente na comunidade que analisaram, tornando-o mais acessível e fácil, o que consistiu na passagem dum sistema por transporte voluntário para um novo sistema porta-a-porta, no grupo dos recicladores encontrava-se um número superior dos que já reciclavam antes do novo sistema ser implementado, confirmando a relação entre os hábitos, experiências passadas e os comportamentos actuais.

#### **2.2.1.3.7. PERCEPÇÃO SOBRE AS QUANTIDADES E TIPO DE RESÍDUOS PRODUZIDOS**

A relação entre a dimensão da população ou o PIB e a quantidade de RU tem sido demonstrada em vários estudos, como já foi referido no capítulo introdutório. Contudo, quando a quantidade de RU é apresentada numa base *per capita* (por habitação ou por agregado familiar), geralmente não há relação entre a população e a produção de RU (Hockett *et al.*, 1995).

A relação entre rendimento e prosperidade das famílias e produção de RU é controversa. Uns estudos revelam correlações positivas entre estes indicadores (Rhyner, 1976; Wertz, 1976; Richardson e Havlicek, 1978; Chang *et al.*, 1993; Dayal *et al.*, 1993), outros estudos revelam resultados neutros (Ali Khan e Burney, 1989; Cailas *et al.*, 1993; Henricks, 1994) e outros ainda correlações negativas (Grossman, 1974; Rathje e Murphy, 1992). Evidentemente que estes resultados revelam a grande complexidade resultante de um vasto conjunto de variáveis que influenciam a produção de RU *per capita*, nomeadamente, hábitos culturais, estilos de vida, sistema de recolha existente, actividades de reciclagem.

O tipo e quantidades de bens de consumo das famílias também tem uma grande importância na reciclagem. Isto é influenciado por factores sociais e económicos, como as modas, a procura e oferta, a publicidade, a tecnologia, as políticas de embalagem e de distribuição de bens (McQuaid e Murdock, 1996). Por este motivo, quando se consideram os comportamentos de reciclagem é necessário atender à estrutura macro sócio-económica e não só agregar as respostas individuais à reciclagem (Derksen e Gartrell, 1993).

Um problema na relação entre a produção *per capita* e a quantidade de RU é a inclusão ou não do pequeno comércio e indústrias na definição de RU. Henricks (1994), por exemplo, encontrou uma correlação positiva entre a produção *per capita* do comércio e a produção total de RU da Florida e Gay *et al.* (1993) e Hockett *et al.* (1995) desenvolveram um modelo preditivo para a produção de RU baseado no comércio retalhista. Os resultados destes trabalhos permitiram aos autores referir que os esforços de redução dos RU deveriam dar mais atenção ao sector do retalhista, especialmente ao da restauração, o qual por sua vez está muito relacionado com a presença de outros sectores produtores de RU, como empresas comerciais, serviços e instituições.

Estes resultados permitem concluir que a maior parte dos estudos que utilizam a taxa de desvio ou de recolha selectiva, para os relacionarem com a participação dos indivíduos num determinado programa, poderão estar a sofrer a influência do sector retalhista, o qual entra na definição de RU, e que na maior parte dos casos não é abrangido por programas selectivos. Ou seja, a participação do sector doméstico pode estar a ser deficientemente avaliada.

Outros factores que influenciam a produção *per capita* são a existência de programas de reciclagem, aplicação de tarifários de resíduos, taxas de deposição em aterro, entre outros (Henricks, 1994).

De acordo com o exposto nos pontos anteriores parece evidente que o tipo de sistema de recolha selectiva existente, o tipo de residência e a estrutura do agregado familiar, nomeadamente a sua dimensão e as características sócio-económicas dos indivíduos que a compõem, estarão mais relacionadas com a produção de RU *per capita* (ou por habitação) do que os indicadores globais como a população, o PIB ou o total dos RU.

Por exemplo, em casas grandes produzem-se mais quantidades de RU, mas comparativamente a uma casa mais pequena e com o mesmo número de pessoas, produzem menos *per capita* (Jenkins, 1993). A idade dos elementos do agregado familiar e o tipo de actividade profissional que exercem também tem uma grande influência nos quantitativos de RU. A este respeito, não há uma grande concordância de resultados. Jenkins (1993), por exemplo, refere que existe uma correlação positiva entre a idade e a produção de RU, enquanto que Richardson e Havlicek (1978) concluíram que as pessoas de meia idade produzem mais resíduos que as mais jovens ou mais idosas.

São raros os estudos que comparam os comportamentos de reciclagem relativos a cada um dos materiais recicláveis *per si*. No entanto, vários estudos têm mostrado que as taxas de participação, taxas de desvio e taxas de recolha selectiva, não são idênticas para todos os materiais contemplados nos programas de reciclagem. Os motivos, as atitudes, a conveniência e os comportamentos de reciclagem em relação a um determinado material, podem não ser idênticos. Por vários motivos, para uns pode ser mais fácil reciclar papel que latas de alumínio, podem por exemplo estar mais preocupados ou informados sobre os impactes resultantes do consumo das matérias primas utilizadas para o fabrico do papel, ou da poluição resultante da produção da pasta do papel, do que dos impactes resultantes da produção do alumínio ou ter a percepção que produzem muito mais papel que latas de alumínio.

Estas evidências foram suportadas pelos resultados obtidos por Lake *et al.*, (1996) os quais verificaram existir diferenças significativas entre os comportamentos de reciclagem do vidro e o dos restantes materiais. No caso particular do vidro, os hábitos passados e a maior familiarização pelo

sistema do vidro, o mais antigo e comum em muitos países, pode ser a razão para a maior ligação deste material às práticas de reciclagem e reutilização de embalagens.

Num outro estudo, já não sobre a reciclagem mas sobre o sistema de depósito/consignação das embalagens, realizado sobre duas amostras da população de Hong Kong, uma relativa às “donas de casa” (DC) e outra ao público em geral (PG), Chung e Poon (1994) também verificaram diferenças entre os diferentes materiais. Na questão relativa à hipótese de embalagens com retorno e qual das embalagens é que estariam dispostos a entregar para reutilização, ambos os grupos referiam por ordem decrescente as garrafas de vidro (DC=56.7% vs PG=68.4%), as garrafas de PET (DC=35.9% vs PG=55.0%), as latas de alumínio (DC=30.0% vs PG=46.6%) e as embalagens de vinho (DC=24.8% vs PG=39.3%).

Conclui-se destes trabalhos que a percepção sobre o tipo e quantidades de RU produzidos por um agregado familiar pode influenciar a sua decisão em reciclar este ou aquele material dos RU, sendo necessário precisar o material sobre o qual se quer inferir sobre os comportamentos de reutilização ou de reciclagem, já que a estrutura dos modelos comportamentais e respectivas variáveis, bem como os indicadores de desempenho dos sistemas implementados, podem ser diferentes consoante o material em questão.

É natural que um indivíduo que tenha a percepção que produz muito papel se sinta mais responsável por o encaminhar para a reciclagem, do que um indivíduo que produz pouco papel. Para além da quantidade, a qualidade também é um factor determinante. Voltando novamente ao exemplo do papel, reciclar jornais ou folhas A4 parecerá muito mais lógico e fácil do que reciclar embalagens de cartão contaminadas com restos de alimentos ou guardanapos de papel.

O sentido de higiene ou limpeza dum material poderão ter uma grande influência na reciclagem e a sua limpeza, remoção de contaminantes, poderá representar um esforço adicional ou disparatado para muitos. Ou seja, todos os materiais são lixo, mas uns são mais lixo que outros. Esta poderá ser uma das razões para o facto de nos vidros os materiais presentes em maior quantidade serem as garrafas de bebidas alimentares. São não só as embalagens de vidro mais consumidas, mas também porque são as mais limpas, enquanto que por exemplo em relação aos boiões ou frascos com produtos alimentares, é mais difícil de remover os restos do produto que acondicionam.

Este problema da percepção sobre o tipo e qualidade do lixo poderá ser uma das justificações para os resultados obtidos por Lake *et al.*, (1996). Estes autores, ao analisarem um sistema de reciclagem porta-a-porta implementado em Hethersett (Inglaterra), concluíram que as famílias recicladoras, no seu conjunto, contribuíam com uma taxa de desvio de 22.9%, mas que a taxa de desvio por habitação era de 25.1%, indicando que as casas que produzem maiores quantitativos de resíduos reciclam uma menor percentagem (valores absolutos em relação ao peso total dos RU) dos seus resíduos do que as casas com quantidades menores.

#### **2.2.1.3.8. NÍVEL DE CONHECIMENTO SOBRE O SISTEMA DE GESTÃO DE RESÍDUOS**

O ditado popular “longe da vista longe do coração” aplica-se à problemática dos RU. Apesar do sistema de gestão de RU ser constituído por vários sub-sistemas, o sistema mais visível para o público é a recolha. Todos sabem onde se encontram os contentores para depositar os resíduos e muitos sabem quem os recolhe e em que dias e horas. Já em relação às infraestruturas de reciclagem, tratamento ou deposição final dos RU, as quais estão normalmente localizadas longe do alcance visual dos residentes, o conhecimento não é tão generalizado. Por este motivo, a maioria das reclamações que chegam aos serviços autárquicos dizem respeito à recolha e não às outras componentes do sistema. Queixas contra o barulho das viaturas, a limpeza dos contentores, o lixo deixado no chão à volta dos contentores, o número de contentores, os contentores a transbordar, atitudes incorrectas dos cantoneiros, a frequência e horário da remoção, são as críticas mais típicas na maioria das câmaras.

Mas o sistema de recolha, embora não sendo perfeito em muitas situações, não é actualmente, na maior parte dos casos a componente mais crítica do sistema. O destino das várias toneladas que as câmaras recolhem todos os dias é que constitui o maior problema. E são normalmente os sistemas de tratamento e destino final dos resíduos os que apresentam disfunções ambientais mais graves, como foi referido no capítulo introdutório.

Referiu-se também que as pessoas normalmente só se consciencializam do problema dos resíduos e só reagem a esta problemática quando os problemas lhes tocam à porta (síndrome NIMBY). Fora destas situações radicais a maioria tem uma ideia da problemática dos resíduos baseada no senso comum, transmitida pelos grupos de informação e opinião da sociedade (escola, comunicação social, ambientalistas, técnicos e cientistas) e pelos contactos interpessoais (amigos, vizinhos, colegas de emprego).

O nível de compreensão e interiorização desta problemática é sem dúvida importante para a formação das atitudes em relação aos resíduos e para a eventual adopção de práticas mais correctas de consumo, reutilização ou reciclagem. No entanto, a maior parte das pessoas desconhece, à excepção de casos pontuais muito ligados aos problemas de localização de infraestruturas, para onde estão a ir os seus resíduos e se os processos utilizados para o seu tratamento ou deposição final se baseiam nas melhores práticas ambientais. Esta situação resulta por um lado da responsabilidade quase exclusiva que é atribuída ao poder local para a resolução do problema dos resíduos o que deriva do facto dos resíduos terem sido tradicionalmente considerados apenas como um problema de saúde pública e, como problema de saúde, cabe ao estado resolvê-lo. Por outro lado, os poderes públicos habituaram-se a tomar decisões mediante o parecer dos seus políticos e técnicos e a impor aos cidadãos as suas decisões, as quais consideram ser as melhores para o bem comum, não lhes dando, na maioria das situações, qualquer justificação para as opções tomadas, a não ser que por lei seja obrigatória a participação pública, a qual na maior parte das situações só serve para legitimar as opções tomadas e não para ajudar à sua construção ou alteração. Por último, a maior parte das soluções dadas para o tratamento e destino final dos RU não são nada positivas em termos de impacte ambiental, pelo que se têm omitido ou camuflado estes aspectos do sistema de gestão dos RU

Referiu-se também no capítulo introdutório que este modo de actuar tem criado vários problemas em muitas áreas. Para além das reacções negativas da população, as quais sentem que não foram tidas em conta as suas preocupações e que os custos que recaem sobre elas são injustos, esta não é a melhor forma de responsabilizar os cidadãos para com a problemática dos resíduos.

É pois necessário informar as pessoas sobre a real situação e problemas dos resíduos no seu concelho, envolve-las e responsabilizá-las na construção de soluções. É necessário também desfazer boatos ou mitos que possam existir, se os mesmos não tiverem qualquer fundamento técnico ou científico. Por exemplo, ouvir dizer que o papel objecto de recolhas selectivas, ou outro material, não está a ser reciclado, mas sim a ir para o aterro, pode ser uma razão mais que suficiente para se deixar de reciclar e incitar outros a fazer o mesmo, mesmo sem se ter a certeza que tal acontece. Em contrapartida, saber que a lixeira ou o aterro que se dispõe, está a criar problemas ambientais ou se esgotará a curto prazo, pode aumentar o nível de preocupação dos indivíduos e motivá-los para reutilizarem ou reciclarem mais.

Os órgãos de comunicação social e as sondagens à opinião pública dão conta que a população portuguesa está a mudar. Começam a formar-se grupos ou associações de populares determinados em defender interesses locais, a formularem as suas críticas, a darem as suas opiniões, a aliarem-se aos movimentos ambientalistas, a quererem colaborar e ajudar a resolver determinados problemas. Começa também a ser notória a presença de porta vozes nesses grupos com níveis de informação e conhecimento já muito elevados acerca dos assuntos que defendem.

Em relação à reciclagem é fundamental que os cidadãos compreendam os seus reais benefícios como opção alternativa a outros sistemas de tratamento ou deposição dos RU na sua zona, o que só poderão avaliar conscientemente se souberem para onde estão a ser conduzidos os seus resíduos e quais os verdadeiros impactes ambientais, económicos, sociais e de saúde pública resultantes dessas práticas. Na maior parte das situações, nos folhetos ou informação distribuída acerca dos programas de reciclagem, omite-se, inconscientemente ou deliberadamente por razões políticas, estes aspectos, e quando se fala por exemplo do problema da falta de aterros, dos impactes dos poluentes líquidos ou gasosos, é quase sempre numa forma abstracta, geral, nunca ligada à situação específica do concelho em causa.

#### **2.2.1.3.9. NÍVEL DE INFORMAÇÃO E CONHECIMENTO SOBRE O PROGRAMA DE RECICLAGEM**

Saber até que ponto a informação e/ou conhecimento específico sobre o funcionamento dum programa de reciclagem é ou não um factor determinante para as atitudes e comportamentos de



reciclagem é de extrema importância já que a maior parte das estratégias de informação e campanhas de educação ambiental visam precisamente melhorar os níveis de conhecimento dos indivíduos sobre o porquê, como, quando e onde.

Em muitos casos têm sido encontradas relações significativas entre os conhecimentos ambientais, preocupações ambientais e comportamentos ambientais (Ostman e Paker, 1988; Ham, 1983-84; Schnelle *et al.*, 1980; Arbuthnot *et al.*, 1976-77; Becker, 1978; Katzev e Johnson, 1984). Estas conclusões têm levado alguns autores a partir do princípio que o conhecimento geral de conservação deverá guiar os comportamentos ambientais. Mas, como referem Oskamp *et al.* (1991), não se pode assumir à partida que os cidadãos ambientalmente mais conscientes sejam os mais recicladores. Aliás, como já se referiu anteriormente, os mesmos níveis de conhecimento e preocupação ambiental poderão produzir comportamentos completamente diferentes em relação a cada um dos tópicos ambientais (e.g. energia, água, resíduos, consumo).

Evidências empíricas, baseadas em teorias das relações atitudes-comportamentos (e.g. behaviorismo, auto-percepção e teoria da acção reflectida), mostram que há muitos outros factores que influenciam o comportamento e que a influência do conhecimento sobre as questões ambientais é muito indirecta. A correlação entre conhecimento e comportamentos não se tem verificado ou quando existe é muito fraca (Maloney e Ward, 1973; Arbuthnot e Lingg, 1975; Sia *et al.*, 1985; Smythe e Brooke, 1980; Hines *et al.*, 1986-87). Alguns autores concluíram destas fracas correlações que a informação e o conhecimento não deveria ser o primeiro foco nos programas de intervenção que visam as mudanças de comportamento.

Weigel e Amsterdam (1976), Arcury (1990) e Oskamp *et al.* (1991), a propósito dos resultados pouco conclusivos acerca da relação conhecimento-comportamento, sugerem que os mesmos se poderão dever às limitações apresentadas pelos métodos de avaliação dos conhecimentos. Um problema parece ser o tipo de pergunta que se faz para avaliar a informação e conhecimento ambiental. Outro problema relaciona-se com a metodologia utilizada no tratamento dos dados (Lindsay e Strathman, 1997). Uma das críticas que se têm feito aos trabalhos realizados nesta matéria é que as escalas que utilizam para avaliar o nível de conhecimento dos indivíduos inquiridos, avaliam conhecimentos de natureza muito abstracta, pouco objectivos e pouco dirigidos para acções específicas e concretas sobre os comportamentos que se pretendem avaliar.

Schahn e Holzer (1990) testaram o efeito de dois tipos de escalas de conhecimento, uma escala que designaram de "conhecimento abstracto" e outra a que designaram por "conhecimento concreto", a uma amostra da população de Heidelberg (Alemanha), subdividida em dois grupos, um constituído por indivíduos pertencentes a movimentos ambientalistas e outro constituído por indivíduos não ambientalistas. A primeira não revelou efeito nenhum nem nos ambientalistas nem nos não ambientalistas, mas a segunda já os diferenciou, obtendo-se correlações significativas entre o conhecimento e o auto-relato dos comportamentos.

Em todos os estudos que avaliaram o nível de conhecimento específico sobre os programas de reciclagem (tipo de materiais e procedimentos), este revelou ser uma condição fundamental para a eficiência da participação (quantidade e qualidade). Os não recicladores apresentam sempre menores níveis de conhecimento específico comparativamente aos recicladores (Gamba e Oskamp, 1993; Oskamp *et al.*, 1991; Simmons e Widmar, 1990; Vining e Ebreo, 1990; De Young, 1989; Gamba e Oskamp, 1994; Howenstine, 1993; Lansana, 1992; Lindsay e Strathman, 1997; Vining *et al.* 1992).

Estes resultados levaram De Young (1989) a concluir que as políticas promocionais sobre os programas de reciclagem são uma peça fundamental para aumentar o nível de participação dos cidadãos. Apesar de recicladores e não recicladores terem atitudes pró-ambientais muito similares, os não recicladores apresentam normalmente ausência de informação sobre os procedimentos relativos à actividade de reciclagem. A informação e educação para serem efectivas na promoção dos comportamentos de reciclagem têm pois que sugerir acções específicas, incorporando informação sobre crenças e normas socialmente aceites, mas em estreita proximidade com as características do sistema de reciclagem (Burn e Oskamp, 1986; Geller *et al.*, 1982; Jacobs *et al.*, 1984).

Várias explicações têm sido dadas para a diferença verificada no nível de informação entre recicladores e não recicladores. Uma possível explicação é que os não recicladores selectivamente ignoram ou dispensam a informação acerca da reciclagem que consideram ser irrelevante para o seu comportamento, enquanto que os recicladores procuram e relembram a informação. É também

possível que a informação sobre a reciclagem crie dissonância por ameaça ao auto-conceito dos não recicladores acerca do papel da sua responsabilidade como membros da comunidade. Se uma informação for congruente com as crenças, mas não com o comportamento, o indivíduo deve decidir ou mudar o seu comportamento em conformidade com as crenças ou ignorar a informação. Os não recicladores podem relembrar menos informação acerca da reciclagem devido à incongruência da relação crenças-comportamentos e não simplesmente porque a informação não se lhes aplica (Vining e Ebreo, 1990).

Outro factor que pode contribuir para a diferenciação do nível de conhecimentos de recicladores e não recicladores são as características sócio-demográficas. A noção de que as pessoas mais educadas e com maiores rendimentos são as potencialmente mais recicladoras está muito difundida e tem sido documentada em muitos estudos. É possível que os indivíduos de um estrato sócio-económico mais elevado tenham um melhor acesso à informação sobre reciclagem (VanLiere e Dunlap, 1980). Também é possível que estes indivíduos tenham mais materiais para reciclar e/ou se sintam mais responsáveis (culpados) por consumirem mais e, consequentemente, produzirem mais resíduos.

Parece óbvio que o conhecimento sobre determinados problemas ambientais é necessário para a preocupação ambiental ou atitudes acerca de determinado problema, mas pode não ser suficiente para a realização de comportamentos conformes com essas atitudes por falta de informação suficiente sobre os comportamentos a adoptar ou dificuldades práticas na realização dos mesmos. Por exemplo, um indivíduo pode saber o que é o "buraco do ozono" e estar muito preocupado com as suas consequências, mas se não souber que este fenómeno está relacionado com os *sprays* que utiliza em casa, ou que já existem no mercado produtos substitutos menos ofensivos, ou mesmo sabendo isso se não existirem esses produtos disponíveis nas lojas onde se abastece, não terá a possibilidade de emitir comportamentos coerentes com as suas atitudes.

De igual modo, em relação aos resíduos, a presença ou ausência de informação específica sobre que tipo de materiais reciclar, como e onde colocá-los, é fundamental para a participação, mas fica-se na dúvida, uma vez que a maior parte dos estudos não aprofunda as razões dessa falta de informação, se a correspondência entre a falta de conhecimento detectada nos não recicladores se deve à sua indiferença perante a reciclagem, às barreiras à reciclagem, às dificuldades no acesso à informação, às características demográficas e sócio-económicas dos indivíduos ou ao tipo de técnica informativa a que foram sujeitos, entre outras razões. Estes e provavelmente outros factores poderão influenciar a recepção e interiorização da informação.

É importante saber as razões porque é que a informação é esquecida ou nunca é percebida por determinados indivíduos e que características comuns têm esses indivíduos. Estudos sobre a forma como a informação específica é retida ou esquecida e a ligação entre a informação lembrada e o comportamento são necessários antes que um programa efectivo de educação para a reciclagem seja posto em prática.

#### **2.2.1.3.10. PERCEPÇÃO DE BARREIRAS À RECICLAGEM**

O papel das dificuldades, barreiras ou inconveniências pessoais tem sido identificado por vários investigadores como factores determinantes para os comportamentos de reciclagem (De Young, 1988-89; Vining e Ebreo, 1990; Gamba e Oskamp, 1994; Howenstine, 1993; Lansana, 1992; Porter *et al.*, 1995; Lindsay e Stathman, 1997). Estes autores são unânimes em considerar que apesar das atitudes dos recicladores e dos não recicladores serem bastante favoráveis e positivas em relação à reciclagem, o que os distingue é a forma como percebem as dificuldades e os inconvenientes colocados pelos sistemas de reciclagem e a importância que atribuem a esses problemas.

Os inconvenientes geralmente apontados pela população dizem respeito aos esforços requeridos para as actividades separação dos materiais, tempo a separá-los e transportá-los, falta de espaço suficiente em casa para os armazenar, distância aos pontos de deposição e ausência de incentivos e informação por parte das autoridades locais. Mesmo que se acredite que a reciclagem é bastante favorável para o ambiente, os inconvenientes citados poderão desencorajar este comportamento, revelando-se nestes casos inconsistência entre as atitudes e os comportamentos. De igual modo, alguns tipos de incentivos, como por exemplo receber pelos materiais recicláveis, podem não ser suficientes para compensar os inconvenientes percebidos pelos residentes.

A pouca conveniência dos programas de reciclagem tem sido um dos factores mais destacados pelos não recicladores como obstáculos à sua participação. No entanto, Ferrand, (1988) apesar de admitir que os inconvenientes referidos por algumas pessoas para não reciclar, do tipo “falta de espaço, muito trabalhoso”, posam ser válidos, refere que outros comportamentos domésticos que envolvem tanto ou mais inconvenientes são realizados sem problemas. Por analogia, compara a reciclagem com os esforços requeridos para a lavagem da roupa: separação entre roupa suja e limpa, de cor e branca, da tingida da não tingida, e depois a selecção da temperatura, da centrifugação, etc. Refuta também o argumento “não ter espaço suficiente na cozinha para a reciclagem” fazendo a observação de que as cozinhas estão cheias de aparelhos e utensílios que não se pensaria necessitar aqui à 10 ou 20 anos atrás, quando as cozinhas eram bem mais espaçosas. Aparelhagens, espremedores de frutos, máquina de café, placas eléctricas, facas eléctricas, batedoras, trituradoras, máquinas de pipocas, microondas. Ele acredita que pode haver mais mercado também para os aparelhos e utensílios da reciclagem, nomeadamente, recipientes, compactadores, esmagadores, trituradores, caixas, moinhos, mini-enfardadoras, separadores, densificadores. E se se conseguir variar os designs e as cores, haverá espaço para estes equipamentos nas casas. E então a retórica e o realismo na reciclagem mudará certamente.

#### 2.2.1.3.11. AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE RECICLAGEM

A avaliação que os indivíduos fazem do sistema de gestão de RU pode condicionar a sua participação nos programas de reciclagem. Assuntos como o número de recipientes, a sua localização, falta de limpeza, barulho na remoção, falta de informação, entre outros, são o tipo de queixas que os entrevistadores normalmente ouvem dos indivíduos não recicladores que estudam (Israel, 1991; Martinho *et al.*, 1997).

A satisfação pública com os sistemas de separação e recolha de resíduos pode ser o motor que guia o sucesso dum esquema de reciclagem. Há duas formas de medir o suporte e satisfação do público. Uma forma é esperar pelos resultados das eleições e pelos protestos contra a forma como as autoridades gerem os resíduos ou resignar-se com as baixas taxas de desempenho apresentadas pelo sistema implementado. Outra forma é fazer inquéritos periódicos ao nível de informação, avaliação, opinião e atitudes dos utilizadores (consumidores) em relação aos serviços que lhes são fornecidos (McMillen, 1993).

A avaliação da qualidade de um serviço abrange não só os aspectos apreendidos directamente pelos consumidores, no caso dos resíduos, a recolha periódica, a limpeza dos contentores, a existência de equipamentos suficientes para deposição selectiva, a sua correcta localização, informação sobre o sistema, os custos do sistema, como também os que estão para além da percepção imediata mas que são amplamente reconhecidos como importantes em termos de saúde pública e qualidade do ambiente. Neste último caso inclui-se o conhecimento, ou percepção, dos riscos ambientais, associados aos sistemas de recolha e processamento dos resíduos, como por exemplo, contaminação de águas subterrâneas por lixiviados, libertação de poluentes atmosféricos, odores, ruídos, intrusão visual.

Neste contexto, Lobato Faria *et al.* (1994, 1996) consideram consumidores não só os utentes directos ou reais do sistema, mas também os utentes indirectos ou virtuais, isto é, todos aqueles que não estando ligados directamente ao sistema podem ser por ele afectados. Os dois tipos de consumidores, directos e indirectos, são normalmente do tipo reactivo. Os autores consideram ainda um terceiro tipo de consumidores, os consumidores proactivos. Estes serão indivíduos ou (mais frequentemente) organizações cujas exigências de satisfação incluem também aspectos importantes que vão para além da percepção imediata. Como exemplos deste tipo de consumidores, temos as organizações ambientalistas, defesa do consumidor, grupos de pressão e órgãos de comunicação social.

A avaliação de um serviço encerra em si duas componentes, a percepção da qualidade e a satisfação pelo serviço prestado. Estes dois construtos normalmente confundem-se e condicionam-se mutuamente.

As investigações sugerem que a percepção sobre a qualidade de um serviço é similar a uma atitude (Bitner, 1990; Parasuraman *et al.*, 1988), podendo afectar as intenções comportamentais (Monroe, 1990). A percepção da qualidade depende dos atributos dum produto (e.g., excelência, superioridade) e da avaliação que o consumidor faz desses atributos (Zeithaml, 1988). Desta forma,

a percepção da qualidade é uma variável avaliativa que pode ser adicionada aos modelos que explicam os comportamentos. Por seu turno, a satisfação é definida em primeiro lugar como uma resposta afectiva, emocional, a uma experiência de consumo ou de utilização de um serviço (Linder-Pelz, 1982). De acordo com Gottlieb *et al.*, (1994) a percepção da qualidade afecta a satisfação e esta por sua vez afecta as intenções comportamentais.

As investigações sugerem também que o impacte dum estímulo (e.g., atributos do serviço) depende dum ponto de referência, ou seja, da expectativa que o indivíduo tem sobre o serviço (Gottlieb e Dunbinsky, 1991). A correspondência ou não correspondência entre as expectativas de um indivíduo e a realidade, experiência sobre o serviço ou produto, pode influenciar quer a percepção da qualidade, quer a satisfação (Oliver e De Sarbo, 1988; Bolton e Drew, 1991). Se os atributos de um serviço excederem o nível de expectativa do consumidor o serviço será avaliado positivamente e vice versa.

As dimensões focais e contextuais dos estímulos podem influenciar a percepção da qualidade e satisfação por um serviço. Os estímulos focais, são estímulos aos quais o consumidor directamente responde (Lichtenstein e Bearden, 1988), por exemplo o preço, uma multa, uma aprovação social, o esgotamento dum recurso. Os estímulos contextuais fornecem a base ou as condições para a percepção dos estímulos focais (Oliver, 1981), por exemplo a presença de vidrões, um folheto com comunicação persuasiva sobre a reciclagem. Os utilizadores dum sistema de reciclagem podem reagir em sentidos inversos a estes dois tipos de estímulos. Podem apresentar uma relação negativa entre as suas expectativas e a dimensão focal, por exemplo, poderiam esperar que quem reciclasse não pagaria ou pagaria menos pelo lixo que produz mas afinal todos têm que pagar o mesmo. Mas a relação entre as suas expectativas e a situação contextual pode também ser positiva, por exemplo, terem conhecimento que afinal o dinheiro da venda dos materiais recicláveis está a ser utilizado para fins humanitários.

Vários factores podem mediar a relação entre as expectativas, a avaliação sobre a forma como a autoridade local gere os RU e o comportamento de reciclagem, o que pode resultar em direcções e magnitudes diferentes nessas relações. Viu-se já, por exemplo, que a identidade urbana pode ser uma poderosa mediadora das políticas locais. Outros factores como o nível de conhecimento dos indivíduos sobre os assuntos relacionados com os RU, o seu sistema de valores e normas, a atribuição das responsabilidades, o controlo comportamental percebido, entre outros, também poderão influenciar a avaliação.

Por exemplo, um reciclador pode avaliar negativamente a actuação da Câmara porque desejaria que esta proporcionasse a recolha selectiva de mais materiais ou que colocasse os recipientes de deposição mais próximos da sua casa ou ainda que penalizasse os que não fazem esforços de reciclagem. Um outro indivíduo, não reciclador, poderá avaliar positivamente os esforços da câmara se considerar que a recolha do vidro já é suficiente ou que existem outros problemas sociais mais importantes sobre os quais a autarquia está a ter um papel mais relevante e positivo, ou simplesmente porque o vereador do pelouro é do seu partido ou do seu clube de futebol. Ou, pelo contrário, pode estar insatisfeito porque o sistema não é conveniente para a sua família, os contentores estão muito longe e por isso não podem participar, ou pelo facto dum vidro que está ao pé de sua casa fazer muito barulho e estar sempre sujo.

Uma regra de ouro para as autarquias que pretendem implementar um sistema de recolha selectiva é que recolham só os materiais para os quais consigam arranjar mercado. Para além da irracionalidade económica, uma vez que se estão a investir recursos e mão-de-obra em equipamentos e recolhas de materiais que não são conduzidos para reciclagem, factores de ordem ambiental e psicossocial são também relevantes. Recolher certos tipos de materiais, o que envolve transporte desses resíduos para um determinado local, e conduzi-los para as lixeiras ou aterros porque não se acordou com nenhum industrial a sua recepção é aumentar os impactes ambientais dos sistemas de gestão de RU. Por outro lado se a população depois de se entusiasmar com o programa, ter feito o esforço de separar os seus resíduos e transportá-los aos ecopontos ou ecocentros, vier a descobrir que afinal eles não são reciclados, pode-se criar aquilo a que se designa por efeito de vacina. Ou seja, deixam de participar e quando se tentar implementar um programa mais eficiente oferecem resistência devido à desconfiança.

É comum muitas autarquias implementarem a recolha de determinados itens dos RU (por exemplo pilhas e baterias, latas ou plásticos), por efeito da pressão dos cidadãos, sem terem previamente assegurado um destino adequado para esses materiais. Muitas defendem-se dizendo que são medidas pedagógicas, para habituar os cidadãos a reciclar. As experiências têm demonstrado que

mais vale não fazer nada do que fazer “experiências pedagógicas”, a avaliação que os cidadãos fazem destas políticas é normalmente negativa (Rogoff e Williams, 1994; Waite, 1995).

Independentemente das causas e dos mecanismos que influenciam os processos avaliativos, a avaliação que os indivíduos fazem sobre o sistema de gestão dos seus RU, pode ser interpretada como a distância entre a realidade e as expectativas que têm sobre essa realidade. Quanto maior for essa distância mais negativa será a avaliação.

Começa já a ser frequente, em muitas autarquias, a adjudicação da recolha a entidades privadas. A satisfação do público entre um serviço privado e um público de recolha tem sido pouco avaliada. No entanto, um estudo realizado neste sentido por Sexton (1980) revelou não existirem grandes diferenças na satisfação entre os utentes destes dois tipos de serviços.

Idênticos resultados foram obtidos por Marlowe (1985). O autor avaliou o nível de satisfação do serviço de recolha de RU a uma amostra de 532 famílias residentes na área de Greater Tucson (EUA), servida por ambos os sistemas: um serviço público e um privado mediante subscrição. Para a escala avaliativa foram considerados os seguintes itens: dia da recolha, hora da recolha, frequência da recolha, limpeza após recolha, barulho durante a recolha, pontos de recolha, custos do serviço, tipo de resíduos recolhidos, recolhas aos feriados e falhas na recolha. As características demográficas (educação, idade, dimensão do agregado familiar, tipo de regime de habitação, tempo de vivência na zona), quer dos utilizadores do sistema público quer dos do sistema privado, não diferenciaram estes dois tipos de utilizadores. Os resultados da escala de satisfação e respectivos testes estatísticos revelaram não existir diferenças de satisfação entre os dois tipos de serviço para as variáveis analisadas, isto apesar dos custos de recolha serem superiores no caso do serviço privado. A satisfação pela limpeza após recolha foi uma das variáveis que contribuiu mais para a satisfação global do serviço (explicou 39% da variância). As outras variáveis mais importantes, por ordem decrescente, foram a recolha em dias feriados, as falhas na recolha e o barulho.

Para o público, a recolha dos RU é a componente mais visível do sistema. É, por essa razão, a componente mais crítica do sistema uma vez que é o único ponto de contacto entre os utilizadores e o serviço. Do estudo que se referiu anteriormente conclui-se que a avaliação global ou satisfação que os utilizadores fazem do serviço prestado resulta dum balanço entre os vários mais e menos atribuídos aos diferentes aspectos relacionados com um serviço de recolha. A percepção sobre a qualidade do serviço de recolha de RU pode, por sua vez, influenciar a avaliação do serviço de recolha selectiva.

Embora a reciclagem seja já uma exigência de muitos cidadãos, a recolha normal e a limpeza urbana ainda são prioritárias. As condições de salubridade da envolvente, rua, bairro, são um dos valores mais importantes na qualidade do ambiente urbano. Tal como noutras áreas, enquanto uma necessidade básica, ou mais prioritária, não for satisfeita, as seguintes nunca terão a importância das primeiras. Isto significa que em zonas onde o serviço de recolha de RU e limpeza urbana não funcionam bem, é de prever que a recolha selectiva seja considerada um luxo e menos prioritária. A avaliação que os residentes nestas situações possam fazer em relação à recolha selectiva poderá ser de indiferença, porque esse assunto não é prioritário para eles, ou positivas, porque a consideram um luxo e privilégio de zonas melhores que a sua, ou negativa, porque consideram que a autarquia em vez de estar a gastar dinheiro e tempo com a recolha selectiva podia melhorar a recolha normal.

#### **2.2.1.3.12. ATITUDES GERAIS E ESPECÍFICAS FACE À RECICLAGEM**

A maior parte das investigações sobre comportamentos ambientais têm-se centrado no estudo dos factores de formação e mudança das atitudes e na relação entre as atitudes e os comportamentos. Referiu-se, já por diversas vezes, a palavra atitude sem no entanto a ter definido.

O conceito atitude é bastante controverso. É normalmente apresentado de uma forma vaga, a maior parte dos estudos sobre atitudes referem-se geralmente às condições e aos processos de mudança de atitude, mas não definem concretamente o que são as atitudes (Montmollin, 1990). O conceito atitude é uma construção hipotética e não um dado observável (Grure, 1995). Daí que McGuire (1985) afirme que, numa revisão bibliográfica de 1972, se encontraram 500 definições operacionais diferentes e que em 70% dos 200 estudos em que existiam várias definições obtêm-se resultados diferentes dependendo da definição utilizada.

Apesar da largueza semântica do conceito atitude, a maioria das pessoas tem uma ideia sobre o que são atitudes, defini-las, em termos objectivos, tem sido uma tarefa difícil. O conceito mais generalizado na linguagem corrente é a de uma certa disposição favorável ou desfavorável, positiva ou negativa, face a um objecto ou situação. Esta ideia confina a atitude no domínio afectivo coincidindo com a definição de Thurstone (1929), para o qual a atitude é “o afecto a favor ou contra um objecto psicológico” (citado em Johnstone e Reid, 1981, p. 206).

As atitudes são uma marca da individualidade e da personalidade de um indivíduo e ao mesmo tempo uma marca das suas pertenças sociais, constituindo um elemento de formação e de manutenção dos laços sociais. Embora certas atitudes se possam desenvolver apenas a partir das experiências pessoais e directas do indivíduo, na maior parte dos casos é necessário que a solicitação social atinja um certo nível, para que o indivíduo comece a questionar-se, recolher informações, a definir as suas ideias, a tomar uma posição e agir nesse sentido (Montmollin, 1984).

Outra definição muito comum na literatura é a de Allport (1935), que descreve a atitude como “um estado mental e nervoso de alerta e prontidão, organizado através da experiência, que exerce uma influência dinâmica sobre a resposta dos indivíduos a todos os objectos ou situações com as quais estão relacionados” (citado em Taylor *et al.*, 1994, p. 169).

A questão fundamental na definição de atitude, de acordo com Jaspars (1978), está em saber se se consideram as atitudes como respostas implícitas, predisposições para a acção, ou como filtros que moldam a nossa percepção da realidade.

Actualmente, muitos autores propõem uma definição mais geral e ecléctica, de acordo com a formulação de Rosenberg e Hovland (1960), os quais definem as atitudes como “predisposições para responder a determinada classe de estímulos com determinada classe de respostas”.

Para Rosenberg e Hovland (1960), as atitudes podem ser subdivididas em três componentes básicos: (a) a afectiva (sentimentos favorável/desfavorável face a um objecto), (b) a cognitiva (julgamentos, crenças, conhecimentos sobre o objecto da atitude) e (c) a volidativa ou comportamental (tendência ou predisposição para a acção) (Figura 2.4). Esta estrutura das atitudes, também designada por modelo tridimensional das atitudes, é aquela que a maioria dos psicólogos sociais apoia no presente (Taylor *et al.*, 1994).

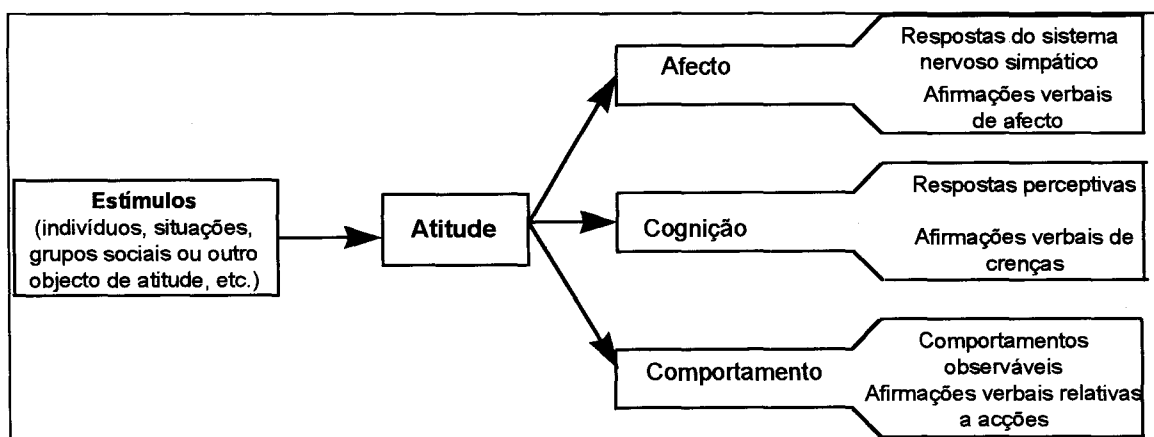


Figura 2.4. Modelo tridimensional das atitudes de Rosenberg e Hovland (1960)

Para cada uma destas três componentes existem processos de avaliação distintos, embora na maioria dos casos se verifique que se podem tornar redundantes. McGuire (1985) é de opinião que a redundância surge porque normalmente se ignora a informação que distingue cada um, reduzindo todos os componentes da atitude aos seus aspectos avaliativos.

A discussão e desenvolvimento teórico sobre os componentes estruturais da atitude e dominância preditiva de cada um deles nos comportamentos deu origem à conceptualização de diferentes modelos. As discussões tem-se centrado predominantemente em torno de duas perspectivas pouco consensuais: o modelo multidimensional, que considera as componentes afectiva, cognitiva e comportamental e o modelo unidimensional, que privilegia a componente afectiva.

Apesar destas diferentes perspectivas, a maioria das teorias sobre atitudes concordam que: (a) a avaliação constitui o aspecto central, talvez predominante, das atitudes; (b) as atitudes são

representadas na memória; (c) os antecedentes afectivos, cognitivos e comportamentais das atitudes podem ser distinguidos, assim como o podem ser as consequências afectivas, cognitivas e comportamentais das atitudes (Olson e Zanna, 1993).

A maioria das teorias referem a presença da dimensão afecto-avaliativa, isto é, uma atitude traduz sempre uma posição que, face a um determinado objecto social, pode ser expressa por gosto/não gosto, concordo/não concordo (Lima, 1993). Uma segunda assunção comum nas investigações sobre atitudes é a sua representação na memória. A atitude não é uma variável inata, é construída a partir de experiências vividas, de informação recebida, do contacto com os outros e pode ser modificada por influência desses mesmos factores.

Não se pretende nesta revisão da literatura aprofundar as teorias e discussões que têm sido desenvolvidas em torno do conceito, formação e mudança de atitudes, já que os estudos nesta matéria são demasiado exaustivos e controversos. De acordo com uma pesquisa efectuada por McGuire (1985) o autor estimava que dos artigos e livros publicados todos os anos no *Psychological Abstracts* (cerca de 25 000), 5% eram sobre atitudes e mudança de atitudes, ou seja, mais de um milhão de novos estudos é acumulado em cada ano.

A grande utilidade do conceito atitude reside na assunção generalizada de que as atitudes predizem o comportamento. Deste modo, a análise sobre os factores antecedentes que conduzem à mudança de atitudes e as consequências dessa mudança nos comportamentos, são aspectos essenciais para a compreensão dos comportamentos ambientais.

As investigações realizadas sobre atitudes ambientais têm-se debruçado essencialmente sobre aspectos globais como a preocupação ambiental, a importância dada à qualidade do ambiente, o conhecimento sobre as questões ambientais e a preocupação e interesse pela ecologia.

As atitudes ambientais têm sido objecto de intensa pesquisa por parte dos psicólogos sociais, uns têm-se dedicado à construção de escalas para a medição das atitudes ambientais (e.g. Heberlein, 1981; Maloney e Ward, 1973; Van Liere e Dunlap, 1981), outros às causas e correlações das atitudes com os comportamentos ambientais (e.g. Lipsey, 1977a; Van Liere e Dunlap, 1980; Weigel, 1977; Becker *et al.*, 1981; Weigel e Newman, 1976), outros à modificação das atitudes com ênfase para as variáveis independentes como a influência social e compromisso público (e.g. Cook e Berrenberg, 1981; McClelland e Canter, 1981) e outros à avaliação dos métodos de modificação ambiental e promoção de hábitos mais construtivos (e.g. Cone e Hayes, 1980; Geller *et al.*, 1982).

A grande questão subjacente a todos estes estudos é saber se as atitudes ambientais podem ser bons preditores dos comportamentos e se essas atitudes podem ser modificadas por forma a produzir os comportamentos desejados.

As investigações realizadas sobre a relação entre as atitudes face ao ambiente e os comportamentos ambientais têm revelado algumas correlações significativas mas na maior parte dos casos com efeitos negligenciáveis nos comportamentos ambientais. Bickman (1972), por exemplo, ao analisar a relação entre as atitudes ambientais e os comportamentos anti-lixo, concluiu que havia uma grande disparidade entre as expressões verbais das atitudes e os comportamentos observáveis. Ou seja, os indivíduos apresentam, geralmente, atitudes positivas em relação às questões ambientais mas os seus comportamentos não são coerentes com as atitudes manifestas.

Em geral, há evidências de que existe uma relação positiva entre as atitudes ambientais e as acções ambientais. Contudo, estas evidências não estabelecem a existência duma relação causal o que tem levado alguns investigadores a argumentar que as preocupações ambientais não predizem os comportamentos relacionados. No entanto, como referem Palma-Oliveira e Santos (1998), a interpretação mais directa destes resultados, ou seja, o facto de não existir uma coerência entre o que os indivíduos pensam e aquilo que fazem, só parcialmente corresponde à realidade.

Algumas investigações suportam a noção de que as atitudes gerais ambientais influenciam as atitudes para um assunto ambiental específico (Black *et al.*, 1985; Dunlap e Van Liere, 1984; Stern *et al.*, 1985-86; Vining e Ebreo, 1992), mas que as atitudes específicas encontram-se muito mais fortemente relacionadas com os comportamentos específicos (Vining e Ebreo, 1992; Dawes e Smith, 1985).

As principais críticas que se têm feito aos estudos que revelam uma aparente ausência de relação entre atitude-comportamentos ambientais são as seguintes:

- erro frequente nas medidas da atitude, que são geralmente gerais, e os índices comportamentais, usualmente específicos (Ajzen e Fishbein, 1977; Schuman e Johnson, 1976; Heberlein e Black, 1976; Weigel e Newman, 1976; Weigel *et al.*, 1974; Newhouse, 1990);
- ineficiência das técnicas que são normalmente utilizadas para a alteração das atitudes (Ester e Winett, 1982);
- o facto das atitudes e comportamentos estarem embebidos em valores pessoais e contextos sociais que são difíceis de alterar (Heberlein, 1981);
- o facto das atitudes se poderem formar a partir da experiência pessoal e do contacto directo com o comportamento em análise (Fazio e Zanna, 1979).
- o facto de diferentes comportamentos ambientais poderem não estar correlacionados entre si (Stern *et al.*, 1987; Lipsey, 1980; Leonard-Barton, 1981; Tracy e Oskamp, 1983-84), mesmo dentro de um mesmo grupo comportamental, por exemplo a reciclagem, as atitudes perante a reciclagem do vidro podem ser diferentes das atitudes perante a reciclagem do papel ou outro material.

Como sugerem Palma-Oliveira e Santos (1998), um indivíduo que manifesta uma atitude “ecológica” face ao ambiente poderá considerar que a conservação de energia não tem nada a ver com a ecologia e que o ambiente são os pássaros na Arrábida. O mesmo se pode verificar em relação à reciclagem. Por exemplo, num estudo realizado em Harlem Este (Nova Iorque), a ligação entre a redução dos resíduos (práticas de reutilização e reciclagem) e a importância sobre a qualidade do ambiente local, aumentou de 1.83 para 2.02 (escala de 0 a 3) após uma intensa campanha de educação sobre os benefícios da redução dos resíduos e as medidas concretas para os reduzir (Margai, 1997).

Van Liere e Dunlap (1981) argumentam que os indivíduos seleccionam diferentes meios para mostrarem a sua preocupação ambiental. Isto explica porque é que os indivíduos se envolvem em determinados assuntos ambientais e não noutros. As revisões efectuadas sobre os comportamentos de conservação (Cook e Berrenberg, 1991; Stern e Oskamp, 1987; Van Liere e Dunlap, 1980; McGuire, 1984) sugerem que as investigações devem focar as suas atenções para as atitudes que são específicas para comportamentos específicos. Ou seja, mesmo no caso particular dos resíduos, um indivíduo que estiver preocupado com o impacto dos resíduos no ambiente, apresentando uma atitude positiva em relação a este tópico, pode dedicar-se à reutilização de embalagens e não à reciclagem, ou vice versa. Embora ambos os comportamentos visem a redução dos resíduos e a conservação dos recursos, motivos pessoais ou situacionais, como o conhecimento, experiência passada, conveniência, razões económicas, entre outros, determinarão o comportamento a adoptar.

Esta hipótese foi em parte suportada por Schultz *et al.* (1995). Estes autores, referindo-se a uma revisão efectuada em 1994 por Schultz e Oskamp, das oito investigações sobre reciclagem identificadas, referem que 5 delas, realizadas antes dos anos 80, revelavam relações positivas entre as atitudes e os comportamentos e três, realizadas nos anos 90, não revelavam relações significativas. Os autores justificam este facto colocando a hipótese de que no início os programas de reciclagem exigiam muito mais esforço da parte dos residentes, os incentivos eram poucos e portanto, só as pessoas com níveis de consciência ambiental fortes é que reciclavam. Como salientam Stern *et al.* (1987), as normas pró-sociais parecem não ser activadas em situações em que os esforços pessoais são percebidos como muito elevados.

Esta poderá ser uma justificação para os resultados obtidos das investigações realizadas por De Young (1984), Vining e Ebreo (1990) e Vining *et al.*, (1992), as quais revelam que a preocupação relativamente à conservação dos recursos naturais é percebida como o motivo mais importante para reciclar, mesmo para os não recicladores.

A proliferação dos programas de reciclagem, o maior número de incentivos associados (materiais e/ou sociais), em simultâneo com os menores esforços requeridos, terão sido as causas que levaram mais pessoas a reciclar e não as razões de natureza altruísta ou económica, pelo que a relação entre preocupação ambiental e reciclagem pode ter diminuído, podendo os factores situacionais serem mais decisivos para o comportamento de reciclagem (Schultz *et al.*, 1995).

De salientar também que, mesmo que exista a atitude específica e o conhecimento sobre o comportamento específico, um mesmo comportamento pode estar a ser relacionado com atitudes diferentes (Palma-Oliveira e Santos, 1998). Por exemplo, a percepção sobre os problemas dos resíduos, as quais podem ser muito idênticas entre recicladores e não recicladores, podem ser percebidas com diferentes níveis de severidade. Oskamp *et al.* (1991) encontrou evidências de



que a percepção sobre a severidade dos problemas dos RU era uma das duas variáveis atitudinais (a outra eram as motivações intrínsecas para reciclar) que distinguia recicladores de não recicladores.

Um outro problema na relação atitudes-comportamentos pode estar relacionado com o nível da atitude. Converse (1970) refere que as pessoas com atitudes médias (i.e. neutras ou moderadas) muitas vezes respondem inconsistente e em resposta a outras variáveis. Sample e Warland (1973) sugerem que as atitudes nestas situações são um pobre preditor do comportamento e que as variáveis situacionais são mais importantes.

Uma outra razão pode-se relacionar com a atribuição da casualidade. Talarowski (1982), a propósito dum estudo que realizou sobre a conservação da água em períodos de seca, concluiu que quando os consumidores consideravam que a seca era devida a razões naturais tendiam a actuar mais de acordo com os limites impostos pelas autoridades, pelo contrário, quando consideravam que a causa era devida a gastos individuais esses limites eram ultrapassados.

Esta influência da mediação das atribuições no comportamento também foi verificada num estudo sobre reciclagem realizado por Vining e Ebreo (1992). As autoras referem que é possível que as atitudes fortes dos dois grupos, recicladores e não recicladores, ao longo do tempo resultem da experiência indirecta bem como da experiência directa com a reciclagem. Os não recicladores, vendo os seus vizinhos a reciclar, podem aumentar as suas atitudes em relação à reciclagem mas o facto de terem a consciência de que outros estão a fazer qualquer coisa para o problema dos resíduos absolve-os das suas responsabilidades individuais.

Todos estes factores, bem como muitos outros já abordados nos pontos anteriores, como a intenção, o controlo comportamental percebido, são variáveis importantes pelos efeitos directos, indirectos ou mitigadores que provocam nas atitudes e na relação entre atitudes e comportamentos.

Os autores que se têm dedicado a avaliar as razões sobre a fraca correspondência entre atitudes e comportamentos encontrada em muitos estudos têm constatado a importância da verificação de algumas condições básicas. Para Humphrey *et al.* (1977) a clareza da situação (que contribui para decidir mais facilmente entre acções alternativas), a especificidade (a forma como se avalia a atitude) e o número de vezes que um acto é repetido durante um dado intervalo de tempo (hábito e saturação), são as três condições que mais influenciam a correspondência entre aquilo que as pessoas dizem e fazem.

Para Montemollin (1990) os principais aspectos a considerar na relação atitude-comportamento são: o intervalo de tempo que separa a avaliação da atitude e a observação do comportamento; a certeza que o indivíduo realizou esse comportamento; a consciência objectiva que os indivíduos têm deles próprios; as diferenças inter-individuais de coerência entre atitude e comportamento.

Taylor *et al.* (1994) resumem, como condições a verificar para uma elevada correlação entre atitude e comportamento, os seguintes aspectos: a atitude tem que ser forte e clara, estável ao longo do tempo, relevante para o comportamento, proeminente e não sujeita a situações de pressão.

Existem várias teorias que tentam explicar a formação e mudança das atitudes, nomeadamente: a "Teoria da Aprendizagem" de Hovland, Janis e Kelley, (1953); a "Teoria do Equilíbrio" de Heider (1958), a "Teoria da Dissonância Cognitiva" de Festinger (1957); a "Teoria da Auto-percepção" de Bem (1972); a "Teoria do Valor Expectante" desenvolvida por Edwards (1954) e Savage (1954); a "Teoria da Resposta Cognitiva" (Greenwald, 1968; Petty, Ostrom e Brock, 1981); o "Modelo da Relação Atitude-Comportamento" de Triandis (1977); o "O Modelo da Probabilidade de Elaboração" (Petty e Cacciopo, 1981; 1986); "A Teoria da Acção Reflectida" de Ajzen e Fishbein (1975); "A Teoria do Comportamento Planeado" (Ajzen, 1985); "O Modelo MODE" proposto por Fazio (1990); o "Modelo Composto sobre a Relação Atitude-Comportamento", de Eagly e Chaiken (1993).

Consoante o quadro teórico adoptado para a explicação da formação e mudança das atitudes assim se têm aplicado técnicas de intervenção distintas para a mudança de atitudes. Os resultados têm sido diversificados e por vezes contraditórios. No entanto, estas abordagens não são necessariamente contraditórias ou inconsistentes entre si, pelo contrário, elas representam diferentes orientações teóricas e enfatizam factores distintos para explicar as atitudes e a mudança de atitudes (Gruere, 1995; Levy-Leboyer, 1976; Taylor *et al.*, 1994). No ponto 2.3, dedicado às variáveis situacionais antecedentes e consequentes, apresentar-se-ão algumas das estratégias utilizadas para a mudança de atitudes e comportamentos de reciclagem.

### **2.2.1.3.13. OUTROS FACTORES**

Outros factores como, por exemplo, as normas sociais, as normas pessoais, o controlo comportamental percebido, podem desempenhar um papel importante nos comportamentos de reciclagem. Estes e outros factores serão abordados no contexto de alguns modelos comportamentais, apresentados no ponto 2.4 deste capítulo.

## **2.2.2. VARIÁVEIS SITUACIONAIS**

### **2.2.2.1. ANTECEDENTES**

#### **2.2.2.1.1. CONDIÇÕES TÉCNICAS E OPERACIONAIS DOS SISTEMAS**

##### **- Políticas de gestão dos RU**

As políticas de gestão de RU, nomeadamente as estratégias e prioridades atribuídas para a gestão dos RU, os instrumentos regulamentares e económicos, a organização dos sistemas de recolha, a valorização, o tratamento e deposição final, as relações entre o poder central e o local e entre o local e os diversos agentes envolvidos na gestão dos RU (consumidores, empresas, ambientalistas, entre outros), poderão ter uma influência decisiva para o sucesso, ou insucesso, da reciclagem.

Folz e Hazlett (1991), por exemplo, argumentam mesmo que o sucesso dos programas de reciclagem (medido em termos de taxas de participação e de desvio), depende mais das políticas escolhidas e da forma como são seleccionadas e implementadas, do que das características dos indivíduos de uma determinada comunidade.

As decisões de política local sobre reciclagem e o tipo de sistema a adoptar, são condicionadas por um conjunto diversificado de factores e contextos. Feiock e West (1992) num inquérito que realizaram em 1990 aos responsáveis municipais pelo sector dos RU de 824 cidades dos EUA, com o objectivo de avaliar as práticas correntes e políticas de gestão dos RU, concluíram que as decisões sobre reciclagem e o tipo de sistema implementado relacionam-se com: a resposta a uma necessidade ou problema objectivo (por exemplo esgotamento dos aterros, oposição do público à instalação de incineradoras, pressão dos munícipes sobre as formas de gestão dos RU), o desejo de inovação e competição entre Câmaras ou políticas partidárias, a influência dos esforços do governo (leis, monitorização, coerção, incentivos), a capacidade fiscal e económica, as forças de grupos de interesse (indústrias recicladoras e grupos ambientalistas), a sensibilidade e capacidade técnica e administrativa dos vereadores e técnicos.

Os objectivos políticos estratégicos e a forma como os RU são geridos podem não coincidir com as expectativas das populações. A comparação e avaliação entre as opiniões dos gestores e a de outros grupos chave é quase sempre ignorada.

Os argumentos dos ambientalistas para a gestão dos RU focam-se normalmente nas estratégias preventivas (redução e reciclagem), como forma de reduzir os resíduos, poupar energia e recursos naturais e reduzir a poluição. Por outro lado, os potenciais riscos para a saúde e ambiente associados à incineração e aos aterros fazem destas opções as menos desejadas por estes grupos. Em contrapartida, apesar dos gestores de RU concordarem com as mesmas opções estratégicas, em conformidade com as políticas nacionais e com os ambientalistas, suportam menos as opções estratégicas preventivas e mais as de controlo. Tendem a considerar as novas tecnologias e medidas minimizadoras existentes para os aterros e a incineração, como pouco perigosas para a saúde e ambiente, desvalorizando os riscos de queimar ou enterrar os resíduos e as oportunidades associadas à redução e reciclagem, isto resulta em grande medida da sua experiência e formação profissional (Diaz, 1987, West *et al.*, 1992).

Outro aspecto que pode afectar as prioridades dos gestores são as condições legais e financeiras em que operam. Normalmente os fundos e incentivos são disponibilizados mais para os aterros e incinerações, estratégias de controle, do que para as estratégias preventivas (West *et al.*, 1992). Outro factor ainda é a necessidade dos técnicos de resolver os problemas do dia a dia, as grandes quantidades de RU produzidos. É mais fácil aplicar medidas de controlo do que preventivas, as quais exigem mais tempo e o envolvimento de um número maior de agentes.

West *et al.* (1992) conduziram em 1990 um inquérito para avaliar as atitudes e as opiniões dos responsáveis pela gestão dos resíduos da Florida (242 indivíduos) e dos membros do principal grupo ambientalista da região (101 indivíduos). Concluíram que só 1 em 3 ambientalistas concordaram que os programas de reciclagem existentes na sua zona eram de utilização fácil e conveniente, informativos e atraentes para a participação, enquanto que 7 em 10 responsáveis pela gestão dos RU referiram esta visão. Como este último grupo tem a seu cargo a gestão administrativa do programa de reciclagem local, pode ser relativamente mais difícil para eles, serem críticos em relação ao seus esforços para envolver os cidadãos na reciclagem. A visão entre técnicos e ambientalistas também diferiu quanto ao tipo de incentivos a aplicar para aumentar a participação nos programas de reciclagem. Cerca de 84% dos ambientalistas referiram que o incentivo material de desconto no tarifário dos RU para os que reciclavam, era melhor que as penalidades (multas), a mesma opinião foi referida apenas por 59% dos responsáveis por esses programas.

Este distanciamento entre o que os técnicos pensam ser o que os utentes querem e o que os utentes realmente querem e pensam que os técnicos deveriam fazer, está muitas vezes na base do desânimo e desmotivação dos técnicos, que sentem que as suas acções não são reconhecidas ou devidamente potencializadas pelos utentes.

Uma das formas de evitar estas situações é alterar os processos de decisão e participação dos cidadãos. As políticas organizadas como um processo consultivo descentralizado, enfatizando a participação dos cidadãos e envolvendo esforços das autoridades locais em campanhas de educação e promoção preparadas por profissionais de educação local, organizações ambientalistas e outros grupos de cidadãos, conseguem programas de reciclagem mais bem sucedidos (Folz e Hazlett, 1991).

O envolvimento dos cidadãos nos processos de decisão alarga o apelo aos participantes e reforça a credibilidade do programa (Folz, 1991). Outros autores têm sugerido que incluir os cidadãos nos processos de decisão aumenta o seu compromisso ou responsabilidade para a participação e o seu senso individual de controlo sobre as actividades que directamente os afectam (Guerra, 1991a; Percy, 1994).

Uma gestão dos RU efectiva deve incluir a identificação e o envolvimento de grupos chave da comunidade e, entre outras coisas, avaliar as preferências e opiniões desses grupos e levar isso em consideração na formulação das estratégias para a gestão dos RU (West *et al.*, 1992).

Também as abordagens de construção de consensos, as quais incluem a participação e envolvimento do público, desde as primeiras fases do planeamento, têm mostrado bons resultados não só em situações conflituosas, como é o caso da localização de infraestruturas, como também em situações mais pacíficas como a participação em programas voluntários de reciclagem.

Guerra (1991) refere uma comunicação proferida por Mary Evelyn Jones, coordenadora do programa de reciclagem de Williamson County (Tennessee, EUA), num encontro de gestores de programas de reciclagem. Mary, a propósito do sucesso do seu programa, salientou que existem vários factores de extrema importância que devem ser tidos em consideração. Um deles é o trabalhar de perto com as autoridades locais e com o sector privado. Os autarcas devem ser educados e preparados para se confrontarem com os assuntos actuais do ambiente - eles são a unidade de suporte do programa. Envolver o sector privado fornece o reforço técnico e financeiro bem como a relação público-privado. Enfatiza também a importância dos 3Cs: conveniência, consistência e custos evitados. Um programa de reciclagem tem que ser conveniente para os seus participantes "estamos a pedir às pessoas que mudem os seus comportamentos", e tem que ser consistente com as operações do programa, que materiais são aceites e horas de operação. Por outro lado, o público tem que saber os custos exactos do programa, como contribuinte, é importante que reconheça os esforços de gestão financeira.

Um outro aspecto da política de gestão de RU, e que pode ter um efeito na participação e taxa de captura dos materiais, é o carácter voluntário ou obrigatório dos programas de reciclagem.

A maior parte das investigações que avaliaram o efeito do carácter obrigatório ou voluntário dos programas, revelam que são os obrigatórios os que registam mais sucesso na participação dos indivíduos (e.g. Platt *et al.*, 1991; Lox, 1988; Everett e Peirce, 1993; Cox, 1988; Lansana, 1993).

Um inquérito conduzido pela National Solid Waste Management Association (NSWMA), em meados dos anos 80, revelou que apesar da taxa de participação nos programas obrigatórios ser superior à dos programas voluntários (55% *versus* 34%), em muitos casos, a existência ou não de obrigatoriedade não se sobreponha às decisões dos participantes. Outros factores parecem ter igual ou maior importância, nomeadamente, o tipo de sistema, porta-a-porta ou ecopontos, a forma como os contentores são distribuídos às famílias, e os esforços de educação. O inquérito revelou, por exemplo, que a participação em Santa Rosa (Califórnia), com um programa voluntário, era superior ao de Islip (Nova Iorque), onde a participação era obrigatória, (Pettit, 1986).

No entanto, há que ter alguma precaução na generalização destas conclusões. Em primeiro lugar, os programas obrigatórios são normalmente característicos dos sistemas porta-a-porta, nos sistemas por transporte isto não acontece a menos que um ecocentro seja simultaneamente o local de deposição obrigatório para os RU (Rhyner *et al.*, 1995). Em segundo lugar, o carácter obrigatório dos programas pressupõe que exista uma fiscalização, penalidades ou outras medidas coercivas consequentes, como por exemplo o efeito da pressão social, pelo que estes factores poderão actuar como incentivos ou desincentivos à reciclagem, ou seja, o possível efeito da coerção dos programas obrigatórios ou a ausência de alternativas, não esclarece que tipo de incentivo está a actuar, em que variáveis comportamentais, com que direcção e magnitude.

Uma outra vertente da política de gestão dos RU que poderá ter um efeito na participação nos programas de reciclagem é a existência ou não de tarifários de resíduos. Foram discutidos no capítulo introdutório, no ponto dedicado às questões económicas, os diversos tipos de instrumentos económicos que se podem por em prática para a aplicação do princípio “poluidor-pagador” ao sector dos RU. Foi também referido que a existência de um tarifário proporcional à quantidade de resíduos produzidos por cada família era o sistema mais justo e visível para os utentes do serviço de recolha.

A existência de tarifários, desde que proporcionais à quantidade de RU produzidos, tem revelado ser um incentivo material capaz de induzir a consideráveis aumentos nas taxas de participação e de desvio dos resíduos (Smith, 1990). Nos casos em que os tarifários de RU são aplicados de uma forma indirecta, por exemplo proporcional ao consumo de água, ou nos casos em que este sistema tributário não leva em consideração os esforços feitos pelas famílias recicladoras ou reutilizadoras, a aplicação dum tarifário nestes moldes não oferece qualquer incentivo para a reciclagem podendo até criar nalguns indivíduos contestação e recusa na participação.

Pagar pelos resíduos que se produz é um assunto politicamente melindroso. Apesar da grande maioria das pessoas estar consciente da problemática dos resíduos e atribuir à limpeza urbana, recolha e tratamento dos resíduos um grande significado na acção política local, os hábitos acumulados do passado e as crenças sobre o dever das autoridades locais em proporcionar aos cidadãos um ambiente minimizador de problemas para a saúde pública, desobstruído de resíduos, gratuito, constituem factores de resistência à mudança. O que está em causa não é o pagamento de um serviço, as pessoas já estão habituadas a pagar pela distribuição e tratamento da água que consomem e pelas águas residuais que produzem. O grande problema é a novidade da situação, os valores em relação à atribuição das responsabilidades não foram ainda revistos e, conseqüentemente oferecem resistência à mudança.

O efeito psicológico de se ter que pagar por um serviço que antes era gratuito pode ser sentido de diferentes modos consoante as características dos indivíduos. Para além da importância do sistema de valores, nomeadamente a atribuição das responsabilidades, as condições sócio-económicas dos indivíduos, a avaliação que fazem do sistema e a informação e argumentos que se utilizam para explicar porque é que se tem que pagar, quanto, e qual o destino das receitas, podem pesar na aceitação ou rejeição dum sistema tarifário.

Por exemplo, Lake *et al.* (1996), ao aplicarem a técnica contingencial para avaliação do sistema de reciclagem porta-a-porta implementado em Heltherset (Inglaterra), descobriram que as famílias sem crianças eram as que se mostravam mais relutantes a pagar pelo sistema, o que se compreende já que nesse grupo se incluía uma maior percentagem de pensionistas e indivíduos mais idosos.

Num outro estudo realizado, à população de Hong Kong, verificou-se que as mulheres “donas de casa”, comparativamente ao público em geral, eram mais relutantes na sua disposição para pagar mais por produtos amigos do ambiente ou pelos resíduos produzidos. Chung e Poon (1997) justificam estes resultados argumentando que pelo facto das mulheres terem mais conhecimento e experiência sobre os preços dos produtos, as despesas domésticas da família e o tipo de resíduos que produzem, são mais responsáveis e conscientes em relação aos incentivos económicos.

Um factor essencial para o estabelecimento de um tarifário é o conhecimento dos reais custos dos sistemas implementados. Alguns programas de reciclagem, especialmente os do tipo porta-a-porta, são muito dispendiosos e o balanço entre os benefícios e os custos é normalmente negativo. Como se referiu na introdução, a avaliação dos reais custos e benefícios dos sistemas de recolha selectiva são, na generalidade das situações, muito deficientes. Não são normalmente contabilizados os custos evitados de deposição, reduções da poluição, poupança de recursos naturais e outras externalidades relacionadas com a recolha selectiva. Nunca se incluem também os benefícios relativos à satisfação dos cidadãos por terem um programa a funcionar na sua zona.

A satisfação dos utentes de um sistema de recolha selectiva pode ser traduzida quantitativamente em termos económicos recorrendo-se à utilização das técnicas contingenciais, tal como se faz para outras áreas de avaliação ambiental. Na revisão da literatura só se identificou um estudo que utilizou esta ferramenta para avaliar um programa de reciclagem porta-a-porta.

Lake *et al.*, 1996 recorreram a esta técnica para avaliar o sistema de reciclagem porta-a-porta implementado na vila de Heltherset, South Norfolk (Inglaterra). Em Heltherset foi implementado um programa piloto de recolha multimaterial, com utilização de um saco azul para deposição de papel, metais, vidro e alguns plásticos e um saco preto para os restantes resíduos. A recolha dos recicláveis é realizada quinzenalmente e a dos resíduos não recicláveis uma vez por semana, ambos recolhidos no mesmo dia mas por viaturas diferentes. Para avaliar o valor económico que os residentes atribuíam ao programa de reciclagem fornecido pela autoridade local, os autores realizaram dois inquéritos a uma amostra da população. Num primeiro inquérito piloto, perguntaram aos indivíduos se estariam dispostos a pagar para que o sistema de reciclagem continuasse. Se a resposta fosse sim, seguia-se a pergunta quanto. Com base nos valores monetários atribuídos pelos indivíduos inquiridos construíram uma escala de nove valores, método de escolha dicotómica (1, 2, 5, 10, 15, 25, 50, 100 e 200 libras). Voltaram a fazer um segundo inquérito, desta vez apresentando perguntas fechadas e com as nove possíveis categorias de respostas para os montantes que se disponham a pagar.

Os resultados revelaram que cerca de 38% dos residentes rejeitaram o princípio de pagar qualquer valor para o esquema de reciclagem, os restantes 62% estavam dispostos a pagar uma média de 36 libras, o que resultava num benefício de 260 libras por tonelada de material reciclável recolhido. Os autores adicionaram este valor aos custos líquidos estimados pelas entidades oficiais do programa e concluíram que para a situação de esquema piloto, existente na altura, os benefícios líquidos eram de 12 libras por tonelada, para a situação prevista de implementação do programa a toda a vila de Heltherset, o benefício líquido era de 136 libras e para o cenário mais optimista, cenário que considerava os menores custos conseguidos em Inglaterra para esquemas de reciclagem, era de 195 libras.

As avaliações contingenciais são uma ferramenta importante para os decisores e gestores dos programas de reciclagem. Elas traduzem o valor que as pessoas atribuem aos esquemas implementados e esse valor já contém em si apreciações de natureza tangível e intangível, mais difíceis de adicionar ou comparar. Uma avaliação deste tipo pode motivar os responsáveis pelos programas de recolha selectiva, os quais encaram normalmente estes sistemas como custos e esforços adicionais, melhorando os seus níveis de atendimento e envolvimento na gestão e manutenção destes sistemas.

No entanto, os valores obtidos no estudo realizado em Heltherset não podem ser generalizados para outras vilas, cidades ou regiões. Em primeiro lugar, como os próprios autores ressaltam, Heltherset foi a primeira vila na área a ser escolhida para o projecto piloto do saco azul. Os inquiridos podem ver-se a eles próprios na situação de valorizar algo de único para eles, pelo que quando o esquema se estender a toda a área os valores podem diminuir. Por outro lado, as características do próprio sistema (porta-a-porta), pode ser percebida pelos indivíduos como sendo um sistema mais caro e exigente em relação à coordenação e empenhamento por parte das autoridades locais, comparativamente ao sistema por ecopontos que dispunham anteriormente.

Uma outra observação feita pelos autores é que a sua avaliação contingencial foi realizada sobre um esquema já existente, isto significa que o que se está a medir é mais o valor que se atribuiu ao evitar a perda dum sistema existente, o que é diferente (maior) da avaliação de esquemas ainda não implementados sobre os quais os indivíduos não têm experiência. Por último, as condições e características sócio-económicas, demográficas, históricas e culturais específicas de cada comunidade, poderão originar resultados diferentes. Parece pois que, mais do que valorar o sistema de reciclagem, a grande importância desta metodologia é dar suporte quantitativo às políticas implementadas.

Oferecer um serviço de qualidade, com bom aspecto, limpo, desobstruído, seguro e regularmente mantido é um factor de sucesso importante para a participação na reciclagem e para a satisfação e avaliação que os utentes fazem do serviço. Especialmente no caso dos ecopontos, os contentores devem ser regularmente despejados por forma a assegurar sempre a sua capacidade de deposição e a sua boa aparência, evitando que as pessoas tenham que regressar a casa com os materiais que transportaram ou que os abandonem noutros locais.

Um aspecto muito importante nestes sistemas, muitas vezes ignorado pelas autoridades locais, é a necessidade de ter ao lado destes equipamentos um contentor para resíduos não recicláveis, para colocação dos sacos utilizados para o transporte dos materiais recicláveis. Isto reduz a contaminação dos recicláveis e o aspecto e limpeza da envolvente (Rogoff e Williams, 1994; Waite, 1995). É frequente a imagem dos vidrões cheios de sacos de plástico enfiados nas argolas ou espalhados pelo chão.

Particular atenção deve ser dada às zonas mais degradadas, de estratos sociais baixos com problemas sociais ou com determinadas características urbanísticas e arquitectónicas que possam dificultar os comportamentos de reciclagem. Maigai (1997), por exemplo, refere que numa zona residencial de Harlem Este (Nova Iorque), muitos residentes queixaram-se dos locais de deposição selectiva referindo que estavam desorganizados, sujos e pouco higiénicos. Muitos destes problemas devem-se às actividades dos "catadores" ou dos sem abrigo que abrem os sacos ou os contentores de recicláveis à procura de embalagens com valor comercial. Por outro lado, cerca de 26% dos residentes desta zona de Nova Iorque, utilizam as caves dos prédios como locais de deposição de recicláveis. Alguns deles revelaram medo sobre a possibilidade de serem vítimas de crime quando se deslocam a essas caves, outros queixavam-se dos elevadores que não funcionavam o que os obrigava a carregar os materiais pelas escadas até esses locais. Estes problemas persistiram, mesmo após a fase de intervenção que consistiu num intenso programa de educação ambiental durante nove meses, principalmente nos bairros de construção social onde estes problemas eram mais frequentes.

Referiu-se também a importância do tipo de sistema de deposição dos RU e a sua influência na alteração dos hábitos da população, principalmente quando o novo sistema de recolha selectiva se afasta muito do existente para a recolha convencional.

Por último, obter um compromisso e envolvimento entre os vários departamentos e pessoal afecto ao serviço de resíduos é uma condição essencial para o sucesso dum programa de reciclagem. Os operadores de recolha são particularmente importantes pelo seu potencial efeito pedagógico junto à população e os seus comportamentos podem servir de modelos. Metas de desempenho e incentivos podem ser técnicas efectivas para motivar o pessoal. Uma formação básica sobre a importância da reciclagem, a forma como todo o sistema está organizado e a importância do seu papel no sucesso do sistema, deve ser dada em acções de formação (DoE, 1991).

É pois evidente que para que as políticas de reciclagem possam ter sucesso, vários factores contextuais têm que ser considerados pelos gestores e técnicos responsáveis pelos programas, em função das características e problemas específicos de cada zona.

Como referem Kashmanian (1989) e Kashmanian *et.al.* (1990), a percepção e o balanço entre o preço, qualidade, segurança, eficiência, aparência e nível de manutenção do sistema, têm implicações nas decisões dos consumidores.

## **- Tipo de sistema de recolha selectiva**

Para além das políticas sobre os processos de decisão e planeamento dos sistemas, as características operacionais específicas de cada programa de reciclagem têm um impacto directo na participação. A mudança de comportamentos, ou seja, a participação ou aumento da participação nos programas de reciclagem, pode ser conseguida alterando as condições físicas do sistema. Factores como o nível de organização do sistema e sua promoção, características do sistema de recolha, tipo de incentivos, entre outros, têm um efeito significativo na quantidade e qualidade da participação (McQuaid e Murdoch, 1996).

De acordo com os resultados obtidos pela ERRA, nos projectos que acompanha em 20 localidades de 11 países europeus, englobando sistemas porta-a-porta e por transporte voluntário, os residentes quando têm um programa conveniente e simples, participam em cerca de 65-95% (ERRA, 1997). De acordo com a mesma fonte não é viável comparar os esquemas de uma localidade com outra com base exclusivamente em medições directas do tipo kg/habitante ou custos/tonelada. Os indicadores de desempenho dos sistemas de reciclagem devem seguir determinadas regras, tal como foi exposto no ponto dedicado aos indicadores de desempenho dos sistemas de reciclagem.

Os sistemas mais generalizados em todos os países para a recolha selectiva dos RU são o sistema porta-a-porta e o sistema por transporte voluntário (ecopontos ou ecocentros). Apesar dos comportamentos de reciclagem porta-a-porta poderem ser semelhantes nalguns aspectos aos do transporte voluntário, por exemplo, exigirem a separação do mesmo tipo de materiais, têm características únicas e distintas. Já se referiu na primeira parte deste capítulo as particularidades de cada um destes sistemas.

Em contraste com sistema por transporte, a reciclagem porta-a-porta é considerada o sistema mais conveniente para o utilizador, principalmente por não exigir tantos esforços no transporte dos materiais. Uma outra vantagem referida para este sistema é a possibilidade de funcionar simultaneamente como aviso e modelo comportamental. O facto de se colocarem os recipientes à frente da porta, fornece um aviso permanente aos residentes sobre a existência de um programa de reciclagem e um modelo de comportamento entre vizinhos.

Mas este sistema também pode apresentar inconvenientes à participação. Dependendo da frequência da recolha e da forma como o sistema de recolha normal e o dos recicláveis se conjugam, o facto de exigirem normalmente a colocação dos recipientes à porta em determinados dias e horas da semana, obriga à necessidade de os ter que armazenar temporariamente em casa e uma maior atenção em relação ao dia e hora da recolha. Por estas razões é natural que os factores que facilitem a reciclagem no sistema porta-a-porta sejam diferentes dos do sistema por transporte voluntário (Vining e Ebreo, 1992).

É um dado quase adquirido que os programas porta-a-porta conseguem obter maiores taxas de participação que os por transporte voluntário. Algumas investigações realizadas neste âmbito têm provado esta convicção. Por exemplo, os inquéritos realizados por Folz (1991), aos coordenadores de cerca de 264 cidades dos EUA, permitiram-lhe concluir que a estimativa da taxa de participação referida por esses coordenadores era em média de 49% para o caso dos sistemas porta-a-porta e 25% para os casos de sistemas de ecopontos e/ou ecocentros. Contudo, não foram avaliados neste estudo a influência de outros factores não controlados como, por exemplo, as diferenças entre cidades, o tipo de campanhas realizadas, o número de componentes a separar, o tipo de penalidades existentes para os que não reciclam nos programas obrigatórios, entre outros.

Muitas das investigações que procuram identificar as diferenças entre recicladores e não recicladores não têm tido uma grande preocupação em caracterizar em pormenor as condições operacionais do sistema de recolha selectiva utilizado pelos indivíduos que estudam. Outras ainda tiram conclusões dos seus estudos não se questionando sobre se os resultados obtidos seriam idênticos se o sistema de recolha selectiva fosse outro. Não basta dizer se o sistema é do tipo porta-a-porta ou por transporte, é necessário precisar que tipos de materiais se separam e como, o tipo e dimensão dos recipientes utilizados para colocação dos recicláveis, a distância a que estão os pontos de deposição, a frequência e horário da recolha, a relação entre o sistema de recolha convencional e a recolha selectiva, os tarifários de resíduos, o carácter voluntário ou obrigatório do programa, a forma como o sistema é mantido e gerido, o tipo e frequência das campanhas de informação e educação efectuada. Todos estes aspectos podem constituir barreiras ou estímulos para a participação na

reciclagem e cada um pode ter efeitos diferentes na participação de grupos com características sócio-económicas e demográficas heterogéneas.

O tipo de sistema implementado pode também ter um efeito distinto consoante os materiais em causa. Por exemplo, McQuaid e Murdock (1996) verificaram que a percentagem de materiais recolhidos antes e após a passagem dum sistema de recolha selectiva por ecopontos para um sistema porta-a-porta, tinha aumentado em todos os materiais, mas que no caso do vidro as percentagens mantiveram-se idênticas e estáveis, concluindo que o sistema de ecopontos é tão efectivo como a reciclagem porta-a-porta para o caso do vidro mas não para os outros materiais. Isto pode-se dever às características do material (e.g. fácil de armazenar e limpar) ou ao difundido conhecimento e hábito de utilização do sistema vidrão.

Por razões de natureza geográfica e urbanística o sistema de recolha porta-a-porta é bastante difícil de implementar em zonas antigas (ou históricas) da cidade, com ruas e passeios muito estreitos, ou em zonas de prédios com mais de dois ou três andares. Por este motivo, a maioria dos estudos realizados sobre sistemas porta-a-porta, abrangem zonas de prédios baixos ou moradias. Factores como as características demográficas e sócio-económicas desses residentes, o maior grau de identidade social, a percepção sobre um serviço mais personalizado e envolvendo um maior grau de gestão e manutenção, poderão ser algumas das razões que têm levado alguns autores a constatar que o sistema porta-a-porta é mais eficiente na participação que o sistema por transporte.

Quando se comparam sistemas porta-a-porta com sistemas voluntários em termos de participação dos indivíduos, o indicador normalmente utilizado é a taxa de participação. Referiu-se já no ponto dedicado aos indicadores de desempenho dos sistemas de reciclagem as dificuldades em estimar este indicador para o caso dos sistemas por transporte. Enquanto que na situação porta-a-porta se pode determinar este indicador por medição directa dos comportamentos, registando o número de habitações que colocam os recipientes num determinado dia de recolha à porta, na outra situação, por se tratar dum sistema colectivo, só é possível estimar este indicador mediante inquéritos aos residentes. Por outro lado, referiu-se também a importância de se estabelecer uma base temporal razoável para a medição deste indicador, a qual, de acordo com a proposta da ERRA, se deverá basear num período de quatro semanas.

Na maior parte dos estudos consultados a taxa de participação é calculada tendo por base períodos distintos. Numas situações baseiam-se numa única observação, noutras em oito ou dez semanas, nuns casos baseiam-se em medidas directas noutros em auto-relatos. Estes dois aspectos limitam muito as eventuais comparações que se pretendam fazer entre diferentes sistemas. Seria conveniente que os cientistas sociais adoptassem os mesmos indicadores e a mesma metodologia utilizada pelos técnicos para o cálculo desses indicadores.

#### **- Número de separações a realizar na fonte**

Em teoria, o método mais eficiente para obter materiais de boa qualidade é a separação dedicada na fonte. Teoricamente dezenas de categorias de resíduos podem ser separados. A alternativa de se ter uma série de separações na fonte, aliciante para os responsáveis pela recolha dos recicláveis e para as indústrias de reciclagem, pode limitar a participação. Aumentar o número de separações a efectuar na fonte representa a necessidade de mais espaço em casa para os recipientes, o ter que dedicar mais tempo e esforço para a separação de vários componentes, a confusão em relação a alguns materiais, necessidade de maiores níveis de informação sobre o funcionamento do sistema, nomeadamente tipo de resíduos admissíveis, dias e horas de recolha de cada fracção (Hopper e Nielsen, 1991; Geller *et al.*, 1979-80).

O grau de separação dos resíduos em diferentes categorias é função da habilidade e, especialmente, da motivação do agregado familiar. A habilidade na separação é função da qualidade de informação fornecida. White *et al.* (1995) referem um estudo realizado em Leeds, Inglaterra, que demonstrou que as famílias poderiam separar os seus resíduos em seis diferentes categorias com uma taxa de sucesso de 96.5%. O sucesso deveu-se às instruções claras fornecidas às famílias.

Usualmente a separação em duas ou três fracções é mais utilizada, quer nos sistemas porta-a-porta, quer nos sistemas por ecopontos, mas muitos programas de reciclagem envolvem a separação em mais do que duas fracções, chegando a atingir as 10 separações. Como se referiu, o nível de separação na fonte requerido tem grande impacte na participação e nas taxas de captura dos



materiais. Em regra quanto maior for o grau de separação exigido menor é a participação. A separação multimaterial, separação entre recicláveis e não recicláveis, tem sido identificada como a mais conveniente para os participantes porque reduz muitos dos inconvenientes referidos (Gamba e Oskamp, 1994; Chung e Poon, 1997).

Face às experiências de vários países, nos sistemas porta-a-porta e nos ecopontos, relativas aos custos da recolha, às necessidades da indústria e à participação dos cidadãos, a preferência vai para a separação nas seguintes fracções: vidro (preferencialmente depositado nos vidrões), mistura de embalagens (plástico, metais, cartão e Tetra Pak), papel não embalagem (jornais, revistas, folhetos, papel de escrita) e restantes resíduos (Apotheker, 1990). Este é o sistema recentemente implementado nos Concelhos da Maia (sistema de recolha porta-a-porta multimaterial), em Oeiras (sistema de recolha porta-a-porta multimaterial), em Lisboa (sistema por ecopontos) e em Loures (sistema por ecopontos).

Um conceito novo que tem sido desenvolvido na Europa envolve a separação dos RU em “secos” e “húmidos”. Na fracção seca, incluem-se normalmente papel, plástico, metal, vidro, têxteis, ou de uma forma geral os resíduos de embalagem, e na fracção “húmida” incluem-se os restantes resíduos, essencialmente fracção orgânica e finos (McMillen, 1993). Seria interessante estudar que significado é atribuído pelos indivíduos aos conceitos “seco” e “húmido”, e avaliar o efeito de diferentes designações na participação e nível de contaminantes.

A responsabilidade de separação em várias categorias nem sempre é o aspecto principal nas decisões de participação dos residentes. Por exemplo, o inquérito nacional realizado pela NSWMA (EUA) em 1989, revelou que em Santa Rosa (Califórnia), em que os residentes tinham que separar os resíduos em 3 categorias (jornais, vidro e metais) a taxa de participação era de 70%, enquanto que em Islip (Nova Iorque), em que os resíduos recicláveis eram recolhidos todos misturados, a taxa de participação era só de 30% (McMillen, 1993).

Resultados inversos foram obtidos por Gamba e Oskamp (1994) e Oskamp *et al.* (1996). No primeiro caso, os autores reportam taxas de participação de 90% nos residentes com um sistema multimaterial (uma separação) e 40% no programa porta-a-porta que envolviam mais do que uma separação na fonte. No outro estudo, Oskamp *et al.* (1996) observaram os comportamentos de reciclagem em duas cidades adjacentes dos subúrbios de Los Angeles, com as mesmas características demográficas, económicas, históricas e culturais, uma com um sistema de separação multimaterial e outra com um sistema com separação em 4 categorias (3 recicláveis e 1 não reciclável). Na primeira situação a taxa de participação semanal atingia maiores valores (58% vs. 42%), mais habitações participavam pelo menos 1 vez em 8 semanas consecutivas (90% vs. 77%), verificando também que na recolha multimaterial se recolhiam mais quantidades de resíduos e que apesar serem aceites um maior número de categorias de materiais neste tipo de recolha, não se verificaram diferenças significativas nas quantidades de contaminantes existentes nos dois tipos de recolha.

Estes resultados contradizem os obtidos por Folz (1991), de acordo com o qual não existem diferenças entre a reciclagem multimaterial e a dedicada. Estas contradições podem-se dever às medidas utilizadas. No trabalho de Oskamp *et al.* (1996) a participação foi avaliada directamente (registando o número de famílias que colocavam à porta o seu recipiente). No estudo de Folz (1991) os resultados basearam-se nas estimativas apontadas pelos coordenadores dos programas de reciclagem de um grande número de cidades dos EUA, o que conduz a uma maior variabilidade e imprecisão.

Nash (1994) refere também o aumento da eficiência dum programa de reciclagem implementado em Solana Beach (Califórnia, EUA) numa zona de apartamentos quando a reciclagem passou de unimaterial (4 materiais cada um colocado no seu recipiente) para multimaterial (os 4 materiais colocados no mesmo recipiente). Em adição às poupanças nos custos de mão de obra (redução de 42% no tempo despendido pelo motorista), a quantidade média de materiais recolhidos por residência aumentou 42% para o vidro, 71% para o alumínio, 66% para o plástico e 7% para os papéis. No entanto, estes dados não permitem avaliar se os efeitos foram devidos exclusivamente à alteração do sistema ou à influência da comunicação e educação que foi feita para anunciar o novo sistema.

Se é certo que em princípio quanto maior for o número de separações a realizar na fonte menor será a participação, os resultados pouco consistentes e mesmo contraditórios, alertam para a necessidade de algumas precauções na generalização dos resultados. Factores de carácter psicossocial e

situacional podem ter uma influência maior nas decisões de participação do que o número de componentes a separar (McMillen, 1993).

Por exemplo, no estudo de Oskamp *et al.* (1996), não se avaliou o efeito dos diferentes tipos de recipientes nas quantidades recolhidas. Na recolha multimaterial os recicláveis eram colocados num contentor de duas rodas com um volume de 90 galões ( $\pm$  409 litros) e na recolha dedicada (unimaterial) em três caixas de 12 galões ( $\pm$  55 litros). Na primeira situação cabem mais materiais e de maiores dimensões que na segunda. Por outro lado, na recolha multimaterial admitia-se um maior número de categorias de materiais do que na recolha unimaterial.

#### **- Tipo e número de recipientes para a deposição**

Um outro factor que pode pois condicionar a participação diz respeito aos recipientes utilizados para a deposição dos recicláveis. Factores como a dimensão, número, forma, características estéticas e higiénicas dos recipientes podem influenciar a participação na reciclagem, quer em termos quantitativos quer em termos qualitativos. Por exemplo, no campo dos comportamentos "anti-lixo", Finnie (1973), Geller *et al.* (1979-80) e Geller *et al.* (1982) demonstraram que a modificação da aparência e proeminência dos recipientes revelou ser uma técnica eficaz para a redução do lixo deixado no chão.

Nos sistemas porta-a-porta, os recipientes mais utilizados são as caixas (ou cestos), os contentores (contentores de rodas ou baldes de plástico) ou os sacos de plástico (ou papel impermeabilizado para o caso da recolha de bioresíduos). São normalmente os operadores de recolha que estipulam o tipo de recipientes a utilizar, já que os mesmos estão dependentes do tipo de sistema de recolha e da viatura.

A utilização de caixas para colocação dos recicláveis foi iniciada nos EUA. Neste momento está também implementada em vários países da Europa, nomeadamente em Portugal, no Concelho da Maia.

Estas caixas ou cestos de plástico, normalmente com um volume entre 30 a 50 litros, têm cores diferenciadas consoante o grupo de materiais a que se destinam. Os residentes colocam-nas no passeio, no dia estipulado para a recolha. Os veículos utilizados neste sistema são normalmente compartimentados, com duas ou mais divisórias, para os diferentes materiais. Muitas vezes, como já se referiu, é o próprio pessoal da recolha que faz uma triagem dos materiais depositados nas caixas, colocando-os em compartimentos diferentes do veículo de recolha. No entanto, na maior parte das situações os resíduos vão todos misturados sendo separados posteriormente nas Estações de Triagem (Waite, 1995). Este tipo de recolha exige veículos específicos sendo normalmente uma recolha por adição ou suplementar à recolha convencional.

O sistema por caixas é simples de operar, conseguem-se obter produtos recicláveis de boa qualidade e as taxas de participação são elevadas, principalmente no caso que contempla separação posterior no passeio pelo operador de recolha. Contudo apresenta os seguintes inconvenientes:

- a gama de materiais aceites e o volume de resíduos a recolher é limitado pelo tamanho da caixa, como tal nem todos os materiais potencialmente recicláveis são recolhidos;
- as embalagens (latas, garrafas de plástico) devem ser previamente lavadas, uma vez que as caixas depois de vazias ficam novamente no passeio para futuras utilizações;
- muitas vezes têm que ser regularmente fornecidas aos residentes novas caixas porque lhes dão utilizações alternativas ou porque são furtadas do passeio, especialmente em locais onde o civismo não é grande;
- se a recolha for diurna poderão permanecer durante todo o dia no passeio e o seu conteúdo pode ser espalhado pelo vento ou actos de vandalismo, o que cria problemas estéticos e higiénicos;
- a eficiência pode ser baixa e os custos elevados, dependendo no entanto do sistema implementado para a sua recolha.

Por exigirem viaturas compartimentadas, os problemas já referidos sobre as dificuldades de adaptar a capacidade de cada compartimento às produções de cada grupo de recicláveis, podem originar deficiências operativas. Foi o que se verificou por exemplo em Sheffield (Inglaterra). Em 1989 iniciou-se nesta localidade, um projecto piloto de recolha selectiva porta-a-porta com utilização de três caixas de cores diferentes. A adesão da população superou as expectativas e o veículo de recolha, inicialmente dimensionado para menores volumes de resíduos, não tinha capacidade para recolher

todas as caixas, deixando algumas cheias no passeio. O descontentamento da população traduziu-se por um decréscimo na participação. A participação em 1990 originou uma taxa de desvio de 17% dos resíduos mas em 1991 só se atingiram os 13% (The Kindred Association, 1994).

Em alternativa às caixas podem-se utilizar os tradicionais contentores de polietileno. As principais vantagens destes equipamentos é poderem proporcionar uma recolha hermética, adaptando-se aos sistemas de adufas e opérculos dos veículos de recolha tradicionais, existirem no mercado diferentes dimensões padronizadas (80, 120, 240 ou 360 litros), pelo que se podem adaptar melhor às necessidades de cada agregado familiar, e podem ter duas rodas, o que facilita o seu manuseamento. Apresentam ainda a vantagem de poderem ser utilizados quer nas recolhas individuais (por moradia) quer nas semi-colectivas (por prédio).

O sistema mais simples utiliza dois contentores, um para os recicláveis, outro para os não recicláveis. São recolhidos em semanas alternadas (recolha alternada ou por substituição), geralmente em veículos compactadores normalizados. Os únicos custos acrescidos são os relativos aos contentores adicionais para os recicláveis. Uma alternativa é a utilização de um só contentor dividido ao meio. Neste esquema os contentores são recolhidos semanalmente por um veículo também ele compartimentado (recolha simultânea). Este esquema tem a vantagem de reduzir os custos de capital (um contentor dividido ao meio custa menos que dois), permitir a manutenção de um serviço semanal simultâneo para a recolha dos dois grupos de resíduos e exigir menos espaço em casa dos produtores. Evidentemente que este sistema só é funcional para os países de clima frio em que a recolha pode ser efectuada só uma vez por semana. Nos países mais quentes, como é o caso do nosso, os materiais fermentáveis têm que ser recolhidos com uma frequência maior.

Se a fracção orgânica também for recolhida selectivamente, ou seja uma terceira fracção, uma combinação mais sofisticada de contentores é necessária. Em Leeds (Inglaterra), por exemplo, num programa piloto em curso utilizavam-se 2 contentores divididos ao meio no sentido perpendicular à face onde a tampa está presa. Num dos contentores colocavam-se os recicláveis secos, num compartimento o papel e têxteis, noutro os plásticos e metais, no outro contentor colocavam-se os orgânicos num compartimento e os não recicláveis no outro. Cada contentor era despejado em semanas alternadas por um veículo com dois compartimentos verticais. Esta experiência piloto revelou que este tipo de divisão reduzia a eficiência da recolha, uma vez que apenas se podia esvaziar para a cuba do veículo de recolha um contentor de cada vez. Alterou-se o sistema dividindo os contentores lado a lado, em vez da frente para trás, e alterou-se também a divisão do veículo, horizontalmente em vez de verticalmente. Nestas condições, o mecanismo de elevação permitiu o esvaziamento simultâneo de dois contentores, o que reduziu substancialmente os custos da recolha e melhorou a taxa de participação devido ao melhor funcionamento do sistema (Waite, 1995).

Uma outra alternativa às caixas ou aos contentores é a utilização de sacos. Têm a vantagem de ocupar menos espaço, não necessitar de retorno ao ponto de recolha, nem de manutenção e limpeza e serem comparáveis em termos de custo de aquisição com os outros recipientes. Este é o esquema que está a ser utilizado na recolha multimaterial em Oeiras.

Os principais problemas associados à utilização de sacos são a quebra de alguns materiais dentro das viaturas, especialmente o vidro, e resultante contaminação de outros materiais e riscos de acidente na separação manual nas estações de triagem, perdas de material devido à abertura ou rasgamento dos sacos dentro da cuba das viaturas, espalhamento dos resíduos pelo passeio se forem mal atados ou sujeitos a actos de vandalismo, maior produção e volume de resíduos se os próprios sacos não forem reciclados e possibilidade de uma menor qualidade na participação, especialmente se os sacos forem opacos, devido ao efeito de ocultação do seu conteúdo. Em Cardiff (Inglaterra) os residentes enchem o seu saco de uma forma particular. Papéis no fundo, a seguir o vidro e os plásticos e latas no cimo, este procedimento visa minimizar a quebra do vidro e consequente contaminação dos outros materiais (Waite, 1995).

Algumas comunidades utilizam sacos transparentes ou semi-transparentes para serem facilmente reconhecidos e inspeccionados pelos agentes de recolha (Rogoff e Williams, 1994). Para melhorar a qualidade da participação os serviços de resíduos de Oeiras resolveram alterar os sacos que forneciam aos residentes de Queijas para a recolha multimaterial das embalagens. Os sacos azuis, inicialmente opacos, passaram a ser ligeiramente translúcidos o que possibilitava o reconhecimento visual do seu conteúdo, mas não suficientemente transparentes que possibilitassem uma identificação de marcas ou características específicas dos materiais, o que poderia inibir os comportamentos dos participantes. Tratou-se, neste caso, de introduzir uma técnica de motivação baseada no possível

efeito da pressão social exercida por vizinhos e pessoal da recolha. Desconhece-se no entanto o efeito desta medida no aumento da participação.

Os níveis de contaminação apresentam valores diferentes em função do tipo de recipientes utilizados. White *et al.* (1995), com base nos valores obtidos pela ERRRA nos 11 programas piloto que acompanha em vários países da Europa, sobre recolha de embalagens, concluem que o sistema porta-a-porta com utilização de caixas apresenta o mais baixo nível de contaminação (5-8%). A natureza do recipiente, aberto, e nalguns casos a inspecção e separação correcta pelo operador, que pode deixar os materiais não requeridos no passeio melhora bastante a eficiência da separação. No sistema por contentores esta inspecção já não é possível e por isso estes sistemas apresentam um nível de contaminação superior (27-32%). Os maiores níveis de contaminação encontram-se nos sistemas colectivos de ecopontos (35-56%).

Ainda em relação aos recipientes e sua relação com a participação, um factor crítico é a sua aquisição. Numas situações são as autoridades locais que os fornecem gratuitamente, noutras são os produtores que os têm que adquirir em determinados postos de venda. Na primeira situação, mais favorável para os utentes, poderão verificar-se problemas de distribuição ou reposição dos recipientes por parte das autoridades locais. Esta situação verificou-se por exemplo no início da implementação do projecto piloto de Queijas. A estimativa de sacos inicialmente prevista pela autarquia não chegou para os pedidos, provavelmente porque como eram gratuitos muitos levaram um número de sacos superior às suas necessidades. Resultado houve vários protestos da população que queria participar mas que não tinha saco azul e muitas embalagens foram colocadas nos sacos pretos (Raimundo, 1996). A segunda situação só funciona se já existir um sistema de pagamento pelos sacos ou contentores do lixo que se utilizam e se os destinados para a reciclagem forem mais baratos ou pelo menos ao mesmo preço.

Nalguns sistemas são os residentes que arranjam os seus recipientes para colocação dos recicláveis, sacos das compras, caixas ou outros recipientes que disponham. Esta situação parece ser a mais racional do ponto de vista ambiental e económico. No entanto, vários estudos têm destacado a importância do fornecimento de recipientes para a colocação dos materiais recicláveis na decisão de participação e no aumento das taxas de participação (Geller *et al.*, 1980; Finnie, 1973; Jacobs *et al.*, 1984; Peters e Grogan, 1988).

Dentro dos vários argumentos que têm sido utilizados em favor do fornecimento gratuito de recipientes para a deposição dos recicláveis por parte das entidades responsáveis pela sua recolha, destacam os seguintes:

- havendo uma entidade responsável pelos recipientes assegura-se a uniformidade, aparência, capacidade, design, reconhecimento dos recipientes para o fim a que se destinam;
- os métodos de recolha e equipamentos podem ser normalizados se só se utilizar um tipo de recipientes;
- os recipientes uniformizados podem ser um óptimo veículo para publicitar o programa no local, a distribuição periódica e gratuita de recipientes fornece um via promocional de lembrança aos residentes acerca do programa, verifica-se também um maior comprometimento por parte dos residentes na sua colaboração com as autoridades locais (McMillen, 1993).

Para além dos seus efeitos na eficiência da participação o tipo de recipientes tem também um efeito na quantidade de resíduos produzidos pelas famílias. A este fenómeno Rathje e Murphy (1992) designaram por "Parkinson's Law" e que aplicada aos resíduos significa "o lixo expande-se de modo a preencher o espaço disponível nos recipientes para o seu acondicionamento". A dinâmica da lei é muito simples. Quando as pessoas têm recipientes pequenos a maior parte dos resíduos mais volumosos, como por exemplo resíduos de jardim, latas grandes de tinta, mobílias e electrodomésticos, ou se queimam, ou se guardam nas garagens, ou se enviam para reparação, ou se vendem ou oferecem. Com recipientes maiores é mais fácil o descarte destes itens, logo produz-se mais lixo. Este fenómeno foi verificado por Rathje e Murphy (1992) em cidades onde foi feita uma alteração municipal do sistema de contentorização, fornecendo-se contentores maiores, e em cidades que sofreram uma grande redução do número médio do agregado familiar.

Recipientes com capacidade superior às necessidades de cada aglomerado podem induzir a um aumento da produção de resíduos mas recipientes em número ou capacidades abaixo das necessidades dos residentes também apresentam efeitos negativos. Por exemplo, muitos dos indivíduos residentes em Harlem Este (EUA), entrevistados por Maigai (1997), queixavam-se do número insuficiente de recipientes para armazenar os materiais e tinham razão, já que em muitas situações só existiam dois contentores para prédios com mais de 50 apartamentos.

Existem poucos estudos sobre qual o tipo de recipiente que favorece mais a participação. Nas revistas técnicas sobre equipamentos para deposição de resíduos verificam-se normalmente argumentações contraditórias entre os representantes dos diferentes equipamentos. Alguns defendem que os contentores são melhores que os sacos para a participação, outros referem o contrário. A maioria destas afirmações não é suportada por nenhuma investigação sobre o assunto.

Uma excepção é a relatada por Anderson (1994). O autor concluiu que a utilização de sacos oferece aos residentes mais flexibilidade, reduz o número de viaturas necessárias e os tempos de recolha (mais economia para o sistema) e aumenta a participação. Estas conclusões resultaram duma experiência que conduziu em 401 habitações, onde introduziu alterações não só aos recipientes originais, os sacos passaram de 24 galões ( $\pm 110$  litros) para 33 galões ( $\pm 150$  litros), mas também no tipo de apelos feitos aos residentes (instruções para amachucarem latas e garrafas de plástico). Com base nestes resultados Anderson defende que os sacos podem proporcionar níveis de participação idênticos ou superiores aos contentores. A experiência parece um pouco tendenciosa não oferecendo muitas garantias sobre as suas conclusões.

O tipo de recipientes para deposição dos recicláveis e a sua forma de aquisição são aspectos mais problemáticos para os sistemas porta-a-porta. No entanto, alguns autores defendem que, à semelhança da recolha porta-a-porta, o fornecimento de recipientes para a armazenagem em casa dos diferentes recicláveis pode constituir um bom incentivo para a participação em sistemas de ecopontos e ecocentros (McMillen, 1993).

#### **- Distância e localização dos pontos de deposição**

A localização dos pontos de deposição está directamente relacionada com o método de recolha. Nos sistemas porta-a-porta a distância é praticamente nula, os residentes colocam os seus recicláveis à porta das suas habitações. Nos sistemas por transporte as distâncias podem variar de alguns metros a algumas centenas de metros ou mesmo quilómetros. Só por este motivo, as taxas de participação podem diferir entre estes dois sistemas. O grande problema dos sistemas por transporte é motivar as pessoas para se deslocarem aos pontos de deposição selectiva e colaborarem activamente neste tipo de programas de reciclagem.

No inquérito nacional realizado por Folz (1991) aos responsáveis pela gestão dos sistemas de reciclagem dos EUA, a taxa média de participação estimada para as comunidades servidas com um programa porta-a-porta foi de 49%, enquanto que as que tinham um programa por ecopontos a taxa foi de 25%.

A distância aos locais de deposição tem sido considerada como uma importante barreira à participação. Estudos realizados numa variedade de situações (residências, complexos de apartamentos, escritórios, dormitórios de estudantes) são unânimes acerca da correlação positiva entre a proximidade dos recipientes e a participação (Humphrey *et al.* 1977; Jacobs *et al.*, 1984, Luyben e Bailey, 1979; Reid *et al.*, 1976; Reid *et al.*, 1979; Witmer e Geller, 1976; Cummings, 1977; Luyben *et al.*, 1979-80). Estas investigações, no entanto, não conseguem separar o efeito da informação, introduzida para anunciar os novos recipientes, da presença só dos recipientes, nem avaliam o efeito da comunicação dada pela presença dos novos recipientes sobre os comportamentos.

Os locais para a colocação de ecopontos ou ecocentros devem ser cuidadosamente seleccionados por forma a garantir o máximo acesso e o mínimo incómodo para os residentes. O número de pontos de deposição por área geográfica e o seu raio de acção devem ser avaliados antecipadamente. Não existem normas de projecto para estes indicadores, tudo depende das características de cada local e do nível de motivação dos seus residentes. No entanto, deve-se evitar que os utentes tenham que realizar deslocações especiais e frequentes de carro para irem a esses locais entregar os seus recicláveis (Rogoff e Williams, 1994; Waite, 1995).

Os inconvenientes pessoais e a distância são contudo as razões mais apontadas pelos não recicladores, os recicladores aparentam ser motivados por outros factores para além da conveniência pessoal, aceitando percorrer distâncias maiores. Por esse motivo, a distância aos equipamentos, apesar de ser percebida como uma barreira por ambos, e ser um factor preditivo do

comportamento de reciclagem, não terá o mesmo grau de importância entre recicladores e não recicladores.

Um outro aspecto muito importante, relacionado com a localização dos recipientes de deposição selectiva, é a existência de recipientes para lixo comum perto destes. A localização de um contentor para o lixo comum ao lado dos ecopontos para além de contribuir para a diminuição dos contaminantes pode melhorar as taxas de participação de alguns residentes uma vez que não lhes exige deslocações diferentes das que normalmente fazem para irem despejar o seu lixo.

#### **- Frequência e horário da recolha**

Outro factor com grande influência na participação é a frequência e horário da recolha selectiva. A recolha dos recicláveis pode ser efectuada em dias distintos ou nos mesmos dias e horas da recolha convencional. De acordo com a relação entre a recolha selectiva e a recolha convencional distinguem-se: recolha simultânea, recolha por substituição e recolha suplementar ou por adição.

Na recolha simultânea, como o próprio nome sugere, recicláveis e não recicláveis são recolhidos ao mesmo tempo por viaturas compartimentadas ou em regime de co-recolha. Como já se referiu este é o sistema mais prático para os utilizadores do sistema porta-a-porta, a recolha selectiva ao realizar-se em simultâneo com recolha convencional, não requer cuidados especiais em relação aos dias de recolha e reduz os custos e poluição provocada pelas viaturas de recolha.

Alguns estudos têm revelado que a recolha dos recicláveis nos mesmos dias da recolha normal, em sistemas porta-a-porta, é a que regista maiores taxas de participação (Peters e Grogan, 1988; Schultz *et al.*, 1995; Jacobs *et al.*, 1984; Pettit, 1986). Por exemplo, Pettit (1986) refere que em 13 programas analisados a média de participação foi de 77% para a recolha no mesmo dia e 41% para recolha em dias separados.

Em relação à recolha por substituição, trata-se de alternar os dias de recolha. Num determinado dia da semana recolhe-se só um tipo ou grupo de resíduos e noutro dia os restantes resíduos. Esta recolha pode ser efectuada pela mesma viatura ou viaturas diferentes. A frequência da recolha dos recicláveis é tipicamente uma vez por semana, duas vezes semana ou uma vez por mês. Quanto mais frequente for a recolha maiores serão os custos. Contudo, a participação pode sofrer se a recolha for só uma vez por mês já que muitos residentes não querem os resíduos - mesmo os recicláveis - acumulados nas suas casas por muito tempo. Por outro lado, há o risco de se esquecerem do dia da recolha e por conseguinte depositarem os recicláveis nos recipientes normais para evitar incómodos de cheiros ou falta de espaço (Bullock e Salvador, 1993; McMillen, 1993).

De Young (1993), ao analisar programas de reciclagem porta-a-porta, descobriu que as recolhas semanais obtinham uma maior participação dos cidadãos do que as recolhas mensais. Os autores justificam estes resultados, em parte, devido ao facto de na recolha semanal o apelo, "reciclagem todas as quintas-feiras", ser mais fácil de lembrar do que na recolha mensal, "reciclagem todas as terceiras quintas-feiras do mês".

Se os resíduos forem separados entre secos e húmidos, estes últimos têm que ser recolhidos com uma frequência maior devido aos problemas de odores e higiene. Na maior parte dos países do Norte da Europa as recolhas dos RU são realizadas uma vez por semana ou mesmo duas vezes por mês. Nestes países a frequência da recolha, dos secos e dos húmidos, é feita mais em função da taxa de produção dos resíduos e dos custos associados, do que das características dos resíduos.

Nos países do Sul da Europa as condições climáticas exigem uma recolha mais frequente. Em Portugal, por exemplo, a maior parte dos municípios efectua a recolha dos RU numa base diária. A população portuguesa está habituada a desembaraçar-se dos seus resíduos todos os dias, quando lhe apetece e às horas que lhe convém. Quando se tenta reduzir o número de recolhas, nomeadamente pela introdução dum sistema por substituição, em que num dos dias da semana só se recolhem os recicláveis, surgem protestos e resistências à necessária alteração das rotinas estabelecidas. São visíveis nas ruas de Queijas, por exemplo, desadaptações e indisciplina ao sistema implementado. Às quintas-feiras, dia destinado à recolha dos sacos azuis, podem-se encontrar sacos pretos nos passeios, ao lado de vidrões, nas esquinas das ruas. Verificando-se o inverso nos outros dias. A situação no entanto tem melhorado com as campanhas de sensibilização. Reacções negativas verificaram-se também em S. Domingos de Benfica (Lisboa) há cerca de 3 ou 4

anos atrás quando a Câmara de Lisboa resolveu alterar a frequência da recolha para 3 dias por semana. Os protestos dos residentes obrigaram a que se voltasse ao sistema anterior de recolha diária.

No sistema de recolha suplementar, ou por adição, a recolha dos recicláveis é totalmente independente da recolha convencional. Este é o sistema utilizado em relação aos ecopontos. A recolha pode-se efectuar de uma vez por semana a uma vez por mês, dependendo da capacidade dos contentores e da sua utilização. A organização dos circuitos de recolha selectiva, o tipo de viaturas, a equipa, a frequência e os horários são distintos dos da recolha normal. Já se referiu que este tipo de recolha, aplicado ao sistema porta-a-porta, na óptica dum sistema de gestão integrada, não é o mais sustentável em termos económicos e ambientais.

Os sentimentos em relação à reciclagem podem ser mais importantes que a conveniência para assegurar a participação inicial nos programas. Por este motivo, as autoridades locais devem planear um bom programa de promoção e informação pública que refira os benefícios da reciclagem. Contudo, a participação continua depende da qualidade do serviço que é oferecido (Bennett, 1990).

#### **2.2.2.1.2 PROMOÇÃO DOS PROGRAMAS DE RECICLAGEM**

##### **- Técnicas de comunicação e informações apelativas**

Um sistema de reciclagem pode ser tecnicamente muito bem projectado e não obter sucesso junto à população. Um projecto de recolha selectiva de RU tem que incluir não só os factores engenhariais mas também um plano de promoção do programa. Trata-se de planear um sistema eficiente ao nível ambiental e económico, e eficiente em termos da estratégia mais adaptada às necessárias mudanças comportamentais da população.

O sucesso de qualquer esquema de recolha selectiva depende da taxa de participação dos residentes e do baixo nível de contaminação dos materiais. Como motivar os indivíduos a responder positivamente aos programas de reciclagem? Que técnicas motivacionais têm mais efeitos no comportamento a curto e longo prazo? Estas são algumas das questões que há cerca de três décadas os trabalhos de investigação em psicologia ambiental têm tentado responder.

O objectivo das técnicas de informação é ajudar as pessoas a perceberem a natureza dos problemas do ambiente, a necessidade de um comportamento para os resolver e os passos ou a forma como levar a cabo esses comportamentos (De Young, 1993). Estas técnicas baseiam-se no princípio de que quando as pessoas percebem porquê e como mudar o seu comportamento envolver-se-ão na tarefa.

As técnicas que com sucesso aumentam a consciência dos indivíduos acerca dos assuntos ambientais ou que os ajudam a ganhar um conhecimento específico acerca de um assunto, esperase que alterem as atitudes e crenças sobre desse assunto provocando a adopção de uma acção apropriada (De Young, 1993)

Outra perspectiva assume que as pessoas estão prontas a agir mas estão incertas acerca do comportamento a adoptar ou como proceder. O foco aqui é ajudar os indivíduos a identificarem os comportamentos consistentes com as atitudes (Cook e Berrenberg, 1981) bem como ganharem o conhecimento processual necessário para porem em prática o comportamento desejado (De Young, 1988-89; Vining e Ebreo, 1990). Vários autores concluíram que a grande diferença entre recicladores e não recicladores era precisamente o nível de informação e conhecimentos que tinham acerca do programa de reciclagem (Lansana, 1992; Simmons e Widmar, 1991; Vining e Ebreo, 1992; Gamba e Oskamp, 1994).

A comunicação é o mecanismo de indução, isto é, o meio de exercer influência social que em si é um factor que afecta a mudança de atitudes. Um discurso, um artigo de jornal, um programa de TV, um folheto de sensibilização, podem levar os indivíduos a tomar uma posição em relação a um problema - são comunicações persuasivas. Este tipo de comunicação caracteriza-se por ter um único sentido, ou seja, o receptor não tem oportunidade de exprimir ou defender o seu ponto de vista e as suas características podem favorecer ou impedir a mudança (Montmollin, 1984).

Para haver comunicação é necessário que exista uma fonte, um ou mais canais, uma mensagem e um receptor. Para McGuire (1969), as etapas sucessivas do processo de mudança de comportamentos induzido pela comunicação envolvem a recepção da mensagem (atenção e compreensão), a inflexão do receptor (aceitação e retenção) e a mudança de comportamentos (acção).

A passagem à acção depende das propriedades da fonte e da mensagem, do modo de avaliação dos elementos da mensagem e das disposições do receptor.

O impacto da comunicação persuasiva na mudança de comportamentos depende de um conjunto de factores, entre os quais se salientam os seguintes:

**- As propriedades da fonte:**

*A credibilidade (experiência, competência, objectividade, prestígio, sinceridade e confiança) e a atractividade (percepção de simpatia) são propriedades da fonte importantes para a aceitação da mensagem (Eagly e Chaiken, 1975). Comunicações persuasivas sobre questões ambientais são mais efectivas quando a informação é transmitida por indivíduos ou grupos de referência relevantes para o indivíduo (McGuinness et al., 1977; Stern e Kirkpatrick, 1977). O contacto personalizado tem também um efeito potencializador na recepção da mensagem (Petty e Cacioppo, 1981). O receptor pode fazer mais esforço para compreender a mensagem quando a fonte é mais atraente, prestigiada ou tem poder de sancionar ou premiar a conformidade do receptor aos pontos de vista que ela exprime (Montmollin, 1984).*

**- Os factores da mensagem:**

*O estilo, a organização, o tipo de argumentos, o tipo de conclusão, o efeito de ordem, o conteúdo, conjugados com os traços de personalidade e os contextos sociais, contribuem para a aceitação, rejeição ou indiferença da mensagem, ou seja, para a sua eficácia, por intermédio dos processos de atenção, compreensão e de avaliação. O efeito da mensagem persuasiva pode ser reduzido se as acções recomendadas se afastarem muito das práticas e crenças existentes e se não forem apoiadas por normas sociais aceites (Cook e Berrenberg, 1981; Burn e Oskamp, 1986). Tem sido dada uma atenção considerável ao medo. Mensagens que incluem assuntos que enfatizam consequências nocivas para a vida, segurança ou conforto dos indivíduos, aumentam a motivação para o processamento das mensagens persuasivas (Petty e Cacioppo, 1981). Em relação a questões da sociedade, como o nuclear, a degradação ambiental, a conservação dos recursos, os resíduos - ao seja aos tópicos sociais impessoais - a relação entre o medo e a persuasão já não é tão forte, nestas situações as pessoas tem uma resposta mais favorável para as suas intenções de conservação, por exemplo simpatizar, apoiar ou ser membro de um grupo, do que para as suas acções individuais (Cook e Berrenberg, 1981). Hass et al. (1975) e Rogers (1975) referem que os aspectos importantes dos apelos ao medo são a magnitude do perigo de um determinado evento, a probabilidade de que esse acontecimento ocorra e a percepção da eficácia da acção recomendada para eliminar a situação negativa. A maior parte dos indivíduos sente que a sua acção é insignificante para resolver os problemas dos resíduos, mensagens que sugiram que os outros estão a realizar as acções pretendidas, revelem os avanços conseguidos e que especifiquem de uma forma simples as acções recomendadas, são outros aspectos fundamentais para o sucesso da persuasão. O medo pode afectar as intenções mas a especificidade da acção recomendada afecta o comportamento actual (Cook e Berrenberg, 1981; Burn e Oskamp, 1986).*

**- Os estados ou disposições estáveis e/ou temporárias do receptor:**

*Características pessoais como o sexo, a idade, a inteligência, o nível de instrução, as condições sócio-económicas, a auto-estima, a identidade social, o estado de espírito no momento, a imagem que o indivíduo quer dar de si, as suas experiências passadas, são factores que podem agir de forma diferente na fase de recepção da mensagem ou na sua aceitação (Montmollin, 1984). De acordo com o "Modelo da Probabilidade de Elaboração", apresentado por Petty e Cacioppo (1981), os indivíduos podem responder a uma mensagem persuasiva de forma deliberada e pensada, analisando os prós e contras de um argumento, ou de uma forma automática e emotiva, com base nos aspectos periféricos associados à comunicação (propriedades da fonte, atmosfera e contexto social, entre outros) e não com base nos méritos dos argumentos. Os aspectos periféricos podem reduzir a motivação ou capacidade do receptor para processar as mensagens, mas há medida que se tornam menos importantes, o processamento de assuntos relevantes aumenta de forma correspondente (Taylor et al., 1994). As características dos indivíduos determinarão também se os apelos terão mais efeito se focarem as acções que reduzem o medo para si ou sua família, ou a moral acerca das gerações futuras, ou os valores patrióticos de segurança e economia da nação ou ainda a qualidade ambiental do seu bairro (Cook e Berrenberg, 1981). A percepção e confiança sobre as capacidades da tecnologia e da ciência para resolver os problemas ambientais pode também diminuir o efeito da comunicação persuasiva em relação às atitudes ambientais (Dunlap e Van Liere, 1978). Um alto nível*



deste optimismo pode dispor um indivíduo a considerar as consequências da crise ambiental, como temporárias em vez de catastróficas.

**- A atmosfera em que a mensagem é transmitida e o contexto social:**

Uma mensagem transmitida de um ambiente agradável pode transferir-se por condicionamento à mensagem. De acordo com Petty e Cacioppo (1981), o efeito da mensagem é mais fraco quando os receptores estão em grupo, o que se pode explicar por uma difusão da responsabilidade em relação ao esforço cognitivo de perceber e tratar a mensagem, sobretudo quando esta é complexa. As mesmas conclusões chegaram Dwyer et al. (1993) sobre os resultados obtidos em estudos experimentais com intervenções orais para a promoção de comportamentos de conservação de energia e reciclagem. Segundo os autores, as comunicações em grupo são de um modo geral inefectivas enquanto que as comunicações individuais apresentam um efeito positivo embora modesto. Outra interpretação possível para os efeitos da atmosfera e do contexto social é a distração do receptor. Nalguns casos pode ser favorável à mudança, pois impossibilita o receptor de contra argumentar, noutros casos pode impossibilitar a mudança pois o receptor não apreende a mensagem (Montmollin, 1984). Um exemplo da influencia contextual é a visibilidade da crise ou do problema. Por exemplo, Cook e Berrenberg, (1981) referem que no período de seca que se registou na Califórnia em 1976-77, o esgotamento da água nos reservatórios foi muito anunciado nos meios mediáticos. Como consequência houve uma grande correspondência entre a observação directa dos comportamentos de conservação de água e a comunicação persuasiva transmitida por fontes governamentais sobre o esgotamento dos recursos hídricos. Em contraste, as descrições sobre a crise energética, não recebeu suportes de observação idênticos e as evidências de excessos de receitas das companhias petrolíferas sugeriam que a crise era fabricada e não real. Como consequência, a percepção para atender aos apelos atitudinais favoráveis à conservação da energia envolveu mais descrenças e rejeição.

As técnicas de comunicação persuasiva aplicadas às questões ambientais baseiam-se na crença de que o comportamento ocorrerá mais frequentemente nos indivíduos que acreditam na necessidade de conservação e na eficácia das práticas de conservação. No entanto, diversos estudos têm apresentado resultados conflituosos no que diz respeito à força desta associação (Becker, Seligman e Darley, 1979; Dobson e Tischer, 1976; Gottlieb, 1974; Cunningham e Brondel, 1976). Contudo, como advertem Cook e Berrenberg, (1981a), a ausência de uma associação não deve ser interpretada como se a crença na necessidade de conservação não fosse importante. Pelo contrário, essas atitudes podem constituir uma condição para o aumento da eficiência dos esforços de conservação e os factores identificados nos pontos anteriores poderão determinar a eficácia na aproximação das atitudes aos comportamentos.

Dentro das técnicas de comunicação persuasiva incluem-se as informações apelativas, comunicações escritas ou verbais dirigidas à população alvo, cujos conteúdos referem, na generalidade das situações, as consequências do esgotamento dos recursos (e.g. energia, água, matérias primas), a escassez e problemas de localização de novos aterros, os impactes ambientais dos sistemas de tratamento, a ligação dos resíduos a valores como a segurança pessoal ou da família, saúde pública, os recursos para as futuras gerações, a responsabilidade individual, a explicação dos equipamentos de reciclagem disponíveis e os comportamentos a adoptar, entre outros. A informação pode ser simultaneamente factual e persuasiva.

De acordo com Schultz et al. (1995) os apelos representam a intervenção mais simples, menos dispendiosa e menos intrusiva das estratégias antecedentes. No entanto, a informação apelativa pode funcionar melhor nuns casos que noutros, as características da mensagem, as variáveis pessoais e contextuais que se referiram e a presença de outras estratégias, podem mediar o efeito da informação sobre os comportamentos.

Spaccarelli et al. (1989-90) referem que a eficiência da informação pode variar em função da forma como é apresentada. Por exemplo, Jacobs et al. (1984), concluíram que a participação num programa de reciclagem porta-a-porta aumentou 2 a 4 vezes mais quando a solicitação foi efectuada face-a-face do que quando foi feita através dum jornal. Arbutnot et al. (1976-77) compararam o efeito da informação escrita com a verbal, sobre o auto-relato na actividade de reciclagem num programa por transporte, concluindo que nem a informação escrita nem a verbal, isoladas, conseguiram aumentar significativamente os níveis de reciclagem iniciais (<sup>2</sup>10%), mas que as duas associadas aumentavam significativamente a participação (88%). Os mesmos resultados foram obtidos por Spaccarelli et al. (1989-90). Os autores verificaram que, num programa de reciclagem porta-a-porta, o grupo de indivíduos que recebeu uma visita (com apelo verbal) e informação escrita (folhetos) aumentou a participação em 22.1%, enquanto que no grupo sujeito só à comunicação

escrita o aumento foi de apenas 2.4%. No entanto, os autores não avaliaram o efeito isolado do visitante.

Oliver *et al.* (1995) estudaram o efeito dos apelos verbais e escritos na redução do lixo e danificação das árvores num parque de campismo florestal. Em fins-de-semana seleccionados aleatoriamente foram testados os seguintes tratamentos: a) distribuição aos campistas de brochuras contendo informações sobre os problemas da produção de lixo e danificação das árvores; b) distribuição de brochuras em simultâneo com apelos pessoais a cada campista. Comparando estas intervenções com a situação de controlo, ambos os grupos sujeitos a tratamento revelaram comportamentos de redução de lixo e menor danificação das árvores. O grupo que recebeu apelos pessoais mostrou resultados mais positivos. Neste estudo não foram apresentados dados sobre a eficiência destas técnicas a longo prazo, não se tentou avaliar o efeito isolado dos apelos pessoais, nem o nível de preocupação ambiental de base dos campistas.

Num outro trabalho experimental, realizado por Durdan *et al.* (1985), compararam-se quatro tipos de apelos anti-lixo colocados nas mesas de uma cantina universitária. As inscrições variavam, umas eram mais gerais do tipo "limpe a sua mesa", outras mais específicas "coloque o tabuleiro e a loiça nos suportes de tabuleiros existentes ao longo da parede Este", umas com frases mais positivas "por favor seja útil", outras mais negativas "por favor não faça lixo". Os resultados indicaram que todos os tipos de inscrições conseguiram uma redução no lixo e que as frases positivas eram mais eficazes que as negativas, não tendo sido registada nenhuma diferença na especificidade da mensagem. A análise sobre os atributos demográficos dos comensais mostrou que os mais velhos (com idade > a 25 anos) mostraram um decréscimo maior na produção de lixo e que os grupos de maiores dimensões tendiam a produzir mais lixo em qualquer condição. Os autores referem também que o lixo aumentou significativamente assim que foram removidas as inscrições.

O efeito dum informação apelativa depende muito, também, da frequência com que um indivíduo é submetido ao contacto com essa informação. Uma informação bem colocada pode afectar acções repetitivas. Alguns trabalhos de investigação no campo da conservação da energia referem que a colocação de uma simples inscrição ao lado dos interruptores da luz, lembrando que devem ser desligadas quando não necessárias, mostrou ser eficaz no caso dos ocupantes dum edifício público (Winett, 1978), em estudantes dum colégio (Zolik *et al.*, 1982-1983) e nos empregados dum escritório (Stern *et al.*, 1987). Algumas campanhas de promoção para a reciclagem têm recorrido a esta estratégia, distribuindo pequenos posters ou magnetes para afixar na cozinha ou no frigorífico (caso das Câmaras de Lisboa e Loures), não existem no entanto avaliações sobre o seu efeito.

As investigações que utilizam a informação como estratégia para aumentar os níveis de participação nos programas de reciclagem revelam que a informação apelativa aumenta a participação, quer nos programas porta-a-porta quer nos por transporte (Jacobs e Bailey, 1982; Oskamp, 1986; Burn, 1991), e que os indivíduos com mais conhecimentos, mais preocupados com as questões ambientais e com atitudes mais favoráveis em relação à reciclagem, são mais fortemente influenciados pela informação que os outros (Schultz *et al.*, 1995). No entanto, o efeito isolado da estratégia de informação é na maior parte dos estudos confuso pois encontra-se associado a outros efeitos como a presença física dum comunicador, a proximidade dos contentores, as características dos indivíduos submetidos às estratégias, a combinação de diferentes estratégias de comunicação.

Muitos dos estudos que comparam a técnica da informação com outras estratégias referem que a informação, só por si, não é tão efectiva no aumento da participação na reciclagem. Por exemplo, o *feedback* da informação (Goldenhar e Connell, 1991-92) ou as recompensas (Witmer e Geller, 1976), aumentaram a participação dos indivíduos dum residência universitária, enquanto que a informação só por si não teve qualquer efeito. A técnica de utilização de líderes de bairro, conjugada com a informação, aumentou a participação num programa porta-a-porta, que cada uma isoladamente, apesar do grupo sujeito à técnica de líderes de bairro aumentar mais o nível de participação que o grupo sujeito só à influência da informação (Burn, 1991). Outros estudos revelam que a informação combinada com a proximidade dos recipientes de deposição e/ou o contacto personalizado, é mais efectiva do que a informação isolada, nos sistemas por transporte (Luyben e Bailey, 1979; Austin *et al.*, 1993; Reid *et al.*, 1976). Por seu turno, Burn e Oskamp (1986) descobriram que a informação, compromisso e as duas técnicas combinadas produziam aumentos similares na participação em programas porta-a-porta (39%, 42% e 42%, respectivamente).

A maior parte das investigações têm revelado um declínio da influência da informação assim que a mesma perde a sua novidade e um retorno à situação de referência após a remoção das intervenções comunicacionais. A distribuição de folhetos a todos os residentes por correio, a

utilização da imprensa local, rádio e televisão, para a promoção da reciclagem, têm um impacto imediato mas são rapidamente esquecidos (The Kindred Association, 1994). O curto período de tempo em que decorre a intervenção e as medições pós intervenção têm sido algumas das razões apontadas para a fraca duração da mudança de comportamento. No entanto, as investigações que avaliaram as estratégias de informação por um período superior a quatro ou mais meses, reportam taxas de participação crescentes ao longo do tempo (e.g. Vining e Ebreo, 1989; Spaccarelli *et al.*, 1989-90; Burn, 1991).

O efeito benéfico da especificidade da informação foi examinado em diversos estudos. Fornecer simplesmente as razões para adoptar um comportamento desejado pode não ser suficiente para o adoptar. Independentemente das atitudes a dificuldade percebida em relação ao comportamento pode ser uma importante barreira na sua adopção (Vining e Ebreo, 1990). O que muitas vezes é necessário é informação precisa sobre como realizar o comportamento desejado: onde fazê-lo; quando deve ser feito, que acções são requeridas e por diante (Geller *et al.*, 1976; Geller *et al.*, 1977; De Young, 1988-89; Weigel, 1983).

Na base do aparente insucesso de muitas técnicas de comunicação estão vários aspectos metodológicos que não foram devidamente tratados pelos seus autores, destacando-se: a forma como é avaliado o comportamento (auto-relato *versus* medição directa); o que se mede (nuns casos é a intenção, noutros a participação, noutros a frequência da participação, noutros ainda a quantidade de resíduos recolhidos); a mistura de técnicas que não torna evidente o efeito individual de cada uma; o conteúdo da própria informação (ausência muitas vezes do quê, porquê, como); o tempo de duração da intervenção e o período de observação após a intervenção (vão de algumas semanas a alguns meses ou anos); a não identificação e selecção de segmentos ou grupos alvo com características homogéneas (aplicação das técnicas a pessoas com diferentes níveis de acesso aos programas e com diferentes conhecimentos e atitudes de base).

O que acontece em muitos estudos que recorrem à informação como técnica de mudança de atitudes e comportamentos é que a comunicação, oral ou escrita, vem associada à presença de alguém: jornalistas, professores, presidente da Câmara, vizinhos, líderes de bairro, entre outros. Estas fontes podem ter só por si um efeito na mudança, idêntico ou superior ao da própria mensagem.

#### **- Líderes de bairro**

Referiu-se a importância de determinados grupos relevantes para os indivíduos (família, amigos, vizinhos) na participação num programa de reciclagem.

Os estudos indicam que o recrutamento de membros da comunidade (líderes de bairro) que participam regularmente na reciclagem e que concordem em persuadir os vizinhos não recicladores a participarem, tem obtido resultados muito positivos no aumento da participação na reciclagem (e.g. Burn, 1991; Hopper e Nielson, 1991; Nielson e Ellington, 1983; Everett e Peirce, 1991-92). No caso da investigação de Everett e Peirce (1991-92) avaliou-se, também, o sucesso da utilização de líderes de bairro em função das características sócio-económicas dos residentes. Os autores demonstraram que os líderes de bairro tinham mais sucesso na promoção dos comportamentos de reciclagem em pessoas de *status* sócio-económico elevado (níveis de educação e rendimento superiores).

Os líderes de bairro funcionam como inicializadores de normas sociais dentro da comunidade. O desejo de reconhecimento social, pode motivar os não recicladores a reciclar e os seus comportamentos podem por seu turno ser reforçados pela aprovação social. O facto da mensagem verbal ser transmitida por um residente pode dar a percepção que a reciclagem é um comportamento normativo para os residentes do bairro (Porter *et al.*, 1995). O contacto pessoal dos líderes de bairro pode também conduzir a um certo comprometimento público assumido pelos não recicladores perante os líderes de bairro (Schultz *et al.*, 1995). Para além do contacto pessoal, o alto nível de compromisso e entusiasmo dos líderes de bairro, os quais normalmente transmitem mensagens mais emocionais e a maior interacção entre vizinhos poderão ser outras razões para o sucesso desta técnica (Spaccarelli *et al.*, 1989-90). Oskamp *et al.* (1991) referem também a importância do papel da imitação, na probabilidade do comportamento de reciclagem estar correlacionado positivamente com o facto de outros vizinhos também reciclarem.

Apesar desta técnica parecer ter um potencial para produzir mudanças mais duradouras nos comportamentos de reciclagem, Oskamp *et al.* (1994) referem que nem sempre esta estratégia funciona. Os autores não encontraram resultados com diferenças significativas entre duas zonas com as mesmas características sócio-económicas, uma com e outra sem líder de bairro, em relação à quantidade de materiais recolhidos, à frequência da participação e ao grau de contaminação.

Uma possível justificação para os resultados de Oskamp *et al.* (1994) pode dever-se ao nível de identidade social dos indivíduos analisados, a qual não foi avaliada pelos autores. Os residentes que se percebem como parte da comunidade serão mais afectados por esta intervenção, que recorre às normas sociais, do que aqueles que se sentem isolados ou alienados. De uma forma geral têm-se constatado que os residentes em sociedades rurais ou com forte coesão social, os residentes em moradias e os residentes em casa própria, são mais afectados pelas normas sociais que os residentes em meios urbanos, prédios e casas alugadas. O sucesso da utilização da pressão social para induzir à reciclagem é muito contingente na extensão com que os residentes se consideram como parte da comunidade (Schultz *et al.*, 1995).

Um inconveniente desta técnica é que requer uma grande mobilização de voluntários o que não é muito prático em programas muito alargados.

#### **- Fixação de metas e processos de compromisso**

As tácticas de compromisso e fixação de metas envolvem declarações verbais ou escritas de indivíduos ou grupos que especificam uma resposta particular ou conjunto de respostas a emitir (por exemplo reciclar) ou a evitar (consumir produtos com menos embalagem). As investigações têm demonstrado benefícios positivos no estabelecimento de metas nos comportamentos de reciclagem, quer em termos individuais, quer em termos de grupo, quer em termos de comunidade.

McCaul e Kopp (1982) examinaram este tipo de estratégias em quatro grupos de alunos num *campus* universitário. Um grupo tinha um objectivo fixo (recolher 4 latas por dia durante duas semanas), outro não tinha qualquer meta (o objectivo era só recolher qualquer quantidade de latas de alumínio), estes dois grupos foram subdivididos noutros dois, um em que o grupo concordava em ter o seu nome no jornal do *campus* declarando-se apoiante da conservação da energia se recolhesse latas de alumínio (comprometimento público) e outro ficava no anonimato (compromisso privado). Os indivíduos com objectivos específicos recolheram mais 37% de latas que os que não tinham objectivo específico, verificando-se que não havia efeito em relação ao compromisso público. Como refere Dwyer *et al.* (1993) o simples facto de ter o nome inscrito no jornal não implica um compromisso público forte. Estes resultados concordam com os de Pardini e Katzev (1983-84) acerca da intensidade (força) do compromisso.

Também Hamad *et al.*, (1980-81) encontraram efeitos positivos no estabelecimento de metas para a reciclagem de papel numa escola básica (compromisso de grupo).

Katzev e Pardini (1987-88) consideram o compromisso um aspecto central no controlo interno e definem-no como uma promessa pública "formal" e explícita para actuar de acordo com um comportamento alvo específico. As técnicas de comprometimento funcionam porque os indivíduos desejam parecer consistentes, a inconsistência é socialmente indesejável e cria dissonância (Cialdini, 1988).

Vários estudos têm procurado investigar o efeito do comprometimento na reciclagem (e.g. Pardini e Katzev, 1983-84; Burn e Oskamp, 1986; Katzev e Pardini, 1987-88; Wemer *et al.*, 1995; Wang e Katzev, 1990; McCaul e Kopp, 1982). Alguns incluem também a pesquisa sobre diferentes tipos de comprometimento, individual *versus* de grupo (McCaul e Kopp, 1982; Wang e Katzev, 1990) e escrito *versus* oral (Pardini e Katzev, 1983-84).

Katzev e os seus colegas têm conduzido uma série de estudos com intervenções sobre compromisso isolado ou associado a outras técnicas para efeitos de comparação. Os seus trabalhos são baseados no princípio da justificação mínima, segundo o qual as fontes de forças internas do controlo são mais fortes e mais duradouras na influencia do comportamento que as forças exteriores, como as recompensas e penalidades.

Pardini e Katzev, (1983-84) investigaram a força do compromisso em situações de compromisso fraco (verbal) e forte (escrito) para reciclagem de jornais em 30 residências familiares, em contraste com a situação em que simplesmente se recebia informação sobre o programa de reciclagem. Ambos os grupos de compromisso diferiram do grupo que só recebeu a informação, quer em termos de número de participantes quer em termos de quantidade de jornais recolhidos. Contudo, após um período de intervenção (duas semanas) o grupo de compromisso forte diferiu significativamente dos restantes grupos, em ambas as variáveis, e o grupo de fraco compromisso não diferiu do grupo de informação.

Noutra investigação, Katzev e Pardini (1987-88), compararam a eficiência de duas técnicas. Quinze residências familiares foram sujeitas às seguintes intervenções: a) assinatura de compromisso para reciclar; b) entrega de cupões de desconto como recompensa; c) ambas as situações e d) condição de controlo onde se perguntou às pessoas simplesmente se participariam no projecto de reciclagem. Os resultados revelaram que durante as cinco semanas de intervenção todos os três grupos experimentais diferiram do grupo de controlo, não diferindo muito significativamente entre eles. Durante as três semanas que se seguiram à intervenção, só o grupo compromisso mais recompensa diferia do grupo de controlo. De notar no entanto, que o número de sujeitos envolvidos foi relativamente pequeno.

Wang e Katzev (1990) descrevem duas experiências sobre os efeitos do compromisso pessoal, compromisso de grupo e oferta de lembranças na reciclagem de papel. No primeiro estudo, conduzido num lar de terceira idade, foi avaliado o efeito dum compromisso público (i.e. subscrição de compromisso de grupo formado num *meeting*) para reciclar por um período de quatro semanas. No final destas quatro semanas os sujeitos receberam uma carta desvinculando-os do seu compromisso mas informando-os que a reciclagem do papel continuaria por mais um período de 4 semanas. Os resultados mostraram um aumento significativo durante as 4 semanas de intervenção mantendo-se o efeito durante as 4 semanas seguintes.

A segunda experiência foi conduzida numa residência universitária. Numa secção do dormitório os estudantes foram convidados a assinar uma promessa de compromisso de grupo para reciclar papel durante quatro semanas consecutivas. Noutra secção do dormitório os indivíduos foram convidados a assinar individualmente uma promissória para reciclar. Uma terceira secção foi informada da existência da oferta de cupões para os que participavam na reciclagem que podiam ser utilizados em compras em lojas locais. Uma quarta secção serviu como grupo de controlo, foram fornecidos a estes sujeitos sacos para a deposição dos recicláveis mas não foi pedido que se comprometessem com a reciclagem, nem foram oferecidos cupões pela participação. Os resultados revelaram que só o grupo de compromisso individual reciclava mais que o grupo de controlo, quer no período experimental quer no período de monitorização. A relativa ineficiência do grupo de compromisso colectivo, comparada com os resultados obtidos na primeira experiência, pode ser explicada em termos de maior coesão de grupo existente na casa de reformados.

A nível da comunidade os efeitos também são positivos. Folz (1991), Folz e Hazlett (1991), Pardini e Katzev (1983-84), Burn e Oskamp (1986), Schahn e Holzer, (1990) encontraram relações positivas entre as comunidades que tinham estabelecido metas para a reciclagem, a quantidade de resíduos desviados e a participação dos cidadãos. Os autores referem que a fixação de metas para a reciclagem pode aumentar a visibilidade e importância da reciclagem assumida pelas autoridades locais, inicializar a mudança e aumentar a motivação entre os indivíduos.

No estudo de Burn e Oskamp (1986) compararam-se os efeitos do compromisso público e da persuasão escrita no aumento da participação num programa de reciclagem porta-a-porta. Os participantes foram escolhidos entre os residentes que não mostraram evidências de reciclagem durante um período de referência inicial de seis semanas. Posteriormente um grupo de escuteiros treinados para o efeito, visitaram cada casa e apresentaram informação genérica sobre o programa de reciclagem. Um terço dos indivíduos recebeu uma declaração persuasiva escrita, outro terço assinou uma declaração de compromisso público e um afixo para relembra-rem a reciclagem, o outro terço recebeu ambos os tratamentos. A reciclagem, avaliada pela presença ou ausência de sacos no passeio, foi medida durante as seguintes seis semanas e comparada com um grupo de casas não recicladoras que não receberam nenhum tratamento (grupo controlo). A eficiência de cada tratamento não diferiu, com todos a participarem significativamente a participarem mais do que o grupo controlo. Este estudo no entanto, ao utilizar os escuteiros como agentes de contacto com os residentes, introduz interferências nas variáveis que se pretendiam analisar, já que o efeito da presença pessoal destes agentes, poder-se-á ter sobreposto ao das técnicas de intervenção.

Todos os estudos revelam aumentos na participação nos dois tipos de sistemas, porta-a-porta e por transporte, não só durante o tratamento mas também nos períodos pós tratamento. O compromisso individual parece ser mais eficiente, o compromisso de grupo não tende a ser tão durável (Wang e Katzev, 1990) e o comprometimento escrito parece produzir aumentos mais significativos que os verbais (Pardini e Katzev (1983-84).

### **- Modelação, demonstração e experimentação**

Modelação refere-se à demonstração dum comportamento específico para os indivíduos alvo. As acções de demonstração podem ser acompanhadas de demonstrações ao vivo, no âmbito dos programas de educação ambiental (formais ou informais), ou através de cassetes vídeo distribuídas ou adquiridas pelos indivíduos e transmissões audiovisuais pelos órgãos de comunicação social (Dwyer *et al.*, 1993). Esta técnica tem sido pouco utilizada nos esforços de preservação ambiental mas pode ter um efeito potencial para um grande conjunto de observadores.

Neste âmbito foram realizados mais experiências no campo da conservação da energia. Winett *et al.* (1985) registaram aumentos significativos nas conversas sobre consumo energético para aquecimento das habitações, após terem mostrado aos residentes apresentações em vídeo que demonstravam comportamentos simples e convenientes efectuados por residentes em situações similares às dos observadores. De acordo com uma pesquisa bibliográfica efectuada por Dwyer *et al.* (1993), os resultados obtidos da aplicação de técnicas de intervenção para a promoção dos comportamentos de conservação de energia, utilizando a informação oral e demonstração, sugerem uma relação positiva entre a aplicação destas técnicas e a mudança de comportamentos.

Como referem Dwyer *et al.* (1993) estes resultados positivos são promissores uma vez que a técnica de modelação do comportamento através de cassetes vídeo pode ser aplicada de uma forma económica e fácil a uma escala alargada.

Um outro tipo de abordagem associada à demonstração é a auto-descoberta, quando se recorre a acções demonstrativas com a participação dos indivíduos. Esta técnica emprega o poderoso efeito que a experiência directa tem sobre o comportamento subsequente do indivíduo. Fazio e Zanna (1981) afirmaram que as atitudes formadas a partir de experiências comportamentais directas são mais preditivas de comportamentos posteriores do que as atitudes formadas sem essas experiências, sugerindo que o constructo que fornece este maior poder preditivo é a confiança. Os indivíduos que formam as atitudes por experiência directa tendem a pensar na sua atitude mais claramente do que os que se baseiam em experiências indirectas (De Young, 1993).

A educação ambiental tem utilizado estas técnicas através de alguns exercícios "projectos de acção". Muitas escolas, do ensino Básico e Secundário, implementaram nos últimos anos projectos sobre reciclagem (campanhas de recolha selectiva, visitas a unidades recicladoras, projectos de compostagem). Monroe e Kaplan (1988) sugerem a possibilidade dos casos de estudo poderem servir como substitutos tão ou mais efectivos que as experiências directas.

### **- EDUCAÇÃO AMBIENTAL: DA CONSCIENCIALIZAÇÃO À ACÇÃO**

A educação do público é um dos elementos da gestão dos RU mais importante e simultaneamente o mais difícil.

De acordo com Rogoff e Williams (1994), a educação pública pode seguir duas abordagens. Uma, a que deriva das teorias cognitivas de Piaget, segundo a qual o conhecimento é o produto de uma série de blocos sensoriais designados por esquemas, que contêm informações que armazenamos das experiências físicas e emocionais. Para as comunidades interessadas em desenvolver a educação junto dos mais jovens as orientações de Piaget funcionam bem. Ensinar as crianças, desde o início da sua educação (2-3 anos) acerca da reciclagem e as formas como podem participar representa estabelecer comportamentos firmes e duradouros. Uma das vantagens de se educar desde os primeiros anos as crianças é que elas serão os residentes de amanhã e por outro lado têm um grande poder de influencia nas suas famílias e formam uma base para padrões comportamentais permanentes.

A segunda abordagem, envolve a educação pública dirigida para a alteração dos hábitos já adquiridos e que segue as orientações do psicólogo Skinner e os seus trabalhos sobre análises comportamentais aplicadas. A ciência comportamental de Skinner sustenta que todos os comportamentos são o resultado de uma sequência natural de eventos. Os eventos consistem num antecedente (informação, sinal ou estímulo), que produz um comportamento (reação), seguido dum conseqüente (recompensa ou punição), (Rogoff e Williams, 1994). Relacionando esta teoria com a reciclagem, o antecedente pode ser um artigo num jornal acerca da reciclagem do papel. O comportamento pode ser a acumulação do papel e a sua deposição num ecoponto. A conseqüência pode ser um reembolso monetário ou um sentimento de satisfação pela realização de um comportamento socialmente reconhecido.

O objectivo da Educação Ambiental (EA), tal como definido na Carta de Belgrado, que resultou do Colóquio sobre Educação Ambiental organizado pela UNESCO e PNUA em 1975, reforçada na Conferência Intergovernamental sobre Educação Ambiental que se realizou em 1977 em Tbilisi (Georgia), Declaração de Tbilisi, tem por objectivo "conseguir que os indivíduos e as colectividades compreendam a complexidade do ambiente natural e criado pelo homem, complexidade essa resultante da interacção dos aspectos biológicos, físicos, sociais, económicos e culturais e também que adquiram os conhecimentos, os valores, os comportamentos e as competências necessárias para poderem participar responsável e eficazmente na prevenção e solução dos problemas ambientais e na gestão da qualidade do ambiente" (IPAmb, 1990).

Assim, e à luz da Declaração de Tbilisi, a educação ambiental aplicada aos RU deve tentar ajudar os grupos sociais e os indivíduos a: (a) **tomar consciência** dos problemas ambientais relacionados com os resíduos que produzem e sensibilizá-los para estes assuntos; (b) **adquirir os conhecimentos** necessários para uma compreensão fundamental da relação entre consumo-resíduos-ambiente, dos problemas que lhes estão associados, da importância da humanidade, da responsabilidade e do papel crítico que lhes incumbem; (c) **adquirir as atitudes** e um sistema de valores e sentimentos de preocupação em relação aos RU e uma motivação suficientemente forte para participarem activamente nas soluções que visem reduzir os impactes dos resíduos no ambiente; (d) **adquirir as competências** necessárias à solução dos problemas relacionados com os RU; (e) **avaliar** as medidas e os programas de educação ambiental dirigidos para a gestão dos RU, em função de factores ecológicos, políticos, económicos, sociais, estéticos e educativos; (f) **participar** envolvendo-se activamente, nas decisões e nas acções, relacionadas com a resolução dos problemas dos resíduos.

A integração da EA no sistema oficial de ensino (educação ambiental formal) é considerada por muitos como um meio muito útil e importante na mudança das atitudes e comportamentos das futuras gerações. Nos últimos anos, a educação ambiental, começou a fazer parte integrante dos programas curriculares de muitos países. Os poucos estudos que avaliaram os efeitos dos programas de educação ambiental em escolas revelam resultados positivos. Por exemplo, Rogoff e Williams (1994) referem os resultados positivos de um programa de educação para a reciclagem que se realizou na Califórnia em 1991 durante duas semanas e que atingiu 5 000 professores, 232 escolas e 148 000 alunos. Um inquérito realizado para avaliar o efeito desse programa revelou que 94% dos professores referiram que os seus alunos gostaram de aprender sobre a reciclagem e que mais de 92% disseram que os estudantes tornaram-se mais responsáveis e preocupados com a reciclagem. O inquérito realizado aos pais revelou que mais de 80% afirmaram que os seus filhos reciclavam uma quantidade superior de RU e mais de 70% disseram que as famílias estavam a reciclar.

Apesar da EA ser considerada internacionalmente como uma estratégia vital para o futuro, o facto é que as experiências realizadas em vários países ao longo destes últimos 20 anos têm revelado fracos resultados. Um relatório elaborado pela UE em 1992, sobre o estado da EA nos diversos países membros, considera que a EA é ainda insuficiente, mesmo marginal, as experiências são limitadas e pouco conclusivas (CCE, 1992c). Este relatório aponta como principais razões para o atraso do desenvolvimento prático da EA, as seguintes: atraso no domínio da formação inicial dos docentes; falta de materiais pedagógicos (não classificados ou pouco adequados às necessidades dos utilizadores); insuficiência dos financiamentos que acompanham os projectos.

No nosso país, com a publicação da Lei de Bases do Sistema Educativo (Lei n.º 46/86 de 14 de Outubro), é pela primeira vez reforçada a dimensão da formação para a cidadania e da integração da EA nos planos curriculares, numa perspectiva transdisciplinar, nomeadamente na Área-Escola, uma área curricular mas não disciplinar, de frequência obrigatória, cuja organização cabe à escola.

No entanto, as estratégias de EA na estrutura curricular têm revelado sérios problemas de adequação prática. Benavente (1993) acrescenta às razões referidas no relatório da CCE (1992 c), os problemas específicos com que os professores se debatem no desenvolvimento de acções de EA em Portugal, nomeadamente, dificuldades em conciliar essas actividades com os programas das disciplinas, horários rígidos, falta de espaços e de verbas, resistência passiva na escola, falta de troca de experiências entre os vários agentes do sistema educativo. Outros problemas prendem-se com as dificuldades de actualizar e formar professores com competências suficientes e eficazes para aplicarem a EA, especialmente no que concerne à utilização de metodologias integradoras que proporcionem aos estudantes uma visão sistémica dos saberes e garantam uma construção equilibrada da personalidade (Mendes, 1993). Uma outra condição importante no desenvolvimento de qualquer plano de trabalho visando a EA é um bom conhecimento do professor e inserção na zona (Fernandes, 1983) o que é difícil visto que a maior parte dos professores não são ou não residem na zona onde leccionam.

A EA formal, ao se encontrar integrada no sistema de ensino, é sujeita ao males da actual crise do ensino. A crise reflecte-se na degradação do reconhecimento e da dignidade da função educativa. O crédito daqueles a quem estão confiadas as crianças, isto é, o futuro, é muito inferior ao que gozam as profissões que lidam com o dinheiro, o futebol ou a política, a enfeudação da educação e da cultura submete-se aos imperativos da tecnologia, da produção e da sociedade mercantil. A impressão de frustração sentida por tantos docentes, após os seus entusiasmos ambientalistas terem caído por terra, é o resultado da sua situação dual de vítimas e cúmplices do sistema. A interacção dos professores com os alunos é fundamental e as expectativas que os professores colocam no desempenho dos seus alunos também. Qualquer reforma do ensino está votada ao fracasso enquanto não for reconhecida e revalorizada a dignidade da função educativa (Plet, 1991).

Estes problemas, que não são únicos em Portugal, registando-se também nos países ditos "mais desenvolvidos", levam a considerar que antes de pensar na mudança de atitudes dos alunos, a prioridade é fazer a mudança do próprio sistema educativo. O grande problema da EA formal é que, por não se tratar de uma disciplina, o que aliás também não é recomendado pelos especialistas em EA, não se consegue encaixar de forma ajustada ao sistema de ensino tradicional e por isso anda muito ao sabor da iniciativa e motivações de alguns professores.

Apesar de bem intencionados, a maioria dos programas de EA formal apresentam deficiências. São na generalidade muito intuitivos, não há uma definição clara de objectivos nem uma estratégia coerente que facilite a formação de cidadãos responsáveis, não há ligação entre a investigação e as práticas educativas, os projectos e materiais pedagógicos não são normalmente sujeitos à avaliação dos seus resultados práticos, não há uma continuidade nas acções, as experiências dificilmente se podem relacionar umas com as outras, há normalmente ausência ou desvio dos problemas locais que mais afectam ou dizem respeito aos alunos e a própria escola não é normalmente um bom exemplo de práticas ambientais.

Uma revisão efectuada por Gonçalves (1997), sobre os projectos de recolha selectiva de papel promovidos pela Câmara Municipal de Almada nas escolas do 2º e 3º ciclo e secundárias do Concelho, ao longo de cinco anos, permitiu constatar que, na maior parte dos casos, se verifica uma falta de continuidade dos projectos ao longo do tempo e uma grande dependência tanto do dinamismo e boa vontade dos professores e órgãos de gestão das escolas como do bom funcionamento de uma fonte de escoamento contínua do papel recolhido.

A diversidade e magnitude dos problemas ambientais, muito sensíveis aos valores, modos de vida e características culturais de cada comunidade, constitui também uma dificuldade educativa. É frequente falar-se mais dos problemas globais e menos dos problemas locais ou das possíveis soluções ligadas às práticas quotidianas. É frequente centrarem-se as actividades nas disciplinas de ciências, que sendo importantes, não abordam os aspectos sociais da utilização do ambiente pelo homem, em domínios tão diversos como o cultural, o económico e o político. Sendo a matéria de base da EA a ecologia, a EA não pode ser estudada em compartimentos estanques mas sim abordada nas suas diferentes perspectivas.

Devido aos problemas práticos em muitas escolas, os temas sobre ambiente acabam por ser abordados apenas numa perspectiva multidisciplinar. Este tipo de abordagem não reúne necessariamente todos os agentes em função de um nexos ou compromisso entre eles. A multidisciplinaridade traduz apenas um aspecto quantitativo sem maiores implicações (Martins, 1996). A EA para ser efectiva requer uma abordagem interdisciplinar. É universalmente reconhecido,



actualmente, que a EA deve ser interdisciplinar entre a biologia, a sociologia, a antropologia, a economia, a política e as humanidades.

Embora seja complicado pôr em prática, a maneira de conseguir mudanças através de programas de intervenção escolar é conjugá-las com intervenções paralelas na comunidade local, para tornar mais consistentes os objectivos da escola e a realidade vivida pelos estudantes na sua comunidade, família e exposição aos meios de comunicação social (Martins, 1996, Campos, 1993). A transmissão passiva de conhecimentos factuais, abstractos e distantes dos indivíduos é muito típica no nosso sistema educativo. Por outro lado, como afirma Plet (1991) na escola aprende-se mais a fazer, a preocupação é entrar no mercado de trabalho, e não a ser (livre, criativo, responsável, cívico, socialmente participativo, filantropo e com identidade social).

Apesar dos problemas e dificuldades apontadas em relação à EA formal, muitos estudos revelam sucesso no melhoramento das atitudes ambientais dos jovens, sendo no entanto omissos quanto às variáveis comportamentais actuais (Leeming *et al.*, 1993). Um dos pressupostos relativamente à importância da EA nas escolas, para além da alteração de atitudes dos estudantes, é a possibilidade dos jovens poderem ser agentes de promoção e encorajamento dos comportamentos ambientais dos outros, nomeadamente os pais, tal como os líderes de bairro. Um estudo recente revelou este efeito promissor dos programas educacionais, indicando que os pais das crianças envolvidas em currículos que enfatizam a participação activa nas actividades ambientais, revelaram comportamentos mais ambientais comparativamente aos pais das outras crianças (Porter *et al.*, 1995).

Seria positivo e bastante útil para a investigação em EA que, à semelhança do sistema avaliativo sobre o nível de conhecimentos dos alunos dos vários anos, também se criasse um sistema avaliativo das atitudes e comportamentos ambientais dos alunos sujeitos a programas de educação ambiental formal. O Ministério da Educação poderia desenvolver as metodologias e regras de base a utilizar pelos professores para essas avaliações.

As acções de EA formal têm-se desenvolvido quase exclusivamente ao nível do ensino básico e secundário. No entanto, no documento da UNESCO-UNEP (1991) considera-se que se deve introduzir a EA também nas universidades, a qual deve ser obrigatória para todos os estudantes (de referir que a década de 90 foi considerada pela UNESCO como a década da Educação Ambiental).

Também as Universidades, e outras instituições de ensino superior, devem contribuir para a EA das novas gerações de cidadãos. Consequentemente têm o dever de promover a educação e as práticas ambientais na sociedade. Recentemente, estas instituições têm-se apercebido da sua responsabilidade neste campo, assistindo-se ao surgimento de um movimento a nível internacional que pretende definir o seu papel a nível ambiental (Phillips, 1994).

Em Maio de 1993 foi publicada a Carta Europeia para o Desenvolvimento Sustentável, preparada no âmbito do Programa COPERNICUS (CO-operation Programme in Europe for Research on Nature and Industry through Coordinated University Studies) e apresentada no Conselho Europeu de Reitores (CER). Nesta carta são listados 10 princípios de acção que as universidades devem implementar por forma a contribuírem para os esforços globais em direcção a um desenvolvimento sustentado, onde se reforça a necessidade de preparar o corpo académico para dar instrução ambiental aos alunos, instituir e desenvolver programas que envolvam professores, funcionários e alunos e medidas e práticas ambientais dentro do *campus*. Em Abril de 1994 cerca de 200 Universidades haviam já assinado a referida Carta.

O conteúdo desta Carta de princípios, necessariamente geral, revela-se de extrema importância pois sintetiza um conjunto de ideias sobre as quais as Universidades devem reflectir para modelar a sua própria estratégia de acção.

Em 1994 realizou-se na Universidade de Yale, um congresso denominado "Campus Earth Summit Meeting". Deste encontro que reuniu 400 representantes, pertencentes 75 Universidades de todo o mundo, resultou um documento de 24 páginas intitulado "Blueprint for a Sustainable Future" que define acções específicas que as Universidades devem levar a cabo na área da EA (formal e informal), na melhoria e/ou desenvolvimento de práticas ambientais e no desenvolvimento de sistemas sócio-económicos sustentáveis dentro do *campus* (Martinho e Sobral, 1997).

Paralelamente à EA formal deve-se desenvolver um programa de EA não formal (fora da escola) para a promoção da reciclagem. A participação informada dos cidadãos é cada vez mais necessária.

É um princípio pedagógico aceite que a educação, para ser eficaz, deve relacionar-se directamente com a vida quotidiana das pessoas. No sector não formal, é essencial identificar as necessidades de grupos-alvo específicos e elaborar de acordo com isso programas de instrução apropriados (Martins, 1996).

Podem-se adoptar diferentes estratégias de educação do público, tudo dependendo da população alvo, das necessidades da educação, da criatividade e imaginação e profissionalismo dos seus promotores.

Um exemplo que é referido na literatura é o "Clean Community System" (CCS), instituído em meados dos anos 70 pela Keep America Beautiful, Inc., uma organização sem fins lucrativos criada para a prevenção dos RU e o envolvimento da comunidade para os assuntos relacionados com os RU. O sistema está em funcionamento em mais de 400 comunidades dos EUA e influenciou programas idênticos noutros países (Austrália, Bermudas, Canadá, Inglaterra, Nova Zelândia e África do Sul). O CCS fornece um dos melhores modelos funcionais para a organização, motivação e avaliação da acção da comunidade para a resolução dos problemas ambientais. Basicamente o sistema utiliza estratégias motivacionais positivas para todos os elementos da comunidade, via aprovação social e reconhecimento público. As recompensas primárias consequentes, a partir da obtenção dum "Certificado de Comunidade Limpa", dão um *status* muito motivador para os políticos, funcionários municipais e voluntários. Ao longo de todo o processo são dados incentivos e as várias etapas são bastante divulgadas.

O processo inicia-se com uma carta endereçada ao presidente da Câmara ou outro responsável oficial seleccionado. Com essa carta vem um compromisso para enviar uma equipa de trabalho a uma conferência de treino e para angariar fundos suficientes para o primeiro ano de operação. As conferências de treino podem ser conduzidas via estado, ou universidade. A equipa de trabalho inclui representantes do governo, comércio, organizações da comunidade e voluntários. O objectivo das sessões de treino é ensinar os métodos de coordenação, motivação e avaliação do programa local para a reciclagem. Esta equipa desenha o seu próprio programa para atingir as necessidades dos residentes/consumidores, governo/instituições e comércio/indústrias. São também transmitidas nas sessões de treino conhecimentos sobre prevenção, redução, reciclagem e destino adequado de RU. Depois de uma semana de treino a equipa implementa o programa na sua zona. As comunidades que participam nos treinos são certificadas como "Resource Conserving Communities". Os progressos realizados pela equipa são monitorizados e recompensados pelas entidades locais, regionais e nacionais. O objectivo último é obter o reconhecimento de "Responsible Resource Community".

Na generalidade das situações, os programas de EA não formal são passivos. Os indivíduos são fundamentalmente receptores passivos de mensagens nos programas de televisão, rádio, jornais, folhetos distribuídos pelas autarquias ou outros materiais impressos. O papel dos órgãos de comunicação social não deve ser só o de alarmar o público, mas educá-lo com mensagens científicas, pedagogicamente correctas e positivas. A maior parte das notícias são sobre um desastres ecológicos ou sobre o estado degradado do ambiente, raramente se focam notícias sobre gestos ou acções construtivas que sirvam de modelos de comportamento.

A EA massificada, apesar de mais económica e fácil de por em prática, não consegue resultados muito duráveis nem induz a alterações significativas nos comportamentos ambientais dos indivíduos. Em parte isto deve-se à falta de qualidade de muitas campanhas (estratégia e conteúdo) e também ao fenómeno de diluição da importância da mensagem na responsabilização individual. As investigações demonstram que a educação dirigida à mudança de comportamentos é mais efectiva em pequenos grupos (10-15 pessoas) que em grandes grupos e que deve incluir demonstrações interactivas e discussão de problemas locais mais identificáveis pelos indivíduos, em vez de só leitura ou imagens para uma audiência passiva.

Como salienta Geller (1989), os agentes da mudança devem observar os seguintes princípios bem conhecidos da educação:

*Falem-lhes e eles esquecerão  
Demonstrem-lhes e eles lembrar-se-ão  
Envolvem-nos e eles compreenderão.*

Sessões de educação/consciencialização e pacotes educativos que não incluam o envolvimento participativo não são eficazes na motivação para a reciclagem (Geller *et al.*, 1975; Witmer e Geller, 1976), nem para a conservação da energia e água (Geller *et al.*, 1983; Hayes e Cone, 1977).

Antes de esperar pela mudança do comportamento é importante oferecer aos potenciais participantes na reciclagem um sentido racional para a alteração do comportamento. Um justificação razoável facilitará a aceitação dos motivos para a mudança e aumentará a probabilidade de um indivíduo desenvolver uma justificação intrínseca para o comportamento desejado e continuar com esse comportamento na ausência de motivadores extrínsecos (Geller, 1989).

As motivações para a reciclagem podem incluir razões altruístas (De Young, 1986 b; Hopper e Nielson, 1991; Stern *et al.*, 1986; Balch *et al.*, 1991) e satisfação intrínseca (De Young, 1985-86, 1986, 1990; De Young e Kaplan, 1985-86).

Salvar o ambiente, melhorar o futuro, reduzir a poluição do ar ou água, conservar os recursos, poupar espaço em aterro, aceitar a responsabilidade individual, são razões mais referidas, quer por recicladores quer por não recicladores, para a importância da reciclagem (Balch *et al.*, 1991; De Young, 1988-89; De Young *et al.*, 1993; Vining e Ebreo (1990). A maior parte das campanhas de educação focam estes assuntos como benefícios ambientais da reciclagem. Talvez por isso, parece existir um grande consenso e atribuição de importância em relação a estes assuntos, mesmo por parte dos não recicladores.

A satisfação pessoal derivada da realização do comportamento de reciclagem foi bastante explorada nos trabalhos de De Young. De Young (1985-1986, 1989) descobriu que os motivos intrínsecos, como sejam o sentir-se bem por fazer alguma coisa para a comunidade ou para o ambiente, são incentivos significantes para a reciclagem.

Os indivíduos intrinsecamente motivados enveredam por um processamento da informação mais elaborado e profundo tornando-se mais bem preparados para aplicar os seus conhecimentos a novas situações. Por este motivo, situações que envolvem a selecção de problemas simples, emprego de menos eficiência e lógica, como é o caso das recompensas tangíveis, têm efeitos imediatos mas indesejáveis a longo-prazo. Quando mais tarde se apresenta uma tarefa semelhante mas sem recompensas, estes indivíduos continuam a seleccionar problemas simples e a utilizar métodos menos eficientes para a obtenção da informação e resolução dos problemas (De Young, 1993).

Se os resultados destes estudos revelam que de uma forma geral os indivíduos concordam sobre a importância da reciclagem e seus benefícios ambientais, então os programas de EA são limitados, têm contribuído muito para a alteração das atitudes dos indivíduos mas não estão a conseguir alterar-lhes os respectivos comportamentos. Importantes preocupações das pessoas, como a satisfação derivada de um estilo de vida frugal, o sentido de que uma acção interessa, o sentimento de coerência entre um esforço pessoal e o do colectivo, a participação activa, o bem estar, conforto e segurança da família, a satisfação por fazer a diferença, entre outros, têm sido ignorados pela EA nas razões apresentadas para encorajar a reciclagem.

A demonstração da relação entre a motivação intrínseca, satisfação pessoal e o comportamento ambiental oferece grandes possibilidades para as metodologias da EA. Os futuros programas de EA dirigidos à reciclagem devem considerar nos seus pontos de focagem as formas de ajudar as pessoas a transformar as suas boas intenções em comportamentos concordantes com as suas atitudes. Uma maneira mais eficiente de utilizar os fundos e recursos destinados à promoção da mudança de comportamentos das pessoas não é arranjar recompensas, criar medo, impôr leis ou apresentar só argumentos sobre os benefícios ambientais, mas ajudá-las a descobrir a satisfação que pode resultar das suas actividades de conservação (De Young, 1985-86) e demonstrar-lhes como a conservação pode ser posta em prática.

Ferrand (1988) num artigo em que criticava a retórica utilizada para convencer as pessoas a reduzir e reciclar comparou-a, por analogia, às mensagens transmitidas pelas empresas de seguros, muito bem sucedidas no mercado. Uma companhia de seguros tem um problema difícil que é o de dizer às pessoas que elas podem morrer mais cedo do que pensam e que eles têm o melhor seguro de vida. O que apresentam às pessoas não é a possibilidade de irem a atravessar a rua e serem atropelados por um camião ou convencê-las das possibilidades estatísticas de contraírem um cancro, mas sim a imagem duma família feliz com um bebé bonito e sorridente, muito confortáveis porque alguém tem as possibilidades/capacidades para fazer as provisões para eles.

Salientar o papel que se espera de cada um e a importância da acção individual na mudança é outro ponto chave. Como refere Kaplan (1990), quando os indivíduos percebem o seu papel e têm o senso de que a sua contribuição não é opcional mas necessária então, nesta situação, uma poderosa força de mudança de comportamento estará disponível. Folz, (1991) salienta também que quando uma

pessoa espera ter um papel na mudança, pode-se sentir obrigada ou responsável para ajudar no sucesso dessa mudança.

Em resumo, as investigações sobre as intervenções técnicas antecedentes indicam que muitos tipos de intervenção têm tido sucesso no aumento dos comportamentos de reciclagem durante as fases de intervenção. Comprometimento, normas, informação, metas e remoção de barreiras todas podem produzir resultados positivos. Contudo verificam-se algumas limitações. Primeiro, os efeitos persistentes não estão testados. Segundo, a eficácia relativa das diferentes intervenções tem que ser melhor avaliada, parece que estas técnicas são mais efectivas para os indivíduos que já têm atitudes favoráveis para com a reciclagem. Terceiro, quase todos os estudos avaliam uma medida única de reciclagem, as intervenções podem ter diferentes efeitos em diferentes variáveis da reciclagem (e.g. quantidades, frequência da participação, contaminantes) (Schultz *et al.*, 1995).

### **2.2.2.2 - VARIÁVEIS CONSEQUENTES**

#### **- Recompensas materiais**

Esta estratégia baseia-se nas teorias da aprendizagem, as quais sugerem que as contingências externas ou recompensas fazem o comportamento mais apelativo, induzindo a mudanças no comportamento (Geller, 1989). Estas recompensas podem ser dirigidas aos indivíduos ou aos grupos.

Levitt e Leventhal (1986) investigou o efeito da aplicação da Lei das Embalagens de Nova Iorque, a qual exige o pagamento de um depósito na aquisição de algumas garrafas e latas, sobre os comportamentos de reutilização. Uma vez que os consumidores só recebiam o dinheiro que pagavam a mais pelas embalagens com retorno se as entregassem nas lojas, eram penalizados com custos mais elevados se não as devolvessem. Os autores realizaram várias medições, antes e após a implementação da lei, à saída duma auto-estrada e ao longo de um caminho de ferro, contabilizando o número de embalagens com depósito que eram abandonadas nesses locais. Como situação de controlo, medições idênticas foram feitas em locais similares de New Jersey onde a lei não existia. Os resultados revelaram um decréscimo de 26% no número de embalagens retornáveis presentes nos RU de Nova Iorque, após a lei ser implementada, e nenhum decréscimo nos RU de New Jersey. Duas medições posteriores, realizadas após um ano, revelaram a manutenção do comportamento presumivelmente devido a permanência da lei.

Os tarifários de RU, baseados na quantidade ou volume de RU produzidos, incluindo o pagamento prévio por um saco ou recipiente, funcionam simultaneamente como um incentivo económico à redução e reciclagem e desincentivo à produção e não reutilização ou reciclagem. O incentivo económico para a participação só funciona se o serviço de recolha de recicláveis oferecido tiver um custo menor que o da recolha convencional (McMillen, 1993).

Os sistemas porta-a-porta que recorrem à identificação dos participantes por observação directa do operador de recolha possibilitam também a aplicação de um sistema tarifário em função da participação. Uma alternativa à medição manual é a utilização de códigos de barra nos recipientes dos residentes que poderão ser transferidos para uma base de dados e rapidamente transformados em indicadores de participação. Outra vantagem oferecida por este sistema é permitir uma monitorização da produtividade do trabalho dos operadores, já que com a indicação dos tempos é possível redefinir ou otimizar os circuitos de recolha. Em adição os residentes que não participam numa base sistemática são facilmente identificados e desta forma uma atenção individualizada e educação podem ser administradas (McMillen, 1993).

Um sistema deste tipo foi implementado pela primeira vez nos EUA em 1988 em St. Louis Park, Minnesota (população de 43 000 habitantes). Esta comunidade utilizava um sistema triplo de caixas para colocação dos recicláveis, com recolha quinzenal. A avaliação correcta da taxa de participação era importante porque um crédito trimestral de 6.60 dólares era garantido aos residentes que participassem pelo menos 3 vezes num período de 3 meses. Todos pagam um tarifário de 11 dólares por mês. Quando o crédito à reciclagem e o sistema de leitura por código de barras entrou em funcionamento a participação subiu de 75% para 87% (Watson, 1990).

A experiência das entidades responsáveis por sistemas de reciclagem que se realizam nestes moldes revelam que o sistema de pagamento proporcional ao lixo que se produz, aumenta os níveis de participação e as quantidades de resíduos enviados para reciclagem (Everett e Peirce; 1992; Hong *et al.*, 1993; Oskamp *et al.*, 1994; Porter *et al.*, 1995; Grove, 1994).

O caso mais referido na literatura como exemplo do sucesso da aplicação de tarifários de RU no aumento da reciclagem, é o da cidade de Seattle (EUA). Os residentes pagam por um sistema de recolha de recicláveis porta-a-porta e por um contentor de 30 galões para os restantes resíduos. Contudo, pagam uma taxa adicional mais pesada por cada contentor adicional requerido para o lixo. O efeito desta penalidade deu origem a que 86% dos residentes só começaram a apresentar para remoção um contentor por semana, comparado com a média de 3 contentores por residente antes da implementação do programa (Porter *et al.*, 1995). A taxa de recolha selectiva foi, em 1993, das mais elevadas dos EUA, 45%, a média nacional foi de 17% nesse ano (Grove, 1994).

Algumas investigações têm analisado o efeito de recompensas materiais nas actividades de reciclagem, como dinheiro pelos materiais entregues (Jacobs e Bailey, 1982-83), sorteios, rifas ou lotarias (Hamad *et al.*, 1977; Couch *et al.*, 1978-79; Luyben e Cummings, 1981-82; Diamond e Loewy, 1991; Geller *et al.*, 1975; Witmer e Geller, 1976; Wang e Katzev, 1990), disputas (Luyben e Cummings, 1981-82) e prémios (Luyben e Bailey, 1979).

Contudo, este tipo de incentivo é difícil de implementar em sistemas de recolha colectiva ou em situações em que, embora o sistema de recolha selectiva seja do tipo porta-a-porta, o sistema de recolha normal não tenha um sistema tarifário proporcional à quantidade de RU produzidos.

Dos poucos estudos que procuraram avaliar a eficiência de diferentes incentivos materiais nos comportamentos de reciclagem, os resultados apontam para uma maior eficácia das lotaria e sorteios. Jacobs e Bailey (1982-83) ao testarem o efeito da atribuição de dinheiro, lotaria e informação via folhetos, para a reciclagem de jornais numa zona residencial com programa porta-a-porta, concluíram que apesar de todos os grupos revelarem maiores frequências de participação, comparativamente ao grupo controlo, a maior mudança registou-se num grupo submetido à lotaria. Contudo, não se verificaram diferenças significativas nas quantidades de papel recolhido, incluindo o grupo controlo. Ou seja, participava-se mais frequentemente mas não se reciclava mais.

Num outro estudo, realizado por Diamond e Loewy (1991), compararam-se os efeitos das recompensas individuais (pequenas quantias imediatas de dinheiro e lotaria) *versus* de grupo (fundo para o grupo) numa residência universitária. Verificou-se que as mudanças individuais, via lotaria, aumentavam a reciclagem de papel em pelo menos 13% acima dos níveis dos resultados obtidos pelas outras estratégias. No seu conjunto, as recompensas individuais, quer através de lotaria quer de entrega imediata de dinheiro, produziram mais efeitos do que as recompensas de grupo.

Comparações entre as técnicas de recompensas e outras intervenções sugerem que as recompensas podem produzir mais mudança que a informação (Geller *et al.*, 1975; Needleman e Geller, 1992; Diamond e Loewy, 1991), que as metas combinadas com *feedback* (Needleman e Geller, 1991) e que o compromisso de grupo (Wang e Katzev, 1990).

Os resultados de todos estes estudos têm demonstrado um efeito positivo, embora moderado, no aumento da taxa de participação dos indivíduos submetidos a estas intervenções. No entanto, verificam-se algumas limitações.

Primeiro, a maior parte dos estudos referidos foram aplicados em contextos muito restritos, escolas ou residências universitárias (Hamad *et al.*, 1977; Luyben e Bailey, 1979; Geller *et al.*, 1975; Witmer e Geller, 1976, Wang e Katzev, 1990; Couch *et al.*, 1978-79; Luyben e Cummings, 1981-82; Diamond e Loewy, 1991) ou empresas (Needleman e Geller, 1992). Ao nível de comunidades residenciais locais só se identificaram as investigações experimentais de Jacobs e Bailey (1982-83) e Oskamp *et al.* (1994). Os restantes estudos referem-se a análises empíricas sobre os resultados divulgados pelas autoridades locais.

Segundo, uma vez que está implícita a oferta duma recompensa mediante a entrega de recicláveis, os programas analisados são todos do tipo porta-a-porta, ou colectivos mas muito restritos (um escritório, uma sala de aula).

Terceiro, vários autores referem que estas estratégias têm um efeito fraco e que após a remoção do incentivo material os comportamentos voltam normalmente aos níveis iniciais. Geller *et al.* (1975), Needleman e Geller (1992), Luyben e Cummings (1981-82), Witmer e Geller (1976) e Katzev e Johnson (1987), referem níveis baixos de participação nos projectos em que as recompensas estão em efeito e decréscimo logo que estes incentivos são retirados. Couch *et al.* (1978-79) revelam também um decréscimo nas taxas de participação ao longo das oito semanas de intervenção e decréscimo também nas quantidades de papel recolhido. No entanto, quando as recompensas, ou incentivos monetários, estão associados às tarifas de RU, ou seja, fazem parte do funcionamento corrente dos sistemas de recolha, ao contrário dos resultados obtidos pelas experiências pontuais e pouco credíveis em termos da sua viabilidade futura, os resultados revelam efeitos positivos e duradouros.

Quarto, a maioria das experiências baseiam-se na reciclagem de papel, à excepção do estudo de Luyben e Cummings (1981-82) que era sobre latas de alumínio. A principal razão reside no maior valor de mercado destes materiais, sendo portanto inviável, em termos económicos, estender esta técnica a materiais que têm um valor comercial mais baixo. Mesmo no caso dos materiais que têm maior valor comercial, os custos das intervenções não conseguem ser compensados pelas receitas da venda desses materiais. Jacobs e Bailey (1982-83), por exemplo, fizeram uma análise custo-benefício da intervenção que estudaram, a qual consistia no pagamento do papel entregue pelos residentes, e concluíram que só 30% dos custos necessários para a manutenção do projecto eram recuperados pelas receitas da venda do papel.

O aparente insucesso destas técnicas, na manutenção dos comportamentos ao longo das intervenções e após a remoção das recompensas, pode-se dever a várias razões. Ao facto das recompensas poderem perder o seu efeito de novidade, sobrepondo-se-lhe os esforços e tempo despendido, fenómeno muito bem conhecido nas técnicas de marketing de produtos de consumo. Às diferenças de valor ou atracção que os indivíduos atribuem a uma determinada recompensa, as quais podem mesmo não ser nada motivadoras para alguns (Schultz *et al.*, 1995; McClelland e Canter, 1991; De Young, 1993).

Por último, a natureza extrínseca deste tipo de incentivo, a percepção de que se tratam de experiências peregrinas e a ausência de critérios lógicos que recompensem os indivíduos na proporção dos seus esforços, pode reduzir ou inibir o desenvolvimento de uma justificação intrínseca para o comportamento de reciclagem (Lepper e Greene, 1975; Burn, 1991). Os indivíduos são levados a pensar que a razão pela qual reciclam se deve unicamente à recompensa externa e que se não reciclarem não ganham nada mas também não perdem, na ausência deste tipo de motivadores extrínsecos estas razões deixam de existir.

Outro problema em relação às técnicas de recompensas é que a mudança de comportamento produzida por uma recompensa para um determinado material (por exemplo latas de alumínio) não se generaliza a outros materiais, ou seja, não é por se ter oferecido alguma recompensa para a reciclagem de um material específico que as taxas de participação aumentam também para outros (Needleman e Geller, 1992).

Os estudos têm revelado que os não recicladores são mais vulneráveis às recompensas materiais que os recicladores. Estas constatações colocam a hipótese de que oferecer recompensas será mais efectivo para pessoas que usualmente não reciclam, embora, pelas razões apontadas, será necessário introduzir outras técnicas para que a mudança de comportamentos se mantenha (Schultz *et al.*, 1995).

#### **- Feedback da informação**

Um outro tipo de técnica de informação utilizada é o *feedback*, ou seja informação sobre os resultados do comportamento de reciclagem, com especificações explícitas e claras sobre as consequências do comportamento, ou sem essas especificações (Dwyer *et al.*, 1993). O conhecimento das consequências de um comportamento pode influenciar a sua manutenção ou cessação.

As técnicas do *feedback* da informação assentam na teoria da dissonância cognitiva, a qual assume que quando um indivíduo está simultaneamente preso a duas atitudes, crenças ou itens do conhecimento que estão em conflito ou são contraditórios, então existirá uma tendência para reduzir

essa incompatibilidade. Quando um comportamento livre é inconsistente com a atitude, a dissonância é geralmente resolvida mudando a atitude em relação ao comportamento. Contudo, se a atitude envolvida é central e poderosa, o oposto pode ocorrer, a atitude será reforçada e o comportamento modificado para concordar com ela (Aitken *et al.*, 1994).

Em geral, quanto mais forte é a dissonância, maior a tentativa para a reduzir (Sherman e Ghorikin, 1980) e quanto mais vezes o *feedback* for fornecido maior é o seu efeito potencial no comportamento (Oskamp, 1984).

Por possibilitar uma função dupla, informação e motivação - fornece a base da informação que permite a avaliação do progresso em direcção a um objectivo - o *feedback*, especialmente se colocar os indivíduos numa situação de dissonância, pode ser um meio muito efectivo na alteração dos comportamentos (Becker, 1978; Dennis *et al.*, 1990; Oskamp, 1984; Aitken *et al.*, 1994 ).

Este tipo de técnica tem sido mais utilizada na conservação da energia e da água, através da informação individual a cada consumidor sobre a evolução dos seus consumos e respectivos custos, registando efeitos significativos, embora moderados, tipicamente um decréscimo de consumo de 10-15% (Seligman e Darley, 1977; Seligman *et al.*, 1981).

De acordo com uma revisão bibliográfica efectuada por Dwyer *et al.* (1993), sobre as investigações realizadas neste campo em comportamentos de conservação de energia e água, de uma forma geral estas técnicas têm um efeito positivo nos comportamentos, quer nas situações em que a informação transmitida se reporta ao dinheiro poupado quer nos casos em que se evidencia as reduções de consumo e os benefícios ambientais, sendo no entanto a informação contínua mais eficiente que a descontínua.

Os autores referem também a importância de factores contextuais na eficiência desta técnica. Ilustram como exemplo o estudo realizado por Hutton *et al.* (1986, citado por Dwyer *et al.*, 1993), numa cidade da Califórnia e em duas cidades Canadianas, sobre os efeitos da informação sozinha e da informação mais *feedback* contínuo (em termos de custos) no consumo de energia. O estudo que se estendeu por dois anos revelou que a informação mais *feedback* combinados reduzia o consumo relativo nas duas cidades Canadianas em cerca de 4 a 5% mas não os da cidade Americana. Os autores referem que numerosos factores diferenciam as duas cidades (e.g. o clima mais frio, os preços mais altos e mais e melhores programas governamentais no Canadá). Por outro lado, houve um aumento no nível de conhecimento dos consumidores nos EUA que receberam *feedback* mas não nos das cidades Canadianas onde os conhecimentos sobre as técnicas de conservação eram já elevados.

Da mesma forma as evidências sobre o sucesso destas técnicas não são muito claras quando se comparam grupos com padrões elevados de consumo com grupos de baixos consumos. No primeiro caso as reduções do consumo são mais fáceis e notórias enquanto que no segundo são mais difíceis e provavelmente pouco significativas, tal como foi verificado nos estudos de Bittle, Valesano e Thaler (1979-80), referidos por Dwyer *et al.* (1993).

Numa investigação conduzida por Hayes e Cone (1981), avaliou-se o efeito do *feedback* fornecido por carta aos consumidores, durante quatro meses, informando-os em termos económicos sobre o consumo energético registado no mês anterior e comparando-o com os consumos registados no mesmo mês de anos anteriores. Os sujeitos mostraram uma pequena mas significativa redução no consumo (cerca de 10% em relação ao grupo de controlo) durante a fase de intervenção mas com retorno à situação de referência quando o *feedback* era descontínuo.

A informação nuns casos pode incluir só a componente económica, noutros casos os consumos e noutros só as consequências ambientais (e.g. pouparam-se 10 árvores). Neste tipo de situações as bases de comparação entre o *feedback* podem não ser efectivas. Por exemplo, a informação económica sobre a redução em termos de consumo de água (bem de consumo barato) ou energia nos países em que é barata, pode não ter significado nenhum para o consumidor, mas uma redução de 1000 litros já é mais saliente. Uma tonelada de papel poderá não representar nada para uma criança, mas 15 árvores já a sensibiliza.

Schnelle *et al.* (1980) analisaram o efeito de um conjunto de artigos e histogramas em forma de gráfico publicados num jornal sobre os resultados obtidos numa campanha anti-lixo realizada em

Murfreesboro (Tennessee). Verificaram que os efeitos foram positivos enquanto durou esta actividade de *feedback* mas depois voltaram ao inicial.

Em relação à reciclagem surgem casos pontuais, informações em boletins municipais ou jornais de escola sobre os quantitativos reciclados e os respectivos benefícios em termos ambientais e económicos (e.g. Hamad *et al.*, 1980-81; Goldenhar e Connell, 1991-92; Katzev e Mishima, 1992). As dificuldades da sua aplicação à reciclagem prendem-se com as características dos próprios sistemas de reciclagem os quais não contemplam a emissão duma factura/recibo, à semelhança dos outros serviços, que possibilite a percepção e avaliação dos comportamentos.

Quer os resultados obtidos por De Young *et al.* (1995), num zona de apartamentos, quer os resultados obtidos por Hamad *et al.* (1980-81), numa escola de crianças, não revelaram mudanças significativas no comportamento de reciclagem dos indivíduos analisados. Já nos estudos de Katzev e Mishima (1992) e Goldenhar e Connell (1991-92), sobre estudantes universitários, registou-se aumento significativo na reciclagem.

Para que o *feedback* tenha sucesso alguns critérios têm que ser atingidos. Primeiro, as pessoas devem ser capazes de identificar a relação entre o seu comportamento e o *feedback*. Segundo, os indivíduos devem estar interessados na mudança, o *feedback* não será efectivo na mudança de comportamentos se as pessoas não desejarem mudar. O desejo de mudar é uma variável mediadora muito importante para a eficácia das intervenções de *feedback* (Schultz *et al.*, 1995).

Uma estratégia que pode ser considerada para aumentar a eficiência do *feedback* é combinar o estabelecimento de metas com o *feedback* (Locke *et al.*, 1981; Becker, 1978). Becker, por exemplo, revelou que a combinação destas duas estratégias produzia um maior efeito na redução da energia comparativamente à situação em que o *feedback* era dado sem metas ou quando nem *feedback* nem metas eram fornecidos.

O *feedback* da informação tem revelado bons resultados na alteração dos comportamentos, pelo menos no caso de consumo de água e energia. Seleccionar o tipo de informação mais visível e perceptível para os consumidores, em função das suas características (atitudes, motivações, conhecimentos, identidade social) e dos contextos sociais, económicos e ambientais de cada zona e numa base contínua são os principais factores de sucesso para a eficácia desta técnica.

### **- Reconhecimento social**

Em resultado dos seus comportamentos de reciclagem, os indivíduos podem constatar que são reconhecidos pelos vizinhos, amigos ou familiares, como "recicladores" com uma conotação positiva, ou que são considerados como um exemplo a seguir. Estes factores, que se relacionam com a influência social positiva percebida pelos indivíduos após o seu comportamento, são um poderoso incentivo para aqueles que iniciaram o seu comportamento sem uma razão intrínseca forte ou para aqueles que embora a tendo, sentem os seus efeitos ainda mais reforçados.

Salimando (1987) refere que, pelo facto da reciclagem ser já considerada um valor social importante, os não recicladores tendem cada vez mais a reciclar se ficarem na situação embaraçosa de serem considerados pelos outros como não recicladores.

Algumas entidades responsáveis pela reciclagem tem utilizado esta técnica em cartas ou boletins municipais, nos quais fazem um apelo de reconhecimento pelos esforços feitos pelos residentes nas actividades de reciclagem.

Nos sistemas porta-a-porta com separação no passeio, muitos operadores da recolha não exercem só a sua função fiscalizadora ou coerciva sobre os maus comportamentos, nalguns casos transmitem também aos residentes um reconhecimento pelos seus bons procedimentos.

As acções pontuais de transferência das receitas resultantes da venda dos materiais, recolhidos selectivamente, para actividades ou projectos socialmente reconhecidos como importantes (ajuda a deficientes, bombeiros, parques infantis, plantação de árvores, escuteiros, centros paroquiais), podem ter um efeito bastante significativo nos comportamentos de reciclagem. O orgulho de ter participado ou ver o nome da sua comunidade, bairro, ou o seu nome próprio, mencionado em jornais ou outros órgãos de comunicação social, reconhecendo o contributo dos esforços individuais



para causas sociais positivas, é um factor motivador muito importante. No entanto, estas acções têm normalmente um carácter temporário, e só nessas ocasiões é que são accionados meios próprios de recepção ou recolha dos materiais (viaturas especiais, lojas, farmácias, igrejas), pelo que a continuação dos comportamentos dificilmente se manterá, não só porque os meios muitas vezes deixam de existir ou, mesmo que permaneçam, as razões iniciais deixam de existir.

#### **- Punições e coerção social**

A utilização de penalizações para os indivíduos que não adoptam um comportamento requerido têm sido investigada nalguns estudos sobre mudança de atitudes e comportamentos em relação aos consumos de energia. Um destes estudos, realizado por Van Houten *et al.* (1981), media a energia utilizada em três elevadores, dois num edifício e o outro noutra. Primeiro foi afixada uma informação sobre a quantidade de energia que os elevadores tinham gasto na semana anterior. Posteriormente foi afixado um poster apelando para a utilização das escadas. Por último o tempo de demora do fecho da porta foi aumentado de 10 para 26 segundos. Nas situações informação sobre o consumo e poster apelativo não se verificaram efeitos, mas a estratégia de aumentar o tempo de fecho da porta do elevador produziu uma redução imediata de 31% do consumo da energia em todos os elevadores.

Taxas agravadas em períodos de pico de consumos de água, electricidade e utilização telefónica, são práticas muito frequentes como medidas penalizadoras de consumo em muitos países (Heberlein e Warriner, 1983).

Nalguns estados dos EUA, em programas de reciclagem porta-a-porta obrigatórios, as penalizações são realizadas sobre as famílias que não separam devidamente os resíduos. O operador da recolha não os recolhe, obrigando as pessoas a terem que os guardar novamente em casa. Alguns instituíram a figura do "inspector", com autoridade para aplicar multas aos infractores que não seguem os procedimentos estipulados nos regulamentos municipais, como é o caso de Portland Oregon (Lamb, 1990). No entanto, nestas situações torna-se difícil saber se o efeito destas penalizações se deve mais à desaprovação social, aos inconvenientes monetários ou ao facto de se ter que ficar com o lixo em casa.

As técnicas coercivas modificam o comportamento restringindo fortemente a escolha individual quer física quer perceptual. As pessoas alteram rapidamente o seu comportamento em situações rígidas. Mas em geral os psicólogos não são favoráveis à utilização de punições como técnica de mudança de comportamentos, uma vez que estas não conseguem criar comportamentos responsáveis pelo ambiente e são encaradas como ameaças à liberdade individual (Geller *et al.*, 1982; Geller, 1989).

Há contudo técnicas que exercem coerção sem punição. A utilização de desincentivos monetários (e.g. taxas baseadas no consumo), os desincentivos sociais (e.g. pressão social) e a utilização de barreiras físicas para os comportamentos de não conservação (e.g. linhas rodoviárias para os veículos com grande ocupação, restrição ou remoção de certos produtos de consumo), são alguns exemplos. Todas as estratégias que se referiram como recompensas materiais para as actividades de reciclagem (e.g. dinheiro, prémios, sorteios, desconto nos tarifários) podem ser entendidas também como uma penalização, sem punição, para os que não reciclam, já que não usufruem desses benefícios.

A maior fraqueza das técnicas coercivas são os efeitos não desejados que provocam nos indivíduos. A reacção negativa característica dos humanos face a uma forte coerção tem sido examinada no contexto da teoria psicológica da reactância. A reactância psicológica é um estado motivacional de uma pessoa cujo sentimento de liberdade foi limitado, o não cumprimento duma obrigatoriedade pode produzir sentimentos de satisfação associados à restauração das liberdades pessoais (Brehm e Brehm, 1981; Geller, 1989). É uma resposta pela qual as pessoas revelam um desejo por uma alternativa proibida ou um desejo decrescente pelo que sentem ser obrigadas a fazer. Os efeitos de reactância têm sido notados em muitas investigações incluindo os estudos de obrigações legais (Mazis, 1975; De Young, 1993) e nos apelos que recorrem ao medo para promover os comportamentos ambientais (Reich e Robertson, 1979).

Alguns autores referem que a utilização de estratégias coercivas para a reciclagem podem levar ao não cumprimento ou relutância do comportamento (Geller, 1989). De Young (1993), por exemplo, notou nas suas observações, sobre programas obrigatórios de reciclagem porta-a-porta que utilizam de alguma forma desincentivos materiais, que alguns residentes são criativamente mal comportados.

Colocam garrafas e latas limpas e primorosamente acondicionadas no cimo e à volta do saco de plástico utilizado para a reciclagem e depois enchem o seu centro com lixo não reciclável (De Young, 1993).

Outro problema com a aplicação de estratégias coercivas pode ser a dificuldade dos indivíduos generalizarem a partir dum comportamento de conservação, como é a reciclagem, um outro, como a redução na fonte (Simmons e Widmar, 1990).

De Young (1993) inclui também nas estratégias de mudança de comportamentos as intervenções que reforçam ou evidenciam motivações coercivas internas. É frequente considerar-se que só os efeitos agradáveis e pacíficos são passíveis de inicializar internamente a mudança. Contudo, como observa o autor, os efeitos motivacionais coercivos, como o sentido de obrigação, o sentimento de culpa ou remorso, resultantes da constatação da inconsistência entre as atitudes e o comportamento (evidenciada por exemplo pelo *feedback* da informação), podem constituir uma poderosa, mesmo que inatingível, técnica de mudança de comportamento. Contudo, um conflito interno penoso pode gerar um comportamento conveniente mas ambiental ou socialmente irresponsável.

### 2.2.2.3. AVALIAÇÃO GLOBAL DAS TÉCNICAS DE PROMOÇÃO DO COMPORTAMENTO DE RECICLAGEM

Para os profissionais de ambiente e para os responsáveis pelos programas de reciclagem é importante avaliar a eficiência destas técnicas na promoção e manutenção do comportamento desejado, em termos de custos e materiais recolhidos.

Muitos estudos têm combinado estratégias antecedentes e consequentes e, em geral, estas combinações têm produzido melhores resultados na quantidade de materiais recolhidos (Stern *et al.*, 1987). Contudo, as taxas de participação nuns casos parecem manter-se a baixos níveis enquanto que noutros os resultados são mais positivos.

Aplicar os resultados obtidos nas várias investigações realizadas sobre as estratégias de promoção dos comportamentos de reciclagem apresenta alguns problemas. Primeiro, a maior parte dos estudos apresenta demonstrações experimentais curtas, variando entre um dia a alguns meses. Segundo, a maior parte dos investigadores não avaliam os custos-benefícios das suas intervenções e nos estudos em que tal foi realizado, os custos da intervenção experimental excedem os benefícios. Desta forma, há que dar mais atenção ao tempo de acompanhamento dos efeitos das diversas técnicas na promoção dos comportamentos e às técnicas que conseguem pagar os seus próprios custos (Stern *et al.*, 1987).

Geller *et al.* (1990) propôs cinco critérios para avaliar a eficiência das várias intervenções. Os factores propostos incluem a forma como: a) a intervenção promove a participação activa nos grupos de população alvo; b) o suporte social é facilitado pelo programa de intervenção; c) a informação específica é fornecida pela técnica da mudança de comportamento; d) os controlos extrínsecos, como as recompensas ou penalidades, são utilizados. Para os autores, o único factor através do qual a eficiência da influencia das estratégias se dá a longo prazo é a forma como o controlos comportamentais intrínsecos são envolvidos nessas estratégias.

Uma outra metodologia de avaliação, proposta por De Young *et al.* (1993), considera as seguintes componentes avaliativas para a eficiência comportamental: (1) fiabilidade; (2) rapidez da mudança; (3) particularismo; (4) generalização; (5) durabilidade. Propõe-se que as estes critérios se acrescentem mais dois pela importância que representam para as políticas de gestão dos RU: (6) avaliação económica das intervenções e (7) avaliação do grau de satisfação dos utentes. Este conjunto de sete critérios parecem os mais efectivos e práticos para as decisões e avaliações dos técnicos responsáveis pela gestão dos RU.

Em relação à **fiabilidade (confiança)**, a questão é avaliar a capacidade de uma técnica para produzir efeitos não só na primeira vez em que é aplicada a um indivíduo ou grupo, mas em futuras aplicações ao mesmo indivíduo ou grupo. Em relação a este critério foi referido o fracasso de algumas técnicas de recompensas materiais pelo efeito da perda de novidade. A introdução do medo também pode ser amortecida pelo mesmo efeito, criando indiferença, resignação ou alienação em relação à situação negativa apresentada.

A **rapidez** com que uma técnica consegue induzir à mudança de comportamentos, ou seja, com que rapidez um indivíduo muda ou melhora o seu comportamento e adopta práticas pró-ambientais após a primeira intervenção, pode ser um factor estratégico positivo para promover um programa de reciclagem, iniciar um programa novo e rentabilizar os investimentos feitos.

Alguns incentivos externos, como a remoção de barreiras operativas dos sistemas, alguns tipos de incentivos materiais, especialmente sorteios ou lotarias, provocam mudanças rápidas, imediatas, mas os primeiros têm um efeito mais positivo, porque permanecem no terreno, enquanto que os segundo, ao serem retirados, conduzem ao declínio da participação. Uma excepção é o caso dos incentivos ou desincentivos monetários induzidos pela aplicação de um sistema tarifário proporcional à quantidade de RU produzidos.

A técnica de comprometimento parece ser pelo menos tão segura e capaz de mudar rapidamente o comportamento como os incentivos materiais. O aspecto mais positivo desta técnica é o seu sucesso na criação de comportamentos duráveis. Em contraste com as outras técnicas analisadas, os participantes mantêm por mais tempo o seu comportamento após o período de compromisso público (Stern e Aronson, 1984). Esta técnica é uma aplicação do princípio da justificação mínima (Lepper, 1981) que estabelece que o comportamento pode ser influenciado de uma forma mais efectiva pela utilização de uma intervenção externa moderada, do que uma forte (De Young, 1993).

Com o **particularismo** pretende-se avaliar se um técnica experimental pode ser delineada para uma aplicação universal ou para um grupo ou, em caso extremo, para um indivíduo.

Foa (1971) discutiu o particularismo de vários motivadores extrínsecos, uns de carácter mais universal (e.g. dinheiro, informação, prémios), outros mais particulares (e.g. reconhecimento social, serviços, atenção pessoal). O autor sugere que o dinheiro é o motivador menos particular, joga uma aceitação universal, tem o mesmo valor para todos não atendendo à relação entre o interveniente e o receptor. Em contraste, a atenção pessoal é importante, interessa da parte de quem se recebe atenção e a sua eficiência está estritamente ligada à fonte de atenção. No entanto, uma técnica mais particularista é mais difícil de por em prática, tem que ser mais localizada para uma situação específica, envolve mais custos e recursos humanos.

Para além do efeito imediato e directo de uma técnica sobre um comportamento específico pode-se avaliar o seu efeito noutros comportamentos não explícitos mas igualmente benéficos. A **generalização** relaciona-se com o grau com que o aumento da frequência do comportamento requerido se repercute noutros comportamentos ambientais.

Dado os variados dilemas ambientais actuais uma técnica que seja capaz de encorajar simultaneamente a adopção de muitos comportamentos, é preciosa para os investimentos dos programas ambientais e para o próprio ambiente.

Kreutzwiser (1991) examinou a relação entre a participação num programa piloto de reciclagem, com outros comportamentos conservacionistas domésticos (conservação da água e energia). O autor refere um suporte limitado para a hipótese de que a participação num programa de reciclagem induza a outras formas de comportamentos ambientais.

De Young (1993) referiu que não há evidências sobre se os apelos que são feitos para a reciclagem, e que muitas vezes apresentam razões como a conservação da energia, água, recursos naturais, têm um efeito positivo nestes comportamentos não alvo mas ambientalmente desejáveis. No entanto, um estudo recente realizado por Berger (1997), baseado nas estatísticas oficiais canadianas (Censos), revelou que, apesar dos diferentes comportamentos ambientais assentarem em estruturas diferentes, a reciclagem pode operar como um primeiro passo para a adopção de outros comportamentos ambientais. O comportamento de reciclagem foi positivamente correlacionado com a conservação da energia, água, os cuidados com a relva (utilização de pesticidas e fertilizantes) e outros comportamentos de consumo (compostagem, consumo de produtos em papel reciclado, utilização do próprio saco nas compras). Não foi correlacionado com as decisões de utilização de transportes (transportes públicos, boleias, andar a pé ou de bicicleta).

Carson (1996) refere que os gestores de supermercados têm constatado que as vendas dos produtos do grupo "amigos do ambiente" têm sido muito maiores em zonas que têm programas de reciclagem implementados.

Outros estudos têm referido um efeito negativo da reciclagem nos comportamentos de pré-ciclagem, ou seja, na redução na fonte. Isto é um indivíduo que participe activamente num programa de reciclagem pode registar um efeito de despenalização ou compensação no consumo despreocupado de produtos com muita embalagem, porque depois envia-as para reciclagem e, deste modo, ao consumir mais embalagens aumenta aparentemente a reciclagem. Este fenómeno foi também referido por Geller *et al.* (1983) sobre os fracos resultados conseguidos na redução do consumo de água nos indivíduos que instalaram dispositivos de redução de caudal das torneiras. Este efeito de compensação reflectia-se em banhos mais longos porque os indivíduos tinham a consciência que a eficiência tinha aumentado.

Das técnicas analisadas, os incentivos materiais parecem ser os que revelam uma menor capacidade para a generalização. Katz e Kahn (1987) referem que as motivações extrínsecas, quer positivas quer coercivas, podem resultar numa concordância (condescendência) mínima. O efeito não desejado da utilização de algumas motivações externas positivas pode dever-se à maior atenção que se dá à intervenção (i.e. sobrejustificação) e pouco a outros motivos do próprio comportamento. Isto reduz não só a durabilidade mas também a disposição para explorar comportamentos de conservação relacionados mas não alvo.

Outro critério de avaliação é a **durabilidade** dos efeitos da intervenção, ou seja, trata-se de avaliar o "período de vida útil" da intervenção. Saber se a mudança de comportamentos permanece sem ter que se repetir a intervenção é fundamental já que, para além das razões económicas, a escala dos problemas ambientais exige mudanças comportamentais com efeitos a longo prazo. A capacidade de auto-sustentação da mudança de comportamentos é o critério que separa as intervenções psicologicamente interessantes das verdadeiramente práticas. Esta questão é muito importante uma vez que é necessário contemplar num sistema de recolha selectiva muitas pessoas e ter fluxos de materiais recicláveis em quantidades contínuas e crescentes e não oscilantes, por forma a viabilizar os investimentos.

Avaliar a durabilidade das diferentes técnicas de intervenção para alterar os comportamentos de reciclagem é difícil e pouco seguro, já que na maior parte dos estudos a monitorização das alterações comportamentais pós intervenção fica-se por um dia (o momento dum segundo inquérito), ou algumas semanas, não se conseguindo avaliar os seus efeitos ao longo do tempo.

Os resultados obtidos contudo revelam que a maior parte das investigações sobre técnicas de mudança de comportamentos são pouco encorajadoras em relação à sua durabilidade a longo prazo. A partir do momento em que a técnica de intervenção é retirada os comportamentos quase sempre retornam ao ponto de partida, especialmente no caso das técnicas que utilizam incentivos externos e que não recorrem à influência das normas sociais ou ao desenvolvimento de motivações intrínsecas.

No entanto, pode acontecer que os indivíduos, depois de terem sido induzidos a realizar determinado comportamento, descubram que afinal as barreiras ou inconvenientes que inicialmente pressuponham existir não são importantes ou tenham descoberto outros motivos indirectamente induzidos como, por exemplo, as recompensas sociais, as poupanças monetárias, a satisfação intrínseca, o sentido de competência, entre outros.

Modelação dos comportamentos com envolvimento dos participantes, bons programas de educação ambiental, tarifários proporcionais aos RU que se produzem e eliminação ou redução de algumas barreiras operacionais dos sistemas, parecem ser as técnicas com mais potencialidades para a manutenção dos comportamentos a longo prazo.

Pardini e Katzev (1983-84), face ao resultado das suas investigações sobre os melhores resultados obtidos pelas técnicas de compromisso individual na duração da mudança, comparativamente a outras intervenções, referem que os participantes devido à sua promessa para adoptar um comportamento por um período específico de tempo acabam por ser levados a encontrar as suas próprias razões para reciclar e como resultado continuam a prosseguir esse comportamento.

Esta transformação de uma justificação externa (promessa) para uma interna (motivos intrínsecos), sugere que o compromisso é uma técnica potencial para a generalização. A limitação do compromisso é a sua tendência para ser bastante particularista, exige um contacto personalizado e daí a dificuldade em por em prática a uma escala alargada (De Young, 1993; Alburthnot *et al.*, 1977; Stern e Gardner, 1981).

Dois outros critérios de avaliação, não contemplados na revisão da literatura, mas também importantes para os gestores dos programas de reciclagem, são a avaliação económica e a avaliação da satisfação pelo serviço prestado.

Nenhum dos autores que se preocupou com os critérios de avaliação das técnicas de intervenção para a mudança de comportamentos de reciclagem referiu o critério de **avaliação económica**. Uma técnica de intervenção pode apresentar uma boa posição de base em relação ao conjunto de critérios anteriormente referidos, mas a sua implementação prática a comunidades mais alargadas representar custos inviáveis.

Poucos são os estudos que se têm preocupado com uma análise custo-benefício em relação às estratégias utilizadas. Alguns referem que muitas técnicas são economicamente ineficientes em relação às quantidades de materiais que se consegue recuperar. Mas mesmo nos estudos que avaliam a componente económica (Springer e Haver, 1994; Watts *et al.*, 1994) não são contabilizadas as receitas da venda dos materiais, nem o valor que os residentes atribuem ao facto de terem um sistema de reciclagem implementado na sua zona residencial, nem as externalidades relacionadas, por exemplo, com os efeitos positivos que a reciclagem pode provocar na adopção de outros comportamentos ambientais, como a conservação da energia e água.

Todas as limitações referidas no capítulo introdutório sobre a análise custo-benefício dos sistemas de reciclagem aplicam-se às projecções que se possam fazer a partir dos resultados obtidos por técnicas experimentais de mudança dos comportamentos.

Outra grande limitação em relação às avaliações económicas é o facto de se basearem em indicadores muito diferentes, nuns casos é utilizada a taxa de participação (nem sempre referida a uma mesma base temporal), noutros casos utiliza-se a frequência da participação, noutros a taxa de recolha selectiva. Alguns resultados baseiam-se em auto-relatos (medições indirectas) outros em medições directas.

Como se referiu anteriormente, a propósito dos indicadores de desempenho dos sistemas de recolha selectiva, a taxa de participação pode não ser um indicador correcto, as pessoas podem participar mais frequentemente mas com menos ou idênticas quantidades de recicláveis, esta situação verifica-se muito, por exemplo, quando as recompensas materiais (sorteios, prémios, dinheiro) são sempre dadas assim que as pessoas entreguem os materiais para reciclar. Também a taxa de recolha pode não ser um bom indicador, as pessoas podem entregar mais materiais para reciclagem mas estarem mais contaminados ou podem entregar mais porque também aumentaram os seus consumos proporcionalmente. Ou seja, uma taxa elevada participação ou de recolha pode não se reflectir num aumento da taxa de desvio se a quantidade global dos RU aumentar ou se a qualidade do material recolhido selectivamente for baixa.

Por este motivo, seria bastante útil que as investigações que pretendem avaliar o efeito das técnicas de mudança de comportamentos utilizassem sempre os mesmos indicadores, medidos da mesma forma, tal como proposto pela ERRA, e que a taxa de desvio, sendo o indicador mais fiável uma vez que reflecte não só os quantitativos recolhidos mas também a sua qualidade, fosse utilizada como indicador global da eficiência dessas técnicas.

Os custos das intervenções derivam de duas componentes: tipo de materiais utilizados e sua distribuição. Os materiais utilizados nas intervenções variam muito, desde um simples folheto no caso das estratégias de informação, às lotarias no caso das recompensas. A distribuição também pode divergir. As intervenções que requerem um contacto pessoal (recompensas, *feedback* individual, comprometimento) são tipicamente mais caras. Uma linha de investigação útil seria a avaliação da quantidade de mudança comportamental produzida por unidade monetária, incluindo-se nos custos os materiais, a distribuição, as horas/pessoa (Schultz *et al.*, 1995).

As técnicas operacionais (engenharia) podem ser um pouco mais dispendiosas inicialmente mas uma vez que permanecem no terreno os seus custos acabam por ser menores, para além disso espera-se que uma vez que permanecem, não são retiradas, contribuem para a manutenção dos comportamentos (Porter *et al.*, 1995).

Por último, um indicador também raramente considerado é a **avaliação do grau de satisfação** pelo serviço, já referido quando se abordou a questão sobre políticas de gestão de RU. Uma técnica pode dar efeitos positivos imediatos, como por exemplo as que utilizam incentivos materiais ou coercivos, mas ser negativamente avaliada pela população. O grau de satisfação dos utentes deve pois

começar a fazer parte também dos critérios de avaliação das técnicas de intervenção e dos sistemas de reciclagem uma vez que se trata de um indicador de grande importância para o suporte das políticas implementadas.

### **2.2.3. MODELOS COMPORTAMENTAIS**

Muitas das investigações sobre os factores psicossociais e situacionais relacionados com os comportamentos ambientais, partiram de bases conceptuais, teorias e modelos, desenvolvidos por behavioristas e psicólogos sociais. Neste ponto apresenta-se uma síntese sobre os modelos que têm sido mais utilizados no campo dos comportamentos ambientais.

#### **2.2.3.1. MODELO ALTRUÍSTA DE SCHWARTZ**

Os inquéritos realizados em vários países revelam que a reciclagem tem um potencial para o sucesso porque é apoiada por um grande número de indivíduos. Contudo, não é ainda uma actividade rotineira para a maioria da população, as taxas de participação, taxas de recolha selectiva e taxas de desvio, não conseguem atingir os resultados desejados. As preocupações ambientais tornaram-se quase uma constante cultural ou norma na sociedade. As atitudes pro-ambientalistas são aceites socialmente mas parecem ter ainda significado intrínseco muito fraco.

Esta disparidade, entre o suporte para a reciclagem e os actuais comportamentos de reciclagem, sugere a possibilidade da reciclagem ser um comportamento altruísta, uma vez que o altruísmo é caracterizado por uma grande aprovação normativa mas muitas vezes com participação comportamental limitada (Hopper e Nielsen, 1991).

Vários comportamentos ecológicos têm sido sucessivamente conceptualizados como comportamentos altruísticos. De uma forma geral, os dados sustentam a hipótese da psicologia ambiental de que os comportamentos ambientais são moldados pelas crenças normativas (Dunlap e Van Liere, 1977; Heberlein, 1972; Stern e Oskamp, 1987; Weigel, 1977; Samdahl e Robertson, 1989, Cialdini *et al.*, 1990).

A reciclagem tem custos para os indivíduos, exige tempo e esforços para guardar, separar e transportar os materiais recicláveis, não oferece, na maior parte dos casos, recompensas imediatas ou individuais tangíveis, ainda que seja benéfica para a sociedade como um todo, especialmente no futuro. As conclusões dos vários estudos que procuram avaliar as razões que levam os indivíduos a reciclar têm revelado que os recicladores descrevem motivos de natureza moral e altruística como principais razões para reciclarem (Davidson e Cummings; 1977; Crow, 1977; Krebs, 1970; Nielsen e Ellington 1983; O'Riordan, 1976). Estas características levaram Nielsen e Ellington (1983) a sugerir que a reciclagem também pode ser compreendida como um comportamento altruístico guiado por normas.

O problema central é compreender o processo pelo qual as normas sociais altruísticas se podem traduzir em comportamentos individuais concordantes e apropriados.

Schwartz (1968a, 1968b, 1970, 1973, 1977) desenvolveu um modelo psicossocial de comportamento altruístico, o qual tem sido utilizado por vários autores como suporte teórico e experimental nas pesquisas sobre comportamentos ambientais.

A característica específica do modelo de Schwartz é considerar que embora a maioria das pessoas concorde verbalmente com uma norma que orienta um comportamento moral particular, nem todos actuam de acordo com essa norma. Este pressuposto parece corresponder à situação actual da reciclagem. Como referem Hopper e Nielsen (1991), não é necessário convencer as pessoas de que a reciclagem é uma boa ideia, é necessário sim persuadi-las para actuarem em conformidade com essa ideia.

De acordo com Schwartz (1977), o processo inicia-se com as normas sociais relativas ao comportamento. Estas normas representam os valores e as atitudes de outros (dos significantes): *nós esperamos que os outros actuem de uma forma moralmente correcta e eles por sua vez esperam o mesmo de nós*. Mas estas normas, por si só, são demasiado gerais para comandar o

comportamento. É necessário que as normas sociais sejam adoptadas ao nível pessoal, tornam-se então normas pessoais. Contudo, embora derivadas de normas socialmente partilhadas, o que distingue as normas pessoais é que as consequências de as violar ou apoiar, estão ligadas a um auto-conceito. Violar uma norma pessoal produz culpa e apoiar uma norma pessoal produz orgulho. Ou seja, as normas sociais existem ao nível da estrutural social, enquanto que as normas pessoais são atitudes morais fortemente internalizadas (Hopper e Nielsen, 1991).

O segundo ponto crucial do modelo é a relação entre as normas pessoais e o comportamento, os indivíduos podem internalizar as normas e continuar a não actuar de acordo com elas. Para Schwartz as normas pessoais só serão activadas, e influenciam o comportamento, quando o decisor está consciente das consequências da sua acção para os outros e quando se sente pessoalmente responsável pelas acções e suas consequências. De acordo com o modelo altruísta, quando estas duas variáveis, "consciência das consequências" (CC) e a "atribuição das responsabilidades" (AR), estão presentes e são elevadas, então as normas pessoais guiarão o comportamento. Na Figura 2.5 apresenta-se um esquema que ilustra o modelo altruísta descrito.

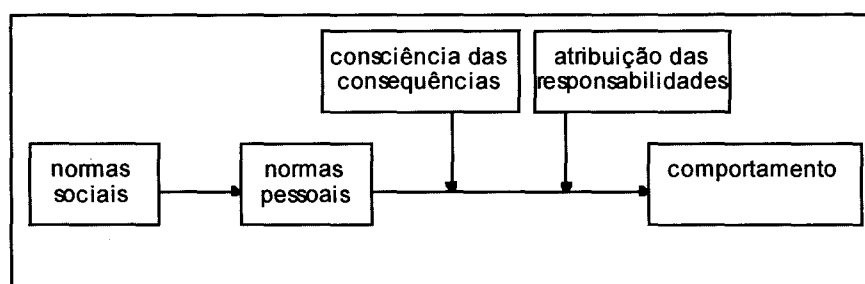


Figura 2.5. Modelo do comportamento altruísta de Schwartz

Vários autores (Black, 1978; Black, Stern e Elworth, 1985; Heberlein, 1975b; Heberlein e Back, 1981; Stern, Dietz e Black, 1986; Van Liere e Dunlap, 1978; Likewise, Van Liere e Dunlap, 1978; Stern *et al.* 1985-86), aplicaram este modelo a diversos comportamentos ambientais numa forma modificada. Conceptualizaram as variáveis CC e AR, como directamente influenciadoras quer das normas pessoais, quer do comportamento, obtendo na maior parte dos casos melhores valores preditivos para o comportamento.

Numa revisão efectuada por Olsen (1981), sobre os comportamentos de conservação da energia, o autor conclui que os dois factores mais importantes para estimular as acções de conservação de energia são: (1) a consciência das consequências pessoais da crise energética; (2) a consciência das normas sociais para a conservação, particularmente se forem internalizadas como normas pessoais (sentir-se pessoalmente responsável por ajudar a resolver a crise energética).

Por definição, o comportamento altruístico é um comportamento normativo, e as normas são desenvolvidas através da interacção social (Hopper e Nielsen, 1991). Isto pressupõe que uma abordagem cognitiva/normativa, baseada na influência social como factor de estratégia interventiva sobre as normas, a consciência das consequências e a atribuição das responsabilidades para com a reciclagem, pode contribuir para o aumento da participação dos indivíduos num programa de reciclagem.

Os dados dos estudos de vários investigadores têm revelado que a aplicação do modelo de comportamento altruístico ao caso particular da reciclagem é bem sucedido. Hopper e Nielsen (1991) mostraram de forma clara que reciclar é uma forma de comportamento altruístico. De Young (1985-86) descobriu que a motivação intrínseca e a satisfação pessoal por fazer algo de benéfico para o ambiente, eram as razões mais importantes que as pessoas davam para reciclar. Também Davidson-Cummings (1977) refere que os utilizadores de um sistema por transporte voluntário (ecocentro), apresentavam motivos morais e altruísticos para reciclar. Vining *et al.* (1992) concluíram que as razões altruístas para a reciclagem são o único factor comum às quatro comunidades que analisaram (as quais diferiam no sistemas de reciclagem implementado e nas características sócio-demográficas), revelando ser o factor percebido como a razão mais importante para a reciclagem nessas quatro comunidades.

A atribuição da responsabilidade pela gestão dos RU pode ser mediada por variáveis psicológicas, sócio-demográficas, pela avaliação que os indivíduos fazem do serviço público que lhes é prestado, pela experiência directa da proximidade ao local de deposição e por diversas variáveis situacionais antecedentes, como por exemplo a informação transmitida pelos media, grupos de referência, entre

outros. Por seu turno, a consciência das consequências da separação ou não separação selectiva dos resíduos, especialmente o grau de severidade com que são encaradas essas consequências, reforçará as condições que proporcionam a decisão de reciclar ou não reciclar. Tal como a "atribuição das responsabilidades", a "consciência das consequências" pode ser influenciada pelos processos psicológicos do indivíduo e pela informação e opiniões do sistema social.

O posicionamento desta variável antecedente ("consciência das consequências") no modelo altruísta tem variado de autor para autor em relação ao modelo original proposto por Schwartz. Por exemplo, para Stern *et al.* (1985-86) a "consciência das consequências" é um antecedente teórico da variável "atribuição das responsabilidades". Os autores consideram que só quando uma pessoa está consciente do perigo ou dos inconvenientes de uma consequência é que a responsabilidade por essa consequência se torna um assunto moral.

Um outro factor importante em relação à variável "consciência das consequências" é a percepção da gravidade ou urgência do problema dos resíduos e a sua maior ou menor ligação à reciclagem como uma opção viável para a sua solução. Para Oskamp *et al.* (1991) a percepção da seriedade do problema dos resíduos e os motivos intrínsecos para reciclar, distinguem significativamente recicladores e não recicladores. Também no estudo realizado por Lindsay e Strathman (1997) a gravidade, ou a percepção do risco provocado pelos resíduos, foi uma variável identificada como importante para o comportamento de reciclagem.

A definição e operacionalização das normas tem sido entendida em dois sentidos distintos. Para uns, as normas foram definidas como a percepção individual sobre a participação dos outros na actividade de reciclagem, medida, por exemplo, em termos de percepção sobre a proporção de vizinhos que reciclam (e.g., McCaul e Kopp, 1982; Oskamp *et al.*, 1991; Lindsay e Strathman, 1997). Para outros, foi entendida como uma regra implícita da comunidade, sendo avaliada em termos de percepção ou pressão exercida pelos outros (vizinhos, familiares, amigos, líderes de bairro) (e.g. Hopper e Nielsen, 1991; Vining e Ebreo, 1990). Em qualquer destas situações as normas têm revelado ser fortes determinantes para as decisões de reciclar, à excepção do estudo de Lindsay e Strathman (1997), em que outras variáveis analisadas se apresentaram com um poder preditivo superior.

Vining e Ebreo (1992) referem que a interacção das normas pessoais e a consciência das consequências da reciclagem prevêm as taxas de auto-relato conjuntamente com as normas sociais. Contudo, a atribuição da responsabilidade não é significativa. Concluem que uma variável importante que pode ligar estes factores ao comportamento é a intenção.

### **2.2.3.2. TEORIA DA ACÇÃO REFLECTIDA**

Um modelo no qual as intenções medeiam a ligação entre as atitudes e os comportamentos é a Teoria da Acção Reflectida (TAR) de Ajzen e Fishbein (1977, 1980).

As limitações ao Modelo Tridimensional das atitudes de Rosenberg e Hovland (1960) (ver Figura 2.4) e a constatação da não correspondência entre as medidas de atitudes gerais em relação a determinados objectos e os comportamentos específicos dos sujeitos, deu origem a diversos estudos e teorias destacando-se a Teoria da Acção Reflectida. O modelo estuda as atitudes face ao comportamento, e não face a objectos, e parte do pressuposto que a acção humana é deliberada.

De acordo com este modelo teórico cognitivo-comportamental, a maioria das acções socialmente relevantes são conscientes e fruto de uma reflexão. Ajzen e Fishbein distinguem o conceito de atitude dos conceitos de crenças e de intenções comportamentais e afirmam que o determinante imediato do comportamento é a intenção, sendo ela própria o melhor preditor do comportamento. Quanto mais forte for a intenção comportamental dum indivíduo maior será a probabilidade de que o comportamento venha realmente a acontecer.

Para os autores, a intenção de emitir um comportamento depende directamente de um factor social - a *norma subjectiva* - e de um factor pessoal - a *atitude* em relação ao comportamento.

A norma subjectiva refere-se à percepção que o sujeito tem das pressões sociais que se exercem sobre ele para emitir ou não o comportamento. A atitude em relação ao comportamento refere-se à avaliação, positiva ou negativa, que o indivíduo faz desse comportamento. Ambos são determinados



pelas crenças do sujeito, mas para cada um dos casos, o tipo de crenças a que se faz apelo é de natureza diferente: a atitude em relação ao comportamento deriva de crenças comportamentais, enquanto que a norma subjectiva deriva de crenças normativas (Fishbein e Ajzen, 1980).

O modelo considera ainda a influência de outras variáveis em cada um destes determinantes da intenção. À atitude em relação ao comportamento acrescenta também a avaliação que o indivíduo faz dos resultados da sua acção. À norma subjectiva acrescenta a vontade que o sujeito tem em seguir as normas impostas pelos seus grupos de referência específicos, ou seja da motivação para seguir as normas. A atitude e a norma subjectiva, ponderadas pela sua importância relativa, são consideradas como determinantes da intenção comportamental, podendo a importância relativa destes dois factores variar em função do contexto (Fishbein *et al.*, 1992; 1993).

Fishbein e Ajzen consideram também a influência de variáveis externas (e.g. sócio-demográficas, traços de personalidade, atitudes gerais em relação a objectos ou alvos). Contudo, as variáveis referidas têm apenas uma importância potencial, uma vez que não fazem parte integrante da teoria porque a sua relação com o comportamento é longínqua e indirecta. Estas variáveis só têm efeito no comportamento, na medida que influenciam os seus determinantes. A representação do modelo descrito apresenta-se na Figura 2.6.

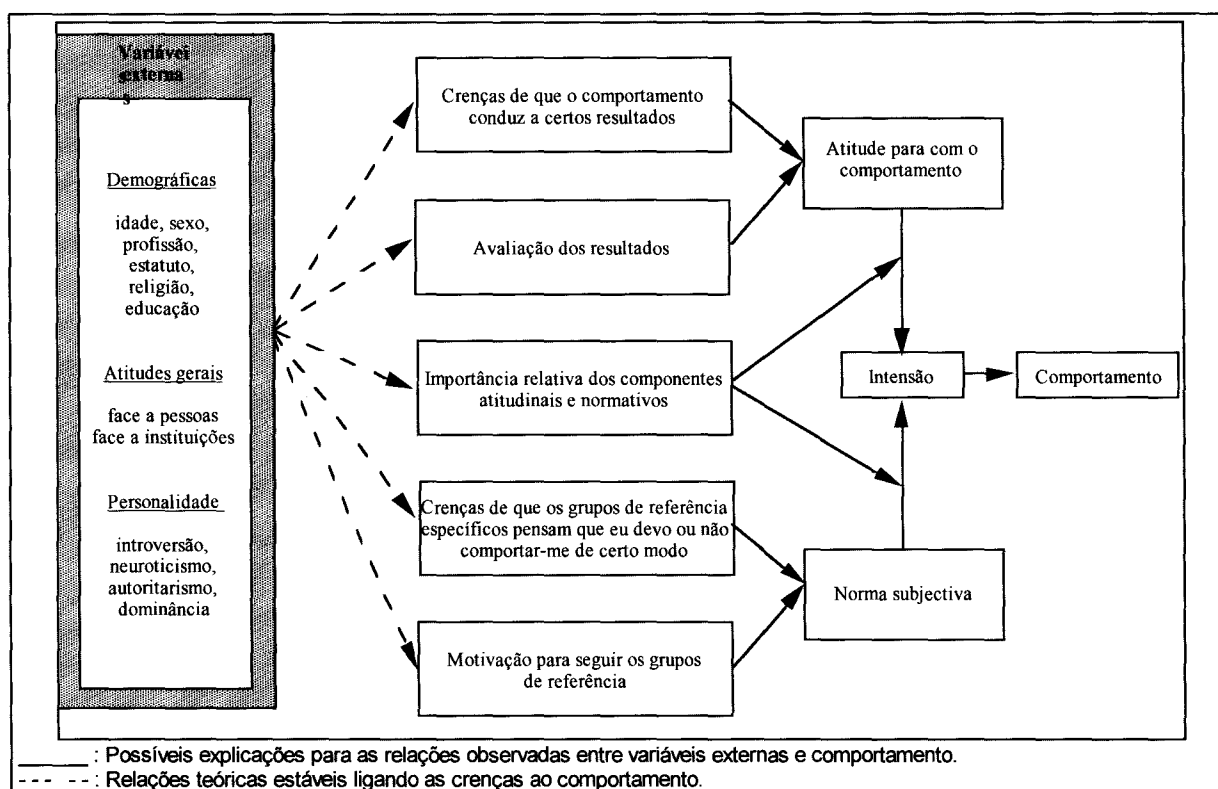


Figura 2.6. Modelo da Acção Reflectida de Ajzen e Fishbein

O modelo baseado na Teoria da Acção Reflectida tem sido objecto de numerosas pesquisas em áreas muito diversificadas como o planeamento familiar (Fishbein *et al.*, 1980a), comportamento de voto (Fishbein *et al.*, 1980b; 1980c; Echabe *et al.*, 1988), redução do peso (Sejwacz *et al.*, 1980), comportamentos de consumo (Bearden e Woodside, 1977), orientação ocupacional (Sperber *et al.*, 1980), utilização de transportes públicos (Thomas, 1976), comportamentos religiosos (King, 1975), consumo de drogas (Pomazal e Brown, 1977; Budd *et al.*, 1983), alimentação dos filhos (Manstead *et al.*, 1983; 1984), comportamentos organizacionais (Elliott *et al.*, 1995), comportamentos sexuais (Fishbein *et al.*, 1992; Fishbein *et al.*, 1995; Fishbein *et al.*, 1993; Morrison *et al.*, 1995), consumo de tabaco (Chassin *et al.*, 1981; 1984; Grube *et al.*, 1986), entre outras.

Apesar da sua utilidade, a TAR tem sido objecto de algumas revisões e críticas.

Uma das críticas apontadas, diz respeito ao facto das intenções e comportamentos serem só determinados por dois tipos de crenças: as atitudes em relação ao comportamento e as normas subjectivas. Ignora a importância, por exemplo, das normas comportamentais ou percepção dos comportamentos significantes para os outros (Bandura, 1977) e as experiências de comportamentos

passados (Fazio e Zanna, 1981; Cooper e Croyle, 1984; Bentler e Speckart, 1979; Cialdini *et al.*, 1981; Echabe *et al.*, 1988; Eiser *et al.*, 1989). Na opinião de Ajzen e Fishbein (1977; 1980) a experiência passada reflectir-se-á na atitude e não terá uma influencia directa na intenção comportamental ou no comportamento actual.

Outra crítica deriva do facto da TAR assumir que os efeitos das crenças atitudinais e normativas são independentes uns dos outros e aditivos. Em contraste com esta posição, Andrews e Kandel (1979), Liska (1984), Grube *et al.* (1986) e Caetano (1990), sugerem a possibilidade dos efeitos destas variáveis serem interdependentes e interactuantes na determinação das intenções e comportamentos. Os trabalhos de Bagozzi e Burnkrante (1979) e de Schlegel e DiTecco (1982) sugerem também que as atitudes não mediatizam perfeitamente o efeito das cognições nas intenções, podendo estas também ter um efeito independente nas intenções. Por seu turno, Grube *et al.* (1986) defendem que a norma comportamental (ou comportamento percebido pelos outros) deve ser considerada um constructo distinto da norma subjectiva, com uma contribuição independente nas intenções e comportamentos.

A teoria assume que as crenças que determinam as atitudes e as normas subjectivas são unidimensionais. Em relação às crenças do valor expectante parece ser o caso (Bagozzi, 1981a, 1981b, 1982) mas em relação às crenças normativas podem ocorrer diferentes dimensões, sobre as normas subjectiva e comportamental, correspondentes a distintas esferas de influência significativa (e.g. amigos, parentes) (Grube *et al.*, 1986).

No modelo, o efeito das atitudes no comportamento é unidireccional, mas efeitos recíprocos podem-se verificar entre atitudes e comportamentos em determinadas condições (e.g. Bem, 1972; Zanna e Olson, 1982; Jones e McGullis, 1976; Felson e Bohrnstedt, 1980), dependendo da força das atitudes e da unicidade do comportamento (Zanna *et al.*, 1982).

Os próprios autores (Ajzen, 1987; Ajzen e Fishbein, 1975; 1980), reconhecem algumas limitações no modelo. Uma deriva do facto de só se aplicar a comportamentos sobre os quais o indivíduo tem um alto grau de controlo volidativo, não sendo aplicável a situações em que o comportamento não depende exclusivamente da vontade dos indivíduos. Factores que estão para além do controlo pessoal, como os conhecimentos, os recursos, as formas de cooperação, os obstáculos ambientais, encontram-se fora das condições limite estabelecidas pelo modelo (Sheppard *et al.*, 1988). Outra resulta do facto do modelo não ter salientado devidamente a distinção entre intenção meta/objectivo e intenção comportamental o que tem originado muitas confusões na metodologia utilizada para medir as intenções. Uma outra limitação, reconhecida pelos autores, reside no facto do modelo se referir a um único comportamento não considerando a possibilidade de escolha entre alternativas comportamentais.

Sheppard *et al.* (1988) referem ainda, como limitação à TAR, a dificuldade de previsão das intenções e dos comportamentos em situações de informação imperfeita, como é o caso dos comportamentos futuros.

Para além das criticas ao nível das variáveis que constituem o modelo, foram feitas também algumas críticas em relação à formulação produto-soma do modelo da TAR. Hewstone (1986) defende que a formula aditiva contribui habitualmente para resultados mais favoráveis, embora não obrigatoriamente mais rigorosos.

Pese embora os contributos que muitas teorias e modelos deram para a compreensão das relações atitudes-comportamentos e poder preditivo das várias variáveis nos comportamentos, o mais antigo, coerente e fecundo, pelo número de investigações e controvérsias que tem inspirado parece ser a TAR de Ajzen e Fishbein (Montmollin, 1988).

### **Modelo de Triandis**

Um outro modelo concorrente à TAR, é o de Triandis (1977; 1980). Este modelo acrescenta uma série de variáveis aos constructos básicos da TAR. Ambos os modelos incluem o valor expectante, a crença normativa e a intenção em relação a um comportamento específico. De acordo com Triandis, a probabilidade da conduta vir a ocorrer é predita a partir de uma combinação da intenção, baseada na atitude e na norma, e do hábito (condutas passadas), ponderados com o estado de alerta (motivação) em que se encontra o sujeito (estado que aumenta a probabilidade de que a conduta se produza), e com as condições externas que podem facilitar ou impedir a passagem ao acto (Montmollin, 1984).

As condições facilitadoras são operacionalizadas a partir de três variáveis separadas, a auto-eficácia (sentido de competência), o controlo percebido (sentido de controlo) e o conhecimento percebido (nível percebido de conhecimento sobre os comportamentos). Quanto mais o indivíduo tiver, no passado, agido de certa forma, mais actua o hábito e menos influente é a intenção, na determinação da conduta que virá a ocorrer.

As intenções são explicadas a partir das cognições (idêntico às crenças atitudinais da TAR), das atitudes, avaliadas na sua dimensão afectiva em relação ao comportamento e de factores sociais, nos quais se incluem as crenças normativas (motivações para copiar na TAR), normas pessoais ou crenças morais em relação ao comportamento, o papel das crenças, concordância interpessoal e auto-definição. Na Figura 2.7 apresenta-se um diagrama esquemático do modelo.

O modelo de Triandis tem sido utilizado com menos frequência que o baseado na TAR nas investigações sobre atitudes-comportamentos, provavelmente devido à sua maior complexidade. Algumas investigações tentaram comparar a capacidade de predição dos dois modelos (e.g. Brinberg, 1979; Valois *et al.*, 1988; Boyd e Wandersman, 1991), tendo obtido resultados mais favoráveis para o modelo de Triandis. No entanto, dado o pequeno número de pesquisas realizadas com a aplicação deste modelo, a questão sobre qual dos dois modelos permite uma melhor previsão dos comportamentos continua em aberto.

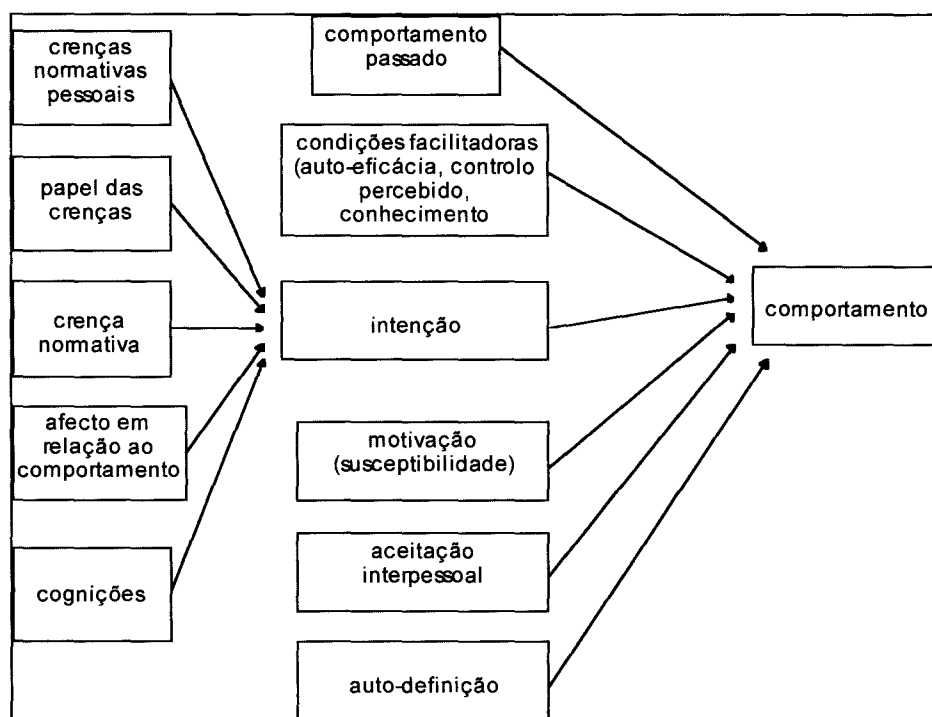


Figura 2.7. Modelo de atitude-comportamento de Triandis

### 2.2.3.3. TEORIA DO COMPORTAMENTO PLANEADO

Com base nos trabalhos anteriormente realizados no âmbito das relações atitudes-comportamentos, Ajzen (1985) conclui que para haver uma forte associação entre intenção e comportamento têm que se verificar três pré-requisitos:

- a avaliação da intenção deve corresponder no seu nível de generalização ao critério comportamental;
- a intenção não deve mudar no intervalo entre a avaliação da atitude e a observação do comportamento;
- o comportamento em questão deve estar sob o controlo da vontade.

A Teoria do Comportamento Planeado (TCP), proposta por Ajzen (1985), é uma extensão da TAR. Tal como no modelo original, o factor central da TCP é a intenção em realizar o comportamento, mas neste novo modelo é acrescentada uma terceira determinante conceptual independente das intenções, o controlo comportamental percebido.

A transformação duma intenção comportamental no respectivo comportamento pode ser impedida por factores internos ou externos ao sujeito (Ajzen, 1985). Factores internos incluem o locus de controlo, orientação para a acção, informação, habilidades, emoções e compulsões sobre os quais o indivíduo têm menos controlo. Do mesmo modo, factores externos como o tempo, oportunidades, dependência de outros, podem limitar o desempenho do comportamento sem alterar as determinantes da intenção (Beale e Manstead, 1991). O controlo comportamental percebido, corresponde à percepção da facilidade ou dificuldade de realizar o comportamento, devido à influência dos factores externos e internos, sendo assumido por Ajzen (1988), como capaz de reflectir experiências passadas ou antecipar impedimentos ou obstáculos. O significado desta variável é, em muitos aspectos, semelhante ao conceito de eficácia pessoal definido por Bandura (1977; 1982).

Ajzen e Madden (1986) consideram que todos os comportamentos se situam algures numa escala contínua, num dos extremos situa-se o acto volitivo puro e no outro os comportamentos totalmente fora do controlo da vontade.

De acordo com a TCP, o controlo comportamental percebido influencia o comportamento, de uma forma directa ou indirecta, através das intenções comportamentais, sendo reciprocamente influenciando pelas atitudes e pelas normas subjectivas. Ajzen e Madden (1986) propuseram duas versões para esta abordagem (Figura 2.8). Uma versão, que não inclui a seta a tracejado da Figura 2.8, considera o controlo do comportamento percebido a correlacionar-se com a atitude e a norma subjectiva e a exercer uma influência independente na intenção comportamental. A segunda versão, a que inclui a seta a tracejado, considera a possibilidade de uma ligação directa entre o controlo comportamental percebido e o comportamento. Nesta versão é o controlo real que se espera exerça uma influência directa sobre o comportamento e não o controlo percebido.

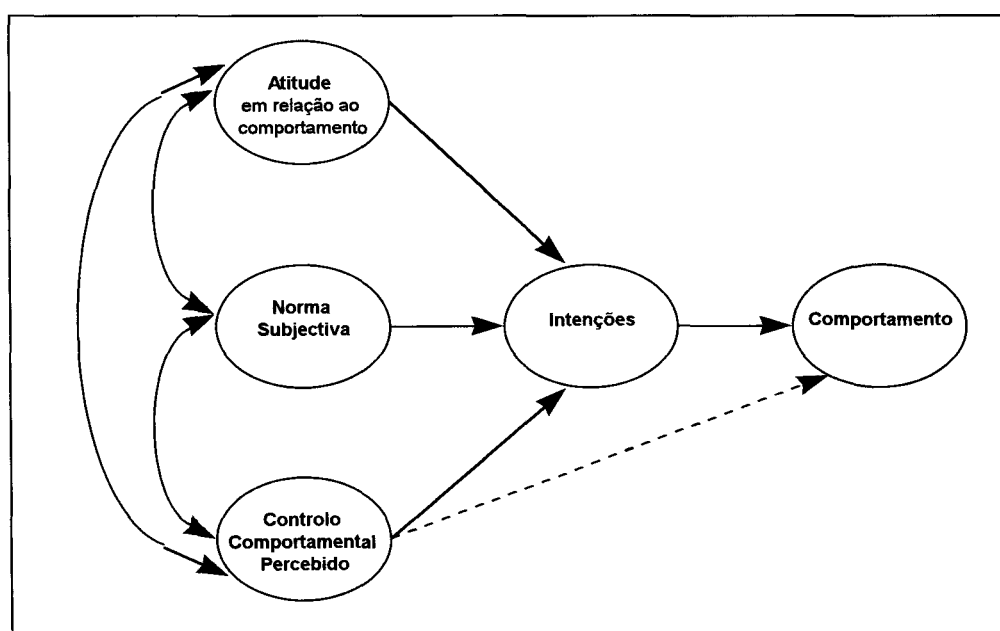


Figura 2.8. Teoria do Comportamento Planeado de Ajzen

O controlo comportamental percebido pode pois ter uma ligação directa ao comportamento sem a mediação da intenção. Contudo, este efeito directo apenas é esperado em duas situações. Quando o comportamento previsto não está totalmente sob o controlo volitivo e quando as percepções de controlo comportamental reflectem o controlo real da situação com algum grau de exactidão.

À semelhança da TAR, a TCP considera as variáveis sócio-demográficas, traços de personalidade e atitudes gerais, como variáveis de fundo, que apenas poderão influenciar algumas crenças, não tendo um papel significativo na validade preditiva do modelo (Ajzen, 1987).

Estudos realizados em diversas áreas, como por exemplo, intenção de voto (Netemeyer e Burton, 1990), rastreio do cancro (DeVellis *et al.*, 1990), alcoolismo (Schlegel *et al.*, 1992), alimentação dos filhos (Beale e Manstead, 1991), doação de sangue (Giles e Cairns, 1995), uso de preservativos em grupos de risco (Corby *et al.*, 1996), alcoolismo (Schlegel *et al.*, 1992), consumo de cigarros (De

Vries *et al.*, 1988; Godin *et al.*, 1992), desempenho académico (Ajzen e Madden, 1986), controlo de peso (Schifter e Ajzen, 1985), higiene dentária (McCaul *et al.*, 1988), entre outros, têm revelado que o controlo comportamental percebido é um preditor significativo destes comportamentos. O resultados destes estudos não são contudo uniformes. Por exemplo, alguns encontraram um efeito significativo da auto-eficácia (controlo) simultaneamente nas intenções e nos comportamentos (De Vries *et al.*, 1988; Godin *et al.*, 1992; Schifter e Ajzen, 1985), enquanto que outros encontraram um efeito sobre as intenções mas não sobre o comportamento (Ajzen e Madden, 1986; McCaul *et al.*, 1988; Netemeyer e Burton, 1990).

Como se referiu, de acordo com a TCP, entre as ideias que determinam a intenção e a concretização da acção, podem existir um conjunto de factores externos e/ou internos limitantes ou impeditivos, o que faz com que uns comportamentos estejam mais sobre o controlo dos indivíduos do que outros.

Em relação à reciclagem, os indivíduos poderão ter a percepção que não têm um controlo completo sobre essa actividade, por exemplo, porque outros membros da família poderão colocar os materiais recicláveis no caixote do lixo e não nos recipientes destinados a esse fim. No entanto, de acordo com os resultados obtidos num estudo que aplicou a TCP ao comportamento de reciclagem (um sistema de recolha de papel porta-a-porta) e que utilizou a variável controlo comportamental, medida nestes termos, o controlo comportamental percebido não diferenciou recicladores e não recicladores (Boldero, 1995).

Outros factores que poderão estar fora do controlo dos indivíduos em relação à reciclagem, relacionam-se com as condições operacionais, por exemplo, não existirem equipamentos para deposição dos recicláveis, ou existirem mas estarem muito longe e nem sempre ser possível a deslocação até esses locais. Ou ainda devido a situações pessoais específicas, por exemplo, dificuldades de locomoção, problemas de segurança no acesso aos locais de deposição, horários incompatíveis com os dos ecocentros, entre outros.

Madden *et al.* (1992) compararam os modelos da TAR e da TCP, em dez comportamentos do quotidiano que variavam no grau com que estavam sob o controlo dos indivíduos. Concluíram que a superioridade da TCP era maior para os comportamentos sobre os quais os indivíduos sentiam ter um relativo controlo (por exemplo ter uma boa noite de sono), sendo insignificante para os comportamentos sobre os quais os indivíduos tinham um grande controlo (por exemplo tomar suplementos vitamínicos). Por conseguinte, parece que as características do comportamento em causa, especialmente em relação à forma sobre o controlo do indivíduo, afecta o papel da auto-eficácia na previsão da intenção ou do comportamento (Morrison *et al.*, 1995).

À semelhança da TAR, a TCP tem recebido várias críticas e contributos de aplicações realizadas em diversos tipos de comportamentos.

Uma das críticas vai para a validade do constructo intenção. De acordo com Fishbein e Stasson (1990) o conceito intenção torna-se ambíguo em relação a comportamentos pouco validativos, uma vez que poderão existir várias medidas de intenção (e.g. auto-previsão, desejo), que poderão conduzir a resultados pouco dignos de confiança.

Warshaw e Davis (1985) também questionaram o papel das intenções, defendendo que a expectativa comportamental deve ser considerada um antecedente directo do comportamento, tal como a intenção, e que estes dois conceitos não devem ser confundidos nem utilizados indiferentemente. Netemeyer e Burton (1990) procuraram avaliar o efeito diferenciado destes dois conceitos chegando à conclusão que a atitude, norma subjectiva e controlo comportamental percebido estão mais relacionados com a intenção do que com a expectativa comportamental e que a intenção é um preditor mais forte do comportamento que a expectativa comportamental.

Outros autores têm tentado avaliar o efeito da adição de novos preditores. Eagly e Chaiken (1993), Kurland (1995) e Raats *et al.* (1995) testaram a introdução da obrigação moral percebida, ou seja, o sentimento de culpa ou obrigação perante outros, como um antecedente das intenções, no caso de Kurland e Eagly e Chaiken, e das intenções e atitudes, no caso de Raats *et al.*, tendo-se obtido, em ambos os casos, melhores resultados.

A maioria dos estudos tem constatado que as atitudes são preditores mais fortes da intenção que a norma subjectiva (e.g. Bentler e Speckart, 1979; Boyd e Wandersman, 1991; Davis *et al.*, 1989; Farley *et al.*, 1981; Vallerand *et al.*, 1992). No entanto, Vallerand *et al.* (1992), sugerem que as atitudes predizem melhor as intenções do que a norma subjectiva porque as atitudes captam as

atitudes individuais em relação a um acto, enquanto que a norma subjectiva lida com um conceito mais remoto, a auto-percepção do que pensam os outros que são significantes para o indivíduo. Este pressuposto pode ser relevante só nas culturas individualistas, em culturas colectivistas ou comunidades com uma forte identidade e coesão social, as normas podem ser mais importantes que as atitudes.

A identidade social tem sido considerada por vários autores como um importante factor com impacte nas intenções e comportamentos. Granberg e Holmberg (1990) ao aplicarem a TCP ao comportamento de voto, descobriram que no caso dos indivíduos que apresentavam uma identificação partidária fraca, a auto-identidade exercia só um efeito indirecto no comportamento através das intenções, enquanto que no caso dos indivíduos que se identificavam fortemente com um partido, a identidade exercia um efeito forte e directo no comportamento, sendo o factor predictor mais significativo do comportamento de voto.

Também num estudo realizado por Kelly e Breinlinger (1995), ao analisarem as atitudes, intenções e comportamentos de participação das mulheres em acções colectivas, constataram que os factores atitudinais e normativos eram mais importantes na previsão dos comportamentos no caso das mulheres que tinham uma percepção fraca da sua identidade activista, comparativamente às que tinham um forte sentido de identidade activista. Face aos resultados obtidos neste estudo, os autores consideram que as características individuais, como seja, o nível de identificação social, devem ser incorporadas nos modelos teóricos da relação entre atitudes-comportamentos.

Outro modelo baseado na relação atitude-comportamento foi o proposto por Eagly e Chaiken (1992), o qual engloba tanto as atitudes em relação a objectos como as atitudes em relação aos comportamentos. Os autores propõem que as atitudes em relação a objectos podem influenciar as atitudes em relação aos comportamentos de uma forma espontânea, com um paralelismo semelhante à influência automática do modelo MODE de Fazio. Incluem também no modelo os hábitos, actuando quer como antecedentes das atitudes, quer como determinantes directos do comportamento. Dão igualmente destaque à auto-identificação como possível antecedente das atitudes em relação aos comportamentos. Há semelhança do defendido por Bagozzi e Yi (1989) e Bagozzi *et al.* (1990), o modelo de Eagly e Chaiken considera que as atitudes em relação ao comportamento podem afectar directamente o comportamento, sem serem mediatizadas pelas intenções. Este modelo no entanto ainda não foi testado empiricamente (Olson e Zanna, 1993).

#### **2.2.3.4. OUTROS MODELOS APLICADOS A COMPORTAMENTOS AMBIENTAIS**

##### ***Modelo ambiental de Grob***

O modelo da relação atitude-comportamento ambiental proposto por Grob (1991) (citado em Grob, 1995), utiliza também o controlo do comportamento como uma das variáveis influentes no comportamento. O modelo é composto por cinco componentes: a consciência ambiental; as emoções; os valores pessoais filosóficos; o controlo percebido e o comportamento ambiental.

A componente consciencialização ambiental, tem duas sub-componentes, o conhecimento factual acerca do ambiente e o reconhecimento dos problemas ambientais. O modelo sugere que quanto mais consciente um indivíduo estiver sobre o estado do ambiente mais actuará de forma apropriada. Esta ideia já tinha sido proposta anteriormente por Maloney e Ward (1973). O modelo sugere também que quanto mais um indivíduo estiver informado acerca do estado do ambiente e quanto mais reconhecer os problemas ambientais, mais actuará de forma apropriada.

A componente emocional inclui os valores emocionais que o indivíduo coloca no ambiente e o distúrbio resultante da percepção da discrepância entre as condições ambientais ideais e as actuais. Quanto mais intensa for a reacção emotiva dos indivíduos ao estado do ambiente e quanto mais perturbadora for a discrepância entre as acções ideais e as actuais, mais apropriados serão os comportamentos.

A componente valores filosóficos pessoais inclui os crenças pós-materialistas e a prontidão para adoptar novas atitudes (pensamento criativo ou aberto).

A componente do controlo percebido envolve as crenças acerca da eficácia da ciência e da tecnologia e as crenças acerca do auto-controlo. O controlo do comportamento é entendido por Grob

(1995) como representando a atribuição do controlo, um indivíduo que atribuir as causas ao estado do ambiente às suas próprias acções actuará mais apropriadamente do que um outro que atribua essas causas a fontes externas, como por exemplo, governo, acaso, sociedade. A segunda sub-componente do controlo do comportamento, sugere que quanto menos um indivíduo acreditar na ciência e na tecnologia, como solução única para os problemas do ambiente, mais apropriado será o seu comportamento.

A relação das componentes descritas com o comportamento ambiental encontra-se esquematizada na Figura 2.9.

O autor testou o seu modelo a uma amostra representativa da população do Cantão de Berne (Suécia), avaliando o valor preditivo das variáveis propostas em diversos comportamentos ambientais (e.g. transportes, energia, separação dos resíduos). Os resultados revelaram que os efeitos mais importantes sobre o comportamento ambiental resultam dos valores pessoais filosóficos (valores pós-materialistas e pensamento aberto). Verificaram, ao contrário do esperado, que o conhecimento factual sobre os problemas do ambiente não se correlacionava com o comportamento ambiental, mas o reconhecimento dos problemas ambientais foi fortemente correlacionado. Grob sugere que embora conceptualmente a consciencialização ambiental seja composta por conhecimento factual e reconhecimento dos problemas, o comportamento ambiental é afectado só pelo reconhecimento dos problemas.

Um outro resultado, não esperado por Grob, foi o relativo à influência do controlo comportamental percebido no comportamento. A relação entre estas duas variáveis foi negativa, ou seja, quanto menor era a percepção dos indivíduos sobre o seu controlo, maior era o seu comportamento ambiental. Grob explica este resultados à luz das investigações realizadas por Taylor e Brown (1988) e Headey e Wearing (1987). De acordo com estes autores os indivíduos tendem a sobreestimarem as suas possibilidades e realizações, têm uma concepção optimista e irrealista das suas habilidades.

Na amostra de Grob, os indivíduos que revelaram um controlo pessoal mais baixo eram também os que revelaram maior preocupação acerca do ambiente. Grob sugere que estes indivíduos, em resultado das suas experiências pessoais ao longo da vida, terão reajustando os seus comportamentos de tal forma a que o seu controlo percebido se tornou mais realista. Uma segunda justificação, avançada por Grob para a relação negativa entre o controlo comportamental percebido e o comportamento ambiental, é a possibilidade das características contextuais, nomeadamente o status sócio-económico dos indivíduos, influenciarem a percepção do controlo comportamental. No seu estudo, o status sócio-económico não variava significativamente com o comportamento ambiental, mas variava significativamente com o controlo percebido.

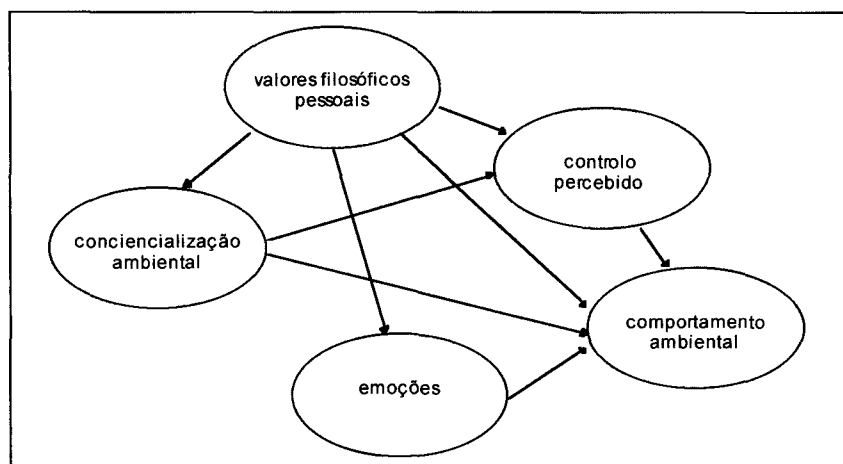


Figura 2.9. Modelo do comportamento ambiental de Grob

### **Modelo de reciclagem de Lansana**

O modelo casual de Lansana (1993) inclui 5 variáveis consideradas como determinantes para o comportamento da reciclagem: 2 exógenas, o *conhecimento/sensibilização* em relação ao sistema de reciclagem implementado e os *atributos demográficos* dos indivíduos; e 3 endógenas, a *avaliação da operacionalidade do sistema* implementado, *dificuldades (reais e percebidas)* quanto aos requisitos exigidos pelo processo e as *atitudes ambientais* em relação à reciclagem.

Estes três últimos factores são atitudinais e reflectem as crenças dos indivíduos na seriedade dos problemas ambientais, o seu interesse pessoal, dificuldades na participação no programa de reciclagem e a sua avaliação sobre as políticas e operacionalidade do sistema implementado. Estes por seu turno servem como limitantes ou promotores do comportamento da reciclagem (Lansana, 1993).

O modelo foi testado pelo autor para explorar as variações nas taxas de participação entre comunidades urbanas e sub-urbanas. Os resultados revelaram que o modelo não era consistente nas duas comunidades. Verificaram-se diferenças na estrutura do modelo e na intensidade da ligação de algumas variáveis com o comportamento em função das características sócio-demográficas dos indivíduos.

### ***Modelo de reciclagem de Lindsay e Strathman***

Lindsay e Strathman (1997) aplicaram o Modelo de Crença na Saúde (Health Belief Model - HBM), desenvolvido por Rosenstock e Kirscht (1974), ao comportamento de reciclagem. Os autores justificam a aplicação deste modelo à reciclagem pelos seguintes motivos: tem sido suportado por investigações anteriores; incorpora um número de variáveis identificadas como importantes para a previsão dos comportamentos de reciclagem; dá conhecimento dos processos psicológicos envolvidos nas decisões individuais para reciclar.

As investigações sobre os preditores do comportamento ambiental e os de reciclagem revelam similaridades entre os comportamentos de manutenção de uma boa saúde e os da conservação dos recursos. Ambos representam comportamentos validativos adoptados para prevenir um estado negativo (doença e degradação ambiental). Ambas as acções resultam quando os indivíduos decidem que as consequências negativas são severas e prováveis. Em adição, os dois tipos de comportamentos envolvem aceitar algum tipo de consequências imediatas, como tempo ou dificuldades financeiras, para atingir consequências positivas a longo prazo. Como os autores notam, isto não significa que os dois tipos de comportamentos sejam tomados pelas mesmas razões. Uma diferença óbvia é que os comportamentos ambientais requerem custos (forço adicional, tempo...) que podem não resultar em benefícios pessoais produzindo mais consequências benéficas colectivas (melhor ambiente, poupança de recursos naturais, redução de espaço necessário de aterro).

De referir ainda que Baldassare e Katz (1992), num estudo que desenvolveram para avaliar até que ponto os indivíduos reconhecem que a saúde e o seu bem estar estão directamente ameaçados pelos problemas ambientais, tais como a poluição do ar, água, resíduos, concluíram que a percepção sobre a ameaça pessoal provocada pelos problemas ambientais é um forte indicador da adopção de práticas ambientais. Os autores concluem que os indivíduos mais preocupados com ameaças ambientais pessoais estão significativamente mais predispostos a reciclar, conservar água, energia, comprar produtos menos ofensivos e seguros, do que os que não têm essas percepções tão evidentes.

O modelo de base, de Lindsay e Strathman se serviram, parte do princípio de que o comportamento é função de quatro crenças: a associação a um evento negativo; a severidade desse evento; os benefícios associados às acções preventivas e os custos (ou barreiras) associadas ao desempenho da acção. As duas primeiras crenças formam as ameaças percebidas. As outras duas a expectativa dos resultados.

O modelo de comportamento de reciclagem desenvolvidos pelos autores inclui as seguintes variáveis: conhecimento específico sobre a forma como se realiza a actividade de separação e deposição dos materiais para efeito de reciclagem; percepção sobre a severidade dos problemas dos resíduos; benefícios percebidos (materiais e/ou não materiais) da realização da reciclagem; percepção sobre as barreiras à reciclagem (distância, tempo, acesso); auto-eficácia na realização da actividade de reciclagem; normas sociais apreendidas; consciência e percepção sobre futuras consequências; variáveis demográficas.

Aplicaram o modelo a uma amostra constituída por 317 residentes em Missouri (Columbia, EUA), utilizando como instrumento de análise um inquérito por telefone. Concluíram que as barreiras, identificadas pelas respostas à questão "Quão difícil é para si reciclar o material X?", classificada numa escala de 1 (muito fácil) a 5 (muito difícil, e a percepção da susceptibilidade da severidade dos problemas, pergunta "Quão preocupante é para si se todos os resíduos forem para o aterro?", respostas de 1 (nada preocupante) a 5 (muito preocupante), eram as variáveis com maior efeito preditivo no comportamento de reciclagem. Os autores sugerem que futuras investigações dêem



mais atenção à susceptibilidade (probabilidade do risco) do que à severidade (a avaliação comum dos problemas).

### **Modelo de reutilização e reciclagem de Corral-Verdugo**

Cote (1984) estudou as correlações entre os relatos proferidos pelos indivíduos sobre o consumo de bens alimentares e os registos nos seus caixotes do lixo, concluindo que só dois produtos no total de 15 produziram correlações superiores a 0.50. Num outro estudo McGuire (1984) não obteve coeficientes de correlação significativos entre o auto-relato da reciclagem de alumínio e jornais e a presença desses materiais no lixo.

Baseado nestas evidências, Corral-Verdugo (1997) desenvolveu um modelo de comportamentos de reutilização e reciclagem, com o qual pretendeu avaliar o efeito preditivo das crenças, motivos e competências, nesses comportamentos, testando-o em situações em que os comportamentos eram auto-relatados e em situações em que os comportamentos eram medidos por observação directa.

Concluiu que as correlações entre o auto-relato nas actividades de reutilização e reciclagem e a observação dos comportamentos correspondentes a essas actividades, eram fracas. Utilizando o modelo de comportamento ambiental para testar de que forma o auto-relato e as observações eram determinadas pelo factores disposicionais (crenças, motivos e competências), avaliadas verbalmente, não verbalmente e combinadas, concluiu que as crenças (avaliadas verbalmente) só prediziam os comportamentos de conservação auto-relatados, enquanto que as competências (não verbal) prediziam ambas (verbal e não verbal). Os resultados indicaram que as competências são mais indicativas dos comportamentos instrumentais (observados) enquanto que as crenças estão mais relacionadas com uma realidade social de convenções e desejos, que se relacionam com as respostas verbais.

A pesquisa de Corral-Verdugo (1997) está em concordância com o modelo de Rathje (1989) sobre as relações entre as respostas verbais e as "realidades materiais". Rathje argumentou que os auto-relatos dos indivíduos, acerca dos seus comportamentos, são fortemente influenciados por crenças, atitudes, percepções e mitos erróneos acerca dos comportamentos em questão.

Muitos dos estudos sobre as disparidades entre o auto-relato e os comportamentos observados, relatam a ausência de correlação entre estes métodos. Contudo, alguns autores (McGuire, 1984; Rathje, 1989; Corral-Verdugo, 1997) referem que esta ausência de correspondência resulta do facto de que os auto-relatos e a observação, avaliam realidades diferentes (isto é crenças ou auto-percepções do comportamento *versus* comportamento instrumental).

Destes estudos conclui-se que estas duas realidades - se existirem - não só não são correlacionáveis como também estão relacionadas com variáveis de previsão específicas e diferentes. Os auto-relatos do comportamento são em primeiro lugar reflexões das crenças ou das percepções acerca do (auto) comportamento, enquanto que as avaliações instrumentais são mais consistentes para os comportamentos observados. Por este motivo, é fundamental que, mesmo nos casos de sistemas por transporte em que é mais difícil medir os comportamentos de uma forma directa, se procurem desenhar experiências por forma a obter dados "materiais" que se possam confrontar com os dados obtidos por inquéritos.

## **2.2.4. SÍNTESE DA REVISÃO DA LITERATURA E COMENTÁRIOS FINAIS**

### ***Diferenças entre recicladores e não recicladores***

Os resultados da pesquisa efectuada sobre as investigações realizadas no campo das relações entre as variáveis sócio-demográficas e os comportamentos de reciclagem são ambíguos. Tradicionalmente, as investigações sobre os comportamentos ambientais têm-se focalizado no papel das atitudes em relação ao ambiente, associadas à influência das variáveis sócio-económicas e demográficas. Alguns autores têm encontrado relações positivas entre as variáveis sócio-económicas e demográficas, outros não, outros ainda têm demonstrado que as atitudes são muito elevadas mas que a sua relação com os comportamentos não é muito forte.

Através de alguns estudos conclui-se que no grupo dos recicladores se incluem uma proporção superior de indivíduos com maiores rendimento, mais educação, mais conhecimentos sobre os assuntos de reciclagem, residentes em moradias e em casa própria, do sexo feminino e mais jovens.

No entanto, outros estudos, referem que não existem diferenças significativas entre recicladores e não recicladores no que diz respeito a determinadas variáveis sócio-demográficas, como o sexo, a dimensão do agregado familiar, a profissão ou o nível de educação e que os recicladores são mais idosos que os não recicladores, sendo a principal diferença entre eles, o nível de informação e de conhecimentos específicos que têm sobre o programa de reciclagem.

As investigações sobre os comportamentos de reciclagem revelam que quando comparadas as variáveis psicológicas com as demográficas, estas últimas jogam um papel fraco na previsão dos comportamentos. Os valores, as atitudes específicas, a influência social, o sistema ideológico, a atribuição das responsabilidades, a identidade social, o altruísmo, as motivações intrínsecas e a percepção sobre as quantidades e tipo de resíduos que se produz, podem ser factores preditivos mais significativos que os atributos demográficos.

A inconsistência dos resultados sobre a relação entre os factores sócio-económicos e demográficos e os comportamentos de reciclagem deve-se, em grande parte, às diferenças e deficiências metodológicas (nomeadamente o tamanho das amostras, o tempo de observação, isenção de outros factores que podem mascarar as relações causais) e ao facto de não se avaliar a influência que os factores contextuais têm na mediação dessas relações.

Recentemente, Berger (1997) publicou um artigo no qual se evidencia o efeito mediador das variáveis situacionais sobre os comportamentos de reciclagem. A partir de 43 000 inquéritos das estatísticas oficiais dos Censos de 1991 do Canadá, às quais foram adicionadas 32 questões ambientais, Berger efectuou diversos cruzamentos entre a informação sócio-económica e demográfica, tipo de habitação, os comportamentos ambientais e as condições de acesso aos equipamentos de reciclagem. Os resultados revelaram que só 50% dos Canadianos tinham acesso a programas de reciclagem e destes 80% reciclavam, o que demonstra o grande potencial que ainda existe para a reciclagem.

As correlações obtidas entre o acesso aos programas de reciclagem e as variáveis sócio-demográficas e habitacionais, revelaram que as actividades de reciclagem aumentam sistematicamente com o *status* sócio-económico e o grau de urbanização, mas decresciam com nos prédios. Cerca de 58% dos que têm um nível de educação universitária, referiram ter acesso à reciclagem de papel, enquanto que só 35% dos que têm grau de educação inferior à escolaridade obrigatória referiram o mesmo. Similarmente, enquanto que 68% dos que tinham maiores rendimentos referiram ter acesso aos programas de reciclagem só 40% com rendimentos menores referiram ter. De igual modo, 58% dos residentes em áreas urbanas com mais de 500 000 habitantes referiram ter acesso a programas de reciclagem, enquanto que só 33% dos residentes em áreas rurais referiram o mesmo. Por fim, 60% dos residentes em moradias referiram ter programas de reciclagem, enquanto que só 35% dos residentes em apartamentos referiram o mesmo.

Berger (1997) constatou que as variáveis sócio-económicas e demográficas (educação, rendimento, dimensão da urbe e tipo de habitação), demonstraram ser significantes preditores do acesso aos programas de reciclagem, ou seja, das políticas de reciclagem e dos meios operacionais disponíveis, os quais, por sua vez, mediavam a influência das variáveis sócio-económicas e demográficas no comportamento de reciclagem. Locais com população urbana de níveis educacionais, políticos ou económicos mais influentes, têm normalmente acesso a mais programas de reciclagem do que os outros.

Como refere Margai (1997) infelizmente poucos estudos têm examinado o desempenho dos programas ambientais, em comunidades urbanas de baixos rendimentos, para identificar os factores que impedem os comportamentos desejados.

Estes resultados desafiam as noções genericamente aceites sobre os determinantes sócio-demográficos da reciclagem e sugerem que pode ser benéfico focar as investigações e a atenção política mais nos factores contextuais/operacionais. Os políticos e técnicos, interessados em encorajar os comportamentos de reciclagem e as taxas de desvio dos RU, devem fornecer serviços de reciclagem que possibilitem igual acesso a todos os segmentos da população.

Um outro problema, em relação aos resultados obtidos sobre a relação entre variáveis pessoais e os comportamentos de reciclagem, reside na forma como os comportamentos são medidos. A maior parte dos estudos mede os comportamentos em função do auto-relato dos participantes, especialmente no caso dos sistemas por transporte em que é muito difícil calcular as taxas de participação de uma forma directa. As limitações de observações geradas por dados de inquéritos

baseadas em medidas de auto-resposta têm sido bem documentadas na literatura (Shaver, 1987; Corral-Verdugo, 1997; Stern *et al.*, 1987). Entre outras causas, incluem erros, particularmente quando os sujeitos estão conscientes do que é esperado deles, os auto-relatos podem ser exagerados e boas intenções nem sempre são transformadas em acções (Stern *et al.*, 1987).

As pressões para ser socialmente responsável, podem levar os indivíduos entrevistados a sobrestimarem os seus comportamentos ambientais e a subestimarem os esforços despendidos (Geller, 1981; Luyben, 1982; Warriner *et al.*, 1984). Warriner *et al.* (1984) referem, ainda, que os efeitos do tempo na memória e a ausência de conhecimento, podem levar a incorrecções no auto-relato. Em adição, a falta de rigor das respostas podem ser explicadas pela ausência de uma vontade dos sujeitos em responderem correctamente.

### **Estratégias para a mudança de comportamentos**

As investigações têm sugerido que as políticas que estimulam maiores taxas de reciclagem incluem participação obrigatória, recolha porta-a-porta, fornecimento de recipientes, estabelecimento de metas objectivas, grande publicidade aos programas e educação ambiental (Allan *et al.*, 1989; Folz e Hazlett, 1991; Leeming *et al.* 1993).

Do exposto na revisão da literatura, deduz-se que as investigações que visam avaliar os efeitos das estratégias de mudança de comportamentos também devem ter em conta a forma como os mesmos são medidos. Deduz-se também da importância de se implementarem sistemas de reciclagem e desenharem campanhas de promoção e educação para a reciclagem adaptadas aos diferentes segmentos da população, em função das suas características específicas (Bloom e Novelli, 1981). A segmentação do mercado pode ajudar a identificar e priorizar as necessidades ou barreiras percebidas pelos potenciais recicladores em diversas comunidades.

Em relação aos factores contextuais, ou situacionais, a experiência de vários gestores e os resultados obtidos de diversas investigações são unânimes em considerar que um programa de reciclagem terá mais sucesso se tiver em consideração medidas que evitem ou reduzam as barreiras mais comuns à reciclagem. Um sistema produzirá melhores resultados se não exigir muitas separações na fonte (uma média de duas a três), se abranger um maior número de componentes, recolhidos como uma mistura de recicláveis, se os equipamentos de deposição estiverem convenientemente localizados (locais de passagem frequente e não muito distantes das habitações), se a recolha dos recicláveis nos sistemas porta-a-porta se realizar nos mesmos dias que os não recicláveis, ou pelo menos num dia distinto mas com uma frequência semanal, se o sistema de reciclagem não exigir alteração muito radical dos hábitos, se a manutenção dos sistemas (aparência, higiene e segurança) for visível para os utentes e se for feita uma boa promoção dos sistemas com aplicação das estratégias de mudança de comportamentos mais adequadas.

Um bom programa de promoção do sistema implementado é um factor vital para encorajar as pessoas a utilizá-lo. O envolvimento de grupos locais, empresas, órgãos de comunicação, jovens ou líderes de bairro, é uma boa via para a promoção destes sistemas. As informações verbais transmitidas pelos líderes de bairro originam melhores resultados que a informação escrita. O comprometimento escrito também é mais efectivo que o verbal e parece ser tão eficiente quanto a estratégia de recompensas. Fornecer uma meta aos grupos, para a quantidade desejada de material a reciclar, também aumenta a participação. Todos os equipamentos deverão ter afixadas informações relativas aos materiais admissíveis, contaminantes a evitar, nome e logotipo da entidade responsável pela sua gestão e um número de telefone, linha verde, para informações suplementares. As campanhas de sensibilização devem ser feitas numa base periódica, para ir relembrando e mantendo viva a participação. Os programas têm que funcionar bem, têm que ser visíveis e fornecer informações claras, práticas e positivamente incentivadoras. (Rogoff e Williams, 1994; Waite, 1995; Porter *et al.*, 1995).

A revisão sobre as estratégias consequentes também permite algumas conclusões gerais. Informações de *feedback*, sobre os resultados e evolução dos programas, são um elemento fundamental para incentivar a participação e a sua associação ao estabelecimento de metas é mais efectiva. As experiências que utilizaram recompensas também registaram aumentos na reciclagem, especialmente as lotarias e sorteios, mas o seu efeito é temporário. Por último, os exemplos municipais fornecem evidências fortes de que a aplicação de tarifários proporcionais à quantidade de RU produzidos aumenta as taxas de reciclagem.

Face aos resultados obtidos podem-se fornecer as seguintes regras básicas para as estratégias de mudança de comportamentos de reciclagem:

- *As mensagens, slogans e apelos motivacionais, não são normalmente suficientes para iniciar a mudança de comportamentos, a menos que a resposta desejada seja conveniente, que as mensagens se baseiem em crenças e normas fortes e socialmente reconhecidas por todos, que possibilitem a transferência dos motivos extrínsecos para intrínsecos, que as informações ocorram perto dos pontos da acção desejada e sejam bastante claras em relação ao porquê, como e onde. As informações que falham na ligação às normas sociais e nas instruções ou consequências positivas devem ser evitadas. Os compromissos públicos e o estabelecimento de metas são muito efectivos não só para os potenciais participantes como para os próprios políticos, ter uma meta representa ter um desafio;*
- *A ameaça de reforços negativos pode ser eficaz para iniciar um programa de reciclagem mas frequentemente produz comportamentos opostos aos desejados. Os recicláveis deixados no passeio pelos operadores de recolha, por exemplo, resultam muitas vezes em sentimentos negativos e ressentimentos que são difíceis de reverter. A percepção de ameaças às liberdades pessoais e as respostas psicológicas negativas, podem ser evitadas por abordagens de planeamento participativo. O reforço associado ao comportamento do grupo produz um nível adicional de controlo social e é vantajoso, quando possível. A pressão por iguais é muito efectiva. Um bom exemplo é a sensação de ser a única casa que não coloca os resíduos à porta, a ausência é notada pelos vizinhos;*
- *Os incentivos educacionais são normalmente mais eficientes quando ligados a uma audiência participativa, via diálogo e demonstração. As apresentações escritas e vídeos fornecidas de uma forma passiva são menos efectivas. As estratégias que apresentam exemplos ou fornecem modelos para mudar os comportamentos são bem sucedidas, especialmente se se relacionarem com os materiais de suporte que repetem os princípios do exemplo. O princípio “pratica o que pregas” é bastante importante, especialmente se for adoptado pelas próprias entidades oficiais;*
- *Antes de se inicializar uma estratégia de promoção, ou educação, é necessário conhecer o nível de consciencialização do público, os conhecimentos, as atitudes e a avaliação que fazem das políticas implementadas. A segmentação da população alvo em diferentes grupos com características mais homogéneas, é fundamental para esse conhecimento. Muitos dos responsáveis pelos programas de reciclagem partem do princípio que as pessoas ou não sabem nada acerca da reciclagem ou sabem e preocupam-se tanto como eles. Como referem Rogoff e Williams (1994) raramente estes cenários correspondem à verdade.*

### **Modelos de comportamentais**

Um dos modelos mais proeminentes e influentes sobre as teorias das relações entre atitudes e comportamentos, e que tem tido aplicações mais numerosas, é o modelo de Ajzen e Fishbein (Teoria da Acção Reflectiva) e a sua versão modificada por Ajzen (Teoria do Comportamento Planeado). Como se referiu na revisão da literatura, o modelo baseado na Teoria do Comportamento Planeado, especifica uma estrutura causal que relaciona três componentes: atitudes, normas subjectivas e intenções. Assume que os comportamentos são directamente causados pelas intenções comportamentais e que os efeitos das atitudes e das normas subjectivas (variáveis independentes) no comportamento são mediados pela intenção.

Liska (1984) fez uma revisão crítica à estrutura causal do modelo de Ajzen/Fishbein, baseando-se em diversos estudos teóricos e empíricos realizados por vários autores que o aplicaram nas suas investigações comportamentais. O trabalho publicado por Liska veio por em evidência que a estrutura causal do modelo não é rígida, podendo ser alterada de acordo com o tipo de comportamento em causa, a estrutura e o contexto social e os recursos ou oportunidades disponíveis para a realização do comportamento. Destacam-se, como conclusões mais importantes dessa revisão, as seguintes considerações:

- *As crenças e as atitudes podem ser variáveis independentes, ou seja, o efeito das crenças no comportamento pode ser directo, não tendo necessariamente que ser mediado pelas atitudes. De acordo com Liska isto deve-se ao facto das crenças serem muitas vezes demasiado complexas para poderem ser completamente capturadas numa avaliação afectiva (atitudes) podendo, por isso, influenciar directamente as intenções e os comportamentos, sem ser medidas pelas atitudes;*

- *Algumas investigações provaram que as intenções não mediam completamente os feitos das atitudes nem das normas subjectivas no comportamento;*
- *Existem efeitos recíprocos, os comportamentos podem afectar as próprias atitudes, normas subjectivas e intenções;*
- *Para comportamentos novos, existe um maior requerimento do suporte das atitudes e das normas sociais para vencer a inércia, mas para comportamentos frequentes (habituais), nem uma mudança de atitudes nem as normas sociais são suficientes, podendo o comportamento ser suportado independentemente pelas atitudes e/ou as normas sociais;*
- *As intenções não são suficientes para explicar o comportamento. As pessoas frequentemente não fazem o que tencionavam fazer, são constrangidas por deficiência ou ausência de recursos ou oportunidades;*
- *A estrutura social e as condições sócio-demográficas, independentemente de se reflectirem nas atitudes e normas sociais, e conseqüentemente nas intenções, podem afectar directamente o comportamento.*

Estas observações vieram tornar evidente que a estrutura causal inicial do modelo de Ajzen/Fishbein pode ser muito mais complexa. A revisão crítica de Liska, e os resultados obtidos por outros autores nas suas investigações sobre os determinantes dos comportamentos de reciclagem, permitem libertar-nos de qualquer estrutura formal rígida, porque neste campo são mais as dúvidas que as certezas.

### **Comentários finais**

Há cerca de três décadas que os cientistas sociais têm procurado identificar os factores e as estratégias mais determinantes para a mudança de comportamentos ambientais, muitos conhecimentos e pesquisas revelaram bons resultados, mas a sua aplicação prática para melhorar o ambiente tem tido poucos efeitos.

Face à revisão bibliográfica efectuada é fácil de identificar dois grandes problemas responsáveis pelo sucesso limitado dos esforços das investigações que se têm realizado nesta matéria.

O primeiro grande problema é a divisão entre as ciências e áreas do saber. De um lado, estão os cientistas sociais, a desenvolver as suas investigações, a publicar os resultados nas revistas das suas especialidades e a discuti-los nos seus encontros científicos. Do outro lado, estão os técnicos e cientistas das áreas da engenharia e das ciências físico-químicas e naturais, a desenvolver investigações e estudos sobre sistemas de reciclagem e suas eficiências técnicas e a publicá-los e discuti-los nos seus respectivos nichos profissionais. Apesar do objectivo final ser o mesmo, ou seja, aumentar as taxas de participação e as quantidades de materiais que se destinam à reciclagem, estes dois grupos de cientistas estão de costas viradas e a percorrer caminhos que se não forem alterados dificilmente irão conduzir à mesma meta. Gastam-se mais recursos, e os resultados de uns e de outros, não são devidamente explorados e potencializados para efeitos práticos.

Um segundo problema, e que deriva em parte do primeiro, é o desacerto e deficiências metodológicas de uns e de outros. Esta situação não permite avaliações correctas, nem estudos comparativos ou complementares entre cientistas sociais e cientistas "técnicos".

Concretamente, em relação às investigações realizadas no âmbito das estratégias de intervenção de mudança de comportamentos de reciclagem, e de acordo com a revisão efectuada sobre vários trabalhos publicados nesta matéria, podem-se destacar, como principais limitações apresentadas por esses trabalhos, as seguintes:

- *Como os próprios cientistas sociais salientam, os comportamentos são heterogéneos (Siegfried et al., 1982), pelo que não se podem generalizar os resultados obtidos de um estudo sobre conservação de energia para um sobre comportamento de reciclagem. Por outro lado, o próprio comportamento de reciclagem não é um comportamento homogéneo, envolve diferentes tarefas (separar, armazenar, transportar) e diferentes esforços, consoante as características específicas do sistema implementado. Apesar disto, muitas investigações são omissas ou não esclarecem devidamente os aspectos funcionais do sistema de reciclagem sobre o qual estão a realizar os seus estudos. Qualquer investigação nesta matéria, por forma a poder ser mais útil aos responsáveis pela gestão dos RU, deve especificar o tipo de sistema, o número de separações, o tipo de materiais, a frequência de recolha, o tipo e características dos recipientes utilizados. Estes,*

e outros aspectos dos sistemas, poderão ajudar os técnicos a verificar se o sistema em estudo é idêntico, parecido ou muito diferente do seu e, conseqüentemente, se os resultados poderão ser aplicados ao seu caso.

- Os indicadores utilizados pelos cientistas sociais pecam por não se ajustarem aos utilizados pelos técnicos responsáveis pela gestão dos RU. Todas as investigações deveriam utilizar como indicadores de comportamento, sempre que possível, pelo menos os seguintes: taxa de participação, frequência da participação, taxa de recolha selectiva, taxa de desvio, custo por quantidade de material recolhido e por habitante servido. Na maior parte dos estudos só uma destas medidas é avaliada. Cada um destes indicadores fornece informação diferente sobre os comportamentos e sobre a eficiência dos sistemas. O cálculo destes indicadores deve ser normalizado. Não se podem comparar estudos que contabilizam a taxa de participação com base num período de uma semana ou oito semanas, com o utilizado pelos técnicos que é de quatro semanas. Diferentes intervenções afectarão diferentes aspectos da reciclagem. Por exemplo, a informação pode diminuir a quantidade de contaminantes mas ser ineficiente para aumentar o número de recicladores ou a quantidade de material recolhido.
- Os cientistas sociais referem que as características urbanísticas, demográficas e psicossociais dos indivíduos, são factores determinantes para os comportamentos de reciclagem. Na prática, o que se verifica em muitas investigações é que estes critérios são esquecidos. As intervenções que pretendem analisar o efeito de uma estratégia para a mudança de comportamentos, esquecem-se de segmentar a população em grupos homogéneos e avaliar os resultados obtidos em cada segmento. As investigações deverão observar as interacções entre o tipo de programa de reciclagem e as características dos indivíduos, ou seja, interacções entre as pessoas e as variáveis situacionais (Howenstine, 1993). Isto é particularmente importante em zonas urbanas com comunidades sócio-económicas e culturais muito diversas. A eficiência das diferentes estratégias de intervenção dependem grandemente das características da comunidade na qual os programas estão implementados. Por exemplo, fornecer recompensas pode ser mais efectivo para as pessoas menos preocupadas com o ambiente do que para aquelas que têm um elevado nível de preocupação ambiental. Estas últimas, estão motivadas para reciclar por razões internas, a reciclagem fá-las sentir que estão a ajudar a proteger o ambiente. As pessoas menos preocupadas com o ambiente, por outro lado, não têm estas motivações internas, incentivos externos podem-lhes fornecer um motivo para reciclar. A ideia de que o tipo de intervenção deve ser seleccionado na base do objectivo pretendido e das características do grupos alvo, é uma parte integrante dos conceitos do marketing social (Bloom e Novelli, 1981; Geller, 1989). Schultz et al. (1995), defendem que se deve partir para uma abordagem de investigação de interacção a qual é também mencionada como "segmentação do mercado", isto é, fraccionamento do mercado potencial para o produto (a intervenção) em subgrupos homogéneos, baseados em características comuns. De acordo com Geller (1989) esta técnica fornece uma base para a selecção de mercados alvo e desenvolvimento de programas promocionais optimizados para os indivíduos desses segmentos.
- Uma outra limitação metodológica é considerar que todos os residentes de uma dada área se encontram nas mesmas situações de acesso aos equipamentos de deposição selectiva em sistemas por transporte. Seria importante começar a determinar o raio de influência desses equipamentos e a subdividir os indivíduos em diferentes grupos em função das distâncias ou barreiras existentes à reciclagem,
- A maior parte das investigações examinam as influências individuais de algumas variáveis nos comportamentos de reciclagem, sem tentarem incorporá-las numa estrutura teórica mais alargada (modelo). Tal como Oskamp et al. (1991), Tracy e Oskamp (1983-84), Lindaday e Strathman (1997) constataram, as variáveis que poderão prever um tipo de comportamentos tendem a ser fracas para a previsão de outro comportamento ambiental e as variáveis que determinam a reciclagem dum tipo de material (por exemplo papel) poderão não ser as mesmas para outro tipo de material (por exemplo vidro). Deste modo, os poucos modelos que se têm desenvolvido para a previsão dos comportamentos de reciclagem devem ser encarados como modelos importantes não para a sua aplicação cega a outras situações (diferentes comunidades, diferentes programas de reciclagem, diferentes materiais), mas como pontos de partida para a construção conceptual de modelos adaptados a cada situação específica.

**CAPÍTULO III - METODOLOGIA  
E PLANEAMENTO DO TRABALHO DE INVESTIGAÇÃO**





### **3.1. ENQUADRAMENTO**

Para atingir os objectivos propostos, e tendo em consideração as pesquisas exploratórias apresentadas no capítulo da revisão da literatura, foram estipuladas algumas opções para o design experimental e formuladas hipóteses associadas a cada um dos objectivos mencionados, que se relatarão neste capítulo.

Escolheu-se a componente vidro, como material dos resíduos objecto de recolha selectiva, para o estudo dos comportamentos de reciclagem. Esta escolha resultou das seguintes considerações:

- a reciclagem conjunta de diferentes materiais poderá não ser um comportamento homogéneo e cada componente dos resíduos pode exigir esforços, motivações e razões diferentes, pelo que se devem analisar os comportamentos de reciclagem específicos para um só tipo de material (Bolero, 1995);
- a reciclagem representa quebrar e adaptar as antigas rotinas e hábitos em relação aos resíduos, estas alterações comportamentais não se fazem de um dia para o outro, demoram o seu tempo, pelo que quando se pretende analisar os comportamentos de uma população face à reciclagem de um dado material é importante que os mesmos já se encontrem consolidados. O vidro foi a primeira componente dos resíduos a ser objecto de recolha selectiva, tendo ainda como vantagem o facto dos sistemas implementados nos diversos Concelhos serem idênticos (sistema do vidrão), o que facilita análises comparativas;
- os sistemas de recolha por transporte voluntário, como é o caso do sistema vidrão, têm sido menos estudados que os sistemas porta-a-porta, pelo que um melhor conhecimento sobre estes sistemas é de grande importância para os municípios que os têm implementados.

Pelas razões evocadas, pareceu ser o vidro, o componente dos resíduos mais apropriado para os objectivos deste estudo.

Foram consideradas como variáveis independentes, o comportamento de utilização ou não dos vidrões e a distância dos vidrões às residências, para o caso do primeiro objectivo (diferenças entre recicladores e não recicladores) e a distância aos vidrões, o tipo de habitação, o grupo sócio-económico predominante e o comportamento de reciclagem, para o caso do segundo objectivo (diferenças entre zonas sócio-urbanas homogéneas e modelo comportamental).

Avaliaram-se as diferenças entre grupos em relação às variáveis pessoais, consideradas em diversos estudos como relacionáveis com os comportamentos de reciclagem, nomeadamente as situacionais, as sócio-demográficas, as psicossociais não relacionadas com os resíduos, as psicossociais e comportamentais relacionadas com os resíduos e as psicossociais e comportamentais relacionadas com a reciclagem do vidro (todas variáveis independentes).

Os comportamentos de reciclagem do vidro foram medidos por três vias: por auto-relato, através de inquérito por questionário, por campanhas de caracterização física dos RU e por campanhas de monitorização dos vidrões localizados nas localidades de estudo.

O trabalho experimental realizou-se durante 1996/1997, em 15 localidades com características sócio-urbanas distintas, pertencentes aos Concelhos de Loures, Oeiras e Lisboa.

### **3.2. ESPECIFICAÇÃO DAS HIPÓTESES ASSOCIADAS A CADA OBJECTIVO**

#### **3.2.1. DIFERENÇAS ENTRE RECICLADORES E NÃO RECICLADORES**

O primeiro objectivo específico deste trabalho de investigação, como foi referido no capítulo introdutório, consiste em avaliar o que distingue recicladores (REC) de não recicladores de vidro (NREC), que características têm em comum entre si os REC e NREC e o que os distingue uns dos outros.

Os trabalhos realizados no campo dos comportamentos ambientais e de reciclagem, permitem considerar um conjunto de hipóteses de partida sobre a relação entre o comportamento de

reciclagem de vidro (variável dependente) e as variáveis independentes identificadas na literatura como eventuais determinantes do comportamento.

As hipóteses teóricas foram agrupadas nos seguintes oito conjuntos, de acordo com o tipo de variáveis que se prevêem relacionar com os comportamentos de reciclagem de vidro:

- *Hipóteses H.1 - relativas aos factores situacionais, ou contextuais, específicos de cada localidade em estudo;*
- *Hipóteses H.2 - relativas às características sócio-demográficas dos inquiridos;*
- *Hipóteses H.3 - relativas às características psicossociais não relacionadas com resíduos;*
- *Hipóteses H.4 - relativas às características psicossociais relacionadas com os resíduos;*
- *Hipóteses H.5 - relativas aos comportamentos em relação aos resíduos;*
- *Hipóteses H.6 - relativas às variáveis psicossociais relacionadas com o comportamento de reciclagem do vidro;*
- *Hipóteses H.7 - relativas aos comportamentos de reciclagem do vidro;*
- *Hipóteses H.8 - relativas ao efeito do factor distância ao vidrão na diferenciação de dois tipos de REC e dois tipos de NREC, os localizados a distâncias mais próximas dos vidrões e os localizados a distâncias maiores.*

Em relação às condições situacionais, consideraram-se de interesse, para os comportamentos em análise, o tipo de habitação, o tipo de sistema de recolha de RU existente na zona de residência dos inquiridos, as condições operacionais do sistema de recolha selectiva do vidro e o contexto sócio-económico de cada uma das localidades incluídas no estudo.

O tipo de habitação foi considerado nesta análise como variável situacional por dois motivos. Primeiro, porque se encontra muito relacionado com as próprias condições operacionais do sistema de recolha de RU. Por exemplo, na situação de prédios a recolha nunca é do tipo individual e na situação de moradias, pelo menos nas localidades incluídas no estudo, predomina o sistema de recolha porta-a-porta individual. Apesar do sistema de recolha de vidro ser idêntico em todas as localidades, os diferentes sistemas de deposição dos RU poderão ter uma influência nos comportamentos de reciclagem e na própria opinião, avaliação ou atitudes dos indivíduos em relação aos aspectos relacionados com a gestão dos RU. Em segundo lugar, como se referiu na revisão da literatura, o tipo de habitação poderá facilitar ou dificultar a adopção de comportamentos de reciclagem e proporcionar diferentes interações sociais entre vizinhos.

Apesar de se considerar que os comportamentos de separação e deposição do vidro nos vidrões, são comportamentos distintos do comportamento tradicional de ir "despejar o caixote do lixo", os estudos sobre mudança de comportamentos referem que quanto mais afastados estiverem os novos comportamentos desejados dos antigos, mais difícil será a adopção desses novos comportamentos. Nesta perspectiva, será de prever que as famílias habituadas a um sistema de recolha de RU colectivo, pelo menos no que se refere à deposição do vidro, terão maior facilidade em se adaptar ao sistema "vidrão", comparativamente às famílias habituadas a um sistema de recolha de RU individual (porta-a-porta).

Um outro factor situacional que se considerou de importância para os comportamentos de reciclagem de vidro, foi o relativo às condições operacionais do sistema de recolha selectiva de vidro. Neste caso particular, o aspecto mais crítico do sistema é a distância dos vidrões às habitações. Apesar de todas as localidades incluídas no estudo serem consideradas, em termos técnicos, como localidades servidas com vidrões, nem todos os residentes dessas localidades se encontram nas mesmas situações, uns terão os vidrões relativamente perto das suas habitações outros mais longe. O factor distância aos equipamentos de deposição é uma das principais barreiras à participação pelo que deve ser considerado nos estudos desta natureza.

O contexto sócio-económico de cada uma das localidades pode ter também uma influência nos comportamentos de reciclagem por vários motivos. Um deles, e que foi recentemente posto em evidência por Berger (1997), prende-se com o facto de eventualmente as características sócio-económicas de uma determinada zona não serem determinantes para a participação nos programas de reciclagem mas sim para as políticas de reciclagem e meios operacionais disponíveis. Desconhece-se, porque não foi feito nenhum estudo semelhante em Portugal, se o mesmo se verifica, ou seja, se as localidades onde predomina o estrato sócio-económico elevado/médio-elevado serão as que beneficiam mais de investimentos (financeiros, materiais ou informativos) na

área das recolhas selectivas, tendo por conseguinte, os residentes dessas localidades, melhores condições de acesso aos sistemas de recolha selectiva.

Um outro aspecto relacionado com o contexto sócio-económico prende-se com a influência social específica de cada bairro, nomeadamente, os contactos entre vizinhos, a identidade social, a influência de elementos da comunidade como modelos de comportamentos e a própria relação entre os residentes e os respectivos poderes locais.

Na Tabela 3.1 apresentam-se as hipóteses, e respectivas vias de operacionalização, para o conjunto das variáveis situacionais descritas.

Tabela 3.1. Hipóteses e operacionalização das hipóteses relativas às variáveis contextuais

Variáveis	Hipóteses H.1 - Variáveis situacionais
Tipo de habitação	H.1.1. Os residentes em moradias participam mais na reciclagem do vidro que os residentes em prédios.
Tipo de sistema de recolha de RU	H.1.2. As localidades servidas por um sistema de recolha de RU do tipo colectivo apresentam taxas de participação na reciclagem do vidro superiores às localidades servidas por sistemas do tipo porta-a-porta.
Condições operacionais do sistema de recolha selectiva	H.1.3. Os residentes em localidades com maior acesso aos vidrões participam mais, sendo a taxa de participação decrescente em função da distância aos vidrões.
Estrato sócio-económico predominante na zona de residência	H.1.4. Nas localidades onde predominam famílias de estrato sócio-económico elevado/médio-elevado, as condições de acesso aos vidrões são superiores e, por conseguinte, as taxas de participação mais elevadas.

No que diz respeito à relação entre comportamentos de reciclagem de vidro e variáveis sócio-demográficas, foram desenvolvidas doze hipóteses de diferenciação entre REC e NREC, de acordo com o apresentado na Tabela 3.2. As hipóteses formuladas baseiam-se no levantamento efectuado na revisão da literatura sobre sexo, idade, estrutura da família, condição perante a habitação e *status* sócio-económico (educação, rendimento e profissão).

Acrescentaram-se outras hipóteses, que não têm sido abordadas em estudos desta natureza, mas que se consideram importantes para os comportamentos em relação aos resíduos e à reciclagem do vidro, nomeadamente, a presença de empregada doméstica, o tempo de residência na zona, o Concelho de nascimento e o tempo de percurso casa/emprego.

Em relação à primeira variável, a sua importância reside no facto de se verificar que em muitas famílias a tarefa de ir despejar o caixote do lixo é delegada à empregada doméstica, não participando, ou participando esporadicamente, os elementos da família nesta tarefa. Nesta situação, é de prever que os comportamentos face aos resíduos, os níveis de conhecimento e avaliação que este tipo de famílias fazem do sistema de gestão de RU, seja diferente do das famílias na situação de utilizadores directos do sistema. Em relação à reciclagem do vidro, uma vez que não se trata de uma tarefa tão rotineira, é de prever que sejam os elementos da família a realizá-la, e não as empregadas domésticas, pelo que o factor empregada doméstica não terá tanta influência neste comportamento. A variável "empregada doméstica" poderá também servir como um indicador das condições económicas das famílias.

O tempo de residência na zona e o Concelho de nascimento pressupõem um maior envolvimento e uma maior identidade urbana do indivíduo com o seu local de residência. Sendo a reciclagem um assunto ao qual estão associadas normas sociais e condutas sociais aceites pela generalidade dos indivíduos, podendo também representar um indicador de desempenho e avaliação das políticas de gestão dos RU, é de prever que os indivíduos residentes há mais anos na sua actual zona de residência e naturais do Concelho, se envolvam mais em acções colectivas locais consideradas pela comunidade como importantes, nomeadamente a reciclagem.

Em localidades urbanas, um dos actuais problemas da maioria dos cidadãos relaciona-se com o tempo que perdem nos percursos diários de casa/emprego. Esta situação não proporciona tempo disponível para uma maior vivência, física e social, no bairro de residência, o que poderá representar um menor conhecimento ou alienação em relação à vida colectiva, uma menor identidade urbana, um maior sentimento de anonimato e individualismo. No que toca à gestão dos RU, a maior ou menor percepção sobre os comportamentos dos vizinhos e o maior ou menor conhecimento sobre a forma como os RU são geridos (quem recolhe os resíduos, a que horas, em que dias...), estão muito dependentes do contacto visual. Nesta perspectiva, é de prever que quanto maior for o tempo

ocupado nos percursos casa/emprego menor serão as possibilidades de contacto dos indivíduos com o sistema de recolha de vidro o qual, em qualquer uma das localidades incluídas no estudo, é diurno. Menores serão também as possibilidades de percepção sobre os comportamentos dos vizinhos em relação às suas práticas diárias de reciclagem do vidro. Face ao exposto, prevê-se que no grupo dos NREC exista um número superior de indivíduos com percursos diários casa/emprego mais demorados.

Tabela 3.2. Hipóteses e operacionalização das hipóteses relativas às variáveis sócio-demográficas

Variáveis	Hipóteses H.2 - Variáveis sócio-demográficas
Sexo	H.2.1. Não existem diferenças de sexo entre REC e NREC.
Idade	H.2.2. A média de idades dos REC é superior à dos NREC.
Grau de educação	H.2.3. Os REC têm níveis de escolaridade superiores.
Profissão/ocupação	H.2.4. Os REC ocupam cargos profissionais mais elevados.
Condições económicas	H.2.5. As famílias com melhores condições económicas participação mais na reciclagem do vidro.
Empregada doméstica	H.2.6. A presença de empregada doméstica condiciona os comportamentos face à deposição dos resíduos, mas não os de reciclagem. Os indivíduos com empregada doméstica, sendo este um indicador das condições sócio-económicas das famílias, participarão mais na reciclagem do vidro.
Condição perante a habitação	H.2.7. Os indivíduos com casa própria participam mais na reciclagem que os que se encontram na condição de inquilinos.
Estrutura da família	H.2.8. O número médio do agregado familiar dos REC é menor que o dos NREC.
	H.2.9. As famílias que têm na sua composição elementos com idades superiores a 64 anos participam mais na reciclagem do vidro.
Anos de residência no bairro	H.2.10. Os REC residem há mais tempo na sua actual zona de residência.
Concelho de nascimento	H.2.11. No grupo dos REC existirá uma percentagem superior de indivíduos nascidos no Concelho de residência.
Tempos de percurso casa/emprego	H.2.12. Prevê-se que os indivíduos que ocupam mais tempo nos seus percursos diários de casa/emprego reciclem menos vidro.

Considerou-se também de interesse avaliar algumas variáveis psicossociais, não directamente relacionadas com os RU ou com a reciclagem, mas que poderão revelar algumas características específicas dos indivíduos REC e NREC. Foram desenvolvidas quatro hipóteses: o envolvimento dos indivíduos nas actividades colectivas desenvolvidas na sua zona de residência, a percepção que têm da capacidade mobilizadora dos vizinhos, a identidade urbana e o sentimento global de bem estar na zona de residência. As hipóteses associadas a cada uma destas variáveis apresentam-se na Tabela 3.3.

Tabela 3.3. Hipóteses e operacionalização das hipóteses relativas às variáveis psicossociais não relacionadas com resíduos

Variáveis	Hipóteses H.3 - Variáveis psicossociais
Envolvimento nas actividades colectivas desenvolvidas na zona	H.3.1. Os recicladores envolvem-se mais nas actividades colectivas desenvolvidas na sua zona.
Percepção sobre a capacidade mobilizadora dos vizinhos	H.3.2. Os REC acreditam, mais que os NREC, na capacidade mobilizadora dos seus vizinhos para a resolução de um problema de interesse colectivo.
Identidade urbana	H.3.3. Os REC têm uma maior identidade urbana com o seu bairro.
Sentimento de vivência na zona	H.3.4. Os REC terão um sentimento de bem estar na sua zona de residência superior ao dos NREC.

Um outro conjunto de hipóteses, relacionadas com as variáveis psicossociais relativas ao sistema de gestão dos RU, basearam-se nas conclusões obtidas pelas investigações realizadas pelos autores consultados em trabalhos semelhantes. Como se pode observar na Tabela 3.4, foram consideradas neste grupo 11 hipóteses relacionadas com o nível de conhecimento dos indivíduos em relação ao sistema de gestão dos RU existente na sua zona de residência, a atribuição das responsabilidades (pelos problemas dos resíduos e pelas suas soluções), a avaliação que fazem da actuação da Câmara em relação a diversos aspectos do sistema de gestão dos RU, a avaliação das políticas de gestão dos resíduos, a opinião sobre o pagamento de um tarifário de RU, as atitudes face aos resíduos, a percepção sobre a quantidade de RU produzidos pela família, a percepção sobre a evolução dos quantitativos produzidos, a percepção sobre as quantidades de RU produzidos pelos vizinhos, a opinião sobre o sistema preferido para a separação dos materiais em casa e sobre o sistema preferido para a deposição dos recicláveis.

Tabela 3.4. Hipóteses e operacionalização das hipóteses relativas às variáveis psicossociais relacionadas com os resíduos

Variáveis	Hipóteses H.4 - Variáveis psicossociais relativas ao sistema de gestão de RU
Conhecimento sobre o sistema de gestão de RU	H.4.1. Os REC possuem um nível de conhecimentos sobre os diversos aspectos da gestão dos RU superior ao dos NREC.
Percepção sobre as quantidades de RU produzidos pela família	H.4.2. Quer REC quer NREC, consideram que produzem muitos resíduos, mas os REC, por enviarem para reciclagem algumas das componentes dos seus resíduos, consideram que produzem menos que os NREC.
Percepção sobre a evolução das quantidades de RU produzidos pela família	H.4.3. Quer REC quer NREC, têm a percepção que a produção de resíduos nas suas casas têm vindo a aumentar, mas os REC menos que os NREC, pelas mesmas razões apontadas na hipótese anterior.
Percepção sobre a produção de RU efectuada pelos vizinhos	H.4.4. Serão os REC a considerar que os seus vizinhos produzem mais resíduos, por terem a consciência de que muitos não são recicladores.
Sistema preferido para a separação em casa dos recicláveis	H.4.5. Perante várias alternativas para a separação dos resíduos em casa, os REC aceitam melhor que os NREC as alternativas mais exigentes (separação em mais de duas fracções).
Sistema preferido para a deposição dos recicláveis	H.4.6. Sendo os REC utilizadores dos vidrões, serão eles a considerar que o melhor sistema para a deposição dos recicláveis é um sistema do tipo dos vidrões, enquanto que os NREC preferirão sistemas mais próximos das suas casas (porta-a-porta).
Atribuição das responsabilidades	H.4.7. Comparativamente aos NREC, os REC atribuem menores responsabilidades pela resolução dos problemas dos resíduos aos poderes públicos (governo e autarquias) e mais ao colectivo, ou seja, o seu sentimento de responsabilidade partilhada é superior.
Avaliação da actuação da Câmara em relação à gestão dos resíduos	H.4.8. A avaliação da actuação da Câmara em relação à gestão dos resíduos é mais favorável no caso dos REC que no caso dos NREC.
Opinião sobre o pagamento de um tarifário de RU	H.4.9. Quer REC quer NREC não concordarão muito com o pagamento de um tarifário sobre RU, mas os NREC ainda menos.
Atitudes face aos resíduos	H.4.10. As atitudes face aos resíduos são mais elevadas no caso dos REC.
Avaliação das políticas de gestão de resíduos	H.4.11. A avaliação sobre as políticas de gestão de resíduos é mais positiva no caso dos REC do que no caso dos NREC.

Considerou-se de interesse avaliar as diferenças comportamentais entre REC e NREC no que diz respeito às práticas habituais em relação aos resíduos produzidos pelas respectivas famílias, assunto raramente estudado, mas que é fundamental para a gestão do sistema de RU. Qualquer entidade que presta um serviço público deve preocupar-se em conhecer como se comportam os seus utentes em relação ao serviço que presta. As práticas das famílias em relação aos resíduos poderão também ajudar a desenhar o perfil dum REC e dum NREC.

As hipóteses formuladas em relação aos comportamentos face aos resíduos, Tabela 3.5, englobam os seguintes aspectos: frequência de deposição dos resíduos, elemento da família que vai normalmente despejar o lixo, tipo de sacos utilizados para colocar o lixo, produção de RU *per capita*, percepção sobre a composição física dos RU, procedimentos em relação à separação ou não de algumas componentes dos RU, horas normalmente utilizadas para ir despejar o caixote do lixo e consumo de produtos reciclados.

Tabela 3.5. Hipóteses e operacionalização das hipóteses relativas aos comportamentos face aos resíduos

Variáveis	Hipóteses 5 - Comportamentos em relação aos RU
Frequência de deposição dos RU	H.5.1. Tendo-se colocado a hipótese de que o número médio do agregado familiar seria mais pequeno no caso dos REC e considerando que este grupo estará mais preocupado com as questões relacionadas com os resíduos, prevê-se que sejam os REC a depositar os seus resíduos com uma frequência menor.
Elemento da família que vai normalmente despejar o lixo	H.5.2. A tarefa de ir despejar o lixo é tradicionalmente efectuada mais pelas mulheres do que pelos homens. Tendo-se colocado a hipótese de que no grupo dos REC existira uma maior percentagem de indivíduos de estrato sócio-económico mais elevado, isto significa que também existirão mais casos em que ambos, marido e mulher, trabalham fora de casa e, por conseguinte, algumas das tarefas domésticas sejam mais repartidas entre eles, nomeadamente a relacionada com o ir despejar o lixo. Assim, prevê-se que no grupo dos REC uma maior percentagem de homens (maridos/pais) participem nesta tarefa, comparativamente ao grupo NREC.
Tipo de sacos utilizados para o lixo	H.5.3. Considerando que a actividade de reciclagem pode estar relacionada com outros comportamentos ambientais, nomeadamente com o da reutilização, e que as famílias REC são mais pequenas que as NREC, prevê-se que serão os indivíduos REC a utilizar mais os sacos de compras para colocar os seus resíduos.
Quantidade de RU produzidos pela família	H.5.4. Desviando parte dos RU para reciclagem, pelo menos a fracção vidro, os REC colocarão nos caixotes do lixo menores quantidades de RU <i>per capita</i> que os NREC
Percepção sobre a composição física dos RU	H.5.5. Sendo os NREC não recicladores de vidro, significa que não dão uma importância tão grande a esta componente como os REC, ou porque efectivamente não produzem muito vidro ou porque a percebem como pouco importante. Neste sentido, os REC terão a percepção que a quantidade de vidro existente nos seus resíduos é maior que a percebida pelos NREC.
Procedimentos em relação às várias componentes dos RU	H.5.6. Para além do óbvio, serem os REC a separar mais algumas das componentes dos seus resíduos para efeitos de reciclagem, também serão os REC a desviá-los para outros fins, nomeadamente para efeitos de reutilização.
Horas de deposição dos RU	H.5.7. Tendo-se colocado as hipóteses de que seriam os REC a conhecer melhor o sistema de gestão de RU, a ter atitudes mais positivas em relação aos resíduos, então é de prever que sejam os indivíduos REC a ir depositar os seus resíduos nos contentores às horas recomendadas pelas respectivas Câmaras.
Consumo de produtos reciclados	H.5.8. Se a reciclagem representa um nível de preocupação em relação aos resíduos, por parte de quem a pratica, então será de esperar uma maior predisposição por parte dos REC também para o consumo de produtos reciclados.

As variáveis psicossociais que se prevêem relacionar com os comportamentos de reciclagem de vidro, conjunto de hipóteses H.6, apresentam-se na Tabela 3.6. Foram consideradas hipóteses relativas ao conhecimento (H.6.1), à avaliação (H.6.2, H.6.3, H.6.4, H.6.5, H.6.6., H.6.7, H.6.8), às atitudes e crenças (H.6.9, H.10., H.6.11), às normas (H.6.12, H.6.13), ao controlo comportamental percebido (H.6.14) e à intenção comportamental (H.6.15).

Tabela 3.6. Hipóteses e operacionalização das hipóteses relativas às variáveis psicossociais relacionadas com a reciclagem do vidro

Variáveis	Hipóteses H.6 - Variáveis psicossociais relacionadas com a reciclagem de vidro
Conhecimento sobre o sistema de reciclagem de vidro	H.6.1. O nível de conhecimentos sobre vidro, reciclagem e recolha selectiva de vidro, será mais elevado no grupo dos REC.
Atribuição das responsabilidades	H.6.2. Os REC, comparativamente aos NREC, atribuirão maiores responsabilidades para com a reciclagem do vidro à acção colectiva e não tanto aos poderes públicos (governo e autarquias).
Avaliação do sistema de recolha selectiva de vidro	H.6.3. Serão os REC a avaliar mais favoravelmente o sistema de reciclagem de vidro.
Nº de materiais que se desejaria reciclar	H.6.4. Os REC, para além dos materiais actualmente objecto de recolha selectiva na sua zona de residência, desejariam que se recolhesse selectivamente mais materiais.
Sistema preferido para o destino das garrafas velhas	H.6.5. Sendo a reutilização considerada a primeira opção na hierarquia da gestão dos RU, apresentando maiores benefícios ambientais e económicos que a reciclagem, é de prever que sejam os REC a considerar que o melhor destino para as garrafas velhas é a reutilização e não a reciclagem.
Índice de distância entre o sistema preferido para a deposição dos recicláveis e o sistema existente (vidrão)	H.6.6. A distância entre o sistema preferido para a deposição dos recicláveis e o existente para o vidro (vidrões) será maior no caso dos NREC.
Avaliação das dificuldades relacionadas com a reciclagem do vidro	H.6.7. As dificuldades ou incómodos percebidos, em relação à reciclagem do vidro, serão superiores para o caso dos NREC.
Avaliação "utilização amigável" (interface utentes/vidrões)	H.6.8. A avaliação dos aspectos de interface utente/vidrão como, por exemplo, a visibilidade dos vidrões e a sua aparência física, será menor no caso dos NREC.
Atitudes face à reciclagem do vidro	H.6.9. As atitudes face à reciclagem do vidro são superiores no grupo dos REC.
Crença nos esforços pessoais para o sucesso da reciclagem	H.6.10. Os REC acreditarão mais que os NREC, que os esforços pessoais de separação e colocação do vidro nos vidrões são importantes para o sucesso da reciclagem (crença comportamental).
Opinião sobre o tipo de incentivos mais eficaz para promover os comportamentos de reciclagem de vidro	H.6.11. Considerando que no grupo dos REC se encontra uma maior percentagem de indivíduos altruístas, é de prever que seja este grupo a privilegiar os incentivos de natureza não material para a promoção dos comportamentos de reciclagem e que sejam os NREC a considerar como mais efectivos os incentivos materiais.
Norma subjectiva	H.6.12. A percepção sobre as pressões sociais que se exercem sobre os indivíduos para emitirem o comportamento de reciclagem de vidro, ou seja, os aspectos normativos, será superior no caso dos REC.
Percepção sobre a participação dos vizinhos na actividade de reciclagem de vidro	H.6.13. Quer NREC quer REC, terão a percepção que os comportamentos dos seus vizinhos se aproximam mais dos seus, ou seja, serão os NREC a considerar que os vizinhos participam menos na reciclagem do vidro.
Controlo comportamental percebido	H.6.14. A percepção sobre a facilidade em realizar o comportamento de reciclagem de vidro será maior no caso dos REC que no caso dos NREC.
Intenção comportamental	H.6.15. A intenção de reciclar vidro será mais forte nos REC que nos NREC.

Para além da condição comportamental de utilização ou não dos vidrões, considerou-se de interesse avaliar outros comportamentos relacionados com a actividade de reciclagem de vidro, nomeadamente a taxa de participação auto-relatada, a taxa de desvio do vidro auto-relatada, a frequência de utilização dos vidrões, os dias da semana normalmente utilizados para ir ao vidrão, as circunstâncias em que se vai ao vidrão, o elemento da família que vai normalmente ao vidrão, os anos de actividade na reciclagem do vidro, o local da casa utilizado para armazenar as embalagens de vidro, o número de embalagens normalmente transportadas por cada ida ao vidrão e o destino dado aos sacos utilizados para transportar essas embalagens.

Com base nestas variáveis formulou-se um conjunto de hipóteses (Tabela 3.7) com as quais se pretende testar as diferenças comportamentais entre REC localizados a diferentes distâncias dos vidrões. Todas estas hipóteses têm portanto subjacente uma outra hipótese, que é a da influência directa do factor distância aos vidrões nos comportamentos dos REC.

Tabela 3.7. Hipóteses e operacionalização das hipóteses relativas aos comportamentais de reciclagem de vidro

Variáveis	Hipóteses H.7 - Comportamentos face à reciclagem do vidro
Frequência da utilização dos vidrões	H.7.1. Quanto mais próximo estiverem os indivíduos dos vidrões maior será a frequência de utilização dos vidrões.
Taxa de participação auto-relatada	H.7.2. Quanto maior for a distância aos vidrões menor será a taxa de participação (calculada de acordo com a definição da ERRA, ou seja 1 vez pelo menos em 4 semanas).
Nº de embalagens transportadas	H.7.3. Serão os REC localizados a menores distâncias aos vidrões a transportar um menor número de embalagens cada vez que vão ao vidrão.
Taxa de desvio auto-relatada	H.7.4. Quanto mais perto se encontrarem os indivíduos dos vidrões maior será a taxa de desvio do vidro dos caixotes do lixo.
Elemento da família que vai ao vidrão	H.7.5. Tanto os homens como as mulheres, participam na actividade de reciclagem, mas no grupo de REC localizados a maiores distâncias participarão mais os homens.
Tempo de actividade de reciclagem do vidro	H.7.6. Prevê-se que sejam os REC localizados a maiores distâncias dos vidrões, os que se dedicam à actividade de reciclagem do vidro há mais anos.
Circunstâncias em que se vai ao vidrão	H.7.7. Quanto maior for a distância ao vidrão, menores serão as situações em que se vai ao virão quando se vai despejar o caixote do lixo e mais frequentes serão as situações quando algum elemento da família vai a um sítio perto do vidrão ou quando já não há mais espaço para armazenar as embalagens de vidro em casa.
Dias da semana mais utilizados para ir ao vidrão	H.7.8. Os REC localizados a maiores distâncias aos vidrões utilizarão mais os vidrões aos fins-de-semana, por terem que se deslocar a maiores distâncias e não ser uma tarefa tão associada à de ir despejar o caixote do lixo.
Local utilizado para armazenar o vidro	H.7.9. Tendo-se previsto que seriam os REC localizados mais próximo dos vidrões os que os utilizam com uma frequência maior e transportam menos embalagens, é de prever que seja também este grupo a guardar as embalagens de vidro ao lado do caixote do lixo, enquanto que os REC localizados a maiores distâncias, por necessitarem de mais espaço de armazenamento para as suas embalagens, as colocarão noutros locais da casa.
Destino dos sacos	H.7.10. Prevê-se que sejam os REC localizados a maiores distância a abandonar os sacos onde transportam as embalagens perto do vidrão ou a levá-los para casa para os colocarem no caixote do lixo e que sejam os REC localizados próximos dos vidrões a colocar os sacos nos contentores do lixo existentes na rua.

A maioria das hipóteses desenvolvidas nesta investigação partiram de indicações teóricas ou de resultados práticos obtidos em investigações sobre a relação entre atitudes e comportamentos e sobre os factores considerados determinantes para os comportamentos ambientais.

A reciclagem pode ser encarada também como um problema espacial, de optimização de recursos disponíveis (vidrões) e sua distribuição num determinado espaço urbano. O factor distância dos vidrões às habitações dos utentes é uma das barreiras físicas mais importantes para a participação. A maior ou menor distância a que se encontram os vidrões, para além de ter uma influência directa na taxa de participação, pode produzir alterações nalgumas das variáveis anteriormente mencionadas. Considerou-se, por este motivo, que seria importante não só avaliar o que distingue REC de NREC, mas também que alterações produziria o factor distância aos vidrões nas variáveis psicossociais e comportamentais dos REC e dos NREC.

O que se sugere é que existirão dois tipos de REC e dois tipos de NREC. Consoante a localização relativa das habitações aos vidrões, assim se alterarão algumas das características destes indivíduos, apresentando os REC localizadas a distâncias mais curtas dos vidrões características diferentes dos REC localizados a maiores distâncias, o mesmo se verificando em relação aos NREC. Por exemplo, alguns indivíduos classificados no grupo dos REC, se se encontrassem a maiores distâncias dos vidrões muito provavelmente não reciclariam e alguns dos indivíduos do grupo NREC, poderiam facilmente transformar-se em REC, se os vidrões estivessem mais perto das suas habitações.

As hipóteses apresentadas na Tabela 3.8, partem do pressuposto que a distância aos vidrões influencia não só os comportamentos de reciclagem de vidro, mas também muitas das características pessoais dos indivíduos, quer directamente, quer indirectamente por efeito de retroacção do próprio comportamento sobre algumas variáveis pessoais. Deste modo, os factores



determinantes para os comportamentos de reciclagem de vidro serão distintos, ou terão pesos diferentes, entre REC localizados a diferentes distâncias dos vidrões (hipóteses H.7 e H.8.1), o mesmo verificando-se para os NREC (hipóteses H.8.2).

Pelas razões descritas, é de prever que os grupos mais contrastantes, em termos de diferenças sócio-demográficas, psicossociais e comportamentais, sejam os REC localizados a distâncias superiores aos vidrões e os NREC localizados a distâncias relativamente curtas dos vidrões, e os menos contrastantes os NREC localizados a distâncias superiores aos vidrões e os REC localizados a distâncias relativamente curtas dos vidrões (hipótese H.8.3).

Tabela 3.8. Hipóteses e operacionalização das hipóteses relativas ao efeito da distância nos determinantes do comportamento de reciclagem

Objectivo	Hipóteses H.8 - Efeito da distância aos vidrões
Diferenças entre REC	H.8.1. Quanto maior for a distância aos vidrões, maiores terão que ser as motivações dos indivíduos para reciclar, pelo que alguns dos REC localizados a distâncias maiores dos vidrões, terão algumas características sócio-demográficas, psicossociais e comportamentais distintas das de alguns REC localizados a menores distâncias.
Diferenças entre NREC	H.8.2. Quanto menor for a distância aos vidrões menores serão as razões para não participar na reciclagem do vidro, pelo que alguns NREC localizados a distâncias menores aos vidrões terão algumas características sócio-demográficas, psicossociais e comportamentais distintas das de alguns NREC localizados a maiores distâncias
Grupos contrastantes	H.8.3. Os grupos mais contrastantes, em relação às diferenças sócio-demográficas, psicossociais e comportamentais, serão os REC localizados a maiores distâncias dos vidrões e os NREC localizados mais perto dos vidrões. Os grupos menos contrastantes serão os NREC localizados a maiores distâncias e os REC localizados a menores distâncias.

### 3.2.2. DIFERENÇAS ENTRE ZONAS SÓCIO-URBANAS HOMOGÉNEAS E MODELO DE COMPORTAMENTO DE RECICLAGEM

O segundo objectivo deste trabalho de investigação consiste no desenvolvimento de um modelo de comportamento de reciclagem do vidro que seja flexível, ou seja, que se adapte a zonas sócio-urbanas homogéneas.

Como se referiu na revisão da literatura, um dos modelos que tem tido aplicações mais numerosas, é o modelo de Ajzen/Fishbein (Teoria da Acção Reflectiva) e sua extensão (Teoria do Comportamento Planeado). O trabalho publicado por Liska (1984), veio por em evidência que a estrutura causal do modelo não é rígida, podendo ser alterada de acordo com o tipo de comportamento em causa, a estrutura e o contexto social e os recursos ou oportunidades disponíveis para a realização do comportamento.

Não se teve neste trabalho nenhum interesse, teórico ou prático, em investigar e desenvolver uma estrutura causal entre as variáveis que se hipotetizaram como determinantes para o comportamento de reciclagem, mas sim identificar quais teriam mais importância para esses comportamentos. Não se pretende pois avaliar efeitos mediadores ou recíprocos entre variáveis, mas sim efeitos directos para o comportamento. A revisão crítica de Liska, e os resultados obtidos por outros autores nas suas investigações sobre os determinantes dos comportamentos de reciclagem, permitem-nos libertar-nos de qualquer estrutura formal rígida, porque neste campo, como se referiu, são mais as dúvidas que as certezas.

Foi com base nestes pressupostos que se desenvolveu o modelo **MODE-VIDRO**, modelo de comportamento de reciclagem de vidro, apresentado na Figura 3.1. Pretendendo-se testar o seu valor preditivo para os comportamentos de reciclagem de vidro de diferentes zonas sócio-urbanas e compará-lo com o modelo de Ajzen (Teoria do Comportamento Planeado - TCP).

O modelo foi construído com base nas seguintes hipóteses:

- H.9.1 - Os comportamentos de reciclagem dependem directamente, à semelhança do previsto por Ajzen, das intenções comportamentais e do controlo comportamental percebido, mas estas duas variáveis não são suficientes, só por si, para explicar os comportamentos.
- H.9.2 - As variáveis atitudes e normas subjectivas, cujos efeitos no comportamento são na TAR mediados pelas intenções, podem ter efeitos directos nos comportamentos.
- H.9.3 - Os factores sócio-demográficos, considerados no modelo de Ajzen como variáveis externas com uma importância potencial, longínqua e indirecta sobre o comportamento, são no MODE-VIDRO consideradas variáveis com um potencial efeito directo nos comportamentos.
- H.9.4 - A avaliação que os indivíduos fazem dos sistemas de gestão dos resíduos e das condições necessárias à actividade de reciclagem do vidro, poderão ter uma influência directa nos comportamentos.
- H.9.5 - Independentemente do efeito das variáveis independentes já mencionadas, a percepção da quantidade de RU e de vidro produzido pelo agregado familiar, pode ter um efeito directo nos comportamentos de reciclagem de vidro.
- H.9.6 - As variáveis situacionais importantes para o comportamento em causa têm influência não só nas variáveis independentes descritas, como no próprio comportamento. Devido à complexidade das relações entre as variáveis situacionais e as independentes e dependentes, a melhor solução é considerar as variáveis situacionais como variáveis externas ao modelo, devendo o modelo ser aplicado de forma autónoma a cada grupo homogéneo (grupos com mesma distância aos vidrões, o mesmo tipo de habitação e o mesmo grupo sócio-económico predominante). Para cada grupo homogéneo, a resposta do modelo será diferente, mas por se ter desenhado um modelo flexível, o valor preditivo do modelo continuará a ser satisfatório para qualquer dos grupos homogéneos considerados.

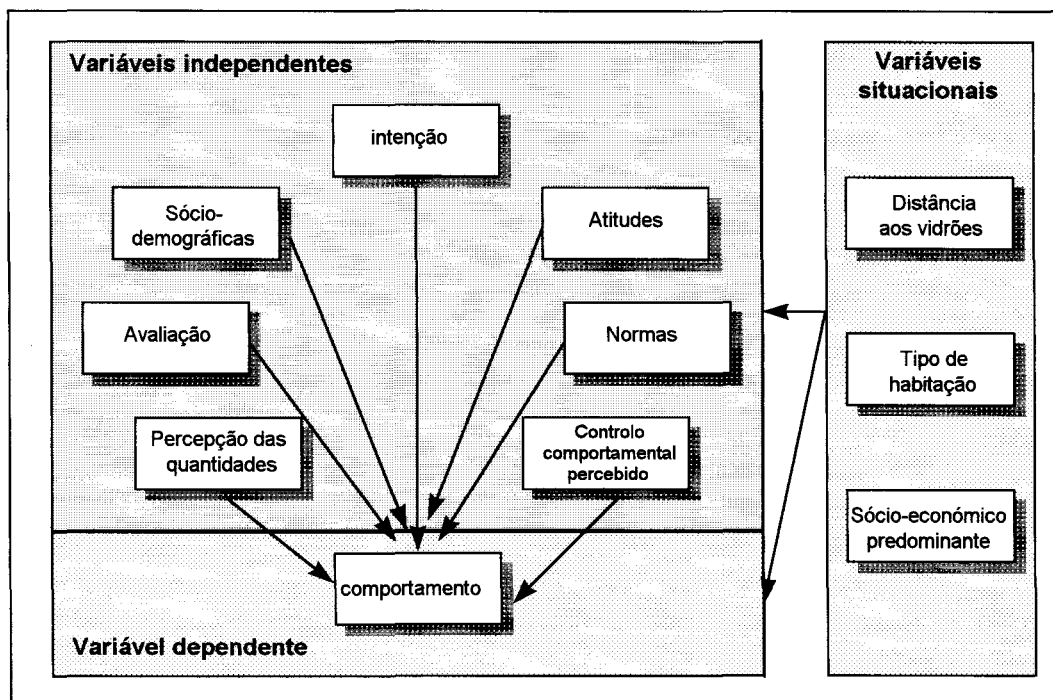


Figura 3.1. Modelo proposto para o comportamento de reciclagem de vidro: **MODE-VIDRO**

A flexibilidade do modelo reside no facto de não se impor à partida indicadores fixos para cada uma das variáveis independentes, à excepção das intenções comportamentais e do controlo comportamental percebido. Aproveitando o facto de se dispor de um conjunto diversificado de indicadores sócio-demográficos, atitudinais, avaliativos e normativos, utilizados na investigação sobre as diferenças entre REC e NREC, testar-se-á, no decorrer do tratamento dos resultados obtidos para cada um dos grupos homogéneos, quais os que predizem melhor o comportamento para cada um dos grupos homogéneos. Por exemplo, a idade pode ser um indicador demográfico

importante para o comportamento de reciclagem do grupo homogéneo A mas não o ser para o grupo B, sendo outros indicadores demográficos mais importantes para esse grupo.

O modelo proposto é pois um modelo em forma de esboço, no sentido em que não se definem *a priori* quais os indicadores a utilizar para medir cada grupo de variáveis independentes, sendo um dos objectivos desta investigação dar-lhe uma forma definitiva, adaptada às características de cada grupo sócio-urbano homogéneo.

### **3.2.3. AVALIAÇÃO DIRECTA DOS COMPORTAMENTOS FACE AOS RU E FACE À RECICLAGEM DO VIDRO**

Quer em relação ao primeiro objectivo, quer em relação ao segundo objectivo, as variáveis independentes e dependentes, serão avaliadas de forma indirecta, através de inquéritos por questionário. Mas os comportamentos face aos resíduos e à reciclagem do vidro também podem, e devem sempre que possível, ser avaliados de uma forma directa. Com o terceiro objectivo deste trabalho de investigação procurou-se conhecer os comportamentos em relação à produção de RU e à actividade de reciclagem de uma forma directa, através de campanhas de caracterização física dos RU produzidos pelas famílias inquiridas e monitorização dos vidrões utilizados por essas famílias, complementando a informação recolhida por inquérito com a recolhida nos levantamentos de campo. Este procedimento possibilitará também, em relação a algumas variáveis, comparar os comportamentos auto-relatados com os medidos de uma forma directa.

Desenvolveram-se as seguintes hipóteses a testar, neste âmbito:

- H.10.1 - A composição física dos RU dos diferentes grupos sócio-urbanos homogéneos é diferente, tendo os indivíduos dessas zonas uma boa percepção dessas diferenças.*
- H.10.2 - As famílias residentes a distâncias menores aos vidrões apresentarão na composição física dos RU menores percentagens da componente vidro.*
- H.10.3 - Os comportamentos de reciclagem de vidro auto-relatados pelos indivíduos (por questionário) não se afastam muito dos comportamentos reais (medidos pelas campanhas de caracterização física dos RU e monitorização dos vidrões).*

Para além desta hipóteses, pretendeu-se também, com a monitorização dos vidrões, determinar alguns indicadores úteis para projectos de sistema de recolha selectiva de vidro, nomeadamente:

- raio de acção dum vidrão;
- peso específico do vidro nos vidrões;
- número médio de embalagens depositadas por vidrão;
- número médio de utilizadores por vidrão;
- número médio de embalagens transportadas por utilizador;
- número médio de embalagens por kg de vidro depositado nos vidrões;
- distribuição temporal do número de utilizadores e de embalagens depositadas nos vidrões.

Para estes indicadores não foram formuladas hipóteses uma vez que não se identificou na revisão da literatura, estudos ou investigações sobre estes aspectos que pudessem servir como pontos de referência. Esta parte do presente trabalho constituiu, por este motivo, um aspecto completamente inovador dos estudos realizados sobre sistemas de reciclagem.

## **3.3. DESENHO EXPERIMENTAL**

### **3.3.1. CALENDARIZAÇÃO DO TRABALHO EXPERIMENTAL**

Os comportamentos de reciclagem, para além de serem operacionalizados por inquérito, foram também, como já se referiu, medidos de uma forma directa por campanhas de caracterização física dos resíduos produzidos pela população da amostra e por campanhas de monitorização dos vidrões existentes em cada um dos grupos sócio-urbanos.



- manchas de habitação por tipo de edificação;
- observação dos traços exteriores de riqueza;
- tipo de actividades económicas existentes na envolvente aos vidrões;
- possibilidade de delimitação de uma área de estudo com as características requeridas com uma área aproximada de 1km<sup>2</sup>.

Foram utilizados como critérios para a obtenção de amostras homogéneas, o tipo de habitação (prédios *versus* moradias) e o estrato sócio-económico predominante em cada uma das localidades seleccionadas para o estudo (médio e médio/baixo *versus* elevado e médio/elevado). Com base nestes critérios, e após avaliação conjunta por um painel de profissionais de diferentes áreas, foram seleccionadas 15 localidades, as quais se agruparam em quatro grupos sócio-urbanos homogéneos, de acordo com o indicado na Tabela 3.10.

Tabela 3.10. Zonas sócio-urbanas homogéneas seleccionadas para o estudo

Tipo de habitação	Estrato sócio-económico predominante	Grupo homogéneo	Concelhos/localidades		
			Lisboa	Loures	Oeiras
Prédios	elevado e médio/elevado (E/ME)	1. P (E/ME)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Telheiras</li> <li>• Lumiar</li> <li>• Alvalade</li> <li>• Belém</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Infantado</li> <li>• Portela</li> <li>• Fanqueiro</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nova Oeiras</li> <li>• Bairro da Figueirinha</li> </ul>
	médio e médio/ baixo (M/MB)	2. P (M/MB)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Olivais Sul</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Olival Basto</li> <li>• B° Castelhana</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Porto Salvo</li> <li>• Queijas</li> </ul>
Moradias	elevado e médio/elevado (E/ME)	3. M (E/ME)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Alvalade</li> <li>• Belém</li> <li>• Telheiras</li> <li>• Lumiar</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fanqueiro</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Queijas</li> <li>• Nova Oeiras</li> <li>• Bairro da Figueirinha</li> </ul>
	médio e médio/ baixo (M/MB)	4. M (M/MB)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Olivais Sul</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Qta Nova de S. Roque</li> <li>• B° Castelhana</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Porto Salvo</li> </ul>

Das 15 localidades seleccionadas, 5 são do Concelho de Lisboa, 6 do Concelho de Loures e 4 do Concelho de Oeiras. Algumas das localidades foram incluídas em mais de um grupo, o que se deve à não homogeneidade do tecido urbano e social dessas localidades.

O número de localidades incluídas nos grupos sócio-urbanos de estrato social médio/médio-baixo (M/MB), especialmente o relativo às moradias, foi menor do que o inicialmente desejado, devido ao facto de não existirem muitas localidades com as características sociais pretendidas e simultaneamente servidas com vidrões.

Foi também praticamente impossível seleccionar localidades puras sob o ponto de vista de ocupação residencial. A maior parte dos Concelhos têm os vidrões estrategicamente localizados ao lado, ao perto, de grandes produtores de vidro, como cafés e restaurantes. Procurou-se no entanto que nas localidades seleccionadas, os cafés e os restaurantes existentes fossem de âmbito mais local, ou seja, frequentados principalmente pelos residentes do que pelos não residentes.

### 3.3.3. CARACTERÍSTICAS DAS LOCALIDADES SELECIONADAS

Nos Anexos A, B e C, apresenta-se uma descrição sumária das principais características dos sistemas de gestão de RU dos Concelhos de Lisboa, Loures e Oeiras, de acordo com as condições prevaletentes em Fevereiro de 1997. Este levantamento teve por objectivo enquadrar cada uma das localidades em estudo no seu contexto específico. São apresentados também nos referidos anexos, logo a seguir à descrição geral do sistema de gestão de RU de cada um dos Concelhos, um conjunto de três mapas para cada uma das localidades seleccionadas, efectuados num Sistema de Informação Geográfica (SIG), correspondentes às habitações (mapa 1, com indicação do tipo e número de alojamentos em cada edifício e localização dos vidrões), às actividades económicas (mapa 2) e às classes de distâncias entre as habitações e os vidrões (mapa 3). Toda a informação incluída nos mapas foi recolhida directamente por observações de campo realizadas em cada uma das localidades.

O programa de SIG utilizado foi o ARC/INFO, recorrendo-se, para visualização e análise da informação, ao programa ArcView.

A utilização de SIG, como instrumento de trabalho, visou os seguintes objectivos:

- elaboração de mapas, correspondentes a todas as localidades de estudo sobrepostas a uma quadrícula de 100mx100m reais, que segundo metodologia previamente estruturada, serviram para a determinação do número de inquéritos a realizar em cada uma das quadrículas.
- distribuição da habitação por classes de distância aos vidrões existentes, em cada uma das localidades, para possibilitar um tratamento estatístico adequado.

A informação tratada em laboratório SIG teve como fontes cartas já digitalizadas adquiridas à Câmara Municipal de Oeiras, Câmara Municipal de Lisboa e Sociedade Distribuidora de Gás Natural de Lisboa, SA, em formato DXF, e todo o trabalho de campo referente à caracterização das diferentes localidades.

Foi necessário digitalizar na totalidade duas localidades do Concelho de Oeiras: Nova Oeiras e Bairro da Figueirinha/Paço de Arcos. Procedeu-se também à digitalização de pequenas áreas situadas na periferia das localidades de estudo que não se encontravam nos ficheiros DXF adquiridos, como foi o caso de Queijas, Olivais Sul e Belém. Quase todas as localidades sofreram actualizações de acordo com os levantamentos de campo efectuados.

Para cada uma das 15 localidades em estudo, foram elaboradas as seguintes seis coberturas de base:

- **Habitação** - identificação do tipo de habitação (moradias, prédios, alojamentos colectivos) e número de alojamentos (equivalente ao número de famílias) associados a cada edifício residencial, as habitações abandonadas não foram consideradas;
- **Actividades económicas** - identificação do tipo de actividade económica (restaurantes/café, comércio alimentar, outro comércio, serviços, ensino), em situações de coexistência de um grande e diversificado número de actividades, num espaço muito próximo ou em altura, como é o caso dos mercados ou supermercados, a visualização de cada uma torna-se difícil. Nestas situações, atribuiu-se ao polígono em causa a designação de "intensa actividade comercial". Não se consideraram as actividades abandonadas.
- **Localização dos vidrões** - localizaram-se todos os vidrões existentes em cada uma das áreas em estudo, tendo-se atribuído a cada vidrão as seguintes características um número de código (para a identificação do vidrão);
- **Distância ao vidrão** - a elaboração desta cobertura tem por base um sub-programa do ARC/INFO, o *ALLOCATE*, utilizado para distribuir as habitações das localidades em estudo por cinco classes de distância em relação aos vidrões:  $\leq 100\text{m}$ ; 100-200m; 200-300m; 300-400m;  $> 400\text{m}$ . O programa associa um determinado troço de eixo da via a um dado vidrão, se o somatório dos comprimentos das ligações no acesso a esse vidrão não for superior ao limite de distância estabelecido;
- **Estradas** - coberturas referentes às estradas;
- **Toponímia** - coberturas referentes aos nomes das ruas e a algumas actividades económicas para ajudar a referenciar a zona.

### 3.3.4. METODOLOGIA PARA A SELECÇÃO DAS AMOSTRAS

De acordo com os objectivos específicos e respectivas hipóteses de partida, para além da selecção das localidades de estudo, que possibilitarão a análise das características de cada zona sócio-urbana homogénea é necessário seleccionar amostras de famílias residentes nessas localidades para a administração dum inquérito, pontos de recolha de RU para a realização das campanhas de caracterização física dos RU e vidrões a monitorar.

### 3.3.4.1. SUJEITOS A INQUIRIR

A população alvo é composta por todas as famílias residentes nas áreas geográficas das localidades seleccionadas, cujo número se estimou em 29 214. Esta estimativa foi feita percorrendo-se cada uma das localidades e assinalando o número de alojamentos existentes em cada uma, não se contabilizaram as casas abandonadas. Assumiu-se que a cada alojamento correspondia uma família.

Para determinar a dimensão da amostra de famílias a administrar o inquérito, utilizou-se um método de amostragem “por quotas”, ou seja, com base numa estratificação proporcional. Optou-se por este método pelas seguintes razões:

- cada elemento da nossa população está geo-referenciado e tem uma posição relativa em relação aos vidrões, cada uma das localidades em estudo representa pois uma área geográfica de amostragem com diferentes níveis ou classes de distância aos vidrões;
- as áreas de amostragem têm também características diferenciadas em termos de densidade demográfica e habitacional.

Para os objectivos do estudo foi necessário portanto garantir não só a representatividade do número de famílias a inquirir, mas também a sua representatividade espacial. Como as localidades seleccionadas têm densidades demográficas e distribuições habitacionais no espaço diferentes, o critério de distribuição do número de questionários a realizar em cada uma fez-se numa base de proporcionalidade, dentro dos limites da representatividade.

Ainda de acordo com os objectivos do estudo era necessário subdividir a amostra em estratos baseados nos factores situacionais distâncias das habitações aos vidrões mais próximos, tipo de habitação e grupo sócio-económico predominante na zona de residência de cada inquirido.

Inicialmente as localidades em estudo foram divididas, como se referiu anteriormente, em cinco estratos, correspondentes aos cinco intervalos de distância das habitações aos vidrões, tendo-se posteriormente reduzido para dois, um correspondente a distâncias idênticas ou inferiores a 200m dos vidrões e outro correspondente a distâncias superiores a 200m dos vidrões. Esta divisão em dois estratos resultou, como se explicará no capítulo dos resultados relativos à monitorização dos vidrões, do valor obtido para o raio de acção dos vidrões, o qual foi estimado em 200m. Isto significa que 200m é a distância média que se verificou percorrerem 75% dos utilizadores dos vidrões, podendo portanto esta distância ser considerada o limite aceitável para a subdivisão da amostra de inquiridos em dois estratos de distância: um relativo aos residentes localizados a distâncias que não constituirão uma grande barreira à participação na reciclagem do vidro (distâncias  $\leq 200m$ ) e outro relativo aos residentes localizados a distâncias que poderão constituir uma barreira importante para a participação (distâncias  $> 200m$ ).

Para o primeiro objectivo deste trabalho de investigação (diferenças entre REC e NREC), os indivíduos foram classificados em REC ou NREC em função das respostas que deram aos inquéritos. Com base no critério de distância das habitações aos vidrões o design da amostra, para o primeiro objectivo deste trabalho, foi o seguinte:

Tipo de inquirido	Não Reciclador (NREC)			Reciclador (REC)		
	Dist. <sub>1</sub> ( $\leq 200m$ )	Dist. <sub>2</sub> ( $> 200m$ )	Total	Dist. <sub>1</sub> ( $\leq 200m$ )	Dist. <sub>2</sub> ( $> 200m$ )	Total
Distância da habitação ao vidrão mais próximo						
Grupos da amostra	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>	REC

Para o segundo objectivo, diferenças entre zonas sócio-urbanas homogéneas e modelo de comportamento de reciclagem, cada grupo de distância foi ainda subdividido em quatro grupos homogéneos de acordo com o tipo de habitação (prédios e moradias) e estrato sócio-económico predominante dos seus residentes (elevado/médio-elevado e médio/médio-baixo), o design da amostra foi o seguinte:

Distância ao vidrão	Grupo 1 ( $\leq 200m$ )				Grupo 2 ( $> 200m$ )			
	Prédios		Moradias		Prédios		Moradias	
Estrato sócio-económico	E/ME	M/MB	E/ME	M/MB	E/ME	M/MB	E/ME	M/MB

Cada zona seleccionada para o estudo correspondia a um único estrato sócio-económico, à excepção da zona de Queijas onde se considerou que os prédios pertenciam ao estrato M/MB e as

moradias ao estrato E/ME. Sobre cada um dos mapas das áreas de amostragem (localidades de estudo) desenharam-se quadrículas de iguais dimensões, assinalando-se o número de famílias existentes em cada quadrícula, a distância a que se encontravam do vidro mais próximo e o tipo de habitação existente.

A subdivisão das áreas de amostragem nestes estratos permitiu reduzir a heterogeneidade e assegurar a representatividade de uma amostra aleatória em cada uma das quadrículas.

O ponto de partida para a determinação da dimensão da amostra foi o número máximo de inquéritos que se poderiam fazer para as 15 localidades em estudo. Face aos recursos logísticos e financeiros disponíveis, concluiu-se que o número máximo de inquéritos que se podiam efectuar seriam cerca de 5 000.

Para além desta restrição houve que ponderar ainda um outro aspecto. Para os objectivos do projecto era importante assegurar a representatividade de cada um dos grupos sócio-urbanos homogéneos considerados (ao todo oito), mas era também do interesse das Câmaras envolvidas, conhecer alguns indicadores de avaliação dos sistemas de RU relativos a cada uma das localidades da sua jurisdição. Deste modo, procurou-se que o número de inquéritos a efectuar em cada zona fosse também representativo da população aí residente.

De acordo com o referido por Lalli (1992), para uma área residencial homogénea uma amostra aleatória com uma dimensão mínima de 50 pode-se considerar representativa.

Sendo o universo da população constituído por 29 214 famílias, 5 000 inquéritos representam cerca 17% de famílias a inquirir. Considerou-se que uma percentagem de 17% de famílias a inquirir seria um valor aceitável para a representatividade de cada uma das localidades, atendendo ao facto de as mesmas já terem sido pré-seleccionadas em função da sua homogeneidade social e urbanística. Distribuiu-se este valor proporcionalmente à densidade demográfica de cada quadrícula. Este critério permitiu garantir uma amostragem aleatória geograficamente estratificada.

Os dados de base para a determinação da dimensão da amostra de sujeitos a inquirir em cada uma das localidades de estudo apresentam-se na Tabela 3.11.

Tabela 3.11. Número de famílias a inquirir em cada uma das localidades de estudo

Localidades	Nº de famílias existentes por zona	Nº e % de famílias a incluir na amostra
Quinta Nova de S. Roque	203	55 (27%)
Bairro da Castelhana	1154	190 (17%)
Fanqueiro	655	170 (26%)
Olival Basto	2015	350 (17%)
Infantado	1796	330 (18%)
Portela	4989	870 (17%)
<b>Total Loures</b>	<b>10812</b>	<b>1965 (18%)</b>
Belém	1700	298 (18%)
Olivais Sul	2812	464 (17%)
Alvalade	1114	216 (19%)
Telheiras	2253	360 (16%)
Lumiar	2384	360 (15%)
<b>Total Lisboa</b>	<b>10263</b>	<b>1698 (17%)</b>
Porto Salvo	977	170 (17%)
Nova Oeiras	1218	251(21%)
Queijas	1544	300 (19%)
Bairro da Figueirinha	4400	797 (18%)
<b>Total Oeiras</b>	<b>8139</b>	<b>1518 (19%)</b>
<b>Total</b>	<b>29 214</b>	<b>5181 (18%)</b>



### 3.3.4.2. SELECÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM PARA A CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DOS RESÍDUOS

Para a realização das campanhas de caracterização dos RU das 15 localidades em estudo, era necessário seleccionar 8 amostras, correspondentes aos 8 estratos sócio-urbanos homogéneos pré-definidos.

Com base nos levantamentos de campo efectuados para cada uma das localidades, fez-se uma delimitação, em mapa, de pontos de amostragem possíveis para a recolha dos RU produzidos por famílias residentes em cada um dos grupos sócio-urbanos.

Em relação às distâncias aos vidrões, procurando-se seleccionar habitações localizadas o mais perto possível dos vidrões, não ultrapassando a distância de 100m, e habitações mais afastadas, distâncias superiores a 300m. Excluíram-se os pontos de amostragem para os quais não se tinha a garantia se incluíam ao não RU produzidos por cafés ou restaurantes. Com base nestes critérios, foram estabelecidos 41 pontos de recolha, 22 incluídos no grupo de menor distância aos vidrões e 19 no grupo de maior distância aos vidrões, de acordo com o apresentado na Tabela 3.12.

Tabela 3.12. Selecção dos pontos de amostragem para as campanhas de caracterização dos RU

Distância ao vidrão	Tipo de habitação	Estrato social	Nº zonas de recolha	Pontos de recolha/localidades
<b>Grupo 1 (&lt; 100m)</b>	<b>Prédios</b>	E/ME	8	1. R. do Recife (Bº Figueirinha); 2. Torre E (Nova Oeiras); 3. R. Francisco Franco (Alvalade); 4. R. Alexandre Ferreira (Lumiar); 5. R. Prof. João barreiras (Telheiras); 6. R. do Sacramento (Fanqueiro); 7. Av. das Descobertas (Infantado); 8. R. Rainha Sta Isabel (Portela)
		M/MB	5	R. Soares do Passo (Queijas); 2. Av. Abrantes de Oliveira V2 (Porto Salvo); 3. R. Cidade da Beira (Olivais Sul); 4. R. Almada Negreiros (Bº Castelhana); 5. R. Ilha da Madeira (Olival Basto)
	<b>Moradias</b>	E/ME	5	1. R. Barbosa do Bocage (Queijas); 2. Alameda de Oeiras (Nova Oeiras); 3. R. Duarte Lobo (Alvalade); 4. R. Padre Ato Andrade (Belém); 5. R. dos Sobreiros (Franqueiro);
		M/MB	4	1. Av. Abrantes de Oliveira V1 (Porto Salvo); 2. R. Cidade Porto Amélia (Olivais Sul); 3. R. das Camélias (Bº Castelhana); 4. R. Marechal Carmona (Qta Nova S. Roque)
<b>Grupo 2 (&gt; 300m)</b>	<b>Prédios</b>	E/ME	7	1. R. do Alecrim (Bº Figueirinha); 2. Torre I (Nova Oeiras); 3. R. Rodrigo da Cunha (Alvalade); 4. Estrada da Torre (Lumiar); 5. Azinhaga das Galhardas (Telheiras); 6. Av. Vasco da Gama (Infantado); 7. R. Teófilo de Braga (Portela)
		M/MB	3	1. R. Ramalho Ortigão (Queijas); 2. R. do Comércio (Porto Salvo); 3. R. Vila Farim (Olivais Sul);
	<b>Moradias</b>	E/ME	5	R. Carlos Seixas (Queijas); 2. R. Carlos Mardel (Nova Oeiras); 3. Lgo Frei Luís Sousa (Alvalade); 4. R. Lourenço de Almeida (Belém); 5. R. Marechal Craveiro Lopes (Fanqueiro);
		M/MB	4	1. R. S. Sebastião (Porto Salvo); 2. R. Cidade de Bafata (Olivais Sul); 3. R. do Colégio (Bº Castelhana); 4. R. Fernando Pessoa (Qta Nova S. Roque)

### 3.3.4.3. SELECÇÃO DOS VIDRÕES A MONITORIZAR

Na 15 localidades de estudo existiam 59 locais com vidrões (18 em Oeiras, 18 em Lisboa e 23 em Loures). Não era viável fazer a monitorização de todos estes vidrões pelo que se fez uma selecção do número de vidrões a monitorizar de acordo com as disponibilidades económicas e logísticas. Os recursos logísticos disponíveis permitiram a pesagem de 20 vidrões, mas os recursos financeiros só possibilitavam a construção de oito conjuntos de sensores, pelo que só oito vidrões foram equipados com estes instrumentos de medição. Na Tabela 3.13 indicam-se os vidrões que foram seleccionados para a realização de monitorizações e o grupo sócio-urbano homogéneo predominante na envolvente.

Tabela 3.13. Vidrões seleccionados para monitorização

Vidrões/localização	Grupo homogéneo	Tipo de monitorização	
		pesagem	sensores
Concelho de Lisboa:			
Alvalade - Av. Dom Rodrigo da Cunha	P (E/ME); M (E/ME)	x	x
Belém - Av. da Torre de Belém	P (E/ME); M (E/ME)	x	x
Telheiras - R. Prof. Mark Athias	P (E/ME); M (E/ME)	x	x
Olivais Sul - R. Cidade da Beira	P (M/MB); M (M/MB)	x	x
Lumiar - R. Alexandre Ferreira	P (E/ME); M (E/ME)	x	
Concelho de Loures:			
Olival Basto - R. Ilha da Madeira	P (M/MB)	x	x
Bº da Castelhana - R. Padre Cruz	M (M/MB)	x	
Bº da Castelhana - Pta Carlos Boltelho	P (M/MB)	x	
Fanqueiro - R. das Amoreiras	P (E/ME)	x	
Fanqueiro - R. Brancampo	P (E/ME); M (E/ME)	x	
Infantado - R. vasco da Gama	P (E/ME)	x	
Infantado - Av. das Descobertas	P (E/ME)	x	
Qta Nova S. Roque - R. Marechal Carmona	M (M/MB)	x	
Portela - R. Rainha Sta Isabel	P (E/ME)	x	x
Concelho de Oeiras:			
Queijas - R. Barbosa do Bocage	M (E/ME)	x	x
Queijas - R. Soares do Passo	P (M/MB)	x	
Porto Salvo - Av. Engº Abrantes de Oliveira	P (M/MB); M (M/MB)	x	x
Porto Salvo - Travessa Ribeira da Ancha	P (M/MB)	x	
Nova Oeiras - R. Artur Brandão	P (E/ME); M (E/ME)	x	
Bairro da Figueirinha - R. do Recife	P (E/ME)	x	
Total		20	8

### 3.4. INSTRUMENTOS DE ANÁLISE

#### 3.4.1. O INQUÉRITO POR QUESTIONÁRIO

##### 3.4.1.1. ASPECTOS GERAIS

Como instrumento de observação indirecta recorreu-se ao inquérito por questionário, com distribuição e recepção face-a-face, mas de administração directa. Com este instrumento de observação procurou-se obter as informações necessárias para testar as hipóteses formuladas e complementar as informações obtidas por medição directa, as relativas às campanhas de caracterização física dos RU e às campanhas de monitorização dos vidrões.

O questionário, composto por 16 páginas A5 (8 folhas A4 impressas frente e verso), incluía 121 questões fechadas e 12 abertas, organizadas de acordo com os seguintes grupos de variáveis:

1. sócio-demográficas;
2. psicossociais não relacionadas com os resíduos
3. psicossociais relacionadas com os resíduos;
4. comportamentais em relação aos resíduos;
5. psicossociais relacionadas com a reciclagem do vidro;
6. comportamentais relacionadas com a reciclagem do vidro;
7. participação e interesse dos inquiridos pelos temas (resíduos e reciclagem).

No Anexo D apresenta-se uma cópia do material distribuído aos inquiridos (carta de apresentação e questionário).

##### 3.4.1.2. DESIGN DO QUESTIONÁRIO

O design de um questionário envolve muitas decisões que se inter-relacionam. Para além do design da amostra, também a forma de recolha dos dados, a concepção das questões, o design gráfico e o

método de processar os dados, são factores que devem ser estudados de uma forma integrada (Kalton, 1990).

Os questionários de administração directa são os que apresentam mais baixas taxas de retorno, comparativamente aos de face-a-face ou por telefone. Por este motivo, dedicou-se um especial cuidado à construção e design do mesmo. Procurou-se, sempre que possível, adaptar os princípios e regras do Método do Design Total (Total Design Method - TDM) proposto por Dillman (1978), cujos princípios se fundamentam na teoria das respostas e na teoria da mudança social.

O método TDM enfatiza que a melhor qualidade e quantidade de respostas podem ser conseguidas quando todos os aspectos da construção do questionário, e os processos para a sua implementação, forem sujeitos a considerações cuidadas do seu design global.

Para estimular as respostas procurou-se seguir os princípios básicos do método TDM, aplicados à forma e ao conteúdo do questionário.

O processo de envio de um questionário a potenciais inquiridos, para que o preencham de uma forma honesta e o devolvam, pode ser visto como um caso especial de "mudança social". De acordo com a teoria da mudança social, os comportamentos dos indivíduos são motivados pela expectativa que têm do retorno das suas acções. Fundamentalmente um determinado comportamento, neste caso responder a um questionário, ocorre em função do balanço que os indivíduos fazem entre os esforços percebidos por fazer essa actividade e benefícios/recompensas esperados do resultado da adopção desse comportamento.

Por este motivo há três coisas que se devem fazer para maximizar as respostas aos questionários: minimizar os esforços para os inquiridos, maximizar as recompensas e estabelecer certezas de que essas recompensas serão recebidas.

Para os questionários de administração directa, como é o caso, as recompensas que se possam oferecer são poucas e é aqui que assenta a principal razão para as baixas taxas de retorno deste tipo de inquérito.

A maior parte das recompensas que se podem introduzir neste tipo de questionário são de carácter não tangível. Fazer uma apreciação de agradecimento, utilizar uma abordagem de consulta, suportar os valores de cada comunidade, oferecer recompensas, por exemplo, a possibilidade de se receber um resumo do estudo, são algumas das técnicas recomendadas por Dillman para a obtenção de maiores taxas de retorno. Ser considerado pelos outros de uma forma positiva, ou seja, dar a entender que faz parte de uma selecção cuidadosa da amostra e que a sua resposta é importante para o sucesso do estudo, especialmente, como é o caso, se for um assunto de interesse social, representa uma forma de expressar um reconhecimento positivo para os inquiridos.

Reduzir os esforços exigidos para o preenchimento do questionário pode ser conseguido recorrendo-se também a diversas técnicas. Fazer com que a tarefa pareça breve, reduzir o esforço físico e mental requerido, eliminar questões embaraçosas ou demasiado pessoais, eliminar qualquer implicação de subordinação entre entrevistado e entrevistador, eliminar qualquer custo monetário directo, são exemplos de algumas medidas que se podem tomar para reduzir os esforços exigidos.

O tempo necessário para o preenchimento do questionário é talvez o factor mais crítico. Reduzir o tamanho, ou provocar esse efeito, e fazer um formato atractivo, são formas de criar uma ilusão de menor tempo necessário para o seu preenchimento.

A confiança é um outro factor muito importante para o sucesso da recepção de questionários. Transmitir um tom de apreciação antecipado, identificar o estudo com uma instituição que é legitimada e credível, dizer o nome e contacto do investigador (expor-se de uma forma transparente), construir relações de troca, são algumas das medidas que se podem utilizar para estabelecer a confiança. O voltar novamente para receber o questionário pode também ser entendido como um sinal de confiança, já que o indivíduo fica com a percepção de que o entrevistador espera dele uma atitude positiva em relação ao preenchimento do questionário.

Em relação ao design gráfico do questionário foi dado um especial cuidado à forma, tipo e dimensão da letra, paginação, mancha de texto, tipo de impressão e ordem das questões.

Optou-se por imprimir o questionário em forma folheto, com as dimensões de um A5, para facilidade de manuseamento e aspecto estético mais agradável.

Não se incluíram questões nas folhas de capa e contracapa. Estes são os espaços que são vistos primeiro pela maioria dos indivíduos. A folha de rosto foi reservada para o título e subtítulo do estudo, uma ilustração gráfica, informação básica sobre os objectivos, estímulos à participação, forma de preencher, nome e contacto da entidade responsável pelo estudo, identificação da entidade financiadora e um agradecimento à participação. Foi colocada também no canto superior direito um espaço reservado à identificação do entrevistador, número de ordem e origem do questionário, data da sua entrega e devolução.

Na folha da contracapa, foi feito um convite para a adição de comentários, um reforço à importância da participação e informação sobre a possibilidade de os interessados poderem receber um resumo do estudo.

Atendendo aos objectivos do trabalho de investigação, e por uma questão de coerência, fez-se a impressão do questionário em papel reciclado não branqueado com cloro.

Em relação ao *lettering* foi efectuada uma diferenciação gráfica entre as perguntas e as respectivas categorias de respostas, utilizando-se letras minúsculas em itálico para as questões e letras maiúsculas, estilo normal, para as categorias de respostas. Todas as questões foram identificadas por um número e alinhadas à esquerda, enquanto que as categorias de respostas foram assinaladas por uma marca e deslocadas um pouco para a direita com ligação, por meio de traço ponteados, para uma caixa destinada a assinalar "X". O tamanho utilizado para as letras foi de 9 e 8 pontos, por ser o mais estético, legível e proporcional ao tamanho das folhas.

Para minimizar espaço, e dar o sentido de grupo às categorias de respostas, algumas foram alinhadas verticalmente em 2 ou 3 colunas. Utilizaram-se setas orientadoras de direcção para as questões de crivagem dos inquiridos. Em todas as páginas, tentou-se dar uma mancha uniforme ao texto, dando-lhes um aspecto mais profissional e agradável. Para minimizar a ausência do entrevistador, quebrar a monotonia e facilitar a transição e continuidade entre grupos de questões foram utilizadas, em diversas situações, frases de transição em tom de conversação.

A ordem das questões também foi objecto de estudo. As questões mais fáceis, e aplicáveis a todos, foram colocadas em primeiro lugar (comportamentos face à produção e deposição dos RU). As questões de carácter pessoal colocadas no final. Sempre que possível tentou-se estabelecer um gradiente descendente de importância ou interesse das questões para os indivíduos. Agrupou-se as questões que se relacionavam na sua temática. Ordenaram-se os grupos de questões tentando-se tirar partido da mecânica cognitiva dos inquiridos, dando-lhes um fluxo de continuidade e transição entre grupos.

Os incentivos à participação foram ainda reforçados pelo recurso a apelos de natureza altruísta, transmitidos verbalmente por cada um dos elementos da equipa encarregues de distribuir os questionários aos inquiridos e numa carta de apresentação entregue em simultâneo com o questionário. Mais uma vez seguiram-se os princípios do método TMD sobre esta matéria, de acordo com os quais é importante evidenciar para os inquiridos os seguintes aspectos:

- 1º o problema existe e é importante para a sociedade;
- 2º a sua ajuda pode contribuir para a sua solução;
- 3º o investigador é reconhecido como independente e sério;
- 4º a sua contribuição não se transforma num documento esquecido numa gaveta.

A forma e o conteúdo da carta foram também baseados nas recomendações de Dillman. Estruturalmente a carta compõe-se dos seguintes elementos:

- Timbre e identificação da instituição
- Data
- Explicação do assunto e importância social do tema do estudo
- Explicação da importância da participação individual para a sua resolução e indicação de quem pode responder
- Garantia da confidencialidade
- Referência ao destino do estudo e possibilidade do inquirido o poder receber se solicitado
- Nome e contacto do investigador e disponibilidade para informar ou resolver qualquer dúvida

- Agradecimento pela colaboração
- Assinatura e título do investigador

### **3.4.1.3. PROCEDIMENTO PARA A ADMINISTRAÇÃO DO QUESTIONÁRIO**

Recrutaram-se cerca de 50 estudantes para distribuir e recolher os questionários, alunos da licenciatura em psicologia da Faculdade de Psicologia e Ciências de Educação da Universidade de Lisboa (FPCE/UL) e da licenciatura em engenharia do ambiente da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa (FCT/UNL).

Realizaram-se com estes alunos reuniões de formação básica e explicação dos objectivos e formas de procedimento requeridos para a distribuição dos questionários.

Organizaram-se e distribuíram-se equipas, cada uma com um mínimo de dois elementos, pelas diversas localidades de estudo. A cada distribuidor/receptor foi entregue uma planta, à escala, da sua zona de intervenção.

As plantas continham informações sobre o tipo de habitação (prédios e moradias), nome das ruas, praças, localização e números dos vidrões. Sobre essas plantas desenharam-se quadrículas de iguais dimensões, 100x100m reais, devidamente referenciadas por letras e números. Foram construídas e entregues aos distribuidores/receptores, umas grelhas com indicação do número de inquéritos a distribuir em cada quadrícula. Essas grelhas serviram também para registar a morada da habitação onde tinha sido entregue o questionário, o dia em que foi entregue, o dia em que foi recolhido e ainda uma coluna para assinalar o número do vidrão que a família inquirida referiu utilizar.

Os distribuidores, com base nas orientações indicadas nas grelhas e mapas, batiam às portas das habitação previamente seleccionadas. Ao interpelarem os potenciais inquiridos, os distribuidores/receptores apresentavam-se, davam uma breve explicação dos objectivos do estudo e apelavam à participação para o preenchimento do questionário. Entregavam de seguida o questionário e a carta de apresentação a todos os indivíduos que aceitavam colaborar.

Como o questionário era extenso e o objectivo era inquirir os indivíduos enquanto elementos pertencentes a uma família, onde naturalmente não havia inconveniente se o mesmo fosse respondido com a participação ou ajuda de mais do que um elemento da família, optou-se por deixar o questionário e regressar passado dois ou três dias para o reaver. Sempre que possível, distribuidor e inquirido combinavam o dia e a hora para a recolha do questionário.

Os inquéritos foram distribuídos e recolhidos durante o período que decorreu de 4 de Janeiro a 1 de Fevereiro de 1997, entre as 10h e as 21h.

### **3.4.1.4. TAXA DE RETORNO E AMOSTRA**

De acordo com Dillman (1978), para questionários enviados por correio, com a aplicação do método TDM podem-se esperar taxas de retorno na ordem dos 75%, contra os clássicos 25% obtidos por questionários não cuidados. Para questionários com dimensões superiores a 10-12 páginas e cerca de 125 itens, como é o caso, a taxa média de retorno anda à volta dos 65%.

Dos 5181 inquéritos entregues aos distribuidores, receberam-se 3 900, dos quais só 3 419 foram considerados para o estudo, por se encontrarem devidamente preenchidos. Deste modo, os 3419 questionários considerados na análise dos dados, representam uma taxa global de retorno de 66%, valor bastante positivo atendendo à dimensão do questionário. Para além do efeito da aplicação do método TDM ao design do questionário, o facto da sua entrega e recepção se ter realizado face-a-face, e não por correio, também terá contribuído para a obtenção de uma boa taxa de retorno.

O Concelho onde se conseguiu obter uma maior taxa global de retorno foi o de Loures (69,6%), seguindo-se Oeiras (67,5%) e Lisboa (60,7%). Na Tabela 3.14 apresentam-se os valores obtidos para cada uma das localidades de estudo.

As taxas globais relativas à solicitação de resumos e à elaboração de comentários foram, respectivamente, de 17% e 25%. Na Tabela 5.1 apresentam-se também os valores obtidos para estes indicadores em cada uma das localidades. Em relação aos contactos pessoais só se receberam cinco contactos telefónicos. Dois em forma de desabafo, queixas dos Serviços de resíduos, dois de pessoas interessadas no tema (um estudante e um técnico) para troca de impressões e um devido a mudança de morada.

Dillman (1978) refere que os valores típicos de pedidos de resumo andam à volta de ½ a 2/3 dos inquiridos e que os pedidos de esclarecimento de dúvidas (por telefone ou por carta) não atingem 1% do total dos inquiridos.

Tabela 3.14. Taxas de retorno dos inquéritos, percentagem de pedidos de resumo do estudo e de elaboração de comentários

Localidades:	Nº de questionários recebidos	Taxa de retorno (%)	% de famílias inquiridas por localidade	Nº e % de questionários	
				com pedidos de resumo	com comentários
Qta Nova de S. Roque	49	89.1	24.1	2 (4%)	7 (14%)
Bairro da Castelhana	86	45.3	7.5	0 (0%)	8 (9%)
Fanqueiro	81	47.7	12.4	3 (4%)	10 (12%)
Olival Basto	234	66.9	11.6	54 (23%)	48 (21%)
Infantado	234	70.9	13.0	48 (21%)	60 (26%)
Portela	683	78.5	13.7	116 (17%)	185 (27%)
<b>Total Loures</b>	<b>1367</b>	<b>69.6</b>	<b>12.6</b>	<b>223 (16.3%)</b>	<b>318 (23%)</b>
Belém	180	60.4	10.6	17 (9%)	67 (37%)
Olivais Sul	210	45.3	7.5	17 (8%)	40 (19%)
Alvalade	140	64.8	12.6	15 (11%)	38 (27%)
Telheiras	234	65.0	10.4	30 (13%)	67 (29%)
Lumiar	260	72.2	10.9	29 (11%)	40 (15%)
<b>Total Lisboa</b>	<b>1030</b>	<b>60.7</b>	<b>10.0</b>	<b>108 (10%)</b>	<b>282 (27%)</b>
Porto Salvo	111	65.3	11.4	55 (50%)	30 (27%)
Nova Oeiras	152	60.6	12.5	2 (1%)	23 (15%)
Queijas	159	53.0	10.3	12 (8%)	57 (36%)
Bairro da Figueirinha	603	75.7	13.7	180 (30%)	139 (23%)
<b>Total Oeiras</b>	<b>1025</b>	<b>67.5</b>	<b>12.6</b>	<b>249 (24%)</b>	<b>249 (24%)</b>
<b>Totais</b>	<b>3419</b>	<b>66.0</b>	<b>11.7</b>	<b>580 (17%)</b>	<b>849 (25%)</b>

Como principais razões para as taxas de retorno que se detectaram mais baixas apontam-se as seguintes:

- falta de interesse pelo estudo e algumas recusas em participar (Castelhana, Olivais Sul, Porto Salvo);
- sentimento de insegurança relativamente a estranhos e conseqüente recusa a abrir a porta ao distribuidor (Alvalade, Belém)
- ausência de residentes durante os dias em que decorreu a distribuição dos inquéritos, onde se incluem também alguns casos de residência secundária (Fanqueiro, Queijas, Nova Oeiras);
- efeito de saturação em relação a respostas a inquéritos (Telheiras).

Na Tabela 3.15 apresenta-se a taxa de retorno obtida para cada um dos grupos sócio-urbanos homogéneos e a percentagem de famílias inquiridas.

Tabela 3.15. Taxa de retorno por grupo sócio-urbano homogéneo

Tipo de habitação	Prédios		Moradias		Total
	E/ME	M/MB	E/ME	M/MB	
Grupo sócio-económico					
Nº de famílias	18321	6487	2790	1616	29214
Nº de inquéritos planeados	3206	1135	523	317	5181
Nº de inquéritos recebidos	2321	552	316	230	3419
% famílias inquiridas	12.7	8.5	11.3	14.2	11.7
<b>Taxa de retorno (%)</b>	<b>72.4</b>	<b>48.6</b>	<b>60.4</b>	<b>75.6</b>	<b>66.0</b>

Na Tabela 3.16 apresentam-se as distribuições percentuais dos questionários recolhidos em cada uma das localidades em estudo e a distribuição percentual das famílias REC e NREC para cada uma dessas localidades.

Tabela 3.16. Distribuição percentual dos recicladores e não recicladores pelas diferentes localidades

Localidades (Concelho)	Amostra	Tipo de famílias	
	Total	NREC	REC
Lumiar (Lisboa)	7.60	7.88	7.07
Belém (Lisboa)	5.26	4.62	6.54
Alvalade (Lisboa)	4.09	2.16	7.94
Telheiras (Lisboa)	6.84	5.85	8.81
Olivais Sul (Lisboa)	6.29	3.52	11.78
Quinta Nova S. Roque (Loures)	1.43	0.44	3.40
Bairro da Castelhana (Loures)	2.52	2.95	1.66
Fanqueiro (Loures)	2.37	2.60	1.92
Infantado (Loures)	6.84	10.29	0.00
Olival Basto (Loures)	6.84	10.25	0.09
Portela (Loures)	19.92	22.57	14.66
Bairro da Figueirinha (Oeiras)	17.64	16.67	19.55
Queijas (Oeiras)	4.65	5.10	3.75
Porto Salvo (Bº de autoconstrução) (Oeiras)	3.25	2.95	3.84
Nova Oeiras (Oeiras)	4.45	2.16	8.99

Na Tabela 3.17 apresenta-se a distribuição percentual do número de inquiridos existentes em cada uma das localidades em função das distâncias a que se encontram as suas habitações dos vidrões.

Tabela 3.17. Distribuição da amostra por localidades, em função da distância aos vidrões

Localidades	Distância aos vidrões				
	≤ 100m	100 - 200 m	200 - 300m	300 - 400m	> 400m
Lumiar (Lisboa)	35.38	33.46	22.31	7.69	1.15
Belém (Lisboa)	23.33	35.00	27.22	10.00	4.44
Alvalade (Lisboa)	11.43	23.57	7.14	12.86	45.00
Telheiras (Lisboa)	23.93	32.91	32.48	8.12	2.56
Olivais Sul (Lisboa)	23.26	13.95	29.77	14.42	18.60
Qta Nova S. Roque (Loures)	14.29	6.12	28.57	6.12	44.90
Bairro da Castelhana (Loures)	50.00	27.91	22.09	0.00	0.00
Fanqueiro (Loures)	32.10	40.74	27.16	0.00	0.00
Infantado (Loures)	38.89	61.11	0.00	0.00	0.00
Olival Basto (Loures)	52.56	47.01	0.43	0.00	0.00
Portela (Loures)	29.52	45.81	20.85	3.82	0.00
Bº Figueirinha (Oeiras)	29.02	33.83	25.54	7.13	4.48
Queijas (Oeiras)	38.99	33.96	19.50	5.66	1.89
Porto Salvo (Oeiras)	37.84	22.52	12.61	5.41	21.62
Nova Oeiras (Oeiras)	21.05	11.18	21.05	5.92	40.79
<b>Total</b>	<b>30.94</b>	<b>35.54</b>	<b>20.06</b>	<b>5.91</b>	<b>7.55</b>

Nas Tabelas 3.18 e 3.19, apresenta-se a dimensão da amostra relativa aos grupos de REC e NREC e aos oito grupos sócio-urbanos.

Tabela 3.18. Dimensão da amostra relativa aos grupos REC e NREC

	Tipo de famílias						
	Total	NREC1	NREC2	NREC	REC1	REC2	REC
Dimensão da amostra (Nº)	3 419	625	451	1076	1648	695	2343
Dimensão da amostra (%)	100	18.3	13.2	31.5	48.2	20.3	68.5

Tabela 3.19. Dimensão da amostra relativa aos grupos sócio-urbanos homogéneos

Distância ao vidro Tipo de habitação Grupo estrato social	Grupo 1 (< 200m)				Grupo 2 (> 200m)			
	Prédios		Moradias		Prédios		Moradias	
	E/ME	M/MB	E/ME	M/MB	E/ME	M/MB	E/ME	M/MB
Dimensão da amostra (N)	1611	456	124	82	710	96	192	148
Dimensão da amostra (%)	70.88	20.06	5.46	3.61	61.95	8.38	16.75	12.91

### 3.4.2. CAMPANHAS DE CARACTERIZAÇÃO DOS RSU

#### 3.4.2.1. ASPECTOS GERAIS

De acordo com o Decreto-Lei nº 239/97 de 9 de Setembro, entende-se por RU "os resíduos domésticos ou outros resíduos semelhantes, em razão da sua natureza ou composição, nomeadamente os provenientes do sector dos serviços ou de estabelecimentos comerciais ou industriais e de unidades prestadoras de cuidados de saúde, desde que, em qualquer dos casos, a produção diária não exceda 1100 l por produtor".

Os diferentes critérios utilizados para a definição e classificação dos resíduos têm sido os responsáveis pelas dificuldades de interpretação e comparação dos dados relativos aos diferentes países, regiões ou cidades. Os resíduos podem-se classificar de acordo com as fontes que os produzem (i.e. em domésticos, comerciais, industriais), o tipo de materiais constituintes (i.e. papel, vidro, plásticos), a composição química (i.e. inorgânicos, orgânicos), as suas propriedades face aos sistemas (i.e. compostáveis, combustíveis, recicláveis), o grau de perigosidade (i.e. corrosivos, tóxicos, explosivos) ou ainda de acordo com as utilizações dadas a esses materiais (i.e. resíduos de embalagens, resíduos de demolições).

Neste estudo a definição de RU aplica-se apenas aos resíduos exclusivamente de origem doméstica, os produzidos pelas famílias residentes nas localidades seleccionadas.

Normalmente, a caracterização dos RU envolve uma campanha de quantificação e uma campanha de caracterização física. A quantificação de resíduos tem por objectivo estimar a quantidade, em peso, de resíduos produzidos anualmente por uma determinada população. A caracterização física têm por objectivo estimar os valores médios da massa volúmica e de composição física dos RU (DGQA, 1989).

Os componentes a considerar na determinação da composição física variam de acordo com as práticas metodológicas de cada país e os objectivos para a sua caracterização. A maioria dos Concelhos portugueses segue a metodologia proposta pela Direcção-Geral do Ambiente (DGQA, 1989). De acordo com esta metodologia, devem ser consideradas numa campanha de caracterização física dos RU sete componentes: papel e cartão, vidro, plásticos, metais ferrosos, metais não ferrosos, materiais fermentáveis, têxteis e finos (resíduos de dimensões inferiores a 20 mm).

A classificação dos resíduos nestas sete categorias é bastante limitativa face às novas estratégias de gestão, nomeadamente no que se refere aos processos de valorização dos resíduos e à necessidade de se harmonizar os critérios por forma a ser possível comparações sobre o desempenho dos diferentes sistemas ou programas implementados. Para adaptar a classificação dos RU às novas exigências de gestão, a European Recovery and Recycling Association (ERRA) propôs um sistema hierárquico para a sua classificação. Essa metodologia, cujo esquema se apresenta no Anexo E, especifica não só o tipo de material mas também a sua forma (filmes, garrafas, latas, etc.), factores essenciais para a indústria de reciclagem (ERRA, 1992a).

A classificação que se adoptou neste trabalho de investigação, Tabela 3.20, resultou de uma adaptação da metodologia da ERRA, e é a que tem sido utilizada pelos técnicos da TRATOLIXO nas caracterizações físicas que efectuam aos RU. Para além dos componentes apresentados na Tabela 3.20, avaliou-se também a percentagem de embalagens, dado o interesse que este levantamento tem actualmente para as estratégias de gestão deste fluxo, e o número de pilhas existentes nos RU analisados.



Tabela 3.20. Componentes considerados nas análises da composição física dos RU

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

A componente "finos" foi incluída na dos fermentáveis uma vez que, de acordo com os resultados obtidos das campanhas de caracterização realizadas pela VALORSUL, 80% desta componente é constituída por material orgânico.

A quantidade e composição dos RU variam com as características do local onde são produzidos, nomeadamente, o clima, o número e tipo de actividades económicas existentes no tecido urbano, as condições gerais da habitação e estrutura urbanística, o tipo e frequência da recolha dos RU, a existência de recolhas selectivas, o nível sócio-económico da população, os estilos de vida e hábitos de consumo e os movimentos pendulares.

Para além destes factores, os resíduos também se encontram sujeitos a variações temporais (sazonais, mensais e semanais). Em relação às variações sazonais, destacam-se, o maior consumo de frutas e legumes no Verão, a existência de resíduos de jardim, mais produção deste tipo de resíduos no Outono e meses de Inverno, um maior número de refeições feitas fora de casa, mais pique-nic, restaurantes, esplanadas no Verão, o hábito de limpezas grandes no final do Verão/Outono e no início da Primavera/Verão, os acontecimentos festivos (Carnaval, Páscoa, Natal, festas populares) e os movimentos de férias (balanço entre entradas e saídas).

As variações hebdomadárias devem-se às actividades exercidas habitualmente nos mesmos dias da semana. No entanto, como referem Maystre *et al.* (1994), devido à grande diversificação de programas de ocupação das pessoas e de mercados, estas variações têm vindo a reduzir-se. Apesar disso, Diaz *et al.* (1993) afirmam que quatro tendências na variação podem ser detectadas. A existência destas tendências não são de surpreender dada a similaridade das condições sócio-económicas e físicas que muitas vezes existem entre regiões de um dado país ou entre bairros de uma mesma cidade.

A primeira tendência - relacionada com as quantidades - sugere que a produção *per capita* é proporcional ao grau de prosperidade, ao seja, ao nível de rendimento *per capita*. A segunda tendência, corresponde ao aumento do consumo e produção de papel velho, o qual se relaciona com o desenvolvimento de cada país, cidade ou bairro. A terceira, corresponde ao decréscimo da

produção de resíduos fermentáveis (orgânicos), que normalmente segue e é consequência da segunda tendência e do desenvolvimento técnico e económico dos países. A quarta tendência, é a relação entre o aumento da densidade dos resíduos com o decréscimo do rendimento *per capita*. Este aumento resulta da menor concentração de papel e de uma grande quantidade de resíduos orgânicos (com um grande teor de humidade).

A influência dos factores descritos na quantidade e composição, dão aos RU o estatuto de indicadores de desenvolvimento sócio-económico da comunidade que os produz. A partir deles pode-se também inferir sobre as atitudes e comportamentos da população, nomeadamente, os seus hábitos de consumo, a forma como lidam com os resíduos, a participação nas campanhas de reciclagem.

Devido à variabilidade nas quantidades e composição dos resíduos é fundamental estabelecer um método para a recolha de amostras que garanta a representatividade dos resultados.

O método mais aceite pela generalidade dos autores para a recolha de amostras para quantificação e caracterização física dos resíduos é o método de amostragem aleatório estratificado. Este método consiste em dividir a população em estudo em unidades territoriais o mais homogêneas possível - estratos - escolhendo-se, dentro de cada um, uma amostra aleatória simples (Maystre *et al.*, 1994).

A homogeneidade baseia-se em critérios como os factores sócio-económicos, em particular o tipo de habitação e o estrato sócio-económico da população, e factores operacionais, como a frequência e tipo de recolhas existentes para os diversos materiais.

Em relação ao critério estrato sócio-económico da população, é habitual admitir que a quantidade e composição dos resíduos reflectem o nível sócio-económico duma população, pelo que diferentes poderes de compra e estilos de vida, darão origem a quantidades e composições físicas dos RU distintas.

No entanto, um estudo realizado por Maystre e seus colaboradores, sobre os resíduos de Génève e Dakar (Maystre *et al.*, 1994), permitiu verificar que é o tecido urbano, mais do que as características sócio-económicas, o principal factor da variabilidade da composição dos resíduos. Os autores avançam com uma explicação dicotómica. As famílias mais abastadas, que habitam em residências maiores, podem acumular mais bens durante longos períodos, a falta de espaço nas residências das famílias com menores rendimentos, obriga-as a desembaraçarem-se dos objectos inúteis. Além disso, as famílias mais abastadas adquirem bens de melhor qualidade, logo mais duráveis, rejeitando portanto menos resíduos. Por outro lado, os mesmos tipos de resíduos podem corresponder a diferentes mercados. Uma lata de caviar ou uma lata de sardinhas são iguais, estão na mesma categoria "ferrosos de embalagem". As diferenças sócio-económicas pesam menos sobre os bens de consumo comuns, que são o principal contingente dos resíduos, e mais sobre as actividades de serviços (lazer, viagens, restaurantes, etc.).

Uma consequência da variabilidade da quantidade e composição dos resíduos é a necessidade de se obter um número representativo de amostras. O parâmetro utilizado para estimar a variabilidade das medições das amostras é o desvio padrão. Por este motivo, antes de se iniciar um programa de amostragem para caracterização física dos resíduos é necessário estimar ou inferir de outros estudos, o desvio padrão do(s) componente(s) dos resíduos que se pretende(m) estimar com maior precisão (Diaz *et al.*, 1993).

A determinação da composição física da amostra, por componente, em percentagem do peso total, calcula-se de acordo com a seguinte expressão (DGA, 1989):

$$C = (K-T)/(B-A) \times 100$$

sendo:

- C = peso do componente em percentagem do peso total da amostra (%)
- K = soma do peso dos recipientes contendo o componente (kg)
- T = soma do peso desses recipientes vazios (kg)
- B = soma dos pesos de todos os recipientes com componentes (kg)
- A = soma dos pesos de todos os recipientes vazios (kg)

A partir dos valores obtidos em cada uma das amostragens realizadas em determinados dias do mês pode-se estimar a composição física média dos RSU produzidos durante um mês, segundo os vários componentes em percentagem do peso total, pela expressão:

Para cada componente:  $X = H / M$

onde:

X = percentagem média do componente nos resíduos (%)

H = soma das percentagens obtidas para esse componente nas várias amostras

M = número de amostras analisadas durante um mês

### 3.4.2.2 . ESTRUTURA DAS AMOSTRAS E ESTRATÉGIA DA AMOSTRAGEM

Por forma a assegurar que os resultados da análise aos RU possam ser aplicados ao conjunto da comunidade residente na área em estudo, é essencial que a amostra e as análises sejam representativas. A escolha da amostra ideal é um assunto específico do local que depende, entre outros factores, do número e tipo de habitações na zona, das características sócio-económicas e do tipo de sistema de recolha de RSU (White *et al.*, 1995).

De acordo com Rhyner *et al.* (1995) três importantes questões devem ser formuladas relativamente à estratégia da amostragem: 1) que grau de representatividade se quer obter para os resultados; 2) que dimensão deve ter cada amostra; 3) quantas amostras devem ser recolhidas para obter a representatividade desejada.

De acordo com estes autores, a análise estatística de algumas amostras iniciais, fornece informação acerca da variabilidade dos resíduos e pode ser utilizada para determinar a quantidade a recolher, por forma a atingir a precisão desejada para os resultados relativos à distribuição percentual dos vários componentes. Na impossibilidade de se recorrer a dados específicos das localidades, sobre as quais se pretende fazer as amostragens, é possível utilizar os valores típicos para as médias da composição percentual e respectivos desvios padrões. Na Tabela 3.21, apresentam-se os valores típicos publicados pela American Society for Testing and Materials.

Tabela 3.21. Valores típicos: médias e o desvios padrão dos componentes dos RU

Componente	desvio padrão (s)	média (X)
mistura de papel	0.05	0.22
jornais	0.07	0.10
cartão	0.06	0.14
plástico	0.03	0.09
resíduos de jardim	0.14	0.04
resíduos de comida	0.03	0.10
madeira	0.06	0.06
outros orgânicos	0.06	0.05
ferrosos	0.03	0.05
alumínio	0.004	0.01
vidro	0.05	0.08
outros inorgânicos	0.03	0.06

Fonte: Standard Test Method for Determination of the Composition of Unprocessed Municipal Solid Waste, ASTM Method D 5231-92, American Society for Testing and Materials, In Rhyner *et al.*, (1995)

A partir da composição média da mistura (em %) e do desvio padrão (s) dos seus componentes, o número de amostras (N) requerido pode ser calculado do seguinte modo:

- 1) selecciona-se o componente que governa a precisão da composição média, no caso o vidro
- 2) calcula-se o número de amostras requeridas para atingir a precisão desejada, pela seguinte fórmula:

$$N = (t^*s/ex)^2$$

Sendo:

N = número de amostras a triar

e = precisão desejada, expressa em unidades decimais

x = estimativa da média percentual do componente que governa a mistura

s = desvio padrão estimado de uma amostra inicial

t\* = valor do teste de t-student correspondente ao nível de confiança desejado

Para um cálculo inicial utiliza-se o valor  $t^*$  que corresponde a um  $N = \infty$  (i.e. 1.96 para um nível de confiança de 95% ou 1.645 para um nível de confiança de 90%) e os valores da média percentual e do desvio padrão indicados na Tabela 3.21. Com o valor de  $N$  obtido procura-se o novo valor correspondente para o  $t^*$  e introduz-se este novo valor na fórmula. Repete-se o processo até que as diferenças de valores do  $N$  sejam inferiores a 10%.

Considerando que o componente que desejamos governe a precisão dos resultados é o vidro e admitindo que se quer uma precisão de 10% com um nível de confiança de 90%, obtêm-se para o número de amostras necessárias triar em cada uma das zonas sócio-urbanas homogêneas o valor de 180.

De acordo com a ERRA (ERRA, 1993) para os casos em que o número mínimo de famílias envolvidas é de 1000, o número mínimo de amostra (famílias) será de 50 (ou 10%), para os casos em que o número de famílias está compreendido entre 1000 e 9999 o número mínimo de amostra é de 100 (ou 5%). Ainda, de acordo com a ERRA, a estes valores corresponde um peso mínimo por amostra de 500kg e 1000kg, respectivamente, para os casos de 50 e 100 famílias a amostrar. Estes valores resultam do pressuposto que cada família produz em média por semana pelo menos 10kg de resíduos e que os mesmos são recolhidos numa base semanal.

Aplicando este princípio às situações deste trabalho de investigação, têm que ser recolhidas no mínimo 50 amostras de resíduos, ou seja 500kg, nos casos em que os grupos sócio-urbanos homogêneos têm menos de 1000 famílias. Encontram-se nesta situação as moradias de localidades de estrato social médio/médio-baixo. Para os restantes grupos terão que se recolher 100 amostras, ou seja 1000kg.

Na prática, devido ao facto da caracterização dos resíduos se realizar manualmente, mesmo as amostras mais pequenas representam um enorme esforço, quer em termos económicos, quer em tempo e mão-de-obra. Por este motivo, vários autores admitem a necessidade de se reduzir o tamanho das amostras, com pelo menos 10% de precisão, a um peso mínimo compreendido entre os 100 e os 200 kg (Maystre *et al.*, 1992; Diaz *et al.*, 1993; ERRA, 1993; Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Segundo Leroy *et al.* (1992), de acordo com a teoria das amostras pequenas, 100 a 130kg é a quantidade mínima de amostra para assegurar uma precisão de 10%, sendo 12 o número mínimo de amostras necessários para obter uma estimativa da variância dos resíduos. Com 100-130kg por amostra será necessário triar cerca de 1 200 - 1 600kg de resíduos.

Na Tabela 3.22, resume-se os valores sugeridos pelas diversas fontes consultadas.

Tabela 3.22. Número e dimensão das amostras necessárias para obter uma caracterização de RU representativa

Fontes	nº de amostras	Peso da amostra
Metodologia da ASTM, <i>In Rhyner et al.</i> (1995)	180 (valor obtido para o caso vidro)	90-130kg/amostra = 10000-14000kg
ERRA (1993)	50 ou 100 (famílias a amostrar por semana)	10kg/família/semana = 500 a 1000kg
Maystre <i>et al.</i> (1992)	6 (para o caso de recolhas semanais)	100-150kg/amostra = 600 a 700kg
Leroy <i>et al.</i> (1992)	12	100-130kg/amostra = 1200 a 1600kg

Excluindo os valores obtidos com a aplicação da metodologia da ASTM e analisando os valores mais práticos apresentados pelas restantes fontes consultadas, conclui-se que as indicações mais objectivas são as apresentadas pela ERRA. Nos restantes casos não é claro se o número de amostras diz respeito ao número de indivíduos, famílias, conjunto de famílias ou pontos de recolha.

Optou-se, deste modo, por considerar que se teria que recolher no mínimo uma quantidade de resíduos equivalentes à produção semanal de 50 famílias, no caso em que o número de famílias residentes é inferior a 1000. Nas situações em que o número de famílias residentes se situa entre os 1000 e os 10000, a quantidade de resíduos a recolher terá que corresponder à produção semanal de cerca de 100 famílias.

Se se admitir que cada família enche em média por dia um saco do lixo, ou seja 6 sacos por semana, então terão que ser recolhidos cerca de 300 a 600 sacos, consoante a dimensão do grupo sócio-urbano homogéneo considerado.

### **3.4.2.3. PROCEDIMENTO**

As campanhas de caracterização física dos RU produzidos em cada uma das zonas sócio-urbanas homogéneas realizaram-se no período de 28 de Janeiro a 28 de Fevereiro de 1997.

A avaliação dos quantitativos produzidos pelas famílias residentes nas localidades seleccionadas para o estudo não pode ser medida de uma forma directa. Isso representaria um esforço de disponibilização de viaturas e pessoal impossível de realizar para as Câmaras envolvidas. Optou-se por fazer uma medição indirecta, incluindo-se no questionário uma questão relativa ao número de sacos do lixo produzidos por família e por dia. Multiplicou-se o número de sacos referidos, pelo peso médio de um saco do lixo, avaliado durante as campanhas de caracterização física dos RU, obtendo-se deste modo uma estimativa dos quantitativos de resíduos produzidos por família. Embora não tão precisa, esta medição permite fazer comparações entre os diferentes grupos sócio-urbanos.

Para a campanha de caracterização física dos RU partiu-se dos valores de referência de 300 a 600 sacos de lixo, por zona sócio-urbana homogénea. Devido às variações semanais e mensais registadas na quantidade e composição dos resíduos, distribuíram-se as recolhas por diferentes dias da semana e do mês, de acordo com o plano de amostragens apresentado na Tabela 5.6. No total efectuaram-se 15 recolhas por ponto de amostragem.

Para as recolhas das amostras optou-se por uma estratégia directa, antes da passagem da viatura de recolha. As recolhas foram efectuada por três equipas, uma por cada Concelho, cada uma constituída por um motorista dos Serviços da Recolha da respectiva Câmara e dois estagiários integrados no projecto. As viaturas foram fornecidas pelas respectivas Câmaras.

Em cada dia da recolha, as equipas recolhiam 5 sacos de lixo em cada um dos pontos de pré-definidos. Estes 5 sacos eram colocados num maior, que se fechava e etiquetava. As recolhas realizaram-se entre as 19h e as 24 horas, no caso das localidades servidas por um sistema de recolha nocturno (todas as localidades dos Concelhos de Lisboa e Oeiras e Portela), e entre as 8h e as 11h do dia seguinte, no caso das localidades com um sistema de recolha diurno (todas as localidades do Concelho de Loures, excepto Portela).

Após a recolha das amostras os resíduos eram transportados para as instalações da Tratolixo, em Trajouce, onde se procedia à sua triagem manual. Os sacos eram pesados e de seguida abertos e o seu conteúdo despejado para a mesa de triagem, processando-se à separação dos vários componentes que se colocavam nos recipientes previamente tarados e identificados com a designação de cada componente. Terminada a separação pesavam-se os vários recipientes e anotava-se os valores no boletim de análise, apresentando-se no Anexo F, um exemplar do referido boletim.

A Figura 3.2, ilustra as actividades realizadas num dia de caracterização física dos RU, nas instalações da Tratolixo.

A quantidade de resíduos de embalagem presentes nas amostras foi calculada a partir dos somatórios das várias categorias de resíduos com componentes relativos a materiais de embalagens.

As embalagens de vidro e as pilhas para além se serem quantificadas em termos de peso, foram também quantificadas em termos de número.

Tabela 3.23. Plano de recolha e caracterização de amostras de RU

Tarefa	Horas	Dias da semana e do mês					
		Segunda	Terça	Quarta	Quinta	Sexta	Sábado
		27/01/97	28/01/97	29/01/97	30/01/97	31/01/97	1/02/97
Recolha de amostras	8h-11h			Loures		Loures	
	19h-24h		Lisboa, Oeiras e Portela		Lisboa, Oeiras e Portela		Lisboa, Oeiras e Portela
Análises	9h-18h			Trajouce		Trajouce	
		3/02/97	4/02/97	5/02/97	6/02/97	7/02/97	8/02/97
Recolha de amostras	8h-11h	Loures	Loures		Loures		Loures
	19h-24h	Lisboa, Oeiras e Portela		Lisboa, Oeiras e Portela		Lisboa, Oeiras e Portela	
Análises	9h-18h	Trajouce	Trajouce		Trajouce		Trajouce
		10/02/97	11/02/97	12/02/97	13/02/97	14/02/97	15/02/97
Recolha de amostras	8h-11h			Loures		Loures	
	19h-24h		Lisboa, Oeiras e Portela		Lisboa, Oeiras e Portela		Lisboa, Oeiras e Portela
Análises	9h-18h			Trajouce		Trajouce	
		17/02/97	18/02/97	19/02/97	20/02/97	21/02/97	22/02/97
Recolha de amostras	8h-11h	Loures	Loures		Loures		Loures
	19h-24h	Lisboa, Oeiras e Loures		Lisboa, Oeiras e Portela		Lisboa, Oeiras e Portela	Lisboa, Oeiras e Portela
Análises	9h-18h	Trajouce	Trajouce		Trajouce		Trajouce
		24/02/97	25/02/97	26/02/97	27/02/97	28/02/97	1/03/97
Recolha de amostras	8h-11h	Loures	Loures			Loures	
	19h-24h	Lisboa, Oeiras e Portela			Lisboa, Oeiras e Portela		
Análises	9h-18h	Trajouce	Trajouce			Trajouce	



Figura 3.2. Análise da composição física dos RU

### 3.4.2.4. AMOSTRA

Durante a fase de recolha de amostras de RU, aconteceram alguns imprevistos. Alguns residentes, principalmente os servidos por sistemas de recolha porta-a-porta, não colocaram os seus resíduos à porta nos dias de recolha de amostras, o que fez diminuir o número de sacos inicialmente estipulado para cada ponto de recolha. Também por duas ou três vezes, a viatura de recolha antecipou-se à equipa de recolha de amostras não se tendo conseguido nalgumas localidades recolher os resíduos desse dia. Um outro problema que surgiu, principalmente nas localidades de recolha colectiva e de estrato social mais baixo, foi a existência de sacos de lixo abertos e entomados para dentro dos contentores o que impossibilitou a recolha dos mesmos.

Devido aos acontecimentos anteriormente referidos, não foi possível assegurar, nalguns grupos sócio-urbanos homogéneos, os valores teóricos mínimos de 300 ou 600 sacos de lixo, como se pode constatar pelos dados apresentados na Tabela 3.24. Os casos mais críticos dizem respeito aos grupos relativos às moradias.

Realizaram-se ao todo 545 recolhas de amostras, o que representou a recolha e triagem de 2368 sacos de lixo ou 3742 kg de RU.

Tabela 3.24. Características das amostras de RU

Grupos sócio-urbanos homogéneos			Nº sacos teóricos a recolher	Estrutura das amostras			
Distância ao vidro	Tipo de habitação	Estrato sócio-económico		pontos de recolha (nº e %)	número de recolhas (nº e %)	sacos recolhidos (nº e %)	quantidades triadas (kg e %)
Dist. 1 (< 100m)	Prédios	E/ME	mínimo 600	8 20%	118 22%	545 12%	794 21%
		M/MB	entre 300-600	5 12%	73 13%	325 14v 14%	545 14%
	Moradias	E/ME	mínimo 300	5 12%	55 10%	217 10%	367 10%
		M/MB	mínimo 300	4 10%	59 11%	254 11%	401 13%
Dist. 2 (> 300m)	Prédios	E/ME	entre 300-600	7 17%	98 18%	446 19%	686 18%
		M/MB	mínimo 300	3 7%	41 8%	143 6%	267 7%
	Moradias	E/ME	entre 300-600	5 12%	52 10%	219 10%	347 9%
		M/MB	entre 300-600	4 10%	49 9%	219 10%	337 9%
Amostra Total			entre 1500-3000	41 100%	545 100%	2368 100%	3742 100%

### 3.4.3. CAMPANHAS DE MONITORIZAÇÃO DOS VIDRÕES

#### 3.4.3.1. ASPECTOS GERAIS

O desempenho do sistema de recolha selectiva de vidro pode ser avaliado por recurso a alguns dos indicadores descritos no capítulo II (ponto 2.1.3). Para isso são necessárias as seguintes medições: quantidade de vidro depositado nos vidrões; quantidade total de RU produzidos pelas famílias residentes nas localidades em estudo; quantidade total de vidro produzido por todos os residentes e pelos utilizadores dos vidrões; número de residentes participantes; frequência da participação; área de influência dos vidrões; número total de famílias residentes na área de influência dos vidrões.

Como se referiu nesse capítulo, o tipo de sistema implementado para a recolha do vidro dificulta a medição de alguns indicadores, especialmente os relacionados com os processos de participação. Enquanto que no caso de sistemas porta-a-porta, a participação dos indivíduos pode ser avaliada por

observação directa, registando-se o número de casas que no dia estipulado para a recolha colocam os resíduos à porta e a quantidade e qualidade da participação, por pesagem e caracterização de cada um dos sacos colocados à porta, no caso dos vidrões não é possível identificar deste modo os participantes nem o seu nível de participação. O vidrão é um equipamento colectivo, qualquer pessoa, residente ou não na sua área de influência, pode utilizá-lo a qualquer hora do dia. A única forma de fazer este tipo de levantamentos é recorrendo a medições indirectas, por inquérito à população.

Em relação à quantificação do vidro depositado nos vidrões também se colocam alguns problemas. O sistema de recolha do vidro está organizado em circuitos. Cada circuito percorre diferentes localidades e recolhe em média 20 a 30 vidrões por dia de recolha, dependendo da capacidade da viatura e da taxa média de ocupação dos vidrões. O único tipo de monitorização que algumas autarquias fazem, é o registo do nível de enchimento dos vidrões, medição realizada por observação visual do cantoneiro, e a pesagem do carregamento de vidro de cada um dos circuitos. Este tipo de procedimento não permite obter informações específicas para cada um dos vidrões existentes nas localidades em estudo.

Teve pois que se adoptar uma metodologia própria para a monitorização dos vidrões existentes nas localidades em estudo que permitisse o conhecimento de alguns indicadores relativos ao sistema e aos comportamentos dos indivíduos que o utilizam.

### **3.4.3.2. ESTRUTURA DA AMOSTRA E ESTRATÉGIA DA AMOSTRAGEM**

Os vidrões seleccionados em cada uma das localidades em estudo foram sujeitos a três tipos de medições: quantidades (em kg) e número de embalagens de vidro depositadas, dias e horas em que foram depositadas.

As quantidades de vidro depositadas nos vidrões foram avaliadas por pesagem dos vidrões, utilizando-se um dinamómetro industrial e uma viatura equipada com grua.

Para a obtenção da informação relativa ao registo contínuo do número embalagens de vidro depositadas nos vidrões e dias e horas a que ocorreram essas deposições, construíram-se uns sensores mecânicos especiais para o efeito (Figura 3.3). Estes sensores compunham-se dos seguintes elementos:

- um sensor do número de embalagens que davam entrada no vidrão, com indicação da data-hora;
- dois controladores/alimentadores do sensor;
- uma placa de entradas digitais;
- um microcomputador dedicado;
- uma bateria de 6V para alimentar o sistema;
- caixa estanque com ficha para entrada dos cabos do sensor e ficha para ligações a PC de leitura dos dados recolhidos, alojando: bateria, dois controladores dos sensores, placa de entradas digitais e microcomputador.

Os sensores foram colocados nos oito vidrões indicados na Tabela 3.26. Estes vidrões, com um molde especial, um corte e tampa com dobradiça, todos com 1.5m<sup>3</sup> de capacidade, foram temporariamente emprestados pela CML. (Figura 3.3).

As embalagens de vidro ao serem introduzidas nos opérculos dos vidrões, batiam numa patilha que transmitia o impulso a um *data logger* associado a um temporizador. Os dados armazenados na memória do *logger* foram periodicamente recolhidos no local para um PC, por meio de um cabo de ligação, e transferidos para uma base de dados construída para o efeito.

Os dados recolhidos dos sensores permitiam obter a seguinte informação:

- tipo de utilizadores dos vidrões (domésticos/comerciais ou pequenos/grandes)
- número total de embalagens de vidro depositadas no vidrão (total e por tipo de utilizador)
- dias e horas a que foram depositadas as embalagens (total e por tipo de utilizador)
- número de utilizadores dos vidrões (total e por tipo de utilizador)
- dias e horas em que os utilizadores foram aos vidrões (total e por tipo de utilizador)



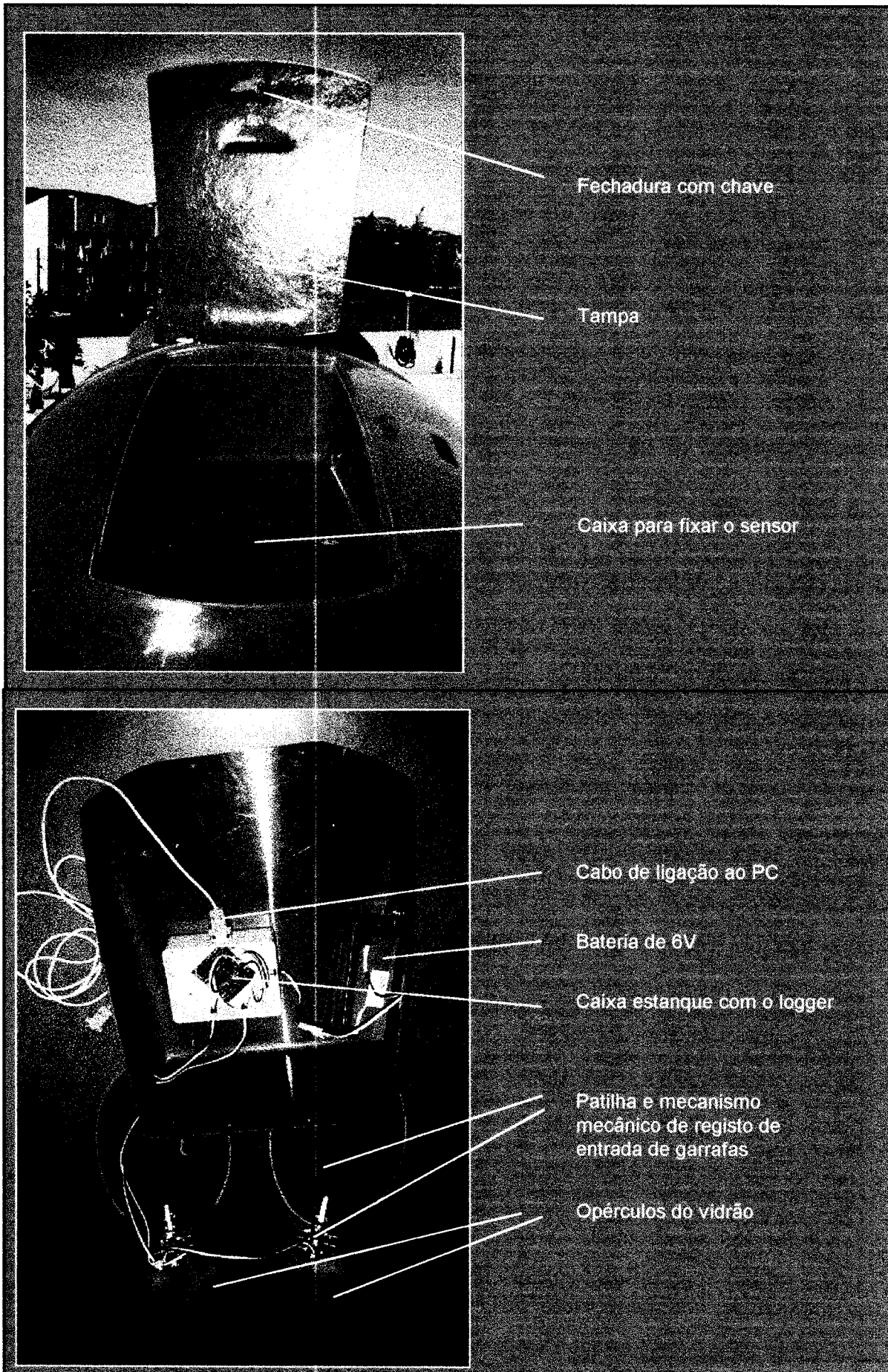


Figura 3.3. Sensores de registo contínuo colocados no interior dos vidrões

O peso específico do vidro no vidrão é um indicador muito útil para o planeamento, gestão e manutenção do sistema de recolha selectiva de vidro. Conhecendo este valor e associando-o a outras variáveis, nomeadamente o raio de influência de cada vidrão, pode-se fazer uma alocação mais correcta dos vidrões e estimativas mais válidas sobre a produtividade de cada vidrão. Para a estimativa do peso específico do vidro no vidrão utilizaram-se os valores dos quantitativos de vidro pesado e as observações visuais sobre os níveis de enchimento a que correspondiam esses pesos. O nível de enchimento de cada vidrão foi feito com base em observações visuais e no mesmo período em que se realizaram as pesagens.

Atendendo à estrutura dos vidrões era impossível fazer medições do nível de enchimento dos vidrões de uma forma científica. As observações visuais têm inerente erros de medição, para além da imprecisão da medida, encontram-se muito dependentes das características do próprio observador. Ainda se avaliou a hipótese de colocar no interior dos vidrões um sensor óptico, sensível à altura do vidro nos vidrões, mas os custos associados não possibilitaram esta alternativa.

Convém no entanto referir que a observação visual é também a forma utilizada pelas Câmaras para estimar a altura de enchimento dos vidrões, pelo que a utilização deste tipo de medida se adapta mais à realidade prática das Câmaras. Por estes motivos, os valores obtidos para o cálculo do peso específico do vidro nos vidrões devem ser encarados com as devidas reservas, como valores empíricos indicativos e não como valores cientificamente avaliados.

### 3.4.3.3. PROCEDIMENTO

A campanha de monitorização dos vidrões decorreu durante cinco semanas, entre os dias 25 de Janeiro (Sábado) e 1 de Março (Sábado) de 1997.

Para cada um dos Concelhos foi constituída uma equipa composta por quatro elementos, um motorista e um cantoneiro, dos Serviços de Resíduos de cada uma das Câmaras, e dois elementos da equipa do projecto da FCT/UNL.

As pesagens dos vidrões foram efectuadas semanalmente, todas as sextas-feiras de manhã, no caso dos vidrões do Concelho de Oeiras e todos os sábados no caso dos vidrões dos Concelhos de Lisboa (parte da manhã) e Loures (parte da tarde). Antes da pesagem dos vidrões registavam-se as respectivas taxas de ocupação, por observação visual.

No caso dos vidrões equipados com sensores, e antes da sua pesagem, transferiam-se para um PC portátil os dados armazenados no *logger*, relativos ao número e horas a que ocorreram as deposições de embalagens de vidro e trocavam-se as baterias por outras recarregadas (Figura 3.4). Os dados foram registados em folhas de registo idênticas à apresentada no Anexo G.

Durante o período em que se realizou a campanha, ocorreram os seguintes imprevistos:

- roubo de uma bateria: ocorreu no vidrão nº 1 de Porto Salvo, no fim da semana de Carnaval, não foram assim conseguidos registos durante cinco dias (de 8 a 12 de Fevereiro), tempo que demorou a adquirir uma nova bateria;
- roubo de uma patilha: ocorreu no vidrão nº 1 da Portela, a situação foi rapidamente reposta tapando o orifício sem patilha e deixando em serviço o outro;
- perda de dados: ocorreu por motivos técnicos de avaria do sensor do vidrão nº 1 da Portela, perdendo-se os registos de sete dias (de 17 a 23 de Fevereiro);
- danificação de uma patilha: ocorreu no vidrão nº 1 de Belém, a situação foi rapidamente reposta tapando o orifício sem patilha e deixando o outro ao serviço;
- deslocação de um vidrão do seu sítio inicial: ocorreu com o vidrão nº 1 de Nova Oeiras por motivo de obras no passeio, o vidrão foi colocado num sítio próximo mas não visível para a maioria dos residentes, este acontecimento verificou-se na última semana do trabalho de campo.

Apesar dos imprevistos referidos durante a fase da campanha, os resultados foram considerados na sua totalidade, descontando-se, evidentemente, os períodos em que ocorreram as anomalias citadas.

No momento da recepção dos questionários, os distribuidores/receptores solicitavam aos inquiridos que apontassem no mapa relativo à sua zona de residência qual o vidrão que a família normalmente utilizada. Com base nesta informação, foi possível calcular as distâncias entre as residências e os vidrões utilizados pelos recicladores e estimar o raio de influência dos vidrões.



Figura 3.4. Pesagem dos vidrões

#### 3.4.3.4. AMOSTRA

Na Tabela 3.25, apresentam-se as características da amostra relativa aos vidrões submetidos a pesagens, indicando-se na última coluna o número de famílias residentes dentro da área que se estimou corresponder ao raio de influência dos vidrões ( $\leq 200\text{m}$ ). O número do vidrão, assinalado na primeira coluna, corresponde ao número indicado nos mapas de cada uma das localidades, apresentados nos Anexos A, B e C.

Tabela 3.25. Amostra relativa aos vidrões submetidos a pesagens

Localidade (nº vidrão)	Grupo sócio-urbano homogéneo	Vidrões		Quantidades depositadas		Nº famílias residentes a $\leq 200\text{m}$
		tara (kg)	volume (m <sup>3</sup> )	kg (total 35 dias)	kg/semana (média)	
Recife (1)	P (E/ME)	100	2.5	678	136	170
Nova Oeiras(1)	M(E/ME)	68	1.5	658	132	134
Porto Salvo (1)	M(M/MB)	60	1.5	836	167	288
Porto Salvo (2)	P(M/MB)	78	1.5	382	76	91
Queijas (1)	M(E/ME)	60	1.5	494	99	90
Queijas (2)	P(M/MB)	78	1.5	780	156	476
Belém (1)	M(E/ME)	60	1.5	416	83	205
Telheiras (1)	P(E/ME)	63	1.5	1023	205	427
Lumiar (1)	P(E/ME)	70	1.5	936	187	428
Alvalade (1)	M(E/ME)	60	1.5	1028	206	177
Olivais Sul (1)	P(M/MB)	60	1.5	986	197	252
Castelhana (1)	M(M/MB)	46	1.5	342	68	96
Castelhana (2)	P(M/MB)	68	2.5	438	88	242
Portela (1)	P(E/ME)	60	1.5	454	91	232
Olival Basto	P(M/MB)	66	1.5	190	38	268
Fanqueiro (1)	M(E/ME)	70	1.1	346	69	161
Fanqueiro (2)	M(E/ME)	88	2.5	224	45	172
S. Roque (1)	M(M/MB)	72	1.5	330	66	50
Infantado (1)	P(E/ME)	94	2.5	446	89	468
Infantado (3)	P(E/ME)	80	2.5	246	49	270
Amostra total				11 233	2 247	4 697

Na Tabela 3.26, apresentam-se as características da amostra relativa aos vidrões equipados com sensores.

Tabela 3.26. Características da amostra relativa aos vidrões equipados com sensores

Localidade (nº do vidrão)	Sensores		
	nº de dias considerados	nº de embalagens depositadas	nº de utilizadores
Alvalade (nº 1)	35	2347	307
Belém (nº 1)	35	1581	187
Olivais Sul (nº 1)	35	2207	353
Telheiras (nº 1)	35	2884	369
Olival Basto (nº 1)	35	370	103
Portela (nº 1)	28	1039	191
Queijas (nº 1)	35	1274	186
Porto Salvo (nº 1)	30	1693	391
Amostra total		13 395	2 087

### 3.5. CONSTRUÇÃO DAS VARIÁVEIS

#### 3.5.1. VARIÁVEIS OPERACIONALIZADAS POR QUESTIONÁRIO

##### 3.5.1.1. SÓCIO-DEMOGRÁFICAS

Dentro das variáveis sócio-demográficas incluíram-se no questionário: sexo (Q.68), idade (Q.67), estrutura da família (Q.71, Q.72, Q.73), educação (Q.69), profissão/ocupação (Q.70), presença de empregada doméstica (Q.78), tipo de habitação (registado pelos entrevistadores), condição perante a habitação (Q.77), anos de residência no bairro (Q.74), concelho de nascimento (Q.75), tempo de percurso casa/emprego (Q.76).

**Sexo e idade.** Para o sexo atribuíram-se os códigos 1, para os indivíduos do sexo feminino e 2, para os do sexo masculino. A variável idade foi codificada em 6 categorias correspondentes aos seguintes grupos etários: < 24 anos (na prática este grupo vai dos 15 aos 24 anos, porque não houve nenhum caso em que os sujeitos respondentes tivessem idade inferior a 15 anos); de 25 a 34 anos; de 35 a 44 anos; de 45 a 54 anos; de 55 a 64 anos; > 64 anos. Utilizou-se também o indicador idade média.

**Educação e profissão.** O nível de educação dos indivíduos foi codificado de acordo com a estrutura escolar clássica: 1) não frequentou a escola; 2) primária; 3) preparatória; 4) secundário; 5) curso médio; 6) curso superior. Utilizou-se esta divisão e não a existente actualmente, por ser a que se adapta melhor à população mais idosa, sendo, por este motivo mais facilmente compreendida.

A profissão/ocupação, pergunta aberta, foi codificada de acordo com uma listagem publicada pela revista *General and Marketing Facts* (GMF, 1994), muito utilizada pelas empresas de estudos de mercado, nomeadamente a MarkTeste. No Anexo H, apresenta-se a referida lista de profissões/ocupações.

Optou-se por esta classificação e não, por exemplo, pela Classificação Geral de Profissões do INE (I.E.F.P., 1994), por dois motivos. Por um lado, se é certo que o consumo e os resíduos estão intimamente ligados, então os instrumentos utilizados pelos técnicos de pesquisa de mercado, para avaliar as preferências e o poder de compra dos consumidores, também servirão para o caso dos resíduos. Por outro lado, a lista é bastante exaustiva, quase todas as profissões estão representadas, o que facilita muito o trabalho de codificação quando o mesmo é realizado por diferentes pessoas, como foi o caso.

Apesar de inicialmente se ter agrupado as profissões/ocupações dos indivíduos em 12 classes, de acordo com a lista do referido anexo, optou-se numa fase posterior por os reduzir para 8, de acordo com o apresentado na Tabela 3.27.

Tabela 3.27. Classificação das profissões/ocupações

Classificação simplificada adoptada neste trabalho:	Correspondência com os grupos apresentados na listagem do Anexo H
Quadros Médios e Superiores	1) A e B
Empregados dos Serviços/Comércio/Diversos	2) C e D
Trabalhadores Especializados	3) E, F e G
Trabalhadores não Especializados	4) H
Reformados	5) I (excepto desempregados)
Estudantes	6) J
Domésticas	7) L
Desempregados	8) I (só desempregados)

**Famílias com empregada doméstica.** O levantamento sobre a presença de empregada doméstica pareceu importante por dois motivos. Por um lado, serve como um indicador indirecto do nível de vida do agregado familiar. Por outro lado, é à empregada doméstica que compete muitas vezes a tarefa de acondicionar e/ou ir despejar o lixo. Esta questão foi codificada com os valores 0 (não presença) e 1 (presença). Determinou-se também o número médio de famílias com empregada doméstica.

**Tipo de habitação e condição perante a habitação.** O tipo de habitação foi avaliado só em termos de tipo de edificação, atribuindo-se o código 1 para as moradias e 2 para os prédios. Vários autores têm posto em evidência a importância da dimensão da casa nos comportamentos de reciclagem, casas mais espaçosas permitem um maior armazenamento de materiais para reciclagem.

Não se incluí no questionário nenhuma questão relativa à dimensão da casa, não só porque se tentou evitar perguntas demasiado pessoais como, também, devido às características do próprio sistema de recolha selectiva do vidro. Tratando-se de um sistema voluntário, sem obrigatoriedade de dias e horários de deposição, como acontece com alguns sistemas do tipo porta-a-porta, a dimensão da casa não é um factor tão premente já que as famílias podem ir depositar as embalagens de vidro ao vidrão sempre que for necessário, adaptando o número de embalagens transportadas e a frequência de idas ao vidrão às capacidades de armazenamento em casa.

A condição da família perante a habitação foi codificada em três classes: 1) proprietário; 2) inquilino; 3) outras situações (por exemplo, empréstimos ou cedências temporárias).

**Estrutura da família.** A estrutura da família foi avaliada pela número médio de elementos do agregado familiar e sua repartição por seis grupos, codificados da seguinte forma: 1) famílias com 1 ou 2 elementos; 2) famílias com 3 ou 4 elementos; 3) famílias com 5 ou 6 elementos; 4) famílias com mais de 6 elementos.

As condições, presença de elementos do agregado familiar com menos de 15 anos e com mais de 64 anos, foram codificadas com 0, no caso de não presença e 1, no caso de presença, determinando-se também o número médio de elementos por agregado familiar nestas condições. Com base nestes dois indicadores foi calculado um índice de envelhecimento das famílias o qual resultou da divisão entre o número médio de elementos do agregado familiar com menos de 15 anos sobre o número médio de elementos do agregado familiar com mais de 64 anos.

**Anos de residência no bairro.** Os comportamentos face aos resíduos, e especialmente a adesão aos sistemas de recolhas selectivas, são comportamentos de natureza cívica, muitas vezes relacionados com a identidade urbana dos indivíduos e os valores da comunidade onde se integram. Por este motivo, espera-se que os indivíduos que nasceram ou vivem há mais tempo na sua zona de residência se identifiquem mais com ela, estejam mais familiarizados com o funcionamento dos sistemas operacionais dos resíduos, participem mais nos assuntos de interesse social local, como é o caso da reciclagem, e formulem avaliações e críticas mais fundamentadas em relação à gestão ambiental do seu espaço.

O tempo de residência no bairro foi codificado em 5 categorias: 1) menos de 1 ano; 2) de 1 a 5 anos; 3) entre 5 a 10 anos; 4) mais de 10 anos; 5) tantos quanto a idade menos 5 anos. Esta última categoria teve por objectivo associar os indivíduos que estão nessa situação aos que nasceram na zona de residência, já que se considerou ser sensivelmente a partir da idade dos 5 anos que se começam a criar raízes, sentimentos de pertença e relações sociais com a comunidade envolvente. Determinou-se também os anos médios de residência no bairro, relativos aos indivíduos incluídos em cada um dos grupos em análise.

**Concelho de nascimento.** Relativamente ao concelho de nascimento, também uma questão aberta, optou-se por codificar as respostas utilizando como critério as actuais cinco regiões administrativas do continente, as regiões autónomas e o estrangeiro, considerando numa categoria à parte os nascidos no concelho de residência.

Esta última categoria revelou-se posteriormente pouco apropriada para os objectivos deste trabalho. Muitos dos residentes dos concelhos fronteiriços de Lisboa, como é o caso de Loures e Oeiras, foram registados no concelho de Lisboa porque nasceram nas maternidades dos hospitais de Lisboa, sendo outro o concelho de residência dos seus progenitores. Optou-se, desta forma, por codificá-los na categoria Região de Lisboa e Vale do Tejo e não na do concelho de residência.

As respostas a esta questão foram codificadas nas seguintes categorias: 1) no mesmo onde nasceu; 2) Região de Lisboa e Vale do Tejo; 3) Região Norte; 4) Região Centro; 5) Região Alentejo; 6) Região Algarve; 7) Regiões Autónomas; 8) Estrangeiro.

**Tempo de percurso casa/emprego.** O tempo de trajecto casa/emprego ou escola é um factor bastante crítico nas nossas áreas metropolitanas. Para além do *stress* e dos seus efeitos nefastos ao nível psíquico, físico e social, o tempo despendido em transporte, para muitos 1, 2, 3 e às vezes 4 horas por dia, poderia ser utilizado de outra forma, nomeadamente para a valorização pessoal, como sejam as actividades formativas, culturais, recreativas e desportivas, ou um maior envolvimento nos assuntos colectivos de interesse social. Considerou-se, por estes motivos, avaliar se existiria alguma relação entre este indicador e os comportamentos de reciclagem. As respostas a esta questão foram codificadas em 4 classes: 1) menos de 15mm; 2) entre 15 a 30mm; 3) entre 30mm a 1h; 4) mais de 1h.

### 3.5.1.2. PSICOSSOCIAIS NÃO RELACIONADAS COM OS RESÍDUOS

Dentro deste grupo de variáveis incluíram-se no questionário, as seguintes questões: envolvimento nas actividades colectivas (Q.60); filiação em organizações existentes no Concelho de residência (Q.61 e Q.62); percepção sobre a capacidade mobilizadora dos vizinhos em caso de necessidade de resolução de um problema de interesse colectivo (Q.63); sentimento de bem estar no bairro de residência (Q.64); identidade urbana relativa ao bairro de residência (Q.65) e ao Concelho de residência (Q.66).

**Envolvimento em actividades colectivas.** As respostas atribuídas à questão sobre o envolvimento em actividades colectivas desenvolvidas na zona de residência dos inquiridos, foram codificadas numa escala de 1 a 5, com os extremos representando as categorias “quase nunca” e “quase sempre”.

**Filiação em organizações.** As questões abertas sobre a filiação em colectividades existentes no concelho de residência foi codificada em 4 categorias: 1) filiados em organizações de carácter local (como por exemplo, bombeiros, pequenos clubes desportivos e recreativos, associações culturais, religiosas ou de moradores); 2) filiados em organizações que embora sediadas no concelho são de âmbito nacional (como por exemplo, entre outros, a associação Abraço, o Benfica, o Sporting, o ACP, a Liga de Protecção à Natureza, a DECO, as associações profissionais); 3) filiados, mas não especificando em que organização; 4) não filiados em nenhuma organização.

**Percepção sobre a capacidade mobilizadora dos vizinhos em caso de necessidade de resolução de um problema de interesse colectivo.** As respostas a esta questão foram codificadas numa escala de 1 a 5, correspondentes aos extremos relativos às categorias de respostas “quase ninguém participava” e “quase todos participavam”.

**Sentimento de bem estar no bairro de residência.** Com esta questão pretendeu-se avaliar o sentimento global de bem estar na zona de residência, tendo-se codificado as categorias de respostas numa escala de 5 pontos, com os extremos variando entre o “sinto-me muito mal” e o “sinto-me muito bem”.

**Identidade urbana.** A identidade urbana foi avaliada por recurso a um conjunto de itens a partir dos quais se construiu uma escala de “*identidade urbana*” para o bairro (Q. 65) e para o Concelho de residência (Q. 66).

A construção da escala de identidade urbana baseou-se numa adaptação das medidas utilizadas por Lalli (Lalli, 1992). Foram operacionalizadas quatro dimensões da identidade urbana: “avaliação externa”; “continuidade com o passado”, “laços” e “comprometimento”.

A sub-escala “avaliação externa”, representa a percepção da exclusividade ou das características particulares do bairro ou do concelho. Para a construção desta sub-escala utilizaram-se os itens nº 1 e nº 2 da questão Q. 65 (relativos ao bairro) e da questão Q.66 (relativos ao concelho), que têm implícita uma avaliação comparativa subentendida destes dois espaços geográficos com outros alternativos.

A dimensão “continuidade com o passado”, transmite o significado do sentido subjectivo de continuidade temporal no ambiente urbano. Reflecte a conexão entre a bibliografia do indivíduo e o seu bairro ou concelho onde reside. Para esta sub-escala só se utilizou um item, nº 3, das questões Q.65 e Q.66, que simboliza as experiências pessoais no bairro ou no concelho.

A dimensão “laços”, pretende medir o sentimento geral de pertença ou raízes, o “sentir-se em casa”. Foi construída a partir dos itens nº 4 e nº 5 das questões Q.65 e Q.67, que transmitem a identificação do indivíduo com o seu bairro ou o concelho onde reside.

A sub-escala “comprometimento” interroga sobre o significado percebido do bairro ou concelho para o futuro dos indivíduos. Utilizaram-se para esta sub-escala os itens nº 6 e nº 7 das questões Q.65 e Q.67, que reflectem a estabilidade e a vontade de “querer ficar”.

Para cada item da Escala de identidade urbana os indivíduos tinham que se posicionar numa escala de 5 pontos com os extremos variando entre o “discordo totalmente” e o “concordo totalmente”. O somatório dos pontos obtidos para cada uma das sub-escalas a dividir pelo número de sub-escalas consideradas, dá origem a uma escala de 1 a 5, correspondente a valores crescentes de níveis de identidade urbana.

### 3.5.1.3. VARIÁVEIS PSICOSSOCIAIS RELACIONADAS COM OS RESÍDUOS

Dentro deste grupo de variáveis incluíram-se no questionário, as seguintes questões: informação sobre resíduos (Q.8 a Q.10); conhecimento sobre o sistema de gestão de resíduos (Q.11 a Q.18); percepção sobre as quantidades de RU produzidos pela família e evolução dos quantitativos produzidos (Q.21 e Q.22); percepção sobre as quantidades de RU produzidos pelos vizinhos (Q.20); opinião sobre o sistema preferido para a separação em casa dos recicláveis e sua deposição (Q.59); opinião sobre o pagamento de um tarifário de RU (Q.25); atribuição das responsabilidades pelos problemas dos RU (Q.23) e sua resolução (Q.24); avaliação da actuação da Câmara em relação à gestão dos RU (Q.19); avaliação das políticas de gestão de RU (indicador compósito); atitudes face aos resíduos (Q.28).

**Informação e conhecimento sobre o sistema de gestão dos resíduos.** Os níveis de informação e conhecimento sobre o sistema de gestão local dos resíduos foram avaliados a partir das questões Q.8 a Q.18.

**Informação.** Em relação à informação avaliaram-se os seguintes indicadores: recepção da informação (Q.8), fontes de informação (Q.9) e conteúdos da informação (Q.10).

As 13 fontes de fontes de informação incluídas na questão Q.9, foram posteriormente reduzidas para 9 de acordo com o seguinte: jornais e revistas; televisão; rádio; emprego e escola; filhos; outros familiares, amigos e vizinhos; cartazes de rua; folhetos distribuídos pela Câmara; outras fontes.

Para a avaliação do conteúdo da informação utilizou-se uma pergunta aberta tendo-se feito posteriormente, através de uma análise de conteúdo, a codificação das respostas nas seguintes categorias:

1. *Ambiente em geral* - inclui diversos assuntos que foram focados de uma forma dispersa ou fora do contexto específico dos resíduos urbanos como, por exemplo, qualidade do ambiente, poluição, tarifário de resíduos, resíduos industriais e hospitalares, atitudes e comportamentos.
2. *Quantidade de lixo* - nesta categoria foram incluídos os assuntos relacionados com o aumento das embalagens, volume, excesso e produção de resíduos.
3. *Recolha de lixo*, inclui assuntos relacionados com o sistema de recolha dos resíduos, contentores, horários, frequência, veículos.

4. *Reciclagem* - nesta categoria incluíram-se todos os assuntos relacionados com as recolhas selectivas, nomeadamente, separação, processamento, informação e sensibilização sobre reciclagem de materiais.
5. *Aterro* - todos os aspectos de localização, funcionamento, escassez de espaço, contestação popular, deste que utilizado o termo específico de aterro ou aterro sanitário.
6. *Incineração* - todos os assuntos relacionados com o tratamento ou valorização dos resíduos e nos quais o inquirido aplica os termos específicos incineração, incineradora, queima/combustão, aproveitamento energético, transformação dos resíduos em energia.
7. *Compostagem* - todos os assuntos relacionados com o tratamento ou valorização dos resíduos e nos quais o inquirido aplica os termos específicos compostagem, composto, aproveitamento biológico, transformação dos resíduos em adubos
8. *Tratamento do lixo* - assuntos relativos ao destino e tratamento dos resíduos sem indicação de um processo em particular
9. *Lixeiras* - todos os assuntos relacionados com o destino dos resíduos e nos quais o inquirido aplica o termo específico de lixeiras
10. *Limpeza urbana* - assuntos sobre comportamentos pouco cívicos, sujidade e falta de conservação das vias públicas

**Conhecimento.** Para avaliar o nível de conhecimento sobre os sistemas operacionais de gestão dos resíduos utilizaram-se oito questões, que incluíam os seguintes aspectos: frequência (Q.11) e horário da recolha (Q.13), entidade responsável pela recolha (Q.12), tarifário de resíduos (Q.14 e Q.15), destino dos resíduos (Q.16), recolhas selectivas (Q.17 e Q.18).

Cada uma das questões foi avaliada de acordo com a situação específica de cada localidade, codificando-se as respostas com os valores 1 (certo), 2 (errado) e 3 (não sabe). As respostas às questões Q.14 e Q.15 foram agrupadas, considerando-se certo as respostas certas simultaneamente para as duas questões e errado as respostas erradas para ambas ou só para uma. Os itens relativos às recolhas selectivas foram desdobrados em dois, um relativo às respostas certas dadas para pelo menos um material e outro relativo às respostas dadas para dois ou mais materiais, ou conjunto de materiais (por exemplo embalagens), consoante as localidades em causa.

Com base nestes sete grupos de questões construiu-se uma **índice de conhecimento** sobre o sistema de gestão dos resíduos. Para a determinação deste índice fez-se uma nova codificação das respostas, atribuindo-se a pontuação 5 para as respostas certas e o valor 0 para as erradas, há excepção da questão relativa às recolhas selectivas em que se atribuiu o valor 2.5 às respostas que só indicavam um material. O somatório dos novos valores atribuídos a cada uma das sub-escalas, a dividir por sete, permitiu obter o valor para a escala do índice de conhecimento cujos extremos vão de 0 (nível de conhecimento nulo) a 5 (nível máximo de conhecimento). Não foram utilizados para a construção deste índice os inquéritos que tinham menos de 4 questões com respostas dadas.

**Percepção sobre as quantidades de RU produzidos.** A percepção sobre as quantidades de RU produzidos na casa dos inquiridos foi avaliada pela questão Q.21, para a qual os indivíduos se teriam que posicionar numa escala de 1 a 5, com os extremos correspondentes a “quase nenhum lixo” e “demasiado lixo”.

**Percepção sobre a evolução da produção de RU.** A produção de RU aumentou muito nos últimos anos, 40% nos países da OCDE, entre 1975 e 1990. Este crescimento tem sido um dos grandes problemas actuais da gestão dos RU. Considerou-se de interesse conhecer a opinião dos inquiridos sobre a percepção que tinham da sua “taxa de crescimento da produção de RU”. Na questão Q.22 solicitou-se aos inquiridos que comparassem as quantidades de RU produzidos actualmente nas suas casas com as que produziam há 5 anos atrás, dando-se como alternativas, 5 categorias de respostas, as quais foram codificadas numa escala de 1 a 5, com os extremos correspondentes a “muito menos lixo” e “muito mais lixo”.

**Percepção sobre a produção de RU dos vizinhos.** A percepção dos inquiridos sobre as quantidades de RU produzidos pelas pessoas que habitam na sua zona de residência foi avaliada pela questão Q.20., para a qual os indivíduos se teriam que posicionar numa escala de 1 a 5, com os extremos correspondentes a “quase nenhum lixo” e “demasiado lixo”.

**Sistema de separação e deposição preferido para os recicláveis.** A questão Q.59 foi dividida em duas partes, uma relativa ao tipo de separação em casa e outra relativa ao tipo de deposição dos



recicláveis. Para cada uma, foi apresentada um conjunto de alternativas, solicitando-se aos inquiridos que assinalassem a preferida.

**Opinião sobre o pagamento de um tarifário.** A posição dos inquiridos sobre o pagamento de um tarifário de RU foi avaliada pela questão Q.25, tendo-se codificado as respostas numa escala de 1 a 5, com os extremos nas afirmações “discordo totalmente” e “concordo totalmente”.

**Atribuição das responsabilidades.** A atribuição da responsabilidade pelos problemas dos resíduos foi avaliada pelas respostas dadas à questão Q.23. Foram consideradas para avaliação seis categorias de respostas: o governo, as autarquias, as indústrias, os consumidores, cada pessoa e todos os referidos.

Em relação à atribuição das responsabilidades para com a resolução dos problemas dos resíduos (Q.24) foram consideradas dez categorias de respostas, as seis já incluídas na questão anterior e mais quatro: os técnicos, as associações do ambiente, os professores e os pais.

A categoria “todos os referidos” pretendia traduzir a noção de responsabilidade partilhada, enquanto que a categoria “cada pessoa” a responsabilidade individual e “os consumidores” a noção de interligação entre consumo/resíduos.

Em relação ao poder instituído a sua desagregação em dois níveis - o poder central (governo) e o poder local (autarquias) - pretendeu avaliar a crença na credibilidade e capacidade destas duas estruturas do poder e, ao mesmo tempo, a maior ou menor identificação com o poder local que tem, neste assunto, grandes atribuições e competências.

A inclusão das “indústrias” como categoria de resposta para a questão da responsabilidade pelos problemas dos resíduos permite avaliar a percepção dos indivíduos sobre o contributo específico das indústrias na problemática geral dos resíduos.

Sobre a responsabilidade para resolver os problemas dos resíduos resolveu-se introduzir mais três tipos de agentes. Os “técnicos”, que simbolizam a crença na ciência e na tecnologia como factores capazes de resolver os problemas dos resíduos, as “associações do ambiente”, como agentes de mobilização e opinião pública, simbolizando um pouco o contra-poder, e os “professores” e “pais”, como agentes responsáveis pela formação e educação.

**Avaliação da actuação da Câmara em relação à gestão dos RU.** Foram submetidos à avaliação dos inquiridos oito aspectos do sistema de gestão de resíduos que se considerou serem do contacto mais directo dos utentes. Os oito itens, integrados nas questões Q.19, incluíam: 1. limpeza das ruas; 2. remoção de entulhos; 3. recolha do lixo; 4. lavagem de contentores; 5. tratamento do lixo; 6. reciclagem do lixo; 7. informações ao público. Foi solicitado aos inquiridos que avaliassem cada um destes itens numa escala de 5 pontos, com os extremos a variarem do “muito mau/má” a “muito bom/boa”.

As respostas foram também codificadas em três categorias: “avaliação positiva”, correspondente às pontuações 4 e 5; “avaliação neutra”, correspondente à pontuação 3; “avaliação negativa”, pontuações 1 e 2.

Construí-se, com base no conjunto deste 7 itens, uma **escala de avaliação sobre a actuação das Câmaras responsáveis pela gestão dos resíduos**. O somatório das pontuações obtidas para cada item a dividir pelo número de respostas válidas, deu origem a um valor médio para a escala de avaliação. Só foram considerados os inquiridos que tinham pelo menos 4 itens com respostas válidas. Esta escala tem valores dentro do intervalo de 1 a 5, em que 1 corresponde à avaliação mais negativa e 5 à avaliação mais positiva.

**Avaliação das políticas de gestão dos RU.** Este indicador foi construído conjugando as respostas dadas à questão sobre a avaliação do sistema de reciclagem de vidro (Q.53), a distância entre o sistema preferido para a separação dos recicláveis e o existente para o vidro (Q.59) e a opinião dos indivíduos sobre a necessidade de se fazer ou não fazer mais nada para aumentar a participação na reciclagem do vidro (item 7 da questão Q.56). Este indicador composto, pode traduzir a avaliação global sobre as políticas implementadas para a gestão dos RU. Os valores situam-se numa escala de 1 a 5, correspondente à pior e à melhor avaliação possível.

**Atitudes face aos resíduos.** As atitudes face aos resíduos foram medidas através da utilização de uma escala de Likert, de cinco pontos, tendo-se seleccionado um conjunto de frases que manifestam claramente apenas dois tipos de atitude: uma claramente favorável e outra claramente desfavorável acerca da problemática dos resíduos. A medição da atitude do sujeito é dada pelo seu posicionamento face ao conjunto destas frases radicais (Lima, 1993).

As 10 frases/afirmações incluídas na escala de atitudes face aos resíduos (Q.28) resultaram de um pré-teste no qual se utilizaram 30 frases. Estas 30 frases foram criadas num *brainstorming* realizado com sujeitos de características sócio-económicas diversificadas. O pré-teste consistiu na aplicação da escala construída com essas 30 frases a uma amostra de indivíduos com características idênticas às dos grupos sócio-urbanos incluídos neste estudo. Uma análise factorial aos resultados obtidos permitiu reduzir a escala para as 10 frases incluídas na versão final do questionário (Q.28).

As frases seleccionadas abordam a problemática do consumo, a produção excessiva de resíduos, a crença na capacidade das gerações futuras assumirem uma posição mais responsável em relação aos resíduos, as preocupações de carácter sanitário, a crença na liberdade individual de se produzir o lixo que for necessário, o excesso de embalagens, o sentimento de retrocesso ou avanço do progresso ao limitar a produção dos resíduos e os esforços necessários para a separação de RU na fonte.

#### **3.5.1.4. COMPORTAMENTAIS RELACIONADAS COM OS RESÍDUOS**

Os comportamentos de produção e deposição dos resíduos produzidos por cada família foram avaliados através das seguintes variáveis: **frequência da deposição dos resíduos (Q.1); elemento da família que normalmente vai despejar o lixo (Q.2); quantidade de sacos produzidos por dia (Q.3); tipo de sacos utilizados para colocar o lixo (Q.4); percepção sobre a composição física dos RU (Q.5); procedimentos em relação à separação ou não separação na fonte das diversas componentes e seus objectivos (Q.6); horas normalmente utilizadas para despejar o lixo (Q.7); consumo de produtos reciclados (Q.27) e opinião sobre a qualidade desses produtos (Q.26).**

Em relação à produção de resíduos estimaram-se, para além dos indicadores obtidos por questionário, como sejam, número de sacos do lixo por dia e por família, e número de sacos lixo/ por dia e *per capita*, os valores de capitação expressos em kg. Este indicador foi construído com base nos valores obtidos nas campanhas de caracterização física dos RU. O peso médio dos sacos de lixo de cada uma das localidades foi multiplicado pelo número de sacos produzidos por dia por cada família, de acordo com o indicado no questionário, e dividido pelo número do agregado familiar, obtendo-se uma estimativa da produção *per capita* (kg/dia/*per capita*).

#### **3.5.1.5. PSICOSSOCIAIS RELACIONADAS COM A RECICLAGEM DO VIDRO**

Dentro deste grupo de variáveis incluíram-se no questionário, as seguintes questões: informação sobre reciclagem do vidro (Q.41 e Q.42); conhecimentos sobre reciclagem de vidro (Q.40, Q.43 a Q.47); atribuição das responsabilidades para incentivar as pessoas a reciclar mais vidro (Q.51) e por não se reciclar mais vidro (Q.52); avaliação do sistema de recolha selectiva de vidro (Q.53); número de materiais que se desejariam reciclar (Q.55); sistema preferido para o destino das garrafas velhas (Q.54); índice de distância entre o sistema preferido para a deposição dos recicláveis e o existente para o vidro (indicador construído com base nas respostas dadas à questão Q.59); avaliação das dificuldades relacionadas com a reciclagem do vidro (indicador compósito); avaliação "utilização amigável", interface utente/vidrão (indicador compósito); atitudes face à reciclagem do vidro (Q.58); crença nos esforços pessoais para o sucesso da reciclagem (Q.50); opinião sobre o tipo de incentivos mais eficaz para promover os comportamentos de reciclagem de vidro (Q.56); norma subjectiva (Q.57); percepção sobre a participação dos vizinhos na actividade de reciclagem de vidro (Q.48); controlo comportamental percebido (Q.38); intenção comportamental (Q.39).

**Informação.** Em relação à informação foram colocadas aos indivíduos duas questões, uma relativa à recepção de informação sobre reciclagem de vidro (Q.41) e outra relativa às fontes de informação (Q.42).

**Conhecimentos.** Para avaliar o nível de conhecimentos sobre diversos aspectos relacionados com a reciclagem utilizaram-se os seguintes indicadores:

- a) definição do conceito “reciclagem” (Q.40);
- b) tipo de materiais que se podem colocar nos vidrões (Q.43);
- c) conhecimento sobre a existência de vidrões na zona de residência (Q.44);
- d) distância a que está o vidrão mais próximo da residência (Q.45);
- e) entidade que recolhe o vidro (Q.46);
- f) composição do vidro (Q.47).

a) O conceito. Tal como a palavra ambiente, o termo reciclagem tem vindo a ser banalizado e utilizado incorrectamente em determinado tipo de situações e contextos. A maior parte das pessoas, incluindo alguns técnicos e políticos, utilizam-no indiscriminadamente. Fala-se de reciclagem quando se quer referir à acção de separação de alguma componente dos resíduos na fonte, quando se vai depositar uma garrafa ao vidrão, quando se reutilizam materiais usados, quando se recolhe recicláveis, quando se transformam materiais em novos produtos, quando se conserta e recupera um objecto estragado, quando se faz compostagem, quando se aproveita a energia resultante da queima dos resíduos. Todas estas situações embora tenham entre si uma lógica de associação semântica, são coisas diferentes, com resultados diferentes.

Na sua definição técnica, e no contexto da gestão dos resíduos, o termo reciclagem encerra em si duas noções básicas, a de *ciclo* e a de *transformação*. É ao conjunto sequencial das operações de separação, deposição, recolha, processamento e reintrodução no mercado de consumo, que tecnicamente se designa por circuito da reciclagem e é ao processo técnico de transformação de um dado material usado num outro novo, destinado ao consumo, que se designa por reciclagem.

De acordo com a Portaria nº 15/96 de 23 de Janeiro, a reciclagem é uma operação de valorização de resíduos, considerando-se incluídos neste tipo de operação, para além da reciclagem material, a compostagem e a regeneração de produtos usados.

Ao solicitar aos inquiridos que dessem uma definição para o conceito de reciclagem pretendeu-se avaliar até que ponto a noção de ciclo e transformação eram percebidos como aspectos essenciais do processo. Tratando-se de uma pergunta aberta foi necessário proceder a uma análise de conteúdo e codificar as respostas em categorias. As categorias que se consideraram satisfazer todos os casos ocorridos foram as seguintes:

1. *definição correcta* - respostas mais ou menos objectivas e directas com referências explícitas ou implícitas à ideia de ciclo ou transformação dos materiais/resíduos;
2. *termos próximos* - respostas centradas nos conceitos de reutilização, valorização, reaproveitamento e recuperação de resíduos, acções de separação e recolha selectiva de materiais/resíduos;
3. *causas ambientais* - nesta categoria foram incluídas todas as respostas que não eram definições sobre reciclagem, mas sim razões ou causas ambientais evocadas para se reciclar, por exemplo, diminuição do volume dos resíduos, poupança de recursos naturais, poupança de energia, combate à poluição;
4. *causas sócio-económicas* - idêntica à anterior mas em que as razões ou causas para reciclar eram de natureza social ou económica, como por exemplo, diminuir as importações de matérias primas, criar novos empregos, diminuir os custos de tratamento dos resíduos, um dever da sociedade para com as gerações futuras, estar ao mesmo nível dos países evoluídos, dar dinheiro a ganhar às empresas ou às autarquias.
5. *definição errada* - todas as respostas que se desviaram dos contextos anteriormente referidos, como por exemplo, frequentar cursos ou acções de formação para melhorar os níveis de conhecimento e desempenho profissional, comprar produtos reciclados.

b) Materiais que se podem colocar nos vidrões. Os custos associados às componentes de recolha e triagem dos recicláveis, as exigências em matéria de legislação ambiental e de saúde pública, bem como as condicionantes das indústrias e exigências de qualidade do mercado, requerem que para além das quantidades recolhidas os materiais a reprocessar tenham um mínimo de qualidade. É por este motivo que se recorre cada vez mais aos sistemas de separação na fonte e se incentiva o desenvolvimento de produtos feitos com um só material, materiais compatíveis entre si em termos de reciclagem ou facilmente decomponíveis nos seus diversos materiais constituintes.

O conhecimento sobre que materiais se podem ou não colocar nos vidrões pode ser utilizado como um indicador da qualidade da participação no sistema de recolha de vidro. Foram apresentados aos inquiridos 11 objectos ou materiais para avaliação. Após a realização de um levantamento sobre o tipo de informação afixada nos vidrões nesta matéria,

consideraram-se correctas as respostas que assinalaram como materiais a colocar no vidro, as garrafas, os vidros de janelas, cristal, frascos de vidro e louças de vidro. Todas as respostas dadas às restantes categorias foram consideradas erradas.

c) Existência de vidrões. Todas as localidades seleccionadas para o estudo são localidades servidas por vidrões, com uma maior ou menor densidade destes equipamentos por área. Ao fazer esta afirmação está-se a considerar que o raio de influência dos vidrões é de pelo menos 500m, ou seja, dentro de uma unidade territorial próxima de 1 km<sup>2</sup>. Foi este aliás um dos critérios utilizados para a selecção das localidades de estudo. Mas esta dimensão, embora resulte de alguns estudos sociais ou observações empíricas realizadas por alguns investigadores, não deixa de ser muito técnica e generalista e, como tal, pouco adaptada a contextos situacionais específicos.

Os aspectos culturais e sociais de uma determinada comunidade, os seus valores, rotinas e hábitos em relação aos resíduos, as características operacionais dos sistemas de recolha de resíduos implementados, bem como as prioridades que a comunidade dá aos assuntos de interesse social, podem ampliar ou reduzir o diâmetro de influência de um vidro.

Para além dos factores referidos no parágrafo anterior, acrescentam-se outros de natureza psicológica relacionados com os mapas cognitivos, as fronteiras do espaço considerado como "zona" ou bairro, e os percursos funcionais normalmente utilizados pelos indivíduos na sua zona de residência.

Por estes motivos, considerou-se de interesse perguntar aos inquiridos se na sua zona de residência existem vidrões (Q. 45).

d) Distância a que se encontra o vidro mais próximo. Para todos os casos em que houve resposta à questão Q.45, sobre a distância a que se encontrava o vidro mais próximo, foi feita uma medição da distância entre a casa do inquirido e a localização do vidro mais próximo. Para esta medição utilizou-se um curvímetro e mapas das localidades à escala de 1:2000. As distâncias foram medidas pelo eixo das vias ou, nos casos em que se tinha suficiente informação, passando por rampas, escadas, baldios ou túneis entre prédios.

Esta medição serviu para comparar a distância auto-relatada pelos indivíduos (respostas à questão Q.45) e a distância real a que os vidrões se encontram das suas casas. Na incerteza de não se terem considerado todos os percursos funcionais mais curtos, utilizados pelos indivíduos nas suas possíveis deslocações aos vidrões, codificaram-se os resultados obtidos desta comparação em duas categorias: distâncias idênticas ou inferiores e distâncias superiores.

e) Quem recolhe o vidro. Apesar da recolha dos resíduos ser da responsabilidade das autarquias algumas têm nos últimos anos concessionado a recolha, incluindo a dos recicláveis, a empresas privadas. É o caso por exemplo da recolha do vidro no Concelho de Oeiras. O conhecimento sobre quem recolhe o vidro revela a capacidade de observação e o interesse dos indivíduos sobre os assuntos de reciclagem.

Para avaliar o conhecimento sobre a entidade que recolhe o vidro foram apresentados aos respondentes seis categorias de respostas possíveis, codificando-se estas respostas em três categorias: certo, errado e não sabem, de acordo com a situação específica de cada localidade. No Concelho de Lisboa é a Câmara que se encarrega do esvaziamento dos vidrões, em Loures são os Serviços Municipalizados e em Oeiras uma empresa privada contratada pela Câmara.

f) Composição do vidro. Uma outra questão que se considerou importante avaliar foi a da composição do vidro. Na maior parte das campanhas de sensibilização para a reciclagem do vidro são evocadas como razões para a sua reciclagem a poupança dos recursos naturais, a redução da poluição e a diminuição dos consumos de energia. Deste modo, saber quais são as matérias primas constituintes do vidro, representa ter os argumentos que fundamentam as razões da reciclagem como via para a poupança de recursos naturais e conservação da energia.

Para avaliar o nível de conhecimento dos inquiridos nesta matéria apresentaram-se seis respostas possíveis das quais se consideraram como válidas as opções areia, areia e

produtos químicos ou areia e outros. Todas as outras opções, ou possíveis combinações de respostas, foram consideradas erradas.

**Índice de conhecimentos sobre o sistema de reciclagem do vidro.** À semelhança do que se efectuou para o sistema de gestão dos RU, também para o caso da recolha selectiva do vidro determinou-se um índice de conhecimentos sobre o sistema de recolha de vidro. Este índice, com escala de 0 a 5, foi construído com base nas questões Q.40, Q.43, Q.44, Q.45, Q.46 e Q.47, somando-se os valores devidamente ponderados obtidos para cada questão e dividindo o valor obtido pelo número de questões consideradas, de acordo com o indicado na Tabela 3.28. Só foram considerados para a determinação deste índice os questionários que tinham pelo menos 4 destas 6 questões com respostas dadas.

Tabela 3.28. Metodologia utilizada para a construção do índice de conhecimentos sobre o sistema de recolha de vidro

Questão (N)	Categoria de resposta (n <sub>i</sub> )	Pontuação
Q.40	certo	7.5
	termos próximos	5.0
	causas ambientais ou sócio-económicas	2.5
	errado	0.0
Q.43	de 1 a 5 materiais correctos	2.5 por cada material correcto
	errado	0.0
Q.44	certo	2.5
	errado	0.0
Q.45	distância idêntica ou inferior	2.5
	distância superior	0.0
Q.46	certo	2.5
	errado	0.0
Q.47	certo	2.5
	errado	0.0
<b>Índice global de conhecimentos</b>		<b>=Σ (n<sub>i</sub>)/N</b>

**Atribuição das responsabilidades sobre os incentivos para promover a reciclagem do vidro.**

Considerou-se importante avaliar a opinião dos indivíduos sobre, por um lado, quem consideravam poder incentivar as pessoas a reciclar mais vidro (Q.51), por outro lado, a quem atribuíam a maior responsabilidade por não se reciclar mais vidro (Q.52). Foram considerados como grupos de referência: o governo, as autarquias, as indústrias vidreiras, a comunicação social, os técnicos, as associações de consumidores, as associações de ambiente, os professores, os pais e “todos os referidos”.

**A avaliação do sistema de recolha selectiva do vidro.** A avaliação do sistema de recolha selectiva do vidro incluiu os seguintes itens da questão Q.53:

- a) número de vidrões (Q.53.1)
- b) localização dos vidrões (Q.53.2)
- c) informações sobre a reciclagem do vidro (Q.53.3)
- d) barulho provocado pelas garrafas ao caírem nos vidrões (Q.53.4)
- e) visibilidade dos vidrões (Q.53.5)
- f) dificuldades no acesso aos vidrões (Q.53.6)
- g) perigosidade no acesso aos vidrões (Q.53.7)
- h) aspecto visual dos vidrões (Q.53.8)

Os oito itens da questão Q.53 foram codificados de 1 a 5, representando o 1 a avaliação mais negativa e o 5 a avaliação mais positiva, e agregados num **índice de avaliação do sistema de recolha selectiva de vidro**. Este índice, com escala de 1 a 5, resultou da divisão do somatório das pontuações obtidas para cada item, pelo número total de itens considerados. Só se aceitaram para a construção do índice questionários com pelo menos 5 itens preenchidos.

Para além da determinação dum índice global, cada item da questão Q.53, foi analisado individualmente, codificando-se as respostas em três categorias: avaliações positivas (pontuações 4 e 5); avaliações neutras (correspondente à pontuação 3); avaliações negativas (pontuações 1 e 2).

**Materiais que se desejariam serem objecto de recolhas selectivas.** A questão Q.55, relativa aos materiais que se gostaria serem objecto de recolha selectiva para reciclagem, foi tratada de duas fases. Na primeira, consideraram-se todas as respostas assinaladas pelos inquiridos, agrupando-se no entanto as categorias papel e cartão, móveis velhos e electrodomésticos (monstros). Numa segunda, anularam-se as respostas dadas às categorias de materiais já objecto de recolha selectiva (vidro, papel e cartão para todas as localidades e embalagens ou plásticos mais metais para o caso de Queijas), por se considerar que, existindo já nas localidades em estudo sistemas para a recolha destes materiais, muitos terão, correctamente face ao sentido da pergunta, não assinalado estas categorias. Outros, por desconhecimento, terão assinalado estas categorias, apesar de já existirem sistemas de recolha para esses materiais.

Considerou-se que o número de materiais assinalados como materiais que se gostaria serem objecto de recolhas selectivas (excluindo os já existentes em cada localidade), poderia servir também como um indicador avaliativo do sistema de gestão dos resíduos. O número de materiais referidos revela a maior ou menor satisfação pelos sistemas implementados face às expectativas dos indivíduos. Deste modo fez-se uma nova codificação das respostas organizando-as em cinco grupos correspondentes à indicação de 1 material, 2 materiais, 3 materiais, 4 materiais e mais de 4 materiais. Determinou-se também o número médio de materiais indicados para as recolhas selectivas.

**Sistema preferido para o destino a dar às garrafas velhas.** Foi ainda solicitado aos indivíduos que se posicionassem em relação ao sistema preferido para as garrafas velhas, ou seja, reciclagem versus reutilização (Q.54). Em termos comportamentais, estes dois sistemas exigem dos indivíduos diferentes motivações e esforços.

A reutilização é encarada pela política de ambiente como a segunda prioridade na hierarquia da gestão dos resíduos. De acordo com os diversos estudos sobre a análise do ciclo de vida dos produtos, a reutilização, quando tecnicamente possível, apresenta menores impactes ambientais e económicos do que a reciclagem. Para o consumidor a reutilização representa guardar as embalagens em casa e devolvê-las, com ou sem retorno do custo da tara, ao comerciante que as vendeu. Perante igualdade de situações, isto é, existindo lojas que vendam produtos em embalagens com sistema de retorno e existindo vidrões, este comportamento é praticamente idêntico ao da reciclagem, ou seja, também se tem que guardar as embalagens e ir devolvê-las não às lojas mas aos vidrões. No entanto, vários são os factores que dão a estas duas opções sentidos e direcções diferentes, nomeadamente:

- a existência de depósito, mesmo que insignificante, motiva por si só, a preferência pelo sistema de tara com depósito por alguns elementos da população mais desfavorecida,
- para os grupos sociais mais abastados, os incentivos de natureza material não são motivos suficientes ou aliantes para aderir a um sistema de reutilização;
- as motivações e as razões para se aderir a um sistema de reutilização são diferentes das da reciclagem, exigem uma maior consciencialização e informação por parte dos consumidores já que as campanhas neste sentido são praticamente inexistentes e a orientação do consumo tem sido no sentido inverso - usar e deitar fora;
- a diminuição das embalagens com depósito veio criar a dificuldade de se localizarem lojas que mantenham a comercialização de produtos com embalagens reutilizáveis, o que cria limitações aos aderentes do sistema de reutilização;
- a generalização dos hipermercados alterou os hábitos e o ritmo de consumo das famílias, fazem-se compras para o mês, grandes quantidades de quase tudo. O ritmo de consumo/produção de embalagens velhas também se alterou. Há uns anos atrás, quando se faziam compras nas lojas e mercados locais, comprava-se menos e mais vezes, o que significava que, por exemplo, ao esvaziar uma garrafa de um determinado produto era necessário comprar outra, voltar à loja no dia ou semana seguinte. Actualmente as garrafas esvaziam-se mas não é necessário fazer uma nova viagem ao hipermercado porque ainda há outras em casa. Não tendo que ir tão frequentemente às compras é natural que para muitas famílias seja mais cómodo irem-se desembaraçando das embalagens vazias do que lavá-las e armazená-las para as devolver quando forem novamente às compras.

Pelos factores atrás descritos é natural que a preferência pela reutilização ou reciclagem traduza algumas das características sócio-económicas e psicossociais das famílias e dos meios que têm ao seu dispor para efectivarem um ou outro tipo de comportamento.

**Índice de distância entre o sistema preferido para a deposição dos recicláveis e o existente para o vidro.** A comparação entre os sistemas implementados e a opinião dos indivíduos sobre os

sistemas mais convenientes para a separação dos materiais em casa e para a sua deposição, por forma a serem conduzidos para as unidades de triagem ou indústrias de reciclagem, serve como um indicador avaliativo, revelando a distância ou a proximidade entre os sistemas existentes e os considerados pelos indivíduos como mais convenientes para sua utilização.

Com base nas respostas dadas à questão Q.59.2, e no tipo de sistema existente para a recolha selectiva do vidro, construiu-se um *índice de distância face ao sistema do vidro*. Este índice foi calculado atribuindo-se valores decrescentes, de 5 a 1, às categorias de respostas em função do seu afastamento ao actual sistema implementado para o vidro. O critério de base que serviu para a codificação das categorias de respostas da questão Q.59.2 foi o da distância ou densidade dos equipamentos de deposição no tecido urbano, de acordo com o indicado na Tabela 3.29.

Tabela 3.29. Escala utilizada para a construção do índice distância entre o sistema preferido para a deposição dos recicláveis e o existente para o vidro

Questão Q.59.2, categoria de respostas	pontuação
1. vários contentores do tipo dos vidrões localizados na rua, um para cada material ( <i>tipo vidro</i> )	5
2. contentores para os diferentes materiais localizados em sítios onde vou frequentemente ( <i>ecopontos</i> )	4
3. contentores mais pequenos, um por prédio ou por casa ( <i>por prédio ou casa</i> )	2
4. utilização de sacos ou caixas para por os materiais e depois colocá-los à porta de casa ( <i>porta-a-porta</i> )	2
5. centros de reciclagem ( <i>ecocentros</i> )	3
6. <i>nenhum me agrada</i>	1

**Avaliação das dificuldades relacionadas com a reciclagem do vidro.** A opinião dos indivíduos sobre o número de vidrões existentes na sua zona de residência (Q.53.1), a localização dos vidrões (Q.53.2), a dificuldade e/ou perigosidade no acesso aos vidrões (Q.53.6 e Q.53.7), os inconvenientes de criação de maus cheiros resultantes do armazenamento de garrafas velhas (Q.58.7) e a falta de espaço em casa para as guardar (Q.58.8), traduzem as dificuldades percebidas em relação ao sistema implementado para a recolha selectiva do vidro. Foi com base nestes indicadores que se determinou o *índice dificuldades* percebidas em relação ao sistema de recolha selectiva de vidro. Os valores deste indicador situam-se numa escala de 1 a 5.

**Avaliação utilização amigável.** A proeminência dos vidrões no tecido urbano (Q.53.5), ou seja, a sua visibilidade, os incómodos provocados pelo barulho das garrafas a cair nos vidrões (Q.53.4) e o aspecto estético e higiénico dos vidrões (Q.53.8), constituem aspectos da interface utente/vidro que podem ser agrupados num índice avaliativo, a que se designou *índice de utilização amigável*. Os valores deste indicador situam-se numa escala de 1 a 5.

**Atitudes face à reciclagem do vidro.** Para medir as atitudes específicas face à reciclagem do vidro, e à semelhança do que se fez para as atitudes em relação aos resíduos, fez-se um *brainstorming* do qual resultou uma escala composta por 30 frases, que expressavam atitudes diferentes e mesmo radicais em relação à reciclagem do vidro. Após a realização de um pré-teste a um grupo de 70 indivíduos, com características semelhantes aos dos oito grupos sócio-urbanos, e a partir da análise de consistência interna da escala, seleccionaram-se as 10 frases que constituem os itens da questão Q.58. À semelhança do descrito para a escala de atitudes face aos resíduos utilizou-se uma escala do tipo Likert de 5 pontos.

**Crença nos esforços pessoais para o sucesso da reciclagem.** A reciclagem faz parte dos dilemas sociais. Os indivíduos são sujeitos a duas forças antagónicas. Por um lado os apelos ao consumo e ao que isso representa em termos de *status*, por outro lado, os apelos à redução e reciclagem dos resíduos.

Os resíduos estão relacionados com a problemática dos bens comuns, os recursos naturais, a qualidade do ambiente. A acção individual dilui-se face à dimensão dos problemas mas sem ela os problemas subsistem e agravam-se.

A crença no resultado dos comportamentos individuais de reciclagem para o sucesso ou benefício da própria reciclagem pode ser um factor determinante para a emissão desses comportamentos.

Procurou-se avaliar, através da questão Q.50, as crenças comportamentais dos indivíduos em relação à influência que consideram ter os seus esforços de separação e colocação do vidro no vidro para o sucesso da reciclagem. Utilizou uma escala de 5 pontos, perante a qual os indivíduos se tinham que posicionar dentro dos extremos “nenhuma influência” e “muita influência”.

**Incentivos.** Como se teve oportunidade de referir na revisão da literatura, o tipo de incentivos que se possam criar para promover os comportamentos de reciclagem podem ser de diversa natureza. Com a questão Q.56 procurou-se avaliar quais os incentivos considerados pelos indivíduos como mais eficazes para a promoção dos comportamentos de reciclagem. Foram colocados aos inquiridos sete frases, que expressam diferentes tipos de incentivos, sobre as quais se teriam que posicionar numa escala de cinco pontos, com os extremos correspondentes ao “discordo totalmente” e “concordo totalmente”.

Escolheram-se como incentivos de natureza material, todos de natureza consequente, a retribuição monetária, a atribuição de prémios ou realização de sorteios e o pagamento de multas por não se reciclar. Como incentivos de natureza não material, antecedentes e consequentes, o *feedback* da informação relativa aos resultados dos comportamentos de reciclagem, a educação nas escolas e a pressão social exercida pelos vizinhos.

O último item da questão Q.56 - “*acho que não é necessário fazer mais nada*” - pretendia medir o grau de satisfação ou insatisfação pelo tipo de incentivos existentes.

As respostas dadas à questão Q.56 foram codificadas de 1 a 5, no sentido da menor para a maior concordância com o incentivo em causa. A divisão do somatório dos valores obtidos para cada grupo de incentivos pelo respectivo número de incentivos permitiu a construção de dois índices: *escala de incentivos de natureza material e escala de incentivos de natureza não material*.

Foi ainda avaliado o sentido da preferência pelo tipo de incentivos, com base na razão entre os valores obtidos para a escala de incentivos materiais e os obtidos para a escala de incentivos não materiais. Este indicador pode tomar valores numa escala de 0.2 a 5, representando os valores idênticos a 1 uma preferência idêntica para ambos os tipos de incentivos, valores inferiores a 1 uma preferência maior pelos incentivos materiais e valores superiores a 1 uma maior preferência pelos incentivos não materiais.

**Norma subjectiva.** De acordo com a Teoria da Acção Reflectida, a norma subjectiva face ao comportamento expressa a pressão social percebida pelo indivíduo no sentido de realizar ou não um determinado comportamento específico.

A norma subjectiva é construída a partir da crença normativa, ou seja, da aprovação ou desaprovação percebida sobre o que os grupos de referência pensam em relação ao comportamento em causa, e da motivação para seguir a opinião desses grupos de referência de acordo com a seguinte expressão (Fishbein e Ajzen, 1975):

$$NS = \sum_{j=1}^n (c_j * m_j) \quad \text{sendo:} \quad \begin{array}{l} NS = \text{Norma subjectiva} \\ c_j = \text{crença normativa em relação ao grupo de referência } j \\ m_j = \text{motivação pessoal para seguir o grupo de referência } j \\ n = \text{número de entidades de referência} \end{array}$$

Seleccionaram-se como grupos de referência os amigos, os vizinhos e a Câmara. A norma subjectiva foi avaliada pelas respostas dadas aos seis itens da questão Q.57, representando os três primeiros itens as crenças normativas em relação aos grupos de referência e os últimos três itens a motivação para agir de acordo com as normas. Quer a variável crença normativa quer as motivações foram operacionalizadas por uma escala de 5 pontos. A norma subjectiva, tal como foi operacionalizada, pode tomar valores numa escala de 3 a 25.

**Percepção sobre a participação dos vizinhos na actividade de reciclagem do vidro.** O conhecimento sobre a percepção dos indivíduos relativamente à participação dos outros elementos da comunidade na reciclagem do vidro, questão Q.48, é importante por dois motivos. Por um lado, pode funcionar como uma projecção dos próprios comportamentos. Em questões que envolvem uma certo tipo de julgamento ou valores sociais percebidos é mais fácil falar dos outros do que do eu. Por outro lado, a opinião sobre o nível de participação dos restantes habitantes do bairro pode servir como um indicador de coesão social da comunidade. As respostas a esta questão foram codificadas



numa escala de 1 a 5, com os extremos correspondentes às categorias de respostas “quase ninguém recicla” e “quase todos reciclam”.

Por comparação entre as respostas dadas sobre a participação da família e a dos vizinhos, pode-se avaliar a distância entre os comportamentos individuais e os percebidos da comunidade. Este indicador foi construído a partir do cruzamento das respostas dadas às questões Q.48 e Q.29, de acordo com a matriz indicada na Tabela 3.30.

Tabela 3.30. Matriz utilizada para a construção do indicador distância entre os comportamentos individuais e os percebidos da comunidade

Respostas dadas à questão Q.48. <i>Em relação à reciclagem do vidro qual lhe parece ser a participação das pessoas que habitam na sua zona?</i>	Respostas dadas à questão Q. 29. <i>Na sua casa costumam separar o vidro para o colocar no vidro?</i>				
	Quase nunca	poucas vezes	umas vezes sim outras não	muitas vezes	quase sempre
quase ninguém recicla	0	- 1	- 2	- 3	- 4
poucos reciclam	1	0	- 1	- 2	- 3
metade recicla	2	1	0	- 1	- 2
muitos reciclam	3	2	1	0	- 1
quase todos reciclam	4	3	2	1	0

Simplificaram-se os resultados obtidos reduzindo-os a três dimensões, “proximidade” (agregação dos casos com valores 0, 1 e -1), “distância negativa (casos -2, -3, -4), “distância positiva” (casos 2, 3, 4).

**Controlo comportamental percebido.** Apesar do sistema de deposição selectiva do vidro ser um sistema voluntário, o comportamento de reciclagem do vidro não está completamente sob o controlo volitivo. Por exemplo, os indivíduos que não têm embalagens de vidro para reciclar ou não têm vidros na sua zona de residência, não podem realizar o comportamento de reciclagem mesmo que o queiram.

O controlo do comportamento percebido, uma nova variável introduzida no modelo da Teoria do Comportamento Planeado, resultante da adaptação efectuada ao modelo da Teoria da Acção Reflectida, corresponde à percepção da facilidade ou dificuldade em realizar o comportamento e é assumido como sendo capaz de reflectir experiências passadas e antecipar impedimentos ou obstáculos (Ajzen, 1988).

Para medir o controlo do comportamento percebido pediu-se aos indivíduos que se posicionassem em relação à hipótese de ser obrigatório reciclar todas as garrafas, questão Q.38, utilizando-se uma escala de 5 pontos, com os extremos nas expressões “muito fácil” a “muito difícil”.

**Intenção comportamental.** A intenção comportamental é um elemento central nos modelos da Teoria da Acção Reflectida e da Teoria do Comportamento Planeado, expressando as disposições que o indivíduo tem face à realização do comportamento específico, ou seja, é a indicação do esforço que o indivíduo planeia fazer com vista à realização de um determinado comportamento (Ajzen, 1987).

Para a medição da intenção comportamental, operacionalizada pela questão Q.39, utilizou-se uma escala de frequências mensais com as seguintes categorias de respostas: nenhuma vez (frequência nula); uma vez (frequência mensal); duas vezes (frequência quinzenal); três vezes (frequência trimensal); quatro vezes (frequência semanal) e mais de quatro vezes (frequência maior que semanal).

Utilizou-se um período de 30 dias para a medição da intenção comportamental porque o indicador relativo à taxa de participação dos indivíduos nos sistemas voluntários de reciclagem é calculado tendo por base a unidade mês como referência temporal.

Para efeitos da sua aplicação ao modelo da Teoria da Acção Reflectida podemos adaptar esta escala de frequências a uma escala do tipo Likert de 5 pontos, correspondentes às situações extremas 1 (nada provável), equivalente a “nenhuma vez” e 5 (muito provável), equivalente a “4 ou mais de quatro vezes”.

### 3.5.1.6. COMPORTAMENTAIS RELACIONADOS COM A RECICLAGEM DO VIDRO

**Recicladores versus não recicladores.** Utilizou-se como critério para atribuição do estatuto de recicladoras ou não recicladoras às famílias dos inquiridos, as respostas dadas ao conjunto das questões Q.30 a Q.37. Este grupo de perguntas dirigiam-se exclusivamente aos utilizadores de vidrões pelo que se assumiu que quem não tivesse preenchido os campos destinados às suas respostas era não reciclador de vidro. Incluíram-se também neste caso os questionários incompletos, que não tinham pelo menos respostas para as questões Q.33, 34, 35 e 36.

A questão Q.29 - "*Na sua casa costumam separar o vidro para o colocar no vidrão?*" -, avaliada numa escala de 5 pontos, com os extremos em "quase nunca" e "quase sempre", foi utilizada como variável dependente, nas análises de regressão múltipla e no modelo de MODE-VIDRO.

Com as questões Q.30 a Q.37, dirigidas exclusivamente aos utilizadores dos vidrões, e questão Q.49, pretendeu-se conhecer alguns comportamentos associados à reciclagem do vidro, nomeadamente: a frequência de utilização dos vidrões e taxa de participação auto-relatada (Q.33); o número de embalagens transportadas por cada ida ao vidrão (Q.36); a taxa de desvio auto-relatada (Q.49); o elemento da família que normalmente vai ao vidrão (Q.32); o tempo de actividade de reciclagem do vidro (Q.30); as circunstâncias em que se vai ao vidrão (Q.35); os dias da semana mais utilizados para ir ao vidrão (Q.34); o local utilizado para armazenar o vidro (Q.31); o destino dado aos sacos utilizados para transportar as embalagens de vidro para os vidrões (Q.37).

**Frequência e taxa de participação auto-relatada.** A frequência de deposição do vidro nos vidrões foi avaliada a partir da questão Q.33, também utilizada para a determinação da taxa de participação. Para este último indicador, tal como o definido pela ERRA, calculou-se a percentagem de indivíduos que revelaram ir ao vidrão pelo menos uma vez durante um mês, não sendo portanto contabilizadas as respostas dadas à categoria "menos de 1 vez por mês".

**Número de embalagens transportadas para o vidrão.** O número de embalagens transportadas em cada ida ao vidrão foi avaliado de acordo com as respostas dadas à questão Q.36, na qual se ofereciam quatro categorias possíveis de respostas, correspondentes às seguintes classes: de 1 a 3 garrafas; de 3 a 6 garrafas; de 6 a 12 garrafas; mais de 12 garrafas.

**Taxa de desvio auto-relatada.** Para estimar a taxa de desvio das embalagens do vidro do caixote do lixo, ou seja, a taxa de deposição selectiva do vidro, utilizou-se a pergunta Q.49, "*Do vidro que se produz em sua casa, considera que recicla.*", dando-se, como categorias de respostas as seguintes alternativas: quase nada, menos de metade, metade, mais de metade, quase tudo.

Para a avaliação quantitativa desta taxa transformou-se as categorias de respostas dadas à questão Q.49 numa escala numérica, de acordo com os seguintes critérios:

- para os indivíduos classificados de não recicladores atribuiu-se o valor de 0%, independentemente da resposta que tenham dado à questão Q.49;
- para os indivíduos recicladores, fizeram-se as transformações indicadas na Tabela 3.31.

Tabela 3.31. Metodologia adoptada para a estimativa da taxa de desvio auto-relatada

Categorias iniciais do questionário	intervalos percentuais equivalentes	valores finais adoptados
Não recicladores	0%	0%
Recicladores (Respostas à questão Q.49)		
quase nada	0 a 25%	12,5%
menos de metade	25 a 50%	37,5%
metade	50%	50%
mais de metade	50 a 75%	62,5
quase tudo	75 a 100%	87,5%

**Elemento da família que vai normalmente ao vidrão.** O conhecimento sobre qual o elemento da família que vai normalmente ao vidrão (Q.32) é um indicador importante para as campanhas de sensibilização. Pode indicar também a maior ou menor facilidade de utilização dos vidrões. Por exemplo, as crianças e os idosos terão mais dificuldades em utilizar os vidrões, especialmente se estes se encontrarem a grandes distâncias ou forem de grandes dimensões.

**Tempo de actividade de reciclagem do vidro.** O tempo a que os indivíduos se dedicam à reciclagem do vidro pode servir como um indicador das suas experiências passadas, ou hábitos. A

pergunta Q.30, sobre há quantos anos a família se dedica à reciclagem do vidro, pergunta aberta, foi codificada em quatro categorias: há menos de um ano, entre 1 e 5 anos, entre 5 e 9 anos e há mais de 10 anos.

**Circunstâncias em que se vai ao vidro.** A avaliação sobre em que circunstâncias as famílias vão ao vidro, foi operacionalizada pela questão Q.35. Seleccionaram-se como categorias de respostas as seguintes situações:

- quando vão despejar o lixo;
- quando fazem limpezas em casa;
- quando já não há espaço para guardar mais garrafas;
- quando se lembram e/ou têm tempo;
- quando alguma pessoa de casa vai a um sítio perto do vidro.

**Período da semana em que se vai ao vidro.** Sendo a actividade de reciclagem do vidro uma actividade que requer da parte dos indivíduos tempo e esforços específicos, considerou-se de interesse conhecer os dias da semana normalmente dispensados a essa actividade, utilizando-se para o efeito a questão Q.34. A informação sobre o período da semana dedicado à actividade de reciclagem pode servir como um indicador importante para outros sistemas de recolha selectiva, nomeadamente os do tipo porta-a-porta, que exigem que se estipule dias e horas específicas para a deposição dos materiais.

**Local da casa utilizado para armazenar as embalagens de vidro.** Um dos inconvenientes normalmente apontados como justificativo do não comportamento de reciclagem tem sido a falta de espaço para armazenar os recicláveis até ao momento da sua deposição. Este factor é mais limitativo no caso dos sistemas porta-a-porta, uma vez que normalmente só num determinado dia da semana ou mês se podem colocar os materiais à porta. No caso dos sistemas por transporte voluntário, como é o caso do vidro, este argumento não é tão pertinente, no entanto, a distância aos equipamentos de deposição pode obrigar a um maior ou menor armazenamento dos materiais, já que se torna pouco conveniente fazer viagens frequentes aos equipamentos de deposição selectiva quando estes se encontram a grandes distâncias.

Por este motivo, é natural que as famílias mais distanciadas dos vidrões necessitem de um espaço maior para armazenar as embalagens de vidro, comparativamente às localizadas a menores distâncias. Para além da redução que se tem verificado nos últimos anos nas dimensões das cozinhas, muitas substituídas por *kitchenettes*, e das despensas, os nossos arquitectos e designers de interiores nunca deram muita importância às questões da reciclagem, pelo que o espaço destinado ao caixote do lixo é mínimo, só o necessário para colocar um caixote normalizado.

Considerou-se pois de interesse conhecer o local da casa onde se costumam normalmente armazenar as embalagens de vidro porque isso reflecte, não só as práticas em relação à reciclagem do vidro, mas também os factores limitativos como a distância ao vidro e a estrutura e dimensões da casa. As sete categorias de respostas apresentadas para esta questão foram reduzidas, para efeitos de tratamento dos dados, para quatro, de acordo com o seguinte: 1) ao lado do caixote do lixo; 2) num canto da cozinha; 3) noutro local da casa (inclui as categorias do questionário “na varanda”, “na dispensa”, “na arrecadação”, “no quintal” e “noutro local da casa”); 4) respostas duplas (situações em que os inquiridos assinalaram mais do que uma categoria).

**Destino dado aos sacos utilizados para transportar as garrafas para o vidro.** É frequente verem-se, ao lado ao nas argolas dos vidrões, os sacos de plástico utilizados pelos utentes dos vidrões para o transporte das suas embalagens de vidro. Estes comportamentos, por parte dos recicladores, revelam uma certa inconsistência nas suas atitudes e comportamentos face aos resíduos, se por um lado participam na reciclagem, por outro lado não evitam abandonar outro tipo de resíduos em locais não apropriados. Para evitar este tipo de situações é aconselhado que se coloquem contentores para o lixo comum ao lado, ou muito perto, dos equipamentos de deposição selectiva, facto que não se verifica na maioria dos vidrões existentes nas localidades em estudo. Considerou-se de interesse conhecer as práticas dos inquiridos em relação ao destino dos sacos que utilizam para transportar as suas embalagens de vidro. Para evitar preconceitos em relação às respostas, deu-se um tom de subtilidade a algumas das categorias da questão Q.37, especialmente em relação a “deixar no vidro ou perto dele, porque não há nenhum contentor do lixo perto”.

### 3.5.1.7. PARTICIPAÇÃO E INTERESSE DOS INQUIRIDOS PELO ESTUDO

Como se referiu na metodologia referente ao design do questionário informaram-se os indivíduos inquiridos, verbalmente e por escrito, que caso o desejassem poderiam solicitar o envio de um resumo do estudo e fazer comentários na folha do verso do questionário. Como se referiu também, o principal objectivo desta iniciativa foi melhorar a taxa de respostas.

Considerou-se no entanto que os pedidos de resumo e os comentários também podiam ser tratados como indicadores do interesse e participação dos indivíduos relativamente às questões dos resíduos e da reciclagem.

Fez-se uma análise de conteúdo dos comentários codificando-os de acordo com as categorias de assuntos abordados e o sentido da abordagem - crítico, sugestivo, justificativo, opinativo, de apreço ou manifestação a favor. Na Tabela 3.32, apresentam-se as categorias consideradas para análise dos comentários. Optou-se por não fazer, à prior, muitas agregações dos assuntos focados, pela importância que poderão ter alguns aspectos específicos em determinadas localidades, que não seriam visíveis se a agregação fosse muito grande.

Para facilitar a análise comparativa entre grupos, as 54 categorias foram reduzidas a oito, de acordo com o indicado na Tabela 3.33.

### 3.5.2. VARIÁVEIS MEDIDAS PELAS CAMPANHAS DE CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DOS RU

As campanhas de caracterização física dos RU produzidos em cada grupo sócio-urbano permitiram estimar os seguintes indicadores: composição física dos RU; peso médio de um saco do lixo; quantitativos produzidos por família e per capita; quantitativos relativos aos resíduos de embalagem; número de embalagens de vidro depositadas no caixote do lixo.

**Composição física dos RU.** Tal como se referiu no ponto sobre os procedimentos e amostra relativa às campanhas de caracterização física dos RU, foram quantificados 24 componentes dos resíduos incluídos em oito grandes categorias: papel e cartão; plásticos; metais; vidro; têxteis; fermentáveis e finos; outros e embalagens. A quantidade, em peso húmido, de cada um destes componentes permitiu estimar a frequência relativa de cada um na massa de amostra de RU, objecto de caracterização, para cada grupo sócio-urbano homogéneo em estudo.

**Produções diárias (kg/dia).** Foi também a partir das análises de caracterização física dos RU que se estimou o peso médio de um saco do lixo, para cada uma das localidades. A partir das respostas dadas à questão Q.3 do questionário, sobre o número de sacos de lixo produzidos por dia e por família, estimou-se a quantidade de lixo produzido diariamente por cada uma das famílias inquiridas, multiplicando o número de sacos pelo peso médio de um saco do lixo. Para a estimativa da produção diária *per capita*, dividiu-se o valor obtido pelo número do agregado familiar, questão Q.71 do questionário.

**Resíduos de embalagens.** Todos os componentes considerados na análise da composição física dos RU como materiais de embalagem, foram agrupados no fluxo "resíduos de embalagens". A partir dos quantitativos obtidos para cada um dos grupos sócio-urbanos homogéneos, determinou-se a frequência relativa deste fluxo na massa dos resíduos e a sua composição física.

**Vidro de embalagem.** Para além da quantificação, em termos de peso, fez-se um levantamento do número de embalagens de vidro, existentes nas amostras caracterizadas. Este levantamento permitiu o cálculo dos seguintes indicadores: número de embalagens de vidro por cada 100kg de resíduos, número de embalagens de vidro por cada 100kg de resíduos de embalagem, número de embalagens de vidro por cada kg de vidro de embalagem e percentagem de vidro nos resíduos de embalagem.

Tabela 3.32. Categorias de assuntos relativas aos comentários produzidos pelos inquiridos

<b>Categorias de assuntos</b>
1. Críticas à falta de informação, acções de sensibilização e educação sobre reciclagem
2. Críticas à escassez ou inexistência de vidrões
3. Críticas à falta de sistemas para recolha multimaterial
4. Outros Assuntos (diversos)
5. Sugestões sobre educação ambiental nas escolas, grandes campanhas na TV
6. Críticas à limpeza e lavagem das ruas
7. Críticas à frequência da recolha (vidrões e/ou papelões a transbordar)
8. Críticas à falta de sistemas para recolha de papel
9. Opinião sobre o inquérito (longo, chato)
10. Manifestação a favor da recolha por prédio
11. Críticas às autarquias e/ou aos serviços
12. Críticas à falta de informação sobre recolha e tratamento
13. Manifestações a favor da autarquia e/ou aos serviços
14. Opinião sobre o inquérito (positivo, interessante, bom estudo)
15. Críticas à falta de sistemas para recolha de pilhas e baterias
16. Críticas à falta de civismo dos vizinhos
17. Manifestação pessoal a favor da reciclagem
18. Críticas à falta de sistemas para recolha de plásticos
19. Sugestões sobre como melhorar soluções existentes
20. Críticas à política do governo
21. Críticas gerais à recolha selectiva (não especificadas)
22. Críticas ao comportamento dos vizinhos com cães (sujidade dos passeios)
23. Sugestões de multas para quem não cumpre, mais fiscalização
24. Justificação sobre a não reciclagem (não tem espaço, não existem vidrões)
25. Críticas à sociedade em geral, ao estado das coisas em Portugal
26. Críticas à falta de conservação das vias e espaços verdes
27. Críticas à falta de sistemas para recolha de metais e latas
28. Críticas à falta de sistemas para recolha de orgânicos e resíduos de jardins
29. Referência a outros problemas ambientais (ar, água, tóxicos)
30. Sugestões sobre sistemas de recolha e tratamento
31. Manifestação a favor da recolha tipo vidrão
32. Outras prioridades: primeiro deve-se resolver outros problemas
33. Manifestação a favor da redução e reutilização
34. Críticas à falta de lavagem dos contentores do lixo
35. Críticas à actuação dos cantoneiros
36. Críticas ao comportamento dos vizinhos (não reciclam, são egoísta, comodistas)
37. Críticas ao excesso de embalagens e excesso de lixo colocado nas caixas do correio
38. Críticas à falta de lavagem dos vidrões
39. Manifestação a favor da separação em casa, sacos, caixotes do lixo
40. Manifestação a favor da existência de recipientes de recolha selectiva ao pé dos contentores do lixo
41. Sugestões sobre incentivos materiais, trabalho para os desempregados
42. Críticas à frequência da recolha (pouca)
43. Manifestação contra o pagamento de um tarifário de lixo
44. Justificação sobre a não reciclagem (os vidrões estão muito longe)
45. Críticas às horas da recolha (barulho de viaturas, contentores)
46. Protestos contra os maus cheiros das ETRS
47. Manifestação a favor da recolha porta-a-porta
48. Manifestação a favor da centros de recolha, hipermercados
49. Manifestação a favor de condutas com possibilidade de separação de lixos
50. Manifestação a favor do pagamento de um tarifário de lixo
51. Críticas à hora da recolha (recolhas nocturnas, barulho)
52. Justificação sobre a não reciclagem (não têm tempo)
53. Sugestões sobre divulgação da informação via organizações locais ou J. freguesias
54. Justificação sobre a não reciclagem (não tem vidro)

Tabela 3.33. Grandes categorias de assuntos referidos nos comentários produzidos pelos inquiridos

1. Críticas ao sistema de recolha e tratamento de RSU
2. Críticas ao sistema de recolha selectiva
3. Críticas ao comportamento dos vizinhos e/ou sociedade em geral
4. Críticas à autarquia e governo
5. Desculpas em relação à não reciclagem
6. Sugestões para melhorar situação em relação à gestão dos RSU
7. Manifestações a favor da autarquia, da reutilização, da reciclagem e do pagamento dum tarifário
8. Outros assuntos (diversos)

### 3.5.3. VARIÁVEIS MEDIDAS PELAS CAMPANHAS DE MONITORIZAÇÃO DOS VIDRÕES

A monitorização dos vidrões (pesagem, observação visual e instalação dos *data loggers*) permitiu estimar os seguintes indicadores: quantitativos de vidro depositado nos vidrões; peso específico do vidro no vidrão; indicadores de desempenho do sistema vidrão (taxa de desvio relativa à componente vidro de embalagem, taxa potencial de desvio dessa componente, eficiência do desvio; taxa de recolha selectiva do vidro, taxa de participação, taxa de captura); indicadores relativos aos vidrões equipados com sensores

**Quantitativos depositados nos vidrões.** As pesagens dos vidrões permitiram estimar os seguintes indicadores:

- quantidades médias depositadas por vidrão, por dia ou por semana;
- quantidades médias depositadas por habitante (ou família) servido.

As quantidades médias de vidro depositadas semanalmente em cada um dos vidrões, durante a fase experimental, divididas pelo número de famílias residentes dentro do perímetro de influência dos vidrões, deu origem a uma capitação, a que se designou “capitação absoluta”, expressa em kg de vidro depositado nos vidrões por família e por semana.

Com base nas respostas dadas à questão Q.33, relativa à participação das famílias na deposição do vidro nos vidrões, e com base nas respostas dadas aos distribuidores/receptores dos questionários, sobre que vidrões utilizavam (os existentes na localidade ou outros), foi possível determinar uma taxa de participação efectiva, ou seja, relativa só aos vidrões existentes na localidade. Deste modo, corrigiu-se a “capitação absoluta”, dividindo os quantitativos de vidro depositado nos vidrões não pelo número total de famílias residentes no seu perímetro de influência mas sim pelo número de famílias que efectivamente participam na deposição do vidro e utilizam os vidrões existentes na localidade.

Este indicador “capitação relativa” fornece uma estimativa mais próxima da realidade, ou seja, da contribuição efectiva das famílias recicladoras. No entanto, ainda não considera a frequência da participação de cada família. Por recurso às respostas dadas à questão Q.39, foi possível calcular a percentagem e o número equivalente de famílias que depositaram o vidro nos vidrões, numa base semanal, durante o período em que ocorreu a monitorização dos vidrões. Dividindo as quantidades de vidro depositadas nos vidrões pelo número equivalente de famílias que participam numa base semanal, estimou-se uma capitação de vidro por família participante mais próxima da realidade.

**Peso específico do vidro nos vidrões.** A pesagem sistemática dos 20 vidrões objecto de monitorização e o registo das observações visuais do nível de enchimento dos mesmos, permitiu estimar o peso específico do vidro nos vidrões, de acordo com a seguinte fórmula:

$$\rho = \sum (P_{ij} / W_{ij} \cdot V_i) / N$$

Sendo:

$\rho$  = valor médio do peso específico do vidro nos vidrões (kg/m<sup>3</sup>)

$P_{ij}$  = peso do conteúdo do vidrão  $i$  relativo ao nível de enchimento  $W_{ij}$ , na situação  $j$ , (kg)

$W_{ij}$  = nível de enchimento do vidrão  $i$  na situação  $j$ , (valores de 0 a 1, correspondentes às seguintes situações: 0 = vazio; 0.25 = 1/4 do volume; 0.50 = meio; 0.75 = 3/4 do volume, 1 = cheio)

$V_i$  = capacidade do vidrão  $i$  (m<sup>3</sup>)

- N = número total de pesagens  
i = número do vidrão (de 1 a 20)  
j = situação relativa a cada pesagem (de 1 a 5)

Tendo-se realizado cinco pesagem em cada um dos vidrões, a determinação do peso específico do vidro nos vidrões baseou-se no registo total de 100 observações (N = 100).

**Indicadores de desempenho do sistema de deposição selectiva.** Os indicadores relativos aos desempenho do sistema de deposição selectiva de vidro, foram calculados de acordo com o descrito no ponto 2.1.3 do capítulo II.

**Indicadores relativos aos vidrões equipados com sensores.** A instalação dos *data logger* nos oito vidrões seleccionados, permitiu o registo contínuo do número de embalagens depositadas nos vidrões e respectivas horas e dias em que foram depositadas. Com base nestes registos foi possível determinar os seguintes indicadores:

- número médio de embalagens de vidro depositadas por vidrão, por dia ou por semana;
- número médio de utilizadores por vidrão, por dia ou por semana;
- número médio de embalagens de vidro transportadas por utilizador;
- número médio de embalagens de vidro por kg de vidro depositado nos vidrões;
- distribuição temporal do número de embalagens depositadas nos vidrões (em diferentes períodos do dia e ao longo dos dias da semana);
- distribuição temporal do número de utilizadores dos vidrões (em diferentes períodos do dia e ao longo dos dias da semana).

Realizaram-se entrevistas exploratórias a cerca de 20 cafés e restaurantes, por forma a avaliar qual o número mínimo de embalagens normalmente depositadas nos vidrões por este tipo de utilizadores. A análise do número de embalagens depositadas de uma só vez por um utilizador e o padrão temporal dessa ocorrência, registados pelos sensores colocados nos vidrões, permitiu distinguir entre pequenos utilizadores, os domésticos, e grandes utilizadores, os comerciais (cafés e restaurantes). Esta informação permitiu calcular os indicadores referidos para o caso dos pequenos utilizadores e para os grandes utilizadores, estimando-se deste modo o verdadeiro contributo de uns e de outros. O valor mínimo utilizado para a diferenciação destes dois tipos de utilizadores foi de 20 embalagens.

Tratando-se de um sistema por transporte voluntário, o período do dia ou os dias da semana mais utilizados pelos participantes na deposição selectiva do vidro, não tem qualquer implicação para o funcionamento deste sistema de deposição. No entanto, o conhecimento destes factores pode ser importante não só para se compreender melhor a interacção destes equipamentos com os utilizadores mas, sobretudo, para se poder avaliar as horas ou os dias mais convenientes para a população quando se pretende implementar sistemas de recolha selectiva obrigatórios ou semi-voluntários, como é o caso dos sistemas porta-a-porta ou centros de recolha selectiva, ambos sujeitos a um horário pré estabelecido.

### 3.5.4. VARIÁVEIS SITUACIONAIS

Dentro deste grupo de variáveis incluem-se as utilizadas para a classificação de grupos sócio-urbanos homogéneos e que foram, como já referido, a distância aos vidrões, o tipo de habitação e o grupo sócio-económico predominante na localidade de residência dos inquiridos.

O **tipo de habitação** e o **grupo sócio-económico predominante** na localidade de residência dos inquiridos, foram apurados percorrendo as localidades em estudo e assinalando o tipo de habitação e os traços exteriores de riqueza (tipo de viaturas, roupas penduradas nos estendais, qualidade da construção, espaços ajardinados privados, tipo de residentes, entre outros).

A **distância** percorrida pelos indivíduos, da sua casa ao vidrão, foi calculada mediando-se a distância entre a casa e o vidrão referido pelo inquirido como sendo o que normalmente é utilizado pela família, informação obtida por entrevista no momento de recepção dos questionários. Os entrevistadores disponham de um mapa da localidade com a localização e o número dos vidrões existentes, indicando nas folhas de registo dos questionários o número do vidrão correspondente a cada uma das famílias inquiridas. A partir desta indicação, e sobre os mapas das localidades, à

escala de 1:2000, mediram-se, com um curvímeter, as distâncias entre o vidrão referido e a habitação da família. Na maior parte das situações esta medição foi feita seguindo-se os eixos das vias, mas para alguns casos conhecidos, de acordo com as observações de campo efectuadas, seguiram-se os percursos funcionais normalmente utilizados pelos residentes.

A média obtida para o conjunto das medições efectuadas permitiu determinar a distância média efectuada pelos utilizadores de vidrões e o cálculo do quartil 3 ( $Q_3$ ), ou seja, a distância à qual 75% dos indivíduos se deslocam para ir depositar o vidro ao vidrão. Foi o valor do  $Q_3$ , obtido para o conjunto da amostra, que se utilizou como estimativa do raio de influência dos vidrões, valor que serviu como critério de divisão entre grupos residentes a menores e a maiores distâncias dos vidrões.

Foram ainda consideradas como variáveis situacionais, com influência potencial para os comportamentos de reciclagem do vidro, as condições operacionais do sistema de recolha selectiva e o tipo de sistema de deposição e recolha dos RU.

Em relação às condições operacionais do sistema de recolha selectiva do vidro, construiu-se um indicador para cada uma das localidades, a que se designou **índice de acessibilidade aos vidrões**. Este indicador foi calculado pela razão entre o número de famílias residentes dentro de um raio de 200m dos vidrões existentes em cada uma das localidades, sobre o número total de famílias residentes nessas localidades. Representa pois as condições de acesso aos vidrões ou a percentagem de famílias residentes com maior acessibilidade aos vidrões.

A informação relativa aos **sistemas de deposição e recolha dos RU** existentes em cada uma das localidades em estudo foi obtida pelos respectivos Serviços de Resíduos, classificaram-se as várias situações nas seguintes categorias:

1. sistemas porta-a-porta (por moradia)
2. sistemas porta-a-porta (por prédio)
3. sistemas colectivos (prédios e moradias)

### 3.6. TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS RESULTADOS<sup>1</sup>

Não se utilizou neste trabalho de investigação nenhuma escala de atitudes e de identidade urbana construídas com os mesmos itens utilizados neste trabalho de investigação, pelo que se realizaram análises preliminares para as escalas de atitudes face aos RU, atitudes face à reciclagem do vidro e identidade urbana. Os resultados dessas análises apresentam-se nos Anexos I e J.

Para avaliar sobre as qualidades psicométricas destas escalas realizou-se uma análise à fidelidade e validade dos resultados obtidos para o conjunto da amostra. A fidelidade foi obtida através do cálculo da consistência interna dos itens utilizados para a construção das referidas escalas (índice de homogeneidade "alpha de Cronbach"). Para a análise da validade interna realizou-se uma análise factorial em componentes principais.

Os resultados obtidos para os valores do alpha de Cronbach, em qualquer uma das escalas, são elevados, pelo que todos os itens incluídos nas referidas escalas foram mantidos.

Para avaliar as diferenças entre REC e NREC, utilizaram-se os métodos de inferência estatística, Qui-quadrado ( $\chi^2$ ), para as frequências amostrais, e análise univariada e multivariada da variância (ANOVAs e MANOVAs), para as médias amostrais. Foram efectuadas também algumas análises de correlação simples entre variáveis. Às variáveis que revelaram diferenças estatisticamente significativas entre REC e NREC, aplicou-se uma análise discriminante por forma a conhecer quais as que têm um poder discriminatório mais importante.

Para avaliar as diferenças entre os oito grupos sócio-urbanos, utilizaram-se os métodos de inferência estatística, Qui-quadrado ( $\chi^2$ ), para as frequências amostrais, e análise univariada e multivariada da

---

<sup>1</sup> Nota: Todos os tratamentos estatísticos foram realizados por recurso ao programa STATISTICA para Windows, versão 4.5 de 1993, da StatSoft Inc.



variância (ANOVAs e MANOVAs), para as médias amostrais. Foram efectuadas também algumas análises de correlação simples entre variáveis.

Considerou-se, como nível de significância mínimo aceitável, para todos os testes estatísticos, um valor de  $p < 0.05$ , todas as situações em que tal não se verifica são indicadas com um *n.s.* (não significativo).

Para testar o modelo proposto, **MODE-VIDRO**, analisaram-se primeiro as correlações entre a variável dependente e as variáveis independentes, realizando-se, de seguida, análises de regressão múltipla (método *stepwise*) para cada um dos grupos sócio-urbanos homogéneos.

Para os dados relativos às campanhas de caracterização física dos RU e monitorização dos vidrões, efectuou-se uma análise descritiva, a qual incluiu, consoante os casos, médias, medianas, desvios padrões, variâncias, quartis, entre outros. No Anexo L apresenta-se o tratamento estatístico dos dados relativos à caracterização física dos RU de cada uma das zonas sócio-urbanas homogéneas.



## **CAPÍTULO IV - RESULTADOS**



## 4.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS

Neste capítulo apresentam-se os resultados obtidos para cada um dos objectivos e hipóteses que se pretendem testar, subdividindo-se a apresentação dos resultados em três partes, correspondentes a cada um dos objectivos descritos, designadamente:

- 1) Diferenças entre REC e NREC;
- 2) Diferenças entre zonas sócio-urbanas homogéneas e modelo comportamental;
- 3) Caracterização física dos RU e monitorização dos vidrões.

Para o primeiro objectivo, diferenças entre REC e NREC, a amostra de indivíduos inquiridos foi dividida em dois grupos, um correspondente às famílias não recicladoras e outro correspondente às famílias recicladoras (REC e NREC). Cada um destes grupos foi por sua vez subdividido noutros dois, de acordo com a distância a que se localizam as habitações dos inquiridos aos vidrões, tendo-se considerado dois grupos de distância, distância 1 ( $\text{dist.}_1 \leq 200\text{m}$ , inclui os grupos NREC<sub>1</sub> e REC<sub>1</sub>) e distância 2 ( $\text{dist.}_2 > 200\text{m}$ , inclui os grupos NREC<sub>2</sub> e REC<sub>2</sub>). Apresentam-se os resultados obtidos para as variáveis avaliadas por questionário, para cada um destes quatro grupos, comparando-se três pares: (1) REC *versus* NREC; (2) NREC<sub>1</sub> *versus* NREC<sub>2</sub>; (3) REC<sub>1</sub> *versus* REC<sub>2</sub>.

Em relação ao segundo objectivo, para além da apresentação dos resultados obtidos para cada um dos oito grupos sócio-urbanos, são apresentados os valores obtidos dos testes de inferência estatística realizados para os seguintes pares de grupos: Grupo de Distância 1 *versus* Grupo de Distância 2 ( $\text{dist.}_1$  vs.  $\text{dist.}_2$ ); Grupo de Moradias *versus* Grupo de Prédios (M vs. P); (3) Grupo de Estrato Sócio-Económico Elevado/Médio-Elevado *versus* Grupo de Estrato Sócio-Económico Médio/Médio-Baixo (E/ME vs M/MB).

Subdividiu-se a apresentação dos resultados relativa aos factores determinantes para a participação na reciclagem do vidro em sete conjuntos de variáveis: situacionais, sócio-demográficas, psicossociais não relacionadas com os resíduos, psicossociais relacionadas com os resíduos, comportamentais relacionadas com os resíduos, psicossociais relacionadas com a reciclagem de vidro e comportamentais relacionadas com a reciclagem do vidro.

Por último, apresentam-se os resultados obtidos das campanhas de caracterização física dos RU produzidos pelas famílias residentes nas zonas sócio-urbanas em estudo e os resultados das campanhas de monitorização dos vidrões seleccionados.

## 4.2. DIFERENÇAS ENTRE RECICLADORES E NÃO RECICLADORES

### 4.2.1. VARIÁVEIS SITUACIONAIS

Na Tabela 4.1 apresentam-se os valores relativos à distribuição dos REC e NREC em função do tipo de habitação, estrato sócio-económico predominante e sistema de recolha de RU existentes nas respectivas zonas de residência. São igualmente apresentados na referida tabela os valores médios obtidos para o índice de acesso aos vidrões. Na última coluna da tabela apresentam-se os resultados dos testes estatísticos efectuados para cada um dos três pares de grupos.

Em relação à variável tipo de habitação, as diferenças são significativas para os três pares de grupos. No grupo dos REC cerca de 86% dos inquiridos reside em prédios, enquanto que no grupo dos NREC essa percentagem baixa para 80%. Comparando os residentes a distâncias  $\leq 200\text{m}$  dos vidrões com os residentes a distâncias  $> 200\text{m}$ , verifica-se que quer em relação aos NREC quer em relação aos REC, predominam os prédios na situação de distâncias  $\leq 200\text{m}$ , aumentado a percentagem de moradias nas distâncias  $> 200\text{m}$  dos vidrões. Sendo a distribuição entre grupos relativa ao tipo de habitações diferente, é natural que se tenham verificado também diferenças significativas em relação ao tipo de sistema de recolha de RU, uma vez que o tipo de sistema de recolha de RU se encontra dependente do tipo de habitação.

Não se verificaram diferenças com significado estatístico em relação ao estrato sócio-económico predominante nas zonas de residência de REC e NREC, nem de NREC<sub>1</sub> e NREC<sub>2</sub>, sendo no entanto as diferenças entre REC<sub>1</sub> e REC<sub>2</sub> significativas. Neste último par, a percentagem de indivíduos residentes em zonas E/ME é superior no grupo REC<sub>2</sub>, existindo uma percentagem superior de residentes em zonas M/MB no grupo REC<sub>1</sub>.

Do conjunto dos inquiridos só 55% dispõem dum vidrão a distâncias ≤ 200m das suas habitações, sendo as diferenças entre grupos relativas aos valores médios do índice de acesso aos vidrões altamente significativas.

Em ambos os grupos predominam os indivíduos residentes em prédios (84%) o que se deve, como foi referido no capítulo da metodologia, não só ao facto de predominar a construção em altura em zonas urbanas mas também devido à menor cobertura da rede de vidrões em zonas de moradias. Comparando a distribuição dos REC e NREC pelo tipo de habitação em que residem constata-se que no grupo dos REC a percentagem de residentes em prédios (86%) é superior à dos NREC (80%). A distância ao vidrão também distingue os residentes em prédios e em moradias. Comparando estes resultados com os apresentados na Figura 4.1, conclui-se que o tipo de residência está relacionada com a distância aos vidrões. Só 10% dos residentes em moradias têm um vidrão localizado a pelo menos 200 metros da sua habitação, enquanto que no caso dos prédios essa percentagem sobe para cerca de 35%. É pois natural que no grupo dos NREC se encontre uma percentagem superior de residentes em moradias localizadas a mais de 200m dos vidrões (33%).

Tabela 4. 1. Distribuição dos REC e NREC pelas diferentes condições situacionais

	Tipo de famílias						Testes estatísticos (a) REC/NREC (b) NREC <sub>1</sub> /NREC <sub>2</sub> (c) REC <sub>1</sub> /REC <sub>2</sub>
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>	
Tipo habitação (%)							
<i>prédio</i>	84.03	89.28	67.18	80.02	91.57	72.37	85.87
<i>moradia</i>	15.97	10.72	32.82	19.98	8.43	27.63	14.13
Est. sócio-económico (%)							
<i>E/ME</i>	77.13	75.68	74.28	75.09	76.58	81.58	78.06
<i>M/MB</i>	22.87	24.32	25.72	24.91	23.42	18.42	21.94
Sist. recolha de RU (%)							
<i>porta-a-porta (moradias)</i>	9.45	4.96	21.95	12.08	4.55	16.98	8.24
<i>porta-a-porta (prédios)</i>	67.30	60.16	67.18	63.10	68.02	72.09	69.23
<i>colectivo (moradias e prédios)</i>	23.25	34.88	10.86	24.81	27.43	10.94	22.54
Índice de acesso aos vidrões (valores de 0 a 1)	0.55	0.59	0.46	0.54	0.60	0.48	0.56

A análise comparativa entre o tipo de habitação, distância ao vidrão e participação na reciclagem, leva a concluir que, em circunstâncias idênticas (mesmas distâncias aos vidrões), os residentes em prédios participam mais na reciclagem do vidro que os residentes em moradias. Observando a Figura 4.1, verifica-se que das 139 famílias residentes em moradias, localizadas a uma distância idêntica ou inferior a 200m dos vidrões, 32.5% não reciclam, enquanto que das 1509 famílias nas mesmas situações mas residentes em prédios só não reciclam 27.0%, ou seja menos 5.5%. A diferença entre moradias e prédios mantém-se quase idêntica para os grupos localizados a mais de 200m dos vidrões, não participando na reciclagem 43.5% das 340 famílias residentes em moradias e 37.6% das 806 famílias residentes em prédios, ou seja uma diferença de 5.9%.

O aumento da percentagem de NREC, quando se passa de distâncias a ≤ 200m para distâncias superiores a 200m, é praticamente semelhante, cerca de 11% para ambos os grupos. Parece pois que a distância aos vidrões provoca o mesmo efeito nos comportamentos de reciclagem de vidro dos residentes em prédios e moradias, apresentando no entanto estes dois grupos pontos de "arranque" diferentes, o que se poderá dever ao facto do índice de acesso aos vidrões ser superior no grupo dos residentes em prédios (no caso dos prédios os valores são para distâncias ≤ 200m e > 200m, respectivamente de 0.60 e 0.50, e no caso das moradias os valores são respectivamente de 0.53 e 0.41).

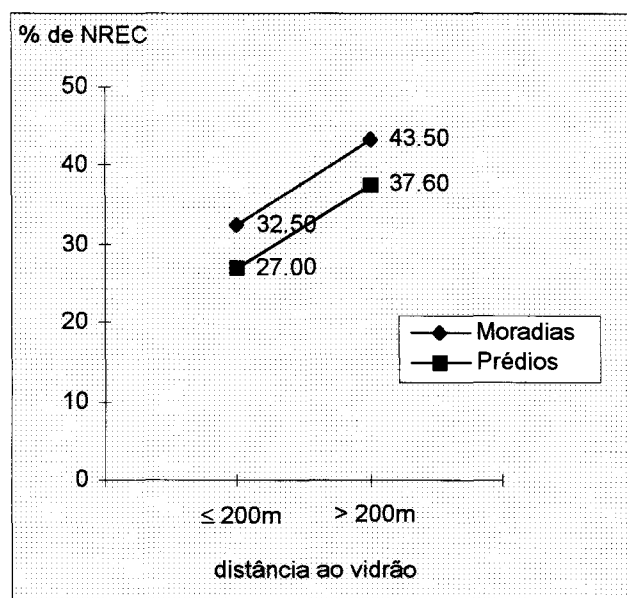


Figura 4. 1. Percentagem de NREC em cada um dos grupos de distância aos vidros

#### 4.2.2. VARIÁVEIS SÓCIO-DEMOGRÁFICAS

**Sexo (Q.68).** Partiu-se do pressuposto que os indivíduos que responderam ao inquérito, mesmo não sendo os que se encarregam das tarefas domésticas relacionadas com os resíduos, assumiriam essas tarefas também como suas, pelo que um indivíduo de uma família recicladora se consideraria também um REC e um pertencente a uma família não recicladora um NREC. Este pressuposto, embora não tendo sido testado neste trabalho, tem como suporte os resultados obtidos por Boldero (1995), de acordo com os quais, quer os indivíduos REC quer os NREC, referiram concordar com o facto da reciclagem de jornais em suas casas estar sob o seu controlo.

Como se pode observar pelos valores apresentados na Tabela 4.2, em todos os grupos predominam os indivíduos do sexo feminino. Apesar do grupo NREC incluir um número ligeiramente superior de mulheres (60%), comparativamente ao REC (56%), as diferenças não são estatisticamente significativas, ou seja, o sexo não diferencia REC de NREC. Também não se registaram diferenças com significado estatístico entre os NREC<sub>1</sub> e NREC<sub>2</sub>, o mesmo não se verificando em relação ao par REC<sub>1</sub>/REC<sub>2</sub>, (REC<sub>1</sub>: F = 58%; M = 42%; REC<sub>2</sub>: F = 53%; M = 47%;  $\chi^2(1) = 5.61$ ,  $p < 0.5$ ).

Uma justificação possível para o facto de no grupo dos REC, localizados a maiores distâncias dos vidros, se encontrar um número superior de homens pertencentes a famílias REC pode-se dever precisamente ao factor distância. Tratando o questionário, de uma forma explícita, assuntos relacionados com as tarefas de ir despejar o lixo e ir ao vidro, é possível que em muitas famílias o elemento do agregado a preencher o questionário tenha sido o que se encarrega dessas tarefas. Como se poderá verificar mais à frente, no ponto dedicado à análise dos comportamentos de reciclagem, há medida que a distância entre a habitação e o vidro vai aumentando menor vai sendo o número de mulheres e filhos a ir ao vidro, aumentando o número de homens que se dedicam a esta tarefa.

**Idade (Q.67).** A distribuição dos REC e NREC pelas seis classes etárias consideradas não é uniforme, verificando-se diferenças significativas nalgumas classes etárias (Tabela 4.2). A média de idades dos indivíduos do grupo NREC é inferior à dos do grupo REC ( $M_{NREC} = 39$  anos,  $M_{REC} = 44$  anos;  $F(1,3282) = 72.91$ ;  $p < 0.0001$ ).

Não se verificaram diferenças significativas entre REC<sub>1</sub> e REC<sub>2</sub>, nem entre NREC<sub>1</sub> e NREC<sub>2</sub>, quer em relação à distribuição dos indivíduos pelas diferentes faixas etárias, quer em relação à média das idades, pelo que o factor distância aos vidros não deverá ser a razão que justifique uma menor participação dos mais jovens.

Na Tabela 4.2, apresentam-se os valores obtidos para as variáveis sócio-económicas: grau de educação, profissão/ocupação, famílias com empregada doméstica, condição perante a habitação e tempo de trajecto casa/emprego.

**Grau de educação (Q.69).** Do conjunto dos inquiridos, cerca de 20% tem grau de educação inferior ou idêntico à escolaridade mínima obrigatória (9º ano). As diferenças entre REC e NREC são bastante significativas ( $\chi^2(5) = 53.72$ ;  $p < 0.0001$ ), não se verificando diferenças entre REC e NREC localizados a diferentes distâncias dos vidrões. No grupo dos REC, a percentagem de indivíduos que frequentaram ou estão a frequentar cursos médios e superiores, é superior à do grupo NREC. Neste último grupo, a percentagem de indivíduos que não frequentaram a escola e de indivíduos que frequentaram ou estão a frequentar o ensino secundário, é superior à do grupo REC, o que aliás concorda com o facto de ser neste grupo que se encontra um maior número de indivíduos em idade escolar ( $\leq 24$  anos).

**Profissão/ocupação (Q.70).** Em termos de profissão ou ocupação, os indivíduos dos grupos REC e NREC diferem significativamente um do outro ( $\chi^2(7) = 44.57$ ;  $p < 0.0001$ ). As principais diferenças dizem respeito ao grupo profissional que inclui os quadros médios e superiores de empresas e serviços ( $M_{NREC} = 23\%$ ,  $M_{REC} = 29\%$ ) e ao grupo dos reformados ( $M_{NREC} = 13\%$ ,  $M_{REC} = 15\%$ ). Entre  $NREC_1$  e  $NREC_2$  não se encontraram diferenças significativas, mas em relação aos REC as diferenças entre os respectivos grupos de distância ao vidrão já são significativas ( $\chi^2(7) = 16.51$ ;  $p < 0.05$ ). No grupo  $REC_2$ , comparativamente aos  $REC_1$ , encontram-se um maior número de indivíduos ocupando cargos correspondentes aos quadros médios e superiores, reformados e estudantes, enquanto que no grupo  $REC_1$  existe uma percentagem mais elevada de indivíduos na categoria profissional “serviços, comércio e diversos” e domésticas.

**Empregada doméstica (Q.78).** Em média, cerca de 44% das famílias inquiridas têm empregada doméstica. Este indicador diferenciou os três pares de grupos em análise, sendo no entanto a diferença mais significativa entre REC e NREC ( $M_{NREC} = 40\%$ ,  $M_{REC} = 46\%$ ;  $\chi^2(1) = 8.08$ ;  $p < 0.005$ ).

**Condição perante a habitação (Q.77).** A maioria dos indivíduos habita em cada própria (média 77%), sendo no entanto essa percentagem superior no grupo dos REC ( $M_{REC} = 78\%$ ,  $M_{NREC} = 73\%$ ;  $\chi^2(2) = 13.91$ ;  $p < 0.001$ ). As diferenças entre  $REC_1$  e  $REC_2$  e entre  $NREC_1$  e  $NREC_2$  não são estatisticamente significativas.

**Tempo de deslocação casa/emprego (Q.76).** A mobilidade dos REC e dos NREC, em relação às suas deslocações casa/emprego ou casa/escola, são muito semelhantes, não se verificando diferenças estatisticamente significativas em relação ao tempo de trajecto casa/emprego ou casa/escola, à excepção do par  $NREC_1/NREC_2$  que, embora não tendo revelado diferenças na estrutura profissional/ocupacional, apresentam diferenças nos trajectos casa/emprego ou casa/escola. Isto deve-se provavelmente ao facto de a percentagem de indivíduos economicamente activos ser superior no grupo  $NREC_1$  (48% no grupo  $NREC_1$  e 46% no grupo  $NREC_2$ ).

Na Tabela 4.3, apresentam-se os valores obtidos para as variáveis relativas à estrutura da família, designadamente dimensão média do agregado familiar, número médio de menores de 15 anos e número médio de maiores de 64 anos, tempo de residência no bairro (por classes temporais e número médio de anos) e Região de nascimento dos inquiridos.

**Estrutura da família (Q.71, Q.72 e Q.73).** Em relação à estrutura da família, o único indicador que diferencia os dois grupos em análise é a presença de maiores de 64 anos. Em média, em cada família REC existem 0.36 elementos do agregado familiar nesta faixa etária, baixando esse valor para 0.27 nas famílias NREC. A média do número de elementos do agregado familiar do conjunto da amostra é de 3.25, apresentando o grupo NREC um valor ligeiramente inferior a esta média (3.20) e o grupo REC um valor superior (3.30), no entanto estas diferenças não têm significado estatístico. A presença de jovens menores de 15 anos é bastante equilibrada nos dois grupos, cerca de 0.46 nas



famílias NREC e 0.44 nas famílias REC, pelo que este indicador também não diferencia REC de NREC.

Tabela 4. 2. Características demográficas e sócio-económicas dos REC e NREC

	Tipo de famílias							Testes estatísticos (a) REC/NREC (b) NREC <sub>1</sub> /NREC <sub>2</sub> (c) REC <sub>1</sub> /REC <sub>2</sub>	
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>	REC		
Sexo (%)								(a) $\chi^2(1) = 3.21$ ; n.s. (b) $\chi^2(1) = 0.23$ ; n.s. (c) $\chi^2(1) = 5.61$ ; p < 0.5	
	<i>feminino</i>	57.38	60.34	58.84	59.70	57.95	52.58	56.36	
	<i>masculino</i>	42.62	39.66	41.16	40.30	42.05	47.42	43.64	
Idade (%)									
	$\leq 24$ anos	29.93	37.41	36.08	36.85	26.89	26.99	26.92	
	25 - 34 anos	14.19	17.13	15.80	16.57	13.48	12.39	13.16	
	35 - 44 anos	15.01	13.99	14.15	14.06	16.46	12.98	15.43	
	45 - 54 anos	18.91	15.03	15.09	15.06	20.25	21.39	20.59	(a) $\chi^2(5) = 54.09$ ; p < 0.0001
	55 - 64 anos	11.85	8.04	10.38	9.04	12.48	14.45	13.07	(b) $\chi^2(5) = 1.85$ ; n.s.
	> 64 anos	10.11	8.39	8.49	8.43	10.43	11.80	10.84	(c) $\chi^2(5) = 6.71$ ; n.s.
Idade média (anos)		42.53	38.45	39.31	38.80	44.02	44.44	44.14	(a) F(1,3282) = 72.91; p < 0.0001 (b) F(1,994) = 0.62; n.s. (c) F(1,2286) = 0.32; n.s.
Educação (%)									
	<i>não frequentou a escola</i>	4.71	9.78	5.32	7.91	3.34	3.02	3.24	
	<i>primária</i>	11.12	11.06	10.86	10.98	11.83	9.64	11.18	
	<i>preparatória</i>	4.48	3.69	4.21	3.91	5.10	3.88	4.74	
	<i>secundário</i>	26.27	30.61	28.82	29.86	25.06	23.60	24.63	(a) $\chi^2(5) = 53.72$ ; p < 0.0001
	<i>curso médio</i>	15.71	13.14	15.30	14.05	16.50	16.40	16.47	(b) $\chi^2(5) = 9.01$ ; n.s.
	<i>curso superior</i>	37.71	31.73	35.48	33.30	38.17	43.45	39.74	(c) $\chi^2(5) = 7.63$ ; n.s.
Profissão (%)									
	<i>quadros médios e superiores</i>	27.03	22.50	22.50	22.50	28.33	30.71	29.04	
	<i>serviços, comércio, diversos</i>	19.14	19.24	16.50	18.09	20.97	16.38	19.61	
	<i>trabalhadores especializados</i>	7.73	7.26	8.25	7.68	8.16	6.77	7.75	
	<i>trabalhadores não especializados</i>	4.14	5.81	4.75	5.36	3.65	3.46	3.59	
	<i>reformados</i>	14.42	13.43	12.25	12.93	13.87	17.95	15.08	
	<i>estudantes</i>	17.30	22.87	23.25	23.03	14.07	16.38	14.75	(a) $\chi^2(7) = 44.57$ ; p < 0.0001
	<i>domésticas</i>	8.57	7.62	10.50	8.83	9.16	6.77	8.45	(b) $\chi^2(7) = 4.96$ ; n.s.
	<i>desempregados</i>	1.68	1.27	2.00	1.58	1.79	1.57	1.73	(c) $\chi^2(7) = 16.51$ ; p < 0.05
Famílias com empregada doméstica (%)		44.09	37.63	44.08	40.40	44.38	48.89	45.70	(a) $\chi^2(1) = 8.08$ ; p < 0.005 (b) $\chi^2(1) = 4.20$ ; p < 0.05 (c) $\chi^2(1) = 3.89$ ; p < 0.05
Condição perante a habitação (%)									
	<i>inquilino</i>	20.19	22.63	24.02	23.22	19.45	17.40	18.84	(a) $\chi^2(2) = 13.91$ ; p < 0.001
	<i>proprietário</i>	76.53	72.54	72.52	72.53	77.81	79.50	78.31	(b) $\chi^2(2) = 1.30$ ; n.s.
	<i>outras situações</i>	3.28	4.84	3.46	4.25	2.74	3.10	2.85	(c) $\chi^2(2) = 1.44$ ; n.s.
Tempo trajecto casa/emprego									
	$< 15$ mm	22,88	19,04	28,24	23,01	21,38	26,38	22,82	
	15 - 30 mm	33,15	35,01	31,70	33,58	32,99	32,87	32,95	(a) $\chi^2(3) = 3.35$ ; n.s.
	30 - 60 mm	30,22	31,29	24,21	28,23	32,43	27,95	31,13	(b) $\chi^2(3) = 11.60$ ; p < 0.01
	> 60 mm	13,74	14,66	15,85	15,17	13,21	12,80	13,09	(c) $\chi^2(3) = 6.33$ ; n.s.

**Anos de residência na zona (Q.74).** Os grupos distinguem-se em relação ao tempo de residência na zona. Os REC vivem em média há mais anos na zona onde residem actualmente ( $M_{NREC} = 16$  anos,  $M_{REC} = 18$  anos; F (1,3259) = 16.22; p < 0.0001), mas é no grupo dos NREC que predominam os indivíduos que vivem há pelo menos tantos anos quantos a idade menos 5 anos. Isto deve-se ao facto de existirem neste grupo mais indivíduos na faixa etária  $\leq 24$  anos.

**Concelho de nascimento (Q.75).** Cerca de 55% dos indivíduos nasceram na Região de Lisboa e Vale do Tejo (categorias R.LVT e no mesmo onde nasceu), embora no grupo dos NREC a

percentagem de nascidos nesta região seja superior à dos REC ( $M_{NREC} = 60\%$ ,  $M_{REC} = 52\%$ ). Desagregando a R.LVT em dois grupos, um correspondente aos nascidos no Concelho de residência e outro aos nascidos fora do Concelho de residência (categoria R.LVT da tabela), verifica-se que no grupo dos NREC há uma maior predominância de residentes nascidos no Concelho de residência.

Em relação à distribuição pelas restantes regiões, o grupo dos REC conta com uma percentagem superior de nascidos nas Regiões Norte e Centro, total de 28%, e Alentejo e Algarve, total de 9%, comparativamente ao grupo dos NREC em que as médias percentuais são respectivamente de 21% e 7%. As diferenças entre os pares  $NREC_1/NREC_2$  e  $REC_1/REC_2$  também são significativas, principalmente no caso dos NREC. Em ambos os pares, as principais diferenças dizem respeito à proporção de indivíduos que nasceram no mesmo Concelho onde residem, superior no caso dos residentes a distâncias > 200m dos vidrões, e na R.LVT, superior no caso dos residentes a distâncias  $\leq 200$ m dos vidrões.

Tabela 4. 3. Características demográficas dos REC e NREC

	Tipo de famílias						Testes estatísticos (a) REC/NREC (b) NREC <sub>1</sub> /NREC <sub>2</sub> (c) REC <sub>1</sub> /REC <sub>2</sub>	
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>		REC
<b>Estrutura da família</b>								
<i>Dimensão do agregado (nº médio)</i>	3.25	3.22	3.23	3.20	3.25	3.31	3.30	(a) F(1,3411) = 0.70; n.s (b) F(1,1069) = 0.03; n.s (c) F(1,2340) = 1.19; n.s
<i>Presença de &lt; 15 anos (nº médio)</i>	0.45	0.48	0.44	0.46	0.46	0.39	0.44	(a) F(1,3411) = 0.44; n.s (b) F(1,1069) = 0.65; n.s (c) F(1,2340) = 3.40; n.s
<i>Presença de &gt; 64 anos (nº médio)</i>	0.33	0.25	0.29	0.27	0.34	0.41	0.36	(a) F(1,3411) = 15.12; p< 0.0001 (b) F(1,1074) = 0.99; n.s (c) F(1,2341) = 2.35; n.s
<b>Concelho de nascimento (%)</b>								
<i>no mesmo onde reside</i>	19.80	17.81	33.81	24.69	15.21	23.45	17.65	
<i>R. LVT</i>	34.92	43.17	24.76	35.25	36.81	29.95	34.77	
<i>R. Norte</i>	11.18	9.17	10.71	9.84	12.20	10.74	11.77	
<i>R. Centro</i>	14.33	11.51	10.71	11.17	15.65	15.89	15.72	
<i>R. Alentejo</i>	6.15	4.50	4.76	4.61	7.16	6.05	6.83	
<i>R. Algarve</i>	2.31	2.16	1.43	1.84	2.30	3.03	2.52	(a) $\chi^2(7) = 41.78$ ; p< 0.0001
<i>R. Autónomas</i>	1.81	3.06	2.14	2.66	1.60	1.06	1.44	(b) $\chi^2(7) = 52.22$ ; p< 0.00001
<i>Estrangeiro</i>	9.49	8.63	11.67	9.94	9.07	9.83	9.30	(c) $\chi^2(7) = 28.04$ ; p< 0.001
<b>Anos de residência na zona (%)</b>								
<i>menos de 1 ano</i>	4.45	7.75	6.28	7.11	3.33	3.13	3.27	
<i>entre 1 a 5 anos</i>	13.98	15.49	15.81	15.63	14.20	11.01	13.26	
<i>entre 5 a 10 anos</i>	12.54	15.67	13.26	14.63	12.07	10.57	11.62	(a) $\chi^2(4) = 82.27$ ; p< 0.00001
<i>mais de 10 anos</i>	50.72	38.20	41.63	39.68	55.19	56.55	55.59	(b) $\chi^2(4) = 2.46$ ; n.s
<i>Desde que nasceu - 5 anos</i>	18.31	22.89	23.02	22.95	15.21	18.75	16.26	(c) $\chi^2(4) = 8.41$ ; n.s
<i>Nº médio de anos</i>	17.56	15.95	16.90	16.40	17.70	19.02	18.10	(a) F(1,3259) = 16.22; p< 0.0001 (b) F(1,996) = 1.59; n.s (c) F(1,2261) = 6.77; p< 0.01

A distribuição do número de indivíduos pelas diferentes regiões de nascimento relaciona-se com os fenómenos migratórios que se verificaram principalmente nas décadas anteriores aos anos 60. Na Tabela 4.4, apresenta-se a distribuição percentual dos vários grupos etários em função do respectivo local de nascimento.

Sendo a média de idades dos indivíduos do grupo REC superior à do grupo NREC, é natural que no grupo dos REC se encontrem percentagens superiores de indivíduos oriundos das Regiões Norte, Centro e Sul do país. É também notória a influência do retorno das ex-colónias, a percentagem de nascidos no estrangeiro (o que de acordo com as respostas aos inquéritos se deve essencialmente aos nascidos nas ex-colónias) é superior nas faixas etárias inferiores a 44 anos.

Tabela 4. 4. Distribuição percentual dos inquiridos por faixas etárias e por local de nascimento

	Faixas etárias					
	≤ 24 anos	25 - 34 anos	35 - 44 anos	45 - 54 anos	55 - 64 anos	> 64 anos
Local de nascimento (%)						
<i>no Concelho onde reside</i>	24.31	24.72	19.83	12.58	17.15	16.72
<i>na RLVT</i>	45.35	39.29	32.20	32.12	23.22	21.05
<i>nas R. Norte e Centro</i>	12.79	16.34	28.36	34.44	37.47	40.25
<i>nas R. Alentejo e Algarve</i>	4.86	3.75	6.82	12.75	13.98	13.62
<i>nas R. Autónomas</i>	2.22	n.s.	n.s.	1.82	n.s.	n.s.
<i>no estrangeiro</i>	10.47	14.35	11.51	6.29	6.3	6.81

#### 4.2.3. VARIÁVEIS PSICOSSOCIAIS NÃO RELACIONADAS COM OS RESÍDUOS

Dentro deste grupo de variáveis incluíram-se: a filiação em organizações locais, o envolvimento nas actividades colectivas desenvolvidas no local de residência, a percepção sobre a capacidade mobilizadora dos vizinhos em caso de necessidade de resolução dum assunto de interesse colectivo, o índice de identidade urbana e o sentimento de bem estar na zona de residência. Os valores obtidos para estas variáveis apresentam-se na Tabela 4.5.

**Filiação em organizações locais (Q.61 e Q.62).** Só cerca de 21% dos inquiridos é filiado nalguma organização existente no Concelho de residência, predominando as organizações de carácter recreativo ou desportivo, as associações de bombeiros e as associações de moradores. Na categoria de resposta assinalada na Tabela 4.5, com a designação de “sim, nacional”, foram incluídos os casos de organizações que, embora sediadas no Concelho, ultrapassam o seu âmbito local, como por exemplo o Benfica, a Associação Abraço, o Automóvel Clube de Portugal, a DECO ou ainda a Liga de Protecção à Natureza.

Analisando os valores obtidos para esta variável constata-se que a diferença entre REC e NREC é bastante significativa ( $\chi^2(9) = 70.88$ ;  $p < 0.00001$ ). Cerca de 29% dos REC é filiado nalguma organização, 23% em organizações de natureza local, 3% em organizações que embora sediadas no Concelho são de carácter nacional e 3% em organizações não especificadas, para os NREC as distribuições percentuais foram, respectivamente de 16%, 13%, 2% e 1%. As diferenças entre os NREC e os REC localizados a diferentes distâncias dos vidrões não são estatisticamente significativas.

**Envolvimento em actividades colectivas desenvolvidas na zona de residência (Q.60).** Se quer REC quer NREC, apresentam baixos valores em relação à filiação em organizações existentes no Concelho, a situação ainda é pior quando se lhes pergunta se costumam participar nas actividades colectivas desenvolvidas na sua zona. Numa escala de 1 a 5, com os extremos variando entre *quase nunca* e *quase sempre*, obteve-se um valor médio de 1.45, ou seja, a maioria dos indivíduos quase nunca participa nas actividades desenvolvidas na sua zona. Novamente para esta variável, foram os REC que apresentaram um valor médio superior ao dos NREC ( $M_{NREC} = 1.32$ ;  $M_{REC} = 1.50$ ;  $F(1,3164) = 33.09$ ,  $p < 0.00001$ ). A correlação entre a filiação em organizações do Concelho e o nível de participação em actividades de interesse colectivo, embora não muito elevada, é significativa ( $r = 0.18$ ;  $p < 0.05$ ).

**Percepção sobre a capacidade mobilizadora dos vizinhos (Q.63).** Em resposta à questão “Se fosse necessária a participação dos moradores da sua zona para a resolução de um problema de interesse colectivo, o que é que acha que aconteceria?”, obteve-se um valor médio de 2.56 (numa escala de 1 a 5, com os extremos entre o “quase ninguém participava” a “quase todos participavam”). Os valores revelam uma crença fraca em relação à capacidade de mobilização dos vizinhos. Se esta escala for interpretada como uma auto-projecção dos comportamentos dos inquiridos, o eventual envolvimento destes para a resolução de um assunto de interesse local não chegaria a contar com a participação de 50% dos inquiridos.

Curiosamente, apesar REC e NREC terem revelado diferentes níveis de participação em actividades colectivas e filiação em colectividades existentes no Concelho, a forma como percebem uma eventual participação dos vizinhos para um assunto de interesse colectivo é muito idêntica, e igualmente pessimista. Embora o grupo dos REC se aproxime mais do centro da escala (2.58) do que o grupo dos NREC (2.51), as diferenças não são significativas.

**Identidade urbana (Q.65).** Os três pares de grupos em análise apresentaram todas diferenças significativas para este indicador. Os REC possuem um nível de identificação com o bairro onde residem superior aos NREC ( $M_{REC} = 3.30$ ,  $M_{NREC} = 3.24$ ;  $F(1,3199) = 6.84$ ;  $p < 0.01$ ), o que se deve, principalmente, ao maior peso atribuído para as sub-escalas “compromisso” e “continuidade”. Os NREC<sub>2</sub> revelaram uma identificação urbana com o seu bairro superior aos NREC<sub>1</sub> ( $M_{NREC1} = 3.20$ ,  $M_{NREC2} = 3.28$ ;  $F(1,965) = 4.40$ ;  $p < 0.05$ ), sendo neste caso a única diferença significativa a relativa à sub-escala “compromisso”. Em relação aos REC, localizados a diferentes distâncias ao vidro, foram os REC<sub>2</sub> a apresentar um valor médio superior para este indicador ( $M_{REC1} = 3.27$ ,  $M_{REC2} = 3.33$ ;  $F(1,2232) = 6.17$ ;  $p < 0.05$ ), com diferenças significativas nas sub-escalas “avaliação externa”, “compromisso” e “continuidade”.

Analisando os valores obtidos para as quatro dimensões da escala de identidade urbana, conclui-se que a dimensão “laços”, que pretendia medir o sentimento geral de pertença ou raízes com a zona, foi a que apresentou valores mais baixos em todos os grupos, só se verificando diferenças com significado estatístico para o par NREC<sub>1</sub>/NREC<sub>2</sub>. A avaliação externa, ou seja, a percepção das características particulares do bairro comparativamente a outros locais, bem como o compromisso sobre o significado do bairro para o futuro, diferenciaram os grupos dos três pares. Os valores médios obtidos para a sub-escala continuidade com o passado, só permitiram diferenciar REC<sub>1</sub> de REC<sub>2</sub>. Os indivíduos do grupo REC<sub>2</sub> apresentaram valores superiores para todas as dimensões das sub-escalas de identidade urbana.

**Sentimento de bem estar na zona de residência (Q.64).** De uma forma geral, os inquiridos revelaram sentir-se bem na sua zona de residência (valor médio da escala 3.72), não se verificando diferenças significativas entre REC e NREC, nem entre NREC<sub>1</sub> e NREC<sub>2</sub>. Em relação ao par de REC, localizados a diferentes distâncias dos vidros, verifica-se que os REC<sub>2</sub> têm um sentimento de bem estar na sua zona de residência superior ao dos REC<sub>1</sub> ( $M_{REC1} = 3.71$ ,  $M_{REC2} = 3.80$ ;  $F(1,2271) = 8.56$ ;  $p < 0.005$ ).

Na Figura 4.2 apresentam-se, para cada uma das zonas donde se retirou a amostra, os valores médios obtidos para as escalas relativas ao sentimento de bem estar na zona de residência e identidade urbana. São também apresentados no mesmo gráfico, os valores médios das distâncias das habitações aos vidros (valores de 1 a 4, sendo 1  $\leq$  100m, 2 = 100-200m, 3 = 300-400m e 4 > 400m). Os valores médios obtidos para a escala relativa ao sentimento de bem estar na zona de residência, embora ligeiramente superiores aos da identidade urbana, seguem o mesmo tipo de evolução em todas as zonas, a correlação entre estes dois indicadores é bastante elevada e significativa ( $r = 0.66$ ,  $p < 0.05$ ). Verifica-se também uma relação positiva entre estes dois indicadores e a distância aos vidros, embora muito fraca (em ambas as situações  $r = 0.06$ ;  $p < 0.05$ ).

Tabela 4. 5. Diferenças entre REC e NREC em relação às variáveis psicossociais não relacionadas com os RU

	Tipo de famílias							Testes estatísticos (a) REC/NREC (b) NREC <sub>1</sub> /NREC <sub>2</sub> (c) REC <sub>1</sub> /REC <sub>2</sub>
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>	REC	
Filiação em organizações locais (%)	20.98	14.10	12.47	24.84	24.84	22.78	22.78	(a) $\chi^2(9) = 70.88; p < 0.00001$ (b) $\chi^2(3) = 2.32; n.s$ (c) $\chi^2(3) = 7.47; n.s.$
<i>Sim, locais</i>								
<i>Sim, nacionais</i>	2.17	1.65	2.93	1.66	1.66	3.36	3.36	
<i>Sim, não especificado</i>	2.04	0.92	0.73	2.42	2.42	2.91	2.91	
<i>Não</i>	74.80	83.33	83.86	71.08	71.08	70.95	70.95	
Envolvimento em actividades colectivas (escala de 1 a 5)	1.45	1.33	1.31	1.32	1.49	1.53	1.50	(a) $F(1,3164) = 33.09, p < 0.00001$ (b) $F(1,2207) = 0.88; n.s.$ (c) $F(1,955) = 0.13; n.s.$
Percepção sobre a capacidade mobilizadora dos vizinhos (escala de 1 a 5)	2.56	2.46	2.59	2.51	2.60	2.52	2.58	(a) $F(1,3136) = 2.39; n.s.$ (b) $F(1,2194) = 2.55; n.s.$ (c) $F(1,940) = 3.51; n.s.$
Sentimento de vivência (escala de 1 a 5)	3.72	3.67	3.74	3.70	3.71	3.80	3.73	(a) $F(1,3255) = 1.42; n.s$ (b) $F(1,982) = 2.27; n.s.$ (c) $F(1,2271) = 8.56; p < 0.005$
Identidade urbana (média) (escala de 1 a 5)	3.27	3.20	3.28	3.24	3.27	3.33	3.30	(a) $F(1,3199) = 6.84; p < 0.01$ (b) $F(1,965) = 4.40; p < 0.05$ (c) $F(1,2232) = 6.17; p < 0.05$
<i>sub-escala Avaliação externa</i>	3.23	3.33	3.25	3.28	3.18	3.28	3.21	(a) $F(1,3168) = 5.71; p < 0.05$ (b) $F(1,951) = 7.01; p < 0.01$ (c) $F(1,2215) = 8.85; p < 0.005$
<i>sub-escala Laços</i>	2.83	2.82	2.94	2.87	2.80	2.87	2.82	(a) $F(1,3060) = 2.53; n.s.$ (b) $F(1,923) = 4.57; p < 0.05$ (c) $F(1,2135) = 3.50; n.s.$
<i>sub-escala Compromisso</i>	3.55	3.44	3.60	3.49	3.53	3.67	3.60	(a) $F(1,3086) = 6.56; p < 0.05$ (b) $F(1,931) = 6.33; p < 0.05$ (c) $F(1,2153) = 16.83; p < 0.00005$
<i>sub-escala Continuidade</i>	3.59	3.55	3.62	3.58	3.52	3.77	3.59	(a) $F(1,3160) = 0.16; n.s.$ (b) $F(1,949) = 1.50; n.s.$ (c) $F(1,2209) = 30.34; p < 0.000000$

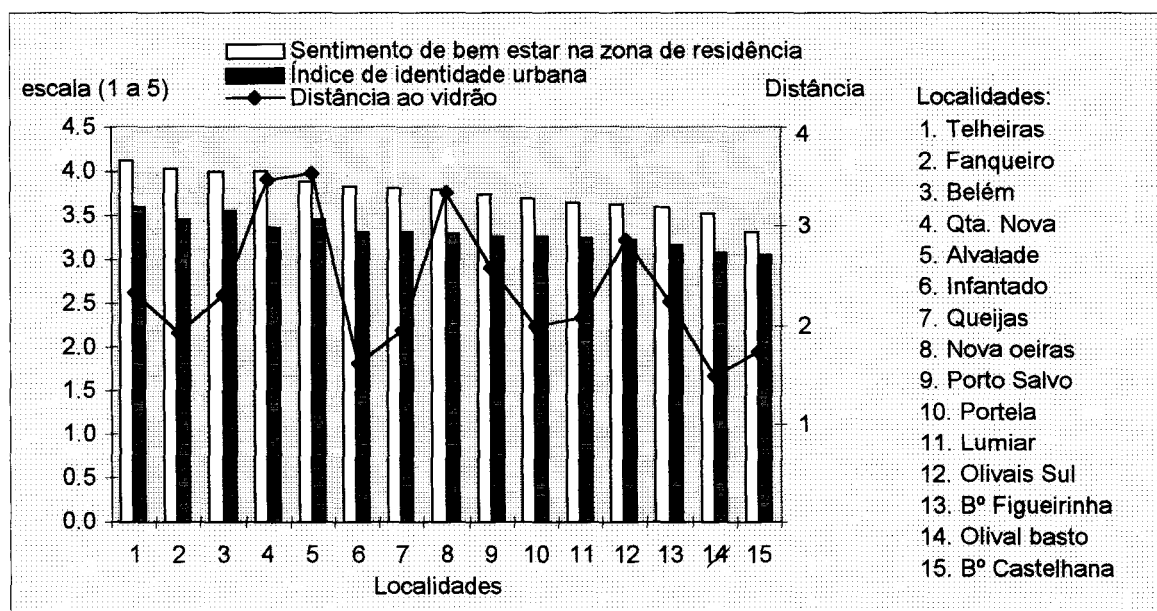


Figura 4. 2. Resultados obtidos para as escalas de identidade urbana, sentimento de vivência na zona e distância aos vidrões, em cada uma das localidades em estudo.

#### 4.2.4. VARIÁVEIS PSICOSSOCIAIS RELACIONADAS COM OS RESÍDUOS

**Informação sobre resíduos (Q.8, Q.9 e Q.10).** Na Tabela 4.6 apresentam-se as distribuições percentuais das respostas dadas às questões relativas às variáveis de informação sobre resíduos. Cerca de 79% dos inquiridos afirmaram ter recebido informação sobre assuntos relacionados com os resíduos nos últimos três meses. As principais fontes de informação referidas foram, por ordem decrescente, a televisão (71%), os jornais e revistas (46%), folhetos distribuídos pelas Câmaras (26%), cartazes de rua (19%) e rádio (17%). Em média, cada indivíduo referiu ter recebido informação de 2.5 fontes diferentes.

Em relação à recepção da informação, verifica-se que os REC receberam, ou lembraram-se de ter recebido, mais informação sobre questões relacionadas com os resíduos que os NREC ( $M_{REC} = 82\%$ ,  $M_{NREC} = 74\%$ ;  $\chi^2(1) = 24.64$ ;  $p < 0.00001$ ). Das nove categorias de respostas possíveis, as que diferenciaram REC de NREC foram: os jornais/revistas ( $M_{REC} = 48\%$ ,  $M_{NREC} = 41\%$ ;  $\chi^2(1) = 17.46$ ;  $p < 0.0001$ ), a televisão ( $M_{REC} = 73\%$ ,  $M_{NREC} = 68\%$ ;  $\chi^2(1) = 10.06$ ;  $p < 0.005$ ), os filhos ( $M_{REC} = 5\%$ ,  $M_{NREC} = 3\%$ ;  $\chi^2(1) = 7.09$ ;  $p < 0.05$ ), os cartazes de rua ( $M_{REC} = 20\%$ ,  $M_{NREC} = 17\%$ ;  $\chi^2(1) = 5.19$ ;  $p < 0.05$ ) e os folhetos distribuídos pelas câmaras ( $M_{REC} = 30\%$ ,  $M_{NREC} = 18\%$ ;  $\chi^2(1) = 49.47$ ;  $p < 0.00001$ ). Os folhetos distribuídos pelas Câmaras e as informações lidas em jornais/revistas foram, de todas as fontes de informação, as mais significativas na diferenciação entre REC e NREC.

O número médio de fontes de informação assinaladas, foi mais elevado para o grupo dos REC que para o dos NREC ( $M_{REC} = 2.55$ ,  $M_{NREC} = 2.46$ ), no entanto estas diferenças não são significativas.

Não se apresentam na Tabela 4.6 os resultados dos testes de inferência estatística para os grupos  $NREC_1/NREC_2$  e  $REC_1/REC_2$ , porque estes dois pares de grupos não se diferenciaram em relação a nenhuma fonte de informação e número médio de fontes referidas, dentro dos limites impostos para o nível de significância.

Na Figura 4.3, apresentam-se as diferenças percentuais entre REC e NREC, para cada uma das fontes de informação. Todas as fontes de informação foram mais referidas pelos REC do que pelos NREC, à excepção da televisão e da categoria "outros familiares, vizinhos, amigos". Os REC diferenciam-se de uma forma significativa em relação às fontes de informação "folhetos distribuídos pelas Câmaras" e "jornais/ revistas", para as quais se obtiveram diferenças percentuais positivas elevadas, e "outros familiares/amigos/vizinhos", categoria onde se registou a maior diferença percentual negativa.

Tabela 4. 6. Diferenças entre REC e NREC em relação à informação sobre resíduos

	Tipo de famílias							Testes estatísticos (a) REC vs NREC
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>	REC	
Recepção da informação (%)	79.32	74.26	74.03	74.16	81.24	82.67	81.67	(a) $\chi^2(1) = 24.64$ ; $p < 0.00001$
Fontes de informação (%):								
<i>Jornais/revistas</i>	45.77	39.68	41.69	40.52	47.21	50.50	48.19	(a) $\chi^2(1) = 17.46$ ; $p < 0.0001$
<i>Televisão</i>	71.19	67.36	67.85	67.57	72.63	73.38	72.86	(a) $\chi^2(1) = 10.06$ ; $p < 0.005$
<i>Rádio</i>	16.88	15.20	16.19	15.61	17.17	18.13	17.46	(a) $\chi^2(1) = 1.79$ ; n.s.
<i>Emprego/escola</i>	8.80	7.20	7.98	7.53	9.65	8.78	9.39	(a) $\chi^2(1) = 3.18$ ; n.s.
<i>Filhos</i>	4.12	2.72	2.88	2.79	5.10	3.88	4.74	(a) $\chi^2(1) = 7.09$ ; $p < 0.05$
<i>Outros familiares/vizinhos/amigos</i>	6.90	7.68	7.76	7.71	6.37	6.91	6.53	(a) $\chi^2(1) = 1.61$ ; n.s.
<i>Cartazes de rua</i>	19.27	17.12	16.85	17.01	20.51	19.86	20.32	(a) $\chi^2(1) = 5.19$ ; $p < 0.05$
<i>Folhetos da Câmara</i>	26.00	18.56	17.74	18.22	29.85	28.92	29.58	(a) $\chi^2(1) = 49.47$ ; $p < 0.00001$
<i>Outras fontes</i>	4.36	4.00	2.66	3.44	4.55	5.32	4.78	(a) $\chi^2(1) = 3.18$ ; n.s.
Nº médio de fontes de informação referidas	2.52	2.45	2.49	2.46	2.56	2.51	2.55	(a) $F(1,2740) = 2.16$ ; n.s.

Na Tabela 4.7 apresentam-se os resultados obtidos para a questão relativa ao tipo de informação lembrada pelos inquiridos (questão Q.10). As taxas de resposta a esta questão diferem significativamente entre REC e NREC. Cerca de 51% dos REC referiu pelo menos um assunto relacionado com os resíduos, enquanto que só 44% dos NREC referiu o mesmo ( $\chi^2(1) = 13.00$ ;  $p < 0.0005$ ). O número médio de assuntos lembrados foi de 1.55 para o grupo dos REC e 1.43 para

o grupo dos NREC, a análise da variância revelou que as diferenças entre estas médias são significativas,  $F(1,1666) = 8.33$ ;  $p < 0.005$ .

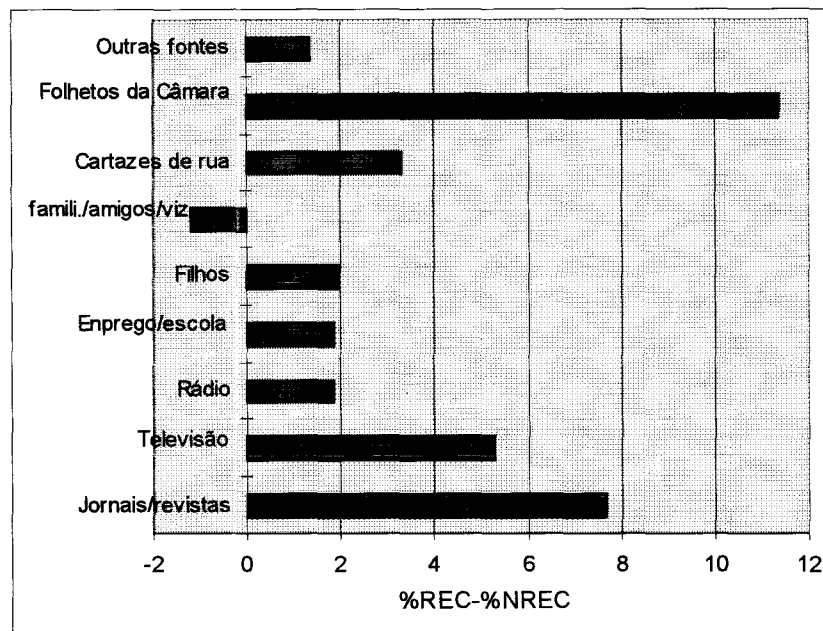


Figura 4. 3. Diferença percentual entre REC e NREC, em relação às fontes de informação referidas sobre resíduos

Os assuntos mais focados foram os relacionados com a reciclagem de materiais (24%), lixeiras (11%), aterros sanitários (11%), ambiente (geral) (7%) e tratamento dos resíduos (geral) (7%). No seu conjunto, os indivíduos referiram mais assuntos relacionados com o destino dos resíduos (tratamento em geral, lixeiras, aterros, compostagem e incineração), do que os relacionados com a reciclagem de materiais (separação selectiva, reciclagem, horários de deposição).

Nos últimos três anos os órgãos de comunicação social, especialmente a televisão, têm apresentado mais notícias sobre a contestação popular, que se verifica um pouco por todo o país, em relação ao destino dos resíduos, sendo menos frequentes notícias sobre redução ou reciclagem dos materiais. Lixeiras, aterros e estações de incineração, têm sido apresentados de uma forma mais sensacionalista do que informativa e/ou formativa. Tem sido frequente, por parte dos próprios jornalistas, designações indiferenciadas de lixeiras/aterros e queima do lixo/incineração. Os indivíduos inquiridos diferenciam-se em relação a este aspecto. Os NREC<sub>1</sub> utilizaram mais o termo "lixeira", os NREC<sub>2</sub> o termo "aterro sanitário" e os REC<sub>1</sub> e REC<sub>2</sub> utilizaram igualmente os dois termos.

A categoria "quantidade de lixo" merece alguns comentários. Embora tenha sido um dos temas menos lembrado pelos inquiridos (2%) é de referir que em Dezembro de 1996, ou seja menos de dois meses antes da realização do inquérito, o Ministério do Ambiente e dos Recursos Naturais passou na televisão, por altura do Natal, uma publicidade institucional que alertava os consumidores para a necessidade de produzir menos resíduos. Atendendo aos resultados obtidos neste estudo conclui-se que apesar da televisão ter sido mencionada como uma das principais fontes de informação, a referida publicidade não teve grande efeito nos inquiridos, todos os grupos revelaram lembrar-se pouco da mensagem da referida publicidade.

De todas as categorias de respostas, só não se verificaram diferenças significativas entre REC e NREC em relação aos assuntos sobre quantidade, incineração, compostagem, tratamento de resíduos e limpeza urbana. Assuntos sobre ambiente (não resíduos), recolha dos RU, reciclagem, aterros sanitários e lixeiras, foram mais focados pelos REC do que pelos NREC, apresentando as frequências relativas diferenças significativas.

À semelhança do que se verificou em relação às fontes de informação, também para o conteúdo da informação não se verificaram diferenças estatisticamente significativas entre os dois subgrupos de REC e de NREC. A única excepção registou-se em relação à categoria aterros sanitários, a qual foi mais referida por NREC<sub>2</sub> do que por NREC<sub>1</sub> ( $M_{NREC1} = 7\%$ ;  $M_{NREC2} = 11\%$ ;  $\chi^2(1) = 15.44$ ;  $p < 0.05$ ).

Tabela 4. 7. Informação relembrada por REC e NREC sobre resíduos

	Tipo de famílias						Testes estatísticos (a) REC vs NREC	
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>		REC
Conteúdo da informação (%):	48.79	43.52	45.23	44.24	50.42	51.94	50.87	(a) $\chi^2(1) = 13.00$ ; $p < 0.0005$
<i>Ambiente (geral)</i>	7.22	4.80	6.87	5.67	7.65	8.63	7.94	(a) $\chi^2(1) = 5.67$ ; $p < 0.05$
<i>Quantidade de lixo</i>	2.40	2.56	2.22	2.42	2.31	2.59	2.39	(a) $\chi^2(1) = 0.002$ ; n.s.
<i>Recolha de resíduos</i>	3.31	1.60	2.66	2.04	3.88	3.88	3.88	(a) $\chi^2(1) = 7.81$ ; $p < 0.01$
<i>Reciclagem de resíduos</i>	24.39	22.72	21.29	22.12	25.18	26.04	25.44	(a) $\chi^2(1) = 4.40$ ; $p < 0.05$
<i>Aterros sanitários</i>	10.73	7.20	11.31	8.92	11.71	11.22	11.57	(a) $\chi^2(1) = 5.38$ ; $p < 0.05$
<i>Incineração</i>	5.53	4.80	5.10	4.93	5.83	5.76	5.80	(a) $\chi^2(1) = 1.09$ ; n.s.
<i>Compostagem</i>	0.91	0.80	0.22	0.56	0.85	1.58	1.07	(a) $\chi^2(1) = 2.13$ ; n.s.
<i>Tratamento de resíduos(geral)</i>	7.02	6.56	5.99	6.32	7.34	7.34	7.34	(a) $\chi^2(1) = 1.18$ ; n.s.
<i>Lixeiras</i>	11.14	10.40	7.54	9.20	12.08	11.94	12.04	(a) $\chi^2(1) = 5.99$ ; $p < 0.05$
<i>Limpeza urbana</i>	1.23	1.12	1.55	1.30	1.09	1.44	1.20	(a) $\chi^2(1) = 0.07$ ; n.s.
Nº médio de assuntos	1.51	1.44	1.43	1.43	1.55	1.55	1.55	(a) $F(1,1666) = 8.33$ ; $p < 0.005$

**Conhecimentos sobre o sistema de gestão de RU (Q.11 a Q.18).** O nível médio de conhecimentos sobre a gestão de RU, avaliado numa escala contínua de 0 a 5, sendo o valor 0 correspondentes a todas as respostas erradas e o valor 5 a todas as respostas certas, foi, para o conjunto dos inquiridos, de 3.28, o que corresponde a uma pontuação positiva. Os REC possuem um nível de conhecimentos sobre os diversos aspectos da gestão dos RU superior ao dos NREC. Como se pode verificar pelo gráfico apresentado na Figura 4.4, o nível médio de conhecimentos dos REC foi de 3.45, em ambos os grupos de distância ao vidro, enquanto que para os NREC se obteve um valor médio de 2.92 (2.91 para os NREC<sub>1</sub> e 2.94 para os NREC<sub>2</sub>). A análise da variância das médias obtidas para os REC e NREC permitiu confirmar que as diferenças entre estes dois grupos são significativas ( $F(3,3133) = 42.69$ ;  $p < 0.000$ ).

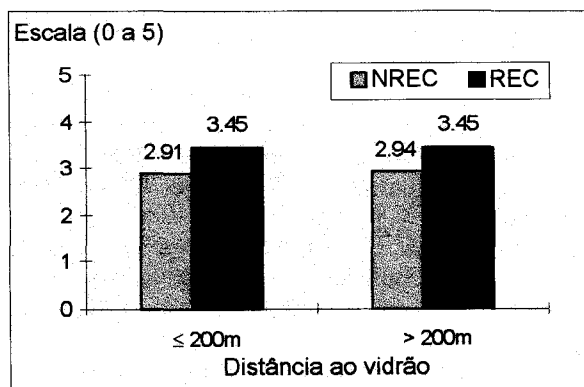


Figura 4. 4. Índice de conhecimentos sobre o sistema de gestão de RU

Na Tabela 4.8 apresentam-se os valores obtidos para as várias questões a partir das quais se construiu o índice de conhecimentos face ao sistema de gestão de RU. Dos seis itens, foram os relativos ao conhecimento sobre o sistema de deposição final dos RU e o pagamento de um tarifário os que registaram uma menor percentagem de respostas certas, respectivamente de 13% e 32%.

Em relação à questão sobre o destino dos RU, como se pode observar pela Figura 4.5, cerca de 36% dos indivíduos referiram a deposição no solo (lixeiros e aterros), o que efectivamente existe nos três Concelhos de onde se retirou a amostra, mas, a maioria (22%) referiu lixeiras (situação não existente) e só 14% aterros sanitários. A falta de informação ou o desconhecimento sobre as diferenças entre lixeira e aterro são evidentes. De referir que apesar de ainda não se encontrar em funcionamento a incineradora que irá receber os RU dos Concelhos de Lisboa e Loures, cerca de 4% dos inquiridos pensa que os seus RU estão a ser conduzidos para uma incineradora. Dois dos inquiridos, um residente na Portela e outro no Lumiar, nos comentários que fizeram na contracapa do questionário, afirmaram: "...andam a queimar os lixos, há dias em o cheiro é insuportável", "...nesta zona cheira muito mal, penso que é da incineradora". No caso da Portela, por altura da realização do questionário, a Câmara de Lisboa estava a proceder ao desmantelamento da estação de compostagem de Beirolos e à selagem do aterro (zona de intervenção da EXPO'98), e de facto em



determinados dias o cheiro a lixo era evidente. No caso do Lumiar, em determinadas zonas e quando o vento está a favor, também é frequente o cheiro a lixo proveniente do aterro do Vale do Forno.

Em relação ao tarifário de RU, cerca de 68% dos indivíduos não sabe se paga ou não paga, ou errou a questão. Os três concelhos têm sistemas diferentes. No caso de Lisboa não existe um tarifário explícito de RU, no caso de Loures o tarifário de RU vem incluído na tarifa de saneamento do recibo da água (não explicitando claramente que inclui os RU) e no caso de Oeiras o tarifário de RU vem discriminado no recibo da água.

Cerca de 32% dos inquiridos residentes no concelho de Lisboa e 32% dos residentes no de Loures, afirmaram desconhecer se pagam ou não pagam algum tarifário sobre RU, enquanto que a mesma afirmação foi referida apenas por 22% dos residentes no concelho de Oeiras. Dos que responderam "não sei", cerca de 28% dos residentes no concelho de Lisboa erraram a pergunta, ou seja, pensam que pagam quando efectivamente não pagam. Esta percentagem eleva-se para 38% no caso dos residentes de Oeiras e para 48% no caso dos residentes de Loures. Em relação a Loures o facto de não vir explícito na taxa de saneamento o tarifário de RU, será a razão porque um grande número de utentes se encontra mal informado sobre este assunto. Cerca de 40% dos residentes no concelho de Lisboa e 40% dos residentes no Concelho de Oeiras sabem se pagam ou não e em que recibo e só 19% dos residentes em Loures sabe que paga e em que recibo é que paga.

Analisando as diferenças entre REC e NREC, relativas às média percentuais obtidas para cada uma das questões, verificam-se diferenças significativas em relação à questão sobre a frequência da recolha dos RU, horário recomendado para a deposição dos RU e tipo de materiais objecto de recolhas selectivas. Os REC revelaram conhecer melhor que os NREC, a frequência com que se realiza a recolha dos RU na sua zona de residência ( $M_{NREC} = 81\%$ ,  $M_{REC} = 84\%$ ;  $p < 0.05$ ), as horas recomendadas para a deposição dos RU ( $M_{NREC} = 58\%$ ,  $M_{REC} = 67\%$ ;  $p < 0.000005$ ) e os materiais objecto de recolhas selectivas ( $M_{NREC} = 89\%$ ,  $M_{REC} = 63\%$ ;  $p = 0$ ). Apresentaram também valores ligeiramente superiores em relação ao conhecimento sobre que entidade recolhe os RU e sobre o pagamento de um tarifário, mas as diferenças não têm significância estatística.

Comparando os dois grupos de distância aos vidrões, ou seja  $NREC_1$  com  $NREC_2$  e  $REC_1$  com  $REC_2$ , verifica-se que para todas as questões, há excepção do destino dos RU e dos materiais alvo de recolhas selectivas, são os indivíduos localizados a distância  $> 200m$  dos vidrões, os que apresentam um melhor conhecimento sobre o sistema de RU. Isto poder-se-á dever ao facto de ser neste grupo que se encontra um número superior de residentes há mais anos na zona, logo mais familiarizados com os aspectos clássicos da recolha. É no grupo de maior distância aos vidrões que se encontram os indivíduos mais idosos e que vivem há mais anos na sua actual zona de residência o que poderá justificar a menor percentagem de respostas certas relativamente ao destino dos RU, ou seja, eventualmente uma maior confusão entre os termos lixeiras e aterros.

Como seria de esperar, quando maior é a distância aos vidrões maior é a percentagem de indivíduos que considera que na sua zona não se recolhem materiais dos RU para reciclar. As diferenças entre os  $NREC_1$  e os  $NREC_2$  são estatisticamente significativas para o caso das questões relativas à entidade que recolhe os RU, ao tarifário de RU e aos materiais alvo de recolha selectiva. Já no caso dos  $REC_1$  e  $REC_2$  as diferenças dizem respeito à entidade que recolhe os RU, ao horário recomendado para a recolha, ao destino dos RU e aos materiais alvo de recolha selectiva.

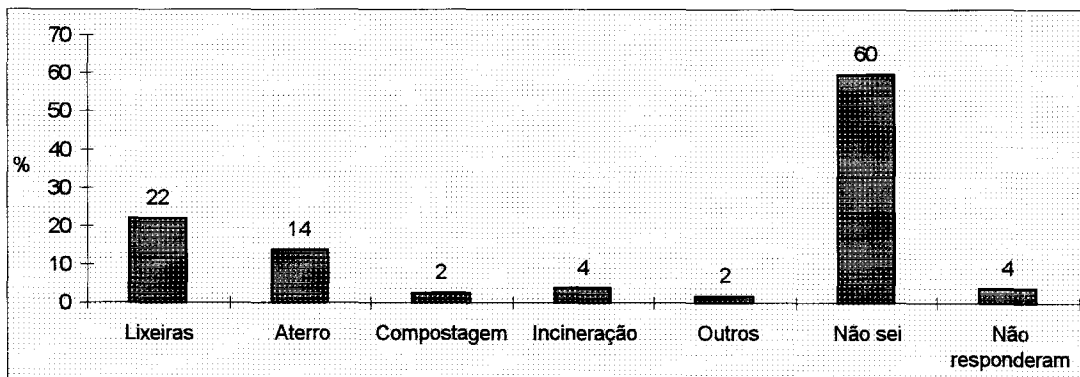


Figura 4. 5. Distribuição das respostas dadas à questão sobre o destino dos RU

Tabela 4. 8. Distribuição percentual das respostas dos REC e NREC relativas ao conhecimento sobre o sistema de gestão de RU

	Tipo de famílias							Testes estatísticos (a) REC/NREC (b) NREC <sub>1</sub> /NREC <sub>2</sub> (c) REC <sub>1</sub> /REC <sub>2</sub>
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>	REC	
Frequência da recolha dos RU								(a) $\chi^2(1) = 5.78$ ; $p < 0.05$
<i>certas (%)</i>	83.08	79.61	82.39	80.78	84.15	84.06	84.12	(b) $\chi^2(1) = 1.28$ ; n.s.
<i>erradas/não sabem/n. responderam (%)</i>	16.92	20.39	17.61	19.22	15.85	15.94	15.88	(c) $\chi^2(1) = 0.00$ ; n.s.
Quem recolhe os RU								(a) $\chi^2(1) = 0.99$ ; n.s.
<i>certas (%)</i>	51.94	43.95	60.09	50.67	51.02	56.04	52.52	(b) $\chi^2(1) = 26.53$ ; $p < 0.000000$
<i>erradas/não sabem/n. responderam (%)</i>	48.06	56.05	39.91	49.33	48.98	43.96	47.48	(c) $\chi^2(1) = 4.87$ ; $p < 0.05$
Horas a que se deve ir despejar o lixo								(a) $\chi^2(1) = 20.92$ ; $p < 0.000005$
<i>certas (%)</i>	64.04	56.45	61.01	58.37	65.21	69.91	66.61	(b) $\chi^2(1) = 2.16$ ; n.s.
<i>erradas/não sabem/n. responderam (%)</i>	35.96	43.55	38.99	41.63	34.79	30.09	33.39	(c) $\chi^2(1) = 4.74$ ; $p < 0.05$
Pagamento dum tarifário								(a) $\chi^2(1) = 2.13$ ; n.s.
<i>certas (%)</i>	31.82	25.00	37.05	30.08	32.10	33.83	32.62	(b) $\chi^2(1) = 17.56$ ; $p < 0.00005$
<i>erradas/não sabem/n. responderam (%)</i>	68.18	75.00	62.95	69.92	67.90	66.17	67.38	(c) $\chi^2(1) = 0.64$ ; n.s.
Destino dos RU								(a) $\chi^2(1) = 0.67$ ; n.s.
<i>certas (%)</i>	12.61	13.96	12.39	13.30	13.28	9.96	12.28	(b) $\chi^2(1) = 0.54$ ; n.s.
<i>erradas/não sabem/n. responderam (%)</i>	87.39	86.06	87.61	86.70	86.72	90.04	87.72	(c) $\chi^2(1) = 4.83$ ; $p < 0.05$
Materiais recolhidos selectivamente								(a) $\chi^2(2) = 380.17$ ; $p = 0.00$
<i>Certas (1 material) (%)</i>	57.55	44.30	28.18	37.57	68.80	61.30	66.58	(b) $\chi^2(2) = 34.08$ ; $p < 0.000000$
<i>Certas (2 ou mais materiais) (%)</i>	23.45	24.76	25.45	25.05	22.61	23.04	22.74	(c) $\chi^2(2) = 26.80$ ; $p < 0.000005$
<i>erradas/não sabem/n. responderam (%)</i>	19.00	30.94	46.36	37.38	8.59	15.65	10.68	

**Percepção sobre as quantidades de RU produzidos pela família (Q.21).** Na Tabela 4.9 apresentam-se os resultados obtidos para a questão relativa à percepção sobre as quantidades de RU produzidas em casa dos inquiridos. Para este indicador, avaliado numa escala de 1 a 5, obteve-se um valor médio de 3.03, não sendo significativas as diferenças dos valores médios em qualquer um dos três pares de grupos em análise. Em qualquer um dos grupos, os indivíduos posicionaram-se num valor próximo da média da escala, o qual corresponde à situação “nem muito nem pouco lixo”, os NREC consideram que produzem mais resíduos que os REC embora, como se referiu, as diferenças não tenham significado estatístico.

Estes resultados levam a concluir que a eventual consciencialização ou sentimento de preocupação em relação às quantidades de RU que se produzem, praticamente não existe e não diferenciam REC de NREC. A diminuta responsabilidade individual por este problema, parece evidente, a maioria dos indivíduos tem a percepção que produz os RU que tem que produzir, nem mais nem menos. Para fazerem uma avaliação consciente desta problemática, os indivíduos necessitariam de ter informação específica sobre as quantidades de RU que poderiam evitar ou as formas possíveis para reduzir essas quantidades, o que provavelmente não têm.

Tabela 4. 9. Percepção dos REC e NREC sobre as quantidades de RU produzidos em suas casas

	Tipo de famílias							Testes estatísticos (a) REC/NREC
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>	REC	
Valor médio (escala 1 a 5)	3.03	3.06	3.03	3.04	3.02	3.02	3.02	(a) $F(1,3354) = 0.59$ ; n.s.

**Percepção sobre a evolução das quantidades de RU produzidos pela família (Q.22).** O valor médio obtido para a escala relativa à percepção sobre a evolução das quantidades de RU produzidos actualmente, comparativamente às quantidades produzidas há cinco anos atrás, foi de 3.41, o que revela que um grande número de inquiridos tem consciência que as quantidades de RU que se produzem em suas casas tem vindo a aumentar. Como se pode observar na Tabela 4.10, apesar do valor médio obtido para os NREC ser ligeiramente superior ao dos REC, as diferenças não são significativas. Também não se encontraram diferenças significativas entre os pares NREC<sub>1</sub>/NREC<sub>2</sub> e REC<sub>1</sub>/REC<sub>2</sub>.

Tabela 4. 10. Percepção dos REC e dos NREC em relação à evolução dos quantitativos de RU produzidos em suas casas.

	Tipo de famílias							Testes estatísticos (a) REC/NREC
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>	REC	
Valor médio (escala 1 a 5)	3.41	3.42	3.46	3.44	3.40	3.41	3.40	(a) F(1,3316) = 1.51; n.s.

**Percepção sobre as quantidades de RU produzidos pelos vizinhos (Q.20).** Os resultados obtidos para a questão relativa à percepção sobre as quantidade de RU produzidos pelos vizinhos apresentam-se na Tabela 4.11. Numa escala de 1 a 5, o valor médio obtido para este indicador foi de 3.5, ou seja, a maioria dos indivíduos considerou que as pessoas que habitam na sua zona fazem em geral muito lixo.

Comparando os valores médios obtidos para os REC com os NREC, constata-se que os REC têm a percepção de que os seus vizinhos produzem mais RU que os NREC ( $M_{NREC} = 3.44$ ,  $M_{REC} = 3.40$ ;  $F(1,3152) = 4.51$ ;  $p < 0.05$ ). Apesar dos NREC<sub>1</sub> e dos REC<sub>1</sub> considerarem que os seus vizinhos produzem mais lixo, comparativamente aos NREC<sub>2</sub> e REC<sub>2</sub>, a análise de variância revelou que as diferenças não são significativas.

Tabela 4. 11. Percepção dos REC e dos NREC, em relação às quantidades de RU produzidos pelos vizinhos

	Tipo de famílias							Testes estatísticos (a) REC/NREC
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>	REC	
Valor médio (escala 1 a 5)	3.52	3.51	3.44	3.48	3.55	3.52	3.54	(a) F(1,3152) = 4.51; p < 0.05

Tal como se referiu na metodologia, construiu-se um índice de distância entre a família e os vizinhos, relativa à percepção sobre as quantidades de RU produzidos. Os valores médios obtidos para este índice, Tabela 4.12, revelaram que cerca de 51% dos inquiridos considera que os vizinhos produzem quantidades de RU próximas das suas, 42% considera que os vizinhos produzem mais e 7% que os vizinhos produzem menos. Uma percentagem superior de REC (44%) considerou que os vizinhos produzem mais resíduos, comparativamente às quantidades produzidas em suas casas, considerando o mesmo 38% dos NREC ( $\chi^2(2) = 10.63$ ;  $p < 0.01$ ). Não se encontraram diferenças com significado estatístico entre NREC<sub>1</sub>/NREC<sub>2</sub> e entre REC<sub>1</sub>/REC<sub>2</sub>.

Tabela 4. 12. Índice de distância entre as quantidades percebidas de RU produzidas em casa dos REC e NREC e as produzidas pelos seus vizinhos

	Tipo de famílias							Testes estatísticos (a) REC/NREC
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>	REC	
Índice de distância (escala de 1 a 5)	1.55	1.54	1.55	1.54	1.55	1.58	1.56	(a) F(1,3142) 0.67; n.s.
o mesmo que os vizinhos (%)	51.24	54.14	53.48	53.86	50.46	49.07	50.05	
os vizinhos mais (%)	42.02	37.92	38.37	38.11	43.79	43.81	43.80	
os vizinhos menos (%)	6.74	7.94	8.15	8.03	5.75	7.12	6.16	(a) $\chi^2(2) = 10.63$ ; p < 0.01

**Sistema preferido para a separação em casa dos recicláveis (Q.59.1).** Com a questão Q.59.1 procurou-se avaliar a opinião dos inquiridos sobre o tipo de separação em casa preferido para os componentes recicláveis dos RU, dando-se quatro opções de respostas, as quais incluíam a possibilidade de não separação, a separação multimaterial em dois grupos mas com designações diferentes (molhados *versus* secos e embalagens *versus* restante lixo) e a separação dedicada, com utilização de um saco para cada material. Os resultados obtidos para esta questão apresentam-se na Tabela 4.13.

As preferências dividem-se em “utilizar dois sacos, um para colocar os lixos molhados e outro para os secos”, sistema preferido por 36% dos inquiridos, e “utilizar vários sacos, um para cada material”, opção preferida por 35% dos inquiridos. A opção “utilizar dois sacos, um para as embalagens e outro para o restante lixo” obteve uma preferência menor (18%), mas adicionando os dois sistemas relativos à recolha multimaterial, conclui-se que, independentemente da designação atribuída aos grupos de resíduos a separar, a maioria dos indivíduos, cerca de 70%, prefere uma separação em duas componentes.

Apesar de 31% dos indivíduos da amostra serem NREC, só 14% dos NREC (151 indivíduos ou 4.4% do total da amostra) preferiram a opção “não fazer separação nenhuma, juntar tudo no mesmo saco”, o que significa que existirá um potencial para a reciclagem de pelo menos 86% dos NREC (925 indivíduos ou 27% do total da amostra). Em relação aos REC cerca de 6% manifestou preferência por não fazer separação nenhuma (141 indivíduos ou 4.1% do total da amostra). Uma possível justificação, para o facto de 141 indivíduos classificados como REC terem preferido que os resíduos fossem todos misturados no mesmo saco, poderá ser a de que, nas suas casas, não são eles a reciclar, mas outros elementos da família e que se essa tarefa fosse da sua responsabilidade muito provavelmente não reciclarão. Conclui-se desta análise que a percentagem inicial de 68.5% de REC, poderia potencialmente aumentar para 96%, se os sistemas fossem mais convenientes ou se as motivações para reciclar fossem mais fortes.

Ao comparar REC com NREC, verifica-se que os REC estão mais predispostos a separar várias componentes, uma para cada saco (40%), que os NREC (23%). Estes últimos por sua vez preferem mais a separação em duas componentes (56%) comparativamente aos REC (52%), as diferenças entre as distribuições percentuais foram significativas para todas as categorias de respostas, à excepção da categoria “utilizar dois sacos, um para as embalagens outro para o restante lixo”. O factor distância ao vidro não permitiu diferenciar os grupos localizados a diferentes distâncias.

Tabela 4. 13. Sistema preferido por REC e NREC para a separação dos recicláveis em casa

	Tipo de famílias						Testes estatísticos (a) REC/NREC (b) NREC <sub>1</sub> /NREC <sub>2</sub> (c) REC <sub>1</sub> /REC <sub>2</sub>	
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>		REC
<i>utilizar dois sacos: molhados vs. secos (%)</i>	35.62	37.44	43.02	39.78	34.71	31.37	33.72	(a) $\chi^2(1) = 11.81; p < 0.001$
<i>não fazer separação nenhuma (%)</i>	8.69	14.72	12.42	13.75	5.95	7.34	6.36	(a) $\chi^2(1) = 50.84; p < 0.00000$
<i>utilizar dois sacos: embalagens vs. restante (%)</i>	17.75	16.00	16.19	16.08	18.87	17.70	18.52	(a) $\chi^2(1) = 3.02; n.s.$
<i>vários sacos: um para cada material (%)</i>	34.54	21.76	25.50	23.33	38.83	41.73	39.69	(a) $\chi^2(1) = 87.35; p < 0.00000$

**Sistema preferido para a deposição dos recicláveis (Q.59.2).** Em relação à deposição dos recicláveis, as principais preferências dos inquiridos foram, por ordem decrescente, o sistema tipo vidro (45%), o sistema de contentores mais pequenos um por prédio ou por casa (27%) e contentores para os diferentes materiais localizados em sítios de passagem frequente (11%).

Comparando as percentagens obtidas para REC e NREC, verifica-se que uma percentagem ligeiramente superior de NREC prefere os sistemas mais cómodos, mais perto de casa (Figura 4.6). Contudo, como se pode verificar pelos dados apresentados na Tabela 4.14, estes dois grupos só se diferenciaram em relação ao sistema “tipo vidro, um para cada material”, preferido por um número superior de REC ( $M_{NREC} = 38\%$ ,  $M_{REC} = 48\%$ ;  $\chi^2(1) = 28.98$ ;  $p < 0.00000$ ) e para a categoria “contentores para diferentes materiais localizados em sítios onde vou frequentemente...”, a qual obteve também maior preferência por parte dos REC ( $M_{NREC} = 8\%$ ,  $M_{REC} = 12\%$ ;  $\chi^2(1) = 12.12$ ;  $p < 0.0005$ ).

Para cada uma das categorias de respostas, os REC<sub>1</sub> só se diferenciaram dos REC<sub>2</sub> em relação ao sistema porta-a-porta. Uma percentagem superior de REC<sub>2</sub> (8%) indicou este sistema ( $M_{REC1} = 5\%$ ,  $M_{REC2} = 8\%$ ;  $\chi^2(1) = 6.66$ ;  $p < 0.01$ ). Já em relação ao par NREC<sub>1</sub>/NREC<sub>2</sub>, as diferenças percentuais são significativas para as categorias “contentores mais pequenos um por prédio ou por casa” ( $M_{NREC1} = 24\%$ ,  $M_{NREC2} = 35\%$ ;  $\chi^2(1) = 13.98$ ;  $p < 0.0005$ ), “utilização de sacos ou caixas para pôr os materiais e depois colocá-los à porta de casa” ( $M_{NREC1} = 5\%$ ,  $M_{NREC2} = 9\%$ ;  $\chi^2(1) = 5.29$ ;  $p < 0.05$ ) e “nenhum me agrada” ( $M_{NREC1} = 6\%$ ,  $M_{NREC2} = 3\%$ ;  $\chi^2(1) = 4.60$ ;  $p < 0.05$ ).

**Atribuição das responsabilidades para com os problemas dos RU e sua resolução (Q.23 e Q.24).** Na Tabela 4.15 apresentam-se os resultados obtidos para as questões relativas à atribuição das responsabilidades para com os problemas dos resíduos e sua resolução.

Das seis categorias de respostas apresentadas no questionário sobre os principais responsáveis pelos problemas dos resíduos, foi à categoria “todos os referidos” a que se atribuíram maiores culpas (53%), seguindo-se, por ordem decrescente, as autarquias (18%), cada pessoa (16%), as indústrias

(10%), os consumidores (9%) e o governo (8%). Associando as autarquias ao governo, a seguir a todos os referidos, são aos órgãos do poder em quem mais se atribuem as responsabilidades pelos problemas dos resíduos.

Tabela 4. 14. Sistema preferido pelos REC e NREC para a deposição dos recicláveis

	Tipo de famílias							Testes estatísticos (a) REC/NREC (b) NREC <sub>1</sub> / NREC <sub>2</sub> (c) REC <sub>1</sub> / REC <sub>2</sub>
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>	REC	
vários contentores do tipo dos vidrões: um para cada material (%)	44.95	40.16	35.48	38.20	48.91	46.04	48.06	(a) $\chi^2(1) = 28.98$ ; $p < 0.00000$
contentores localizados em sítios de passagem frequente (%)	10.50	7.36	8.43	7.81	11.04	13.38	11.74	(a) $\chi^2(1) = 12.12$ ; $p < 0.0005$
contentores mais pequenos, um por prédio/casa (%)	26.82	24.16	34.59	28.53	26.15	25.76	26.03	(a) $\chi^2(1) = 2.34$ ; n.s.
sacos ou caixas para colocar à porta de casa (%)	6.00	5.12	8.65	6.60	4.92	7.63	5.72	(a) $\chi^2(1) = 1.01$ ; n.s.
centros de reciclagem (%)	3.71	4.00	2.66	3.44	3.40	4.89	3.84	(a) $\chi^2(1) = 0.33$ ; n.s.
nenhum (%)	3.80	5.92	3.10	4.74	3.52	3.02	3.37	(a) $\chi^2(1) = 3.77$ ; n.s.

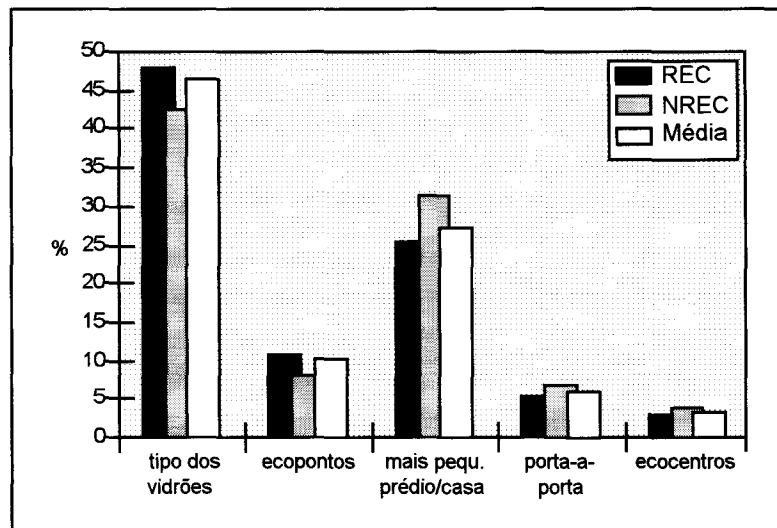


Figura 4. 6. Sistema preferido por REC e NREC para a deposição para os recicláveis

Os REC, comparativamente aos NREC, atribuíram maiores responsabilidades pelos problemas dos resíduos a todos os grupos referidos, excepto para o caso do governo, no entanto, as diferenças são significativas em relação às taxas de respostas dadas a esta questão ( $M_{REC} = 98\%$ ,  $M_{NREC} = 96\%$ ;  $\chi^2(1) = 16.45$ ;  $p < 0.00005$ ). Não se encontraram diferenças estatisticamente significativas entre as respostas dadas pelos NREC<sub>1</sub>/NREC<sub>2</sub> e pelos REC<sub>1</sub>/REC<sub>2</sub>.

Em relação à segunda questão sobre a atribuição das responsabilidades, na qual se perguntava aos inquiridos quem é que consideravam ser o principal responsável por resolver os problemas dos resíduos, foram igualmente atribuídas maiores responsabilidades às categorias "todos os referidos" (42%) e autarquias (35%), aparecendo em terceiro lugar o governo (23%), seguido de cada pessoa (11%), indústrias (7%), consumidores e associações de defesa do ambiente (ambos com 5%), técnicos (2%) e professores/pais (1%). As taxas de resposta para esta questão foram idênticas às da questão anterior ( $M_{REC} = 98\%$ ,  $M_{NREC} = 96\%$ ;  $\chi^2(1) = 17.46$ ;  $p < 0.00005$ ).

Ao contrário do que se verificou na questão anterior, as frequências para algumas categorias de respostas revelaram diferenças entre REC e NREC. Os REC atribuíram maiores responsabilidades às autarquias ( $M_{REC} = 36\%$ ,  $M_{NREC} = 31\%$ ;  $\chi^2(1) = 8.51$ ;  $p < 0.005$ ), às indústrias ( $M_{REC} = 8\%$ ,  $M_{NREC} = 6\%$ ;  $\chi^2(1) = 4.47$ ;  $p < 0.05$ ) e aos consumidores ( $M_{REC} = 6\%$ ,  $M_{NREC} = 4\%$ ;  $\chi^2(1) = 8.92$ ;  $p < 0.005$ ). Não se verificaram diferenças estatisticamente significativas entre NREC<sub>1</sub>/NREC<sub>2</sub>. Em relação ao par REC<sub>1</sub>/REC<sub>2</sub>, verificaram-se diferenças nas categorias indústrias ( $M_{REC1} = 7\%$ ,  $M_{REC2} = 9\%$ ;  $\chi^2(1) = 3.87$ ;  $p < 0.05$ ) e consumidores ( $M_{REC1} = 3\%$ ,  $M_{REC2} = 4\%$ ;  $\chi^2(1) = 3.99$ ;  $p < 0.05$ ).

Tabela 4. 15. Atribuição das responsabilidades pelos problemas dos resíduos e pela sua resolução

Principais responsáveis:	Tipo de famílias						Testes estatísticos (a) REC/NREC	
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>		REC
Pelos problemas (%)	97.22	94.40	97.12	95.54	98.12	97.70	97.99	(a) $\chi^2(1) = 16.45$ ; p< 0.00005
<i>Governo</i>	7.75	9.12	7.98	8.64	7.16	7.77	7.34	(a) $\chi^2(1) = 1.75$ ; n.s.
<i>Autarquias</i>	17.93	16.48	16.85	16.64	18.75	17.99	18.52	(a) $\chi^2(1) = 1.79$ ; n.s.
<i>Indústrias</i>	10.12	8.80	10.64	9.57	9.95	11.37	10.37	(a) $\chi^2(1) = 0.52$ ; n.s.
<i>Consumidores</i>	9.07	8.16	7.54	7.90	9.22	10.50	9.60	(a) $\chi^2(1) = 2.60$ ; n.s.
<i>Cada pessoa</i>	15.71	14.24	16.63	15.24	15.78	16.26	15.92	(a) $\chi^2(1) = 0.26$ ; n.s.
<i>Todos os referidos</i>	53.32	51.20	51.44	51.30	55.10	52.23	54.25	(a) $\chi^2(1) = 2.57$ ; n.s.
Por resolver os problemas (%)	97.54	94.88	97.34	95.91	98.30	98.27	98.29	(a) $\chi^2(1) = 17.46$ ; p< 0.0001
<i>Governo</i>	22.96	25.12	22.84	24.16	21.48	24.60	22.41	(a) $\chi^2(1) = 1.29$ ; n.s.
<i>Autarquias</i>	34.54	30.56	31.71	31.04	35.56	37.55	36.15	(a) $\chi^2(1) = 8.51$ ; p< 0.005
<i>Indústrias</i>	6.93	5.60	5.54	5.58	6.86	9.21	7.55	(a) $\chi^2(1) = 4.47$ ; p< 0.05
<i>Consumidores</i>	5.21	5.34	7.48	3.53	3.36	3.77	5.98	(a) $\chi^2(1) = 8.92$ ; p< 0.005
<i>Técnicos</i>	2.43	2.72	2.44	2.60	2.31	2.45	2.35	(a) $\chi^2(1) = 0.20$ ; n.s.
<i>Cada pessoa</i>	10.97	11.04	10.86	10.97	10.92	11.08	10.97	(a) $\chi^2(1) = 0.00$ ; n.s.
<i>Associações (ambiente)</i>	5.21	5.44	6.87	6.04	4.92	4.60	4.82	(a) $\chi^2(1) = 2.25$ ; n.s.
<i>Professores/pais</i>	1.49	1.28	1.11	1.21	1.82	1.15	1.62	(a) $\chi^2(1) = 0.86$ ; n.s.
<i>Todos os referidos</i>	42.26	41.44	39.69	40.71	44.17	40.14	42.98	(a) $\chi^2(1) = 1.56$ ; n.s.

Comparando as percentagens obtidas para as diferentes categorias de respostas dadas às duas questões sobre a atribuição das responsabilidades face aos resíduos, Figura 4.7, constata-se que os indivíduos atribuem maiores responsabilidades às autarquias e ao governo enquanto responsáveis pela resolução dos problemas do que enquanto responsáveis pelos problemas dos resíduos. Autarquias e governo, são as únicas categorias de respostas, comuns às duas questões, que aumentam consideravelmente da primeira (questão A na Figura 4.7) para a segunda questão (questão B na Figura 4.7). Todas as outras categorias, comuns, descem em relação à primeira questão. De referir ainda a pouca importância atribuída aos técnicos e ao papel educativo dos professores/pais para a resolução dos problemas dos resíduos.

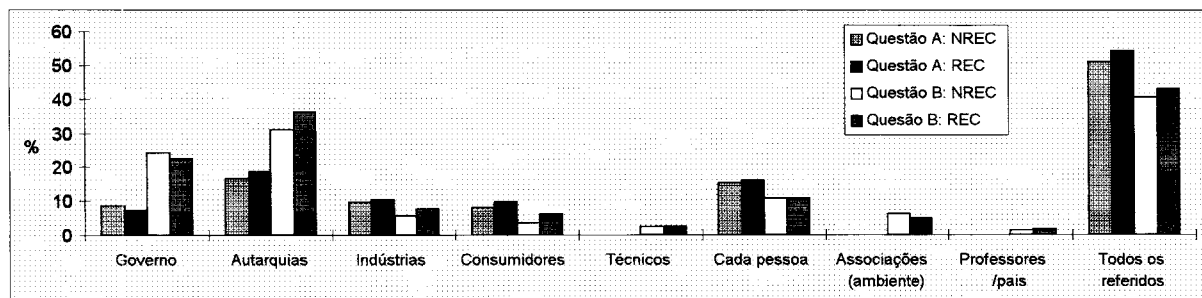


Figura 4. 7. Atribuição das responsabilidades: pelos problemas dos resíduos (Questão A); pela resolução desses problemas (Questão B)

**Avaliação da actuação da Câmara em relação à gestão dos RU (Q.19).** Como se referiu na metodologia, foi construída uma escala de avaliação sobre a actuação dos Serviços responsáveis pelo sistema de RU (escala de 5 pontos). Na Tabela 4.16 apresentam-se os valores médios obtidos para essa escala, e para cada um dos itens utilizados para a sua construção.

O valor obtido para o índice de avaliação da actuação das Câmaras foi, para o conjunto dos inquiridos, positivo (3.08), apresentando os REC uma apreciação global mais favorável (3.14), comparativamente aos NREC (3.05), as diferenças entre estes dois grupos têm uma grande significância estatística ( $F(1,3205) = 19.50$ ; p< 0.00001).

De todos os itens postos à avaliação dos inquiridos, os únicos que obtiveram pontuações positivas foram, a recolha do lixo (3.75) e a limpeza das ruas (3.22). Para os restantes itens obtiveram-se, por ordem decrescente, os seguintes valores: 2.97 para o tratamento do lixo, 2.96 para a reciclagem, 2.96 para a remoção de entulhos, 2.85 para a lavagem de contentores e 2.84 para as informações ao público. A análise de variância, efectuada para cada um dos itens da escala de avaliação, revelou que as diferenças avaliativas entre REC e NREC só adquirem significância estatística para os itens

recolha do lixo, tratamento do lixo, reciclagem do lixo e informações ao público. Em qualquer um destes quatro assuntos, são os REC que consideram o desempenho das Câmaras mais positivo.

A análise de variância permitiu confirmar a existência de diferenças significativas entre as médias obtidas para o índice de avaliação em função da acessibilidade aos vidrões. Quer no grupo dos NREC, quer no grupo dos REC, os residentes localizados a distâncias  $\leq 200$  metros dos vidrões, avaliaram o desempenho das Câmaras mais positivamente que os residentes localizados a mais de 200 metros dos vidrões. Esta tendência verificou-se também para cada um dos sete item constituintes da escala, embora nem todos tenham apresentado significância estatística.

Em relação ao par  $NREC_1/NREC_2$ , as únicas diferenças com significado estatístico são as relativas à limpeza das ruas ( $M_{NREC1} = 3.26$ ,  $M_{NREC2} = 3.14$ ;  $F(1,1048) = 8.37$ ;  $p < 0.005$ ) e à reciclagem do lixo ( $M_{NREC1} = 2.89$ ,  $M_{NREC2} = 2.74$ ;  $F(1,717) = 4.25$ ;  $p < 0.05$ ). No caso do par  $REC_1/REC_2$ , verificaram-se diferenças para as médias relativas aos itens limpeza das ruas ( $M_{REC1} = 3.24$ ,  $M_{REC2} = 3.18$ ;  $F(1,2308) = 6.36$ ;  $p < 0.05$ ), remoção de entulhos ( $M_{REC1} = 3.00$ ,  $M_{REC2} = 2.92$ ;  $F(1,2217) = 4.89$ ;  $p < 0.05$ ), lavagem de contentores ( $M_{REC1} = 2.93$ ,  $M_{REC2} = 2.72$ ;  $F(1,2026) = 9.42$ ;  $p < 0.005$ ) e reciclagem do lixo ( $M_{REC1} = 3.07$ ,  $M_{REC2} = 2.91$ ;  $F(1,1642) = 8.37$ ;  $p < 0.0005$ ).

Tabela 4. 16. Avaliação efectuada por REC e NREC, sobre a actuação da Câmara em relação à gestão dos RU

	Tipo de famílias							Testes estatísticos (a) REC/NREC (b) $NREC_1 / NREC_2$ (c) $REC_1 / REC_2$
	Total	$NREC_1$	$NREC_2$	NREC	$REC_1$	$REC_2$	REC	
Valor médio para o índice de avaliação (escala de 1 a 5)	3.08	3.05	2.97	3.05	3.13	3.05	3.14	(a) $F(1,3205) = 19.50$ ; $p < 0.00001$ (b) $F(1,985) = 4.88$ ; $p < 0.05$ (c) $F(1,2218) = 7.17$ ; $p < 0.01$
1.Limpeza das ruas	3.22	3.26	3.14	3.22	3.24	3.18	3.22	(a) $F(1,2036) = 0.00$ ; n.s. (b) $F(1,1048) = 8.37$ ; $p < 0.005$ (c) $F(1,2308) = 6.36$ ; $p < 0.05$
2.Remoção de entulhos	2.96	2.95	2.93	2.94	3.00	2.92	2.97	(a) $F(1,2036) = 0.78$ ; n.s. (b) $F(1,985) = 0.82$ ; n.s. (c) $F(1,2217) = 4.89$ ; $p < 0.05$
3.Recolha de lixo	3.75	3.69	3.70	3.70	3.79	3.72	3.77	(a) $F(1,2036) = 4.32$ ; $p < 0.05$ (b) $F(1,1034) = 0.09$ ; n.s. (c) $F(1,2297) = 0.46$ ; n.s.
4.Lavagem de contentores	2.85	2.87	2.77	2.84	2.93	2.72	2.87	(a) $F(1,2036) = 0.43$ ; n.s. (b) $F(1,919) = 2.11$ ; $p < n.s.$ (c) $F(1,2026) = 9.42$ ; $p < 0.005$
5.Tratamento do lixo	2.97	2.93	2.89	2.92	3.00	3.01	3.00	(a) $F(1,2036) = 5.28$ ; $p < 0.05$ (b) $F(1,742) = 0.22$ ; n.s. (c) $F(1,1607) = 0.03$ ; n.s.
6.Reciclagem do lixo	2.96	2.89	2.74	2.83	3.07	2.91	3.02	(a) $F(1,2036) = 24.77$ ; $p < 0.00001$ (b) $F(1,717) = 4.25$ ; $p < 0.05$ (c) $F(1,1642) = 14.48$ ; $p < 0.0005$
7.Informações ao público	2.84	2.73	2.62	2.68	2.91	2.92	2.91	(a) $F(1,2036) = 25.34$ ; $p < 0.00001$ (b) $F(1,941) = 1.03$ ; n.s. (c) $F(1,2139) = 0.13$ ; n.s.

Na Figura 4.8, apresenta-se uma visão global dos resultados obtidos para os REC e NREC, em relação à avaliação que fizeram sobre a actuação da Câmara na gestão dos RU.

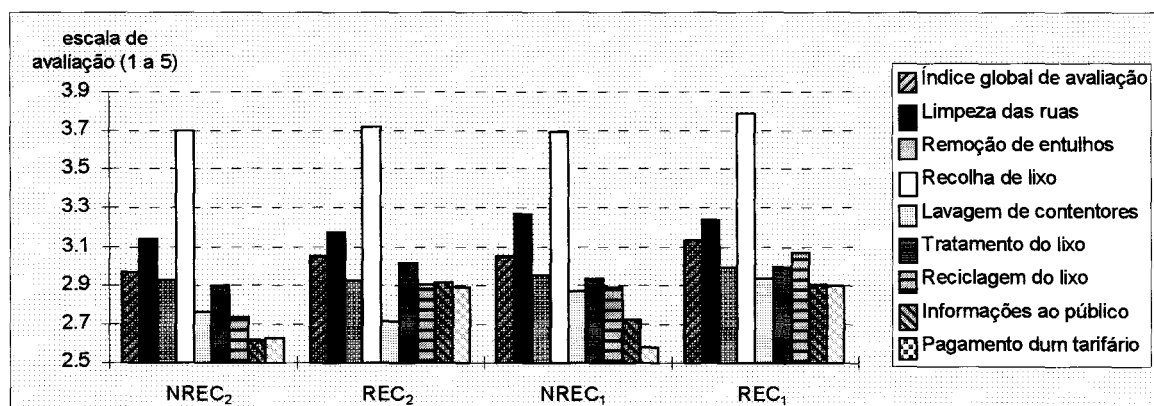


Figura 4. 8. Avaliação efectuada pelos REC e NREC sobre a actuação da Câmara em relação à gestão dos RU

**Opinião sobre o pagamento de um tarifário (Q.25).** Pagar pelos resíduos que se produz pode ser entendido como a aplicação do princípio poluidor-pagador, ou da responsabilidade partilhada, princípios socialmente reconhecidos pela maioria dos indivíduos. No entanto, ao perguntar-se a opinião dos inquiridos sobre se concordavam ou não com o facto de todas as pessoas pagarem pelos resíduos que produzem, a maioria manifestou-se negativamente, o valor médio obtido foi de 2.80, numa escala de 1 a 5. Como se pode observar pelos dados apresentados na Tabela 4.17, os REC são mais favoráveis ao pagamento de um tarifário que os NREC, embora a sua opinião seja igualmente negativa ( $M_{NREC} = 2.60$ ,  $M_{REC} = 2.90$ ;  $F(1,2036) = 28.02$ ;  $p < 0.00001$ ). O factor distância ao vidro não produziu efeitos significativos nas médias obtidas para este indicador.

Tabela 4. 17. Opinião dos REC e NREC sobre o pagamento de um tarifário de RU

	Tipo de famílias							Testes estatísticos (a) REC/NREC (b) NREC <sub>1</sub> / NREC <sub>2</sub> (c) REC <sub>1</sub> / REC <sub>2</sub>
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>	REC	
Valor médio (escala de 1 a 5)	2.80	2.58	2.62	2.60	2.90	2.89	2.90	(a) $F(1,2036) = 28,02$ ; $p < 0.00001$ (b) $F(1,1019) = 3.77$ ; n.s. (c) $F(1,2286) = 0.01$ ; n.s.

**Atitudes face aos resíduos (Q.28).** As atitudes face aos resíduos, escala construída com base nos 10 itens da questão Q.28, são positivas em todos os grupos, tendo-se obtido, para o conjunto da amostra, um valor médio de 3.58. Como se pode verificar pelos dados apresentados na Tabela 4.18, os REC têm atitudes mais favoráveis que os NREC ( $M_{NREC} = 3.48$ ,  $M_{REC} = 3.63$ ;  $F(1,3297) = 62.47$ ;  $p < 0.00001$ ). Não se registaram diferenças com significado estatístico para os NREC localizados a diferentes distâncias dos vidrões, mas para os REC as diferenças são significativas. Os REC localizados a maiores distâncias dos vidrões apresentam um valor médio para as atitudes face aos resíduos superior ao dos REC localizados mais próximo dos vidrões ( $M_{REC1} = 3.61$ ,  $M_{REC2} = 3.67$ ;  $F(1,2284) = 6,81$ ;  $p < 0.01$ ). Dos quatro grupos em análise, foram os REC localizados a maiores distâncias dos vidrões os que revelaram ter atitudes mais favoráveis em relação aos resíduos.

Tabela 4. 18. Atitudes dos REC e NREC face aos resíduos

	Tipo de famílias							Testes estatísticos (a) REC/NREC (b) NREC <sub>1</sub> / NREC <sub>2</sub> (c) REC <sub>1</sub> / REC <sub>2</sub>
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>	REC	
Valor médio (escala de 1 a 5)	3.58	3.48	3.47	3.48	3.61	3.67	3.63	(a) $F(1,3297) = 62.47$ ; $p < 0.00001$ (b) $F(1,1011) = 0,08$ ; n.s. (c) $F(1,2284) = 6,81$ ; $p < 0.01$

**Avaliação das políticas de gestão dos resíduos.** Como se referiu na metodologia, foi construído um índice de avaliação, designado por índice de avaliação das políticas de gestão dos resíduos, construído com base na avaliação que os indivíduos fizeram sobre a actuação dos serviços, a distância entre o sistema preferido para a deposição dos recicláveis e o existente para o vidro e opinião sobre a necessidade de se fazer ou não mais alguma coisa para incentivar os comportamentos de reciclagem do vidro. Na Tabela 4.19, apresentam-se os resultados obtidos para este índice compósito. Como se pode verificar, o valor médio para este indicador foi positivo (3.41), revelando que de uma forma geral os indivíduos concordam com as políticas implementadas.

Apesar de igualmente positivo, o valor médio obtido para os NREC foi inferior ao dos REC, apresentando estes dois grupos diferenças significativas entre as respectivas médias ( $M_{NREC} = 3.20$ ,  $M_{REC} = 3.50$ ;  $F(1,3327) = 87.63$ ;  $p < 0.000000$ ). Verifica-se que quer no par dos REC, quer no par dos NREC, os grupos localizados a maiores distâncias aos vidrões avaliam menos favoravelmente as políticas de gestão dos resíduos, sendo as diferenças dos valores médios significativas para ambos os pares.

Tabela 4. 19. Avaliação efectuada pelos REC e NREC sobre as políticas de gestão dos RU

	Tipo de famílias							Testes estatísticos (a) REC/NREC (b) NREC <sub>1</sub> / NREC <sub>2</sub> (c) REC <sub>1</sub> / REC <sub>2</sub>
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>	REC	
Valor médio (escala 1 a 5)	3.41	3.26	3.11	3.20	3.52	3.44	3.50	(a) $F(1,3327) = 87.63$ ; $p < 0.000000$ (b) $F(1,1009) = 7.82$ ; $p < 0.01$ (c) $F(1,2316) = 4.26$ ; $p < 0.05$



#### 4.2.5. VARIÁVEIS COMPORTAMENTAIS RELACIONADAS COM OS RESÍDUOS

**Frequência de deposição dos resíduos (Q.1).** Cerca de 79% dos inquiridos vão despejar o seu lixo todos os dias, 16% de dois em dois dias e 5% duas vezes por semana. Nenhum dos inquiridos respondeu à categoria uma vez por semana. Como se pode verificar pelos dados apresentados na Tabela 4.20, apesar de no grupo dos REC se encontrar um número superior de indivíduos que vão despejar o seu lixo com uma frequência diária, as diferenças entre REC e NREC não são estatisticamente significativas. Não se verificam diferenças com significado estatístico para os valores percentuais do par NREC<sub>1</sub>/NREC<sub>2</sub>. Para o par REC<sub>1</sub>/REC<sub>2</sub> as diferenças são significativas ( $\chi^2(2) = 20.63$ ;  $p < 0.0005$ ). Cerca de 82% dos REC<sub>1</sub> vão despejar o seu lixo diariamente, 15% de dois em dois dias e 3% duas vezes por semana, enquanto que no grupo dos REC<sub>2</sub> essas percentagens são, respectivamente, de 75%, 18% e 7%.

Tabela 4. 20. Frequência de deposição dos RU produzidos pelos REC e NREC

	Tipo de famílias						Testes estatísticos (a) REC/NREC (b) NREC <sub>1</sub> / NREC <sub>2</sub> (c) REC <sub>1</sub> / REC <sub>2</sub>	
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>		REC
<i>todos dias (%)</i>	79.21	77.02	78.57	77.67	82.04	74.89	79.91	
<i>de 2 em 2 dias (%)</i>	15.89	17.96	14.51	16.51	14.53	18.14	15.60	(a) $\chi^2(2) = 3.49$ ; n.s.
<i>2 vezes por semana (%)</i>	4.90	5.02	6.92	5.82	3.43	6.97	4.48	(b) $\chi^2(2) = 3.57$ ; n.s.
<i>1 vez por semana (%)</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	(c) $\chi^2(2) = 20.63$ ; $p < 0.0005$

**Elemento do agregado familiar que vai normalmente despejar os resíduos (Q.2).** A pessoa da família que vai normalmente despejar o caixote do lixo é a mulher/mãe (45%), seguindo-se o marido/pai (32%), os filhos (18%), a empregada doméstica (13%) e a porteira (10%). Como se pode verificar pelos valores apresentados na Tabela 4.21, agrupando as categorias porteira e empregada doméstica, conclui-se que estes elementos externos ao agregado familiar são o terceiro grupo que mais se dedica à tarefa de ir despejar o lixo (23%).

As diferenças entre REC e NREC verificam-se em relação à participação do marido/pai, mais frequente no grupo dos REC ( $M_{NREC} = 29\%$ ,  $M_{REC} = 34\%$ ;  $\chi^2(1) = 6.31$ ;  $p < 0.05$ ) e da porteira, mais frequente no grupo dos REC ( $M_{NREC} = 8\%$ ,  $M_{REC} = 11\%$ ;  $\chi^2(1) = 4.14$ ;  $p < 0.5$ ). Embora se registem ligeiras diferenças entre NREC<sub>1</sub>/NREC<sub>2</sub> e REC<sub>1</sub>/REC<sub>2</sub>, essas diferenças não têm significado estatístico.

**Tipo de sacos utilizados para os resíduos (Q.4).** A maioria dos indivíduos (73%), utilizam os sacos das compras para colocar os seus resíduos, 21% compram sacos próprios para o lixo e 6% utilizam ambos os tipos de sacos. Como se pode observar pelos dados apresentados na Tabela 4.22, a única diferença com significado estatístico diz respeito ao par NREC<sub>1</sub>/NREC<sub>2</sub>, os primeiros utilizam mais os sacos das compras que os segundo, dando-se o inverso em relação aos sacos comprados próprios para o lixo ( $\chi^2(1) = 4.14$ ;  $p < 0.5$ ).

Tabela 4. 21. Elemento da família dos REC e NREC que vai normalmente despejar o caixote do lixo

	Tipo de famílias						Testes estatísticos (a) REC/NREC (b) NREC <sub>1</sub> / NREC <sub>2</sub> (c) REC <sub>1</sub> / REC <sub>2</sub>	
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>		REC
<i>marido/pai (%)</i>	32.14	30.40	27.49	29.18	33.74	32.95	33.50	(a) $\chi^2(1) = 6.31$ ; $p < 0.05$
<i>mulher/mãe (%)</i>	45.10	41.60	46.56	43.68	46.60	43.74	45.75	(a) $\chi^2(1) = 1.28$ ; n.s.
<i>filhos do casal (%)</i>	18.43	16.96	19.73	18.12	18.63	18.42	18.57	(a) $\chi^2(1) = 0.10$ ; n.s.
<i>avós (%)</i>	2.19	3.04	1.55	2.42	2.12	2.01	2.09	(a) $\chi^2(1) = 0.36$ ; n.s.
<i>empregada doméstica (%)</i>	13.34	11.20	14.86	12.73	13.29	14.39	13.62	(a) $\chi^2(1) = 0.50$ ; n.s.
<i>porteira (%)</i>	9.80	9.44	6.65	8.27	10.80	9.78	10.50	(a) $\chi^2(1) = 4.14$ ; $p < 0.5$
<i>outros casos (%)</i>	11.06	11.84	12.86	12.27	10.62	10.22	10.50	(a) $\chi^2(1) = 2.34$ ; n.s.

Tabela 4. 22. Tipo de sacos utilizados pelos REC e NREC para a colocação dos seus RU

	Tipo de famílias						Testes estatísticos (a) REC/NREC (b) NREC <sub>1</sub> / NREC <sub>2</sub> (c) REC <sub>1</sub> / REC <sub>2</sub>	
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>		REC
sacos das compras (%)	73.43	77.74	68.12	73.70	73.24	73.47	73.31	(a) $\chi^2(2) = 0.72$ ; n.s
sacos comprados para o efeito (%)	20.56	17.28	25.69	20.81	20.04	21.46	20.45	(b) $\chi^2(2) = 12.45$ ; p < 0.005
ambos os casos (%)	6.00	4.98	6.19	5.49	6.72	5.07	6.24	(c) $\chi^2(2) = 2.55$ ; n.s

**Quantidade de resíduos produzidas por família (Q.3).** Para avaliar este indicador, foram efectuados dois tipos de medições. Uma que consistiu numa pergunta fechada sobre o número de sacos de lixo produzidos por dia em casa de cada inquirido (questão Q.3) e outra que foi construída com base no questionário e nas campanhas de caracterização dos RU, tal como foi referido na metodologia.

Na Tabela 4.23 apresentam-se os resultados obtidos para a resposta relativa ao número de sacos de RU produzidos por dia e por família, número de sacos de RU produzidos por dia e *per capita* e a produção estimada, em peso, de RU *per capita*.

Cerca de 23% das famílias produzem menos de um saco de lixo por dia, 45% um por dia, 22% entre um e dois, 7% dois, 3% três e 1% afirmaram não utilizar sacos. Não se verificam diferenças significativas entre REC e NREC em relação ao número de sacos produzidos por dia e por família, mas as diferenças entre os valores médios de produção *per capita*, já são significativas ( $F(1,3365) = 9.22$ ; p < 0.005). Os NREC produzem, ou têm a percepção que produzem, mais RU *per capita* que os REC ( $M_{NREC} = 0.40$ ,  $M_{REC} = 0.37$ ). A estimativa da quantidade de RU, em kg, produzida por dia e *per capita*, confirmou as diferenças entre estes dois grupos ( $M_{NREC} = 610\text{g}/\text{dia.pessoa}$ ,  $M_{REC} = 570\text{g}/\text{dia.pessoa}$ ;  $F(1,3365) = 8.66$ ; p < 0.005).

Tabela 4. 23. Quantidades de RU produzidas por dia pelos REC e NREC

	Tipo de famílias						Testes estatísticos (a) REC/NREC (b) NREC <sub>1</sub> / NREC <sub>2</sub> (c) REC <sub>1</sub> / REC <sub>2</sub>	
	Total	NREC <sub>1</sub>	NREC <sub>2</sub>	NREC	REC <sub>1</sub>	REC <sub>2</sub>		REC
Sacos de RU produzidos por dia (%)								
<i>menos de 1 saco</i>	22.80	22.17	21.12	21.73	23.67	22.38	23.29	
<i>1 saco</i>	44.60	42.56	44.49	43.37	46.19	42.73	45.17	
<i>entre 1 a 2 sacos</i>	22.18	24.43	23.60	24.08	20.87	22.38	21.31	
<i>2 sacos</i>	6.96	7.28	6.97	7.15	5.80	9.45	6.88	(a) $\chi^2(5) = 4.84$ ; n.s.
<i>mais 2 sacos</i>	2.80	2.43	3.37	2.82	3.11	2.03	2.79	(b) $\chi^2(5) = 2.71$ ; n.s.
<i>não usam sacos</i>	0.65	1.13	0.45	0.85	0.37	1.02	0.56	(c) $\chi^2(5) = 17.24$ ; p < 0.005
Sacos de RU <i>per capita</i> (nº/dia)	0.38	0.40	0.40	0.40	0.37	0.38	0.37	(a) $F(1,3365) = 9.22$ ; p < 0.005 (b) $F(1,1051) = 0.02$ ; n.s. (c) $F(1,2312) = 0.08$ ; n.s.
Produção <i>per capita</i> (kg RU/dia)	0.58	0.60	0.62	0.61	0.57	0.59	0.57	(a) $F(1,3365) = 8.66$ ; p < 0.005 (b) $F(1,1051) = 1.10$ ; n.s. (c) $F(1,2312) = 2.98$ ; n.s.

O factor distância ao vidro só teve um efeito principal em relação à quantidade de sacos produzidos pelos REC<sub>1</sub> e REC<sub>2</sub>, no entanto, para os valores obtidos de produção de sacos *per capita* e quantidades de RU *per capita*, não se verificam diferenças com significado estatístico.

**Percepção sobre a composição física dos RU (Q5).** De todas as questões sobre comportamentos face aos RU, a questão Q.5, sobre a posição relativa de cada um dos componentes dos RU no conjunto dos RU produzidos pela família, foi a que obteve uma taxa de resposta mais baixa. Cerca de 23% dos indivíduos não conseguiu responder ou teve dificuldades em perceber a questão, respondendo mal.

Ao solicitar-se aos indivíduos que enumerassem, por ordem decrescente, de um a oito, os tipos de RU que produziam em função das suas quantidades, as respostas permitem verificar que os resultados não se afastam muito da realidade, como se pode verificar pela Figura 4.9, na qual se apresenta a composição física dos RU (média nacional estimada por Lobato Faria *et al.*, 1997), em

percentagem de peso (colunas, escala da esquerda do eixo dos ys), e os valores das medianas obtidas por questionário para cada componente (linha a tracejado, escala da direita do eixo dos ys).

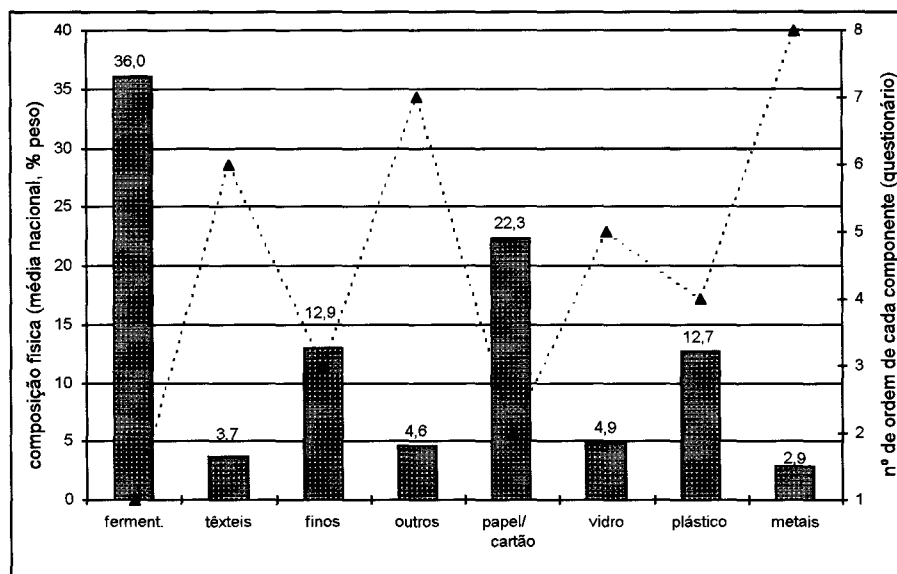


Figura 4. 9. Composição física média dos RU em Portugal e valores médios obtidos por questionário para a posição relativa de cada componente no conjunto dos RU produzidos pelas famílias dos inquiridos

Na Tabela 4.24 e Figura 4.10, apresentam-se alguns parâmetros estatísticos relativos aos resultados obtidos para a questão Q.5, relativa à composição dos RU.

Tabela 4. 24. Percepção dos inquiridos sobre a composição física dos seus RU

Componentes dos RU (escala de 1 a 8)	N	média	mediana	Quartil 1	Quartil 3	variância	desvio padrão
<i>papel e cartão</i>	2468	2.73	3	2	3	1.67	1.29
<i>plásticos</i>	2468	3.64	4	3	4	1.71	1.31
<i>têxteis</i>	2468	5.99	6	5	7	2.06	1.43
<i>lixo das limpezas de casa</i>	2468	3.04	3	2	4	2.38	1.54
<i>vidro</i>	2468	4.92	5	4	6	2.32	1.52
<i>metais</i>	2468	6.68	7	6	8	2.19	1.48
<i>restos comida</i>	2468	1.69	1	1	2	1.76	1.33
<i>outros tipos</i>	2468	6.35	7	5	8	4.13	2.03

Em relação à categoria “lixo das limpezas de casa”, que inicialmente se previa poder ser interpretada pelos indivíduos como o lixo resultante das varreduras, aspiração, limpeza de lareiras, ou seja, mais próxima da categoria finos, acabou por não ser um bom indicador dessa categoria, uma vez que a maioria dos indivíduos lhe deu um significado mais abrangente, como se pode facilmente reconhecer na Figura 4.10 pelo intervalo inter-quartil.

A categoria “outros” foi a que apresentou maiores variações. Isto deve-se ao facto de se incluírem nesta categoria resíduos produzidos de uma forma menos sistemática e de natureza muito heterogénea como, por exemplo, os sazonais (e.g. resíduos de jardim) e os com diferentes tempos de vida útil (e.g. móveis, electrodomésticos, utensílios domésticos).