



**FEUC**

**Faculdade de Economia**

Universidade de Coimbra

## **REGULAÇÃO ECONÓMICA NO SECTOR DAS ÁGUAS**

PROMOÇÃO DA CONCORRÊNCIA E SUSTENTABILIDADE TARIFÁRIA

*Maria Rita Vieira Martins*

COIMBRA

2007







Dissertação apresentada à Faculdade de Economia da Universidade de Coimbra para a obtenção do grau de Doutor em Economia, na especialidade de Teoria Económica e Economia Internacional, sob a orientação do Professor Doutor Adelino Manuel Guimarães Fortunato.







*À memória dos meus pais  
que não acompanharam esta jornada até ao fim*







## AGRADECIMENTOS

Ao Professor Doutor Adelino Fortunato, pela permanente disponibilidade e paciência manifestadas para compreender as minhas dúvidas e hesitações, pelas “perguntas difíceis”, pela exigência de rigor e pelos ensinamentos que ao longo dos últimos anos me transmitiu.

Às Professoras Doutoradas Maria Manuel Leitão Marques e Catarina Roseta-Palma, a primeira por me ter despertado o interesse para o estudo do sector das águas e a segunda pela clareza depositada na discussão de diversos temas, bem como pelo estabelecimento de contactos fundamentais para a obtenção de dados necessários para uma parte dos estudos empíricos realizados.

Ao Sr. Engenheiro Pedro Cunha Serra, pela atenção dispensada na fase inicial deste trabalho e pela forma solícita como respondeu a todas as dúvidas que sobre o sector lhe coloquei no decorrer do trabalho.

Ao Professor Doutor Roberto Martinez-Espiñeira, pela troca de ideias e pela prontidão em responder a dúvidas concretas, em particular sobre o estudo empírico sobre a procura residencial de água.

Ao Dr. Fernando Coelho pela colaboração em alguns estudos e pelo apoio e generosa ajuda, fundamentais para a revisão e correcção de algumas partes do trabalho. Ao Prof. Doutores Carlos Carreira e António Alberto que sempre se mostraram disponíveis para resolver dúvidas de diversa ordem.

À Sr.<sup>a</sup> Engenheira Simone Martins (INAG), pela celeridade na disponibilização dos dados do INSAAR, numa fase em que os mesmos ainda não estavam publicados, bem como aos Serviços Municipalizados de Aveiro (Engenheiro Alberto Roque), à Câmara Municipal Mealhada (Engenheiro Pita), aos Serviços Municipalizados de Água e Saneamento de Leiria (Engenheira Cristina Sêco), às Águas de Coimbra (Dr. Pedro Martins) e aos Serviços Municipalizados da Câmara Municipal da Guarda (Dr. Francisco Dias), por facultarem também os dados necessários ao estudo empírico sobre a procura residencial e pela gentileza com que me receberam.

À Faculdade de Economia da Universidade de Coimbra, que apoiou as minhas participações em reuniões técnicas e científicas nacionais e internacionais onde foram sendo apresentados alguns dos resultados expostos na presente tese. Agradeço também aos responsáveis e funcionários da Biblioteca, em particular à Dra. Rosário Pericão, e do Centro de Informática pela rapidez com que sempre procuraram resolver diversos problemas.

Aos amigos e colegas, em especial à Patrícia Moura e Sá, à Ana Abrunhosa, à Carlota Quintal, à Carmo Abreu, e à Patrícia Silva, que nunca regatearam esforços para responder a diversas

solicitações da minha parte, pelas sugestões e partilha de experiências, bem como pelo incentivo, apoio e solidariedade que me dispensaram no plano académico mas também pessoal.

Devo um agradecimento profundo e muito sentido às minhas irmãs, Adelina, Gabriela e Lúcia, à minha sobrinha, Regina, e ao meu cunhado, Augusto, pela compreensão incondicional e pela “presença” constante, sobretudo nos momentos duros que compartilhamos recentemente. Uma palavra de gratidão para a minha sogra, Marília, pela dedicação ao Francisco, permitindo dividir-me entre a atenção que lhe devo e a minha obrigação de encerrar esta etapa.

Ao meu filho, Francisco, *vida da minha vida*, pela alegria genuína do seu sorriso e ao Nuno, *parceiro de todas as batalhas*, pelo amor, optimismo e compreensão infinita, devo-lhes quase tudo. Por isso, este trabalho também lhes pertence.

## RESUMO

O presente trabalho debruça-se sobre o modelo português de regulação do sector das águas pretendendo contribuir para aprofundar o debate sobre as alterações de regulação e de reestruturação daquela indústria com vista à promoção de níveis mais elevados de eficiência.

Aos problemas comuns à escala internacional, como a natureza vital e escassa do recurso, em Portugal acrescem dificuldades organizacionais e estruturais. Em conjunto, todas estas condicionantes repercutem-se em pressões sobre as estruturas tarifárias, razão pela qual a definição e a aplicação de uma política tarifária racional emergem como as questões de fundo por resolver.

Com o intuito de analisar o grau de adequação do modelo de regulação às exigências de uma tal política, centra-se a atenção, em primeiro lugar, na análise da estrutura de custos dos operadores locais da indústria da água, por intermédio da estimação de funções de custo multiproducto. Daqui resultam os seguintes critérios de eficiência para orientação da política de regulação, pela estrutura de mercado. Parece ser vantajosa a aglomeração de pequenos e médios sistemas municipais tanto de abastecimento como de abastecimento e drenagem e tratamento de águas residuais. No caso dos maiores operadores, uma certa desagregação pode ser aconselhável, não tanto no que respeita à dimensão mas antes ao tipo de serviços. Finalmente, parece revelar-se preferível sobretudo para os pequenos e médios operadores manter determinado nível de perdas de água do que proceder à reparação das fugas, apesar da importância do combate às mesmas por motivos ambientais.

Do estudo acerca da eficácia dos preços enquanto instrumento de gestão da água pelo lado da procura sobressaíram a grande complexidade e a ausência de racionalidade económica das estruturas tarifárias praticadas. Daí a dificuldade em obter relações estatisticamente significativas entre as variáveis preço e a procura residencial de água para Portugal Continental e, para um caso mais restrito estudado, a justificação para a fraca elasticidade preço da procura obtida. Assim, teme-se que a expectável subida de preços se repercuta essencialmente sobre os valores das facturas, sem produzir efeitos assinaláveis sobre a utilização sustentável do recurso em causa.

Sublinha-se, assim, a necessidade da actuação do regulador económico em especial na política tarifária. Todavia, antevêm-se dificuldades de aplicação da política que vier a ser definida face ao enquadramento institucional e legal impeditivo de uma actuação adequada e abrangente.

A solução deve passar por uma aproximação das suas competências às que foram concedidas a outros organismos reguladores sectoriais nacionais. Além disto, não obstante o modelo de regulação assentar numa regulação *ex post*, por comparação de desempenhos, com incapacidade para decidir sobre questões essenciais como as tarifárias, reconhecem-se alguns méritos a tal formato. Neste domínio a experiência internacional mostra que não basta existir um regulador e que podem ser melhor aproveitadas as potencialidades do modelo definido.

Em suma, conclui-se que o modelo de regulação não está devidamente ajustado à aplicação de uma política tarifária para o sector nem à promoção da estrutura de mercado mais adequada. Apesar de se afigurarem como dois factores críticos para um melhor desempenho da indústria da água, curiosamente, os preços e o controlo sobre o número de operadores são vectores fracos do modelo de regulação.

Palavras chave: Sector das águas, regulação, estrutura de mercado, política tarifária  
Código JEL: L51, L59, L95, Q25



## ABSTRACT

The current work is focused on the Portuguese regulatory model for the water sector with the aim of contributing to deepen the debate on the industry changes and restructuring necessary to promote higher levels of efficiency.

Besides the general problems, that affect the industry on an international scale, Portugal faces specific organisational and structural difficulties. Taking together, these conditions represent pressures over the tariff structures, making the definition and application of a national pricing policy a major issue to deal with.

With the purpose of analysing the degree of adequacy of the regulatory model to the demands of such policy, the attention is firstly directed towards the analysis of the cost structure of the local water utilities, estimating multi-product cost functions. This study leads to the identification of some efficiency criteria that should guide the regulatory policy in what concerns the market structure. In this regard, the agglomeration of small and medium size municipal systems, both of water supply and water supply and wastewater seems to be advantageous. Moreover, some kind of the desegregation of the major operators concerning the services provided could be encouraged. Additionally, it is found that for the small and medium operators it is financially rational to keep a certain level of water losses rather than eliminate the leaks, in spite of the strategic importance of fighting them, especially for environmental motives.

The study of the effectiveness of prices as an instrument to manage water from the demand side highlights the great complexity and the lack of economic rationality of the pricing structures in use. It explains the difficulty in obtaining statistically significant relationships between price variables and the residential water demand for Portugal mainland. Even for a more limited study carried out, a weak price elasticity of demand was found. Thus, there are reasons to fear that rising water prices will mainly be reflected in the billing values without having significant effects on the promotion of a more sustainable use of the water resource. It is therefore stressed that there is a need for price regulation. However, some difficulties in implementing the policy that would be set can be anticipated, given the institutional context and the legal impediments to an adequate and comprehensive acting of the regulatory authority.

To overcome some of these problems, the competencies of the regulator entity could be enhanced, similarly to what was given to other national regulators in different industries. Moreover, despite the fact that the regulatory model is based on an *ex-post* regulation, by comparison, and the limitations it might put on the issues related to the pricing structures, some strengths of this kind of regulation are acknowledged. In this regard, international experiences show that the existence of a regulator entity is not, by itself, sufficient; taking the most of the potentialities of the model defined is rather the key element.

In short, it can be concluded that the regulatory model is not sufficiently adjusted neither to the implementation of a pricing policy for the industry nor to the promotion of the most appropriated market structure. In spite of being two critical factors to a better performance of the water industry, prices and control over the number of utilities are two weak dimensions of the current regulatory model.

Key words: Water industry, regulation, market structure, pricing policy  
JEL Code: L51, L59, L95, Q25



## ÍNDICE

<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	<b>V</b>
<b>RESUMO</b> .....	<b>VII</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>IX</b>
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	<b>XV</b>
<b>LISTA DE QUADROS</b> .....	<b>XVII</b>
<b>LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS</b> .....	<b>XIX</b>
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
<b>2. O SECTOR DAS ÁGUAS EM PORTUGAL</b> .....	<b>11</b>
2.1. Introdução .....	11
2.2 Situação actual .....	13
2.2.1 Enquadramento legal e institucional .....	14
2.2.2. Cadeia de valor <i>versus</i> ciclo urbano da água .....	18
2.2.3. Características do mercado .....	21
2.2.3.1. <i>Estrutura monopolista da oferta: soluções adoptadas</i> .....	21
2.2.3.2. <i>Procura: níveis de atendimento e consumos</i> .....	24
2.2.3.3. <i>Outras características</i> .....	27
2.3. Principais pressões .....	31
2.3.1. Escassez do recurso água .....	31
2.3.2. Infraestruturação necessária .....	37
2.3.3. Problemas de natureza organizacional e estrutural .....	40
2.3.4. Determinantes das estruturas tarifárias .....	44
2.4. Conclusão .....	47
<b>3. FUNDAMENTAÇÃO PARA A REGULAÇÃO E CAMPO PARA A CONCORRÊNCIA</b> .....	<b>51</b>
3.1. Introdução .....	51
3.2. Fundamentação teórica para a regulação .....	53
3.2.1. Estruturas de mercado e eficiência – breve revisão .....	54
3.2.1.1. <i>O monopólio natural em contexto monoproduto</i> .....	56
3.2.1.2. <i>O monopólio natural em contexto multiproduto</i> .....	59
3.2.2. Assimetrias de informação, externalidades e bens públicos .....	69

3.3. Vertentes de regulação.....	72
3.3.1. Condicionantes e alternativas de regulação em contexto de monopólio natural ..	73
3.3.2. Políticas de preço e modalidades de regulação tarifária.....	75
3.3.3. Outros mecanismos de regulação.....	81
3.3.4. Potencialidade para a concorrência no sector da água? .....	84
3.4. Conclusão.....	91
<b>4. CUSTOS, EFICIÊNCIA E ESTRUTURAS DE MERCADO .....</b>	<b>93</b>
4.1. Introdução .....	93
4.2. Revisão e apreciação sumária da literatura empírica.....	96
4.3. Estimção e avaliação da estrutura de custos na indústria da água .....	105
4.3.1. O abastecimento de água e as perdas de água nos sistemas .....	105
4.3.1.1. <i>Introdução</i> .....	105
4.3.1.2. <i>Metodologia e dados</i> .....	106
4.3.1.3. <i>Análise de resultados</i> .....	112
4.3.2. O abastecimento de água e o saneamento de águas residuais.....	119
4.3.2.1. <i>Introdução</i> .....	119
4.3.2.2. <i>Metodologia e dados</i> .....	120
4.3.2.3. <i>Análise de resultados</i> .....	127
4.4. Conclusão.....	134
<b>5. GESTÃO DA ÁGUA PELO LADO DA PROCURA .....</b>	<b>139</b>
5.1. Introdução .....	139
5.2. Conceitos e determinantes da procura sugeridas pela teoria .....	142
5.3. Revisão sumária da literatura empírica sobre a procura de água.....	143
5.4. O preço como instrumento de gestão da procura?.....	155
5.4.1. Estruturas tarifárias praticadas .....	156
5.4.2. Racionalidade das tarifas multipartidas .....	162
5.5. Estimção da procura residencial de água – Um estudo para 5 municípios da região Centro de Portugal .....	170
5.5.1. Introdução .....	170
5.5.2. Metodologia e dados.....	171
5.5.3. Análise de resultados .....	181

5.6. Conclusão .....	184
<b>6. O MODELO DE REGULAÇÃO DO SECTOR DAS ÁGUAS .....</b>	<b>189</b>
6.1. Introdução .....	189
6.2. O Instituto Regulador de Águas e Resíduos: objectivos e âmbito de intervenção	191
6.3. O processo de regulação.....	194
6.3.1. O modelo geral de regulação.....	195
6.3.2. Regulação económica dos sistemas multimunicipais .....	200
6.3.3. Regulação económica dos sistemas municipais concessionados .....	204
6.4. Estudos comparativos.....	205
6.4.1. Esquemas reguladores sectoriais, no plano nacional .....	206
6.4.2. Experiências internacionais de regulação no sector das águas .....	213
6.5. Discussão do modelo de regulação à luz das estruturas de mercado e tarifárias ..	221
6.6. Conclusão .....	231
<b>7. CONCLUSÃO .....</b>	<b>237</b>
<b>APÊNDICE DO CAPÍTULO 5 .....</b>	<b>247</b>
<b>BIBLIOGRAFIA .....</b>	<b>251</b>



## LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Acontecimentos relevantes para o estado actual do sector das águas.....	14
Figura 2.2 - Cadeia de valor para o sector das águas vs ciclo urbano da água.....	19
Figura 2.3 - Modelos de gestão na vertente em “baixa”.....	22
Figura 2.4 - Consumos por sector utilizador.....	26
Figura 2.7 - Principais pressões sobre o sector das águas.....	31
Figura 3.1 - Perda de eficiência em monopólio.....	55
Figura 3.2 - Monopólio natural.....	58
Figura 3.3 - Custo médio radial: o caso da produção de dois produtos.....	62
Figura 3.4 - Economias e deseconomias de produção conjunta.....	67
Figura 4.1 - Curvas de CMR e Custo marginal .....	117
Figura 4.2 - Curvas de custos médios radiais.....	118
Figura 4.3 - Custos marginais e médios radiais.....	132
Figura 4.4 - Curvas de <i>CMR</i> .....	133
Figura 5.1 - Esquema tarifário hipotético.....	150
Figura 5.2 - Valor da factura, preço marginal e respectivas aproximações lineares.....	152
Figura 5.3 - Estruturas tarifárias (sector residencial) em quatro municípios, em 2002.....	158
Figura 5.4 - Preço por m <sup>3</sup> no primeiro escalão, em 2002.....	160
Figura 5.5 - Tarifa de disponibilidade (contador 15mm de diâmetro), em 2002.....	160
Figura 5.6 - Preços médios e marginais, em 2002.....	161
Figura 6.1 - Modelo de Regulação para o Sector das Águas.....	196
Figura 6.2 - Processo de avaliação do desempenho das EGs pelo IRAR.....	199
Figura 6.3 - Ciclo de Regulação Económica.....	203



## LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1 - Níveis de cobertura na vertente em “alta”.....	24
Quadro 2.2 - Atendimento da população na vertente em “baixa”.....	25
Quadro 2.3 - Investimentos previstos: 2000-2006 (a concluir até 2008) em “alta”.....	28
Quadro 2.4 - Investimentos em Abastecimento Saneamento, em”alta”.....	37
Quadro 2.5 - Investimentos necessários na “baixa”, por região.....	39
Quadro 3.1 - Políticas de regulação de monopólios naturais multiproduto.....	74
Quadro 4.1 - Sumário de estudos sobre estimações de funções de custo para a indústria da água	98
Quadro 4.2 - Estatísticas descritivas das variáveis.....	112
Quadro 4.3 - Parâmetros estimados.....	113
Quadro 4.4 - Custos marginais e economias de escala específicos.....	115
Quadro 4.5 - Custos e economias de escala e de gama para o produto compósito.....	116
Quadro 4.6 -Operadores, volumes e utilizadores por tipo de sistema (2002).....	125
Quadro 4.7 - Estatísticas descritivas das variáveis.....	126
Quadro 4.8 - Parâmetros estimados.....	127
Quadro 4.9 - Custos marginais e economias de escala específicas.....	129
Quadro 4.10 - Custos e economias de escala e de gama.....	131
Quadro 5.1 - Sumário de estudos empíricos sobre a procura residencial de água.....	145
Quadro 5.2 - Tarifário progressivo por blocos.....	157
Quadro 5.3 - Tarifário progressivo integral.....	158
Quadro 5.4 - Preço marginal do 10 <sup>o</sup> metro cúbico de água consumido.....	176
Quadro 5.5 - Variáveis utilizadas.....	179
Quadro 5.6 - Resultados da estimação da equação da procura residencial de água.....	181
Quadro 6.1 - Reguladores sectoriais - sumário de características.....	207



## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AdP	- Águas de Portugal
ANACOM - ICP	- Autoridade de Comunicações
APDA	- Associação de Produtores e Distribuidores de Água
AR	- Assembleia da República
BFGS	- Broyden, Fletcher, Goldfarb, Shanno
CD	- Conselho Directivo
CMI	- Custo Médio Incremental
CMg	- Custo Marginal
CMR	- Custo Médio Radial
DGA	- Direcção Geral do Ambiente
DQA	- Directiva Quadro da Água
DSM	- Demand Side Management
DWI	- Drinking Water Inspectorate
EA	- Environment Agency
EC	- Excedente do consumidor
EF	- Encargo Fixo (tarifa de disponibilidade)
EG	- Entidade Gestora
EGC	- Entidade Gestora Concessionária
EGCs	- Entidades Gestoras Concessionárias
EGs	- Entidades Gestoras
EPAL	- Empresa Portuguesa de Águas Livres
ERSE	- Entidade Reguladora para o Sector Energético
EUA	- Estados Unidos da América
GLS	- Generalized Least Squares
IC	- Instituto do Consumidor
INAG	- Instituto Nacional da Água
INE	- Instituto Nacional de Estatística
INSAAR	- Inquérito Nacional sobre Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas residuais
INTF	- Instituto Nacional de Transporte Ferroviário
IRAR	- Instituto Regulador de Águas e Resíduos

IVD	- Variável instrumental diferença
IVP	- Variável instrumental preço marginal
LDS	- Lei de Delimitação de Sectores
MAOTDR	- Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e Desenvolvimento Regional
MES	- Escala Mínima Eficiente
OFWAT	- Office for Water Services, actualmente, Water Services Regulation Authority
OLS	- Ordinary Least Squares
OT	- Obrigações do Tesouro
PEAASAR	- Programa Estratégico para o Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais
PNA	- Plano Nacional da Água
PNUEA	- Plano Nacional para o Uso Eficiente da Água
QCA	- Quadro Comunitário de Apoio
QREN	- Quadro de Referência Estratégico Nacional
RHs	- Regiões hidrográficas
RPI	- Retail Price Index
SIBS	- Sociedade Interbancária de Serviços
SIEG	- Serviço de Interesse Económico Geral
SC	- Economias de Gama
SL	- Economias de Escala
SMAS	- Serviços Municipalizados de Água e Saneamento
TBA	- Taxa Base de emissão dos Bilhetes do Tesouro
TBC	- Tarifas por blocos com preços crescentes
TBD	- Tarifas por blocos com preços decrescentes
TRC	- Convexidade transradial
UE	- União Europeia

## 1. INTRODUÇÃO

A emergência de um movimento de privatizações e a tendência internacional de liberalização a que se vem assistindo desde as últimas décadas do século XX, têm alterado significativamente o papel do Estado na economia. Com estas mudanças surgiram também interrogações sobre as formas tradicionais de organização das indústrias de serviço público, designadamente as estruturadas sob a forma de rede, na terminologia anglo-saxónica, *network utilities*<sup>1</sup>, pelo que o debate sobre o desenho de políticas de reestruturação não é novo. A discussão tem-se centrado em aspectos de organização industrial dos sectores, como o nível óptimo quanto à fragmentação e/ou integração horizontal e vertical das várias actividades dos processos produtivos.

As questões da liberalização dos mercados e da adaptação dos modelos de regulação não encontram, contudo, paralelo na indústria da água. Neste sentido, o sector das águas tem sido “poupado” às experiências reformistas mais avançadas. Assiste-se, portanto, a modificações mais ténues por razões específicas ao sector, como sejam, por exemplo, dificuldades de introdução de concorrência e condicionantes resultantes da natureza vital e da escassez do recurso água.

---

<sup>1</sup> Em Portugal, é comum encontrar-se várias expressões alternativas para este tipo de significado. Assim, surgem frequentemente expressões como serviços públicos de infraestruturas (por exemplo em Marques, 2005a, 2005b) ou indústrias de rede (por exemplo em Moreira (2003) ou Marques (2003)).

A promoção da concorrência é uma temática particularmente controversa em comparação com o que tem sucedido noutros sectores. Desde logo porque, conforme referem Ballance e Taylor (2005), no caso das águas as partes potencialmente competitivas da cadeia produtiva têm um menor peso relativo, tornando os benefícios potenciais da concorrência menos compensadores. Além disto, uma consequência dos elevados custos de distribuição da água potável e de recolha de águas residuais é a generalizada ausência de redes nacionais e a natureza localizada da oferta, associada a uma fragmentação regional das redes. Isto significa que qualquer forma de concorrência no mercado apenas poderá existir a um nível predominantemente local.

No entanto, até porque o tema da concorrência não se esgota na separação vertical, a possibilidade de introduzir concorrência é uma questão que deve ser equacionada. Neste âmbito, faz sentido que os modelos de regulação sejam analisados e, eventualmente, repensados, de forma que, caso se afigure eficiente, o controlo sobre a entrada e saída da indústria seja também um dos efectivos vectores do quadro da regulação económica no sector das águas.

No que concerne à importância e à escassez do recurso, a inquestionável relevância mundial do assunto e, mais concretamente, da água no progresso humano, encontra-se expressa no *Relatório do Desenvolvimento Humano* de 2006 (PNUD, 2007: v), nas seguintes palavras de Kemal Dervis<sup>2</sup>:

*“Ao longo da História, o progresso humano tem dependido do acesso à água potável e da capacidade das sociedades controlarem o potencial da água enquanto recurso produtivo. A água para a vida do agregado familiar e a água para sustento através da produção são duas bases para o desenvolvimento humano. No entanto, para uma grande parte da humanidade, essas bases não existem.”*

Dervis defende ainda que são políticas deficientes de gestão da água que aumentam a sua escassez. Ou seja, não se trata simplesmente de uma escassez mundial de água, traduzindo-se antes

---

<sup>2</sup> Administrador do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento.

numa pressão crescente sobre os recursos hídricos em determinadas regiões, a qual se tem intensificado nas últimas décadas, prevendo-se a manutenção desta tendência (PNUD, 2007).

O aumento do consumo de água, associado a padrões de desenvolvimento mais elevados, e a degradação das suas origens, a par de fenómenos de escassez sazonal ou relativa têm feito aumentar os custos com o serviço de abastecimento de água potável. Perante este cenário, torna-se clara a necessidade de recolocar o enfoque em termos de orientação estratégica da gestão do recurso água, também no lado da procura. A expansão da oferta não é uma estratégia sustentável no longo prazo, sobretudo no que se refere a água com qualidade para consumo humano.

A possibilidade de dessalinização da água do mar pode constituir solução para determinadas regiões geográficas (sobretudo cidades costeiras) e para certo tipo de utilizações. Porém, dado tratar-se de uma opção que envolve custos elevados, revela-se apenas adequada às regiões mais ricas. Recorde-se, para além disto, que o funcionamento em rede impõe limites físicos e geográficos concretos, devido, designadamente, a questões de manutenção de padrões satisfatórios de qualidade.

A literatura económica sobre regulação não tem conseguido fornecer respostas definitivas para os diversos problemas com que o sector das águas se defronta. Subsistem interrogações quer quanto à estrutura de mercado óptima, quer em relação à gestão da escassez do recurso, quer quanto à forma como estas restrições devem ser contempladas nas políticas tarifárias, quer ainda na compatibilização de alguns objectivos da política de preços e na forma de os alcançar<sup>3</sup>. Em consequência, os diferentes países têm procurado enfrentar os problemas comuns e específicos com soluções reguladoras e de organização e estruturação sectorial particulares.

A economia portuguesa, em geral, e o sector das águas, em particular, não estão de fora das referidas tendências de liberalização mundial e escassez, padecendo dos mesmos problemas com que se defrontam outros países. Para além disto, decorrente do enquadramento institucional e legal e

---

<sup>3</sup> É frequente utilizar os esquemas tarifários para promover um determinado número de objectivos, sendo os mais comuns a obtenção de rendimentos, a eficiência económica, a equidade e a justiça, a redistribuição de rendimentos e a conservação do recurso (Bolland e Whittington, 2000). Alguns destes objectivos podem revelar-se conflituosos entre si, como acontece, por exemplo, com a eficiência económica e a equidade.

de atrasos significativos (face a outras economias desenvolvidas) nos níveis de cobertura das populações por serviços de abastecimento de água, mas sobretudo de recolha e tratamento de águas residuais, em Portugal crescem problemas de ordem organizacional e estrutural, bem como necessidades de realização de pesados investimentos em infraestruturas. Em conjunto, todas estas pressões, sejam gerais ou específicas do caso português, traduzem-se em dificuldades relativas à definição de políticas tarifárias capazes de acomodar restrições de várias naturezas.

Para além do que acaba de ser dito, o desenvolvimento da presente dissertação decorreu ao longo de um período marcado, em Portugal, por avanços e recuos nas políticas de reestruturação e privatização anunciadas para o sector das águas. Consequentemente, assistiu-se a acesos debates, muitas vezes marcados apenas por motivações de natureza ideológica, mais do que alicerçados em fundamentos de ordem económica, financeira e mesmo social, com a temática privado *versus* público a dominar grande parte da discussão sobre o presente e o futuro do sector. O facto de o debate ter estado em regra desviado da questão central que se considera residir na promoção de melhores níveis eficiência no sector, seja ele dominado por capitais públicos ou privados, veio reforçar o interesse e a relevância do presente estudo.

Neste contexto, o objectivo central da tese consiste em *analisar o grau de adequação do modelo de regulação definido para o sector das águas em Portugal às exigências de uma política tarifária racional.*

Com este trabalho sobre o modelo português pretende-se contribuir para aprofundar o debate sobre as alterações reguladoras e de reestruturação da indústria da água à escala internacional que permitam a promoção de níveis mais elevados de eficiência. Deve ser este o objectivo principal da regulação económica, ainda que combinado com outros, estimulando uma valorização correcta do recurso água e não comprometendo a sua preservação futura. Neste âmbito, e face a uma estrutura de mercado que não permite uma formação concorrencial de preços, a definição e a aplicação de uma política tarifária devem ganhar enorme protagonismo.

Para concretizar o objectivo principal referido, a dissertação incorporará duas linhas gerais de abordagem.

A primeira assentará, fundamentalmente, em estudos empíricos sobre o caso português, procurando integrar temáticas como a escassez e problemas de natureza organizacional e estrutural. Direccionando a atenção para dois aspectos particulares, um deles baseado na análise da estrutura de custos dos operadores do sector e o outro na averiguação dos efeitos das expectáveis subidas de preço (derivadas de imposições de aplicação dos princípios do consumidor/poluidor pagador) procurar-se-á responder às seguintes questões específicas de investigação.

*Serão os múltiplos operadores locais existentes na indústria da água em Portugal monopólios naturais?*

*Serão eficazes os preços como instrumentos de gestão da procura?*

Perante a resposta às questões referidas procurar-se-á averiguar qual deverá ser o enfoque da regulação.

A segunda linha geral de abordagem da dissertação basear-se-á em estudos comparativos de diversos modelos de regulação, procurando-se orientar o debate segundo duas perspectivas. Numa delas, privilegiar-se-á a comparação de atribuições e competências conferidas a várias autoridades reguladoras sectoriais nacionais. Na outra perspectiva o objectivo é analisar alguns casos internacionais de referência no sector das águas, não apenas quanto aos formatos de regulação mas também em relação a aspectos estruturais e organizacionais. Desse modo, pretende-se retirar ilações em termos de pontos fortes de outros modelos passíveis de transposição para o caso português.

A partir dessas inferências e em conjunto com alguns resultados obtidos pelos estudos empíricos, inseridos no âmbito da primeira linha geral de abordagem referida, procurar-se-á proceder à leitura crítica do modelo português de regulação do sector das águas. Em concreto, tentar-se-ão identificar os elementos mais fracos do modelo, bem como as respectivas causas, ou seja, pontos críticos que deverão merecer a atenção das autoridades competentes.

Uma vez definidos os objectivos central e específicos, e de modo a clarificar as opções de investigação definidas, revela-se pertinente sublinhar algumas características do sector das águas em Portugal.

Uma delas diz respeito ao tipo de actividades envolvidas, as quais compreendem o abastecimento e também a drenagem e o tratamento de águas residuais. O processo produtivo pode ser subdividido entre as vertentes em “alta” e em “baixa”. A “alta” abrange, de forma simplificada, as actividades a montante da distribuição, ou a jusante da recolha de águas residuais, e a “baixa” corresponde à distribuição, no caso do abastecimento, e à drenagem de águas residuais, no caso do saneamento.

Em 1993, num pacote de iniciativas legislativas, foram introduzidas as figuras institucionais dos sistemas multimunicipais e dos sistemas municipais. Os primeiros foram concebidos para a “alta” e os segundos para a “baixa”. Todavia, na prática, uma parte significativa dos sistemas municipais exerce ambas as vertentes e fornece simultaneamente os serviços de abastecimento e de saneamento.

Em termos de delimitação do objecto de estudo, é importante esclarecer que os trabalhos empíricos sobre o sector abarcam sobretudo a parte do mesmo vocacionada para as relações com o consumidor/utilizador final, pelo que os sistemas multimunicipais praticamente extravasam o âmbito da análise.

Uma outra importante característica é a relativa à estrutura organizacional. Nesta matéria o sector pauta-se por uma organização que impede a separação clara de funções do Estado enquanto concedente, concessionário e tutela das autarquias e dos reguladores económico e ambiental. A esta situação acresce a coexistência de múltiplos monopólios locais ou regionais, com exclusividade consagrada legalmente quanto ao fornecimento de serviços de abastecimento de água e/ou de águas residuais em determinado território.

Torna-se, assim, relevante verificar se essas soluções configuram a opção mais eficiente do ponto de vista económico, ou seja, se são monopólios naturais ou não. Isto porque, conforme é

objectivo da dissertação, dessa avaliação podem resultar orientações importantes em matéria de regulação económica, mais especificamente quanto à regulação pela estrutura de mercado. Neste âmbito, a tese pretende contribuir para a problemática relativa à integração ou desagregação no sector, sugerindo argumentos para a manutenção ou retirada das barreiras legais à entrada e à saída, ou de outra natureza.

Para além disto, a estrutura do mercado da água constitui uma das determinantes das estruturas tarifárias. E, no que concerne a estas últimas, a racionalidade na sua definição tem implicações importantes na *sustentabilidade tarifária*. Esta expressão pode ser interpretada de duas maneiras: sustentabilidade financeira do operador e sustentabilidade ambiental ou relativa à utilização do recurso.

Em relação à sustentabilidade financeira, a análise dos esquemas tarifários reveste-se de particular interesse face às consequências da adopção de diferentes soluções de regulação de preços. Um exemplo concreto neste domínio é o *trade-off* entre o equilíbrio financeiro do produtor e a adopção de preços de primeiro óptimo, perante situações de monopólio natural. Para além deste aspecto, a análise da sustentabilidade tarifária tem também que ver com as imposições da União Europeia (UE) e nacionais de recuperação integral dos custos (incluindo os ambientais e de escassez) pelas tarifas. Esta matéria interfere, obviamente, com o utilizador dos serviços, que suportará preços mais altos ou mais baixos, consoante as tarifas incorporem maiores ou menores custos de ineficiência.

Por seu turno, a ligação da sustentabilidade tarifária à utilização racional do recurso enquadra-se na problemática da gestão da água pelo lado da procura. Esta orientação ganhou protagonismo desde a consciencialização que a água é um bem económico e, conseqüentemente, um recurso escasso. Neste âmbito, a ideia fundamental é que os preços devem sinalizar comportamentos de uso parcimonioso da água.

A promoção da utilização racional de água por via de políticas de preço não está, contudo, isenta de dificuldades de aplicação face a uma outra característica do sector. Ele integra actividades

que configuram o exemplo típico de serviços de interesse económico geral, que o Estado sujeita a obrigações de serviço público por serem essenciais à vida e não poderem deixar de ser fornecidos de forma universal. Ou seja, a problemática aqui é que não basta uma estratégia de subida dos preços. Trata-se, antes, de saber se a procura de água é elástica em relação ao seu preço. Se assim não for, subidas do valor das tarifas apenas se transmitirão aos valores das facturas a suportar pelos consumidores.

Finalmente, importa referir a importância de a escassez do recurso ser encarada também pelo lado da oferta. Neste sentido, uma das frentes para promover a sustentabilidade do recurso água deve ser a gestão das perdas nos sistemas de abastecimento. Este é, aliás, um dos principais problemas a resolver no sentido de serem atingidos níveis mais elevados de eficiência na utilização do recurso. Deste modo, torna-se possível também, por via da recuperação dos custos pelas tarifas, a transmissão desses ganhos de eficiência aos utilizadores finais dos serviços.

De forma a concretizar o objectivo central definido e responder às questões específicas de investigação apresentadas, a tese encontra-se organizada em 7 Capítulos. Após este primeiro Capítulo introdutório, onde se procurou apresentar os objectivos da investigação e justificar a importância dos assuntos a desenvolver, prosseguir-se-á da forma que a seguir se descreve.

Com o Capítulo 2 procede-se à caracterização da situação actual do sector das águas em Portugal, com base na análise da sua evolução histórica, legal e institucional. A partir daí, o intuito é identificar para Portugal o tipo de condicionantes e de factores críticos para o desenvolvimento do sector, que constituem, em simultâneo, vectores de abordagem em termos de enquadramento regulador.

No Capítulo 3 revêem-se alguns conceitos teóricos principais a utilizar ao longo da dissertação, procurando enquadrar toda a linha de argumentação no caso particular do sector das águas. Em concreto, neste Capítulo estuda-se a questão de fundo da relação entre eficiência e a fundamentação para a regulação económica. Para além disso, procura-se sistematizar os argumentos

esgrimidos a favor e contra a promoção da concorrência. O objectivo do Capítulo 3 é, assim, analisar a problemática das falhas de mercado na indústria da água, relacionadas com o monopólio natural e com as assimetrias de informação, as externalidades e os bens públicos. Adicionalmente, apresentam-se as diversas formas de regulação do monopólio, nomeadamente as modalidades de regulação dos preços, de regulação por comparação de desempenhos e de regulação pela estrutura de mercado.

No Capítulo 4 exploram-se dois aspectos destacados pela análise efectuada no Capítulo 2. Um deles tem que ver com a temática das perdas de água nos sistemas de abastecimento, e o outro com a organização monopolista da oferta de serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais. Ambos são estudados seguindo uma abordagem de estimação de funções de custo multiproducto.

O objectivo geral deste Capítulo é, então, analisar a monotonia das curvas de custo médio e marginal e verificar se os operadores da indústria da água tiram, ou não, partido de economias de escala e de gama. A análise da estrutura de custos permite tomar posição face a dilemas suscitados por estruturas de mercado monopolistas, abordados no Capítulo 3, como o que ocorre entre a prossecução da solução tecnológica mais eficiente e a procura de eficiência na afectação de recursos. Do grau de adequação às condições necessárias e suficientes para a classificação do monopólio multiproducto como natural podem resultar critérios de eficiência para orientação da política de regulação. Estes podem ir no sentido da sugestão das estruturas de mercado mais adequadas ou no sentido da justificação de regras respeitantes à política tarifária. Por outro lado, face à consideração das perdas como um produto, ainda que indesejável, é também possível averiguar se estão a ser consideradas as devidas preocupações com a sua redução e qual deverá ser o papel da regulação nesta matéria.

Apesar de certas rubricas de custo, como os custos ambientais e de escassez, não serem integradas nas aplicações empíricas, sabe-se que à medida que a procura aumenta vai sendo progressivamente necessário recorrer a origens menos acessíveis e de pior qualidade. Ora, isto

reflecte-se, necessariamente, numa tendência para o aumento dos custos, remetendo-nos, por um lado, para a cautela com se devem interpretar ser os resultados obtidos e, por outro lado, e uma vez mais, para a importância da gestão do recurso água também, ou sobretudo, pelo lado da procura, assunto a que se dedica o Capítulo 5. Neste, procura-se investigar se os preços praticados actualmente em Portugal, no que diz respeito ao segmento residencial, cumprem um papel de instrumento de gestão da procura.

Finalmente, e à luz da realidade do sector, estudada segundo diversas perspectivas ao longo dos anteriores Capítulos, no Capítulo 6 pretende-se analisar de forma crítica o modelo de regulação das águas em Portugal. Naturalmente, não se visa esgotar o debate em torno da estrutura e regulação do sector das águas numa solução única. Em vez disso, o objectivo deste Capítulo é discutir se estão reunidas as condições necessárias para que a sua regulação seja eficaz em termos do desempenho que se espera de uma entidade reguladora sectorial.

Esta dissertação termina com um Capítulo onde se tecem as considerações finais. Aí, faz-se um balanço das reflexões teóricas e empíricas que emergiram dos estudos realizados ao longo da dissertação e abrem-se algumas perspectivas para estudos futuros.

## 2. O SECTOR DAS ÁGUAS EM PORTUGAL

### 2.1. Introdução

Em Portugal, o sector dos serviços de águas<sup>4</sup>, conforme usualmente denominado, compreende, segundo IRAR (2006), “(...) as actividades de abastecimento de água às populações, urbanas e rurais, e às actividades associadas, como os serviços, o comércio e a pequena indústria inserida na malha urbana [...] e] também a drenagem e o tratamento de águas residuais urbanas, que incluem as águas residuais de origem doméstica, industrial e pluvial.”

Desta definição ressalta a existência de um conjunto de sectores utilizadores dos serviços de águas integrados nas redes urbanas ou públicas, como também são chamados. Para além do sector população, também denominado sector doméstico ou residencial, existem os seguintes sectores utilizadores: industrial, comercial/serviços (que inclui lojas e supermercados, sector turístico e bancos e seguradoras), agrícola/pecuário e outros. Esta classificação, utilizada no âmbito do Inventário Nacional sobre Serviços de Abastecimento de Água e Águas Residuais (INSAAR), é a que seguiremos ao longo da presente dissertação, salvo indicação em contrário.

---

<sup>4</sup> Também designado, de forma abreviada, de sector das águas, ao longo da presente dissertação.

Mas, porque a água tem uma multiplicidade de usos, é importante referir que, ainda que não integre o objecto da presente tese, para além dos sectores utilizadores integrados na rede urbana, existe um outro grupo de utilizadores de que fazem parte a restante indústria e agricultura, a produção de energia eléctrica, o restante turismo e ainda sectores como o controlo hídrico, a pesca profissional, a aquacultura e a conservação da natureza. Ou seja, numa acepção ampla, e segundo o Plano Nacional da Água – PNA (MAOT, 2001: 1/58 (4 - II)), o conceito usos de água incorpora um rol alargado de utilizações como “a utilização de superfícies e de volumes de água, bem como a alteração das suas características e dos regimes naturais dos seus fluxos e de produtos gerados pelos recursos hídricos”.

Os consumos, por seu lado, são definidos como “(...) os volumes efectivamente retirados dos meios hídricos e que, embora gerando retornos, são os utilizados nas actividades humanas, tais como consumo doméstico e industrial, regadio, refrigeração, incluindo neles as perdas (fugas e consumos não contabilizados)”.

Um outro conceito é o de necessidades de água, entendido no PNA como o volume que deveria estar disponível, local e atempadamente, para satisfazer a procura. Esta, por sua vez, pode definir-se como as quantidades de água que um determinado utilizador ou grupo de utilizadores estaria disposto a receber para cada nível possível de preço, num dado momento, Agthe e Billings (2003: 23).

A relevância do sector da água em Portugal pode ser aferida segundo diversas perspectivas, designadamente, por ter que ver com um recurso indispensável à grande maioria das actividades económicas, com influência decisiva na qualidade de vida das populações e com forte impacte na saúde pública. O mercado dos serviços de águas tem uma importância económica considerável, implicando elevados investimentos em infraestruturas e mobilizando outros sectores de actividade económica, enquanto fornecedores de serviços, materiais e produtos.

O abastecimento de água às populações e às actividades económicas e o saneamento das águas residuais constituem, pelas razões expostas anteriormente, preocupações que permanecem na

ordem do dia, desde o início do desenvolvimento da sociedade. A deslocalização de população dos meios rurais para as cidades trouxe consigo uma concentração de actividades económicas e de agregados populacionais. Em consequência, dispararam também a concentração e o volume das necessidades de água para os vários usos, bem como os volumes de águas residuais geradas. Esta realidade obrigou à adopção de sistemas públicos de águas e águas residuais progressivamente mais sofisticados, capazes de se adequar às novas exigências e tirar partido, simultaneamente, de potenciais vantagens de processos produtivos bem articulados entre si e com o ciclo da água.

O objectivo central do presente Capítulo é caracterizar a situação actual do sector das águas em Portugal, identificando as principais ordens de problemas com que o sector e os seus intervenientes se defrontam.

Face ao propósito referido, o Capítulo prossegue com a seguinte estrutura. A Secção 2.2 dedica-se à apresentação e descrição dos traços fundamentais do desenho relativo ao funcionamento e à situação actual no sector. A partir dessa caracterização pretende-se, na Secção 2.3, derivar e analisar as principais pressões sobre o sector, com influências sobre o seu desempenho presente e futuro. A Secção 2.4 destina-se à conclusão do Capítulo.

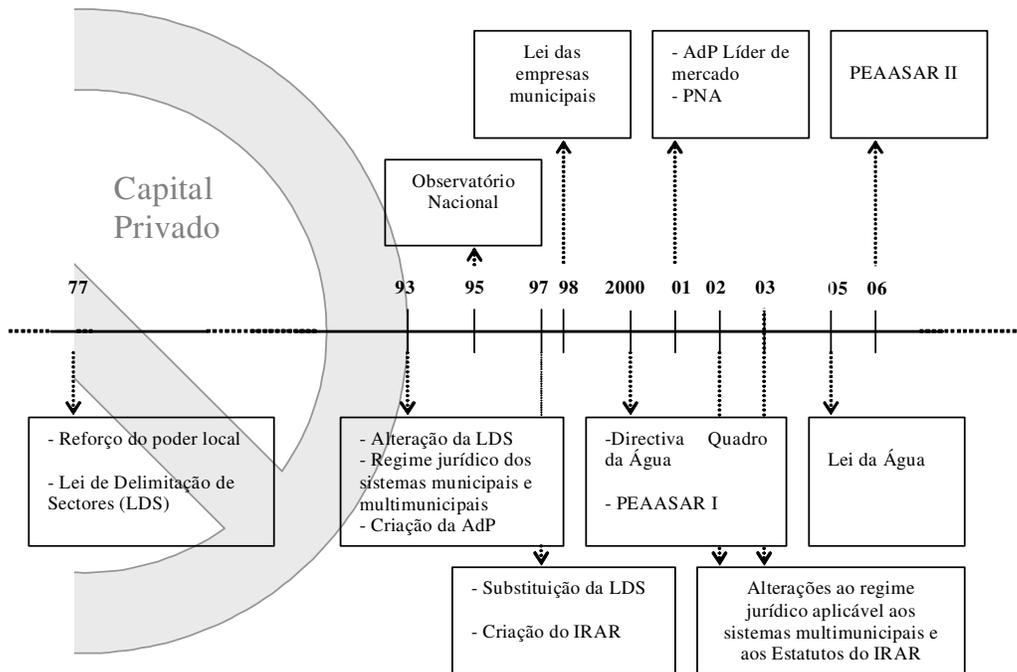
## **2.2 Situação actual**

O estado actual do sector das águas em Portugal é fruto de factores de diversa ordem, como o enquadramento legal vigente e as (ausências de) políticas das últimas décadas. Nesta Secção pretende-se destacar os aspectos que nos parecem mais importantes para a caracterização do estágio de desenvolvimento do sector. Começaremos pelo enquadramento jurídico e institucional, depois procuraremos descrever o funcionamento do processo produtivo, enquadrado na perspectiva do ciclo urbano da água, e, finalmente, procederemos à caracterização do mercado.

### 2.2.1 Enquadramento legal e institucional

A estrutura actual do sector das águas em Portugal resulta de um conjunto de acontecimentos que, sobretudo desde a década de setenta do século passado, têm condicionado a sua evolução. Sem a pretensão de traçar a história do sector, a Figura 1 apresenta, cronologicamente, esses principais acontecimentos.

**Figura 2.1 - Acontecimentos relevantes para o estado actual do sector das águas**



Fonte<sup>5</sup>: elaboração própria.

Na sequência da onda de nacionalizações ocorrida após o 25 de Abril de 1974, e da legislação subsequente, relativa à delimitação de sectores, as actividades económicas de captação, tratamento e

<sup>5</sup> Doravante, sempre que seja omitida a fonte de figuras ou de quadros é porque se trata de elaboração própria. Em todos os restantes casos serão feitas referências explícitas às respectivas fontes.

distribuição de água para consumo público e de recolha, tratamento e rejeição de efluentes, através de redes, foram até 1993 consideradas competência exclusiva do sector público.

Só nesse ano se abriu uma brecha à iniciativa privada, através do mecanismo das concessões e da participação nos sistemas abrangendo vários municípios desde que, neste caso, a parte pública assumisse posição maioritária, nos termos do Decreto-Lei n.º372/93, de 29 de Outubro.

O Decreto-Lei n.º379/93, de 5 de Novembro, definiu os sistemas municipais e os multimunicipais de abastecimento de água e de saneamento, consagrando o regime legal da gestão e exploração de uns e de outros, e criou os primeiros cinco sistemas multimunicipais de captação, tratamento e distribuição de água. Nos termos do artigo 1º deste Decreto, passou-se a considerar sistemas multimunicipais os que servem pelo menos dois municípios, que exigem investimentos a efectuar pelo Estado por razões de interesse nacional e que actuam a montante da distribuição de água ou a jusante da recolha de águas residuais. Todos os restantes sistemas enquadram-se na categoria de sistemas municipais, independentemente de a sua gestão poder ser municipal ou intermunicipal. O n.º2 do artigo 2º criou a obrigatoriedade de os municípios utilizadores se ligarem aos sistemas multimunicipais, o que na prática nem sempre acontece. Além disso, o mesmo diploma legal esclareceu as condições do regime de exploração e gestão dos sistemas concessionados. O concedente é o Estado (no caso dos sistemas multimunicipais) ou a administração local (nos restantes casos).

Com a constituição, ainda em 1993, da *holding* pública para o sector, a Águas de Portugal (AdP), *SGPS, S.A.*, foi conferido à Administração Central um papel complementar da intervenção das autarquias. Desde então, e no âmbito dos sistemas multimunicipais, têm sido atribuídas concessões a sociedades (especialmente criadas para explorar esses sistemas) de capitais exclusivamente públicos, repartidos entre a administração central, através da AdP, e os municípios aderentes aos sistemas.

Em 1995, o Decreto-Lei n.º 147/95, de 21 de Junho, definiu o regime jurídico da concessão dos sistemas municipais. No mesmo ano foi criado o Observatório Nacional dos Sistemas

Municipais e Multimunicipais de Captação, Tratamento e Distribuição de Água para Consumo Público, de Recolha, Tratamento e Rejeição de Efluentes e de Recolha e Tratamento de Resíduos Sólidos (doravante referido, abreviadamente, de Observatório), o qual foi substituído por uma entidade reguladora para o sector: o Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR), em 1997.

A possibilidade da criação de empresas municipais, intermunicipais e regionais de capitais maioritariamente públicos, regulamentada pela Lei n.º58/98, de 18 de Agosto de 1998, conferiu às autarquias a possibilidade de delegar nessas empresas a prestação de serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais. Dava-se, assim, mais um passo no sentido da empresarialização do sector.

Em 2000, foi apresentado o Programa Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais (PEAASAR) 2000-2006. Esse documento definiu as grandes linhas de orientação estratégica e os objectivos a atingir quanto ao nível de abastecimento de água à população (95%) e de drenagem e tratamento de águas residuais (90%), entre outros. Estabelecidas as prioridades operacionais, a intenção foi a articulação da implementação do Programa com o período de programação dos fundos comunitários (Terceiro Quadro Comunitário de Apoio - QCA III), visando uma adequada utilização desses fundos.

Outro acontecimento marcante foi a publicação da Directiva n.º 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, conhecida como a Directiva Quadro da Água (DQA). Esse diploma estabeleceu um quadro de actuação comunitária em termos de política da água e definiu os princípios e objectivos que devem orientar a política da água à escala comunitária.

Em 2001, a aquisição pela AdP de uma importante fatia de mercado, que lhe permitiu passar a liderar também o mercado nas concessões para a distribuição de água e recolha de águas residuais, afectou a estrutura do sector.

No período 2002-2003, registaram-se alterações legislativas significativas, relativamente ao regime aplicável aos sistemas multimunicipais e aos estatutos do IRAR. A aprovação do Decreto-Lei n.º 14/2002, de 26 de Janeiro, alterou o artigo 4.º do Decreto-Lei n.º 379/93, transferindo para as

autarquias no termo do contrato, sem quaisquer ónus, os bens afectos à concessão, excepto os resultantes de investimentos de expansão não previstos no contrato de concessão, mas autorizados pelo concedente. O Decreto-Lei n.º 151/2002, de 23 de Maio, por seu lado, alterou os estatutos do IRAR, conferindo-lhe um novo papel: o de autoridade competente, no âmbito da fiscalização e controlo da qualidade da água para consumo humano.

A transposição da DQA para a ordem jurídica nacional pela Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, conhecida como Lei da Água, definiu as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável dos recursos hídricos, classificando a região hidrográfica como a unidade principal de planeamento e gestão da água. Esta Lei criou um quadro de obrigações de protecção reforçada das massas de água e de recuperação dos custos dos serviços hídricos impondo a alteração do regime económico-financeiro aplicável à utilização das águas. O seu artigo 77º promove a internalização dos custos de actividades que causem um impacto negativo no estado de qualidade e de quantidade das águas, através da aplicação do princípio do poluidor-pagador e do utilizador-pagador, e a recuperação de todos os custos dos serviços de águas.

Em 2006, foi apresentada uma versão preliminar do novo Plano Estratégico para o próximo período de programação dos Fundos Comunitários, PEAASAR II (2007-2013). O novo plano elege como objectivos principais: a universalidade, a continuidade e a qualidade do serviço; a sustentabilidade do sector; e a protecção dos valores ambientais. No mesmo, se define também as respectivas orientações estratégicas e operacionais para o sector, para o período 2007-2013. A questão tarifária assume neste Plano um papel central, já que é considerado que a cobertura integral do custo do serviço é fundamental para a resolução da maior parte das questões em aberto no sector. No âmbito dos níveis de atendimento nacionais por sistemas públicos, repetem-se os objectivos gerais do PEAASAR 2000-2006, devendo ainda cada sistema servir, pelo menos, 90% dos efectivos populacionais com abastecimento de água e 85% da população com serviços de saneamento, das respectivas áreas de atendimentos. Estes últimos objectivos são menos ambiciosos do que os equivalentes no PEAASAR 2000-2006, referidos anteriormente.

### 2.2.2. Cadeia de valor *versus* ciclo urbano da água

O sector das águas engloba um conjunto de actividades diferenciadas, que se devem desenvolver segundo uma ordem adequada, para garantir a prossecução de determinados objectivos. Em termos genéricos, esses objectivos são: assegurar a fiabilidade do abastecimento de água, seja à população, seja às várias actividades económicas, e descarregar as águas residuais já tratadas em condições que não adulterem a qualidade da água dos meios receptores.

O conjunto de actividades necessárias ao desenvolvimento e fornecimento dos serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais, designa-se por cadeia de valor<sup>6</sup>. Simplificadamente, a cadeia de valor para o sector das águas em Portugal<sup>7</sup> encontra-se ilustrada na Figura 2.2.

Para que o abastecimento possa ter início, é imprescindível dispor de origens em quantidade e qualidade suficientes para cobrir as necessidades actuais e/ou potenciais. Na fase da captação, também designada de extracção de água, esta é recolhida no meio hídrico, a partir de origens subterrâneas ou superficiais, como aquíferos ou rios. Através de um sistema gravitacional ou com a ajuda de uma estação de bombagem, sucede a fase da elevação cujo objectivo é permitir que a água circule, transpondo eventuais barreiras orográficas. Após esta etapa, segue-se a fase do tratamento, na qual é feita a correcção das características físicas, químicas e biológicas da água, com vista a torná-la adequada para consumo humano, terminando aqui a parte da produção. A fase seguinte, da adução, compreende o transporte de água, da zona de produção para a zona de consumo. Este transporte é feito através das chamadas redes adutoras (infraestruturas de transporte de água como canais, galerias ou condutas), desde a sua origem até à distribuição, *exclusive*. A etapa seguinte, do armazenamento (natural, por exemplo através de barragens, ou artificial, através de tanques e

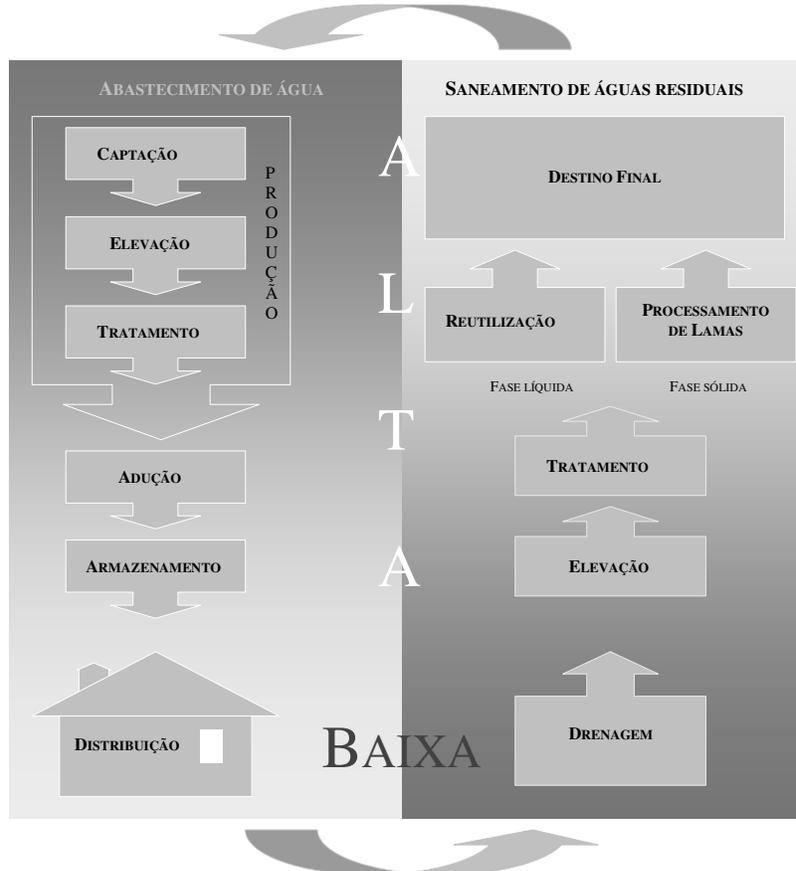
---

<sup>6</sup> Adaptando-se, portanto, a definição geral de cadeia de valor de Jacobides (2005: 465).

<sup>7</sup> Excluindo algumas especificidades, a cadeia de valor apresentada não é original face à que se verifica noutros países desenvolvidos. Veja-se, a título de exemplo, o caso francês, no que se refere ao abastecimento de água, em Garcia e Thomas (2001).

reservatórios), permite assegurar a continuidade no abastecimento, ou seja, manter a oferta em situações de escassez ou mesmo de seca. Com esta etapa termina a fase designada de “alta”.

**Figura 2.2 - Cadeia de valor para o sector das águas vs ciclo urbano da água**



Fonte: Baseado em IRAR (2006).

Finalmente, tem início a fase da “baixa”, ou seja, a distribuição de água, através de redes apropriadas, desejavelmente em quantidade, qualidade e pressão adequadas às necessidades dos utilizadores finais de água.

Devido ao não esgotamento do recurso água aquando do seu consumo, existe um ciclo, conhecido como o ciclo urbano da água, entre o abastecimento e o saneamento de águas residuais, visível na Figura 2.2 pelas setas que ligam as partes direita e esquerda da mesma. Assim, dando continuidade ao ciclo da água, as águas residuais urbanas resultantes do consumo são recolhidas,

iniciando-se o processo de saneamento com a etapa da drenagem, coincidente com a fase da “baixa”.

A “alta”, por seu lado, compreende o conjunto de todas as restantes etapas. A primeira das quais corresponde à elevação, cujo propósito é idêntico ao da etapa equivalente no processo de abastecimento. Depois desta etapa segue-se a do tratamento, na qual é feita a correcção das características das águas residuais, de acordo com o meio receptor onde se planeia vir a descarregá-las. Após esta etapa, e conforme o tipo de produto gerado na etapa anterior, ou seja, consoante se trate de líquidos ou sólidos, ocorre a reutilização ou o processamento de lamas, respectivamente. Tratando-se da fase líquida, o que acontece é o recurso eventual às águas residuais tratadas para utilizações compatíveis com a sua qualidade<sup>8</sup>. O processamento de lamas, por seu lado, consiste no tratamento das mesmas, geradas no decurso do tratamento das águas residuais.

A etapa final do processo de águas residuais, que encerra também a chamada fase da “alta”, depende, naturalmente, de se tratar de águas ou lamas. Assim, o destino final das águas residuais tratadas é a sua descarga em meio receptor adequado, e o destino final das lamas é o seu encaminhamento para a agricultura, aterros, etc. Estas descargas, por sua vez, afectam o meio hídrico e, conseqüentemente, o processo produtivo associado ao abastecimento de água.

Do exposto torna-se evidente a complexidade das actividades desenvolvidas no sector da água, bem como a necessidade de coordenação entre etapas e as implicações e desafios, a vários níveis, que todo o processo acarreta. Por exemplo, uma deficiente articulação entre a “alta” e a “baixa” terá conseqüências na operacionalidade das infraestruturas construídas e no atendimento ao público. Por outro lado, uma desarticulação entre o abastecimento e o saneamento, com ausência de integração na perspectiva do ciclo urbano da água, não permite uma adequada ligação entre captações e rejeições.

---

<sup>8</sup> Alguma desta água residual tratada pode ser reaproveitada para alguns tipos de utilizações como a rega de jardins, lavagens de ruas, entre outros.

### **2.2.3. Características do mercado**

Na presente Subsecção pretende-se abordar sumariamente algumas das características principais do mercado da água. Com esse intuito, procurar-se-á caracterizar a estrutura da oferta e, na perspectiva da procura, abordar-se-ão os níveis de atendimento e consumos. Para além destes aspectos, focar-se-ão também outras características do mercado, como custos, volume de negócios, infraestruturas e investimentos. Finalmente, porque uma caracterização do mercado não pode ignorar a questão tarifária, aflorar-se-ão alguns aspectos principais relativos às estruturas tarifárias praticadas. Dada a sua particular relevância, retomar-se-á esta questão, de forma mais detalhada, sobretudo no que diz respeito às tarifas em “baixa”, no Capítulo 5.

#### *2.2.3.1. Estrutura monopolista da oferta: soluções adoptadas*

A tradição de atribuição de competências de fornecimento dos serviços de águas às autarquias, a par da não concorrência, devido às características especiais de produção e, sobretudo, de distribuição no sector, associadas às infraestruturas em rede, conduziu à existência de múltiplos monopólios locais em Portugal. A estrutura monopolista do mercado repete-se em cada município, existindo tendencialmente um único operador por concelho. Em alguns casos excepcionais existe um mesmo operador para vários municípios.

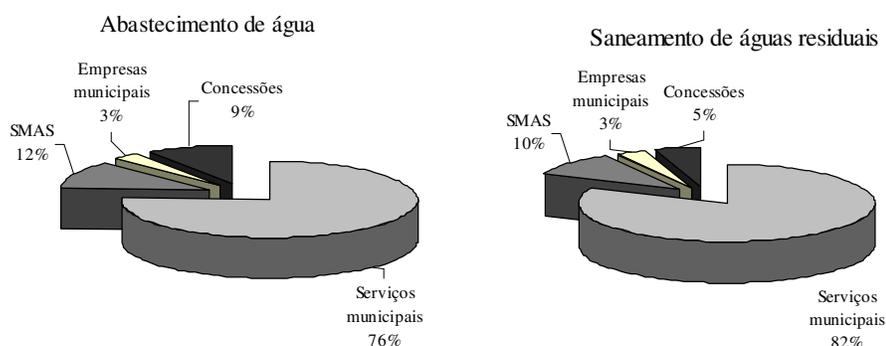
Quanto à forma de organização e gestão, podemos agrupar os sistemas de abastecimento de água e de saneamento em sistemas plurimunicipais ou municipais. Ao nível plurimunicipal coexistem sistemas multimunicipais e intermunicipais, embora estes últimos sejam classificados como municipais na legislação sobre o assunto.

Os sistemas municipais têm a seu cargo a oferta de água em “baixa”, podendo estar organizados sob a forma de serviços municipais (Câmaras que fornecem directamente o serviço), de serviços municipalizados (SMAS, que embora sem personalidade jurídica, têm, face aos serviços

municipais, autonomia administrativa e financeira e uma estrutura mais próxima da empresarial), de empresas públicas municipais ou intermunicipais, ou, finalmente, de sociedades anónimas (S.A.). Estas últimas actuam como concessionárias dos sistemas e podem ser de capitais privados, públicos ou mistos. Alguns serviços municipalizados, resultantes da integração de vários municípios, classificam-se como intermunicipais ou municipais integrados e podem ser geridos através de empresas concessionárias.

Conforme nos revela a Figura 2.3, aproximadamente 88% dos municípios portugueses, adopta modelos de gestão pública (serviços municipais ou municipalizados) no abastecimento de água, sendo essa percentagem ainda maior no saneamento. A opção por uma gestão do tipo empresarial (pública ou privada) verifica-se, actualmente, nos serviços de abastecimento de água e nos serviços de saneamento de águas residuais em 35 e 25 municípios, respectivamente.

**Figura 2.3 - Modelos de gestão na vertente em “baixa”**



Fonte: Baseado em PEAASAR II, MAOTDR (2006b).

O predomínio dos modelos de gestão pública<sup>9</sup> também pode ser visto através dos seguintes números relativos ao abastecimento de água. Cerca de 3,5 milhões de habitantes são servidos por

<sup>9</sup> Esta situação não é exclusiva de Portugal. A nível mundial, os serviços de abastecimento de água e saneamento de águas residuais são, na sua grande maioria, geridos também por entidades públicas. Segundo PEAASAR II, MAOTDR (2006: 54), cerca de 95% da população mundial está ligada a sistemas públicos de distribuição e, na Europa, o sector público é responsável por aproximadamente 79% da população com ligações a sistema de distribuição.

serviços municipais; 2,9 por serviços municipalizados; 0,9 por empresas municipais e 1,7 por concessionários dos sistemas municipais. Ao nível do saneamento, devido ao menor número de concessões, a população servida por entidades com modelos de gestão pública é ainda mais expressiva do que ao nível do abastecimento.

Para além da forte presença de entidades da administração autárquica no sector, nota-se, mesmo no âmbito das concessões em “baixa”, uma predominância clara de capitais públicos. Em 2002, e segundo dados recolhidos no âmbito do INSAAR (Campanha 2004), dos 28 municípios onde existia uma gestão do tipo empresarial, apenas 21 eram servidos por sociedades anónimas e, desses, somente 8 por capitais exclusivamente privados<sup>10</sup>.

Na “alta”, grande parte do território nacional está abrangido por sistemas multimunicipais que se regem pelo direito das sociedades comerciais. De acordo com o PEAASAR II, actualmente, cerca de 83% dos municípios de Portugal continental (aproximadamente 8 milhões de habitantes) estão integrados em sistemas plurimunicipais de abastecimento de água e 77% (correspondendo a cerca 7 milhões habitantes) em sistemas plurimunicipais de saneamento de águas residuais. De acordo com a mesma fonte, essas percentagens tendem a evoluir para 88% e 90%, devido aos processos de integração em curso.

Em virtude das orientações estratégicas definidas para o sector das águas, assiste-se a uma integração horizontal em grande parte dos municípios, com as actividades de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais a serem desenvolvidas pela mesma entidade. Paralelamente, verifica-se também uma integração vertical, com a “alta” e a “baixa” a cargo de uma mesma entidade, por exemplo, nos casos de municípios não aderentes a sistemas multimunicipais, vocacionados para a “alta”<sup>11</sup>.

---

<sup>10</sup> Para uma visão detalhada da distribuição geográfica da tipologia dos modelos de gestão adoptados em Portugal Continental, nas vertentes em “baixa” e em “alta”, no abastecimento e no saneamento, veja-se IRAR (2005a: 38-45).

<sup>11</sup> A realidade do sector em 2002, de acordo com os dados do INSAAR, revela que cerca de 52% dos operadores de sistemas municipais de abastecimento de águas, não adquiriram água em “alta”, optando por realizar todas as etapas do processo produtivo do abastecimento.

### 2.2.3.2. Procura: níveis de atendimento e consumos

Outro aspecto importante para caracterizar o mercado da água é o dos níveis de atendimento ou de cobertura das populações por serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais. Em rigor, os dois conceitos, cobertura e atendimento, não são iguais. A cobertura refere-se à capacidade instalada que permite, potencialmente, fornecer o serviço. O atendimento, por seu lado, corresponde à efectividade do fornecimento do serviço. Porém, mesmo nos documentos oficiais, não há distinção entre ambos os conceitos, falando-se indistintamente em cobertura e atendimento. Como tal, procurar-se-á usar a mesma expressão que for utilizada pela fonte seguida.

Fundamentais para os níveis atingidos e potenciais de cobertura, são os investimentos realizados e em curso, respectivamente. De acordo com os dados do PEAASAR II (MAOTDR, 2006b) em termos da avaliação dos objectivos definidos pelo PEAASAR 2000-2006, e no que respeita à “alta”, é de prever que após a conclusão das infraestruturas os níveis de cobertura potencialmente proporcionados pelos sistemas plurimunicipais alcancem os níveis constantes do Quadro 2.1.

**Quadro 2.1 - Níveis de cobertura na vertente em “alta”**

“Alta”	Nível médio de cobertura potencial	
	Abastecimento de água	Saneamento de águas residuais
Multimunicipais	93%	90%
Municipais integrados (intermunicipais)	90%	76%
<b>Total</b>	<b>93%</b>	<b>89%</b>

Fonte: PEAASAR II, MAOTDR (2006b:13).

Para estes valores também contribuem, ainda que em pequena escala, as soluções municipais locais, de pequena dimensão (geralmente em zonas ou localidades com escassez de habitantes). Não é previsível, contudo, que os níveis referidos sejam alcançados até ao final do período

correspondente à programação do PEAASAR, uma vez que parte dos investimentos nos sistemas municipais integrados, deverá ocorrer já no âmbito do PEAASAR II, ou seja, no período seguinte de programação dos fundos estruturais.

Em termos da “baixa”, o Quadro 2.2 mostra a evolução nas taxas de atendimento à população.

**Quadro 2.2 - Atendimento da população na vertente em “baixa”**

“Baixa”	Taxas de atendimento à população		
	1994	1999	2006
Abastecimento de água	84%	88%	93%
Recolha de águas residuais	63%	72%	76%
Tratamento de águas residuais	32%	55%	80%

Fonte: PEAASAR II MAOTDR (2006b:13).

É notória a evolução positiva em termos da cobertura da população com serviços de águas e águas residuais, desde as alterações legislativas de 1993. A observação dos valores inscritos na última coluna do Quadro 2.2, permite-nos, contudo, concluir que, de acordo com as projecções do PEAASAR II, os objectivos do PEAASAR 2000-2006 nesta matéria não se concretizam no prazo previsto. O desvio é da ordem dos 2% para o abastecimento de água e de 10% para o tratamento de águas residuais.

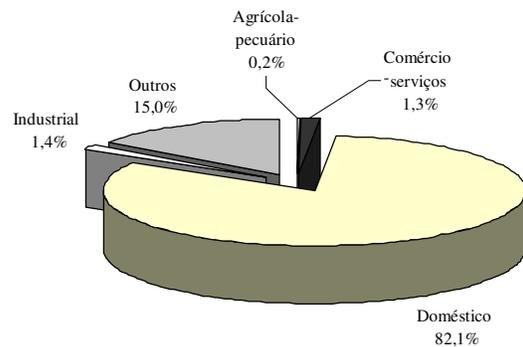
Por se tratar de médias nacionais, as percentagens que constam no Quadro 2.2 escondem algumas diferenças regionais. Todavia, o nível de atendimento em abastecimento de água é relativamente equilibrado, sendo que, a pior situação acontece nos concelhos pertencentes ao distrito de Braga, com um nível que não ultrapassa os 80%. Já no que respeita às águas residuais as diferenças entre regiões são mais acentuadas, existindo casos em que o saneamento de águas residuais apenas beneficia 25% da população de determinados distritos. De acordo com IRAR

(2005a), esta situação é fruto do desenvolvimento não uniforme da rede de drenagem e dos sistemas de tratamento no país<sup>12</sup>.

Uma vez que a água tem uma multiplicidade de usos, é interessante analisar a importância relativa dos vários sectores utilizadores, integrados na rede urbana, para se poder ter uma ideia mais pormenorizada sobre o do lado da procura. Devido à abordagem seguida ao longo da presente tese excluir as utilizações não servidas pela rede urbana, uma parte muito significativa do consumo global não é aqui tratada<sup>13</sup>. A rede urbana é o terceiro maior consumidor de água, representando apenas cerca de 8% do volume total consumido, segundo o PNA (MAOT, 2001: 45/58(4-II)).

A Figura 2.4 desagrega os volumes consumidos e facturados em 2002 pelas entidades gestoras (EGs) dos sistemas públicos de abastecimento de água (rede urbana).

**Figura 2.4 - Consumos por sector utilizador**



Fonte: Baseado em INSAAR (recolha de 2004).

Conforme se constata, o sector doméstico (ou residencial), é o maior consumidor da água fornecida a partir dos sistemas públicos de abastecimento. Dados provenientes do INSAAR,

<sup>12</sup> Em IRAR (2005a:80-90) encontra-se informação mais detalhada acerca da distribuição geográfica da cobertura da população por sistemas de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais.

<sup>13</sup> A agricultura, o maior consumidor de água, e a maior parte da indústria recorrem a captações e redes próprias. A produção de energia é o segundo sector maior utilizador de água, embora esses usos não sejam consumptivos, devido à questão dos retornos da água ao meio hídrico.

relativos a 2002, apontam para um consumo urbano anual de 529 milhões de metros cúbicos, correspondendo a um consumo médio diário de 169 litros de água, por habitante.

### 2.2.3.3. Outras características

Uma forma alternativa de aferir dos pesos dos diferentes sectores utilizadores é através dos custos e receitas que lhes estão associados. Nesta óptica, os sectores utilizadores da rede urbana ganham relevância, passando a ter o maior peso no cômputo geral. Em relação aos custos, esta alteração tem sobretudo que ver com as maiores exigências em termos de qualidade da água para consumo humano e também com a separação espacial entre consumos e origens. De facto, as origens de água com maior qualidade localizam-se no interior, enquanto que as populações se localizam principalmente junto ao litoral.

Outro aspecto interessante reside na análise da cobertura dos custos pelas receitas. Os dados agregados mais recentes, no âmbito da campanha INSAAR relativamente à recolha de informação de 2005<sup>14</sup>, apontam em relação ao continente, e se considerado o sistema urbano em termos gerais, para níveis de recuperação dos custos pelas receitas de 87% para o abastecimento de água, de 57% para a drenagem e tratamento de águas residuais e 76% para o conjunto dos dois subsectores. Nota-se, assim, a existência de *subsidição* cruzada, com o abastecimento a subsidiar o saneamento.

Um outro ponto a assinalar é que os níveis de cobertura são mais baixos no segmento residencial do que nos restantes sectores utilizadores dos sistemas urbanos (conjuntamente considerados), em todas as regiões hidrográficas (RHs) de Portugal Continental. Daqui se conclui, portanto, que os utilizadores residenciais são subsidiados pelos restantes segmentos. Para além disto, existe uma variabilidade significativa nos níveis de recuperação de custos entre RHs diferentes.

---

<sup>14</sup> <http://insaar.inag.pt/Pagina/Indicadores/indi90.html>, em Junho de 2007.

Para além disto, não pode ser ignorado que no âmbito da quantificação do nível de recuperação de custos não foram considerados os custos ambientais e de escassez, pelo que os níveis anteriormente referidos se encontram subestimados.

No que se concerne à dimensão do mercado da água, o seu volume anual de negócios foi estimado em cerca de 2 372 milhões de euros, a preços de 2000 (INAG, 2004: 5.56). O mercado da água tem, portanto, uma importância económica considerável, correspondendo a cerca de 2% do Produto Interno Bruto e empregando aproximadamente 1% da população activa.

O sector doméstico (abastecimento e drenagem e tratamento de águas residuais) é responsável por mais de metade (52,3%) do volume anual de negócios estimado. O abastecimento de água à população, por si só, corresponde a cerca de um terço do volume de negócios do mercado da água.

Segundo IRAR (2005b:17), o volume de negócios das entidades gestoras concessionárias (EGC) de sistemas municipais e multimunicipais de abastecimento público de água e de saneamento de águas residuais urbanas atingiu, em 2004, um valor de 400 milhões de euros, representando um crescimento de 9,8% face a 2003.

Muito do desenho, que se tem procurado traçar, do estágio de desenvolvimento do sector da água em Portugal tem ligação com a questão dos investimentos. O Quadro 2.3 fornece informação sobre os montantes relativos a investimentos realizados, no âmbito do QCA III, associados à “alta”.

**Quadro 2.3 - Investimentos previstos: 2000-2006 (a concluir até 2008) em “alta”**

Tipo de Sistema	INVESTIMENTO (Milhões de Euros)		
	Abastecimento de água	Saneamento de águas residuais	Total
Multimunicipais	1320	1905	3225
Municipais integrados	115	67	182
<b>Total</b>	<b>1435</b>	<b>1972</b>	<b>3407</b>

Fonte: PEAASAR II, MAOTDR (2006b:15).

Dos 3407 milhões de euros de investimento total na vertente em “alta”, cerca de 2500 milhões (aproximadamente 73% do total) correspondem aos investimentos relativos aos novos sistemas

plurimunicipais criados no âmbito do PEAASAR 2000-2006, sendo aproximadamente 58% daquele montante canalizado para às águas residuais. A prioridade tem sido o aumento da cobertura do território em capacidade de tratamento instalada, de modo a conseguir uma aproximação às taxas de atendimento fixadas como metas no PEAASAR 2000-2006, e a despoluição das bacias hidrográficas. Quanto ao abastecimento de água em “alta”, o investimento visou, sobretudo, o aumento da qualidade da água fornecida e da fiabilidade do serviço, assim como a racionalidade da utilização dos meios hídricos.

Dos 1900 milhões de euros de investimentos previstos no PEAASAR 2000-2006 para a “baixa”, para a realização dos objectivos de atendimento e de qualidade do serviço e ambientais definidos, o PEAASAR II prevê que se realizem apenas 900 milhões de euros, antevendo-se o diferimento de uma parte significativa do investimento previsto para o período 2007-2013.

Face à estrutura monopolista do mercado da água e à variedade de soluções de gestão e de integração territorial adoptadas, decorrentes do enquadramento legal do sector, em geral, e da legislação tarifária<sup>15</sup>, em particular, existe uma grande diversidade de esquemas tarifários no sector da água em Portugal.

Uma situação que se destaca, igualmente, é a dificuldade de articulação entre os níveis tarifários da “alta” e da “baixa”. Segundo MAOTDR (2006b:23), e a título de exemplo, verifica-se que, em 13 dos 15 sistemas multimunicipais de saneamento de águas residuais, a média das tarifas praticadas pelos sistema multimunicipais é superior à que os municípios (aderentes a esses sistemas) cobram os seus clientes.

No que diz respeito à “baixa”, e mais concretamente ao segmento residencial e apenas para o serviço de abastecimento de água, independentemente do modelo de gestão adoptado, as famílias portuguesas suportam, em geral, encargos fixos (embora dependentes do calibre do contador, para garantirem a ligação ao sistema) e variáveis em função da quantidade de água consumida. A regra

---

<sup>15</sup> Para uma descrição pormenorizada quanto à evolução da legislação tarifária veja-se APDA (2006: 31-39).

geral em relação à parte variável é a prática de tarifas com preços crescentes por blocos de consumo (TBC). No entanto, cada município tem o seu próprio tarifário, praticamente não se verificando esquemas iguais.

Existem casos em que não são cobrados os serviços de saneamento de águas residuais, sobretudo em sistemas municipais sob gestão autárquica. Ou seja, sublinha-se a ideia anteriormente apontada de que o abastecimento subsidia o saneamento e outros serviços municipais, devido, entre outros factores, à ausência de sistemas de contabilidade analítica.

A multiplicidade de componentes da factura de água e as proporções das partes fixa e variável da tarifa<sup>16</sup> emprestam uma tal complexidade (e falta de transparência) aos esquemas tarifários que se torna difícil aos consumidores uma leitura clara dos preços suportados com os serviços de água.

Para além de disparidade entre municípios, os níveis tarifários são, conforme destacado pelo PEAASAR II, em muitos casos tão baixos que não permitem sequer cobrir os custos de operação e manutenção da “baixa”. Consequentemente, não permitem suportar os serviços prestados pela “alta”. Daqui resultam dificuldades de vária ordem, designadamente em termos do financiamento dos investimentos e do cumprimento de objectivos ambientais associados à utilização racional do recurso água. Estes aspectos constituem constrangimentos com que o sector e os seus intervenientes terão de lidar num futuro muito próximo, como veremos, com mais detalhe, adiante.

No entanto, importa referir que, no que se refere ao mercado concessionado, sobretudo na “alta”, e segundo IRAR (2005b), as tarifas têm tido um crescimento real significativo, nos últimos anos, por razões como a revisão em alta dos investimentos realizados ou a realizar.

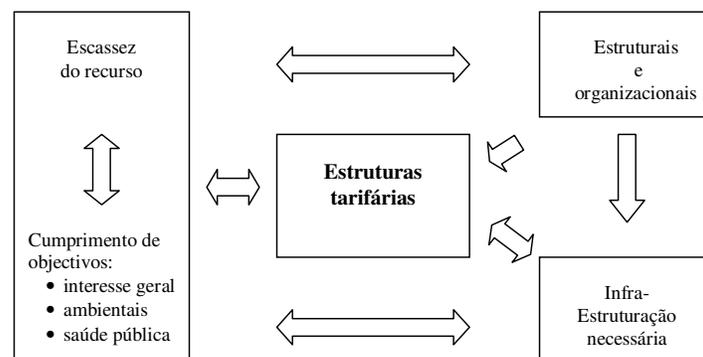
---

<sup>16</sup> Segundo INAG (2004: 5.16), as partes fixa e variável da tarifa correspondem a 43% e 57% da receita total dos operadores.

### 2.3. Principais pressões

Para além da fundamentação teórica para a regulação (que será revisitada e ajustada ao sector em análise no Capítulo 3), existe em Portugal um conjunto de condicionantes que pesam sobre o sector das águas, reforçando a necessidade da sua regulação. Desse conjunto, uma parte decorre de factores que conduziram à situação actual do sector e de especificidades próprias do mesmo e outra parte de características/propriedades da água e da sua importância para a vida humana e para as actividades económicas. A Figura 2.7 pretende representar as principais pressões sobre do sector das águas, bem como as relações que se estabelecem entre elas.

**Figura 2.7 - Principais pressões sobre o sector das águas**



Mais do que mostrar as ligações entre as várias ordens de condicionantes ao desempenho do sector, a Figura 2.7 serve de guia para a exposição feita na presente Secção.

#### 2.3.1. Escassez do recurso água

A concentração populacional e da maior parte das actividades económicas a par da melhoria da qualidade de vida, tem provocado fortes pressões sobre o recurso água. Em consequência, as origens de águas com qualidade adequada ao consumo humano estão cada vez mais distantes.

Adicionalmente, verifica-se que à sazonalidade da oferta de água, acresce uma procura dos serviços de água que é maior no Verão, justamente quando o recurso é mais escasso. Simultaneamente, coloca-se a possibilidade da inelasticidade da procura de água, devido à forma como são definidas as tarifas e também ao carácter de insubstituibilidade e imprescindibilidade do recurso em causa.

Paralelamente, o facto das entidades responsáveis pela gestão da água terem concentrado durante muito tempo a sua acção no lado da oferta, designadamente através da construção de grandes infraestruturas hidráulicas, tem tido implicações sobre a gestão deste recurso. Mais recentemente, têm sido demonstradas preocupações com a gestão da procura, nomeadamente com o consumo racional de água por diversos tipos de entidades ligadas ao sector das águas<sup>17</sup>. O Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água, MAOT (2001b), constitui um exemplo da materialização de preocupações desta natureza em Portugal, ainda que não esteja devidamente divulgado pela população em geral.

Segundo o IRAR (2005a:83), apesar da acentuada assimetria espacial e temporal das disponibilidades de água em Portugal, existe uma disponibilidade média de água suficiente para satisfazer as necessidades dos diferentes usos. Todavia, uma das restrições que pesa hoje em dia sobre o sector das águas é a escassez do recurso.

Estando a estratégia de expansão da oferta condicionada por essa escassez, ainda que espacial ou sazonal, chamemos-lhe “escassez relativa”, o debate centra-se, necessariamente, nos mecanismos alternativos de actuação. A par de outras políticas (*non-price policies*), como campanhas de sensibilização, a resposta deve passar também pela incorporação de critérios de racionalidade na definição dos tarifários, para que sejam correctamente interpretados pelos consumidores, e possam ter os efeitos desejáveis. Mais do que uma opção, por imperativos de ordem legal, a política tarifária deve ter um papel activo na gestão do recurso água. Desde logo,

---

<sup>17</sup> O reconhecimento mais formal de um valor económico à água, a nível mundial, aconteceu na conferência das Nações Unidas de 1992 (International Conference on Water and Environment, Dublin, 1992). Este recurso de ser encarado como bem livre para passar a ser considerado simultaneamente bem ambiental e económico, com valor de uso, determinado pela sua utilidade para o utente, praticamente infinito.

porque a Lei da água impõe que os custos de escassez sejam recuperados via tarifas. Os custos de escassez, ou de recurso, como também são conhecidos, dependem da natureza da utilização e da abundância relativa do recurso. Simplificadamente, são custos associados à sobre-utilização decorrente da exploração do recurso água para além da sua taxa de renovação natural.

Um outro aspecto importante, para que possa ser vencido o desafio da gestão da escassez da água é a consideração conjunta das disponibilidades hídricas e das necessidades de água, à escala de cada bacia hidrográfica (unidade funcional para o planeamento e gestão da água, embora não corresponda a qualquer unidade administrativa existente, de acordo com a Lei da água). Uma organização sectorial baseada numa adequada integração territorial é, por isso, fundamental para que, através da política tarifária, possa ser tida em conta a escassez do recurso.

A gestão da escassez da água não deve, contudo, comprometer a prossecução de objectivos de interesse geral, ambientais e de saúde pública, associados aos serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais. Conforme visto anteriormente, os actuais níveis de atendimento às populações, em quantidade e qualidade, são considerados ainda insuficientes para os padrões de qualidade de vida e protecção ambiental das sociedades desenvolvidas.

As características de bem de mérito e de bem público da água, bem como a sua essencialidade à vida humana (ao bem-estar dos cidadãos e à saúde pública) e à organização de diversas actividades económicas, conferem o estatuto de serviço de interesse económico geral (SIEG) aos serviços de águas. São, por isso, actividades que o Estado sujeita a obrigações de serviço público (SERRA, 2003), devendo ser facultados, a todos quantos dele careçam, os meios idóneos para a satisfação da respectiva necessidade, seja ela colectiva ou individual. Para tanto, devem ser fornecidos respeitando um conjunto de princípios como a universalidade de acesso (deve ser assegurada a cobertura de todo o território), a regularidade e continuidade (não se devem verificar falhas de abastecimento, ou de recolha de águas residuais), com qualidade e a preço comportável, devido a preocupações de equidade. Para além destes critérios, devem ser transparentes as condições em que os serviços são prestados, incluindo o sistema tarifário e do contrato.

As actividades desenvolvidas ao longo do ciclo urbano da água provocam danos (externalidades) ao ambiente como a redução da qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos (de onde a água é captada e onde é rejeitada). Se não forem cumpridas as normas regulamentares relativas à qualidade das águas para consumo ou ao tratamento de efluentes, o meio ambiente degrada-se, causando efeitos negativos, designadamente, problemas de saúde pública. Os efeitos ambientais têm custos associados, conhecidos como custos ambientais, por exemplo, de recuperação de linhas de água, de combate à poluição residual ou acidental, de remodelação de caudais, de fiscalização e de gestão do domínio hídrico. Este tipo de custos (que não devem ser confundidos com os custos de tratamento de águas residuais) deve ser internalizado, à semelhança do que acontece com os custos de escassez.

Das características do bem água, enunciadas anteriormente, decorre um conjunto de interacções entre o sistema económico e o natural, que não deve ser descurado. O cumprimento de objectivos de atendimento, por exemplo, não pode ser conseguido à custa do desrespeito pelos níveis de qualidade definidos, já que a estes estão associadas questões de saúde pública. Em regiões com fraca densidade populacional (pouco relevantes para os cálculos das taxas médias de atendimento nacionais), e incipiente infraestruturização dos sistemas de abastecimento de água e saneamento de águas residuais, ocorrem captações e descargas individuais. Tal não só dificulta a monitorização da qualidade da água captada por esses pequenos sistemas, como pode gerar problemas de inadequação dos sistemas de descarga de águas residuais e outro tipo de resíduos, sem qualquer tratamento e, potencialmente, a montante de pontos de captação de águas para abastecer populações e actividades económicas.

A questão da qualidade do recurso água e dos serviços de água tem efeitos sobre o consumo e não pode ser encarada como estando desligada da política tarifária e de investimentos no sector. A qualidade da água para consumo humano tem diversas dimensões, algumas das quais, como o sabor, o cheiro e a coloração, são observáveis pelo consumidor. Existem, porém, outras características da água que, não sendo perceptíveis, são muito mais significativas para a saúde

pública, pelo que têm de ser avaliadas regularmente. A qualidade da água é definida em função de um elevado número de parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e bacteriológicos (anexos ao Decreto-Lei n.º 243/2001, de 5 de Setembro, que transpõe a Directiva Comunitária relativa à qualidade da água para consumo humano), que não tem paralelo com o controlo da qualidade de qualquer outro bem, mesmo incluindo os relativos a outros SIEG.

O cumprimento dos padrões de qualidade da água deve respeitar duas condições: quanto à frequência do controlo e quanto aos valores máximos admissíveis, estabelecidos na legislação. Apesar da evolução positiva registada na última década nestas matérias, a qualidade da água distribuída é ainda deficiente em alguns casos pontuais (IRAR, 2006), pelo que constitui uma área a melhorar.

Um outro aspecto da qualidade tem que ver com o nível de qualidade do serviço fornecido. Neste caso são importantes questões como a pressão, cortes e perdas de água nos sistemas de abastecimento que devem ser controlados e corrigidos atempadamente. Associada à falta de qualidade está a escassez sazonal de disponibilidade hídrica em algumas regiões, decorrente de falhas em mecanismos de protecção da qualidade em locais de captação de água para consumo humano.

A inexistência de mecanismos de implementação da obrigação legal de ligação dos utilizadores aos sistemas municipais e multimunicipais, e a falta de mecanismos de penalização das entidades em caso de incumprimento das suas obrigações legais na matéria, tornam evidente a necessidade de regulação. Neste sentido, o objectivo desse tipo de regulação deve ser o de garantir que a qualidade não seja descurada, mas também que não seja respeitada ou sobreconsiderada à custa, por exemplo, de uma elevação exagerada dos níveis de preços praticados.

As situações de incumprimento da legislação ambiental em vigor têm ligação com um outro tipo de problema que o sector enfrenta que é o dos investimentos necessários. De facto, alguns dos problemas de natureza ambiental que persistem no sector devem-se a desajustamento das infraestruturas às exigências legais, que apelam à realização de tratamentos mais avançados.

Noutros casos, decorrem da falta de infraestruturas ou até de dificuldades na exploração das existentes, e de alguma falta de sensibilização, em Portugal, dos potenciais utilizadores para a reutilização de efluentes tratados, o que tem retraído, segundo o PEAASAR II, a realização dos investimentos que lhe estão associados.

Ainda relacionado com a temática ambiental está o problema das perdas. Segundo IRAR (2005a) mais de 30% da água colocada nas redes urbanas não é facturada. Este nível de água não facturada deve-se quer a perdas físicas resultantes de fugas e extravasamentos, quer a consumos não facturados. As perdas de água podem dever-se ao estado das redes em “baixa”, porque falham as estratégias de reabilitação das mesmas, ou por ser economicamente preferível não reparar as roturas, se não houver penalização do ponto de vista ambiental. Por outro lado, para além de corresponderem a uma perda ambiental significativa, as perdas reflectem-se na sustentabilidade económica dos sistemas. Apesar de toda a água consumida para uso urbano ser inferior às perdas registadas no sector agrícola, as perdas da rede urbana têm características que as tornam muito relevantes. Tratam-se de perdas de água para consumo humano, que, como visto, têm de respeitar exigentes requisitos de qualidade, pelo que implicam custos de produção mais elevados do que a água para outro tipo de usos.

Em síntese, do que foi exposto ressalta a necessidade de se proceder a um uso cada vez mais eficiente da água disponível, ou seja, de otimizar a utilização desse recurso. Nos termos do IRAR, (IRAR, 2005a:82), “este desígnio só será plenamente alcançado com medidas de dois tipos. Em primeiro lugar, actuando do lado da oferta no sentido de a tornar mais eficiente, eliminando as perdas e os consumos não cobrados, e em segundo lugar, melhorando a gestão da procura, que minimize a ineficiência dos usos.” É pois, com base nesta linha de raciocínio que se pretende, nos Capítulos 4 e 5 da presente tese, analisar a estrutura de custos dos sistemas de abastecimento de água e estudar o comportamento da procura residencial de água.

### 2.3.2. Infraestruturação necessária

A complexidade das soluções necessárias ao desenvolvimento das várias actividades do sector das águas envolvem tecnologias de produção que requerem elevados esforços de capital e exigem longevidade técnica, a que acrescem tempos de construção prolongados. Além disso, muitos desses activos (por exemplo reservatórios e redes de condutas) não têm praticamente utilizações alternativas, pelo que os custos irrecuperáveis são muito elevados, (Martins *et al.*, 2005).

O cumprimento dos objectivos de universalidade e as melhorias de qualidade e ambientais impõem novos processos e, como tal, acentuam a necessidade de novos equipamentos, obrigando os operadores do sector a realizar investimentos extremamente elevados, com longos períodos de recuperação do capital e com uma elevada imobilização. E isto é especialmente relevante em virtude dos compromissos assumidos tanto a nível interno (PEAASAR, 2000-2006, Lei da água e PEAASAR II), como comunitário (DQA e Directiva Comunitária 1998/83/CE).

No Quadro 2.4 apresentam-se os investimentos a realizar no próximo período de programação dos fundos comunitários, no âmbito Quadro de Referência Estratégico Nacional – QREN Portugal 2007-2013, para a conclusão da infraestruturação dos sistemas plurimunicipais, segundo estimativas do PEAASAR 2007-2013.

**Quadro 2.4 - Investimentos em Abastecimento e Saneamento, em "alta"**

(milhões €, preços constantes de 2005)	
<i>OBJECTIVOS</i>	INVESTIMENTO QREN
Sistemas Multimunicipais	505
Sistemas Municipais integrados	125
Outros Investimentos	170
TOTAL	800

Fonte: Adaptado MAOTDR (2006b:49).

No período entre 2007 e 2008, prevê-se uma sobreposição do esforço de investimento, devido à conclusão dos investimentos relativos ao PEAASAR 2000-2006. A rubrica “outros

investimentos”, diz respeito a investimentos complementares, com vista à melhoria da qualidade do serviço e ao cumprimento de novas disposições da legislação ambiental, a realizar por outras entidades da administração central.

Para a conclusão das infraestruturas dos novos sistemas plurimunicipais, o PEAASAR II prevê investimentos na ordem dos 630 milhões de euros, a realizar no período 2007-2013. Parte destes montantes é justificada pela necessidade de cumprir requisitos mais exigentes no quadro da legislação ambiental em vigor. Mais de 65% do total dos investimentos será realizado em sistemas de saneamento de águas residuais, o que ilustra bem a área onde se localizam as maiores deficiências no sector das águas. Tendo em conta os cerca de 3407 milhões de euros relativos a investimentos no âmbito do QCA III, na globalidade a “alta” beneficiará de investimentos na ordem dos 4207 milhões de euros. Estes valores ilustram preocupações com a infraestruturização do país ao nível da produção, adução e armazenamento de águas, no que respeita ao abastecimento de água, e da elevação, tratamento, reutilização e destino final, no caso das águas residuais.

Os sistemas em “baixa” não acompanharam os avultados investimentos efectuados em “alta”, resultantes dos fundos comunitários disponibilizados para esse efeito. Consequências disso, são as actuais carências em água ou em águas residuais, em vários municípios, que não se devem à inexistência de captações, estações de tratamento de água de abastecimento ou de águas residuais, mas antes à falta de ramais domiciliários ou de novos troços de rede.

O Quadro 2.5 comporta os valores dos investimentos previstos para a “baixa” e permite verificar que o volume de investimentos necessários à conclusão da infraestruturização da “baixa” atinge valores muito superiores aos necessários para a conclusão dos investimentos em “alta”. De acordo com o PEAASAR II, as estimativas de investimento previstas no PEAASAR 2000-2006 para a vertente em “baixa” subestimaram as efectivas necessidades, considerando-se, actualmente, que teria sido necessário um investimento da ordem 3100 milhões de euros, contra os 900 milhões de euros, realizados e em curso, no período de vigência do PEAASAR 2000-2006.

**Quadro 2.5 - Investimentos necessários na “baixa”, por região**

(milhões €, preços constantes de 2005)

<i>REGIÃO</i>	<i>ABASTECIMENTO DE ÁGUA</i>	<i>DRENAGEM DE ÁGUAS RESIDUAIS</i>	<i>TOTAL</i>
Norte	384	664	1030
Centro	131	317	447
LVT	92	347	430
Alentejo	106	114	219
Algarve	31	45	75
<b>TOTAL</b>	<b>741</b>	<b>1478</b>	<b>2218</b>

Fonte: MAOTDR (2006b: 51).

Os 2218 milhões de euros de investimento a realizar terão as seguintes prioridades: execução de interligações entre as vertentes “alta” e “baixa” e de redes de distribuição de água e reservas municipais, bem como de redes de drenagem de águas residuais; renovação e reabilitação de infraestruturas (essenciais ao processo de redução de perdas e fugas nas redes de abastecimento de água); e ligação das redes aos reservatórios de entrega ou aos interceptores de recolha dos sistemas em “alta”. É de realçar que os montantes previstos para a drenagem assumem o dobro dos valores previstos para o abastecimento.

Estes volumes de investimentos previstos para a “baixa”, aparentemente elevados face aos níveis de atendimento projectados para 2006, são justificados no PEAASAR II, pelos custos *per capita* de infraestruturização das regiões com maior dispersão populacional, já que, para os níveis de atendimento nacionais alcançados, apresentados no Quadro 2.2, contribuem sobretudo os níveis das regiões mais densamente povoadas.

Dos números apresentados, ressalta também o elevado esforço financeiro que será exigido aos intervenientes no sector no futuro próximo para que se alcancem as metas de atendimento e se cumpra a legislação ambiental, tal como se espera de uma moderna sociedade desenvolvida. Para além dos apoios no âmbito dos programas comunitários, uma parcela importante terá de provir de outras fontes, por exemplo das transferências do Orçamento de Estado, e de fundos próprios. Num contexto de restrições ao financiamento dos municípios, e uma vez que os tarifários actuais nem

cobrem os custos de fornecimento dos serviços de águas, é expectável que uma parte desse esforço se transfira para os utilizadores finais dos serviços de água, via subida das tarifas.

### **2.3.3. Problemas de natureza organizacional e estrutural**

Outro importante constrangimento a pesar sobre o sector das águas é de natureza organizacional e estrutural. De facto, este é um sector particularmente confuso, quer na forma como está organizada a “baixa” (recorde-se a multiplicidade de modelos de gestão), quer na articulação entre a “alta” e a “baixa”, quer ainda pela sobreposição de papéis em algumas entidades e consequente falta de clarificação/separação de funções dos vários actores do sector, como a que acontece entre o poder central *versus* poder local. Se não repare-se, o Governo, na figura do Ministro do Ambiente, por exemplo, assume uma diversidade de interesses, se não contraditórios pelos menos sobrepostos. Conforme refere Serra (2003), ele é, simultaneamente, o concedente dos sistemas multimunicipais, e o concessionário (em representação do Estado, como accionista maioritário das concessionárias desses sistemas, através da *AdP*). Para além disso, tutela os reguladores ambiental e económico. Finalmente, exerce também funções de tutela administrativa de legalidade sobre as autarquias. Estas, por sua vez, são, simultaneamente, parceiras da *AdP*, nos sistemas multimunicipais, e seus utilizadores quase exclusivos, para além de actuarem na “baixa”, como concedentes ou, directamente, através de órgãos da administração local autárquica. Ao monopólio do lado oferta, no caso dos sistemas multimunicipais, corresponde um oligopsonio do lado da procura.

No âmbito da resolução de problemas de natureza estrutural e organizacional, levanta-se também a questão relativa à integração ou desagregação (*unbundling*) de actividades a nível geográfico ou territorial e/ou a nível horizontal ou vertical. Entre os diversos tipos de estruturas possíveis para o sector das águas, uma opção é ter empresas integradas que fornecem o serviço de

abastecimento de água e que, simultaneamente, recolhem, tratam e descarregam as águas residuais tratadas. Alternativamente, os serviços de água e de saneamento podem ser desenvolvidos separadamente. É possível ainda juntar ou separar (verticalmente) os serviços ao longo da cadeia de valor do abastecimento de água e do saneamento.

Verifica-se uma grande fragmentação geográfica no sector da água em Portugal, existindo praticamente tantos operadores monopolistas quanto os municípios, na vertente em “baixa”. A defesa das soluções de integração territorial, que acontece quase exclusivamente na vertente em “alta”, materializa-se na opção pelos sistemas multimunicipais de abastecimento de água e/ou de saneamento de águas residuais, e encontra suporte (teórico) no aproveitamento de economias de escala e/ou de gama, respectivamente. A justificação passa por admitir que os custos se repartem por um maior número de utilizadores ou de metros cúbicos de água. Contudo, não deve ser descurado o facto, frequentemente esquecido, de que também se podem verificar deseconomias de escala ou de gama. Por exemplo, uma maior dimensão do sistema pode implicar uma maior distância média do consumidor ao armazenamento e tratamento de água, podendo gerar um maior volume de perdas de água e de necessidades de bombagem. Estas, por sua vez, originam custos fixos (de capital) e variáveis (de energia). Além disso, directamente ligada à dimensão do sistema, está a possibilidade de se verificarem perdas de qualidade, associadas ao facto de a água permanecer mais tempo nas condutas.

Para além da comprovação empírica quanto à verificação de economias de escala ou de gama potenciadas pela integração territorial<sup>18</sup>, o que nos parece claro é que uma opção por sistemas plurimunicipais deve ser também fundamentada também por factores de ordem natural. Ou seja, deve ser tida em conta a gestão do recurso água à escala da bacia hidrográfica. Se os sistemas coincidirem com a bacia, mais fácil se torna a conjugação das necessidades e das disponibilidades

---

<sup>18</sup> O que, aliás, não é consensual na literatura empírica sobre o assunto, conforme veremos adiante, no Capítulo 4, nem é assunto devidamente explorado no caso português.

hídricas na gestão dos sistemas, ou seja, a consideração da escassez do recurso, ao mesmo tempo que se potenciam eventuais ganhos de escala.

Em relação à integração horizontal, na maior parte dos municípios portugueses a mesma entidade tem a seu cargo os serviços de abastecimento de água e de recolha de águas residuais. Em quase todos os restantes casos, o que acontece é que as autarquias separam os dois tipos de serviços, autonomizando os serviços de abastecimento de água em SMAS, empresas municipais ou procedendo à sua concessão, e mantendo a responsabilidade directa pelo fornecimento de serviços de saneamento de águas residuais. O potencial problema decorrente da gestão separada entre o abastecimento de água e o saneamento de águas residuais é a falta de integração de ambos os serviços, na perspectiva do ciclo urbano da água, impedindo uma correcta articulação entre captações e rejeições, com possíveis consequências ambientais e sobre a saúde pública. A integração pode permitir internalizar algumas dessas externalidades. Além disto, a fundamentação teórica quanto à eficiência decorrente da integração das actividades de abastecimento de água e de saneamento reside no facto de ambas as actividades se basearem em operações que envolvem condutas. A oportunidade para a existência de economias de gama advém da experiência ganha com a manutenção e serviço das condutas de água que pode ser útil no saneamento.

No que respeita à integração vertical, verifica-se em Portugal uma deficiente articulação entre a “alta” e a “baixa”. Esta reflecte-se na falta de operacionalidade das infraestruturas construídas e no atendimento ao público, bem como no sucesso e viabilidade dos investimentos realizados, devido, por exemplo, à actual dificuldade que muitos municípios têm para obter as receitas necessárias para honrarem os seus compromissos perante as EGs dos sistemas multimunicipais, de que são utilizadores.

Independentemente das opções que possam ser tomadas em termos de integração ou desagregação vertical, parece ser consensual que qualquer que seja a estrutura da indústria há necessidade de regulação nas partes monopolistas da mesma. A desagregação, proposta por vários especialistas, como Newbery (1997), Joskow (1997), ou Armstrong *et al.* (1999), para vários

sectores de actividade, visa, precisamente, isolar as partes potencialmente competitivas da cadeia de valor, das que conservam características de monopólio natural, como as redes de distribuição (Silva, 2006). Para além disto, autores como Armstrong *et al.* (1999) sugerem que a peculiaridade da estrutura local ou regional dos sectores do abastecimento de água e do saneamento pode tornar-se numa vantagem em termos de regulação, dada a possibilidade de comparação dos dados dos monopólios similares (*yardstick competition*) por parte do regulador.

No caso do abastecimento de água, as características económicas da produção<sup>19</sup> potenciam a existência de alguma concorrência. Já na adução (transporte) armazenamento e distribuição, a existência de elevados custos irrecuperáveis e a presença de externalidades de rede fazem com que estes segmentos da cadeia de valor não favoreçam a concorrência, uma vez que a duplicação de redes seria ineficiente. No caso do saneamento de águas residuais, é também só na “alta”, sobretudo a partir da etapa do tratamento, que se vislumbram algumas possibilidades de concorrência, dadas as características das actividades económicas aí desenvolvidas.

Não existindo concorrência no mercado, razões de eficiência apontam para a adopção de soluções que passem pela concorrência pelo mercado. Neste sentido, as concessões, através de concursos transparentes e que garantam a salvaguarda dos interesses das várias partes envolvidas/interessadas, podem constituir um mecanismo privilegiado para minimizar o risco de abuso de posição dominante. Dadas as exigências de avultados investimentos no sector da água, é compreensível uma adequação dos prazos dos contratos de concessão à recuperação dos investimentos realizados. Mas, perante tal situação, torna-se fundamental um adequado acompanhamento por parte do regulador do cumprimento do estabelecido nesses contratos.

Com a integração, alguns custos (de gestão, facturação, leitura de contadores, etc.) são partilhados pelos serviços de abastecimento de água e de saneamento, pelo que uma empresa que seja relativamente eficiente numa dessas actividades, mas que esteja abaixo da eficiência média noutra actividade pode ver-se tentada a imputar a totalidade ou a maior parte dos custos partilhados

---

<sup>19</sup> Reveja-se, a propósito Figura 2.2 e a Subsecção 2.2.2.

à actividade mais eficiente. Por seu lado, os custos da separação horizontal incluem a perda de quaisquer economias de gama, bem como a possível perda de alguma internalização de externalidades. No entanto, face à realidade portuguesa, vislumbra-se uma vantagem de alguma separação horizontal na indústria da água: a possibilidade de ultrapassar parte da complexidade<sup>20</sup> das facturas, a qual dificulta a interpretação dos eventuais sinais para um consumo racional de água.

Por outro lado, a separação vertical pode permitir aumentar as opções de subcontratação de algumas das operações de abastecimento de água, recolha, tratamento e descarga de efluentes, separadamente.

#### **2.3.4. Determinantes das estruturas tarifárias**

No centro do conjunto de restrições sobre o sector, encontra-se a necessidade de definição de uma política tarifária sustentável, cuja relevância transcende a área económica, devido às ligações com outras áreas: social, financeira, ambiental, política e até cultural. Esta necessidade advém não só do estágio actual do sector no plano dos preços em vigor, mas também de praticamente todo o rol de problemas atrás inventariados, eles próprios decorrentes, em grande parte, da situação tarifária e de imposições de natureza legal.

Todos os constrangimentos abordados acabam por ter implicações sobre os dois lados do mercado (procura e oferta), devido a influências múltiplas entre si.

O cenário de diversidade de esquemas tarifários, definidos por cada sistema, impede que se faça uma gestão do recurso água à escala da bacia hidrográfica. Por não ser esta a estratégia adoptada, uma vez que ultrapassa a escala municipal, não se cumprem as imposições legais de recuperação de todos os custos dos serviços de água. Para além disto, também não são consideradas

---

<sup>20</sup> Actualmente, aparece uma grande diversidade de rubricas nas facturas, relativas a serviços de abastecimento de água, águas residuais e ainda resíduos sólidos, com componentes fixas e variáveis, etc.

as necessidades financeiras associadas às exigências de investimento, imprescindíveis ao cumprimento dos objectivos estabelecidos para o sector. Uma vez que uma parcela significativa desses investimentos não será coberta por subsídios, a situação afigura-se especialmente grave em alguns municípios, nomeadamente nos de baixa densidade populacional, já que tendem a coincidir elevados custos *per capita* (com a renovação ou construção de novas infraestruturas) com uma fraca capacidade em termos de poder de compra (a apelar à afixação de tarifas socialmente aceitáveis).

As imposições de natureza legal em matéria de preços referem-se às obrigações de respeito pelo princípio do utilizador-pagador, no caso do abastecimento de água, e do princípio do poluidor-pagador, no âmbito do saneamento das águas residuais, no termos da DQA e da Lei da Água (artigo n.º 82). Estes diplomas estabelecem que, até 2010, na política de preços da água, devem ser integrados todos os custos dos serviços, incluindo os ambientais e os de escassez. Contudo, e conforme reconhecido pelo PEAASAR II, a incorporação destes custos nos preços dos serviços de águas é complexa já que a sua quantificação obriga à fixação de critérios regionais, envolvendo uma multiplicidade de variáveis e transcendendo a esfera municipal.

Aqueles diplomas legais recomendam também o recurso à tarifação e a redução de perdas nos sistemas, como medidas a privilegiar. Em relação à cobertura dos custos, uma vez que o défice financeiro no sector ocorre não só porque os preços praticados são demasiado baixos, mas também por razões de ineficiência técnica dos operadores e de perdas de água nos sistemas, os custos de ineficiência não deverão ser cobertos, sob pena de se premiar esse tipo de situação.

Ainda assim, face aos múltiplos constrangimentos referidos vislumbra-se uma inevitável tendência de subida do preço da água. Se a sensibilidade dos consumidores aos preços for reduzida, conforme defendem IRAR (2006) e Martins e Fortunato (2005), devido ao tipo de serviços que estão em causa e ao facto de os tarifários não incorporarem critérios claros de racionalidade, as consequências de uma tal subida dos valores das tarifas não se transmitirão à procura. Neste sentido, revela-se imprescindível uma política tarifária que incorpore correctos e claros sinais de consumo por razões de sustentabilidade dos operadores e ambiental. Entre os vectores críticos a contemplar

por essa política, devem merecer atenção os aspectos relativos à cobertura integral dos custos, incluindo a taxa de recursos hídricos e descontando os que resultem de uma actuação ineficiente dos operadores, sem que sejam negligenciadas preocupações de natureza social e de qualidade.

Pelos motivos descritos, torna-se claro que o desafio da definição de uma política tarifária adequada não constitui tarefa fácil. As dificuldades prendem-se com a multiplicidade de objectivos a alcançar com os tarifários, com a sobreposição de papéis entre diferentes entidades e com as estreitas ligações entre várias vertentes da regulação (preços, investimento e qualidade). Em concreto, para além das dificuldades em fixar um preço para a água que reflecta a sua natureza e valor ambiental, subsistem outras inerentes ao facto de se estar perante um bem essencial à vida (cujo valor de uso é praticamente ilimitado), o que interdita o seu tratamento como o de um qualquer outro bem. Só através da interferência de uma entidade reguladora, capaz de conjugar todo o leque de preocupações e restrições, se concebe a possibilidade de definição de uma política tarifária que promova uma gestão sustentável do recurso água, numa lógica de compromisso com a capacidade económica das populações e com a necessidade de recuperação dos custos globais dos serviços, promovendo a eficiência e o investimento necessário.

A teoria económica fornece várias possibilidades quanto à política tarifária a adoptar em situações de monopólio, como se verá adiante. Todavia, qualquer das soluções tende a levantar problemas, sejam eles de eficiência, de equidade, de sustentabilidade financeira ou de complexidade da factura. A decisão por uma ou várias soluções tarifárias deve caber ao regulador económico, e ser devidamente fundamentada. Para tanto, torna-se evidente a necessidade de um conhecimento detalhado quer da estrutura de custos dos operadores do sector, quer sobre o comportamento da procura. É pois, com o intuito de contribuir para esse conhecimento que se dedicarão os Capítulos 4 e 5 da presente tese a esse tipo de temáticas.

Em síntese, a definição da política tarifária deverá ter em conta, por um lado, as várias sugestões teóricas e as respectivas vantagens e desvantagens e, por outro lado, as imposições, condicionalismos e objectivos prioritários a alcançar com a política tarifária.

## **2.4. Conclusão**

Em virtude do enquadramento legal e institucional, o mercado da água em Portugal caracteriza-se pela presença de múltiplos monopólios locais, organizados segundo diferentes modelos de gestão. As autarquias assumem, directa ou indirectamente, o papel principal, enquanto fornecedoras de serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais.

Verifica-se uma organização deficiente do sector, o que impede a separação clara de funções entre os vários intervenientes e a adopção de estratégias de integração ou de desagregação territorial, vertical ou horizontal fundamentadas por critérios de racionalidade económica ou de sustentabilidade ambiental. Apesar da definição, em 1993, de um modelo legal que apontava para a separação entre a “alta” e a “baixa”, subsistem ainda muitas soluções de integração vertical, com os sistemas municipais a assegurarem toda a cadeia de valor do abastecimento de água e em alguns casos, também do saneamento. Nos casos em que é adoptada a referida desagregação vertical, sucede muitas vezes uma desarticulação entre a “alta” e a “baixa”, por exemplo em termos dos investimentos em infraestruturas e dos planos tarifários em ambas as vertentes. Ocorre também alguma desagregação horizontal, com consequências em termos ambientais, decorrentes de uma falta de internalização de efeitos negativos, por não haver correcta articulação com o ciclo urbano da água. Parece existir uma excessiva fragmentação do sector na “baixa” e, conseqüentemente, verifica-se uma exagerada diversidade de esquemas tarifários. A prática de tarifários de difícil leitura, com preços políticos, abaixo dos custos, comporta problemas económicos e financeiros e não contribui para um consumo racional de água.

Apesar da evolução positiva verificada nas últimas décadas em termos dos níveis de atendimento das populações por serviços de águas e de qualidade dos mesmos, há ainda um caminho a percorrer para que se atinjam os níveis característicos das modernas sociedades

desenvolvidas. Neste âmbito, importa sobretudo esbater as diferenças regionais existentes e recuperar os atrasos, em especial no que respeita ao tratamento de águas residuais. Embora o país esteja já dotado de uma rede de abastecimento de água que permite abranger a quase totalidade da população, em relação ao saneamento de águas residuais a realidade é diferente. Existem ainda aglomerados populacionais sem drenagem de águas residuais e, mesmo nos casos onde existe drenagem, são frequentes situações de ausência de tratamento adequado.

É de prever, portanto, uma continuidade no crescimento que se tem vindo a registar e que estas áreas de actividade se assumam como um sector de ponta, não só em crescimento, como em volume de investimentos, criação de empregos e promoção do desenvolvimento tecnológico, pelo menos até estar completa toda a rede de infraestruturas em “alta” e em “baixa”.

Do exposto ao longo deste Capítulo ressaltaram constrangimentos de várias ordens, afigurando-se como primordial uma intervenção no sector em matéria de tarifas, alterando-se o quadro actual neste domínio e introduzindo racionalidade, por intermédio da promoção de uma efectiva política tarifária. Até à actualidade, o papel do Estado tem sido levado a cabo segundo uma política de gestão da oferta, privilegiando a construção de infraestruturas, pelo que parece evidente uma necessidade de mudança de abordagem. Neste sentido, a interferência do Estado no sector das águas deverá passar por uma reorientação, dando mais importância à gestão da procura, e através da pessoa do regulador económico. Uma actuação eficiente desta entidade deve centrar-se na definição das bases de uma política tarifária a nível nacional, que permita uma discriminação dos preços em função da utilização e disponibilidade do recurso, sinalizando comportamentos correctos de consumo.

Conforme visto, para além da escassez do recurso água, outras restrições como a garantia do cumprimento de objectivos de SIEG, ambientais e de saúde pública, de realização dos investimentos necessários e da resolução de problemas de natureza organizacional e estrutural, pelas ligações que têm entre si e com a questão tarifária, não deverão ser descuradas, mas antes conjugadas para a definição das bases estratégicas da política tarifária.

A multiplicidade de interesses em jogo e de restrições a considerar, dificulta uma tal tarefa. Porém, se ficar clara a prioridade de objectivos a alcançar com os esquemas de preços, mais facilmente poderão ser adoptadas medidas para compensar os objectivos que forem relegados para segundo plano. Além disto, a política tarifária deve ser definida à luz de uma adequada fundamentação teórica e sustentada pelas características da estrutura de custos no sector e da procura. Só assim será possível introduzir racionalidade e transparência na política de preços.



### **3. FUNDAMENTAÇÃO PARA A REGULAÇÃO E CAMPO PARA A CONCORRÊNCIA**

#### **3.1. Introdução**

Afigurando-se como uma das questões centrais da política industrial, apesar de não ser um tema económico recente, a regulação económica permanece em primeiro plano no debate económico, político e até social em muitas regiões e países e relativamente a múltiplos sectores e mercados. Embora definida diferentemente pelas várias correntes económicas, em sentido lato e de acordo com uma visão característica da escola institucional, a regulação económica visa “criar” os mercados e corrigir falhas no seu funcionamento. A regulação sectorial específica, por seu lado, define-se como o estabelecimento e a instituição de um conjunto de regras adequadas ao funcionamento equilibrado de um dado sector.

A regulação económica das indústrias cuja actividade assenta em infraestruturas de rede, como a electricidade, o gás, a água e o saneamento, as telecomunicações, entre outros, tem sido objecto de preocupação crescente nas últimas décadas, sobretudo com o advento das privatizações. Nos EUA e no Reino Unido o tema desenvolveu-se como área de investigação, sob a designação de *economia da regulação*, existindo já uma extensa literatura sobre o assunto, constituindo a compilação efectuada por Joskow (2000) um exemplo disso.

Muitas das indústrias que funcionam em rede têm sido consideradas monopólios naturais. Durante muito tempo, considerou-se que a segurança e a eficiência no fornecimento dos serviços fornecidos por tais indústrias não seria possível através do livre funcionamento dos mercados. Face a essa posição, os Governos, segundo diferentes formas, chamaram a si a regulação deste tipo de sectores, em detrimento da promoção da concorrência. Em casos mais extremos, os Governos assumiram a própria propriedade e gestão das empresas nesses sectores.

A partir dos anos 1970 e 1980, deu-se uma viragem, através de processos de reestruturação e de reforma da regulação nas indústrias de rede, com o intuito de introduzir maior eficiência nos mercados. A ideia que presidiu à reestruturação e reforma da regulação das indústrias de rede foi a da separação entre as áreas potencialmente competitivas e as restantes áreas, desregulando e promovendo a concorrência nas primeiras e reformulando a regulação das áreas consideradas monopólio natural (Armstrong *et al.*, 1999 e Church e Ware, 2000). Em parte, a desregulação de algumas indústrias aconteceu devido à não existência de racionalidade económica para a regulação. Continuam, contudo, a existir indústrias onde a concorrência não funciona devidamente, ou não é eficiente, constituindo campo para a regulação. Mas subsistem também indústrias em que haverá, porventura, potencialidade para o fomento da concorrência, se não ao longo de toda a cadeia produtiva, pelos menos em algumas partes da mesma. O processo de desregulação/liberalização ou outras formas de regulação que se têm verificado noutros sectores de actividade, não ocorreu, porém, no sector da água.

Entre as possíveis abordagens da regulação, a mais tradicionalista, tem subjacente a teoria do interesse público. Neste caso, a justificação para a regulação é de natureza normativa e tem por base a ideia de que a mesma pode ser usada, pelo menos no plano teórico, como um meio para melhorar o bem-estar social. A regulação surge, assim, como uma resposta a falhas de mercado, isto é, como solução para evitar abusos do poder de mercado (frequentes em situações de monopólio ou, mesmo, de oligopólio); para corrigir externalidades; para solucionar problemas derivados de assimetrias de informação, entre outros. Glaister (1996: 28) defende que as falhas de mercado existentes na

indústria da água são muito mais severas do que noutras indústrias de rede, mesmo em áreas de interesse público.

Um outro tipo de abordagem, subjacente à origem da regulação, sob a denominação de moderna *teoria económica da regulação*, trata de questões como a equidade e os efeitos redistributivos da regulação Stigler (1971). Autores como Posner (1971) e Joskow (1974), consideram que quando a regulação é utilizada para redistribuir rendimentos conduz a subsídios cruzados. Neste sentido, alguns grupos de consumidores pagam mais do que o custo do serviço para que outras classes de consumidores possam pagar menos. Por conseguinte, a regulação pode ser um meio para ganhar o apoio de certos grupos com influência.

Recentemente, a explicação para a regulação tem colocado a ênfase na informação imperfeita e nos incentivos dos diferentes agentes envolvidos no processo (Laffont e Tirole, 1993; Armstrong *et al.*, 1999; Joskow, 2005).

No presente Capítulo abordar-se-ão essencialmente os argumentos tradicionais que justificam a racionalidade da regulação, procurando ilustrar sempre esses argumentos, com exemplos relativos ao sector das águas, na Secção 3.2. Para além disso, na Secção 3.3. far-se-á referência aos instrumentos de regulação adequados às diferentes falhas de mercado. A Secção 3.4 destina-se às conclusões do Capítulo.

### **3.2. Fundamentação teórica para a regulação**

Apesar da extensa literatura sobre os fundamentos para a regulação, existe um certo consenso em que as principais justificações teóricas para a regulação de uma indústria prendem-se com a existência de falhas de mercado, as quais podem resultar de situações variadas. No essencial, e segundo Armstrong *et al.* (1999), existem três classes de falhas de mercado: informação

assimétrica; efeitos externos não reflectidos nos custos e benefícios privados (conhecidos como *externalidades*), e problemas relativos ao poder de monopólio. Para além destas falhas, Viscusi *et al.* (2000) apontam o risco de concorrência desmedida e Vass (2001) destaca, também, os problemas de exclusão social e de inequidade. Estes últimos problemas encontram-se normalmente associados a insuficiências no fornecimento de bens públicos, situação que assume particular gravidade dado tratar-se de bens relativamente aos quais não existem mecanismos de exclusão nem rivalidade no consumo.

Na presente Secção pretende-se rever as principais falhas de mercado que justificam a necessidade de regulação e que, de alguma forma, afectam a indústria da água, dando particular ênfase ao monopólio natural, por ser a problemática à qual dedicaremos maior atenção ao longo de grande parte do presente trabalho.

### **3.2.1. Estruturas de mercado e eficiência – breve revisão**

O conceito de eficiência económica pode ser entendido segundo diversas perspectivas, designadamente: eficiência técnica, ou produtiva, e eficiência de afectação de recursos. Uma dada actividade é eficiente do ponto de vista técnico se os seus custos unitários são os mínimos possíveis. Para que tal se verifique é necessário um processo produtivo sem desperdícios, com a tecnologia mais adequada possível, e que a escala produtiva permita funcionar ao mínimo dos custos médios.

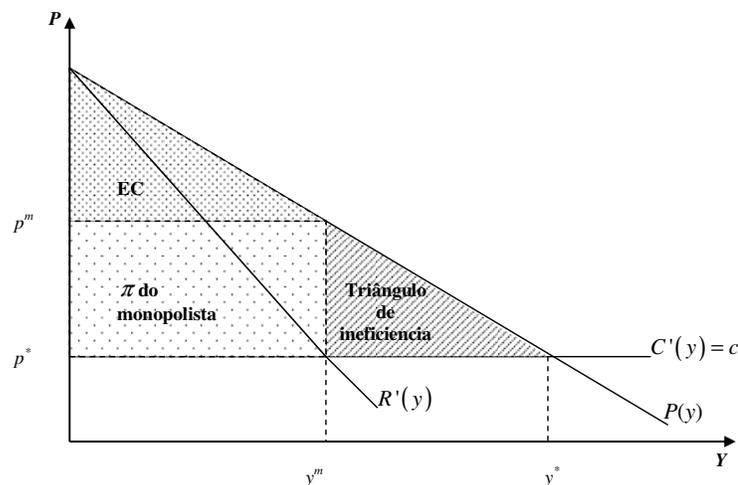
A eficiência de afectação, por seu lado, é sinónima de uma afectação óptima dos recursos disponíveis. Quando entendida nesta perspectiva, a eficiência económica significa que os recursos devem ser destinados a uma determinada produção até ao nível em que o seu custo de oportunidade (o valor que esses recursos têm para a sociedade, na melhor aplicação alternativa) é igual ao valor para os consumidores da produção adicional, que aqueles recursos permitem gerar. Ou seja, atinge-se o óptimo social quando o que os consumidores pagam por cada bem ou serviço é igual ao custo

de produzir uma unidade adicional desse bem ou serviço. Este é o resultado do conhecido problema de maximização do bem-estar social, ( $W$ ), entendido como o somatório do excedente do consumidor ( $EC$ ) com o lucro do produtor ( $\pi$ ).

Num mercado de concorrência perfeita, o comportamento de maximização do lucro conduz à igualdade entre a receita marginal e o custo marginal. Uma vez que os produtores são *price takers*, o preço unitário constitui a sua receita marginal e, assim, a condição que maximiza o lucro das empresas, maximiza também o bem-estar social. Ou seja, num mercado de concorrência perfeita o livre jogo do mercado conduz, não só à eficiência produtiva, como ao óptimo social, noutros termos, à eficiência na afectação de recursos.

Perante estruturas de mercado monopolistas, tende-se a verificar uma perda de eficiência. A Figura 3.1 ilustra esta conhecida problemática, de uma forma simplificada, considerando uma procura linear e custos marginais constantes.

**Figura 3.1 - Perda de eficiência em monopólio**



Fonte: Adaptado de Church e Ware (2000: 34).

A solução eficiente  $(p^*, y^*)$ , correspondente ao equilíbrio em concorrência perfeita. Nesta situação o bem-estar social é maximizado e toda a área entre a curva da procura e a dos custos marginais corresponde a excedente do consumidor, já que se trata de procura que tem associado um benefício superior ao preço que é suportado. O resultado  $P(y^*) = C'(y^*)$  é conhecido na literatura como preço de primeiro óptimo (*first-best price*).

A Figura 3.1 permite-nos identificar dois tipos de efeitos decorrentes da passagem da situação de concorrência para a situação de monopólio,  $(p^m, y^m)$ , situação em que o monopolista maximiza o lucro, uma vez que a receita marginal iguala o custo marginal,  $R'(y) = C'(y)$ . Um primeiro efeito, correspondente a uma transferência de excedente do consumidor para o monopolista (área assinalada como  $\pi$  do monopolista). E um segundo efeito, identificado como o triângulo de ineficiência (Leite, 2000), conhecido na literatura como o triângulo de Harberger (Harberger, 1954), que representa a perda de bem-estar, já que não reverte para qualquer tipo de agente. Este efeito corresponde ao afastamento face à afectação mais eficiente e decorre da redução de  $y^*$  para  $y^m$ .

Vejamos, de seguida, um caso particular da situação de poder de mercado: o monopólio natural.

### 3.2.1.1. *O monopólio natural em contexto monoproduto*

Os sistemas de abastecimento público de água e de saneamento de águas residuais, revelam, em geral, uma organização de mercado do tipo monopólio, com uma limitação geográfica bem definida. Frequentemente, são referidos como monopólios naturais, devido a pesadas parcelas de custos fixos, muitas vezes irrecuperáveis.

Uma vez que a fundamentação para a regulação económica está intimamente ligada ao conceito de monopólio natural, é importante lembrá-lo. Uma indústria é considerada um

monopólio natural se os produtos são produzidos a um menor custo por um único produtor, para qualquer quantidade relevante da procura (Khan, 1990). A condição necessária e suficiente para que uma dada indústria possa ser considerada um monopólio natural é a subaditividade da função de custos (Baumol *et al.*, 1977; Sharkey, 1982; Berg e Tschirhart, 1988). Analiticamente, a subaditividade da função de custos escreve-se:

$$C(y) < \sum_{i=1}^N C(y_i) \quad (3.1)$$

Esta condição pode verificar-se ainda que não se verifiquem economias de escala para quantidades relevantes de *output*, ou seja, mesmo em zonas de custos médios crescentes, falando-se, neste caso, em monopólio natural fraco (Figura 3.2 b). Este tipo de situação tende a ocorrer se os custos médios das primeiras unidades forem muito elevados, devido a avultados custos fixos.

Para ilustrar este caso, observe-se a Figura 3.2 b. Considere-se, por simplificação, a produção de  $y^*$  por uma única empresa ou a repartição desse volume, em partes iguais ( $y^*/2$ ), por duas empresas. A observação do gráfico permite verificar que, ainda que  $y^*$  se situe na zona de custos médios crescentes, a soma dos custos da produção em separado de  $y^*/2$  por duas empresas correspondente, em termos geométricos, a duas vezes a área  $[0(y^*/2)ab]$ , é maior do que os custos de produção de  $y^*$  pelo monopolista, correspondentes à área  $[0y^*cp_0]$ .

Pelo contrário, prova-se que, se a função de custos exibir economias de escala então também verifica a propriedade da subaditividade<sup>21</sup>, pelo que aquela condição é considerada suficiente,

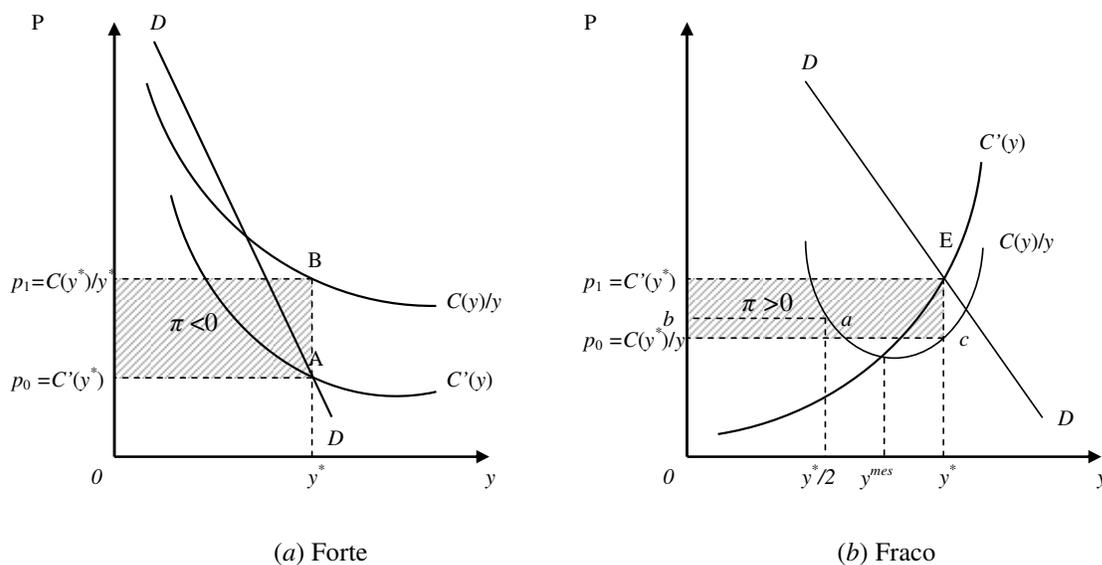
<sup>21</sup> A ocorrência de economias de escala significa os custos médios de produção são decrescentes com a quantidade produzida, traduzindo-se na seguinte desigualdade:  $C(y_j)/y_j < C(y_i)/y_i$ , para quaisquer quantidades  $y_i$  e  $y_j$  tais que  $0 < y_i < y_j \leq y$ , com  $i = 1, \dots, N$  e  $\sum_{i=1}^N y_i = y$ .

Então  $C(y)/y < C(y_i)/y_i \Leftrightarrow C(y)y_i / y < C(y_i)$ . Aplicando somatórios a ambos os membros, a inequação vem:  $C(y)\sum_{i=1}^N y_i / y < \sum_{i=1}^N C(y_i)$ ; simplificando:  $C(y) < \sum_{i=1}^N C(y_i)$ .

embora não necessária, para uma indústria poder ser classificada como um monopólio natural forte (Figura 3.2 a), num contexto monoproduto.

A verificação da propriedade da subaditividade significa que, para níveis relevantes de produção, os custos de produção são mais baixos se toda a produção ( $y$ ) está a cargo de um só produtor, ao invés de estar repartida por vários produtores (Tirole, 1988: 19-20), ainda que  $y$  se encontre já na fase de custos médios crescentes. Portanto, perante um monopólio natural (forte ou fraco), não é eficiente existirem vários produtores, ou operadores, a produzirem em simultâneo, pelo que o fomento da concorrência não se revela adequado.

**Figura 3.2 - Monopólio natural**



Fonte: Adaptado de Church e Ware (2000: 787).

A eficiência económica requer que o preço de um bem seja igual ao custo marginal da sua produção. Contudo, o cumprimento desta regra dá origem a um dilema, que pode ser analisado à luz dos diagramas anteriores. Considerando a parte (a) da figura, se o preço for definido de forma a cumprir aquela regra (graficamente corresponde à intersecção da curva da procura,  $DD$  com a curva

do custo marginal,  $C'(y)$ , ou seja,  $p_0$ , o monopolista regulado terá lucros negativos, correspondentes à área  $[p_0ABp_1]$ , já que o custo médio da produção de  $y^*$  é superior ao preço fixado pelo regulador. Se o regulador optar por definir o preço ao custo médio então o produtor monopolista já não incorrerá num défice mas, em contrapartida, a quantidade fornecida ficará aquém de  $y^*$ , penalizando o consumidor. A decisão passa por definir qual o grupo de agentes que deve sair menos prejudicado. Raciocínio similar faz-se, facilmente, em relação ao lado (b) do diagrama anterior, com as devidas adaptações, pelo que aqui se omite.

Sintetizando, o dilema fundamental perante um monopólio natural forte (fraco) é que motivos de eficiência apelam à prática de preços aos custos marginais mas essa prática pode resultar num défice (excedente). E este dilema tem constituído uma das principais justificações para a regulação dos monopólios naturais.

### 3.2.1.2. *O monopólio natural em contexto multiproducto*

Na generalidade das indústrias as empresas produzem múltiplos produtos, pelo que, utilizando as palavras de Berg e Tschirhart (1988: 34), “(...) if economic analysis is to be at all useful, then the multiproduct setting must be addressed.” Na indústria da água, em particular, é frequente o mesmo operador dedicar-se ao fornecimento de mais do que um serviço, por exemplo água para consumo humano e saneamento de águas residuais. Considerando apenas o abastecimento, é também usual um único operador fornecer água para diferentes tipos de utilizadores, por exemplo, clientes residenciais e não residenciais. De acordo com Kim (1985), pode considerar-se diferentes estes serviços, já que, apesar de fisicamente serem bens idênticos<sup>22</sup>, a água fornecida aos utilizadores residenciais é economicamente distinta da água fornecida aos utilizadores não residenciais, uma vez que apresenta diferentes condições de procura e oferta.

---

<sup>22</sup> Pode até acontecer que tenham características diferentes, se pensarmos, por exemplo, na reutilização de águas para regas ou lavagens de rua.

Nestas circunstâncias a classificação de uma indústria como monopólio natural torna-se mais complexa em termos teóricos e de mais difícil comprovação empírica, tendo de ser redefinidos, designadamente, os conceitos de custos médios e de economias de escala, para além de ser necessário o recurso a outros conceitos, como o de complementaridade da função de custos e de economias de gama.

Segundo Baumol (1977), uma empresa que produza vários produtos é considerada um monopólio natural se a sua função de custos for subaditiva relativamente ao vector de produtos e para níveis relevantes de produção. As condições para a verificação da subaditividade da função de custos neste tipo de contexto são, naturalmente, diferentes do caso monoproduto. Em contexto multiproduto existem vários conceitos de economias de escala, designadamente, economias de escala específicas. Mesmo que a função de custos exiba economias de escala específicas para todos os produtos da empresa, não é garantido que se esteja perante um monopólio natural se não se verificarem, simultaneamente, ganhos de produção conjunta. Isto conduz a um outro conceito importante na análise da subaditividade da função de custos: o de economias de gama.

Comece-se pela revisão de conceitos relativa a rendimentos à escala. Para se averiguar a existência de economias de escala é necessário estudar o comportamento dos custos médios, conforme visto na Subsecção anterior. Como é óbvio, porém, no caso da produção multiproduto a análise do comportamento dos custos médios não pode ser feita da mesma maneira, a começar pela própria forma de os medir. De facto, não há, *a priori*, uma medida de produto (não se pode, por exemplo, somar água para consumo humano com água residual) que possa ser usada como denominador do custo total, permitindo calcular o custo médio. Ou seja, coloca-se o problema da medida de produto a considerar para se concluir sobre o comportamento dos custos médios.

A solução proposta pelos economistas pioneiros do estudo da empresa com múltiplos produtos, como Baumol, Panzar e Willig (Baumol *et al.*, 1988), consiste em examinar o comportamento dos custos utilizando o conceito de “*ray average costs*”, traduzido por Mateus e Mateus (2001), pela expressão “custo médio radial” (*CMR*), que adoptar-se-á também. Para analisar

o *CMR* primeiro há que agregar o vector de produtos num produto compósito (cabaz), admitindo proporções constantes dos vários produtos. A partir daí, é possível definir a unidade de produto como um particular cabaz. A escala de produção corresponde, por seu turno, ao número de cabazes produzidos, respeitando aquelas proporções. Conforme refere Kim (1985: 199), o cabaz varia ao longo de um raio (definido segundo aquelas proporções fixas dos vários produtos no cabaz) permitindo calcular os custos médios, tal como no caso monoproduto.

Analiticamente o *CMR* pode ser escrito da seguinte forma:

$$CMR(Y, r) = \frac{C(Y, r)}{Y} \quad (3.2)$$

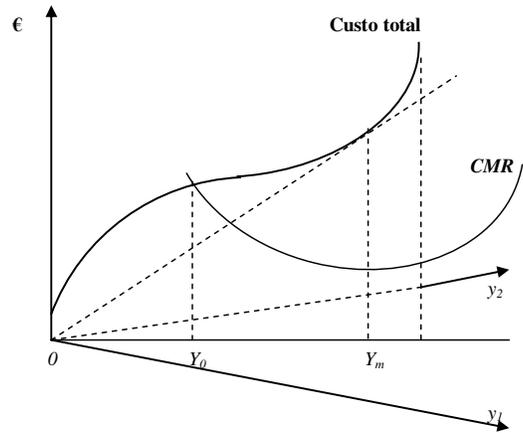
com  $r = \frac{y_i}{y_j}$ , ou seja, a proporção entre  $y_i$  e  $y_j$  no bem compósito, representado por  $Y$ .

O *CMR* é crescente (decrecente) em  $Y$  se  $CMR(Y, r)$  é uma função crescente (decrecente) tendo em conta a proporção  $r$ .

A Figura 3.3 ilustra o *CMR*, para o caso da produção conjunta de dois produtos ( $y_1$  e  $y_2$ ), por uma questão de simplificação, produzidos na proporção fixa dada pelo raio  $Or$ .

O vector dos produtos desloca-se ao longo do vector (raio)  $Or$ , correspondendo o cabaz  $Y_m$  à escala de produção mais eficiente para a produção sobre esse raio.

Figura 3.3 - Custo médio radial: o caso da produção de dois produtos



Fonte: Mateus e Mateus (2001: 394).

Um outro conceito importante é o conceito de custo médio incremental (*CMi*) de um produto.

Continuando a racionar para uma empresa que produza dois bens, o *CMi* do bem 1,  $y_1$ , será:

$$CMi(y_1) = \frac{C(y_1, y_2) - C(0, y_2)}{y_1} \quad (3.3)$$

A partir de (3.3) é possível definir o grau de rendimentos específicos à escala. O qual, para o produto  $i$ , é dado por:

$$SL(y_i) = \frac{CMi(y_i)}{\partial C / \partial y_i} = \frac{CMi(y_i)}{CM_i(Y)} \quad (3.4)$$

em que  $CMi(y_i) = \frac{C(y_i) - C(y_{n-i})}{y_i}$ , com  $C(y_{n-i}) = C(y_1, \dots, y_{i-1}, 0, y_{i+1}, \dots, y_n)$ .

As economias de escala específicas permitem verificar em quanto variam os custos face a variações no produto específico, mantendo-se as quantidades dos restantes produtos constantes. As curvas de custos médios e marginais relacionam-se da mesma forma que no caso da produção de

monoproduto. Para que existam rendimentos à escala é necessário que a curva de custos médios seja decrescente. Para além disto, a curva de custos médios é decrescente quando está posicionada acima da curva de custos marginais. A equação (3.4) relaciona custos médios e custos marginais, pelo que valores de  $SL(y_i)$  superiores, iguais, ou inferiores a 1, significam rendimentos específicos à escala, em relação ao produto  $i$ , crescentes, constantes ou decrescentes, respectivamente.

Por seu lado, economias de escala globais indicam o quanto variam os custos totais quando cada produto varia segundo as proporções fixas. A extensão de economias de escala globais, ou seja, o grau de rendimentos à escala para o bem compósito,  $Y$ , (composto por  $n$  produtos), é dado pela seguinte expressão:

$$SL(Y) = \frac{C(Y)}{\sum_i^n y_i \partial C / \partial y_i} \quad (3.5)$$

Da mesma forma, temos rendimentos à escala multiproduto crescentes, constantes ou decrescentes, consoante os valores de  $SL(Y)$  sejam superiores, iguais ou inferiores à unidade, respectivamente.

Economias de escala globais equivalem a  $CMR$  decrescentes<sup>23</sup>. Assim como as economias de escala no caso monoproduto se traduzem pela relação custos médios/custos marginais, as economias de escala no caso multiproduto são descritas pela relação  $CMR$ /custos marginais. Contudo, contrariamente ao caso monoproduto, em contextos multiproduto a existência de economias de escala não é condição suficiente para a subaditividade da função de custos (Sharkey, 1982).

<sup>23</sup> Stone & Webster (2004: 9) falam em “ray economies of scale”.

Passe-se ao conceito de economias de gama. Dado o custo de produção conjunta de dois produtos,  $C(y_1, y_2)$ , existem economias de gama se:

$$C(y_1, y_2) < C(y_1, 0) + C(0, y_2) \quad (3.6)$$

Ou seja, se o custo da produção conjunta dos bens  $y_1$  e  $y_2$  for inferior à soma dos custos de produção desses produtos, separadamente, por empresas especializadas. O grau de economias de gama é dado por:

$$SP = \frac{C(y_1, 0) + C(0, y_2) - C(y_1, y_2)}{C(y_1, y_2)} \quad (3.7)$$

Ou, generalizando, para a produção de  $i$  produtos:

$$SP = \frac{\sum_{i=1}^n C(Y_i) - C(Y)}{C(Y)} \quad (3.8)$$

A função de custos exibe economias ou deseconomias de gama consoante  $SP$  regista valores positivos ou negativos, respectivamente. As economias de gama correspondem a poupanças nos custos unitários decorrentes da produção de vários tipos de produtos simultaneamente e resultam, muitas vezes, da partilha de factores de produção, por exemplo, em situações em que há indivisibilidade de determinado(s) factor(es).

Apesar de na maior parte dos casos a coexistência de economias de escala multiproducto e de economias de gama ser suficiente para a subaditividade, existem funções de custo caracterizadas pelos dois tipos de economias que não são subaditivas (Berg e Tschirhart, 1988 ou Church e Ware,

2000). Quando se verificam economias de gama, em geral a abordagem passa por reforçar a noção de economias de escala impondo antes a condição de existirem economias específicas de escala.

De acordo com Baumol (1977), numa concepção estrita, um mercado é um monopólio natural e a função de custos *subaditiva* se, para todos os vectores relevantes do produto, a função de custos exibir economias de escala multiproduto e verificar a propriedade da convexidade transradial (*transray convexity*, na terminologia anglo-saxónica). Isto significa que, no caso multiproduto as condições suficientes para a subaditividade devem incluir a complementaridade na produção dos diferentes produtos da indústria.

Conforme referido anteriormente, em contextos multiproduto, apesar de não se poder definir custos médios decrescentes da mesma maneira que em no caso monoproduto, contorna-se o problema recorrendo ao conceito de *CMR*, ou seja considerando modificações proporcionais nos produtos que compõem um dado bem composto. Por conseguinte, o equivalente aos custos médios decrescentes do caso monoproduto, é verificar-se, num contexto multiproduto, *CMR* decrescentes.

Contudo, uma vez que as empresas nem sempre expandem ou retraem a produção mantendo essas proporções (ou seja, ao longo de determinado raio considerado), é importante conhecer o comportamento da função de custos entre raios (Berg e Tschirhart, 1988). Dito de outra forma, é possível verificar se existe complementaridade na produção, estudando o comportamento da função de custos através dos raios, ou seja, socorrendo-se ao conceito de convexidade transradial. De forma simplificada, considera-se que se a função de custos verificar a propriedade da convexidade transradial, então é mais barato produzir os produtos de forma combinada do que separadamente. Ou seja, a complementaridade de custos significa que a produção de maior quantidade de qualquer produto reduz os custos de produzir os outros produtos e encontra-se ligada à ideia de economias de gama.

Mais formalmente e para perceber o conceito de convexidade transradial, considere-se um vector de *produto*  $Y^* = (y_1^*, y_2^*)$ . A função de custos verifica a convexidade transradial em  $Y^*$  se

existir um qualquer conjunto de constantes positivas  $w_1$ ,  $w_2$  e  $w$  que definem uma linha<sup>24</sup>  $w_1 y_1^* + w_2 y_2^* = w$  tal que, para quaisquer dois vectores de *produto*,  $Y^a$  e  $Y^b$ , pertencentes à mesma linha, se verifica o seguinte:

$$C(Y^*) = C[\lambda Y^a + (1-\lambda)Y^b] \leq \lambda C(Y^a) + (1-\lambda)C(Y^b) \quad (3.8)$$

para qualquer  $0 < \lambda < 1$ .

Ou seja, verifica-se a convexidade transradial se o custo de produzir uma média ponderada de quaisquer dois vectores de *produto* ( $Y^a$  e  $Y^b$ ), pertencentes à mesma linha que  $Y^*$ , for menor do que a média ponderada (usando os mesmos pesos) dos custos de produção dos dois vectores de produto separadamente.

Para perceber porque é que a convexidade transradial, e as economias de escala multiproducto são suficientes para a subaditividade, veja-se o exemplo avançado por Church e Ware (2000: 783). Suponha-se, então, que a função de custos respeita a convexidade transradial em  $Y^*$ . Sejam  $Y^a = (y_1^a, 0)$  e  $Y^b = (0, y_2^b)$ ; a convexidade transradial significa que:

$$C[\lambda y_1^a, (1-\lambda) y_2^b] \leq \lambda C(y_1^a, 0) + (1-\lambda)C(0, y_2^b) \quad (3.9)$$

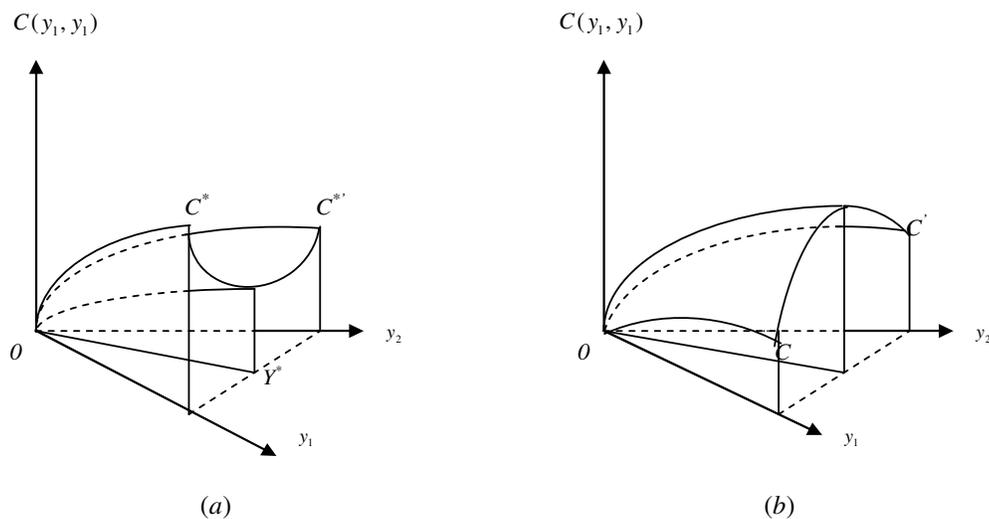
O lado esquerdo da desigualdade anterior corresponde ao custo da produção conjunta de um vector de produto em que as magnitudes dos produtos 1 e 2 são estritamente menores do que  $y_1^a$  e  $y_2^b$ . Ou seja, a convexidade transradial significa que as vantagens da produção conjunta excedem as

<sup>24</sup> Fala-se em linha porque se está a raciocinar, por uma questão de simplificação, para o caso de vectores de produção compostos por dois tipos de produto apenas. Caso se pretendesse generalizar para vectores compostos por três ou mais produtos, ter-se-ia de raciocinar em termos de planos ou hiper-planos, como fazem, por exemplo, Baumol (1977), Baumol *et al.* (1988) ou Berg e Tschirhart (1988).

desvantagens de produzir menos de ambos os produtos (isto porque  $\lambda y_1^a < y_1^a$  e  $(1-\lambda) y_2^b < y_2^b$ ), não beneficiando das economias de escala específicas.

A Figura 3.4 ilustra, graficamente, algumas das condições para a verificação, ou não, da subaditividade da função de custos, para uma situação em que se considera um vector de produção composto por dois produtos.

**Figura 3.4 - Economias e deseconomias de produção conjunta**



Fonte: Adaptado de Baumol (1977: 818) e de Berg e Tschirhart (1988: 38, 40).

A superfície  $OC^*C^{**}$ , do lado (a) da Figura 3.4 representa uma função de custos, cuja forma, devido à complementaridade na produção, verifica a subaditividade. A função de custos verifica a convexidade transradial em  $Y^*$ . A curva,  $C^*C^{**}$ , mostra que a função de custos alcança os seus pontos mínimos no interior do diagrama, quando os produtos  $y_1$  e  $y_2$  são produzidos conjuntamente. Portanto, conclui-se que existem ganhos de produção conjunta, o que significa que existem economias de gama.

Por seu lado, a superfície  $OCC'$ , lado (b), representa uma função de custos estritamente côncava, exibindo economias de escala (os  $CMR$  são decrescentes). Contudo, ao longo de qualquer

plano entre os eixos, os custos são maiores do que em qualquer dos eixos. Ou seja, apesar da concavidade e da presença de economias de escala, a curva  $CC'$ , traçada entre raios, permite concluir que, uma vez que os seus pontos mínimos são alcançados nos eixos  $y_1$  e  $y_2$ , é preferível produzir cada produto separadamente, ou seja, a função de custos não verifica a convexidade transradial, portanto não é subaditiva.

Em síntese, a condição para que uma dada indústria possa ser considerada monopólio natural é a subaditividade da função de custos. No caso multiproduto, a verificação desta propriedade implica maiores restrições ao comportamento da função de custos do que em contextos monoproduto. Sumariamente, as diferenças face ao contexto monoproduto são as seguintes: para o caso multiproduto a concavidade estrita da função de custos não é suficiente para garantir a subaditividade da função de custos e a presença de economias de escala não é condição necessária nem suficiente. Se a função de custos apresentar  $CMR$  estritamente decrescentes e verificar a convexidade transradial então verifica a subaditividade com complementaridade forte (conceito mais forte do que o de economias de gama), pelo que se pode classificar uma estrutura de mercado com essas características como um monopólio natural para qualquer vector de *output*.

Porque o conceito de subaditividade é um conceito global, de difícil verificação empírica por ser muito exigente do ponto de vista dos dados necessários, é frequente encontrar-se na literatura empírica testes à subaditividade local. A rejeição da subaditividade ao nível local permite rejeitar também a subaditividade global. Porém, como é compreensível, a verificação da subaditividade no plano local não implica que se verifique também globalmente.

A partir de diversos autores, como Baumol (1977), Sharkey (1982), Baumol *et al.* (1988) ou Church e Ware (2000), é possível sistematizar diversas combinações de condições, menos exigentes do que a convexidade transradial, que permitem verificar a subaditividade da função de custos num contexto multiproduto, através da verificação de requisitos para a subaditividade sem complementaridade forte. Neste sentido a ideia passa pela conjugação das condições de economias

de gama, mas reforçando as condições quanto a economias de escala, exigindo antes a verificação de economias de escala específicas.

Uma outra possibilidade quanto à classificação de uma indústria como monopólio natural passa pela verificação da subaditividade radial estrita, ou seja, apenas pelo cumprimento da condição de os *CMR* serem estritamente decrescentes. Neste caso, fala-se em monopólio natural ao longo de um determinado vector de produção. Finalmente, se a subaditividade radial for parcial, ou seja se se verificarem *CMR* decrescentes apenas até determinada escala de produção o monopólio natural é radial e parcial (para um determinado vector de produção e até determinada escala produtiva).

### **3.2.2. Assimetrias de informação, externalidades e bens públicos**

Conforme referido anteriormente, e em concordância com a linha de raciocínio de Glaister (1996), todas as razões clássicas para as falhas de mercado encontram campo no sector da água, conforme se verá de imediato.

As assimetrias de informação consubstanciam uma dessas falhas de mercado. Segundo Armstrong *et al.* (1999), a informação diz-se assimétrica porque a percepção que consumidores e produtores têm sobre as características do bem e/ou serviço é diferente. Este tipo de situação acontece quando, por exemplo, as empresas fornecem produtos e/ou serviços relativamente aos quais existem características que os consumidores desconhecem, antes da compra, ou até depois do consumo.

Assimetrias de informação desta natureza ocorrem no caso do abastecimento de água para consumo humano, uma vez que os consumidores não dispõem de meios para aferir da qualidade da água que consomem. Sendo capazes de verificar algumas características, como a coloração e o cheiro, escapam-lhes, porém, conhecimentos sobre muitas outras propriedades, porventura com

maiores efeitos sobre a saúde pública. Um outro tipo de assimetria de informação entre fornecedores dos serviços de águas e os consumidores resulta do formato das facturas, por vezes de difícil leitura e interpretação, o que restringe a utilidade da informação que o consumidor dispõe. Neste último caso, pode mesmo verificar-se o paradoxo de, pelo facto de constar das facturas informação sobre variados itens, o consumidor não conseguir, por exemplo, expurgar o efeito dos seus consumos nos valores a suportar a título de factura de serviços de águas<sup>25</sup>.

As externalidades<sup>26</sup> configuram uma outra importante falha de mercado. Considera-se existir uma externalidade quando o comportamento de um agente económico afecta outros agentes, de forma positiva ou negativa, por outras razões que não os efeitos preço, impedindo uma coincidência entre os custos privados e os custos sociais (Armstrong *et al.*, 1999). Por exemplo, se for permitido aos operadores de sistemas de água e de saneamento de águas residuais simplesmente lançar as águas residuais, sem qualquer tratamento, directamente para o meio hídrico, então o ambiente natural será negativamente afectado, sem que isso represente qualquer custo para os operadores. Ou seja, estar-se-á perante o caso de uma externalidade negativa da produção<sup>27</sup>. Nesta situação, a subvalorização do recurso por parte do produtor (por não incorporar a externalidade) pode conduzir a níveis de sobreconsumo. Isto pode tornar-se especialmente grave num contexto de escassez do recurso água.

O sector das águas é rico em externalidades<sup>28</sup>, cujos exemplos não se pretende, obviamente, aqui esgotar. Contudo, pela sua extrema importância, tem interesse evidenciar três situações que originam externalidades relevantes. Uma primeira tem que ver com a exploração do recurso para

---

<sup>25</sup> É nesta linha de raciocínio, aliás, que se inscreve a intenção do IRAR em estabelecer um formato único das facturas, precisamente para evitar que cada operador possa ter um “desenho” próprio de factura, com consequências ao nível da dificuldade da sua leitura por parte dos consumidores e da correcta interpretação de sinais de consumo.

<sup>26</sup> Para uma abordagem mais aprofundada à questão das externalidades verticais e horizontais veja-se, por exemplo, Tirole (1994).

<sup>27</sup> É também possível avançar com exemplos de externalidades positivas, sem “sair” do sector das águas, sobretudo se considerarmos países em desenvolvimento ou mesmo do terceiro mundo e o caso das externalidades positivas do consumo, sobre a saúde pública. Nestas circunstâncias, o argumento é o de que o consumo de água potável por parte de uma família gera externalidades positivas sobre as outras famílias através da redução de riscos de propagação de doenças pela comunidade, Bolland e Whittington (2000).

<sup>28</sup> Glaister (1996: 29) usa a bem conseguida expressão: “The water industry is riven with externalities.”

além da capacidade natural de renovação do mesmo, e os efeitos externos daí decorrentes, não apenas sobre a quantidade mas também sobre a qualidade. Uma segunda situação encontra-se associada à problemática das perdas de água nos sistemas de abastecimento de água. Devidos aos custos económicos associados à reparação das perdas, pode ser preferível aos operadores dos sistemas ignorar o problema, permitindo efeitos ambientais negativos externos, ao invés de reparar as fugas, e incorporar nos seus custos tais efeitos externos. Finalmente, terceira situação, a maior potencialidade para a ocorrência de externalidades quando há separação entre as actividades de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais. Nestas circunstâncias, torna-se mais difícil a internalização dos efeitos externos gerados, uma vez que tal desagregação não permite uma gestão orientada segundo o ciclo urbano da água (veja-se Subsecção 2.2.2).

Uma outra falha de mercado assenta na problemática dos bens públicos. Recorde-se que, em geral, a definição de um bem como público é feita em função de duas características: não rivalidade no consumo e dificuldade ou impossibilidade de exclusão, Musgrave e Musgrave (1989). Embora não se possa considerar o bem água (água abastecida pela rede pública ou saneamento de águas residuais) como um bem público puro, no sentido de cumprir de forma inequívoca as características apontadas, trata-se de um bem que acolhe, certamente, características de bem público. A mais evidente advirá, provavelmente, do facto de não ser desejável do ponto de vista social (por motivos de equidade e de saúde pública) e económico (a água é usada como factor produtivo em diversas indústrias) excluir indivíduos do consumo. Ou seja, apesar da exclusão ser possível, no sentido em que basta não expandir a rede ou cortar a ligação, esse tipo de opções colidiria com imperativos legais, de ordem nacional e comunitária, vistos no Capítulo 2, e com objectivos gerais de desenvolvimento. Por se tratar de um bem essencial à vida humana e a variadas actividades económicas é expectável uma inelasticidade preço da procura, e é reconhecido à água um estatuto especial por congrega características de bem económico, escasso e bem ambiental.

É em relação à característica de “não rivalidade no consumo” que se torna mais difícil classificar o bem água como público. Não se pode classificar a água como um bem cujo consumo é

não rival. Desde logo, porque perante o reconhecimento da escassez do recurso água torna-se claro que as suas utilizações alternativas são conflituosas entre si<sup>29</sup>, afigurando-se a gestão da escassez do recurso como uma temática actual, à qual dedicaremos particular atenção nos Capítulos 4 e 5.

O facto de, num sector como o das águas, se conjugarem diversas condições para a ocorrência de falhas de mercado, conforme exposto, com especificidades de vária ordem, reforça a necessidade de regulação sectorial específica. Todos estes factores permitem antever, contudo, uma maior complexidade inerente à sua regulação do que à de outros sectores de actividade.

### **3.3. Vertentes de regulação**

Apesar de, em geral e em teoria, os economistas defenderem que os monopólios devem ser regulados ao passo que a concorrência perfeita não deve ser objecto de regulação, na realidade, a questão não está na regulação de monopólios naturais *versus* liberalização do mercado de concorrência perfeita. Como defende Leite (2000: 141), “há um contínuo de situações de estruturas de mercado, sendo necessário definir a partir de que ponto se justifica (ou não) a regulação”. Os instrumentos de regulação devem, por isso, ser adaptados às estruturas de mercado existentes, à presença de falhas de mercado e também aos objectivos cuja política de regulação pretenda alcançar.

Na presente Secção pretende-se abordar algumas das principais condicionantes da regulação, bem como a adequação dos vários mecanismos de regulação às falhas de mercado identificadas como presentes no sector das águas. São várias as vertentes ou os instrumentos possíveis de regulação: desde os mais típicos (Viscusi *et al.*, 2000), como os preços, as quantidades e o controlo do número de empresas (controlo da entrada e saída da indústria), até outros menos frequentes,

---

<sup>29</sup> Neste âmbito, faz sentido pensar na água como bem público à escala de cada bacia hidrográfica.

como as taxas de rendibilidade, a qualidade do produto ou do serviço e o investimento. Face aos desenvolvimentos teóricos e diversidade prática em torno da regulação tarifária, tratar-se-á do mecanismo preço em Subsecção autónoma.

### **3.3.1. Condicionantes e alternativas de regulação em contexto de monopólio natural**

Conforme visto anteriormente, o dilema fundamental que se coloca perante monopólios naturais fortes é que as razões de eficiência na afectação de recursos, que apelam à prática de preços aos custos marginais, resultam em défice financeiros. Desenvolvimentos na teoria do monopólio natural e de organização industrial justificam diferentes formas de regulação para algumas circunstâncias de monopólios naturais, enquanto que para outros sugerem que não há necessidade de qualquer regulação.

Segundo Berg e Tschirhart (1988) a regulação do monopólio natural deve ser adaptada aos seguintes três aspectos associados ao mercado em questão: dimensão dos ganhos potenciais associados à regulação; existência de barreiras à entrada de novos operadores no mercado e tipo de monopólio natural (forte ou fraco) em causa. A primeira condicionante significa que a regulação só se justifica se os ganhos de bem-estar daí decorrentes mais do que compensarem os custos de funcionamento da entidade reguladora. Por seu lado, a existência de barreiras à entrada pode revestir diversas formas, desde as barreiras de natureza legal, tecnológica, entre outras. Em monopólio natural a barreira à entrada mais comum deve-se à existência de elevados custos irrecuperáveis.

Combinando aspectos como o tipo de monopólio natural e a existência, ou não, de barreiras à entrada, Berg e Tschirhart (1988: 237) propõem uma sistematização relativamente às diferentes opções quanto à política de regulação a adoptar perante monopólios naturais, em contexto multiproduto, revelada no Quadro 3.1.

**Quadro 3.1 - Políticas de regulação de monopólios naturais multiproducto**

Tipo de monopólio natural		Barreiras à entrada		
		Sim	Não	
			Sustentável	Não sustentável
Forte	Preço ao custo marginal gera défice	Regular definindo preços diferentes do custo marginal para eliminar o défice e para evitar preços de monopólio.	Não regular. Permitir que a ameaça de entrada de novos operadores force a igualdade entre preços e custos médios.	Regular definindo preços diferentes do custo marginal para eliminar o défice e para evitar preços de monopólio e, simultaneamente, impedindo a entrada.
Fraco	Preço ao custo marginal permite lucros positivos	Regular definindo preços ao custo marginal e resolver a questão do lucro excessivo.	Não regular. Permitir que a ameaça de entrada de novos operadores force a igualdade entre preços e custos marginais.	Regular definindo preços ao custo marginal e resolver a questão do lucro excessivo e, simultaneamente, impedindo a entrada.

Fonte: Adaptado de Berg e Tschirhart (1988: 237).

A partir da leitura do Quadro 3.1, conclui-se que, independentemente do monopólio natural ser forte ou fraco, a não existência, de forma sustentável, de barreiras à entrada é condição para que não se justifique a regulação do monopólio natural.

Perante barreiras à entrada, ou quando a sua não existência não é sustentável justifica-se a adopção de políticas de regulação dos monopólios naturais. Estas devem revestir, no essencial, a forma de políticas de preço ou de controlo sobre a entrada na indústria, como explicado no Quadro 3.1. Na realidade, a regulação deverá ter sempre em conta uma combinação de regras e mecanismos de mercado.

Em contexto de monopólio natural, em que a concorrência não existe, nem é desejável o objectivo da regulação poderá centrar-se mais na protecção dos consumidores ou mais na garantia da viabilidade financeira do monopolista, consoante se trate de monopólios naturais fracos ou fortes, respectivamente. Em situações de concorrência imperfeita, o objectivo da regulação será a aproximação das condições do mercado real às de concorrência perfeita, com vista a que o jogo da concorrência conduza a uma afectação eficiente de recursos.

### **3.3.2. Políticas de preço e modalidades de regulação tarifária**

A regulação dos preços pode ser exercida de diferentes maneiras e aplicando políticas de preço alternativas. Motivos de eficiência apelam à definição dos preços ao nível do custo marginal (primeiro óptimo). No entanto, conforme visto, em situações de monopólio natural o seguimento daquela regra levanta uma série de dificuldades. Por exemplo, se o produtor estiver a operar numa zona de rendimentos crescentes, a prática de preços ao custo marginal vai dar origem a défices, levantando problemas de equilíbrio financeiro.

A própria política de preço ao custo marginal também é de difícil aplicação quando se verificam externalidades, além de que, nestas circunstâncias o preço ao custo marginal não garante a eficiência. Assim, torna-se necessário adicionar o custo marginal externo, como sugerem Armstrong *at al.* (1999), o que normalmente é uma tarefa complexa, dado que envolve dimensões essencialmente qualitativas. Custos ambientais e de escassez, por exemplo, são de difícil quantificação. O próprio custo marginal privado também tem associadas dificuldades de mensuração, na medida em que os dados existentes sobre custos são obtidos segundo uma perspectiva essencialmente financeira, não contemplando, custos económicos e de outra natureza. Além disto, não há propriamente um consenso quanto ao horizonte temporal, isto é, quanto à definição do preço ao custo marginal de curto ou de longo prazo.

Uma das sugestões de mais fácil determinação, simultaneamente apropriada para resolver problemas de equilíbrio financeiro do produtor, é praticar preços ao custo médio. Esta solução configura a opção eficiente em situações de rendimentos constantes à escala. Em indústrias que exibam economias ou deseconomias de escala reduzidas, o impacto negativo na eficiência decorrente de fixar o preço ao custo médio e não ao custo marginal será, também, diminuto.

Ao fazer subir o preço do nível do custo marginal para o do custo médio, para anular o défice que ocorre no caso de um monopólio natural forte, verifica-se uma transferência de bem-estar entre

agentes económicos. Ao monopolista é permitido que absorva parte da perda de excedente do consumidor. O remanescente não constitui proveito para qualquer agente, pelo que acontece uma perda líquida de bem-estar.

Para resolver o dilema eficiência *versus* equilíbrio financeiro do produtor, a teoria económica propõe, no essencial, e como soluções de segundo-ótimo mais eficientes do que o preço ao nível do custo médio, os preços de Ramsey e as tarifas não lineares.

O contributo de Ramsey (1927) para a regulação de preços resulta do problema de maximização do bem-estar social, sujeito a uma restrição de lucro nulo ao produtor. Tratando-se de uma empresa monoproduto, o preço deverá ser igual ao custo médio, uma vez que o custo marginal é inferior ao custo médio e o valor deste é o preço mínimo para o produtor não ter prejuízo. No caso de uma empresa multiproduto com procuras independentes, o resultado do referido problema vem:

$$\frac{P_i(y_i) - C'_i(y_i)}{P_i(y_i)} = \frac{\lambda}{1 + \lambda} \cdot \frac{1}{\varepsilon_i} \quad (3.10)$$

Em que  $\varepsilon_i$  representa a elasticidade preço da procura do produto  $i$ , em valor absoluto,  $\lambda$  é o chamado número de Ramsey, um escalar relacionado com o *mark-up* do empresário. Se o preço for igual ao custo marginal, o *mark-up* é zero e nulo, também, o número de Ramsey. De acordo com a regra de Ramsey, deverão ser aplicadas margens mais elevadas às situações em que as procuras são mais rígidas e margens mais reduzidas perante procuras mais elásticas.

Isto pode levantar questões que chocam com objectivos de equidade, sobretudo em mercados como o da água, devido a características, atrás enunciadas, como a essencialidade. Em concreto, a aplicação da regra de Ramsey pode penalizar as classes mais inelásticas, provavelmente as com mais baixos rendimentos.

Por seu turno, as tarifas não lineares podem ser subdivididas em dois tipos: bi-partidas ou multipartidas, consoante o preço unitário seja constante, ou não.

As primeiras consistem na combinação de um encargo fixo (para cumprir os objectivos de viabilidade financeira) com um preço uniforme cobrado por cada unidade consumida. Apesar de poder levantar problemas de equidade, já que o encargo fixo onera relativamente mais os consumos de baixas quantidades do que os grandes consumos, esta política de preços potencia resultados interessantes em termos de eficiência económica e do lucro do produtor em situação de monopólio natural forte. Se, conforme sugerido por Coase (1946), cada consumidor pagar uma taxa de acesso (encargo fixo) igual ao défice do produtor dividido pelo número total de consumidores, e as quantidades consumidas forem pagas ao custo marginal o óptimo de eficiência é atingido. Isto acontece porque o preço marginal para cada consumidor iguala o custo marginal, limitando-se a taxa de acesso a transferir excedente do consumidor para o produtor, para garantir que este obtenha lucro nulo<sup>30</sup>.

Nas tarifas multipartidas, por seu lado, o preço unitário é variável e segue um determinado critério à medida que a quantidade consumida vai aumentando. A evolução dos preços referentes à parte volumétrica do consumo, pode ser crescente ou decrescente, e na maior parte dos casos, é feita segundo blocos de consumo (também conhecidos por escalões). A avaliação da sua racionalidade, segundo diversos critérios, será feita adiante, pelo que aqui se omite.

Para além destes esquemas gerais, existem outras sugestões decorrentes da consideração de diversos tipos de restrições. Um exemplo prende-se com a sazonalidade da procura, para a qual é proposta uma solução específica de preços diferenciados para períodos de ponta (*on-peak*) e fora de ponta (*off-peak*). É claro que a sua aplicação depende da existência de métodos e técnicas adequados de medição dos consumos em tempo real.

---

<sup>30</sup> O resultado de Coase tem implícitas, contudo, duas importantes restrições. Uma relacionada com a estabilidade do número de consumidores e outra com a inelasticidade da procura à taxa de acesso.

As diferentes sugestões em termos de modelos teóricos relativos a esquemas de preços para os serviços de águas resultam da consideração de diversas questões particulares (Monteiro, 2005). Entre elas figuram, para além da problemática entre o preço ao nível do custo médio ou marginal, e a imposição de requisitos de rendimento, variações sazonais ou temporais, constrangimentos de capacidade ou decisões de expansão, escassez, eficiência das tarifas não lineares, entre outras.

Para além de poder fixar directamente os preços a praticar, através de alguma das fórmulas expostas anteriormente, o regulador pode socorrer-se de outras modalidades que equacionam questões como os incentivos à eficiência das empresas reguladas, o risco inerente à regulação, preocupações com os consumidores, entre outras (Bös, 2003; Vickers e Yarrow, 1988), para actuar de forma indirecta sobre os preços.

As metodologias de regulação tarifária subdividem-se em duas categorias principais: metodologias assentes no custo do serviço e metodologias baseadas nos preços.

A regulação pelos custos do serviço<sup>31</sup>, de tradição americana, é também conhecida por regulação da taxa interna de retorno<sup>32</sup>, *cost-based regulation* ou *rate-of-return regulation*, respectivamente, na terminologia anglo-saxónica. Neste âmbito, a regulação dos preços é feita, indirectamente, através da imposição de uma taxa máxima de rendibilidade sobre o capital investido ou sobre os activos afectos à actividade regulada. A aplicação deste tipo de regulação pode estabelecer, ou não, um período de regulação, findo o qual os preços são reapreciados com base em projecções de custos e da procura. Para que seja possível determinar os preços e a sua estrutura, a regulação pelos custos requer que sejam definidos os custos do serviço a regular (no sentido, por exemplo, de impedir a cobertura de custos de ineficiência); os investimentos a efectuar e os activos

---

<sup>31</sup> Laffont e Tirole (1993: 13) preferem a expressão “*cost-of-service regulation*” em vez da expressão “*rate-of-return regulation*”, por considerarem a primeira mais esclarecedora uma vez que todos os regimes reguladores existentes, e não apenas a regulação pelos custos, baseiam-se em algum tipo de determinação da taxa de retorno. Beesley e Littlechild (1989), entre outros, utilizam preferencialmente a expressão “*rate-of-return regulation*”.

<sup>32</sup> Expressão utilizada por Silva (2006), enquanto que Marques (2005: 99) aplica, com significado idêntico, a expressão “regulação por taxa de remuneração”.

a remunerar bem como a taxa de rendibilidade considerada adequada. A avultada informação necessária, a par da negociação entre regulador e regulados, designadamente quanto à definição da taxa de rendibilidade, dificulta a aplicação prática desta forma de regulação.

Em contrapartida, este tipo de regulação comporta um reduzido risco para as entidades reguladas, uma vez que permite recuperar todos os custos (no limite), assegurando, em simultâneo, uma determinada rendibilidade aos investimentos. Por outro lado, esta forma de regulação não transmite incentivos à redução de custos nem à afectação eficiente de recursos por parte dos regulados (Shleifer, 1985). Além disto, não está isenta de efeitos perversos, destacando-se os potenciais efeitos de sobre-investimento, conhecidos na literatura por efeitos Averch-Johnson.

A regulação baseada nos preços (*price-based regulation*) comporta maiores riscos para as entidades reguladas, conferindo-lhes, em contrapartida, maior liberdade e flexibilidade de actuação e possibilitando-lhes obter maiores lucros. A forma mais conhecida de regulação por incentivos assenta na definição de limites máximos de preços a praticar pelas empresas reguladas, e é conhecida na literatura como regulação por *price-caps*. Apesar de os seus fundamentos começarem a ser desenvolvidos mais cedo, é com Littlechild (1983) e Beesley e Littlechild (1989) que esta forma de regulação de preços ganha protagonismo, quer em termos de investigação e divulgação científica da metodologia, quer em termos da sua aplicação. No seu formato original, ou de forma adaptada, a regulação por *price-caps* tem sido aplicada em vários sectores e contextos geográficos distintos, designadamente no sector das águas em Inglaterra e no País de Gales, na Itália, na Austrália e na Argentina.

A regulação por limite de preços baseia-se num mecanismo que consiste na definição de um tecto máximo para os preços a praticar pelas empresas reguladas durante um determinado período de regulação. Estas podem efectuar quaisquer alterações no preço médio dos seus bens e serviços desde que respeitem o tecto definido pelo regulador (Beesley e Littlechild, 1989). Esse tecto é composto por duas parcelas: uma delas contempla o índice de preços no consumidor (IPC, ou RPI, *retail price index*, na terminologia anglosaxónica) enquanto que a outra parcela, habitualmente

referida por  $X$ , contempla a variação de produtividade que se espera que o regulado venha a obter durante o período de regulação. Assim, o operador regulado tem alguma liberdade para praticar os preços que entender, desde que não ultrapassem o valor resultante da fórmula  $RPI - X$ .

Na realidade, a fórmula anterior tem sofrido adaptações em virtude de circunstâncias sectoriais específicas. Por exemplo, em Inglaterra e no País de Gales, o regulador económico para o sector das águas (OFWAT) adoptou, nos primeiros períodos de regulação (1990-1995 e 1995-2000) um esquema do tipo  $RPI + K$ , em que  $K$ , por sua vez, resultou da diferença entre duas parcelas,  $Q$  e  $X$ , correspondentes ao aumento dos custos esperados face ao investimentos necessários a efectuar, e aos ganhos de produtividade esperados, respectivamente.

Este tipo de regulação é reconhecido como regulação por incentivos já que, ao ser estabelecido um tecto para os preços, a empresa regulada tem todo o incentivo em obter ganhos de eficiência (para além dos esperados pelo regulador) já que, dessa forma, esses ganhos revertem para si próprias (assim como eventuais perdas, conforme referem Beesley e Littlechild (1989)). Porém, se o regulador ajustar continuamente os limites, ao aperceber-se dos ganhos de eficiência da entidade regulada, então podem gerar-se incentivos perversos sobre essa mesma eficiência, daí a importância em ser respeitado o período de regulação, ou seja, de não introduzir alterações intercalares a  $X$ .

Além deste aspecto, para que os incentivos à eficiência não sejam anulados, o indicador de produtividade utilizado como *indexador* do preços deve ser exógeno à actuação das entidades reguladas. Um *indexador* geral de preços justifica-se, também, pela necessidade de transparência perante os consumidores, e pela não susceptibilidade de manipulação pelos regulados, em contexto de assimetrias de informação entre regulador e regulados. Quanto ao factor  $X$  (ou  $K$ ), a sua determinação comporta sempre algum grau de subjectividade e pode originar problemas, designadamente de *subsidição* cruzada, caso seja definido globalmente para cada regulado, ao invés de para cada segmento específico da cadeia vertical ou para cada área de negócio. Ou seja, as entidades reguladas podem imputar custos de umas actividades a outras actividades, no sentido de

cobrir com os preços de determinados bens ou serviços, custos de outros bens ou serviços em cujas actividades são menos eficientes.

Besleey e Littlechild (1989) destacam várias diferenças, que se traduzem em vantagens, da fórmula *RPI-X* sobre a regulação pelos custos. Uma dessas diferenças, prende-se com o facto de esta última fórmula se basear essencialmente em comportamentos passados de custos e de procura, projectando apenas tendências históricas, ao passo que a *RPI-X* procura incentivar uma eficiência dinâmica, incorporando também previsões sobre melhorias da produtividade, inovações tecnológicas e alterações comportamentais da procura, sendo portanto mais orientada para o futuro. Além disto, são apontados por aqueles autores outras diferenças como o risco associado ao período de regulação (exógeno na *RPI-X* e endógeno na regulação pelos custos) e a maior liberdade conferida ao regulador para definir *X* do que a taxa de rendibilidade.

### **3.3.3. Outros mecanismos de regulação**

Existe um leque mais vasto de mecanismos de regulação para além da regulação dos preços, que permitem influenciar e restringir as decisões dos agentes económicos. A regulação pode actuar também sobre as seguintes variáveis: número de empresas (condições de entrada na indústria); quantidades (máximas ou mínimas); qualidade (parâmetros relativos à qualidade do produto e aos níveis de serviço); investimentos (mínimos a assegurar), entre outras. Estas vertentes devem ser, obviamente, adaptadas à estrutura de mercado existente e/ou ser consonantes com os vários tipos de falhas de mercado existentes.

Assim, tratando-se do vector relativo às entradas na indústria, os mecanismos de regulação servem para controlar o número de empresas na indústria, restringindo a entrada através da adequação de eventuais barreiras já existentes e a da sua legitimação ou através da imposição de novas barreiras, ou facilitando a entrada, através da eliminação de barreiras já existentes.

No que concerne à regulação através do mecanismo das quantidades, há que referir que as restrições de quantidade, que podem coexistir ou não com as condicionantes de preços, estão normalmente associadas a obrigações de serviço público. Na indústria da água, estas preocupações são particularmente importantes por se tratar de SIEG, em que a universalidade deve ser garantida, conforme referido anteriormente. Aliás, entre os objectivos estratégicos para o sector das águas (MAOTDR, 2006b), continuam a figurar o aumento das taxas de cobertura da população por sistemas públicos de abastecimento de água e de recolha e tratamento de águas residuais. A regulação por via da imposição de limites mínimos de quantidade pode ser utilizada para impedir que sejam excluídas do mercado parcelas da procura menos interessantes para o produtor, do ponto de vista dos lucros. Neste sentido, há uma clara adequação entre este mecanismo de regulação e as características de bem público, apontadas anteriormente como uma das falhas de mercado existentes no sector das águas.

Por outro lado, também se considera pertinente o eventual recurso à imposição de limites máximos de quantidade em determinadas circunstâncias, e à escala da bacia hidrográfica. Referimo-nos, em concreto, a situações em que, devido a situações de escassez do recurso a promoção da racionalidade dos consumos de água possa ser imposta limitando as extracções por forma a impedir, por exemplo, a depleção dos aquíferos. No mesmo sentido, considera-se que a regulação das quantidades se adequa também a situações caracterizadas pela presença de externalidades.

Em relação ao vector qualidade, os mecanismos de regulação devem passar pelo estabelecimento de padrões mínimos relativamente à qualidade dos bens e serviços produzidos pelas entidades reguladas, bem como pela verificação de conformidade com esses critérios e outros definidos pela legislação, no sentido de ser garantida a segurança do consumo (e, no limite, de evitar fenómenos de selecção adversa). O bem água, tem particularidades muito próprias que justificam a regulação da qualidade do produto, para além da qualidade do serviço. A regulação deste tipo de matéria deve-se a questões de saúde pública e justifica-se sobretudo devido a

assimetrias de informação entre produtores/distribuidores e consumidores e à presença de externalidades, conforme visto.

De uma forma geral a resposta sugerida pelos economistas perante externalidades passa pela *internalização* dos efeitos externos, por parte de quem os gera. Isto é, já que o mercado, a funcionar livremente, não permite a coincidência entre custos marginais privados e sociais, razões de eficiência apelam a uma intervenção pública com vista à *internalização* dos efeitos externos. Tendo por base o caso de uma externalidade negativa, o objectivo da *internalização* dos efeitos externos é o aumento dos custos marginais privados, para iguais quantidades produzidas, e, através do aumento dos preços, a retracção do consumo.

A regulação ambiental, enquadra-se neste tipo de solução, afigurando-se capaz de melhorar o bem-estar de todos os agentes afectados pela externalidade, através de múltiplos instrumentos, designadamente através da regulamentação de quotas de poluição. O formato de que a regulação económica se pode revestir para lidar com as externalidades é, portanto, diverso. Porém, face à sua aplicabilidade ao sector da água, destacam-se: o licenciamento e a clarificação dos direitos de propriedade (pública ou privada) acompanhada de monitorização.

A imposição de limites mínimos de investimentos como mecanismo de regulação pode revelar-se adequado em presença de externalidades. Em particular, como forma de *internalizar* os custos ou danos ambientais, por exemplo, o regulador pode impor determinados níveis de investimento nos contratos que são estabelecidos com as entidades reguladas, impedindo que sejam descuradas questões como a detecção e a reparação de fugas. Para além deste aspecto, no caso da água, a imposição de padrões sucessivamente mais exigentes do ponto de vista da qualidade da água para consumo humano requer investimentos significativos. Para além deste aspecto, a expansão das taxas de cobertura da população por serviços de águas também pode funcionar como um factor a exigir investimentos de expansão da rede e, por essa via, justificar a definição de determinados níveis de investimento por parte do regulador.

Todavia, a regulação dos níveis de investimento é criticada por alguns autores. Leite (2000: 151), por exemplo, argumenta que “as empresas devem ser reguladas pelo seu comportamento e não pelos *inputs* que utilizam”. Segundo este autor, o que deve preocupar o regulador é que os regulados assegurem determinados níveis de cobertura, respeitando níveis de qualidade e de preços considerados adequados. Se o fizeram com a aplicação de uma menor quantidade de recursos, ou seja, sem terem de recorrer a valores de investimento muito elevados, mas antes à custa de melhores níveis de eficiência, tanto melhor.

Como facilmente se compreende, apesar da abordagem feita, instrumento a instrumento, por uma questão de clarificação de exposição de ideias, na realidade os vários instrumentos ou mecanismos de regulação não são estanques entre si. A título de exemplo, e no caso da regulação das quantidades, é evidente a sua relação com a vertente preços, basta que se pense na problemática associada à sustentabilidade dos produtores/operadores dos serviços.

### **3.3.4. Potencialidade para a concorrência no sector da água?**

Conforme visto anteriormente, uma das finalidades da regulação consiste em aproximar uma estrutura de mercado não concorrencial ao modelo da concorrência. Reconhecendo-se de antemão que a concorrência perfeita, ou pelo menos a concorrência efectiva, verdadeira alternativa à regulação, não se verifica na indústria da água, a questão que se pretende discutir é se existe campo para a sua promoção. Para tal, analisar-se-ão as dificuldades e as potencialidades para uma tal estratégia. Para além disso, procurar-se-á apresentar os formatos de que se pode revestir a regulação para promover o fomento da concorrência.

Frequentemente, é feita a associação entre privatização e introdução de concorrência, pelo que se gera sempre um aceso debate sempre que se levanta a questão da abertura do sector das águas à concorrência. Contudo, na própria literatura económica sobre as privatizações podemos

encontrar um certo consenso de que é, sobretudo, a concorrência que promove a eficiência económica, e não a propriedade do capital, isoladamente considerada (Vickers e Yarrow, 1988; Yarrow e Vickers 1991; Hartley e Parker, 1991; Bishop e Kay, 1988; Parker, 1998, entre outros).

Contrariamente a outros sectores de actividade com características similares, na indústria da água não se tem verificado a mesma tendência liberalizadora e pró-competitiva (Robinson, 2002: 44), nem mesmo nos países que foram mais longe em termos da sua privatização, como Inglaterra e País de Gales.

Desde que entrou na agenda política, o tema da concorrência na indústria da água tem gerado intensa polémica originando diversos avanços e recuos e colocando os vários actores em posições distintas no debate. Nos países em que o sector das águas é regulado, as empresas que operam na indústria parecem preferir sujeitar-se à regulação do que à ameaça de entrada de novos operadores. Os maiores consumidores, por seu lado, parecem, em geral, estar do lado de uma maior concorrência no sector.

Robinson (2002), destaca como um dos maiores obstáculos à concorrência na água, a propriedade da rede de condutas pelos distribuidores. Na mesma linha de argumentação, Ballance e Taylor (2005) apontam os avultados custos de transporte da água e os elevados custos irrecuperáveis associados à construção e a manutenção dos activos (que consideram influenciar mais o preço da água do que os custos operacionais) como causa para a fragmentação regional das redes de distribuição de água e para a natureza localizada da oferta. Isto traduz-se em reais e potenciais restrições ao estabelecimento de um mercado com múltiplos operadores<sup>33</sup>.

Uma outra restrição ao desenvolvimento da concorrência no sector da água, sugerida por Ballance e Taylor (2005), reside nos custos crescentes com a obtenção do recurso água. Ou seja, como as origens a custos acessíveis são utilizadas primeiramente, o surgimento de múltiplos

---

<sup>33</sup> Segundo estimativas de Rowson (2000), citado por Ballance e Taylor (2005), as partes potencialmente competitivas da cadeia produtiva do abastecimento de água em Inglaterra e no País de Gales correspondem a cerca de 36% do total das despesas no sector, enquanto que no caso da electricidade e gás essas partes ascendem a cerca de 60%. Isto torna os benefícios potenciais da concorrência menos compensadores na água do que naqueles sectores.

operadores através de novas entradas no mercado fica altamente condicionado pela dificuldade de acesso a novas origens.

Outro dos principais argumentos esgrimidos como entrave à concorrência no mercado da água é o da qualidade. Sobre esta matéria, Robinson (2002) refere que o poder dos reguladores ambientais pode dificultar a evolução para mercados competitivos no sector. Por outro lado, Ballance e Taylor (2005) contrargumentam com problemas com a deterioração da qualidade da água ou da percepção relativa à qualidade da mesma, e com a entrada de água pior tratada numa eventual rede comum, causando contaminação e aumentando os riscos para a saúde pública.

Persistem ainda alguns motivos de preocupação, em termos sociais, com o estabelecimento de concorrência no sector da água. A “delicadeza” do tema decorre das características especiais do bem água e da tradição de organização monopolista do mercado e de atribuição de competências às autarquias. Porque a água não tem substitutos e devido ao seu papel fundamental na manutenção da saúde pública e na melhoria dos padrões ambientais, a capacidade de pagar deve ser motivo de preocupação para reguladores, políticos e empresas. Contudo, objectivos sociais ou ambientais podem entrar em conflito com objectivos e resultados tradicionais associados a mercados competitivos, como a possibilidade de excluir consumidores, devido à incapacidade de pagar ou à sua localização em zonas de fraca rendibilidade esperada dos investimentos com a expansão das redes.

Apesar dos vários argumentos contra a introdução de concorrência, há um ponto que não parece suscitar polémica: para além das áreas de actividade que funcionam em rede (como a distribuição no caso do abastecimento de água e a recolha de águas residuais, no caso do saneamento), com características de monopólio natural, há potencialidade para a existência de concorrência. Para além disso, existem contra-argumentos para alguns dos obstáculos referidos anteriormente.

Armstrong *et al.* (1999) destacam três oportunidades para a concorrência horizontal, indirecta, na indústria da água. Primeira, os operadores podem competir pelo acesso à rede de

condutas. Para ser exequível, isto exigiria uma estrita e continua monitorização da qualidade da água que cada empresa fornecesse à rede, o que levanta dificuldades práticas. A segunda oportunidade para a concorrência horizontal, embora aqueles autores a admitam como provavelmente mínima, está nas fronteiras de cada região<sup>34</sup>. A terceira possibilidade de concorrência horizontal é a concorrência directa pelos grandes consumidores. Este tipo de concorrência pode justificar-se economicamente, apesar da necessária duplicação das condutas, especialmente se a empresa concorrente oferecer água com um nível de qualidade diferenciado.

Fora das áreas de monopólio natural, a questão que se levanta é como é que a regulação pode ser exercida no sentido de estimular a concorrência, tendo sido estudadas e propostas várias possibilidades. As soluções vão desde o desmembramento de operadores que se considere a operar acima da escala mínima eficiente, até à separação horizontal das várias áreas de negócio, caso se verifiquem deseconomias de gama, ou vertical, através da adaptação da estrutura de mercado às diferentes etapas da cadeia de produtiva (*unbundling*).

A desintegração vertical tem sido amplamente discutida e aplicada de alguma forma noutros sectores de actividade como a electricidade e o gás, ou as telecomunicações, mas pouco debatida no caso da água. O objectivo da separação das áreas com características de monopólio natural, como a distribuição, das áreas potencialmente competitivas, como a produção, é manter a estrutura de mercado nas primeiras e facilitar a concorrência nas segundas. Um importante benefício da separação vertical na indústria da água seria o da melhoria da qualidade da informação do regulador. A ideia é que, com a integração vertical a partilha de alguns custos (de gestão, facturação e leitura de contadores) pelos vários serviços pode conduzir a que uma empresa que seja relativamente eficiente numa dessas actividades, mas que esteja abaixo da eficiência média na outra actividade, impute os custos partilhados à actividade mais eficiente. Por seu lado, os custos da

---

<sup>34</sup> Esta possibilidade é também sugerida por Vickers e Yarrow (1988), que argumentam que independentemente do grau de integração o problema do monopólio natural permanece, pelo que a concorrência apenas lhes parece exequível nas fronteiras.

separação vertical incluem a perda de eventuais economias de gama, bem como a possível perda de alguma internalização de externalidades (Armstrong *et al.*, 1999).

No âmbito da adaptação da regulação ao objectivo de introdução de concorrência, afigura-se como uma possibilidade a regulação por comparação. Esta forma de regulação, conhecida na literatura por *yardstick competition*, é um esquema proposto por Shleifer (1985) que se baseia na comparação de empresas reguladas similares. O regulador utiliza informação sobre os custos de empresas comparáveis para inferir o nível de custos a alcançar por cada empresa. Shleifer (1985) argumenta que, ao relacionar os preços de cada empresa com os custos de empresas congéneres, este formato de regulação força as empresas a competir entre si. A ideia é que se uma empresa reduzir os custos e as outras não fizerem o mesmo, a primeira apropria-se de lucros extraordinários; se, pelo contrário, a empresa não conseguir reduzir os custos quando as outras o fazem, então ela incorre em perdas.

Os objectivos deste formato de regulação são, para além do fomento da redução de custos, a redução de assimetrias de informação e a promoção da eficiência económica (Armstrong *et al.*, 1999). Segundo esta forma de regulação, compete ao regulador o estabelecimento de padrões de avaliação do desempenho (através de ferramentas de *benchmarking*, estatísticas, econométricas, ou outras) dos operadores regulados, os quais podem servir de base, por exemplo, à definição de preços. O desempenho de cada regulado é avaliado por comparação com os padrões estabelecidos, tornando-o sensível aos comportamentos dos seus congéneres. Este tipo de regulação considera-se uma forma de regulação de desempenho, uma vez que as empresas são recompensadas de acordo com o seu desempenho relativamente às outras empresas reguladas.

Por seu lado, o regulador consegue reduzir as assimetrias de informação entre regulador e regulados ao socorrer-se da regulação por comparação. Autores como Laffont e Tirole (1993), Joskow, (1997) e Armstrong *et al.*, 1999 consideram mesmo que a adopção da regulação por comparação torna-se mais efectiva do que a realizada para cada empresa em separado (por exemplo, com base na evolução temporal da mesma).

Ao induzir uma forma de concorrência, via mecanismos de regulação que enfraqueçam o monopólio de informação por parte das empresas, a *yardstick competition* revela-se um esquema apropriado para a regulação para monopólios regionais (Armstrong *et al.*, 1999). Como tal, a regulação por comparação revela-se particularmente adequada ao sector das águas, devido à sua base local ou regional. Byatt (2001: 86) refere que, apesar do limitado campo para a concorrência, a indústria da água em Inglaterra, mais do que outras indústrias de rede, tem possibilitado a concorrência por comparação<sup>35</sup>.

Uma dificuldade inerente à regulação por comparação consiste nos potenciais efeitos negativos sobre a eficiência produtiva. Armstrong *et al.* (1999) apontam um *trade-off* entre as seguintes três variáveis: número de empresas, eficácia da *yardstick competition* e eficiência produtiva. Se, por um lado, um aumento do número de empresas permite alargar a base comparativa do regulador e com isso melhorar a eficácia da concorrência por comparação, por outro lado, o aumento do número de empresas, através da fragmentação do mercado, se originar deseconomias de escala e/ou de gama pode reduzir a sua eficiência produtiva.

A regulação por comparação pode ser utilizada complementarmente a qualquer metodologia de definição tarifária (como as referidas anteriormente). Em países como a Inglaterra tem-se registado uma tendência para a sua adopção conjuntamente com o estabelecimento de *price-caps* no sector das águas.

Robinson (2002) considera, porém, que uma condição chave para o sucesso da regulação por comparação é que a única diferença entre as empresas sujeitas a esse regime esteja nos seus níveis de eficiência. Só nessas circunstâncias, considera o autor, as comparações podem ser usadas como forma de reduzir os custos de todos os operadores para o nível mais baixo da indústria. Se, pelo contrário, existirem outras diferenças entre as empresas sujeitas a este regime de regulação, torna-se

---

<sup>35</sup> Com a justificação de impedir a redução do número de operadores a comparar, o Parlamento inglês decidiu que quaisquer fusões acima de uma determinada escala reduzida, deveriam ser analisadas pela Autoridade da Concorrência e permitidas apenas se trouxerem benefícios ao consumidor. As fusões permitidas foram-no com a contrapartida de reduções nos preços nos períodos subsequentes à operação.

complicada a comparação e, conseqüentemente, difícil alcançar os objectivos da concorrência comparativa. Robinson (2002) vai mesmo mais longe, referindo que em vez da concorrência comparativa poderia ter sido promovida a concorrência efectiva na água à semelhança do que foi feito noutras indústrias como a do gás e da electricidade, seguindo a lógica da separação das actividades que funcionam em rede, das restantes actividades, naturalmente competitivas como a produção e o armazenamento. Além disso, contra a posição anteriormente referida de Byatt (2001), destaca um efeito perverso da regulação por comparação no caso da água, conforme se descreve de imediato. A par da ausência de concorrência no mercado da água, em termos do produto, a preocupação com a existência de um número suficiente de empresas para comparar ao impedir as fusões e aquisições no sector, torna-as ainda mais atractivas.

Para promover a concorrência é necessário facilitar a entrada na indústria (Beesley e Littlechild, 1989; Robinson, 2002), nas etapas prévias à distribuição<sup>36</sup> e assegurar que o(s) proprietário(s) da(s) rede(s) não têm incentivos para discriminar quem a(s) pretende utilizar. É fundamental promover um mercado competitivo na fase da produção, recorrendo, se necessário a alterações nos regimes de licenciamento e de direitos de extracção.

Segundo Robinson (2002), o percurso para um mercado competitivo deveria ser feito na indústria da água<sup>37</sup>. Apesar das dificuldades práticas, que reconhece existirem, salienta que também foram expressas e discutidas muitas dúvidas *ex-ante* em todos os mercados liberalizados recentemente, como o gás e a electricidade, mas que isso não travou a evolução para mercados competitivos, através da separação das áreas de monopólio natural das naturalmente competitivas. Na opinião do autor, a regulação económica deveria confinar-se às redes e, enquanto existirem mercados pré-competitivos, à promoção da concorrência nessas actividades. Caso contrário, considera inevitável que existam falhas de regulação.

---

<sup>36</sup> Vide Capítulo 2, Secção 2.2.2.

<sup>37</sup> Apesar de Robinson (2002) se referir ao caso inglês, o argumento adapta-se ao caso português já que aqui também não se promoveu a concorrência nas etapas correspondentes à “alta”.

Conquanto se trate de um outro tipo de debate que não é nosso objectivo aqui travar, por se afastar da concorrência no mercado, importa aqui relembrar, a título de referência, que existe todo um leque de alternativas à regulação tradicional, com vista à promoção da concorrência<sup>38</sup>. Desse rol, fazem parte, designadamente, as sugestões da teoria dos mercados contestáveis (Baumol, 1982 e Baumol *et al.*, 1988), cujos pressupostos dificilmente são aplicáveis ao mercado da água; a concorrência pelo mercado, através de *franchising* (Demsetz, 1968); o *contracting out* de determinados serviços (Vickers e Yarrow, 1988); a auto-regulação e a desregulação, entre outras.

### **3.4. Conclusão**

A fundamentação para a regulação económica assenta na existência de uma ou mais falhas de mercado, justificando-se particularmente perante situações de monopólio natural. Nestes casos, a regulação é chamada a resolver o dilema entre a prossecução da solução mais eficiente do ponto de vista produtivo e a eficiência de afectação de recursos.

A indústria da água apresenta condições para a verificação de todas as falhas de mercado, ditas clássicas, desde a existência de poder de mercado, passando por assimetrias de informação, presença de externalidades e verificação de características de bem público. A regulação revela-se capaz de atenuar ou resolver essas falhas, através de múltiplos instrumentos de que se pode socorrer: desde os preços (segundo variadas opções e modalidades tarifárias), passando pelas quantidades, controlo sobre a entrada na indústria e investimentos, até à regulação da qualidade.

Entre a alternativa, pouco exequível no sector das águas, de concorrência efectiva em todas as áreas de negócio e a de manutenção de monopólios naturais totalmente integrados, afiguram-se situações intermédias passíveis de aplicação à indústria em causa. Porém, contrariamente a outros

---

<sup>38</sup> Para uma análise mais detalhada sobre o assunto, veja-se, por exemplo, Marques (2005).

sectores de infraestruturas em rede, como o gás, a electricidade e as telecomunicações, não se tem assistido na indústria da água a uma onda de liberalização e reestruturação. Mesmo tratando-se do caso inglês em que se procedeu à reorganização e posterior privatização do sector, as empresas privadas existentes são monopólios, cuja regulação não tem sido conduzida com vista à promoção da concorrência efectiva no sector das águas. Para que isso venha a acontecer, nesse e noutros contextos geográficos, parece haver um certo consenso de que é necessário facilitar a entrada na indústria e que a regulação pode contribuir para isso.

Apesar do rol de receios e dificuldades avançados como obstáculos à introdução de concorrência no sector, é consensual que existem partes da indústria, com características de monopólio natural, em relação às quais motivos de eficiência justificam a manutenção dessa estrutura de mercado. Em relação a outras partes, que se afiguram potencialmente competitivas, considera-se que poderiam ser abertas à concorrência. Para tal é necessária uma separação vertical, ou até horizontal, de algumas áreas da cadeia produtiva.

Para além disto, face ao tipo de organização tradicional do mercado da água, caracterizado pela presença de múltiplos monopólios locais ou regionais, a regulação por comparação parece ser um formato adequado ao sector. Ainda assim, este regime de regulação não está isento de críticas, encontrando-se posições mais radicais de defesa de introdução de concorrência efectiva em detrimento da regulação por comparação.

## 4. CUSTOS, EFICIÊNCIA E ESTRUTURAS DE MERCADO

### 4.1. Introdução

A temática do presente capítulo enquadra-se no estudo da relação entre custos e eficiência na indústria da água. A análise da estrutura de custos permite detectar ineficiências, funcionando como uma primeira etapa de um processo que visa a sua redução. O estudo da estrutura de custos permite também tomar posição face a dilemas suscitados por estruturas de mercado monopolistas, abordados no Capítulo 3, como o que ocorre entre a prossecução da solução tecnológica mais eficiente e a eficiência na afectação de recursos ou o inerente ao equilíbrio financeiro e à sustentabilidade económica dos operadores *versus* outros objectivos dos regimes tarifários.

O objectivo geral deste Capítulo é estudar a problemática da estrutura de mercado através da estimação de funções de custo dos operadores (também designados EGs) da indústria da água em Portugal. A partir deste exercício, pretende-se avaliar as características dessas funções, designadamente através da análise da monotonia das curvas de custo médio e marginal, e verificar se os operadores da indústria da água tiram, ou não, partido de economias de escala e de gama.

Da caracterização do sector das águas em Portugal, objectivo do Capítulo 2, ressaltaram, entre outros, dois aspectos que se pretendem explorar no decurso do presente Capítulo, com o auxílio de

metodologia similar, ou seja, seguindo uma abordagem de estimação de funções de custo multiproducto referentes à indústria da água. Um desses aspectos tem que ver com a temática das perdas de água nos sistemas de abastecimento e o outro com a organização monopolista da oferta de serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais.

O problema das perdas de água não se esgota na sua relevância ambiental, apesar de particularmente importante em contextos de escassez, sazonal ou geográfica, do recurso água. De facto, a ocorrência de perdas significativas de água nos sistemas explica uma parte da ineficiência global dos mesmos e pode ter consequências económicas importantes, quer sobre os operadores, quer sobre os consumidores, via acréscimo de tarifas para recuperar os custos dessa ineficiência.

O outro aspecto prende-se com a existência, ou não, de racionalidade económica para a estrutura monopolista que caracteriza a oferta de serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais em Portugal. Ou seja, pretende-se verificar se se cumprem os requisitos generalizadamente aceites pelos intervenientes no sector, (operadores, regulador, Governo, *etc.*) para poder caracterizar a indústria da água como monopólio natural multiproducto. Um dos argumentos habitualmente utilizado para justificar o exemplo da indústria da água como monopólio natural assenta no facto de a distribuição de água ser essencialmente local, face aos elevados custos de transporte e à existência de importantes custos fixos e irrecuperáveis, que constituem uma barreira à entrada nesta indústria. A presença de monopólios naturais constitui uma das principais falhas de mercado que justificam a necessidade de regulação económica. Neste sentido, é de todo o interesse analisar se os monopólios existentes na indústria da água (abastecimento de água e saneamento de águas residuais) em Portugal são naturais.

Desta avaliação podem resultar critérios de eficiência para a orientação da política de regulação económica, no que respeita à promoção da estrutura de mercado mais adequada. Para além disto, a análise da estrutura de custos pode ser relevante para fundamentar a adopção de determinadas regras pelo regulador, como as que dizem respeito à política tarifária, à eventual promoção da concorrência na indústria e à gestão do recurso escasso.

O objectivo de estudar a problemática da estrutura de mercado será concretizado por intermédio de duas aplicações empíricas com vista à estimação de funções de custo multiproducto, diferenciadas quer em termos de produtos considerados, quer em termos de especificações adoptadas para essas funções.

Numa primeira aplicação, considerar-se-á apenas o abastecimento de água e, a par da quantidade total de água fornecida pelas EGs, também as perdas de água nos sistemas, como um segundo tipo de produto. Este produto, ainda que indesejável segundo diversos pontos de vista, é uma realidade entre os operadores, pelo que preocupa diversos tipos de intervenientes no sector em Portugal e noutros contextos, por razões que ultrapassam a esfera económica e financeira.

A segunda aplicação versará a estimação da função de custo multiproducto dos operadores da indústria da água, considerando para além do abastecimento de água também o serviço de saneamento de águas residuais.

Em contextos multiproducto a presença de economias de escala não é condição necessária nem suficiente para a subaditividade global da função de custos, a qual constitui o requisito para uma indústria ser considerada monopólio natural. A condição necessária é a presença de economias de gama, pelo que, sendo rejeitada esta condição rejeita-se também que o monopólio seja natural. Contudo, mesmo nestas circunstâncias, procurar-se-á estudar formas menos exigentes de subaditividade, como a subaditividade radial ou até mesmo a subaditividade radial parcial (Baumol *et al.*, 1988), o que é pouco frequente na literatura.

O presente Capítulo encontra-se estruturado da seguinte forma: na Secção 4.2 procede-se à revisão e apreciação dos principais trabalhos empíricos de referência sobre a indústria da água, centrando a atenção nos estudos que se apoiam na estimação e avaliação das características das funções de custo dos operadores da indústria. A Secção 4.3 destina-se à apresentação das duas aplicações empíricas efectuadas. Na Secção 4.4 apresentam-se as conclusões gerais do capítulo.

## 4.2. Revisão e apreciação sumária da literatura empírica

Os diversos estudos empíricos que estimam funções de custo para a indústria da água inserem-se, em geral, numa óptica de fundamentação para a reorganização e regulação da indústria da água, tendo propósitos específicos variados. De forma simplificada, estes objectivos podem ser sintetizados em três tipos. Um primeiro, que se baseia na avaliação de determinadas estruturas de preços, à luz de critérios de primeiro e de segundo óptimo, ou de outras propostas da teoria económica (Garcia-Valiñas, 2005; Garcia e Reynaud, 2004; Kim, 1995; Renzetti, 1992). Um outro tipo de objectivo assenta na análise dos efeitos da estrutura de propriedade (pública ou privada) e da regulação sobre o desempenho dos operadores do sector (Saal e Parker, 2000; Bhattacharyya *et al.*, 1995; Feigenbaum e Teeple, 1983). Finalmente, um terceiro tipo de desiderato que consiste em testar a presença e a extensão de economias de escala e, menos frequentemente, de gama na indústria da água (Stone & Webster Consultants, 2004; Fraquelli *et al.*, 2002; Garcia e Thomas, 2001; Fabbri e Fraquelli, 2000; Hayes, 1987; Kim, 1985).

Mesmo tratando-se deste último tipo de objectivos, e apesar da relevância daqueles conceitos para a derivação de condições que garantam que uma determinada indústria é um monopólio natural, raramente se encontra este tipo de exercício na literatura empírica específica sobre a indústria da água. Ou seja, os resultados não são, em regra, utilizados para caracterizar as estruturas de mercado vigentes, possivelmente devido às dificuldades empíricas em classificar uma indústria como monopólio natural, face à avultada informação necessária (Baumol, 1977; Berg e Tschirhart, 1988).

O presente Capítulo insere-se no terceiro tipo de objectivos identificado acima, procurando estudar a problemática da estrutura de mercado por intermédio da avaliação das características da função de custo dos diferentes operadores da indústria da água. Ou seja, pretende-se verificar se a indústria da água em Portugal pode ser caracterizada como monopólio natural multiproducto. As

justificações para o tipo de abordagem e de objectivos definidos dependem do contexto em que se insere a análise. Em concreto, a questão da influência da propriedade sobre a eficiência é secundária no contexto da indústria da água em Portugal, devido à fraca participação do sector privado, não só em termos de propriedade, como em termos de gestão. Por seu lado, a presença de economias de gama e de escala é central para o debate acerca da existência de uma estrutura de monopólio natural.

Independentemente da intenção principal dos estudos, a literatura empírica sobre o comportamento dos custos propõe diversos métodos de cálculo dos custos marginais, como técnicas econométricas de estimação (Garcia-Valiñas, 2005; Garcia e Reynaud, 2004; Timmins, 2002; Renzetti, 1992; Bhattacharyya *et al.*, 1995; Kim, 1985; entre outros) ou fórmulas directas de cálculo (Faria, 1996; Turvey, 1976 e Ford e Warford, 1969). Por ser a metodologia escolhida para o presente trabalho, dedicar-se-á particular atenção aos estudos que, igualmente, se suportam em técnicas econométricas de estimação.

A variável dependente habitualmente utilizada é o custo de produção (*operational costs*, na terminologia anglo-saxónica). Apesar de outras parcelas de custo poderem assumir importância significativa, conforme assinalam Rogers *et al.*, 2002, a análise empírica debate-se com o problema do cálculo desses elementos de custo remanescentes, como as externalidades económicas e ambientais e os custos de oportunidade.

O Quadro 4.1 disponibiliza informação sobre alguns dos principais estudos (de acordo com o conhecimento da autora) sobre a análise empírica do comportamento dos custos na indústria da água.

**Quadro 4.1 - Sumário de estudos sobre estimações de funções de custo para a indústria da água**

Autor (ano)	Área de aplicação	Tipo de dados	Forma Funcional	Produtos	Outras variáveis explicativas	Principais objectivos	Principais resultados
(*) Garcia-Valiñas (2005)	Sevilha, Espanha	Temporais	Cobb-Douglas	$Y_a$	$L, K, E$ ; Dimensão da rede	Propor tarifas que permitam melhorar o bem-estar social e a sua distribuição	Preços de Feldstein permitem alcançar objectivos distributivos sem reduzir substancialmente o bem-estar social.
Aubert e Reynaud (2005)	Wisconsin, EUA	Painel	Translog	$Y_a$ ; Clientes	$L, E$ ; Valor dos activos; Variáveis técnicas (dummies água adquirida e água superficial)	Avaliar o impacte da regulação sobre a eficiência	Curto prazo $SL > 1$ ; Longo prazo $SL \simeq 1$ ; Eficiência parcialmente explicada pelo quadro regulador
Stone & Webster Consultants (2004)	Inglaterra e Gales	Painel	Translog e quadrática	Proxies para $Y_a$ e $Y_r$ e para $Y_{wh}$ e $Y_{ra}$	$L, K, E, O$ ; Stock de Capital	Averiguar da existência de economias de escala e de gama (horizontais e e verticais)	$SP < 0$ entre $Y_a$ e $Y_r$ ; $SP > 0$ Verticais; $SL \simeq 1$ para WoCs; $SL < 1$ para WaSCs
(*) Garcia e Reynaud (2004)	Bordéus, França	Painel	Translog	$Y_a$	$L, E, M$ ; Dimensão da rede (proxy para $K$ ); %perdas; número de clientes	Estimar os efeitos sobre o bem-estar decorrentes dos esquemas de preços praticados	Preços $\neq$ custos marginais $\rightarrow$ reduzidas perdas de bem-estar; Efeitos redistributivos dos encargos fixos $>$ Efeitos de alteração para preços eficientes.
Fraquelli et al (2002)	Itália	Painel	Translog	$Y_i$	$L, K$ ; Dimensão da rede	Averiguar da existência de economias de escala e de gama entre gás, água e electricidade	$SP > 0$ ; $SL$ moderadas; para pequenas escalas de produção
Garcia e Thomas (2001)	Bordéus, França	Painel	Translog	$Y_a$ ; $Y_p$	$L, E, M$ ; número de clientes; Dimensão da rede; número municípios servidos; Capacidade de produção, armazenamento e bombagem	Averiguar da existência de economias de escala e de gama entre o abastecimento de água (a clientes finais e a outros operadores) e as perdas de água nos sistemas	$SL$ moderadas; $SP > 0$ : vantagem, em termos de custos, em permitir a existência de perdas
Saal e Parker (2000)	Inglaterra e Gales	Painel	Translog	$Y_a$ ; $Y_r$	$L, K, O$ ; Dummies privatização e regulação	Averiguar da existência de economias de escala e de gama entre o abastecimento de água e o saneamento de águas residuais; avaliar o impacte da privatização e da regulação sobre a eficiência	$SL < 1$ para WaSCs; $SP < 0$ ; A privatização <i>de per se</i> não trouxe ganhos de eficiência, estes ocorreram com a introdução de novos <i>price caps</i>
Fabbri e Fraquelli (2000)	Itália	Seccionais	Translog, Cobb-Douglas	$Y_a$	$L, E, K-M$ número de clientes; densidade da rede, custo do recurso água, custos de tratamento	Escolher a melhor forma funcional para representar a tecnologia; averiguar da existência de economias de escala	$SL$ elevadas para os pequenos operadores, $SL < 1$ para os grandes operadores

**Quadro 4.1 - Sumário de estudos sobre estimações de funções de custo para a indústria da água (continuação)**

<i>Autor (ano)</i>	<i>Área de aplicação</i>	<i>Tipo de dados</i>	<i>Forma Funcional</i>	<i>Outputs</i>	<i>Outras variáveis explicativas</i>	<i>Principais objectivos</i>	<i>Principais resultados</i>
Ashton (2000)	Inglaterra e Gales	Painel	<i>Translog</i>	Proxy para $Y_a$	$L, M, O$ ; activos operacionais, densidade populacional	Averiguar da existência de economias de escala	$SL > 1$
Bhattacharyya <i>et al</i> (1995)	EUA	Seccionais	<i>Translog</i>	$Y_a$	$L, E, M$ ; variáveis relacionadas com a rede; stock de capital	Avaliar o efeito da titularidade do capital sobre a eficiência	Tanto os operadores privados como os públicos são ineficientes; operadores privados: mais eficientes para pequenas escalas produtivas; operadores públicos: mais eficientes para grandes escalas produtivas
Kim (1995)	EUA	Seccionais	<i>Translog</i>	$Y_{aR}; Y_{aN}$	$L, K, E$ ; taxas de utilização da capacidade; dimensão rede distribuição	Estimar custos marginais e comparar as estruturas de preços com as soluções de <i>first e second-best</i> .	Estrutura de preços existente $\neq$ custos marginais mas próxima de preços de <i>second-best</i> .
(*)Renzetti (1992)	Vancouver, Canadá	Temporais	<i>Translog</i>	$Y_a$	$L_o, L_s, W, K$ , número de clientes (modelo LP); stock de capital substitui K (modelo de CP)	Estimar os efeitos sobre o bem-estar decorrentes da reformulação dos preços	Preços $\neq$ custos marginais $\rightarrow$ reduzidas perdas de bem-estar; Preços de Ramsey: alternativa mais lesiva para os consumidores
Hayes (1987)	EUA	Seccionais	Quadrática	$Y_{wh}; Y_{rl}$	--	Testar se existe complementaridade de custos que justifique a integração vertical	$SL > 1$ e $SP > 0$ para pequenas e médias escalas de produção
Kim (1985)	EUA	Seccionais	<i>Translog</i>	$Y_{aR}; Y_{aN}$	$L, K, E$ ; Capacidade do sistema; Proporção de capacidade utilizada; Dimensão rede distribuição.	Averiguar da existência de economias de escala e de gama entre o abastecimento de água a consumidores residenciais e não residenciais	$SL_i > 1$ para $Y_{aN}$ ; $SL_i < 1$ para $Y_{aR}$ ; geralmente $SL = 1$ e $SL > 1$ para pequenas/médias escalas de produção e $SL < 1$ para grandes escalas produtivas; escala média de produção supera ligeiramente a escala mínima eficiente
Ford e Warford (1969)	Inglaterra e Gales	Seccionais	Quadrática, semi-logarítmica transformada, exponencial	$Y_a$	--	Derivar funções de custos que permitam explicar os custos unitários do abastecimento de água	Incerteza quanto à presença de economias de escala

Notas:1. (\*) Estimação de funções de custos e da procura, da tabela constam apenas as informações relativas à parte dos custos.

2. Para facilitar a comparação entre os estudos a notação utilizada no Quadro 4.1 pode não corresponder à notação original dos vários estudos.

$Y_a$  – Abastecimento total de água (volume, em m<sup>3</sup> habitualmente);  $Y_{aR}$  - Abastecimento de água a clientes residenciais;  $Y_{aN}$  - Abastecimento de água a clientes não residenciais;  $Y_{wh}$  – volume de água abastecida “em alta”;  $Y_{rl}$  - água abastecida “em baixa”;  $Y_p$  - água perdida;  $Y_r$  - água residual recolhida;  $Y_i$ ,  $i$  = abastecimento de gás, água ou electricidade.

$SL$  – Grau de economias de escala;  $SL_i$  – Grau de economias de escala específicas;  $SP$  - Grau de economias de gama.

WaSCs: *Water and Sewerage Companies*; WoCs: *Water only Companies*

$L$  – preço do factor trabalho;  $L_o$  – preço do trabalho operacional;  $L_s$  – preço do trabalho supervisão;  $K$  – preço do factor capital;  $E$  – preço da energia;  $M$  – preço das matérias;  $W$  - preço do recurso água (em “alta”);  $O$  – preço de outros factores produtivos.

Como revela o Quadro 4.1, têm sido utilizados diferentes tipos de dados (sendo os dados seccionais e, mais recentemente, em painel, os tipos mais utilizados), bem como diferentes especificações para as funções de custo, como a transcendental logarítmica (*translog*), híbridas, parabólicas ou quadráticas.

As justificações para a escolha da forma funcional da função de custos prendem-se com considerações teóricas e também com o tipo de dados disponíveis. Apesar de os capítulos dos manuais de Economia e de Microeconomia dedicados à análise da teoria dos custos representarem, em termos de geometria de custos, habitualmente, os custos totais como uma função cúbica e as curvas dos custos médios e marginais em forma de  $U^3$ , na passagem da teoria para a prática, a forma cúbica perde popularidade para a especificação *translog*, e em menor medida para a quadrática.

Para além das limitações de dados, as quais restringem, por vezes, a adopção de determinada forma funcional, as várias propriedades que uma função de custo multiproducto deve respeitar também limitam a escolha da especificação para a função de custo. Relativamente a estas propriedades, podem considerar-se quatro conjuntos: primeiro, a função de custo deve ser não decrescente, côncava e linearmente homogénea nos preços dos factores e não negativa e não decrescente nos seus *outputs* (Diewert, 1982; Baumol *et al.*, 1988). Segundo, para os propósitos da análise de uma indústria multiproducto, que corresponde ao caso presente, a função de custo deve representar de forma adequada vectores de produto que contenham produções nulas de determinados bens ou serviços<sup>40</sup>. Terceiro, a forma funcional não deve pressupor a presença ou a

---

<sup>39</sup> Veja-se, a título de exemplo, Samuelson e Nordhaus (1999: 119) ou Frank (1999: 309). Também se encontram referências teóricas à função cúbica na literatura sobre a indústria da água, por exemplo em Dziegielewski (2003: 63).

<sup>40</sup> Segundo Baumol *et al.* (1988: 449), “this is a desideratum violated by several of the functional forms often used in statistical studies”, tal como a Cobb-Douglas e mesmo a *translog*. Neste último caso, se os preços dos factores forem considerados como estando incluídos nas componentes fixas e nos coeficientes a estimar, como funções não especificadas do vector dos preços dos factores, em vez de estarem explicitamente incorporados na função de custo.

ausência de quaisquer propriedades de custo que desempenhem um papel importante na análise da indústria, tais como a complementaridade de custos ou (des)economias de gama, quando se consideram empresas cuja produção de algum produto é zero. Quarto, a função de custo não deve exigir a estimação de um número excessivo de parâmetros, i.e., deve ser parcimoniosa no número de parâmetros a estimar.

Apesar da popularidade da *translog*, entre as formas funcionais encontradas na literatura, a especificação quadrática revela-se mais adequada aos propósitos e ao contexto do presente Capítulo. O procedimento habitual na aplicação da *translog* baseia-se na estimação conjunta de um sistema de equações composto pela função de custos e as pelas equações correspondentes à quota de cada factor produtivo no custo total, obtidas pelo Lema de Shephard. A proposição de minimização estrita de custos imposta por este Lema é, contudo, suspeita no caso de indústrias reguladas, conforme refere Kwoka (2002: 657), ou públicas. A especificação *translog* pressupõe um comportamento racional das empresas<sup>41</sup>, o qual é difícil de encontrar numa indústria como a da água, onde não há concorrência e a presença do Estado é muito forte, particularmente em Portugal.

Para além disto, na presença de operadores que produzam quantidades nulas de alguns dos produtos considerados, a especificação *translog* revela-se incapaz de representar de forma robusta a função de custos, a menos que sejam feitas determinadas simplificações ou transformações quanto aos níveis zero de output (Baumol, 1982; Fuss *et al.*, 1978). Ora, isto dificulta a análise de economias de gama, condição necessária para a existência de monopólio natural multiproducto.

Por estas razões, alguns estudos aplicados a outros sectores de infraestruturas de rede recorrem a outras formas funcionais para a estimação de funções de custo multiproducto. Por exemplo, Kwoka (2002), para o sector eléctrico, utilizou uma forma funcional quadrática generalizada, enquanto que Hayes (1987) socorreu-se de uma forma mais limitada da especificação

---

<sup>41</sup> Admitindo que os operadores actuam de forma eficiente, a consistência com a teoria da produção requer que a função de custo seja homogénea de grau um nos preços dos factores e que a matriz Hessiana da função de custo seja simétrica em relação aos preços dos factores.

quadrática num estudo sobre economias de gama verticais na indústria da água nos EUA. A forma funcional quadrática permite facilmente calcular o nível de economias de gama sem ser necessário proceder a modificações relativamente à produção nula de algum(ns) produtos. Além disso, exige menos pressuposições comportamentais, revelando-se apropriada para capturar os efeitos dos custos fixos, os quais são muito importantes em indústrias consideradas monopólios naturais.

No que concerne às variáveis independentes, os estudos empíricos testam a influência de dois tipos de variáveis: relacionadas e não relacionadas com os produtos/serviços da indústria. Relativamente ao primeiro tipo de variáveis referidos, como se pode confirmar pela observação do Quadro 4.1, alguns estudos adoptam uma abordagem monoproduto enquanto que outros privilegiam uma abordagem multiproduto. Neste último caso, entre os objectivos de análise encontra-se o de determinar se existe campo para a integração horizontal ou vertical de produtos e/ou serviços.

No estudo da integração horizontal apenas Stone & Webster Consultants (2004) e Saal e Parker (2000) investigam a existência de economias de gama entre o abastecimento de água e o saneamento de águas residuais; ao passo que Kim (1985) adopta procedimento similar mas considerando como produtos/serviços o abastecimento de água a clientes residenciais e a clientes não-residenciais<sup>42</sup>. No âmbito da integração vertical, Stone & Webster Consultants (2004) e Hayes (1987) testam a presença de economias de gama entre a água vendida a consumidores finais e a outros operadores, ou seja, aplicando a terminologia utilizada no sector das águas em Portugal, entre a “alta” e a “baixa”.

A abordagem seguida por Garcia e Thomas (2001) é inovadora neste campo, ao considerar como *output*, em conjunto com a quantidade de água fornecida aos vários tipos de utilizadores, a quantidade de água perdida nas redes de distribuição. Do ponto de vista da eficiência na gestão dos recursos, as perdas são indesejáveis. Contudo, para satisfazer a procura os operadores enfrentam um

---

<sup>42</sup> Kim (1985, 1995) argumenta que a água fornecida a diferentes sectores utilizadores, apesar de poder ser fisicamente similar, tem diferentes condições de procura e de oferta, pelo que podem ser considerados diferentes *outputs*.

*trade-off* entre a reparação dessas perdas (aumentando a eficiência técnica do sistema e ambiental) e o aumento da produção e injeção de água na rede. Esta última hipótese, porém, tende a provocar um aumento da pressão na rede e, conseqüentemente, a agravar as rupturas. As duas alternativas para satisfazer a procura acabam por ser substituídas, sendo a reparação e manutenção da rede essencialmente trabalho-intensiva e a produção adicional de água capital-intensiva.

Em relação às variáveis não directamente relacionadas com os produtos/serviços, em geral quando dispõem de informação sobre os preços dos factores produtivos, como o trabalho, o capital, a energia, matérias e outros consumíveis, os autores utilizam-na. Para além destas, tem vindo a tornar-se frequente no rol de variáveis explicativas não relacionadas com os *outputs* a utilização de informação relativa a características técnicas dos sistemas (como a dimensão das redes ou a capacidade do sistema) e estruturais sobre o sector e o ambiente económico (como a existência de regulação e a propriedade do capital), entre outras.

Relativamente aos principais resultados dos estudos, e no que diz respeito à avaliação de estruturas alternativas de preços, os estudos revelam que a prática de preços de segundo óptimo não implica perdas de bem-estar significativas. A literatura empírica também não fornece uma relação clara entre a titularidade do capital ou a regulação económica e o desempenho<sup>43</sup> dos operadores.

Em relação à presença de economias de escala e de gama, os resultados também não são conclusivos. Contudo, nesta matéria a maior parte dos estudos confirma a ideia esperada quanto à ocorrência de rendimentos crescentes à escala na indústria da água. Ressalve-se porém que, em geral, os resultados mostram que tal situação apenas se verifica para determinados níveis de produção, ou seja, que as economias de escala se esgotam em determinados níveis relevantes de produção. Em diversos estudos, por exemplo Stone & Webster Consultants (2004), Saal e Parker (2000) ou Fabbri e Fraquelli (2000) foram reveladas deseconomias de escala para as escalas

---

<sup>43</sup> O artigo de Renzetti e Dupont (2003) oferece um *survey* detalhado de estudos empíricos sobre o desempenho dos operadores da indústria da água nos EUA, no Reino Unido e em França, independentemente do método ser a estimação de funções de custo ou outro.

produtivas mais elevadas. A maioria dos estudos obtiveram diferentes resultados em termos do grau de economias de escala consoante a dimensão dos operadores e do tipo de produto/serviço em causa, conforme é visível no Quadro 4.1.

Quanto a economias de gama, é interessante notar que os resultados são também ambíguos. Alguns estudos, como Stone & Webster Consultants (2004) ou Saal e Parker (2000), rejeitam mesmo a existência de economias de produção conjunta entre o abastecimento de água e o saneamento de águas residuais.

Já as estimativas de Garcia e Thomas (2001) indicam a existência de economias de gama, ou seja, vantagens em termos de custos em permitir a ocorrência de perdas. Para os operadores é preferível aumentar a produção do que reparar e prevenir as fugas de água. Tal facto é confirmado pelas elasticidades do custo relativamente aos *outputs*. A “produção” de uma unidade adicional de água perdida é menos dispendiosa do que a produção adicional de uma unidade de água vendida. Os autores concluem também que os operadores sobre-investem em capital<sup>44</sup>, pelo que consideram existir um excesso de capacidade.

Os vários tipos de resultados alcançados contradizem, portanto, a ideia geral de que a indústria da água é um monopólio natural para quaisquer níveis de produção. Para além disto, é importante sublinhar que os resultados dos estudos devem ser interpretados à luz dos diferentes contextos a que se reportam, por exemplo entre países ou regiões.

---

<sup>44</sup> Efeito conhecido na literatura por A-J, Averch e Johnson (1962).

### 4.3. Estimação e avaliação da estrutura de custos na indústria da água

#### 4.3.1. O abastecimento de água e as perdas de água nos sistemas

##### 4.3.1.1. Introdução

A análise empírica do comportamento dos custos dos operadores da indústria da água, como de qualquer outra indústria, debate-se com o problema da definição da produção, ou, noutros termos, dos *outputs* a considerar. Neste estudo considera-se, à semelhança da proposta de Garcia e Thomas (2001), a produção conjunta de dois produtos: o volume de água fornecido pelos operadores dos sistemas de abastecimento de água aos vários sectores utilizadores ( $y_a$ ) e o volume de perdas de água nos sistemas ( $y_p$ ). Apesar de este último ser um produto indesejável, conforme referido, a sua consideração justifica-se pela sua importância, não apenas financeira mas, sobretudo, ambiental. Em relação ao significado financeiro, a inclusão das perdas de água como produto tem que ver com o facto de a água perdida ser fisicamente equivalente à água fornecida para consumo final (água para consumo humano), com exigentes requisitos de qualidade que implicam elevados custos de produção e de tratamento. A importância ambiental das perdas, por seu lado, deve-se ao estatuto de recurso escasso conferido internacionalmente à água.

Em Portugal, o problema das perdas é igualmente reconhecido, como se depreende das propostas do regulador sectorial (IRAR, 2005a) para otimizar a utilização do recurso água, sem que sejam ignoradas obrigações de serviço universal. Conforme visto na Subsecção 2.3.1, essas propostas baseiam-se em dois tipos de estratégias. Para o lado da oferta, a recomendação do IRAR passa, justamente, por alcançar níveis de eficiência técnica no abastecimento de água, com particular atenção para a redução das perdas nos sistemas, enquanto que, para o lado da procura, a racionalidade do consumo é a estratégia chave sugerida.

O estudo da estrutura de custos dos operadores da indústria da água, por intermédio da estimação de uma função de custos multiproduto, onde se consideram as perdas de água nos

sistemas como um produto, tem por objectivo identificar eventuais situações de ineficiência a vários níveis. Dependendo dessa avaliação, pode ser possível retirar orientações para uma política de preços eficiente que compatibilize o equilíbrio financeiro do produtor com a universalidade do serviço de abastecimento de água, sem pôr em causa a sustentabilidade do próprio recurso. Ou seja, a determinação de uma escala ou combinação de *outputs* que minimize os custos de produção e o potencial de escassez da água são essenciais em termos de eficiência económica e da prática de preços mais reduzidos para os utilizadores dos serviços de abastecimento de água.

#### 4.3.1.2. Metodologia e dados

Para concretizar os objectivos específicos anteriormente referidos, considere-se uma função de custos quadrática para um operador multiproducto, na magnitude dos produtos, ou seja, tendo em conta apenas os *outputs*, com a seguinte especificação genérica:

$$C(Y) = \beta_0 + \sum_{i=1}^n \beta_i y_i + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \beta_{ij} y_i y_j \quad (4.1)$$

Em que  $C$  representa o custo total (de curto prazo) do abastecimento de água,  $Y$  é o vector de produtos composto por dois produtos ( $i$  e  $j$ ),  $\beta_0$  é a constante da regressão e os restantes  $\beta$  os coeficientes a estimar. Considerando como produtos o volume de água distribuída,  $y_a$ , e o volume de água perdida nos sistemas,  $y_p$ , a função (4.1) pode reescrever-se da seguinte forma:

$$C(y_a, y_p) = \beta_0 + \beta_1 y_a + \beta_2 y_p + \frac{1}{2} (\beta_{11}^2 y_a^2 + \beta_{22}^2 y_p^2) + \beta_{11} \beta_{22} y_a y_p \quad (4.2)$$

A inclusão das perdas de água como variável explicativa na estimação de funções de custos dos operadores da indústria da água é muito rara na literatura. A exceção, já referida, é o trabalho de Garcia e Thomas (2001) que interpreta as perdas de água como parte da ineficiência geral dos sistemas, pelo que devem ser uma preocupação para os operadores em termos de custos de oportunidade. A presença de  $y_p$  no modelo pretende informar se os operadores têm incentivos para reparar as perdas ou se, pelo contrário, consideram vantajosa a sua presença em conjunto com a produção de água. Neste último caso, revela-se necessária uma política reguladora respeitante às perdas de água que vá ao encontro de sistemas de abastecimento de água mais eficientes.

Em contextos multiproduto, como mencionado no Capítulo 3, levanta-se o problema do cálculo de medidas como os custos médios. A solução proposta (Kim, 1985; Baumol, 1977 ou Berg e Tschirhart, 1988) passa por agregar num bem compósito ( $Y$ ) os vários produtos, neste caso,  $y_a$  e  $y_p$ , segundo determinadas proporções. Considerando o rácio,  $r_{p/a} = y_p / y_a$ , obtém-se

$Y = (1 + r_{p/a}) y_a$ , com  $y_a = \frac{1}{1 + r_{p/a}} Y$  e  $y_p = \frac{r_{p/a}}{1 + r_{p/a}} Y$ , permitindo-nos escrever, em alternativa a

(4.2) a seguinte função de custos, agora para o bem compósito:

$$C(Y, r) = \beta_0 + \frac{1}{1 + r_{p/a}} (\beta_1 + r_{p/a} \beta_2) Y + \frac{1}{2} \frac{1}{(1 + r_{p/a})^2} (\beta_{11}^2 + \beta_{22}^2 r_{p/a}^2) Y^2 + \beta_{11} \beta_{22} \frac{r_{p/a}}{(1 + r_{p/a})^2} Y^2 \quad (4.3)$$

Com base nesta equação é possível estimar a função de custos e estudar o nível e comportamento dos custos médios, como se de uma abordagem monoproduto se tratasse.

Retomando a equação (4.2), e acrescentando-lhe, entretanto, as variáveis não directamente relacionadas com a produção, obtém-se a seguinte função de custos<sup>45</sup>:

$$C(y_{a_m}, y_{p_m}, Z_m) = \beta_0 + \beta_1 y_{a_m} + \beta_2 y_{p_m} + \frac{1}{2} (\beta_{11}^2 y_{a_m}^2 + \beta_{22}^2 y_{p_m}^2) + \beta_{11} \beta_{22} y_{a_m} y_{p_m} + \beta_3 Rede_m + \beta_4 Dens_m + \beta_5 Acq_m + \beta_6 GE_m + \beta_7 Reg_m + \varepsilon_m \quad (4.4)$$

por intermédio da qual será estimada a estrutura de custos da indústria da água.

Z representa o vector de outras variáveis (técnicas, estruturais e o ambiente da indústria), abaixo explicadas<sup>46</sup>. O índice que identifica cada operador (município) é  $m$ , os  $\beta$  são os coeficientes a estimar e  $\varepsilon_m$  o habitual termo de erro estocástico.

Uma vez que o modelo não é linear<sup>47</sup>, procede-se à sua estimação por métodos não lineares. A metodologia é a maximização da função de verosimilhança<sup>48</sup>, através do algoritmo de Broyden, Fletcher, Goldfarb, Shanno (BFGS)<sup>49</sup>.

Por se utilizarem dados seccionais, conforme veremos adiante, será natural depararmo-nos com o problema da heteroscedasticidade, ou seja com uma situação em que a variância do termo de

<sup>45</sup> Procedimento semelhante em relação a (4.3), permite obter  $C(Y, Z, r_{p/a})$ .

<sup>46</sup> A desagregação de  $y_a$  em dois *outputs*, por exemplo, água fornecida a clientes residenciais e a clientes não residenciais, conforme sugerido por Kim (1985; 1995) foi uma opção ponderada e testada mas posteriormente abandonada por duas ordens de razões. Primeira, por existir já um estudo (Coelho, 2006) com esse propósito para Portugal, embora com diferentes dados e variáveis explicativas. Segunda, porque a quantidade de água fornecida a clientes não residenciais representa uma pequena fracção do volume total de água distribuído.

<sup>47</sup> Apesar da equação não se apresentar como linear, através de uma redefinição das variáveis independentes (alterando previamente as séries das variáveis relacionadas com os *outputs*, no sentido de proceder aos quadrados e aos produtos) seria possível proceder à sua estimação através do método dos mínimos quadrados (OLS). Porém, isso não garantia (como se confirmou nas tentativas efectuadas) que se cumprissem as restrições de os coeficientes de  $y_a^2$  e de  $y_p^2$  serem positivos; e o coeficiente de  $y_a y_p$  ser igual à raiz quadrada do produto dos coeficientes de  $y_a^2$  e de  $y_p^2$ . A imposição desse tipo de restrições, não lineares no caso das primeiras duas, seria contraditória com a lógica da passagem ao modelo linear.

<sup>48</sup> Conforme descrito em Greene (2003: 468-492) ou em Johnston e DiNardo (2000: 164).

<sup>49</sup> Descrito no *Users Guide* do RATS (pp. 253 e seguintes) ou em Greene (2003: 170).

erro não é constante. Por isso, estimamos o modelo utilizando o procedimento de White para a correcção da heterocedasticidade, (correcção de White à matriz das variâncias-covariâncias).

Os custos marginais para cada produto obtêm-se através da derivação da equação (4.4) em relação a cada produto. Estes custos devem apresentar valores não negativos ao longo do domínio relevante da função de custo para que a mesma constitua uma representação teoricamente válida da função de custos.

Os dados utilizados neste estudo são provenientes do INSAAR – Inventário Nacional sobre Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais (Campanha 2004), tendo sido disponibilizados pelo INAG, à excepção da variável *Dens*, calculada a partir de informações disponibilizadas pela Associação Portuguesa de Distribuidores de Água (APDA) e de informações provenientes do Instituto Nacional de Estatística (INE), relativas à área do município.

Trata-se, conforme já referido, de uma base de dados seccional<sup>50</sup> referente ao ano 2002, para um conjunto de 265 operadores de sistemas de abastecimento de água. Devido à indisponibilidade de dados relativamente a algumas variáveis, foram considerados apenas 218 operadores.

A variável dependente, os custos totais, ( $C$ ), foi calculada através da soma dos custos directos de exploração e gestão<sup>51</sup> com os encargos financeiros, com os custos de aquisição do recurso água, quando tal situação ocorre, e com outros custos gerais, tais como os custos de depreciação dos activos<sup>52</sup>. Neste sentido, a variável  $C$  é semelhante ao que Rogers *et al.* (2002) designaram “water

---

<sup>50</sup> Apesar de a campanha de 2004 de recolha de dados, ter registado informações relativas também aos anos de 2000 e de 1998, a utilização de um painel de dados, inicialmente prevista, ficou inviabilizada pelas enormes e irregulares falhas na base em relação àqueles dois anos.

<sup>51</sup> Custos com a operação e manutenção das infraestruturas associadas aos serviços de abastecimento de água, incluindo ainda custos com facturação, leitura de contadores, atendimento ao cliente, contribuições e taxas (por exemplo, taxas de recursos hídricos), entre outros.

<sup>52</sup> Os termos utilizados são os definidos pelo Glossário do INSAAR.

supply costs”<sup>53</sup>. Ou seja, apesar da relevância de outros elementos de custos, como os ambientais e de escassez, estas rubricas não foram consideradas porque entre os dados disponíveis verificou-se que apenas duas entidades<sup>54</sup> forneceram informação (identificada como problemas de quantidade de água na origem por razões hídricas) relativa a estas rubricas de custos para o ano de 2002.

Em relação aos *outputs* considerados,  $y_p$  foi directamente fornecido pelo INSAAR, enquanto que  $y_a$  foi calculado através da soma dos volumes de água distribuídos pelas EGs aos diversos sectores utilizadores (agricultura, clientes residenciais, indústria, comércio, serviços, outros operadores<sup>55</sup> - EGs, e outros tipos de clientes).

As restantes cinco variáveis explicativas consideradas (vector  $Z$ ) são: a dimensão da rede (*Rede*); a densidade cliente (*Dens*), calculada como a relação entre o número de ligações à rede (número de clientes) e o número de quilómetros quadrados da respectiva área de abastecimento; a proporção de água adquirida “em alta” a outros operadores (*Acq*), determinada a partir da divisão do volume de água adquirida a outros operadores pelo volume relativo ao total de água produzido (calculado, por sua vez, pelo somatório dos volumes proveniente de diversas origens); o tipo de gestão (*GE*), traduzido por uma variável *dummy* que toma o valor 1 se o operador tem uma gestão de tipo empresarial, ou 0 em caso contrário; e, finalmente, uma outra variável *dummy* relacionada com a regulação (*Reg*), que é igual a 1 se o operador é regulado (ou seja, se se trata de uma concessão), ou 0 em caso contrário.

---

<sup>53</sup> Stephenson (2003: 209) fornece uma lista extensa de factores que afectam os custos do abastecimento de água.

<sup>54</sup> O que nos leva a crer que, apesar da definição das categorias de custos a considerar nestas rubricas pelo Glossário fornecido às entidades gestoras, a não disponibilização por estas daquela informação deve-se, não ao facto de esses custos não existirem, mas antes à dificuldade da sua contabilização.

<sup>55</sup> Foi feita uma correcção ao caso da Empresa Portuguesa de Águas Livres, SA (EPAL), por tratar-se de um caso excepcional. É que a EPAL é simultaneamente sistema municipal, abastecendo em baixa os municípios de Lisboa, e sistema multimunicipal, abastecendo em alta vários sistemas municipais, pelos que os montantes fornecidos a EGs no caso da EPAL, têm um peso muito elevado face ao carácter residual que caracteriza este tipo de fornecimento em geral. Assim, optou-se por ignorar os volumes fornecidos a outras EGs bem com a respectiva parcela de custos.

A variável *Rede*, um factor quase-fixo (no sentido em que a sua modificação no curto prazo não é exequível ou então é extremamente dispendiosa), pretende ser uma *proxy* para o capital do operador. A variável *Dens*, por seu lado, fornece informação sobre a área servida pelo operador. Significado similar foi atribuído a estas variáveis por Aubert e Reynaud (2005) e por Garcia e Reynaud (2004).

Da revisão da literatura empírica sobre a estimação de funções de custo para a indústria da água concluiu-se que os preços dos factores produtivos habitualmente mais utilizados são: o do capital, o do recurso água, o do trabalho e o da energia. Infelizmente, não existem dados disponíveis para os preços dos factores produtivos<sup>56</sup> no que respeita aos operadores da indústria da água em Portugal.

Uma vez que considerámos o capital com um factor quase-fixo, admitimos que os seus efeitos possam ser capturados pelas variáveis *Rede* e *Dens*. Em relação ao recurso água, os seus efeitos nos custos totais são avaliados pela variável *Acq*. Quanto ao factores trabalho e energia, mais do que por opção, por falta de informação disponível assume-se que os operadores suportam os mesmos preços<sup>57</sup>. Para compor a série *GE*, considerou-se que os serviços municipalizados, a par das empresas municipais e das concessionárias (públicas ou privadas), têm uma gestão mais próxima da empresarial, sendo-lhes atribuído portanto, o valor 1, e que Câmaras (serviços municipais) não têm gestão empresarial, tendo-lhe sido atribuído o valor 0 na série.

O Quadro 4.2 apresenta um sumário de algumas principais estatísticas descritivas sobre as variáveis utilizadas.

---

<sup>56</sup> Mesmo no âmbito na informação recolhida via INSAAR, apesar de disponibilizada (embora por um reduzido número de EG) por exemplo, informação sobre os custos com o pessoal ou com a electricidade, entre outros, não existem dados sobre o número de horas trabalhadas nem sobre a quantidade de energia utilizada (à excepção da utilizada por algumas estações elevatórias), pelo que não é possível calcular o preços destes e de outros factores produtivos. Isto deve-se ao facto de, na maior parte dos operadores, não estarem implementados sistemas de contabilidade analítica.

<sup>57</sup> Esta assumpção não é muito restritiva, na medida em que Portugal é um país de pequena dimensão e, como tal, os preços do trabalho (sobretudo tratando-se de trabalho em entidades cuja maioria é detida e gerida publicamente) e da energia são relativamente idênticos entre regiões.

Quadro 4.2 - Estatísticas descritivas das variáveis

<i>Variável</i>	<i>Média</i>	<i>Desvio Padrão</i>	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>
Custo total (€ 2002)	1771827,59	3718236,98	1575,0	27760143,5
$y_a(10^6 \text{ m}^3)$	1,850229	4,076368	0,096945	41,538359
$y_p(10^6 \text{ m}^3)$	0,614012	1,732042	0,000342	18,770876
<i>Rede</i>	251,140725	384,619992	0,060000	3957,0000
<i>Dens</i>	137,852485	440,138045	1,184281	3944,9923
<i>Acq</i>	0,274251	0,379432	0,000000	1,000000
<i>GE</i>	0,252294	0,435328	0,000000	1,000000
<i>Reg</i>	0,073394	0,261383	0,000000	1,000000

Em jeito de síntese, da observação do Quadro 4.2 ressalta sobretudo a grande variabilidade dos dados utilizados, o que ilustra a heterogeneidade existente entre os operadores da indústria da água em Portugal.

#### 4.3.1.3. Análise de resultados

Os resultados da estimação, decorrentes da aplicação da metodologia anteriormente descrita e utilizando o *software* WinRATS 6.02, encontram-se no Quadro 4.3. Os parâmetros foram obtidos a partir de um processo iterativo, que convergiu ao fim 432 interações.

**Quadro 4.3 - Parâmetros estimados<sup>58</sup>**

<i>Parâmetro</i>	<i>Coefficiente estimado</i>	<i>Desvio padrão</i>	<i>Nível de significância</i>
$\beta_0$	-267049,851	70181.2077	0.00014172
$\beta_1$	431173,779	79467.2642	0.00000006
$\beta_2$	599412,575	168357.9831	0.00037037
$\beta_{11}$	-0,058	12.5209	0.99999453
$\beta_{22}$	-0,044	12.5209	0.99997430
$\beta_3$	524,494	403.0919	0.19319781
$\beta_4$	1239,324	796.1719	0.11956479
$\beta_5$	1105833,127	163908.3020	0.00000000
$\beta_6$	958843,912	267688.3013	0.00034105
$\beta_7$	344829,575	435974.6168	0.42897926

Observações: 218.  $\bar{R}^2$ : 0.89399

No que se refere à constante, apesar de  $\beta_0$  apresentar um sinal negativo importa analisar a constante global, que equivale aos custos fixos. Conforme sugere Kwoka (2002), a constante global, correspondente à soma da constante da regressão com o produto do valor médio de cada uma das restantes variáveis, que não têm interações com os *outputs*, pelos respectivos coeficientes estimados, é positiva (606010,605€). Um teste de significância conjunta das variáveis que a compõem confirma a sua significância estatística<sup>59</sup>.

Os coeficientes de  $y_a$  e  $y_p$  têm o sinal positivo esperado e são estatisticamente significativos. Contrariamente, os coeficientes estimados para os parâmetros  $\beta_{11}$  e  $\beta_{22}$  não se apresentam com significado estatístico.

Apesar de exibir o sinal esperado, o coeficiente estimado para a variável *Rede* só é estatisticamente significativo a um nível de significância de 19%. Os restantes resultados da estimação indicam que, exceptuando *Reg*, todas as outras variáveis têm efeitos significativos nos custos totais.

<sup>58</sup> Aquando das estimações, tentou-se também a especificação cúbica. Porém, como os resultados obtidos com essa especificação não permitiam explicar o fenómeno em estudo, essa especificação foi abandonada.

<sup>59</sup>  $\chi^2(6) = 81,055836$ , para um nível de significância de 1%.

A variável *GE* está positivamente correlacionada com os custos, o que poderá significar que quando o abastecimento de água é feito por uma entidade com gestão empresarial, o que corresponde, em geral, aos maiores operadores, em termos do volume de água distribuído e de população abastecida, os custos totais são maiores.

O facto de a variável *Reg* não se revelar estatisticamente significativa não é surpreendente uma vez que a regulação económica parece ser pouco activa no que respeita à eficiência produtiva das EG, e até porque só as entidades concessionárias estão sob a alçada do regulador sectorial, conforme se verá com mais pormenor no Capítulo 6. Por seu lado, a correlação positiva entre a variável *Acq* e os custos totais pode ser sinal de que fica mais caro comprar água “em alta” do que produzi-la.

A partir dos coeficientes estimados obtém-se a seguinte função de custo estimada:

$$\hat{C} = -267049,8 + 431173,8y_a + 599412,6y_p + \frac{1}{2} \times (0,00335y_a^2 + 0,00194y_p^2) + 0,00255y_a y_p \quad (4.5a)$$

$$+ 524,5Rede + 1239,3Dens + 1105833,1Acq + 958843,9GE + 344829,6Re g$$

Ou, de forma mais simples (considerando os valores médios para as variáveis não relacionadas com os *outputs* e agregando-as na constante global, correspondente aos custos fixos):

$$\hat{C} = 606010,6 + 431173,8y_a + 599412,6y_p + \frac{1}{2} \times (0,00335y_a^2 + 0,00194y_p^2) + 0,00255y_a y_p \quad (4.5b)$$

Face a diversas limitações, (i) como o facto de não se ter incorporado dados relativos aos preços dos factores (por não existirem, como referido anteriormente), nem diversas rubricas de custo como os custos de oportunidade e os custos ambientais e de escassez; (ii) as regras de contabilização de algumas rubricas de custo poderem não ser as mais adequadas, por exemplo devido à reduzida aplicação de sistemas de contabilidade analítica; (iii) alguns coeficientes não

serem significativos, entre outras, os resultados devem ser lidos com alguma prudência. No entanto, um possível mérito do estudo presente reside no tratamento dos primeiros dados disponíveis sobre o sector das águas e, nesse sentido, poder fornecer indicações para melhoramentos em termos futuros.

Feita a ressalva, passemos ao cálculo dos custos marginais e de outras medidas importantes para verificar se existem economias de escala específicas (equação (3.4)). De acordo com a metodologia descrita no Capítulo 3, simulámos três níveis de produção: um correspondente uma pequena escala produtiva (500 000m<sup>3</sup> do bem compósito, de acordo com as proporções dos dois outputs dadas pela média da indústria), outro relativo média da indústria e, finalmente, um terceiro para uma “grande” dimensão. Esta última escala de produção foi considerada, por opção, 20 milhões de m<sup>3</sup> do bem compósito, inserindo-se na classe de EGs de maior dimensão, segundo o critério da APDA (2006), que abrange as EGs com mais de 100 000 clientes.

O Quadro 4.4 apresenta os resultados dos cálculos efectuados, considerando fixa a proporção entre  $y_p$  e  $y_a$  de acordo com a média da indústria, ou seja,  $r_{p/a} = \frac{y_p}{y_a} = 0.332$ .

**Quadro 4.4 - Custos marginais e economias de escala específicos**

Escala de produção	Volume de produção (milhões de m <sup>3</sup> )			Custos marginais (€/m <sup>3</sup> )		Economias de escala específicas	
	$y_a$	$y_p$	Y	$y_a$	$y_p$	$y_a$	$y_p$
Pequena	0,375416	0,124584	0,500000	0,43	0,60	1,00	1,00
Média da indústria	1,850229	0,614012	2,464241	0,43	0,60	1,00	1,00
Grande	15,016624	4,983376	20,000000	0,43	0,60	1,00	1,00

O Quadro 4.4. revela que o custo marginal de  $y_a$  é menor do que o custo marginal de  $y_p$ , independentemente da escala de produção considerada. Daqui se conclui que é mais barato produzir um m<sup>3</sup> adicional de  $y_a$  do que um m<sup>3</sup> adicional de  $y_p$ , o que pode constituir um incentivo para a redução de perdas de água nos sistemas. Os custos marginais de  $y_a$  e de  $y_p$  são muito próximos,

praticamente constantes<sup>60</sup>, para as escalas de produção consideradas. Os resultados revelam também a exibição de rendimentos específicos aproximadamente constantes à escala em relação a ambos os *outputs* e para os três níveis de produção considerados.

Para ultrapassar o problema da unidade de medida da produção, presente em contextos multiproduto, para calcular os custos médios, marginais e verificar se existem economias de escala globais, a solução proposta passa por considerar a equação (4.3), à qual se juntam os termos relativos às variáveis não directamente relacionadas com os produtos. Uma vez transformando-a numa equação do tipo  $C(Y, Z, r_{p/a})$ , passa a poder raciocinar-se segundo um produto compósito. Torna-se, assim, possível calcular os custos médios radiais (*CMR*), os custos marginais (*CMg*) para o bem compósito e as medidas que permitem verificar se existem economias de escala globais (*SL*), assim como economias de gama (*SP*), conforme descrito no Capítulo 3.

Os resultados relativos aos cálculos das medidas anteriormente referidas encontram-se representados no Quadro 4.5.

**Quadro 4.5 - Custos e economias de escala e de gama para o produto compósito**

<i>Escala de produção</i>	<i>CMR</i>	<i>CMg</i>	<i>SL</i>	<i>SP</i>
Pequena	1,69	0,47	3,562	0,719
Média da indústria	0,72	0,47	1,520	0,342
Grande	0,50	0,47	1,064	0,060

Os valores inscritos sugerem que os custos marginais são muito próximos, quase constantes<sup>61</sup>, para as três escalas de produção e que existem fortes economias de escala globais para os pequenos operadores (pequena escala de produção). Além disto, mesmo para a maior escala de produção considerada, não são completamente esgotadas as economias de escala globais (conforme se pode

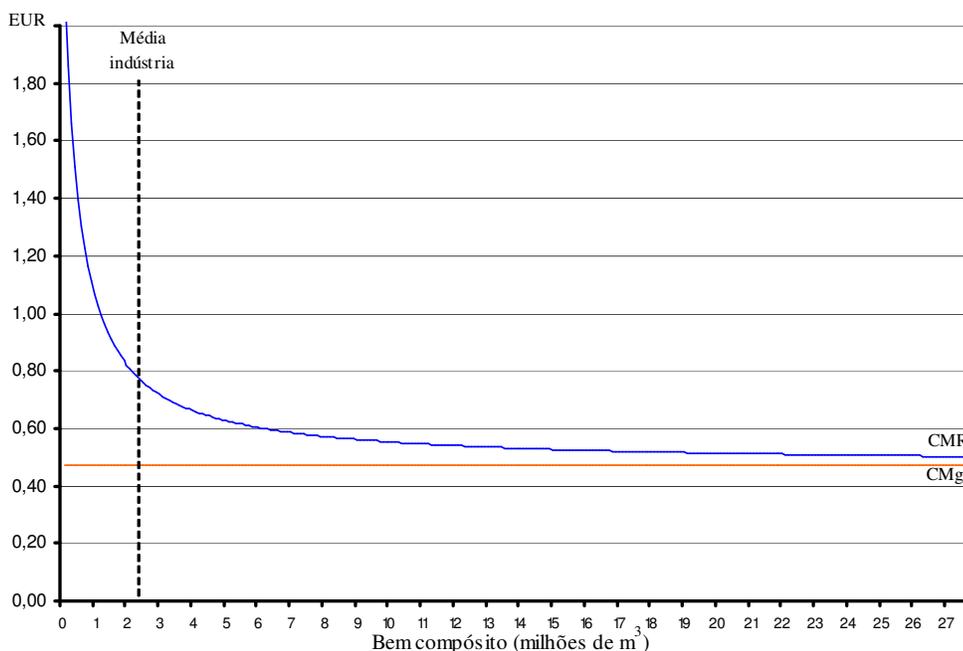
<sup>60</sup> No Quadro temos valores arredondados.

<sup>61</sup> Vide nota anterior.

observar também em termos gráficos, pela Figura 4.1), embora nesse nível esse tipo de economia seja reduzido, e o raciocínio é válido para o *output* compósito de acordo com as proporções reveladas pela média da indústria.

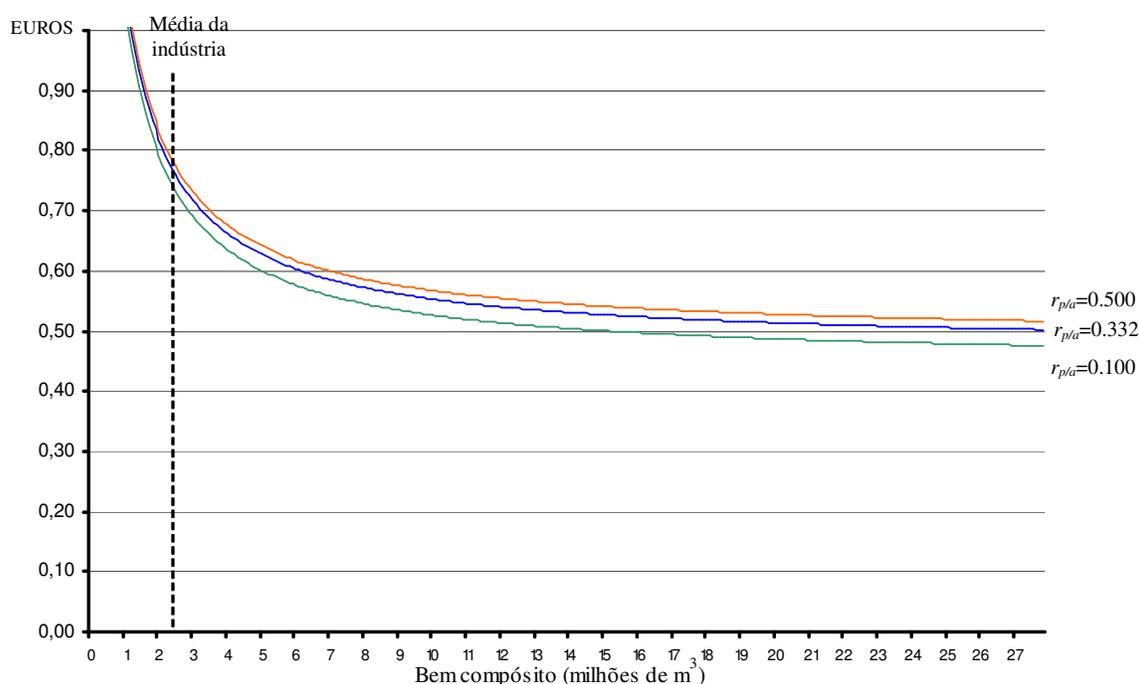
Outro resultado com interesse é que a indústria parece exibir economias de gama. Isto sugere vantagens (em termos de poupanças nos custos totais) em permitir determinado nível de perdas de água nos sistemas. Sobretudo nos pequenos sistemas, as perdas podem funcionar como uma forma de compensar a baixa escala de produção. Em pequenos sistemas (e mesmo médios, embora menos acentuadamente), onde as economias de escala são muito elevadas, poderá ser mais vantajoso (em termos de custos do operador) investir num aumento da capacidade instalada (mesmo que isso signifique mais perdas), sobretudo se essa opção for subsidiada, do que investir na prevenção, detecção e reparação das perdas de água nos sistemas.

**Figura 4.1 - Curvas de CMR e Custo marginal**



Para melhor interpretar o comportamento dos custos médios radiais para o bem composto, apoiemo-nos da Figura 4.1 onde se encontram desenhadas diferentes curvas de *CMR*, correspondentes a várias proporções dos dois *outputs*, no bem composto, incluindo o rácio correspondente à média da indústria ( $r_{p/a} = 0.332$ ), curva do meio, assim como se encontra assinalada, para este caso, a escala relativa à média da indústria.

Figura 4.2 - Curvas de custos médios radiais



As curvas de *CMR* são decrescentes e é possível verificar que para níveis relevantes de produção não há uma escala mínima eficiente (MES)<sup>62</sup>. Ou seja, parece poder concluir-se que a agregação de vários pequenos operadores em concelhos vizinhos permitiria beneficiar de economias de escala, e corresponderia a uma estrutura de organização mais eficiente do que a actual. A Figura

<sup>62</sup> Na realidade a MES existe mas para níveis do bem composto acima da 20 mil milhões de m<sup>3</sup> do mesmo.

4.1. mostra também que maiores rácios de perdas de água ( $r_{p/a}$ ) “empurram” as curvas de CMR para cima. Pelo contrário, menores  $r_{p/a}$  favorecem ainda mais as economias de escala globais.

### **4.3.2. O abastecimento de água e o saneamento de águas residuais**

#### *4.3.2.1. Introdução*

O objectivo da presente aplicação centra-se, uma vez mais no terceiro tipo de objectivos identificado aquando da revisão da literatura empírica, pretendendo-se, desta feita, responder às seguintes questões. Primeira, se a indústria da água se caracteriza pela presença de economias (ou deseconomias) de escala, ou seja, se é preferível, do ponto de vista da minimização dos custos, ter um único operador para o abastecimento de água e/ou o saneamento de águas residuais para vários municípios ou haver um operador responsável pelo fornecimento destes serviços para cada município. Segunda, se existem economias de gama entre o abastecimento de água ( $y_a$ ) e o saneamento de águas residuais ( $y_r$ ). Pretende-se também confirmar, ou não, a classificação frequente da indústria da água como monopólio natural multiproduto.

Recorde-se que a condição necessária e suficiente para uma determinada indústria poder ser considerada monopólio natural multiproduto é a subaditividade global da função de custos (Baumol, 1977), de difícil de comprovação empírica, daí ser um objectivo pouco frequente na literatura. As condições suficientes para a subaditividade devem incluir um certo tipo de complementaridade na produção dos vários produtos ou serviços da indústria. A presença de economias de gama é uma condição necessária para a subaditividade, pelo que, se for rejeitada esta condição então a subaditividade global é rejeitada também. Assim, após investigarmos se tal acontece, procuraremos testar condições menos exigentes, como a subaditividade radial.

A indústria da água é composta, conforme visto no Capítulo 2, por múltiplos monopólios municipais, no que se refere ao fornecimento de serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais em “baixa”, sendo frequente a sua designação como monopólios naturais (MAOT, 2000; MAOTDR, 2006b; IRAR, 2005). Isto justifica, desde logo a abordagem que se pretende seguir, no sentido de confirmar ou não essa percepção.

#### 4.3.2.2. Metodologia e dados

A especificação cúbica tem essencialmente as mesmas vantagens referidas anteriormente para a quadrática, para além de que permite diferentes comportamentos possíveis quanto ao custo marginal, contrariamente à quadrática, segundo a qual o custo marginal assume um comportamento linear. Neste sentido pode ser uma especificação adequada para acomodar diferenças significativas entre operadores, no que diz respeito à sua dimensão, ao tipo de serviços que fornecem, etc. Uma desvantagem deste tipo de especificação, possível explicação para a sua menor utilização em termos empíricos, é ser menos parcimoniosa no número de parâmetros a estimar do que, por exemplo, a quadrática. No entanto, face ao contexto presente, em que não se dispõe de informação sobre os preços dos factores produtivos, conforme referido, o número de parâmetros a estimar não é muito elevado.

Uma outra razão para a adopção da especificação cúbica reside no facto de ser uma forma funcional flexível (não impondo restrições aos valores das derivadas de primeira e de segunda ordem, Baumol *et al.*, 1988), e por isso, adequar-se à estimação de funções de custo multiproducto em certas circunstâncias. Nestas incluem-se situações de grande variabilidade na base de dados utilizada, em termos de heterogeneidade entre os operadores e produtos ou serviços produzidos, como acontece na indústria da água em Portugal.

A especificação cúbica permite a verificação de condições de subaditividade e de economias de escala e de gama, sem pressupor a sua existência. Além disto, permite também capturar os efeitos dos custos fixos, importantes numa indústria que é suposta ser um monopólio natural.

É também possível testar a existência de economias de gama quando a base de dados inclui operadores que não produzem certos produtos, na medida em que não degenera nos níveis zero de produto e, portanto, não necessita de modificações perante esses casos (Kwoka, 2002; Baumol *et al.*, 1988). Ou seja, é possível comparar os custos de um operador horizontalmente integrado, que forneça os serviços de abastecimento de água e saneamento de águas residuais, com os custos de dois operadores especializados em cada um dos serviços.

Uma função de custos cúbica para um operador multiproduto, suprimindo as variáveis não directamente relacionadas com os produtos, ou seja, considerando apenas os *outputs*, tem a seguinte especificação genérica:

$$C(Y) = a + \sum_{i=1}^n b_i y_i + \frac{1}{2} \left( \sum_{i=1}^n c_i y_i \right)^2 + \frac{1}{3} \left( \sum_{i=1}^n d_i y_i \right)^3 \quad (4.6)^{63}$$

Uma vez que não existem dados disponíveis sobre os preços dos factores produtivos, conforme referido na Secção anterior, assume-se novamente que  $a$ ,  $b_i$ ,  $c_i$  e  $d_i$  são funções não especificadas do vector dos preços dos factores produtivos.

Para os serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais, os dois produtos considerados são o volume de água distribuída para consumo final ( $y_a$ ), e volume de águas residuais recolhidas ( $y_r$ ), pelo que a função de custo (4.6) pode expressar-se da seguinte forma:

<sup>63</sup> Os coeficientes 1/2 e 1/3 são simplificações.

$$C(y_a, y_r) = a + b_1 y_a + b_2 y_r + \frac{1}{2} (c_1^2 y_a^2 + c_2^2 y_r^2) + c_1 y_a c_2 y_r + \frac{1}{3} (d_1^3 y_a^3 + d_2^3 y_r^3) + d_1^2 y_a^2 d_2 y_r + d_1 y_a d_2^2 y_r^2 \quad (4.7)$$

De igual modo ao da aplicação anterior, os custos marginais para cada produto obtêm-se através da derivação da equação (4.7) em relação a cada produto.

A condição de complementaridade de custos, por seu lado, vem dada por:

$$\frac{\partial^2 C(\cdot)}{\partial y_a \partial y_r} \leq 0 \Leftrightarrow y_a \leq -\frac{c_1 c_2}{2d_1^2 d_2} - \frac{d_2}{d_1} y_r \quad (4.8)$$

podendo verificar-se ou não, conforme requerido pelo terceiro conjunto de propriedades que a função de custo deve respeitar, mencionado na Secção 4.2, dependendo dos coeficientes da estimação e dos valores das variáveis fornecidos pela base de dados.

À semelhança do procedimento adoptado na aplicação anterior, para calcular os *CMR* é necessário agregar os dois produtos num bem compósito. Neste caso, este exercício revela-se ainda mais pertinente do que na aplicação apresentada anteriormente, na medida em que não se podem simplesmente somar diferentes tipos de produtos, como a água potável e a água residual. Considerando o rácio ( $r$ ) entre  $y_r$  e  $y_a$ , é possível calcular o seguinte produto compósito:

$$Y = y_a + r y_r, \text{ com } y_a = \frac{1}{1+r} Y \text{ e } y_r = \frac{r}{1+r} Y. \text{ Torna-se possível, então, transformar a equação}$$

(4.7) numa função monoproduto, como se segue:

$$C(Y, r) = a + \frac{1}{1+r}(b_1 + rb_2)Y + \frac{1}{2} \frac{1}{(1+r)^2} (c_1^2 + r^2 c_2^2 + 2rc_1 c_2) Y^2 + \frac{1}{3} \frac{1}{(1+r)^3} (d_1^3 + r^3 d_2^3 + 3rd_1^2 d_2 + 3r^2 d_1 d_2^2) Y^3 \quad (4.9)$$

A partir de (4.10) facilmente se deduzem as expressões para o custo marginal relativo ao bem compósito e para o *CMR*.<sup>64</sup>

Voltando à equação (4.7) e acrescentando agora os termos relacionados com outras variáveis não relacionadas com os produtos, o modelo a estimar torna-se<sup>65</sup>:

$$C(y_{a_m}, y_{r_m}, Z_m) = a + b_1 y_a + b_2 y_r + \frac{1}{2} (c_1^2 y_a^2 + c_2^2 y_r^2) + c_1 y_a c_2 y_r + \frac{1}{3} (d_1^3 y_a^3 + d_2^3 y_r^3) + d_1^2 y_a^2 d_2 y_r + d_1 y_a d_2^2 y_r^2 + x_1 ADens_m + x_2 RCont_m + x_3 Priv_m + \mu_m \quad (4.10)$$

onde  $m$  é o índice que identifica cada operador (município),  $a$ ,  $b_1$ ,  $b_2$ ,  $c_1$ ,  $c_2$ ,  $d_1$ ,  $d_2$ ,  $x_1$ ,  $x_2$  e  $x_3$  os coeficientes a estimar. *ADens*, *RCont* e *Priv* correspondem às variáveis do vector  $Z$  (descrito seguidamente) e  $\mu_m$  representa o habitual termo de erro estocástico.

Como acontecia na aplicação empírica anterior, o modelo representado pela equação (4.10) não é linear<sup>66</sup>. Assim, recorre-se novamente à sua estimação por métodos não lineares, através da maximização da função de verosimilhança.

<sup>64</sup>Respectivamente:  $CMg(Y, r) = \frac{1}{1+r}(b_1 + rb_2) + \frac{1}{(1+r)^2} (c_1^2 + r^2 c_2^2 + rc_1 c_2) Y + \frac{1}{(1+r)^3} (d_1^3 + r^3 d_2^3 + 3rd_1^2 d_2 + 3r^2 d_1 d_2^2) Y^2$

e

$CMR(Y, r) = \frac{a}{Y} + \frac{1}{1+r}(b_1 + rb_2) + \frac{1}{2} \frac{1}{(1+r)^2} (c_1^2 + r^2 c_2^2 + rc_1 c_2) Y + \frac{1}{3} \frac{1}{(1+r)^3} (d_1^3 + r^3 d_2^3 + 3rd_1^2 d_2 + 3r^2 d_1 d_2^2) Y^2 \cdot$

<sup>65</sup> Procedimento semelhante em relação a (4.9), permite obter  $C(Y, r, Z)$ .

Dada a dificuldade em fazer convergir o processo iterativo de maximização com o tradicional algoritmo BFGS, optamos por seguir a sugestão de Enders (2003: 38). Assim, num primeiro passo, maximizamos a função de verosimilhança através do algoritmo Simplex, permitindo apenas 10 iterações, no sentido de obter uma primeira aproximação aos coeficientes. Num segundo passo, procedemos à maximização da função de verosimilhança através do BFGS, usando as estimativas dadas pelo Simplex como valores iniciais para o novo processo de convergência. Porque se trata de um estudo seccional, aplica-se, novamente, o procedimento de White para a correcção da heterocedasticidade.

Como referido, a base de dados é composta por informações relativas ao ano de 2002, provenientes do INSAAR; da APDA; e do INE. Trata-se, de uma base de dados que comporta informação relativa a 282 operadores.

O Quadro 4.6, construído a partir da informação recolhida pelo INSAAR, disponibiliza alguma justificação concreta sobre a pertinência em averiguar a presença de economias de gama entre o abastecimento de água potável e os serviços de águas residuais na indústria portuguesa da água.

Conforme se pode verificar, aproximadamente 88% dos operadores fornecem ambos os serviços e cerca de 6% apenas um dos dois. Além disto, conforme indicado pela informação contida na quarta e na quinta colunas, não faria sentido adoptar uma qualquer estratégia de modificação ou adaptação de dados relacionada com a produção nula de determinado serviço, uma vez que essa situação corresponde a casos concretos (cerca de 12% dos operadores). O facto de cerca de 88% dos operadores fornecerem ambos os serviços justifica a abordagem multiproduto.

---

<sup>66</sup> Vide nota de rodapé 47. No caso da presente aplicação ainda acresciam problemas semelhantes no que respeita às relações entre os coeficientes relativos aos parâmetros  $d_1$  e  $d_2$ .

Quadro 4.6 - Operadores, volumes e utilizadores por tipo de sistema (2002)

<i>Tipo de Operador</i>	<i>Nº</i>	<i>Operadores</i> ( $y_a + y_r$ )	<i>Operadores</i> ( $y_a + 0$ )	<i>Operadores</i> ( $0 + y_r$ )	<i>Volume</i> $y_a$	<i>Volume</i> $y_r$	<i>Clientes</i> $y_a$	<i>Clientes</i> $y_r$
Câmaras	223	72,3%	1,1%	5,7%	33,4%	29,2%	38,5%	47,2%
SMAS	36	10,6%	1,8%	0,4%	41,2%	43,7%	38,0%	39,5%
Empresas	23	5,3%	2,8%	0,0%	25,5%	27,0%	23,5%	13,3%
Total	282	88,3%	5,7%	6,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%

Adicionalmente, o Quadro 4.6 mostra também a diversidade existente entre tipos de operadores quanto a volumes e a número de clientes, revelando, desta forma, a heterogeneidade e fragmentação existentes na indústria da água em Portugal, decorrente de diferentes graus de integração vertical e horizontal.

A variável dependente, custos totais, ( $C$ ), foi calculada através da soma dos custos directos de exploração e gestão com os encargos financeiros, com os custos de aquisição do recurso água (quando tal situação ocorre) e com outros custos gerais, tais como os custos de depreciação dos activos, relativos às actividades de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais (INSAAR, 2005). Em relação a este aspecto, é importante notar que, uma vez que utilizamos dados contabilísticos, como é habitual na literatura, não incluímos algumas componentes relevantes do verdadeiro custo económico, como os custos de oportunidade<sup>67</sup> e externalidades económicas e ambientais, pelo mesmo tipo de razões apresentado na aplicação anterior.

Face às restrições de informação, consideramos o capital como um factor *quase-fixo*, permitindo que o seu efeito seja capturado pelas variáveis  $ADens$  e  $RCont$ . Além disto, conforme sugerido pela literatura, a sua inclusão é também uma forma lidar com a heterogeneidade entre operadores.  $ADens$  foi calculada pela divisão do número de clientes dos serviços de abastecimento de água (número de ligações à rede de abastecimento de água) pela área do município (em quilómetros quadrados), para obter uma medida da densidade cliente. Apesar da variável  $RCont$

<sup>67</sup> Green (2003: 253) considera mais adequada a expressão “opportunity value” porque se refere ao valor da água numa utilização alternativa.

fornecer o mesmo tipo de informação, ou seja, o número de ligações ao sistema de recolha de águas residuais, não aplicámos o mesmo procedimento que em relação ao número de clientes do serviços de abastecimento de água, para evitar problemas de multicolinearidade.

A terceira variável do vector  $Z$ , *Priv*, informa sobre a propriedade do capital e é uma variável dummy que toma o valor 1 se o operador é privado (total ou parcialmente), e o valor 0 em caso contrário. Com esta variável pretende-se verificar se a estrutura de custos dos operadores da indústria da água varia sistematicamente com o tipo de propriedade dos activos.

Uma vez que não há dados disponíveis sobre os preços dos factores produtivos suportados pelos operadores da indústria da água em Portugal, assume-se, uma vez mais e pelas mesmas razões apontadas anteriormente, que as EG suportam preços idênticos dos factores produtivos. Esta presunção significa também que, uma vez que os preços dos factores não podem ser explicitamente incorporados, estes estão incluídos nas componentes fixas e nos coeficientes a estimar, como funções não especificadas do vector dos preços dos factores, conforme referido anteriormente.

O Quadro 4.7 apresenta um sumário das principais estatísticas descritivas relativas às variáveis utilizadas.

**Quadro 4.7 - Estatísticas descritivas das variáveis**

<i>Variável</i>	<i>Média</i>	<i>Desvio Padrão</i>	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>
Custo total (€ 2002)	2576005,228	6097029,778	45245	59126742
$y_a$ ( $10^6$ m <sup>3</sup> )	1,663578	3,836753	0	41,538359
$y_r$ ( $10^6$ m <sup>3</sup> )	1,037427	2,547816	0	24,139965
<i>ADens</i>	119,104257	399,547875	0	3944,992332
<i>RCont</i>	11966,60656	29124,03463	0	315670
<i>PRIV</i>	0,035971	0,186554	0	1

O Quadro 4.7, confirma a já apontada acentuada variabilidade dos dados. Os volumes de água potável distribuída e de águas residuais recolhidas abrangem intervalos entre os 0 e os 41,5 e entre

os 0 e os 24 milhões de metros cúbicos, respectivamente. Se considerarmos apenas os operadores que fornecem o serviço (ou seja, ignorando os operadores que não fornecem um dos serviços, correspondentes aos zero como valores mínimos do Quadro 4.7), então o volume de água distribuída situa-se entre os 0,097 e os 41,5 e o volume de águas residuais entre os 0,017 e os 24 milhões de metros cúbicos.

#### 4.3.2.3. Análise de resultados

Os resultados da estimação da função (4.11), decorrentes da aplicação da metodologia descrita anteriormente, segundo a máxima verosimilhança (algoritmo BFGS<sup>68</sup>), utilizando o *software* WinRATS 6.02 encontram-se no Quadro 4.8.

**Quadro 4.8 - Parâmetros estimados<sup>69</sup>**

<i>Parâmetros</i>	<i>Coefficiente estimado</i>	<i>Desvio padrão</i>	<i>Nível de significância</i>
<i>a</i>	88199,162	149772,3218	0,55593623
<i>b<sub>1</sub></i>	1057334,701	173588,8800	0,00000000
<i>b<sub>2</sub></i>	9968,045	12,6874	0,00000000
<i>c<sub>1</sub></i>	0,141	12,9554	0,99982565
<i>c<sub>2</sub></i>	0,363	13,0695	0,99955533
<i>d<sub>1</sub></i>	-25,627	1,6194	0,00000000
<i>d<sub>2</sub></i>	31,948	1,8732	0,00000000
<i>x<sub>1</sub></i>	-3821,160	1581,6749	0,01569660
<i>x<sub>2</sub></i>	70,525	17,7125	0,00006844
<i>x<sub>3</sub></i>	2726396,21	1334582,6712	0,04106402

Observações: 278. R<sup>2</sup> = 0.87840

Ainda que a constante estimada da regressão não se apresente como estatisticamente significativa, um teste de significância conjunta às variáveis que compõem a constante global (que correspondente ao custos fixos do modelo, i.e., a constante da regressão mais o produto da média

<sup>68</sup> Convergente ao fim de 382 iterações.

<sup>69</sup> Aquando das estimações, tentou-se também a especificação quadrática. Porém, como os resultados obtidos com essa especificação não permitiam explicar o fenómeno em estudo, essa especificação foi abandonada.

dos valores das restantes variáveis que não têm interações com os produtos, pelos correspondentes coeficientes estimados) confirma a sua significância estatística<sup>70</sup>, e que a constante global é positiva (575 100 €), como seria de esperar.

Os coeficientes de  $y_a$  e  $y_r$  têm o sinal positivo esperado e são estatisticamente significativos. Contrariamente, os coeficientes estimados para os parâmetros  $c_1$  e  $c_2$  não se apresentam com significado estatístico. Os restantes coeficientes têm todos significância estatística.

Em relação às variáveis não directamente relacionadas com os *outputs*, os sinais dos seus coeficientes são os esperados. No que se refere à propriedade privada, a variável *Priv* encontra-se positivamente correlacionada com os custos totais. Este resultado, pode interpretado como uma possível consequência de uma menor subsidiação deste tipo de entidades ou do maior controlo sobre o respeito de padrões de qualidade do serviço face, por exemplo, a entidades públicas.

A partir dos coeficientes estimados obtém-se a seguinte função de custo:

$$\begin{aligned} \hat{C} = & 88199,1619 + 1057334,701y_a + 9968,044y_r + \frac{1}{2} \times (0,01986y_a^2 + 0,13150y_r^2) + 0,05111y_a y_p \\ & + \frac{1}{3} (-16830,947y_a^3 + 32609,127y_r^3) + 20982,252y_a^2 y_r + (-26157,464)y_a y_r^2 \\ & - 3821,16ADens + 70,5251RCont + 2726396,206Priv \end{aligned} \quad (4.11a)$$

Ou, de forma mais simples (considerando os valores médios para as variáveis não relacionadas com os *outputs* e agregando-as na constante global, correspondente aos custos fixos):

$$\begin{aligned} \hat{C} = & 575\ 100 + 1057334,701y_a + 9968,044y_r + \frac{1}{2} \times (0,01986y_a^2 + 0,13150y_r^2) + 0,05111y_a y_p \\ & + \frac{1}{3} (-16830,947y_a^3 + 32609,127y_r^3) + 20982,252y_a^2 y_r + (-26157,464)y_a y_r^2 \end{aligned} \quad (4.11b)$$

<sup>70</sup>  $\chi^2(4) = 98.031069$ , a um nível de significância de 1%.

Face ao mesmo tipo de limitações apontado em relação à aplicação anterior, deve ressaltar-se, novamente que os resultados ora obtidos devem ser lidos, uma vez mais, com alguma prudência.

Para analisar o comportamento dos custos, simulámos também três níveis de produção, correspondentes a uma pequena escala de produção (500 000 m<sup>3</sup> do bem compósito), à média da indústria e a uma escala de produção maior, 20 milhões m<sup>3</sup> do bem compósito. Com base nessas escalas de produção calculámos os custos marginais para cada produto, bem como a extensão das economias de escala específicas, considerando a proporção  $r$ , fixa de acordo com a média da indústria, ou seja,  $r = 0.624$ . Os resultados encontram-se no Quadro 4.9.

**Quadro 4.9 - Custos marginais e economias de escala específicas**

Escala de produção	Output (milhões de m <sup>3</sup> )			Custos marginais (€/m <sup>3</sup> )		Economias de escala específicas	
	$y_a$	$y_r$	$Y$	$y_a$	$y_r$	$y_a$	$y_r$
Pequena	0,307955	0,192045	0,500000	1,057	0,010	1,000	1,074
Média da indústria	1,663578	1,037427	2,701005	1,055	0,013	0,995	2,693
Grande	12,318215	7,681785	20,000000	0,931	0,168	0,696	8,110

A comparação entre custos marginais do abastecimento de água e da recolha de águas residuais revela relações simétricas com a escala de produção. O custo marginal de  $y_a$  é decrescente, enquanto que o custo marginal de  $y_r$  tem o comportamento contrário. Ainda assim, para as três escalas consideradas, o custo marginal do abastecimento de água é maior do que o custo marginal da recolha de águas residuais. Ou seja, os resultados parecem revelar que é mais barato recolher um m<sup>3</sup> extra de água residual do que fornecer um m<sup>3</sup> adicional de água potável<sup>71</sup>.

<sup>71</sup> No entanto, a partir de escalas de produção muito maiores (não representadas no quadro) a relação anterior inverte-se, isto é, acima de 38,5 milhões de m<sup>3</sup> do bem compósito o custo marginal de  $y_a$  passa a ser inferior ao custo marginal de  $y_r$ .

Relativamente às economias de escala específicas, encontram-se também diferentes desempenhos entre  $y_a$  e  $y_r$ . Em relação ao abastecimento de água, existem rendimentos específicos à escala constantes até à média da indústria, verificando-se, pelo contrário, reduzidas deseconomias de escala para as maiores escalas produtivas. No que se refere às águas residuais, verificam-se economias de escala específicas crescentes com a escala produtiva.

A condição de complementaridade de custos (reveja-se a desigualdade (4.9)) torna-se  $y_a \leq -0,003 + 1,246y_r$ . Assim, para as três escalas produtivas consideradas, os resultados obtidos indicam que não se cumpre a condição de complementaridade de custos. Como tal, não é possível considerar que é mais barato produzir os *outputs* de forma combinada do que separadamente, pelo que a convexidade transradial é rejeitada.

Mesmo considerando condições suficientes menos exigentes, ou seja, sem forte complementaridade (Baumol *et al.*, 1988), para a subaditividade, como a combinação de economias de escala específicas e economias de gama, não é possível aceitá-las para as três escalas de produção analisadas. Isto porque se verificam deseconomias de escala específicas para o abastecimento de água para a grande escala de produção considerada.

Continuando a raciocinar tendo por base as proporções de produto fixas de acordo com a média verificada na indústria, calculámos, de seguida, os custos marginais, os custos médios radiais e o grau de economias de escala para o bem composto, bem como o grau de economias de gama (conforme revisto no Capítulo 3), para as três escala de produção que temos vindo a considerar. Estes resultados encontram-se expressos no Quadro 4.10.

**Quadro 4.10 - Custos e economias de escala e de gama**

<i>Escala de produção</i>	<i>CMR</i> (€/m <sup>3</sup> )	<i>CMg</i> (€/m <sup>3</sup> )	<i>SL</i>	<i>SP</i>
Pequena	1,81	0,66	2,756	0,637
Média da indústria	0,87	0,65	1,326	0,240
Grande	0,68	0,64	1,063	-0,359

Conforme nos revela o Quadro 4.10, considerando o produto compósito, existem economias de escala que se vão reduzindo, apesar de continuarem a verificar-se, ainda que de forma muito moderada, na maior escala produtiva considerada. Quanto a economias de gama, a indústria parece exibi-las até à média da indústria, ainda que se revelem reduzidas. É possível constatar, também, que para grandes escalas de produção a função de custos exhibe deseconomias de gama.

Uma vez que as economias de gama não estão sempre presentes, a condição necessária para subaditividade global da função de custos é rejeitada, pelo que a indústria da água em Portugal, formada pelo abastecimento de água e pelo saneamento de águas residuais, não parece poder ser considerada monopólio natural para todos os vectores de produção.

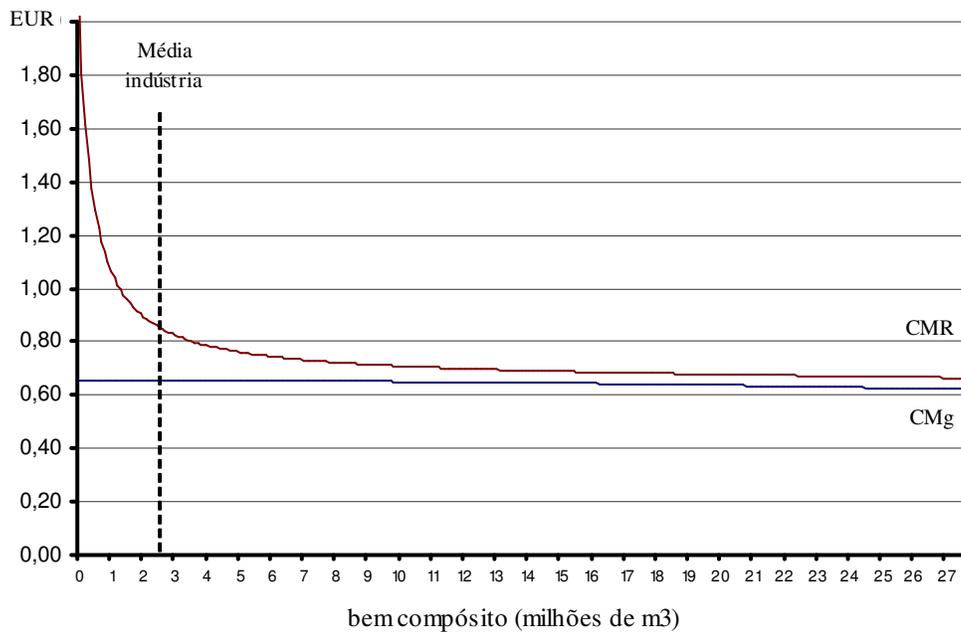
Considerando diferentes valores para  $r$ , ou seja, diferentes combinações de volumes de água potável distribuída e de água residual recolhida, é possível desenhar diferentes curvas de custos. Por exemplo, se considerarmos o valor médio de  $r$ , obtido segundo os valores da base de dados utilizada, podemos representar graficamente as curvas de custo marginal e de custo médio radial decorrentes da estimação realizada. Estas representações geométricas são úteis na análise da estrutura de custos, porque permitem, designadamente, interpretar as economias de escala, verificar se existe uma escala mínima eficiente num intervalo relevante de produção.

A Figura 4.3 ilustra os custos médios radiais e marginais estimados para o bem compósito considerado, facilitando a investigação e a interpretação de condições de subaditividade radial.

A sua observação revela que o  $CMR$  e o  $CMg$  ( $Y$ ) são decrescentes para escalas relevantes de produção. Como se constata, a indústria não esgota as economias de escala globais, ou seja, as duas

curvas não se intersectam em níveis relevantes de produção do bem composto. Isto sugere que uma maior concentração na indústria da água seria vantajosa em termos de eficiência, uma vez que tal situação permitiria tirar partido de economias de escala globais, já que estas persistem, apesar de reduzidas, mesmo na maior escala de produção simulada.

**Figura 4.3 - Custos marginais e médios radiais**

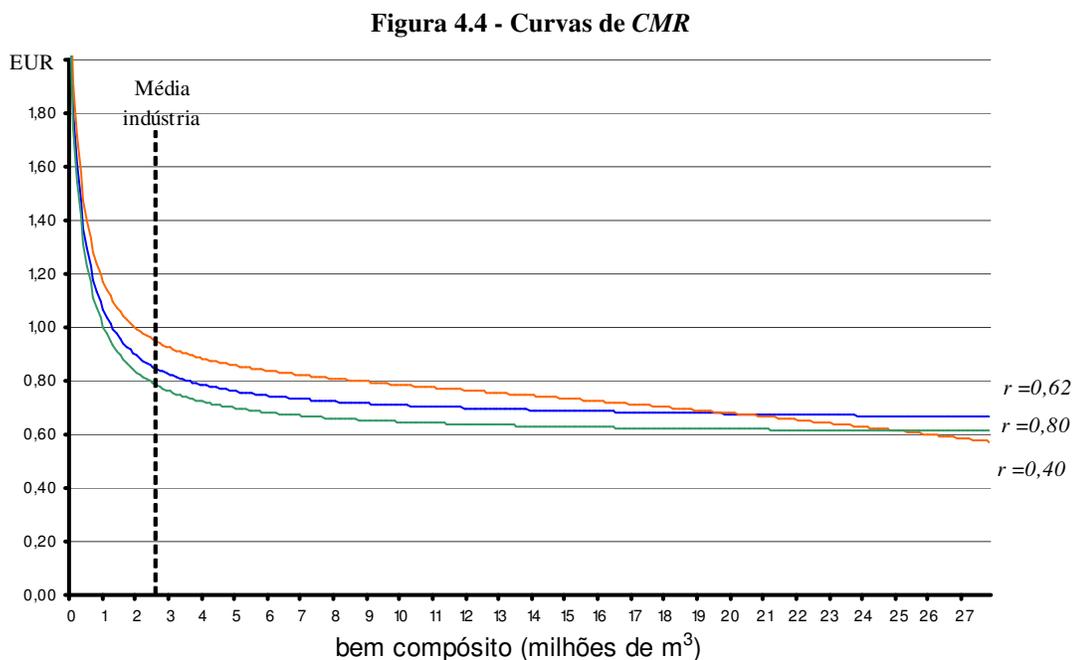


Apesar de não se verificarem as condições suficientes para garantir a subaditividade global, uma vez que os *CMR* são sempre decrescentes para escalas relevantes de produção, parece poder concluir-se que se verifica subaditividade radial estrita. Isto implica que a indústria pode ser considerada, nos termos de Baumol (1977: 188), “natural monopoly anywhere along an output ray”. O mesmo é dizer que a indústria da água pode ser considerada um monopólio natural para determinada combinação de produção, no sentido em que se verificam as condições de subaditividade para uma combinação específica dos produtos considerados.

Para aprofundar um pouco mais a análise, simulámos duas outras combinações de *outputs*, ou seja, dois outros bens compostos e, conseqüentemente, dois outros valores de *r*. Um deles

correspondente a uma maior proporção de abastecimento de água ( $r = 0,4$ ) e um outro em que as águas residuais são o *output* predominante na composição do bem composto ( $r = 0,8$ ).

A Figura 4.4 ilustra as três curvas de *CMR* para os diferentes níveis de  $r$ , incluindo o  $r = 0,62$ , e também a escala de produção do bem composto correspondente à média da indústria.



A Figura 4.4 revela que não se pode concluir que exista um valor de  $r$ , ou seja, uma combinação dos dois produtos,  $y_a$  e  $y_r$ , que garanta os menores *CMR* para todo o intervalo relevante de produção. Para além disto, de acordo com tentativas efectuadas até aos 45 milhões do bem composto, os *CMg* e os *CMR* não se cruzam para os três valores de  $r$  considerados (0,62; 0,4 e 0,8).

Para escalas de produção até cerca de 20 milhões de  $m^3$  do produto composto, quanto menor for o rácio  $r$  maiores são os *CMR* correspondentes. Isto quer dizer que até esta escala parece preferível distribuir volumes de águas residuais recolhidas próximos dos volumes de água potável distribuída. Para escalas produtivas superiores, por exemplo entre aproximadamente 20 e cerca de 25 milhões de unidades do produto composto, continua a parecer preferível uma combinação

próxima dos dois *outputs* mas os *CMR* do  $r$  que traduz a média da indústria são maiores do os *CMR* relativos a uma situação em que o volume de águas residuais representa o menor peso no *output* compósito entre as três situações admitidas. A partir de sensivelmente 25 milhões de unidades do bem compósito a solução preferível em termos do *mix* de produção é aquela em que o volume de águas residuais tem um menor peso ( $r = 0,4$ ).

A Figura 4.3 mostra, assim, que o nível dos *CMR* depende das escalas de produção do produto compósito e da combinação dos *outputs* que formam o bem compósito, mas o seu comportamento revela *CMR* decrescentes para níveis relevantes de produção.

Em jeito de síntese, destacam-se dois dos resultados mais relevantes. Primeiro, o facto de a média da indústria se revelar muito reduzida e não se esgotarem as economias de escala globais para níveis relevantes de produção, sugerindo que a aglomeração sistemas municipais vizinhos permitiria reduzir custos e melhorar a eficiência económica. Segundo, apesar de não ser possível classificar a indústria da água (subsectores do abastecimento e do saneamento) em Portugal utilizando a expressão de Baumol, como “natural monopoly (for) all output vectors”, (Baumol, 1977: 812), é aceitável a sua classificação como monopólio natural para o *output* compósito (monopólio natural radial), formado de acordo com as proporções médias da indústria.

#### **4.4. Conclusão**

Não obstante a análise ora apresentada não oferecer respostas definitivas, há a destacar que os resultados obtidos estão, em termos gerais, em concordância com a literatura e que permitem sublinhar algumas conclusões importantes.

Uma das principais conclusões que se pode retirar das duas aplicações empíricas realizadas é que a escala de produção média na indústria da água não é eficiente, independentemente de se considerar apenas o abastecimento de água ou o abastecimento de água em conjunto com o saneamento de águas residuais. Este resultado significa que a maior parte dos operadores da indústria da água não está a esgotar os rendimentos de escala possíveis, pelo que se encontra aqui um argumento que pode sugerir uma maior concentração, sobretudo de pequenos e médios operadores de sistemas de abastecimento e de saneamento de águas residuais contíguos, a operar a uma escala sub-ótima.

Os maiores operadores, no caso do abastecimento e do saneamento parecem encontrar-se próximos do esgotamento das economias de escala globais assim como registar reduzidas deseconomias de gama. Neste sentido, poderiam beneficiar de alguma desagregação entre as actividades de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais.

Considerando o princípio de recuperação dos custos pelas tarifas, imposto pela Directiva Quadro e pela Lei da Água, as possíveis vantagens da agregação e da desagregação nos moldes anteriormente referidos também beneficiariam os utilizadores, através da redução possível dos níveis tarifários.

No que se refere ao abastecimento de água, os resultados da estimação da função de custos multiproduto, em que se considerou conjuntamente com os volumes de água distribuída os volumes de perdas de água nos sistemas, revelaram a presença de economias de gama entre os dois tipos de produtos. Este resultado traduz benefícios, em termos de eficiência técnica, em permitir determinado nível de perdas de água ao invés de proceder à reparação de fugas e eliminação ou redução dessas perdas, sobretudo para pequenos e médios operadores. Isto significa que a procura de melhores níveis de eficiência colide com objectivos de natureza ambiental e de gestão racional, pelo lado da oferta, de um recurso reconhecidamente escasso.

Aliás, no mesmo sentido, outra importante conclusão é que a diminuição da proporção das perdas na quantidade total de água produzida permite reduzir os custos médios radiais para qualquer escala de produção. Revela-se assim, a importância do combate às perdas, não apenas por preocupações ambientais mas também devido aos seus efeitos económicos e sociais (estes últimos, por via da transmissão da redução de custos às tarifas).

No que concerne à política de regulação, os resultados obtidos pela primeira aplicação empírica evidenciam a necessidade de analisar e gerir o conflito entre a promoção da eficiência técnica e ambiental. Isto é especialmente relevante tratando-se de pequenos e médios operadores, uma vez que a definição de um nível adequado de perdas não deve ignorar a capacidade dos operadores para alcançarem metas satisfatórias em termos de eficiência técnica.

É frequente ver-se referido como exemplo de um monopólio natural típico o caso da indústria da água. Todavia, a literatura empírica sobre a estimação de funções de custo para esta indústria raramente testa a subaditividade dessas funções, requisito para que um monopólio possa ser considerado natural. Uma possível explicação para esse facto pode estar na dificuldade em provar que uma determinada função de custos é estritamente subaditiva, pois é um conceito que requer uma descrição global da função de custos, desde a origem até aos níveis de *output* efectivamente produzidos. Apesar de ser mais fácil provar que uma função de custos é parcialmente subaditiva, ou seja, que uma indústria é um monopólio natural apenas para determinados vectores específicos de produção, ainda assim este não é um objectivo frequente na literatura. Os resultados relativos a economias de escala e de gama revelam alguma ambiguidade, embora se possa concluir que, geralmente, a ocorrência deste tipos de economias depende da dimensão das escalas de produção.

Os resultados obtidos com a segunda aplicação, mostraram que existem economias de gama moderadas entre a produção conjunta de serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais até escalas de produção correspondentes à média da indústria. Estes resultados sugerem que é vantajoso, em termos de eficiência técnica, que pequenos e médios operadores

forneçam ambos os serviços. Noutras palavras, embora limitadamente, parece existir campo para alguma integração horizontal. Na maior escala de produção considerada, a indústria parece exibir deseconomias de gama reduzidas, pelo que uma certa desagregação das duas actividades produtivas poderia revelar-se como a melhor opção a adoptar. Neste caso, o fornecimento em separado dos serviços a alguns grupos de consumidores, por operadores diferenciados, se exequível, poderia ser uma opção preferível.

Uma outra conclusão é que não se verificam globalmente as condições suficientes para a subaditividade global da função de custos. Como tal, não é possível classificar a indústria da água em Portugal como um monopólio natural para todo e qualquer vector de produção. O estudo efectuado permite-nos, todavia, aceitar a subaditividade radial (custos médios radiais decrescentes) ao longo de todo vector de produção definido segundo as proporções fixas registadas na média da indústria entre o volume de água residual recolhida e de água potável distribuída, e para escalas relevantes de produção. Assim, parece poder concluir-se que a indústria da água pode ser considerada monopólio natural para determinada combinação de produtos, em concreto para o bem compósito estudado.

Para além disto, concluiu-se que não é possível estabelecer uma relação única entre a combinação do volume de água potável distribuído e residual recolhido e o nível dos custos médios, para todo o intervalo relevante de produção. Tal relação depende da composição do bem compósito. Para escalas de produção até cerca de 20 milhões de unidades do bem compósito parece ser preferível distribuir água potável em quantidades próximas dos volumes de águas residuais recolhidas, permitindo com isso reduzir os *CMR* e obter melhores resultados em termos de eficiência. No entanto, para escalas de produção maiores a melhor opção parece revelar-se aquela em que as águas residuais têm menor peso no bem compósito.

Em jeito de síntese, e independentemente de se raciocinar unicamente para o abastecimento de água ou para este mais o saneamento, os resultados obtidos tornam possível destacar um certo

tipo de recomendações reguladoras respeitantes à estrutura de mercado apropriada. No caso dos pequenos sistemas e dos de média dimensão, os resultados apontam para vantagens da sua aglomeração. No caso dos maiores operadores, a introdução de algum tipo de concorrência, no que toca a uma certa separação os dois tipos de serviços (água e saneamento) poderia ser encorajada, uma vez que actualmente parecem operar com deseconomias de gama.

Pelo facto de certas rubricas de custo (importantes para apurar o verdadeiro custo económico) não terem sido consideradas nas aplicações empíricas, como os custos ambientais e de escassez, e de alguns dos coeficientes estimados não se terem revelados estatisticamente significativos, as conclusões que se retiram das aplicações devem ser encaradas com prudência e devidamente contextualizadas. Merece ser recordado que, devido à escassez do recurso água, o que acontece é que as origens de águas mais acessíveis e de melhor qualidade são as primeiras a serem usadas. À medida que a procura vai aumentando vai sendo progressivamente necessário recorrer a origens menos acessíveis e de pior qualidade. Ora, isto reflecte-se, necessariamente, neste tipo de custos, que tende a aumentar. O que significa que assim que se possam integrar todas as componentes de custos na análise, os resultados podem alterar-se, *inclusive* fixando a MES a níveis relevantes de produção. Neste cenário hipotético, pode até revelar-se racional a promoção da concorrência. Isto remete-nos, para a importância da gestão do recurso água também, ou sobretudo, pelo lado da procura, ou seja pelo incentivo ao consumo racional de água, assunto a que nos dedicaremos no Capítulo seguinte.

## **5. GESTÃO DA ÁGUA PELO LADO DA PROCURA**

### **5.1. Introdução**

O aumento do consumo de água, associado a padrões de desenvolvimento mais elevados, e a degradação das suas origens, a par de fenómenos de escassez sazonal, têm feito aumentar os custos com o serviço de abastecimento de água potável. Perante este cenário, tornou-se clara a necessidade de desviar a ênfase em termos de orientação estratégica da gestão do recurso água do lado da oferta para o lado da procura. A expansão da oferta não é uma estratégia sustentável no longo prazo, dada a escassez do recurso natural em causa, sobretudo no que se refere a água com qualidade para consumo humano. Se é certo que a possibilidade de dessalinização da água do mar pode constituir solução para determinadas regiões geográficas e para certo tipo de utilizações, não é menos verdade que esta opção envolve custos muito elevados e que dificilmente será aplicável a todas as regiões, por estar em causa uma indústria que funciona em rede, com limites físicos e geográficos concretos, devido, designadamente, a questões de manutenção de padrões satisfatórios de qualidade.

Reconhecida a situação de escassez do recurso, o debate passou a centrar-se nos mecanismos alternativos de actuação. Entre as possíveis políticas do lado da procura podem considerar-se duas

estratégias principais. Segundo uma delas, o preço da água é o instrumento privilegiado e, de acordo com a outra, conhecida como “*non price policy*”, o controlo das utilizações de água passa pelo recurso a instrumentos como campanhas públicas de informação ou imposição de restrições à utilização de água. Para além de dever ser orientada para uma utilização sustentável do recurso, a opção deve recair no(s) instrumento(s) que melhor promova(m) uma afectação eficiente entre utilizações concorrentes. Uma dificuldade que os decisores da política da água e os operadores dos sistemas de abastecimento enfrentam é a falta de informação para determinar o desempenho dos vários instrumentos.

Na Europa, este tipo de preocupações tem estado na origem de vários documentos de natureza legal, visando o estabelecimento de um quadro de actuação comunitária em termos de política da água. Um dos mais importantes diplomas, a DQA, define os princípios e objectivos que devem orientar a política da água à escala comunitária. Em concreto, de acordo com o seu art.9º, até 2010 todos os países membros devem integrar todos os custos dos serviços de água, incluindo os ambientais e de escassez do recurso, na política de preços da água, respeitando o princípio do utilizador/poluidor pagador. A DQA recomenda, designadamente, o recurso à tarifação e a promoção da utilização racional da água como medidas a privilegiar por uma estratégia baseada na procura.

Uma gestão eficiente do recurso água, com vista à garantia da sustentabilidade do recurso, à salvaguarda de obrigações de SIEG e a imposições legais, comunitárias (DQA) e nacionais (Lei da Água), requer o conhecimento das características da procura de água. Entre os sectores utilizadores da água, o segmento residencial é particularmente importante do ponto de vista dos consumos abastecidos pelas redes públicas de abastecimento, em contexto urbano, conforme visto no Capítulo 2.

Entre as determinantes da procura de água, para além do seu preço, assumem particular relevância questões como a densidade populacional das localidades, o rendimento dos

consumidores, a procura derivada de outros consumos domésticos e factores climáticos. No que respeita aos preços estão sobretudo em causa o nível e a estrutura das tarifas praticadas pelos operadores da indústria da água, pelo que o debate em torno desta problemática abre caminho à discussão de modelo de regulação do sector. Em resumo, a preocupação crescente com a utilização mais racional da água por parte dos consumidores, obriga a determinar as alterações esperadas no consumo de água decorrentes das políticas de preços. A estimação da procura residencial de água revela-se, assim, um pré-requisito para o desenho de uma qualquer política tarifária para a indústria da água.

Neste sentido, o objectivo deste Capítulo é o de avaliar o desempenho do regime de preços enquanto instrumento de gestão da procura de água. Trata-se, portanto, de uma abordagem sobretudo empírica com base na realidade portuguesa. O Capítulo encontra-se estruturado da seguinte forma. Na Secção 5.2 revêem-se alguns conceitos e sugestões da teoria económica acerca das determinantes da procura de água. A partir daí, procede-se, na Secção 5.3, à revisão da literatura relativa aos principais estudos empíricos de referência que permitem avaliar o impacto da manipulação do regime tarifário sobre a procura de água. Antes de se passar à estimação propriamente dita da procura residencial, procura-se perceber os regimes tarifários em vigor em Portugal e suas potencialidades como ferramenta de gestão da procura de água na Secção 5.4. As justificações para a dedicação de toda uma subsecção a esta problemática prendem-se, por um lado, com o enquadramento que se pretende dar ao estudo empírico sobre a procura e, por outro lado, com o facto de a literatura económica sobre a procura residencial de água colocar a tónica no cálculo das elasticidades preço e rendimento da procura em detrimento da discussão acerca da adequação dos esquemas tarifários. A partir daqui, na Secção 5.5 apresenta-se um estudo empírico de estimação da procura residencial de água. A Secção 5.6 é destinada às conclusões do Capítulo.

## 5.2. Conceitos e determinantes da procura sugeridas pela teoria

A expressão “procura de água” é utilizada, com alguma frequência, para traduzir uma variedade confusa de conceitos, podendo referir-se a usos, consumos, necessidades e procura económica de água, conforme realça Merret (2005, 2004<sup>72</sup>). A importância da clarificação do significado com que se utiliza uma ou várias das expressões depende do âmbito do trabalho em causa. A própria consideração da gestão do recurso água como uma forma de gestão da procura pode não ser correcta, quando algumas das estratégias de gestão do recurso, como questões ligadas à redução das perdas de água nos sistemas ou à re-utilização da água, por vezes consideradas como formas de procura, correspondem a iniciativas que têm que ver com o lado da oferta.

O conceito que nos interessa, no âmbito do presente Capítulo, é a procura económica de água, representada pela função procura, a qual relaciona as quantidades procuradas com os preços unitários. No entanto, importa salvaguardar que, num contexto em que toda a procura de água é satisfeita, ou seja, em que não se verificam restrições quantitativas à completa satisfação das quantidades procuradas, utiliza-se, indistintamente, as expressões consumo ou procura. Inclusivamente, como se explicará à frente, a variável utilizada como *proxy* para a procura de água pelo segmento doméstico (residencial) corresponde ao nível de consumo registado pelas famílias.

As políticas de gestão da procura de água devem basear-se no conhecimento do comportamento económico dos consumidores. E, por sua vez, uma parcela deste comportamento pode ser quantificado através da conceito de elasticidade preço da procura, que mede a alteração

---

<sup>72</sup> Merret (2005) define usos de água como as quantidades de água distribuídas pelos diferentes sectores utilizadores (uso residencial, agrícola, serviços, etc.). No que se refere a consumos, o mesmo autor considera-os como a parte da água que regressa ao ciclo hidrológico através do processo de evapotranspiração que ocorre durante o processo de utilização (a restante parte, após as várias utilizações possíveis, corresponde a águas residuais ou a excessos resultantes, por exemplo, de processos de irrigação). O conceito de necessidades de água, por seu lado, corresponde ao níveis recomendados ou desejáveis de água para as diferentes utilizações. Por exemplo, as necessidades de água para uso pelo segmento residencial correspondem aos níveis de água para a confecção de refeições, higiene, etc.

relativa na quantidade de água procurada resultante de uma modificação residual (na prática, uma modificação de um ponto percentual) no preço da água. Outra medida é a elasticidade rendimento, a qual permite quantificar o efeito da variação do rendimento sobre a procura de água.

No que concerne às variáveis explicativas da procura residencial de água, a teoria económica fornece um enquadramento útil segundo o qual a estrutura da procura pode ser examinada. Em geral, para além de ser uma função do preço da água, a procura pode ser determinada pelos preços de outros bens e pelo nível de rendimento (Renzetti, 2002). Contudo, em termos de modelos empíricos e no que respeita a preços, a maior parte das equações da procura de água apenas utiliza informação sobre o preço da água, face à indisponibilidade de informação sobre outros preços para além daquele. Assim, conforme se verá de seguida, em termos explícitos ou implícitos, a maior parte da investigação empírica realizada sobre a procura de água assume que esta é separável da procura de outros bens e serviços.

### **5.3. Revisão sumária da literatura empírica sobre a procura de água**

Entre os fenómenos que, sobretudo a partir dos anos 1960, fizeram despertar interesses sobre a gestão da procura de água, estiveram episódios de seca que afectaram diversas regiões, designadamente, nos Estados Unidos da América (EUA). Desde o reconhecimento da escassez do recurso água, tornou-se claro que a estratégia a adoptar perante uma procura cada vez maior de água não podia continuar a sustentar-se apenas na expansão da oferta. Como tal, políticas de gestão pelo lado da procura (*demand side management – DSM – policies*) têm estimulado importantes debates entre operadores, políticos e economistas.

Na discussão sobre a regulação da gestão da procura, diversos economistas têm sustentando as suas ideias com estudos de natureza teórica e, sobretudo, empírica, por intermédio dos quais procuram estimar a procura de água. A principal ênfase deste tipo de estudos tem sido colocada na determinação da elasticidade preço da procura. A abordagem económica deste assunto tem passado pela estimação empírica da procura de água, em geral e, mais especificamente, pela estimação da procura residencial, através do estabelecimento de relações entre o consumo de água ( $Q$ ) e dois tipos de variáveis explicativas: relacionadas com o preço da água ( $P$ ) ou com outros factores ( $Z$ ). Ou seja, pela estimação econométrica de funções do tipo  $Q = f(P, Z)$ , conforme é referido em Arbués *et al.* (2003).

O Quadro 5.1 constitui uma síntese relativamente a dados, metodologias e resultados dos principais estudos empíricos de referência conhecidos sobre a procura residencial de água, dos mais actuais para os mais antigos.

Recentemente alguns dos estudos têm procedido à estimação da procura residencial de água relativamente a determinados países europeus, como a Dinamarca, Hansen (1996), a Suécia, Höglund (1999), a França, Nauges e Thomas (2000), a Espanha, Martinez-Espiñeira (2003a; b) ou a Grécia, Mylopoulos, *et al.* (2004). No entanto, conforme se pode verificar pela leitura do Quadro 5.1, tanto nos trabalhos pioneiros (Howe e Linaweaver, 1967; Gibbs, 1978; Danielson, 1979; Foster e Beattie, 1979), como na maioria dos estudos têm sido utilizados dados relativos aos EUA. Desconhecem-se outros estudos sobre a procura residencial de água em Portugal, para além dos trabalhos de Martins e Fortunato (2005) e Martins e Fortunato (2007).

Quadro 5.1 - Sumário de estudos empíricos sobre a procura residencial de água

Autor (ano)	Área de aplicação	Tipo de Dados	Tipo de tarifário	Método de estimação	Principais resultados	
					Elasticidade preço	Elasticidade rendimento
Mylopoulos, <i>et al.</i> (2004)	Tessalónia, Grécia	Painel	2 partes TBC	PDT	-0,77 a -0,51	0,127 a 0,18
Martinez-Espiñeira e Nauges (2004)	Sevilha, Espanha	Temporais	2 partes TBC	GLS	-0,13 a -0,07	0,07 a 0,13
Martinez-Espiñeira (2003b)	Noroeste, Espanha	Painel	PU, TBC	OLS, IV PDT	-0,67 a -0,51	> 0
Renwick e Green (2000)	Califórnia, EUA	Seccionais, Temporais	PU, TBC	2SLS, IV	-0,16	0,25
Nauges e Thomas (2000)	Leste de França	Seccionais, Temporais	PU	OLS, GLS, PDT	-0,22	0,10
Höglund (1999)	Suécia	Painel	2 partes PU; TBD	PDT	-0,26 a -0,08	0,07 a 0,13
Renwick e Archibald (1998)	Califórnia, EUA	Seccionais, Temporais	TBC	2SLS, IV	-0,53 a -0,33	0,36
Hansen (1996)	Copenhaga, Dinamarca	Temporais	PU	OLS	-0,1 a -0,003	--
Niesdwiadomy e Molina (1989)	Denton, EUA	Seccionais, Temporais	TBD, TBC	OLS, 2SLS, IV	-0,86 a -0,09	0,10 a 0,20
Moncur (1987)	Honolulu, Hawaii	Seccionais, Temporais	TBD, PU	OLS	-0,68 a -0,03	0,038 a 0,08
Chicoine <i>et al.</i> (1986)	Illinois, EUA	Seccionais	TBD	OLS, 2SLS, 3SLS, IV	-0,42 a -0,22	0,01
Chicoine e Ramamurthy (1986)	Illinois, EUA	Seccionais, Temporais	TBC	OLS	-0,48	--
Schefter e David (1985)	Wisconsin, EUA	Seccionais	TBC	OLS	-0,12	--
Billings (1982)	Tucson, EUA	Temporais	TBC	IV	-0,66 a -0,43	1,68 a 2,14
Billings e Agthe (1980)	Tucson, EUA	Temporais	TBC	IV	-0,61 a -0,27	1,681
Foster e Beattie (1979)	EUA	Seccionais	TBD	OLS	-0,76 a -0,08	0,6274
Danielson (1979)	Carolina do Norte, EUA	Seccionais, Temporais	TBD	OLS	-1,38 a -0,27	0,334 a 0,363
Gibbs (1978)	Miami, EUA	Seccionais	TBD	OLS	-0,62 a -0,51	0,51 a 0,80
Howe e Linaweaver (1967)	EUA	Seccionais	TBD	OLS	-1,57 a -0,21	0,314 a 0,662

Notas:

PU significa preços uniformes, TBD e TBC correspondem a esquemas tarifários por blocos com preços decrescentes e crescentes, respectivamente.

IV refere-se a variáveis instrumentais, GLS é usada para mínimos quadrados generalizados, PDT designa técnicas para dados em painel.

2SLS e 3SLS correspondem aos métodos dos mínimos quadrados a dois e a três estádios, respectivamente.

Fonte: Adaptado de Martins e Fortunato (2005: 16).

No que concerne ao tipo de dados, têm sido utilizados dados seccionais, temporais e em painel, em regra agregados ao nível da comunidade. O procedimento habitual perante dados agregados, correspondentes à escala do município, consiste na sua transformação de forma a representarem o comportamento de uma família típica. Esta agregação não está, contudo, isenta de críticas, uma vez que tal procedimento elimina as variações no comportamento do consumo das famílias no seio de cada comunidade. Apesar da informação ao nível da família corresponder ao nível de desagregação ideal, devido à ausência e à dificuldade de obtenção de dados com esse grau de detalhe a maior parte dos estudos utilizando dados ao nível da comunidade funciona como uma boa aproximação para obter razoáveis estimações da procura residencial de água (Höglund, 1999).

Apesar do consenso existente na literatura empírica acerca da relevância da procura sazonal de água, raramente são utilizados dados intra-anuais. As exceções conhecidas são os trabalhos de Martínez-Espiñeira e Nauges (2004) e Martínez-Espiñeira (2003b), que converte os dados dos consumos de dois, três ou quatro meses em dados mensais equivalentes, e de Mylopoulos, *et al.* (2004) que utilizam dados mensais.

Conforme as regiões em que foram aplicados os estudos, encontram-se diversos esquemas tarifários. Mesmo nos casos onde vigoram tarifas por blocos de consumo há situações distintas, podendo registar-se preços crescentes ou decrescentes com a quantidade consumida. Todavia, a literatura económica sobre a procura residencial de água tem descurado a problemática da adequação dos esquemas tarifários, concentrando antes a atenção na determinação de efeitos preço e rendimento sobre os consumos de água.

Howe e Linaweaver (1967), Danielson (1979), Hansen (1996), Agthe e Billings (1996), Renwick e Archibald (1998), conseguiram desagregar a procura total em procura para usos internos à habitação, conhecida como “*winter*” ou “*in-house demand*”, e procura para usos externos, “*sprinkling*” ou “*summer demand*”.

No que concerne à forma funcional da função procura, os investigadores têm testado sobretudo funções lineares ou transformações logarítmicas. Uma excepção conhecida é o trabalho de Mylopoulos, *et al.* (2004) que emprega uma função cúbica. Também se encontram na literatura diferenças em termos das técnicas de estimação aplicadas, desde os estimadores OLS até à estimação de equações simultâneas e ao emprego de variáveis instrumentais e técnicas para dados em painel.

A variável dependente habitualmente utilizada é o volume de água consumido por família. Martínez-Espiñeira e Nauges (2004), como excepção, utilizam dados *per capita*. Existe também um certo consenso na literatura empírica acerca das variáveis explicativas da procura residencial de água. Estas podem agrupar-se em dois tipos, consoante estejam, ou não, relacionadas com o preço da água. No grupo de variáveis não directamente relacionadas com o preço da água encontram-se variáveis como a dimensão da família, variáveis de natureza climatérica, rendimento e outras variáveis socio-económicas.

No conjunto de variáveis relacionadas com o preço, a selecção é mais polémica. A especificação da variável preço relevante é um tema que tem suscitado um certo debate entre os autores que se dedicam ao estudo da procura de água, tendo sido testadas diferentes hipóteses. Foster e Beatie (1979), Chicoine e Ramamurthy (1986), Point (1993), Nauges e Thomas (2000), entre outros, privilegiaram a utilização do preço médio, enquanto que, por exemplo, Howe e Linaweaver (1967), Gibbs (1982), Hansen (1996) ou Höglund (1999), utilizaram o preço marginal. Noutros casos, como Gibbs (1978) ou Nieswiadomy (1992), as duas medidas de preço foram usadas em simultâneo.

Tratando-se de estruturas tarifárias onde vigoram preços por escalões de consumo, as dificuldades quanto à selecção das medidas de preço adequadas são maiores, constituindo a escolha da medida de preço relevante uma das mais controversas questões encontradas na literatura sobre a procura de água. Quando é assumido que o consumidor dispõe de informação perfeita, então toda a

estrutura de preços deve ser considerada. Porém, facilmente se encontram argumentos em defesa da utilização do preço médio, marginal (o preço do último bloco, onde se situa a quantidade total consumida) ou até de ambos. Em concordância com a teoria económica, Gibbs (1982) por exemplo, argumenta que ao decidir aumentar (ou diminuir) o seu consumo de água, as famílias são responsáveis pelos custos (ou poupanças) adicionais. Assim, se as famílias estiveram bem informadas, vão procurar comparar benefícios e custos. O custo adicional resultante do consumo de mais uma unidade (mais um metro cúbico) é o preço do bloco em que se situa essa quantidade, pelo que a medida de preço relevante deve ser esse custo, ou seja, o preço marginal.

Por seu lado, Chicoine e Ramamurthy (1986) consideram que, devido à complexidade das estruturas de preços por blocos e, conseqüentemente, das facturas, os consumidores podem não conseguir aperceber-se da influência de consumir mais uma unidade de água e, por isso, podem não reagir ao preço marginal mas sim ao preço médio. De facto, parece ser aceitável que os consumidores conheçam a sua despesa total com o consumo de água bem como a quantidade total consumida e, nesse sentido, mais facilmente poderão ter alguma indicação do preço médio do que do preço marginal. Foster e Beattie (1981), foram mais longe ainda, argumentando que a reacção dos consumidores a uma variável preço da água é uma questão empírica, pelo que uma correcta especificação do preço na estimação da procura de água depende da percepção que os utilizadores têm do preço e não do que a teoria económica defende.

Para simplificar o problema, autores como Danielson (1979) e Moncur (1987) ignoraram a presença de diferentes escalões e respectivos preços, considerando apenas o preço do primeiro escalão de consumo, como *proxy* para o preço marginal, defendendo a sua opção com o argumento de que a maior parte dos consumidores “pertence” a esse bloco.

A maioria dos modelos com aplicações a casos em que vigoram preços por blocos de consumo (Billings e Agthe, 1980; Billings, 1982; Schefter e David, 1985; Chicoine e Ramamurthy, 1986; Chicoine *et al.*, 1986; Nieswiadomy e Molina, 1989; Agthe e Billings, 1996; Renwick e

Archibald, 1998, Renwick e Green, 2000; Martínez-Espiñeira, 2003b; Martínez-Espiñeira e Nauges, 2004) segue a especificação de Taylor (1975) – Nordin (1976), utilizando uma combinação de duas variáveis relacionadas com o preço, como forma de reflectir a estrutura tarifária.

No seu estudo sobre a procura de electricidade, Taylor (1975) defendeu que, para capturar a influência das estruturas tarifárias com múltiplas partes (vários escalões e/ou encargos fixos), no leque de variáveis explicativas deveriam constar o preço marginal do bloco em que se insere o consumo da família assim como o preço médio. Com base nessa ideia, Nordin (1976) argumentou que o efeito rendimento imposto pela estrutura de preços também deveria ser considerado. Uma representação apropriada desse efeito poderia ser conseguida através da inclusão de uma variável que desse conta da diferença entre o valor da factura de água efectivamente paga e o montante que seria suportado se os consumidores pagassem todos os metros cúbicos de água consumida ao preço marginal. Esta diferença tornou-se conhecida como a variável *diferença* de Nordin (Nordin's *difference variable*), representada por  $D$ .

Formalizando,

$$D = p_1 q_1 + \sum_{i=2}^m p_i (q_i - q_{i-1}) - p_m q_m \quad (5.1)$$

em que:

$q_i$  - volume máximo de consumo no escalão  $i$ ;

$p_i$  - preço do consumo no escalão  $i$ ;

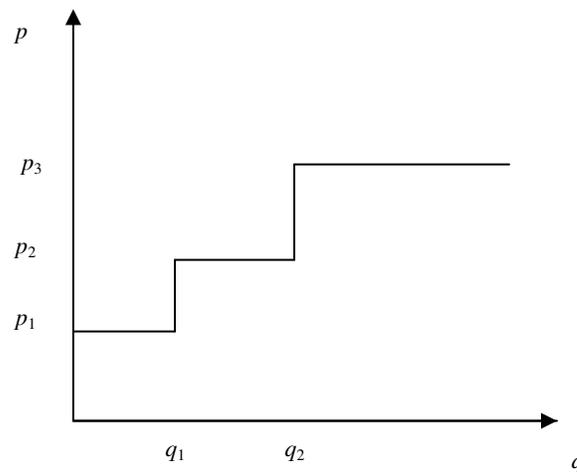
$p_m$  - preço marginal, do consumo no escalão  $m$ , o último escalão;

O coeficiente da variável *diferença* deve ter um sinal negativo, representando um subsídio ou um imposto implícito decorrente da estrutura tarifária, consoante se trate de uma estruturas de

blocos com preços crescentes ou decrescentes, respectivamente. De acordo com Nordin (1976), tratando-se de modelos na forma linear, o coeficiente da variável diferença deveria ser simétrico mas semelhante em magnitude ao coeficiente da variável rendimento<sup>73</sup>.

Para além de dificultar a selecção da escolha da variável preço relevante, a presença de estruturas tarifárias com preços variáveis por escalões de consumo, torna a estimação mais complexa, devido à simultaneidade. De facto, perante esquemas de preços por blocos de consumo, assim como é de esperar que o preço marginal da água ( $p$ ) influencie a quantidade de água procurada/comprada ( $q$ ), o próprio  $p$  é determinado pelo nível de  $q$ , conforme ilustrado a título de exemplo pela Figura 1, a qual representa um tarifário hipotético com três escalões com preços crescentes.

**Figura 5.1 - Esquema tarifário hipotético**



Para resolver o problema da simultaneidade têm sido testados dois tipos de soluções. Um deles consiste na utilização de técnicas de estimação baseadas em variáveis instrumentais, como os

<sup>73</sup> Apesar da variável  $D$  ser comumente utilizada na especificação de vários modelos de procura residencial de água, a magnitude do seu efeito não tem sido, porém, confirmada em termos empíricos, o que tem sido justificado, por exemplo, com a agregação dos dados.

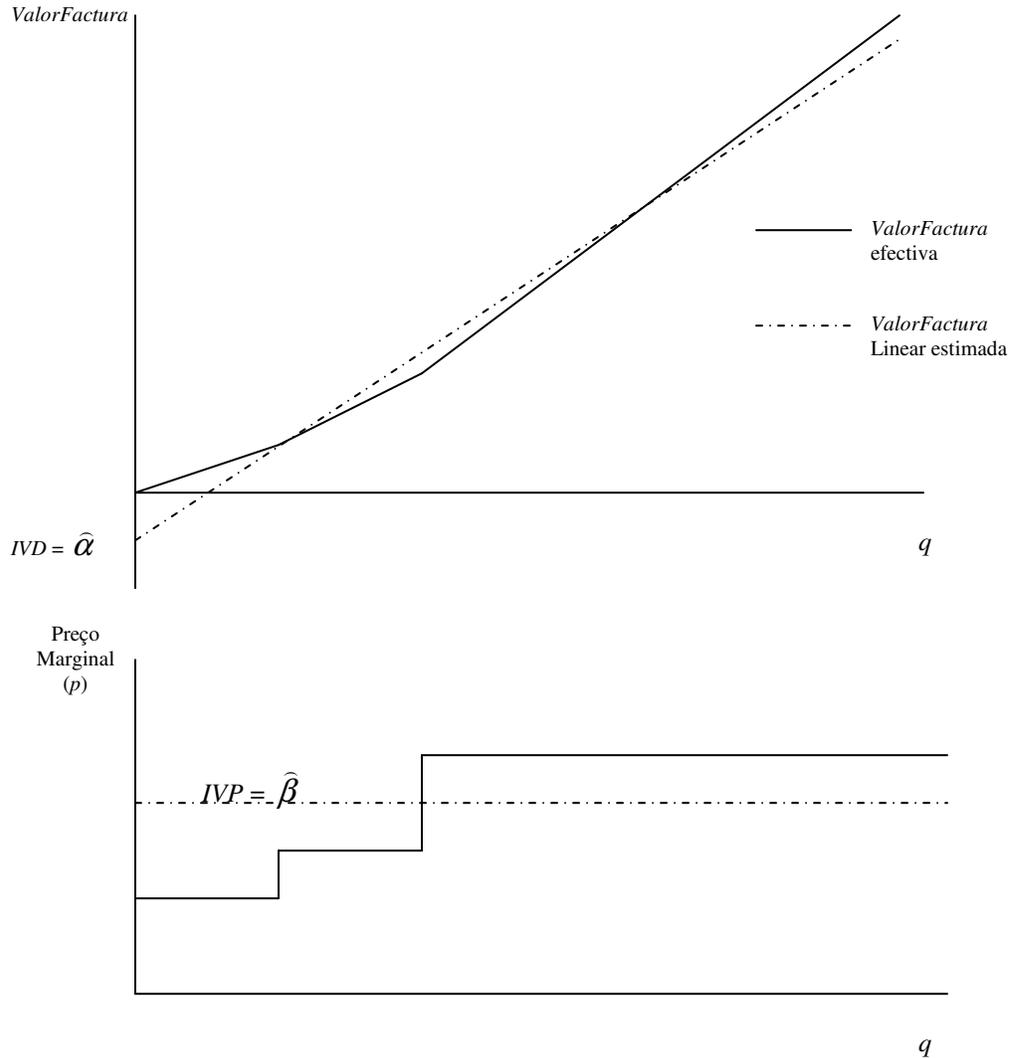
métodos de estimação a dois e a três estádios, utilizados por Nieswiadomy e Molina (1989), Renwick e Green (2000), entre outros. O outro tipo de solução, primeiramente aplicado por Billings (1982) ao sector das águas e recentemente utilizado, por exemplo, por Agthe e Billings (1996), Martínez-Espiñeira (2003), e Martínez-Espiñeira e Nauges (2004), consiste em criar uma aproximação linear ao valor total da factura para, a partir daí, derivar um preço marginal e uma variável *diferença* constantes para cada estrutura tarifária. Segundo este tipo de solução, primeiramente é calculada uma série para o valor da factura de água (*ValorFactura*) para cada estrutura tarifária, tendo em conta o intervalo das quantidades (inteiras) relevantes,  $q$ , em função da base de dados empregue. Posteriormente, essa série é utilizada como variável dependente na estimação da função *ValorFactura*, expressa pela equação (5.2).

$$\text{ValorFactura} = \alpha + \beta q + \mu \quad (5.2)$$

representando  $\alpha$  o valor da factura de água quando a quantidade consumida é nula e  $\beta$  o preço unitário pago por cada metro cúbico de água. Por seu lado,  $\mu$  corresponde ao habitual termo residual de erro. A regressão é feita considerando como variável independente os valores de  $q$  correspondentes a cada informação da série, de forma a estimar a função linear *ValorFactura*. O seu declive,  $\hat{\beta} = \partial \text{ValorFactura} / \partial q$ , corresponde à variável instrumental preço marginal estimada (IVP) e  $\hat{\alpha}$  representa o valor total estimado da factura quando a quantidade procurada é nula, podendo ser interpretado como a *diferença* entre o que os consumidores pagam efectivamente e o que pagariam se todas as unidades fossem pagas ao preço marginal, ou seja, correspondendo à variável instrumental *diferença* (IVD).

Este processo pode ser visto graficamente, com o auxílio da Figura 5.2.

Figura 5.2 - Valor da factura, preço marginal e respectivas aproximações lineares



Fonte: Adaptado de Billings (1982: 388).

Se, como vimos, não é pacífica a escolha da medida de preço adequada na estimação da procura de água, já o mesmo não pode ser dito no que concerne à decisão de introduzir, ou não, informação sobre o preço de outros bens ou serviços. Conforme refere Renzetti (2002), apesar de, em termos teóricos, a quantidade óptima de água ser uma função de todos os preços dos bens/serviços que o consumidor procura, em termos empíricos as estimações assumem uma

simplificação. Neste sentido, a posição dominante<sup>74</sup> é a de não incluir outros preços, devido à não disponibilidade de dados e por se considerar que não existem substitutos perfeitos para a água. Mesmo no caso dos bens complementares, como máquinas de lavar, a influência do seu preço na procura de água apenas pode ser testada numa perspectiva de médio ou longo prazo. Portanto, geralmente é aceite que os efeitos preço cruzados são negligenciáveis na procura de água.

No grupo de variáveis não directamente relacionadas com o preço, é usual incluírem-se elementos de natureza socio-económica ou climatérica, existindo algum consenso na literatura no que se refere a este tipo de variáveis. Frequentemente, é admitido que o consumo de água depende de variáveis como o rendimento, a dimensão da família, a densidade populacional, a precipitação e a temperatura. Vários autores testaram também a influência de características específicas das habitações na procura de água. Howe e Linaweaver (1967) e Nauges e Thomas (2000) averiguaram o efeito da idade da habitação; Chicoine e Ramamurthy (1986) e Chicoine *et al* (1986) o número de casas de banho; Renwick e Archibald (1998) o número de torneiras; Howe e Linaweaver (1967), Danielson (1979), Niesdwiadomy e Molina (1989) e Renwick e Archibald (1998) a dimensão/valor da casa e/ou a dimensão/valor do lote de terreno. Segundo Nauges e Thomas (2000), a inclusão da idade da casa como determinante do consumo de água pode ser interpretada como uma *proxy* para as perdas no interior da construção e também nas condutas dos sistemas municipais até às habitações. Nas construções mais antigas, mais sujeitas a perdas, é esperado que o consumo seja maior do que nas mais recentes. Em relação a todas as outras características específicas referidas das habitações é expectável uma correlação positiva com as utilizações de água.

No seu modelo, Nauges e Thomas (2000) incluíram, também, variáveis do lado da oferta, ou seja, dados técnicos sobre os sistemas de abastecimento de água, como o número de ligações ao sistema, as perdas de água detectadas e a dimensão do sistema em cada município.

---

<sup>74</sup>Uma das excepções é a utilização do preço da energia ou de alguns índices de preço. Hansen (1996), por exemplo, justificou a introdução do preço da energia com o facto de a área de estudo ser a área metropolitana de Copenhaga, onde a água aquecida é responsável por cerca de dois terços da água total utilizada.

Apesar das diferenças de vária ordem entre os estudos, encontram-se determinadas similitudes entre resultados. É amplamente aceite a presença de relações directas entre a procura residencial de água e variáveis como o rendimento (reveja-se o Quadro 5.1) ou a dimensão das famílias. Relativamente ao sinal e à magnitude do efeito preço sobre a procura, normalmente os estudos revelam que o preço tem um efeito negativo, sobre a procura, confirmando as potencialidades do preço como instrumento de gestão da procura, apesar de a elasticidade ser fraca.

Nos estudos em que foi estimada, em separado, a procura para usos internos e a procura para usos externos à habitação, os resultados evidenciaram, como é compreensível, uma influência maior do preço sobre a procura de água para usos externos, revelando-a, portanto, mais elástica do que a procura para usos internos. Mylopoulos *et al.* (2004) obtiveram elasticidades preço da procura mais elevadas para quantidades médias de água consumida do que para quantidades extremas.

Entre as justificações para a baixa elasticidade procura-preço encontram-se, geralmente, a fraca percepção que os consumidores residenciais têm da estrutura de preços que enfrentam e a baixa proporção do orçamento familiar que é destinada às despesas com a água<sup>75</sup> (pelo que variações no preço não têm grandes consequências nessa proporção e, como tal, não influenciam significativamente o consumo). Para além disto, a inexistência de substitutos perfeitos para a água, associada ao facto de a água ser vital, especialmente a que se destina a usos internos à habitação e o facto de uma parte dos consumos dependerem de equipamentos duráveis (máquinas de lavar e sanitários) pode justificar uma fraca reacção do consumo ao preço, pelo menos numa perspectiva de curto prazo.

Face a este tipo de constatação, Gaudin *et al.* (2001) e Martínez-Espiñeira e Nauges (2004), socorrendo-se de uma equação da procura obtida a partir da função utilidade Stone-Geary,

---

<sup>75</sup> Em geral, na UE as despesas com o consumo de água representam menos de 1% (0,5% em Portugal) nos orçamentos familiares (OCDE, 2003: 47). Em resultado da aplicação dos princípios da completa recuperação dos custos via preços, estima-se que aquelas percentagens subam e, como é natural, relativamente mais no grupo de países onde são mais baixas à partida ficando-se, ainda assim, aquém dos 3% (2.8% para Portugal).

propuseram que o modelo de procura de água tivesse em conta duas componentes: uma quantidade fixa, que não reagisse imediatamente a um aumento do preço, e uma componente variável que se adaptasse instantaneamente.

Ainda no âmbito dos resultados, é frequente a confirmação de relações directas entre variáveis como o rendimento e a dimensão das famílias e o consumo de água. No que se refere às variáveis de natureza climatérica, geralmente os estudos evidenciam que a procura residencial de água se encontra positivamente correlacionada com a temperatura e negativamente correlacionada com a precipitação.

#### **5.4. O preço como instrumento de gestão da procura?**

A incorporação de critérios de racionalidade na definição de tarifários para os serviços de águas é uma questão crítica para os operadores daqueles serviços e para as comunidades locais. Uma das dificuldades inerentes a tal tarefa resulta da multiplicidade de objectivos a alcançar com a política de preços. Entre aqueles objectivos incluem-se a promoção da eficiência e da equidade. Para além destas, outra das principais finalidades de um qualquer esquema tarifário é gerar rendimentos que permitam cobrir os custos da actividade. Mas deve permitir ainda realizar outras funções, como criar incentivos para uma utilização eficiente do recurso, tendo por base preocupações de conservação do mesmo.

Admitindo a possibilidade de os preços poderem funcionar como instrumentos de gestão da procura de água, revela-se pertinente, e em primeiro lugar, compreender as estruturas tarifárias em vigor em Portugal. Em segundo lugar, interessa avaliar a racionalidade das tarifas multipartidas. Neste sentido, e para responder à pergunta colocada como título da presente Secção, o seu objectivo

é também debater sobre a adequação dos esquemas tarifários aos vários propósitos referidos, em particular à sinalização de comportamentos racionais em termos do consumo de água.

#### **5.4.1. Estruturas tarifárias praticadas**

Face à maneira como o sector das águas se encontra organizado em Portugal, coexistem diferentes formas de definição e aprovação das tarifas. Em termos resumidos, tratando-se de entidades da administração local autárquica os tarifários são aprovados pelos municípios, ao passo que quando se trata de concessões municipais as tarifas são fixadas no contrato, o qual estabelece também a fórmula de revisão das mesmas. De forma simplificada, e conforme já referido, pode-se considerar que a factura de água suportada pelo segmento residencial é formada essencialmente por duas componentes principais: um encargo fixo (*EF*) e uma componente dependente da quantidade de água consumida.

Apesar de se considerar como encargo fixo, normalmente a tarifa de disponibilidade varia em função calibre do contador. Porém, tratando-se do segmento residencial, o habitual é os operadores dos sistemas cobrarem o valor correspondente a contadores com tubuladura até um diâmetro de 15 mm.

A parte variável, é também reconhecida como volumétrica. Em rigor, e porque a estrutura tarifária predominante no que se refere à parte variável da factura é composta por diversos escalões, também designados blocos de consumo, podemos classificar o esquema tarifário mais usado nos municípios portugueses como um regime com múltiplas partes. Em relação a esta componente, e para o sector doméstico, o mais frequente é a prática de preços crescentes com os blocos de consumo, equivalentes a TBC, segundo a notação utilizada no Quadro 5.1, ou, na terminologia anglo-saxónica, *increasing block tariffs*. Segundo APDA (2006: 15), trata-se de “tarifários progressivos por blocos”, os quais encontram-se exemplificados no Quadro 5.2.

**Quadro 5.2 - Tarifário progressivo por blocos**

Escalões de consumo ( $m^3$ )	Preços
$0 - q_1$	$p_1$
$q_1 - q_2$	$p_2$
...	...
$q_{n-1} - q_n$	$p_n$
$> q_n$	$p_{n+1}$

Com  $q_1 < q_2 < \dots < q_{n-1} < q_n$  e  $p_1 < p_2 < \dots < p_{n-1} < p_n < p_{n+1}$ .

Assim, a regra para determinar o valor de uma factura de água para uma determinada quantidade de água consumida,  $q_n$ , num município com  $n$  blocos consta da equação (5.3).

$$\text{ValorFactura} = EF + q_1 \times p_1 + (q_2 - q_1) \times p_2 + \dots + (q_n - q_{n-1}) \times p_n \quad (5.3)$$

em que:

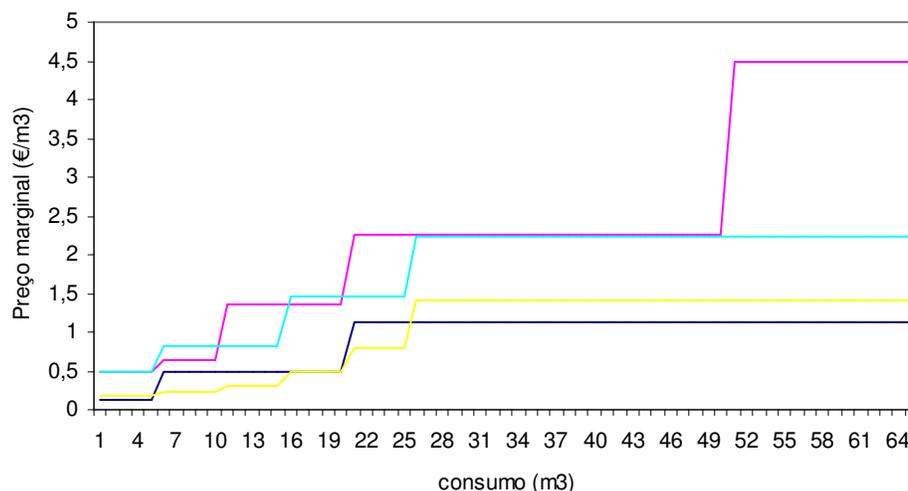
$EF$  - encargo fixo (tarifa de disponibilidade);

$q_i$  - limite superior do bloco $_i$ ;

$p_i$  - preço no bloco $_i$ .

O número usual de blocos aplicado em cada município varia entre 3 e 6, *inclusive*, e o número máximo de blocos é 27. Mesmo nos municípios com blocos iguais em termos de quantidades, existem praticamente tantos preços diferentes em cada bloco quanto os municípios. As estruturas tarifárias podem ainda apresentar dimensões diferenciadas para os escalões. A Figura 5.3 ilustra, com alguns exemplos concretos, representativos dos números mais frequentes de escalões, supra mencionados, algumas das diferenças no que respeita à parte volumétrica.

**Figura 5.3 - Estruturas tarifárias (sector residencial) em quatro municípios, em 2002**



Embora minoritariamente, existe um grupo de municípios, correspondente a menos de 20% dos sistemas, onde apenas um preço, dependente da quantidade de água consumida, é aplicado a todos os metros cúbicos de água consumidos. Ou seja, toda a quantidade consumida é paga ao preço do escalão mais alto atingido, sendo o tarifário designado de “progressivo integral”, APDA (2006: 15). A título de exemplo, o Quadro 5.3. ilustra este tipo de esquema tarifário.

**Quadro 5.3 - Tarifário progressivo integral**

Escalões de consumo ( $m^3$ )	Preços
$0 - q_1$	$p_1$
$0 - q_2$	$p_2$
...	...
$0 - q_n$	$p_n$
$> q_n$	$p_{n+1}$

Com  $q_1 < q_2 < \dots < q_{n-1} < q_n$  e  $p_1 < p_2 < \dots < p_{n-1} < p_n < p_{n+1}$

Nestes casos, o valor da factura de água (para uma quantidade,  $q_n$ , de água consumida) é calculado conforme mostra a equação (5.4).

$$\text{ValorFactura} = EF + q_n \times p_n \quad (5.4)$$

E o leque de esquemas tarifários não se esgota aqui. Em algumas autarquias existe uma situação mista entre os dois esquemas apresentados anteriormente, ou seja, o esquema de preços a pagar pela água é progressivo integral para os primeiros escalões, passando a ser progressivo por blocos, a partir de escalões de consumo mais elevados.

Ainda que raros, também existem casos onde são aplicadas diferentes tarifas aos consumos relativos aos meses de Verão e aos de Inverno. Curiosamente, estas situações não correspondem a situações onde a escassez sazonal de água seja uma característica da região em causa.

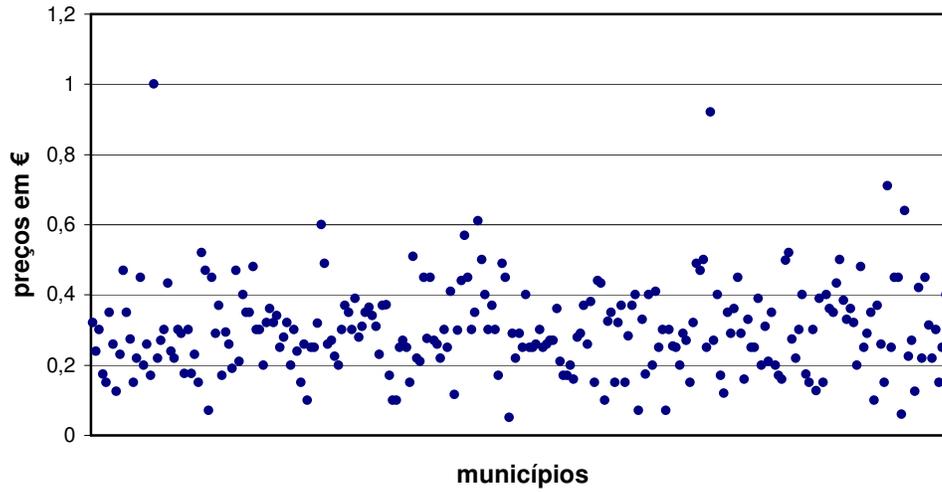
Verifica-se também, ainda que pontualmente, tarifas diferenciadas por freguesia, ou por meios rural/urbano, ou a aplicação de uma fórmula para o consumo dos metros cúbicos acima de determinado número, ou ainda a prática de uma tarifa familiar de água (para a qual é tido em conta, por exemplo, o número de elementos do agregado familiar).

É importante salientar ainda que, independentemente do esquema tarifário privilegiado, praticamente não existem tarifários iguais entre municípios. Mesmo nos casos em que não há coincidência em termos da estrutura dos blocos (número e dimensão dos mesmos), encontram-se diferenças entre preços praticados para cada bloco.

Do exposto, é possível sublinhar uma primeira característica acerca dos tarifários em vigor em Portugal: a diversidade. De facto, encontram-se diferenças em termos de progressividade, de número e dimensão de escalões e de preços de cada escalão, tudo isto no respeitante à parte variável

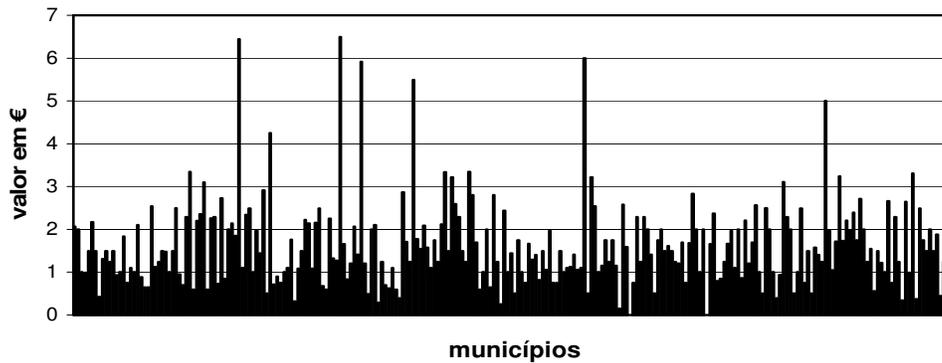
da factura. A Figura 5.4, com informação relativa aos preços (correntes, de 2002) por metro cúbico de água referentes ao primeiro escalão, ilustra uma parte da diversidade referida.

**Figura 5.4 – Preço por m<sup>3</sup> no primeiro escalão, em 2002**



No que concerne ao *EF*, verificam-se também grandes disparidades entre municípios, conforme o demonstra a Figura 5.5.

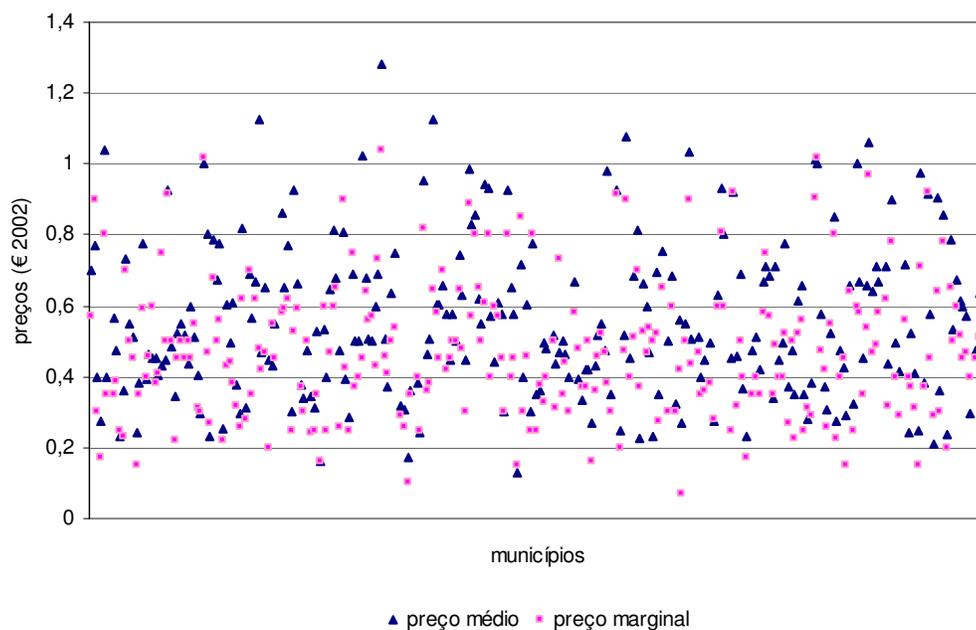
**Figura 5.5 – Tarifa de disponibilidade (contador 15mm de diâmetro), em 2002**



Este encargo é, usualmente, cobrado de dois em dois meses, período que medeia duas facturas, e é suportado pelos consumidores, mesmo que não se verifique qualquer consumo de água.

Devido à diversidade de situações no âmbito dos tarifários em vigor nos vários municípios, torna-se difícil uma comparação relativa a despesas familiares com o abastecimento de água. Para termos uma ideia das diferenças a esse nível, calculámos os preços médio e marginal relativos a um consumo mensal de 10 m<sup>3</sup> de água<sup>76</sup>, relativos a 2002, a partir dos tarifários recolhidos junto das EGs dos sistemas municipais<sup>77</sup>.

**Figura 5.6 - Preços médios e marginais, em 2002**



<sup>76</sup> Optou-se por este volume por ser considerado pela Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas (APDA) um volume mais “próximo dos consumos registados a nível nacional”, APDA (2003: 9), do que os volumes sugeridos por entidades internacionais como a International Water Association (IWA), que aponta para 12 m<sup>3</sup>.

<sup>77</sup> Os elementos utilizados para a elaboração das figuras que constam da presente Secção foram recolhidos directamente junto das EGs em virtude de, na altura em que se começou a estudar o assunto, não estarem coligidos em qualquer publicação. Posteriormente a essa recolha própria, foram publicados os tarifários praticados por todas as EGs relativos a 2002, (APDA, 2004), e a 2003, (APDA, 2006), eliminando-se a lacuna referida, e confirmando-se a característica apontada, da diversidade.

A Figura 5.6 permite visualizar a disparidade de valores cobrados, tanto em termos de preços médio como marginais.

Conforme é visível, para um mesmo volume de consumo, existem grandes disparidades nos valores a suportar pelas famílias residentes em diferentes municípios.

Perante estruturas de preços como as que vigoram em Portugal, onde a acrescer aos valores associados às quantidades consumidas em cada bloco, existem encargos fixos suportados a título de aluguer de contador e, na maior parte dos casos, montantes relativos a serviços de saneamento de águas residuais e de recolha de resíduos sólidos, bem como pagamentos de IVA, é expectável uma certa iliteracia dos consumidores portugueses perante a complexidade da sua factura.

A ocorrência de encargos médios mais baixos quando são as Câmaras a assegurarem os serviços de abastecimento de água (APDA, 2004; 2006) indicia a possibilidade de estarem a ser praticados preços políticos. Embora possa ser socialmente defensável, este tipo de preços potencia problemas ambientais, derivados de um consumo excessivo do recurso, e coloca dificuldades ao cumprimento de padrões mínimos de qualidade e financeiras para a diagnosticada<sup>78</sup> necessidade de renovação de infraestruturas e de expansão das redes.

#### **5.4.2. Racionalidade das tarifas multipartidas**

Face à popularidade das TBC, não apenas nos municípios portugueses como em vários outros países da OCDE, como na Bélgica, Grécia, Itália, Espanha, México e em alguns estados dos EUA (OCDE, 2006), revela-se interessante perceber o porquê da aceitação deste tipo de estruturas.

A racionalidade das TBC é justificável por diversas razões, como as apresentados, por exemplo, por Bolland e Whittington (2000). A sua argumentação pode ser sistematizada em quatro razões principais.

---

<sup>78</sup> Através, por exemplo, do PEAASAR II (MAOTDR, 2006b).

A primeira reside na promoção da equidade. A ideia é, por um lado, fazer com que as famílias mais ricas subsidiem o consumo das famílias mais pobres, no pressuposto de que aquelas utilizam maiores quantidades de água do que estas, ou seja, que o consumo está positivamente relacionado com o rendimento. Por outro lado, a justificação de equidade assenta na cobrança de preços mais elevados a consumidores comerciais e industriais do que a consumidores residenciais. Neste caso a subsídio cruzada consiste em beneficiar os clientes residenciais com rendimentos provenientes das outras categorias de utilizadores.

A segunda baseia-se em motivos de conservação e de utilização sustentável do recurso água, e a intenção é desencorajar, penalizando via preço, os consumos excessivos.

Uma terceira razão reside no facto de as estruturas de preços crescentes serem necessárias para colocar em prática preços segundo os custos marginais, traduzindo um argumento de eficiência. Neste caso, sob o pressuposto de que os custos marginais são crescentes.

Finalmente, a quarta ordem de razões tem que ver com externalidades sobre a saúde pública. O argumento é que o aumento do consumo de água potável por uma família reduz os riscos de contaminação de doenças a outras famílias. A subsídio dos primeiros escalões é, assim, uma forma de internalizar esta externalidade.

Na literatura teórica sobre os preços óptimos para a água há, contudo, uma tendência para a sugestão de preços não lineares com duas partes apenas ao invés das tarifas por blocos, por motivos de eficiência e de viabilidade financeira do produtor.

Roseta-Palma e Monteiro (2007), por exemplo, argumentam que as TBC não são recomendáveis por motivos de eficiência, nem mesmo por motivos de escassez, mas por outras razões como preocupações redistributivas. Estes autores mostram que o preço unitário eficiente deve ser igual para todos os consumidores (ou de acordo com a elasticidade, e resultar da soma dos custos marginais com os custos de escassez), ao qual pode ser adicionado um *EF* por razões de

equilíbrio financeiro. Ou seja, defendem um preço uniforme ou um esquema não linear com duas partes.

No mesmo sentido vai a sugestão de Elnaboussi (2001). Através da optimização de uma função de bem-estar, sujeita a diferentes tipos de restrições (de capacidade, procura cíclica, heterogeneidade entre tipos de consumidores, valor da escassez do recurso água, entre outras), este autor propõe também para os serviços de abastecimento água e de saneamento de águas residuais tarifas óptimas com duas partes. Os preços marginais devem ser iguais aos custos marginais e os custos fixos uniformemente distribuídos pelos consumidores, permitindo assim a recuperação tanto dos custos variáveis como dos custos fixos.

Numa revisão de modelos de preços aplicáveis às águas, Monteiro (2005) refere a adequação de TBD, proposta por Heishleifer *et al.* (1960), a situações de monopólio natural. Quanto às TBC, considera que a sua aplicação se justifica por preocupações de equidade ou de subsidiação dos mais pobres ou, simplesmente, para sinalizar a escassez do recurso ou limitações de capacidade.

Arbués *et al.* (2003) defendem que as TBC são preferíveis em termos de equidade e de redistribuição e do ponto de vista da sinalização da moderação dos consumos, ao passo que os TBD são preferíveis em termos de eficiência.

Segundo Castro-Rodríguez *et al.* (2002), as tarifas com 2 partes são melhores do que os tarifários com múltiplas partes em termos de bem-estar e até de equidade.

Uma excepção conhecida é Cardeiro (2005), que defende que a prática de preços crescentes (através da imposição de dois blocos à estrutura tarifária) permite maximizar o bem-estar social. O seu resultado baseia-se em motivos de saúde pública (externalidades positivas associadas ao consumo dos primeiros litros de água, por pessoa e por dia), e vai ao encontro das terceira e quarta ordens de razões apontadas no início da Subsecção.

De acordo com Bolland e Whittington (2000), se a estratégia recair sobre o desenho de um esquema tarifário composto por dois blocos, o preço do segundo bloco deveria igualar o custo

marginal. Para garantir os incentivos económicos adequados, todos ou quase todos os utilizadores deveriam terminar o seu consumo no segundo bloco. Porém, conforme salientam, se a quantidade limite do primeiro escalão for muito restrita, pressões políticas e da parte dos consumidores podem conduzir a um número excessivo de blocos, em que o preço mais próximo do custo marginal pode ser o do terceiro, quarto, quinto ou outro bloco.

O debate sobre a adequação das TBC a objectivos de utilização sustentável do recurso água não pode descurar um aspecto fundamental que tem que ver com algumas particularidades do bem que está em causa. A natureza vital de determinadas quantidades faz com tenham de ser consumidas independentemente dos preços praticados. Isto significa que a promoção da utilização sustentável do recurso água através das TBC não deve ignorar a capacidade de pagar, pelo menos em relação às quantidades essenciais. Como tal, a racionalidade das TBC, deve passar, entre outros factores, pela definição do primeiro escalão, o qual deve abranger as quantidades consideradas mínimas para as necessidades básicas da família (*qmn*), como sejam a alimentação e a higiene, na linha de argumentação de Bolland e Whittington (2000).

Num exercício simplificado, é certo, para averiguar da existência de uma relação desse tipo nos municípios portugueses, calcularam-se as *qmn*, em média, para cada município. Para tal, procedeu-se à multiplicação dos valores *standard* definidos pela Organização Mundial de Saúde para os consumos considerados mínimos e essenciais por dia e por pessoa, de aproximadamente 25 litros, segundo Howard e Bartram (2003), pelo número médio de pessoas por família (Censos 2001) em cada município. O confronto dessas quantidades com os limites do primeiro escalão, município a município, permitiu verificar que a regra é o limite superior do primeiro escalão ser sempre mais elevado do que a *qmn*. Desta feita, não transparece uma lógica de subsidiar (através do primeiro escalão, com um preço mais baixo) apenas as quantidades essenciais de água.

A corroborar esta posição, diversos estudos (APDA, 2004, 2006; INAG, 2005 e MAOTDR, 2006b) revelam a existência de preços subsidiados, conforme referido no Capítulo 2. Para além dos

maiores consumidores subsidiarem os que consomem menos, via esquemas de preços crescentes, os utilizadores residenciais são subsidiados pelos restantes utilizadores. Verifica-se, também, subsídio cruzado, com as tarifas de abastecimento a subsidiarem o saneamento de águas residuais. Além disto, opinião dominante em Portugal (MAOT, 2001a; MAOTDR, 2006b; Santos, 2006) é a de que os preços estão subdeterminados.

Em relação ao argumento de que as TBC promovem a equidade através de subsídios cruzados, deve destacar-se porém que, apesar de ser incontroversa a direcção do subsídio, na realidade o benefício é regressivo. Ou seja, para beneficiar do benefício máximo é necessário consumir toda a quantidade de água correspondente ao(s) escalão(ões) subsidiado(s), pelo que quem consome menos é quem recebe um subsídio menor.

Em geral vigoram preços inferiores aos custos e tanto mais baixos quanto menos *empresarializados* são os serviços de abastecimento de água e menor é a dimensão dos sistemas (APDA, 2004). Este tipo situações é contrária à que seria de esperar em resultado de uma lógica de economias de escala, habitualmente associada a indústrias deste tipo, e confirmada para Portugal no Capítulo anterior. Dito de outra forma, a argumentação de que os esquemas tarifários com preços crescentes são necessários para acompanhar a estrutura crescente dos custos marginais deixa de ser válida, se os custos marginais permanecerem constantes ou até diminuírem<sup>79</sup> com o aumento do consumo.

Para além de transmitir sinais errados ao mercado, como a falta de incentivos à parcimónia no uso, com potenciais consequências ambientais negativas, as tarifas de favor (ou subsidiadas) significam um afastamento dos princípios do utilizador-pagador e do poluidor-pagador. Neste aspecto, existe também uma certa concordância acerca da necessidade de alterar a forma como as tarifas são definidas, quer para cumprirem o estipulado pela DQA e pela Lei da Água (incluindo a

---

<sup>79</sup> Reveja-se, a este propósito, o Quadro 5.1, onde se encontram referências à prática de preços decrescentes por blocos de consumo.

*internalização* dos custos ambientais e de escassez), quer para funcionarem como instrumento de gestão da procura de água.

Assim, em termos da racionalidade das TBC sobressaem as seguintes conclusões.

Em primeiro lugar, a adequação do esquema tarifário depende dos objectivos da política de preços.

Em segundo, as suas vantagens prendem-se, sobretudo, com razões de equidade e com a sinalização de comportamentos de conservação do recurso água.

Uma terceira conclusão é que os efeitos das tarifas em blocos podem ser diversos no que toca a critérios de eficiência. Assim, nos mercados em que há um preço fixado acima do custo marginal, será possível caminhar para a quantidade eficiente através de TBD, ao passo que nos mercados em que o preço está abaixo do custo marginal e, portanto, o consumo do recurso é excessivo, as TBC permitem reduzir o consumo total para um nível mais próximo do socialmente desejável. Portanto, se os custos marginais se revelarem crescentes, as TBC permitem acompanhar o comportamento daqueles custos, revelando-se, neste caso, adequadas a objectivos de eficiência. No entanto, as TBC revelam-se contrárias a objectivos de eficiência se os custos marginais forem constantes ou decrescentes.

Quarta, mais do que a racionalidade dos esquemas *per se* e por alguma(s) razão(ões) específica(s), a opção pode ter que ver com a aceitação pública e política de tais esquemas.

Finalmente, existem desvantagens associadas às TBC que não são de ignorar. Entre elas destacam-se as dificuldades administrativas e a complexidade que emprestam aos tarifários. A aceitação de que o consumidor reage de forma racional ao preço praticado, e a outras variáveis que a teoria económica justifica, torna-se especialmente questionável dada a estrutura de blocos de consumo. É que, conforme visto, a consequência sobre a factura decorrente de uma unidade adicional de consumo é diferente se esse consumo corresponde a um nível de procura no interior de

um bloco, ou na passagem de um bloco para o seguinte. Para além disto, os efeitos decorrentes de consumos adicionais serão tanto mais difíceis de prever tanto maior for o número de blocos.

A existência de diversas rubricas e parcelas incorporadas no valor total a pagar inviabiliza a simplicidade e a transparência dos tarifários. Assim, vem dificultada a antecipação do preço médio ou marginal a suportar com o consumo de água. O sinal preço torna-se particularmente confuso e imperceptível quando a quantidade de água consumida “salta” de um bloco para outro. Neste sentido, os consumidores podem não responder racionalmente por não detectarem um sinal preço coerente.

Num estudo exploratório sobre a procura residencial de água, para todos os municípios de Portugal continental, Martins e Fortunato (2005) procuraram analisar os efeitos dessa subida previsível das tarifas. O intuito foi o de perceber se apenas irão aumentar os valores a suportar pelos consumidores ou se a procura de água também será afectada. Nesse trabalho, foi estimado um modelo de procura residencial de água<sup>80</sup> baseado em dados seccionais, referentes a 2002, à escala do município, e confirmaram-se as dificuldades esperadas, em face do exposto anteriormente, em encontrar uma racionalidade nos consumos. Ou seja, evidenciou-se a ausência de uma relação estatisticamente significativa entre o preço marginal e a procura residencial de água em Portugal.

As explicações para os resultados obtidos podem ser de natureza diversa. Por um lado, podem decorrer da complexidade dos tarifários, relativamente aos quais não se consegue discernir uma lógica ou racionalidade económica. Para um mesmo nível de consumo existe grande discrepância entre municípios, no que diz respeito a preços médios e marginais suportados pelas famílias.

Por outro lado, a inclusão de um conjunto diversificado de rubricas, com elementos fixos e variáveis na factura torna os tarifários confusos, do ponto de vista do consumidor. De facto, as potencialidades da existência de blocos com preços crescentes para a utilização sustentada do

---

<sup>80</sup> Vide apêndice do Capítulo 5.

recurso água são contrariadas pela presença de elementos fixos, como a tarifa de disponibilidade. Isto é, se por um lado há uma penalização dos consumos mais elevados através dos preços crescentes, por outro lado, quanto maior é o consumo, maior é a “diluição” da tarifa de disponibilidade pelos metros cúbicos consumidos.

Para além disto, a baixa proporção do orçamento familiar que é destinada às despesas com a água, a inexistência de substitutos, associada ao facto de a água ser vital, especialmente a que se destina a usos internos à habitação, e o facto de uma parte dos consumos dependerem de equipamentos duráveis podem justificar uma fraca reacção do consumo ao preço, pelo menos numa perspectiva de curto prazo.

Por outro lado, os resultados do estudo de Martins e Fortunato (2005) também podem estar relacionados com o nível de agregação dos dados utilizados, uma vez que as diferenças quanto ao comportamento das famílias ficam escondidas e/ou esbatidas nas quantidades médias calculadas. Neste caso, a sugestão de que as famílias não reagem aos preços pode dever-se ao facto de a quantidade (média) consumida ser muito próxima da quantidade que tem de ser efectivamente consumida.

Para além disso, o uso de dados anuais relativos a consumos, conduz à necessidade de serem feitas transformações, no sentido da obtenção de informação sobre o consumo mensal da família típica, o que elimina, com certeza, grande parte da variabilidade existente, tanto em termos de consumo intra-anual, como entre famílias. Apesar de tudo, esse estudo permite conhecer uma parte da realidade do sector das águas e sublinha a importância do grau de desagregação da informação a utilizar.

## **5.5. Estimação da procura residencial de água – Um estudo para 5 municípios da região Centro de Portugal**

### **5.5.1. Introdução**

A problemática da sustentabilidade da política tarifária no sector da água ganhou protagonismo a partir do reconhecimento quanto à aceitação da restrição à estratégia de expansão da oferta de água para satisfazer uma procura crescente. A mudança de abordagem no que se refere à gestão do recurso água, a par de especificidades como as obrigações de serviço universal, reclamam uma análise dos efeitos esperados das políticas tarifárias sobre a procura de água. Por estas razões a estimação da procura de água revela-se um pré-requisito para a definição de uma qualquer política de preços.

São duas as principais justificações da selecção do segmento residencial para o estudo da procura de água. A primeira, deve-se à importância do consumo doméstico que, apesar de não ser o principal sector em matéria de consumos, estatuto pertencente ao sector agrícola, corresponde à categoria de utilizadores responsável pela maior parte dos consumos de água abastecida pelas redes dos sistemas públicos de abastecimento de água em contextos urbanos. A segunda, por tratar-se do sector utilizador relativamente ao qual as exigências de qualidade são mais fortes, pelo que os custos inerentes à produção e distribuição de água com qualidade para consumo humano são os mais elevados. Para além destas razões, existe uma maior dificuldade no que se refere à obtenção de dados sobre os consumos e preços de outros sectores utilizadores porque em determinados casos, de que é exemplo a indústria, existem captações próprias. Portanto, esses casos escapam à lógica do presente Capítulo.

De acordo com estatísticas do ambiente do INE (2003), o consumo conjunto de água pelos sectores utilizadores residencial e serviços em 2003 correspondeu a 74% do consumo total de água abastecida pela rede pública no mesmo ano. Segundo dados da APDA (2006), o consumo

doméstico (residencial apenas) em 2003 representou mais de 66% do consumo anual de água registado junto das EGs de sistemas públicos de abastecimento.

O propósito da presente aplicação é estimar uma equação da procura residencial de água em Portugal com o intuito de explicar os efeitos da política de preços sobre a procura de água e retirar conclusões sobre a afectação dos recursos hídricos. A função procura residencial de água é estimada utilizando dados agregados (à escala do município) por período de facturação, relativos a cinco municípios da região centro de Portugal continental, recolhidos directamente junto dos respectivos operadores.

Um factor de destaque em relação ao presente estudo reside na utilização de dados por período de facturação, em vez dos habituais dados anuais, o que é particularmente raro na literatura empírica, sobretudo a aplicada a casos europeus. Para além disto, uma outra contribuição empírica da presente aplicação consiste na consideração das tarifas de águas residuais, nos casos em que se aplicam, em conjunto com as tarifas de abastecimento de água. Assim, se existirem quaisquer efeitos de subsidiação cruzada entre o abastecimento de água e o saneamento de águas residuais, eles estarão incorporados no cálculo das variáveis instrumentais relacionadas com o preço.

A Subsecção 5.5.2 destina-se à descrição da metodologia e dos dados utilizados, sendo a análise de resultados feita na Subsecção 5.5.3.

### **5.5.2. Metodologia e dados**

Face à caracterização dos esquemas tarifários praticados em Portugal, a estimação da elasticidade preço da procura de água representativa do consumo doméstico de uma família típica, num qualquer município de Portugal Continental, confirmou-se como um objectivo “íngrato” de procurar uma racionalidade onde se esperava, à partida, que ela dificilmente existisse (Martins e

Fortunato, 2005). A delimitação do estudo a um menor número de municípios tornou possível o estabelecimento de um contacto mais directo com um conjunto restrito de EGs responsáveis pelos serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais. A partir daí foi possível recolher informação sobre tarifários e consumos de água, por período de facturação, permitindo ultrapassar uma limitação habitual nos estudos empíricos sobre a procura residencial de água, ligada à utilização de dados anuais, posteriormente transformados em equivalentes mensais, perdendo-se, por essa via, eventuais diferenças sazonais de consumo.

Inicialmente, seleccionaram-se vinte municípios da região Centro de Portugal continental, correspondentes a dez Câmaras directamente responsáveis pelos serviços de águas e a dez serviços municipalizados. Do contacto com essas vinte EGs, apenas cinco mostraram disponibilidade para fornecer informação sobre consumos por período de facturação, esquemas tarifários e número de clientes. Portanto, mais do que uma selecção própria de EGs, o grupo final resultou da predisposição das EGs para responder à solicitação feita. Assim, a área de estudo compreende os seguintes cinco municípios da região Centro de Portugal continental: Coimbra, Mealhada, Aveiro, Leiria e Guarda. A informação foi recolhida para o período desde Janeiro de 1998 até Dezembro de 2003, permitindo constituir um painel de 360 observações (72 meses x 5 municípios/EGs).

Das cinco EGs dos sistemas municipais referidos, a informação foi recolhida nas próprias instalações das EGs nos três seguintes casos: Serviços Municipalizados de Água e Saneamento de Coimbra (SMASC), entretanto Água de Coimbra, EM; Serviços Municipalizados de Aveiro (SMA) e Câmara Municipal da Mealhada – Divisão de Saneamento Básico. Os Serviços Municipalizados da Guarda (SM-CMG) e de Leiria (SMASL) enviaram a informação por correio e todos os restantes contactos necessários foram estabelecidos via telefone ou fax.

Previamente à estimação de um qualquer modelo para a procura de água, é importante ter em consideração algumas características da área de aplicação do estudo. Em 2003, os operadores da indústria da água na área em causa forneceram o serviço de abastecimento de água a cerca de 98%

da população das respectivas comunidades locais. Complementarmente ao segmento residencial, esses operadores fornecem outros sectores utilizadores como serviços, indústria, comércio e outros. No entanto, estatísticas do INE relativas a 2003 indicam que, em conjunto, o segmento residencial e dos serviços foram responsáveis por cerca de 74% do consumo total de água fornecida por redes públicas de abastecimento na região Centro, o que revela, uma vez mais, a importância deste tipo de consumo, para além da sua similitude com as percentagens médias a nível nacional.

Informações recolhidas directamente junto dos cinco operadores locais revelam que as famílias consomem cerca de 70% do total da água fornecida nos municípios objecto de estudo. Para além deste aspecto, dados oficiais sobre as estimativas da população feitas pelo INE (2003) e dos operadores permitem constatar um acréscimo do consumo doméstico de água, de 112 litros em 2001 para 137 litros por pessoa e por dia em 2003<sup>81</sup>, ou, na perspectiva do consumo segundo o número de contadores domésticos, de 281 litros por dia em 2001 para 325 litros em 2003<sup>82</sup>.

Conforme referido anteriormente, a estrutura de mercado na indústria da água caracteriza-se pela coexistência de múltiplos monopólios locais, organizados segundo diferentes formatos. No casos dos cinco municípios estudados, e para o horizonte temporal considerado, os serviços de abastecimento de água encontravam-se organizados sob a forma de serviços municipais ou municipalizados, à excepção de um dos municípios relativamente ao qual se verificou uma transformação desta última forma de organização e gestão para o formato de empresa pública municipal, no final do período de observação. Face ao formato institucional dos cinco operadores, todos eles têm competências próprias no que respeita ao processo de definição dos seus esquemas tarifários, quer em termos de estrutura, quer quanto aos níveis de preços, estando os planos tarifários sujeitos apenas a aprovação pelas respectivas Assembleias Municipais.

---

<sup>81</sup> Estes volumes enquadram-se nos intervalos relativos à capitação doméstica média nacional para 2005, recentemente disponibilizados no sítio do INAG e relativos à actualização do INSAAR.

<sup>82</sup> Infelizmente, não existem estudos que permitam caracterizar o consumo residencial do ponto de vista das várias utilizações da água, por exemplo, para alimentação, higiene e outros tipos de usos domésticos.

Cada família tem o seu próprio contador e recebe uma factura de água a cada dois ou três meses. Essa factura é composta pelas seguintes partes: o encargo fixo pago para garantir a ligação ao sistema de abastecimento de água e ao sistema de recolha de águas residuais; e uma ou mais parcelas resultantes da aplicação de uma ou mais taxas volumétricas pelo número total de metros cúbicos consumidos ou pelas várias parcelas do volume total consumido. Existem, mesmo para o reduzido número de municípios em causa, diferenças quantos aos blocos de consumo. Em três dos municípios estudados são praticados três escalões de consumo, num dos municípios quatro blocos e num outro município 6 blocos. Em todos os cinco casos vigoram TBC. Assim, excluindo impostos, a determinação do valor a pagar pelas famílias a título de despesas com o abastecimento de água e a recolha de águas residuais para uma quantidade de água consumida,  $q_3$ , pertencente a um terceiro escalão de consumo, resulta de uma adaptação da equação (5.3), nos seguintes moldes:

$$ValorFactura = (EFA + EFS) + q_1 \times p_{aa1} + (q_2 - q_1) \times p_{aa2} + (q_3 - q_2) \times p_{aa3} + q_3 \times p_{ar} \quad (5.5)$$

Onde

$EFA$  – encargo fixo com o aluguer do contador (serviço de abastecimento de água);

$EFS$  – encargo fixo do serviço de saneamento;

$q_i$  - limite superior do bloco  $i$  referente ao consumo de água;

$p_{aai}$  – preço por metro cúbico de água consumido no bloco  $i$ ;

$p_{ar}$  – preço relativo ao serviço de águas residuais;

Nos municípios com quatro e seis blocos, o valor da factura é determinado do mesmo modo, adicionando-se ao segundo membro da equação (5.5), mais uma ou três parcelas, respectivamente, correspondentes à aplicação das taxas volumétricas pelos volumes dos blocos adicionais.

Mesmo no âmbito dos três municípios com três blocos encontraram-se diferenças em termos da dimensão dos escalões considerados, bem como dos preços praticados no interior de cada bloco. Em algumas situações houve ajustamentos na dimensão e no número de blocos, ao longo do período de análise.

Para além disto, verificaram-se as seguintes outras diferenças entre tarifários. No que se refere aos serviços de abastecimento e entre os municípios com três blocos de consumo, nos primeiros anos da análise dois dos operadores praticaram apenas um preço à quantidade total de água consumida, em função do bloco de consumo em que se inseriu essa quantidade. No outro município com três blocos, a EG procedeu dessa forma durante todo o período de análise, ou seja, praticou um tarifário progressivo integral, sendo a forma de cálculo do valor da factura de águas expressa pela equação (5.6):

$$ValorFactura = (EFA + EFS) + q_3 \times p_{aa3} + q_3 \times p_{ar} \quad (5.6)$$

No que concerne aos serviços de águas residuais, um dos operadores não cobrou qualquer valor por tais serviços. Do ponto de vista das equações (5.5) e (5.6) isto significa que as componentes  $EFS$  e  $q_i \times p_{ar}$  assumem valor nulo. Um outra excepção corresponde a uma situação em que  $EFS$  é semi-fixo, definido de acordo com o volume de água consumido e em que, em contrapartida, a parcela  $q_i \times p_{ar}$  não existe. Finalmente, outra diferença encontrada diz respeito a um tarifário em que  $p_{ar}$  apenas se aplica a 80% do volume de água consumido, ou seja, a última parcela do segundo membro das equações (5.5) e (5.6) corresponde a  $0.8 \times q_i \times p_{ar}$ .

Face à variedade de tarifários encontrados, para se ter uma ideia sobre as diferenças em termos de preços praticados calcularam-se os preços marginais relativos a um consumo residencial hipotético de 10 m<sup>3</sup> de água, que se apresentam no Quadro 5.4.

**Quadro 5.4 - Preço marginal do 10<sup>o</sup> metro cúbico de água consumido**

<i>Anos</i>	<i>Município de Aveiro</i>	<i>Município de Coimbra</i>	<i>Município da Guarda</i>	<i>Município de Leiria</i>	<i>Município da Mealhada</i>
1998	0.486	0.462	0.632	0.545	0.365
1999	0.485	0.461	0.617	0.561	0.356
2000	0.582	0.457	0.601	0.564	0.370
2001	0.576	0.447	0.576	0.557	0.354
2002	0.402	0.453	0.616	0.555	0.385
2003	0.389	0.465	0.613	0.552	0.455

Nota: Todos os preços marginais, inicialmente em escudos (PTE), encontram-se expressos a preços constantes de 1997, convertidos para € (1€ = 200.482 PTE).

Para além das diferenças de preços, para igual quantidade (hipotética) de água consumida, é interessante realçar o decréscimo nos preços marginais em termos reais, que se verifica em alguns casos, durante o período considerado. Isto explica-se, obviamente, por se terem verificado níveis de inflação maiores do que os ajustamentos nos preço da água, ao longo do período considerado.

Para além dos esquemas tarifários aplicados, as informações sobre o consumo residencial (doravante referido também como água procurada pelo segmento residencial, uma vez que não houve racionamento das quantidades procuradas) foram também fornecidas directamente pelos operadores nos cinco municípios. Em concreto, foram solicitadas informações sobre o consumo doméstico total e sobre o número de contadores domésticos por período de facturação.

Uma vez que os períodos de facturação correspondem, em geral, a um ou dois meses de consumo, os dados do consumo doméstico foram transformados em meses equivalentes, assumindo que, quando os períodos de facturação são de dois meses, o consumo durante esse período é linear. Para além disto, uma vez que os dados recolhidos sobre o consumo residencial encontravam-se agregados ao nível da comunidade, calculou-se a série para a variável dependente – consumo

mensal de água procurada pela família típica (representativa) no município – através da divisão do consumo doméstico total pelo número de contadores domésticos (equivalente ao número de clientes domésticos).

As informações sobre os consumos e sobre os esquemas tarifários aplicados em cada período de facturação foram utilizadas, de forma combinada, para se obterem as séries relativas às variáveis explicativas relacionadas com os preços. Face à aplicação, em todos os municípios, de estruturas tarifárias com múltiplas partes, com a configuração de blocos de consumo na parte variável, adoptou-se a especificação de Taylor (1975) – Nordin (1976) para o preço marginal e a variável *diferença*. Como forma de ultrapassar o problema da simultaneidade entre o preço e a quantidade procurada, decorrente dos formatos tarifários com preços dependentes dos volume consumidos, seguiu-se a sugestão proposta por Billings (1982), explicada na Secção 5.3, estimando-se parâmetros constantes para o preço marginal e para a variável *diferença* para cada estrutura de preços (para cada município e para cada ano).

Assim, o processo de determinação das séries para as variáveis instrumentais, preço e variável *diferença*, começou pelo recurso às equações (5.5) ou (5.6), consoante o tipo de tarifário em causa. A partir daí calcularam-se os valores das facturas de água, associados a cada quantidade inteira de consumo mensal por contador entre os 2m<sup>3</sup> e os 17m<sup>3</sup> (que se considerou ser um intervalo razoável para o consumo das famílias, face à base de dados utilizada e à literatura empírica revista). Dessa forma obtiveram-se as séries *ValorFactura* e *q*. De seguida, estimaram-se as funções *ValorFactura* (uma para cada estrutura tarifária), através da regressão linear dos valores teóricos das facturas de água face aos correspondentes valores inteiros das quantidades de consumo de água por família (*q*). Conforme referido anteriormente<sup>83</sup>, *ivp* e *ivd* correspondem ao declive da função *ValorFactura* estimada e à ordenada na origem, respectivamente, e não variam com as quantidade observadas. Isto

---

<sup>83</sup> Recorde-se, via Secção 5.3 a sugestão de Billings (1982) para a resolução do problema da simultaneidade que tende a ocorrer em presença de estruturas tarifárias por blocos de consumo.

significa que, por intermédio da metodologia utilizada obtiveram-se parâmetros constantes, ou seja, preços marginais (*ivp*) e variáveis *diferença* (*ivd*) instrumentais independentes das quantidades consumidas.

Devido ao facto de os preços da água serem revistos apenas uma vez por ano, ou até menos frequentemente, as variáveis *ivp* e *ivd* obtidas seriam constantes para 12 ou mais meses, para cada município. Então, através da utilização de uma série para o índice de preços no consumidor, deflacionaram-se as séries *ivp* e *ivd*, calculando-se, por essa via, as variáveis instrumentais *ivp* e *ivd* mensais. Finalmente, com o intuito de verificar se os consumidores reagem ao agravamento do valor da factura imposto pelo facto de ser aplicada apenas uma taxa volumétrica ao volume total consumido (ou seja, suportarem um tarifário progressivo integral, conforme descrito na equação (5.6)), utilizou-se uma variável *dummy*, *dum*, a qual assume o valor 1 nestes casos e o valor 0, caso se aplique um tarifário progressivo por blocos, formalizado segundo a equação (5.5).

Recorreu-se a diversas fontes para obter as informações socio-económicas e de natureza climática habitualmente utilizadas nas estimações da procura residencial de água. Em relação ao primeiro tipo referido, algumas variáveis são provenientes dos Censos de 2001, pelo que, nestes casos, não existe variabilidade ao longo do horizonte temporal considerado, mas apenas em termos seccionais. Neste grupo de variáveis incluem-se o número de residentes por família (*numres*) e a percentagem de idosos, ou seja, a percentagem de pessoas com mais de 65 anos de idade (*ov65*). A influência desta última variável sobre o consumo de água foi sugerida e testada por Nauges e Thomas (2000) e por Martínez-Espiñeira (2003a; b).

Por não haver dados mensais disponíveis sobre o rendimento da família típica em cada comunidade local adoptou-se um procedimento utilizado pelo INE, para o cálculo de índices do poder de compra concelhio, considerando informações mensais relativas a valores de levantamento nas redes de caixas automáticas (Multibanco) por concelho, fornecidas pela Sociedade Interbancária de Serviços (SIBS). A partir daí, calcularam-se os valores de levantamentos *per capita*,

deflacionando-os, de seguida, para serem utilizados como variável *proxy* para o rendimento (*inc*) das famílias.

Finalmente, as informações relativas às variáveis de natureza climatológica (provenientes da estação mais próxima de cada um dos municípios considerados) foram obtidas na AGRIBASE e incluem dados sobre precipitação e temperatura. Em relação a esta última, optou-se pela temperatura máxima do ar, por nos parecer ser, no âmbito da temperatura, a variável que com maior probabilidade influencia o consumo de água (por exemplo, para banhos). Os dados utilizados para estas variáveis correspondem ao seus valores normais mensais, calculados a partir das médias históricas para um período de 30 anos. Como tal, as respectivas séries registam variabilidade mensal e por município.

O Quadro 5.5 apresenta a definição das variáveis utilizadas e uma súmula de estatísticas descritivas sobre as mesmas.

**Quadro 5.5 – Variáveis utilizadas**

Variáveis	Definição (unidade)	Tipo	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
Dependente: <i>q</i>	Procura de água da família típica (m <sup>3</sup> )	CS- TS	8.592	1.9716	4.6361	15.58668
Independentes: <i>ivp</i>	Variável instrumental para o preço marginal da água (€ 1997)	CS- TS	0.688	0.1149	0.4692	0.9062
<i>ivd</i>	Variável instrumental para a variável <i>diferença</i> (€ 1997)	CS- TS	1.335	0.7411	0.3690	2.7286
<i>Dum</i>	Variável Dummy (= 1 se o tarifário é progressivo integral; = 0 se é progressivo por blocos)	CS- TS	0.333	0.4721	0	1
<i>Inc</i>	Variável proxy para o rendimento (€ 1997)		107.07	37.5754	12.8583	208.9297
<i>Numres</i>	Número de elementos por família	CS	2.52	0.2138	2.2	2.8
<i>ov65</i>	Percentagem de idosos	CS	0.167	0.01913	0.1461	0.1954
<i>Temp</i>	Temperatura do ar normal máxima mensal (°C)	CS- TS	13.895	4.5297	3.6	20.9
<i>Prec</i>	Precipitação normal mensal (mm <sup>3</sup> )	CS- TS	82.858	45.160	6.2	148.6

Nota: CS significa dados seccionais e TS séries temporais

Face ao exposto, é expectável que *ivp*, *ivd*, *prec*, *ov65* e *dum* estejam negativamente correlacionadas com a procura residencial de água, ao invés de *inc*, *numres* e *temp*, que se espera que estejam positivamente correlacionadas com *Q*.

Dada a contribuição dos estudos realizados na área da procura de água, a disponibilidade de dados e as transformações feitas para a obtenção de determinadas variáveis, a equação da procura residencial de água a estimar é a seguinte:

$$q_{it} = \beta_0 + \beta_1 ivp_{it} + \beta_2 ivd_{it} + \beta_3 dum_{it} + \beta_4 inc_{it} + \beta_5 numres_{it} + \beta_6 ov65_{it} + \beta_7 temp_{it} + \beta_8 prec_{it} + \varepsilon_{it} \quad (5.7)$$

Em que  $i = 1, 2, \dots, 5$  corresponde ao índice que identifica cada município e  $t = 1, 2, \dots, 72$  é o índice correspondente a cada período (mês).  $\varepsilon_{it} = \mu_i + v_{it}$  diz respeito ao termo de erro. A componente  $\mu_i$  é relativa ao termo de erro específico inerente às comunidades locais, traduzindo a variação espacial não explicada, enquanto que a componente  $v_{it}$  reflecte toda a variação (espacial e temporal) residual não explicada. Assume-se, como é habitual na literatura, que ambos os termos de erro seguem uma distribuição normal, com média nula e variância constante.

O resultado do teste de Hausman<sup>84</sup> revelou preferível a especificação do modelo com efeitos aleatórios face à alternativa com efeitos fixos. Como tal, considerou-se um modelo de efeitos aleatórios, e seguiram-se as sugestões de Greene (1997: 293-296) e de Baltagi (2005: 14-19), de estimação segundo o método dos mínimos quadrados generalizados (*GLS*). A equação (5.7) foi assumida linear e estimada utilizando a metodologia *GLS*, com a correcção de um processo auto-regressivo de primeira ordem<sup>85</sup>, para a obtenção dos coeficientes  $\beta$ , utilizando o painel de dados descritos anteriormente.

<sup>84</sup> O teste à hipótese “ $H_0$ : A diferença nos coeficientes não é sistemática”, revelou um  $\chi^2 = 40,96$ .

<sup>85</sup> Através do recurso à instrução “xtregar”, relativa ao *software* STATA 8.0.

### 5.5.3. Análise de resultados

Os resultados da estimação *GLS*, obtidos pela utilização do *software* STATA 8.0, para a equação da procura residencial de água encontram-se representados no Quadro 5.6.

**Quadro 5.6 – Resultados da estimação da equação da procura residencial de água**

Variável	Coefficiente Estimado	Estatística Z
<i>Constant</i>	10.22722	3.48*
<i>ivp</i>	-6.976089	-6.34*
<i>ivd</i>	0.7730964	4.18*
<i>Dum</i>	0.6718489	2.90*
<i>Inc</i>	-0.00046	-0.13
<i>Numres</i>	1.481168	2.60*
<i>Ov65</i>	-34.85687	-5.27*
<i>Temp</i>	0.1978384	6.01*
<i>Prec</i>	0.0046476	1.36
$R^2$ ajustado: 0.692		

Nota: \* Estatisticamente significativa ao nível de 1%.

O valor do  $R^2$  ajustado, de aproximadamente 70%, reflecte um desempenho aceitável para o modelo. O coeficiente do preço marginal é estatisticamente significativo e apresenta o sinal negativo esperado. Devido à hipótese assumida quanto à linearidade da equação da procura, a elasticidade preço varia com os níveis de preço e de consumo da família típica. Assim, considerando o preço marginal médio e a quantidade de água consumida média, obtém-se um valor de -0,558 para a elasticidade preço da procura residencial de água, o qual se insere no intervalo dos valores obtidos para este tipo de medida, encontrados na literatura.

A derivada da procura de água em relação à variável *diferença* é estatisticamente significativa mas revela um inesperado sinal positivo. Apesar da preferência demonstrada pelos operadores dos sistemas por TBC, devido à importância dos valores correspondentes aos encargos fixos a série

relativa à variável *ivd* assume sempre valores positivos<sup>86</sup>. Recorde-se que um sinal positivo de *ivd* significa um efeito negativo sobre o rendimento dos consumidores de água, decorrente da estrutura tarifária que suportam. Assim, um aumento de *D* deveria causar uma redução no consumo de água. O sinal positivo obtido em relação ao coeficiente da variável *ivd* pode resultar do facto de os encargos fixos “jogarem” contra os propósitos de conservação de água, distorcendo tais incentivos implícitos nos tarifários progressivos. Neste sentido, torna-se difícil a interpretação dos esquemas de preços praticados e, conseqüentemente, não surpreende que os consumidores não reajam de forma racional aos sinais preços.

Em concordância com a explicação anterior, *Dum* também não apresenta o sinal negativo antecipado, o que significa que os consumidores não reagem a esquemas de preços particularmente penalizadores dos níveis de consumo mais elevados (tarifários progressivos integrais), que impõem um mesmo preço para todos os metros cúbicos de determinada quantidade de água consumida, através de reduções no consumo (ou seja, poupando água).

Os resultados da estimação indicam também que, excepto no que se refere à precipitação e ao rendimento, todos os restantes coeficientes têm efeitos significativos sobre o consumo residencial de água. O facto de o coeficiente estimado para a variável utilizada como *proxy* para o rendimento não ser estatisticamente significativo pode ser explicado pela fraca proporção que as despesas com os serviços de águas representam no rendimento disponível das famílias, devido aos baixos níveis dos preços da água, conforme visto anteriormente. Conseqüentemente, um aumento dos preços da água não causa grande variação nos montantes dispendidos com despesas de água. Onde, também não se reflecte particularmente nos orçamentos familiares.

Os coeficientes relativos à dimensão da família e à percentagem de idosos exibem os sinais esperados. O sinal positivo do coeficiente *numres* confirma a lógica compreensível de que quanto maiores são as famílias, mais elevados são os consumos de água. O sinal negativo de *ov65*, por seu

---

<sup>86</sup> Veja-se Quadro 5.5, na Subsecção anterior.

lado, traduz a ideia de que uma elevada proporção de idosos se reflecte em menores consumos médios de água, e é também concordante com os resultados da literatura empírica.

A variável temperatura encontra-se positivamente correlacionada com a procura residencial de água, e o seu coeficiente é estatisticamente significativo, sugerindo que o consumo de água é maior quando há mais calor, reflectindo a sazonalidade dos consumos (maiores nos meses mais quentes, de Verão). O facto de a variável precipitação não se apresentar com significado estatístico, não é inteiramente surpreendente, até porque o seu sinal positivo é contrário ao esperado. Além disto, pelo menos na parte respeitante aos consumos para usos internos à habitação, não é de esperar uma influência da precipitação sobre os consumos.

Os resultados obtidos pelo presente estudo estão, em alguns aspectos, em concordância com os resultados da literatura empírica sobre a procura residencial de água. Para a área de estudo considerada, o preço marginal varia com a quantidade de água procurada e a procura de água pelo segmento doméstico encontra-se negativamente influenciada pelos preços marginais. Os preços da água revelam-se, assim, úteis no sentido da racionalização da procura de água, apesar da influência sobre os consumos ser reduzida.

Uma outra implicação que pode ser inferida a partir do estudo sobre a procura de água efectuado é a de que a utilização de tarifários progressivos ou, mais especificamente, a aplicação de taxas volumétricas crescentes como forma de controlar a procura não deve ignorar as imposições de serviço universal, pelo menos no que respeita às quantidades mínimas consideradas essenciais para a vida humana. Deve também ser considerado que a preferência por TBC penaliza as famílias mais numerosas, devido à influência directa da dimensão da família (variável *numres*) sobre a procura residencial de água.

## 5.6. Conclusão

A partir do reconhecimento de que a expansão da oferta não deve ser encarada como a única solução para os problemas decorrentes de uma maior procura, a influência do preço sobre o consumo passou a ser tema de debate. Existe, neste sentido, um certo consenso entre responsáveis dos sistemas de abastecimento de água, políticos e economistas acerca da relevância do preço como instrumento a utilizar por políticas de tipo *DSM*. Em concordância, a literatura relativa à estimação da procura residencial de água mostra que, apesar das fracas elasticidades, verifica-se uma influência negativa do preço da água sobre o seu consumo, confirmando-o como um possível instrumento de gestão da procura.

Apesar da aceitação de que a política da água deve focar-se no lado da procura, os preços não devem ser encarados como o único instrumento. Devem, ao invés, ser complementados por outras medidas, “*non-price*”, tais como campanhas de promoção de aquisição de equipamentos de baixo consumo de água e de sensibilização ambiental e programas educacionais, como meios para controlar a procura e poupar água, ou seja, com vista ao uso parcimonioso da água e à sua utilização sustentável. Deve ressaltar-se, todavia, que se antevê este tipo de efeitos como menos imediatos, já que passam pela mudança de hábitos. É neste âmbito que se insere o PNUEA, o qual não foi considerado no estudo sobre a procura residencial de água na medida em que não é um plano que se considere ter sido adequadamente publicitado e executado.

No que diz respeito aos preços, não basta aumentá-los, uma vez que estamos perante um SIEG, cuja universalidade deve ser assegurada. Ou seja, apesar de se aceitar que o serviço de abastecimento de água possa ser encarado como um serviço económico, por contraposição a um serviço fornecido de forma gratuita, não poderá ser esquecida, designadamente, a sua componente de essencialidade.

Parece não haver dúvidas, portanto, acerca da necessidade de definição de uma política de preços para o sector das águas, tendo em conta, designadamente, as linhas orientadoras definidas pela Lei da Água. Caso contrário, não será expectável uma influência racional dos preços sobre a procura de água e o preço não servirá como instrumento de gestão do recurso natural em causa. Além disto, por imposições da DQA e da Lei da Água, é certo que se assistirá a um aumento das tarifas, com vista a uma recuperação dos custos, ou seja, à aplicação do princípio do utilizador-pagador, e do poluidor-pagador. Como tal, importa incorporar critérios de racionalidade na definição dos tarifários, para que as consequências que advirão da subida dos preços não se façam sentir apenas nos valores a suportar pelos consumidores.

As explicações para as reduzidas elasticidades preço da procura de água e, conseqüentemente, para o seu papel limitado na gestão do recurso água, são de vária ordem. Por um lado existem motivos, chamemos-lhes técnicos, que impedem maiores valores para as elasticidades (por exemplo os tarifários complexos e confusos) e, por outro lado, há questões sociais e políticas que interferem na definição dos esquemas de preços coarctando uma maior capacidade de os preços funcionarem como instrumentos de gestão da procura.

Pela forma como os preços da água são determinados na área de estudo considerada eles transmitem sinais confusos aos consumidores. Recorde-se que a informação tarifária recolhida revelou estruturas tarifárias complexas que combinam diversos elementos, dificultando aos consumidores domésticos o estabelecimento da relação entre o as despesas de água com o volume de água efectivamente consumida. A maior fonte de confusão advém do recurso generalizado à cobrança de encargos fixos de disponibilidade dos serviços em simultâneo com tarifários progressivos, devido aos seus sinais contraditórios. O emprego de tarifários progressivos, penalizando os consumos mais elevados justifica-se pela sua adequação a objectivos de conservação dos recursos hídricos. Por outro lado, a presença de encargos fixos, apesar de poder ser justificada por motivos de viabilidade dos produtores, implica que quanto maior for o aumento do consumo de

água maior é a “diluição” destes montantes fixos, por maior número de metros cúbicos de água consumida.

Para além destes aspectos, a presença de diversos blocos de consumo e a ausência de justificação quanto aos valores praticados faz aumentar a dificuldade de interpretação dos sinais preço resultantes da estrutura tarifária. Uma outra fonte de complexidade na interpretação das facturas de água e no ajustamento do consumo aos preços decorre da mistura entre partes fixas e variáveis relativas aos serviços de abastecimento de água e de recolha de águas residuais. Todas estas complexidades e contradições podem explicar o inesperado sinal do coeficiente estimado para a variável *diferença*.

Uma outra vertente da questão é que a aplicação de TBC como forma de controlar a procura, para além de não dever ignorar as imposições de serviço universal, também não deve descurar a penalização imposta às famílias mais numerosas. Em alguns municípios portugueses (num dos cinco municípios base do estudo realizado, embora com aplicação mais recente, fora do que período temporal da aplicação empírica, e noutras comunidades locais) existe já um tipo particular de tarifário, especialmente desenhado para essas famílias. Este tipo de estrutura tarifária contempla situações em que são aplicadas apenas duas taxas volumétricas ao volume total de água consumido, ou situações em que é tido em conta o número de elementos do agregado familiar de forma a calcular um rácio do volume de água consumido *per capita*, previamente à aplicação das taxas volumétricas.

Adicionalmente, uma possível solução para ser alcançada a eficiência na utilização da água sem que sejam descuradas preocupações de equidade e com grupos de consumo mais vulneráveis, pode estar na definição do bloco inicial. Este deve ser desenhado de forma a corresponder ao volume necessário à satisfação das necessidades essenciais da família. Dessa forma salvaguarda-se a prossecução dos objectivos conflituosos de poupança de água (por intermédio da penalização dos consumos mais elevados pagos a taxas volumétricas mais elevadas) e de garantia do consumo das

quantidades essenciais. Todavia, não se vislumbra uma intenção de subsidiar (através da aplicação de um preço mais reduzido num primeiro bloco de consumo) unicamente as quantidades essenciais de água (Martins e Fortunato, 2005).

Em jeito de síntese, parece evidente que, para os preços da água poderem exercer maior influência sobre a procura, os consumidores deverão ter uma melhor consciência acerca da forma como o seu consumo pode determinar as suas despesas de água. Neste sentido revela-se imperativo clarificar os sinais enviados pelas várias componentes da estrutura tarifária. Não se deduz de antemão, apesar da crítica relativa à diversidade de tarifários, que se defende uma política de preço único para todo o território nacional. O problema está, primeira e imediatamente, em não se tirar partido de algumas das potencialidades dos actuais esquemas de tarifas por blocos de consumo praticadas.

Apesar da sua potencial adequação ao objectivo de conservação do recurso água, a aplicação de TBC merece um exame cuidado. É crucial definir adequadamente o número de blocos, a dimensão e os preços por metro cúbico de cada bloco. Neste sentido, uma possibilidade de promover a definição e adopção de políticas de preço adequadas no sector das águas em Portugal está, com certeza, na atribuição de competências neste domínio à autoridade reguladora, para que possa interferir no processo de definição dos tarifários, gerindo potenciais conflitos, designadamente entre eficiência, equilíbrio financeiro do operador e cumprimento de obrigações de SIEG.

A definição de uma política de preços para a água não constitui tarefa fácil nem é de esperar que reúna consensos. Desde logo porque envolve múltiplos interesses em jogo como a protecção de consumidores e cidadãos, a sustentabilidade económica e financeira das EGs e a sustentabilidade ambiental. Porém, algumas pistas afiguram-se evidentes. Há que definir, com clareza, os objectivos a alcançar com a política tarifária, distinguindo-os de outros que mais facilmente poderão ser atingidos através de outros meios. Depois, há que aproveitar algumas das potencialidades de uma

tradição de prática de preços crescentes com o consumo, corrigindo, porém, as contradições que os actuais tarifários encerram. Finalmente, parece que a cobertura da totalidade dos custos só será possível através da participação na definição da política tarifária de uma entidade supramunicipal, por exemplo o regulador económico, que possa introduzir preocupações com a recuperação dos custos ambientais e de escassez do recurso, uma vez que estes extravasam a esfera municipal. Neste sentido, a bacia hidrográfica deve ser a unidade territorial de interesse e, independentemente dos operadores actuarem apenas no abastecimento de água ou no saneamento de águas residuais, ou em ambas as actividades, deve estar sempre presente uma lógica integrada da gestão do recurso água, na perspectiva do ciclo urbano da água.

Face ao apresentado até agora, levanta-se a interrogação incontornável sobre se estará o modelo de regulação do sector das águas em Portugal adaptado ao objectivo de uma política tarifária sustentável? É uma questão a que procuraremos dar resposta no próximo Capítulo, por intermédio da apreciação do modelo de regulação desenhado, à luz de outros esquemas reguladores e das conclusões relativamente à estrutura de mercado e à ausência de racionalidade tarifária, que emergiram dos estudos realizados no decurso dos Capítulos 4 e 5 da presente dissertação.

## **6. O MODELO DE REGULAÇÃO DO SECTOR DAS ÁGUAS**

### **6.1. Introdução**

Com cerca de uma década de existência, a regulação formal do sector das águas em Portugal tem sido pautada por interrupções. Conforme visto no Capítulo 2, foi após a publicação dos diplomas legais de 1993, que vieram possibilitar a abertura do sector a modelos de gestão e capitais privados, que se assistiu à criação de entidades reguladoras para o sector. E só em 1999 é que começou a funcionar o actual regulador do sector das águas e resíduos.

A fundamentação para a regulação dos serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais decorre de razões de ordem diversa, conforme visto no Capítulo 3, como as falhas de mercado que o sector exhibe e por estarem em causa serviços públicos de carácter estrutural, essenciais ao bem-estar geral, à saúde pública e à segurança colectiva das populações, às actividades económicas e à protecção do ambiente. Paralelamente, os constrangimentos que o sector enfrenta, como o da escassez do recurso água e as imposições de recuperação dos custos, reforçam essa necessidade de regulação.

No presente Capítulo pretende-se proceder a uma análise crítica do modelo de regulação das águas em Portugal, discutindo se estão reunidas as condições necessárias para que a regulação seja eficaz em termos do desempenho que se espera de uma entidade reguladora sectorial, num enquadramento de restrições múltiplas e à luz da realidade do sector. O debate será feito segundo duas linhas de abordagem. Por um lado, pretende-se, discutir a capacidade de regulação pela estrutura de mercado, segundo critérios de eficiência. Ou seja, se o esquema regulador tem potencialidades para promover a união ou a desagregação de operadores, consoante estejam a ser desaproveitadas economias de escala e/ou de gama ou esgotadas essas mesmas economias, respectivamente. Por outro lado, e associado a esta problemática, é também objectivo deste Capítulo proceder à discussão da adequação do esquema de regulação à definição e promoção de uma política tarifária sustentável ajustada ao objectivo de gestão racional do recurso água.

A Secção 6.2 destina-se à abordagem dos objectivos e âmbito de intervenção do IRAR, apresentando-se na Secção 6.3 as características e os contornos da adopção do processo de regulação tendo em vista proceder, na Secção 6.4, a uma comparação de experiências de regulação. Esta análise é feita por intermédio de dois passos: um primeiro, através da comparação sumária com a regulação de outros sectores no plano nacional e, um segundo, centrado em algumas experiências internacionais relativas a modelos de organização e regulação do sector das águas. A Secção 6.5 destina-se à leitura do modelo de regulação das águas em Portugal, sendo a análise efectuada à luz dos resultados obtidos nos Capítulos 4 e 5, ou seja, em função da estrutura de mercado e da propensão dos preços para funcionarem como instrumento de gestão da procura de água. A Secção 6.6 destina-se às conclusões do Capítulo.

## 6.2. O Instituto Regulador de Águas e Resíduos: objectivos e âmbito de intervenção

O IRAR foi criado em 1997, pelo artigo 21º do Decreto-Lei n.º 230/97, de 30 de Agosto, substituindo o Observatório. Foi regulamentado pelo Decreto-Lei n.º 362/98, de 18 de Novembro e sujeito a alterações pelo Decreto-Lei n.º 243/2001, de 5 de Setembro. O primeiro Conselho Directivo (CD) do IRAR foi empossado em Setembro de 1999. Devido a interrupções de actividade durante o período 2001-2003, só após a nomeação de um novo CD e do seu presidente, em Março de 2003, e a publicação das *Linhas Estratégicas do Modelo de Regulação a Implementar pelo IRAR* (Baptista *et al.*, 2003), o IRAR entrou, finalmente, em actividade contínua. Para além do CD e do presidente, são órgãos do IRAR o conselho consultivo e o fiscal único.

Em termos gerais, são objectivos do IRAR: assegurar a qualidade dos serviços prestados pelas EGs dos sistemas multimunicipais e municipais de abastecimento público de água às populações, de saneamento de águas residuais urbanas e de gestão de resíduos sólidos urbanos<sup>87</sup>; supervisionar a concepção, execução, gestão e exploração dos mesmos e garantir o equilíbrio e a sustentabilidade do sector.

As atribuições do IRAR consistem, nos termos do artigo 5º do seu Estatuto e do Decreto-Lei n.º 243/2001, em regulamentar, orientar e fiscalizar a concepção, execução, gestão e exploração dos sistemas multimunicipais e municipais, assim como a actividade das respectivas EGs; assegurar a regulação dos respectivos sectores e o equilíbrio entre a sustentabilidade económica dos sistemas e a qualidade dos seus serviços, com vista a salvaguardar os interesses e direitos dos utilizadores; estabelecer relações com instituições nacionais e internacionais congéneres, com o fito de melhorar a sua actuação; fomentar a normalização técnica do sector e assegurar a qualidade da água para consumo humano. Estas atribuições circunscrevem-se apenas aos sistemas multimunicipais e municipais concessionados de águas de abastecimento público, de águas residuais urbanas e de

---

<sup>87</sup>O sector dos resíduos sólidos está, por opção, fora do âmbito da presente dissertação.

resíduos sólidos urbanos. As entidades da administração local autárquica (câmaras municipais, serviços municipalizados e empresas municipais ou intermunicipais) responsáveis pela provisão dos serviços de águas, que gerem directamente os sistemas, apenas estão sujeitas à intervenção do IRAR no que respeita ao controlo da qualidade da água para consumo humano.

As competências do CD do IRAR estão tipificadas no artigo 11º do seu Estatuto, constituindo poderes do IRAR nos termos no mesmo artigo: emitir recomendações quer sobre os processos de concurso de adjudicação de concessões de sistemas e respectivos contratos, quer relativas a aspectos essenciais da qualidade na concepção, execução, gestão e exploração dos sistemas; emitir instruções vinculativas para que sejam sanadas eventuais irregularidades na concepção, execução, gestão e exploração dos sistemas concessionados; requerer quaisquer providências cautelares com vista à suspensão ou eliminação de cláusulas contratuais que prevejam ou fixem tarifas que representem uma violação dos direitos dos consumidores, ou um risco grave para o equilíbrio do sector; apreciar reclamações ou queixas dos utentes dos serviços de águas em colaboração com o Instituto do Consumidor (IC); propor normas regulamentares, designadamente sobre a qualidade do serviço prestado pelos sistemas, vinculativas para as entidades sujeitas à sua supervisão (embora essas normas careçam de aprovação do Ministro do Ambiente); fiscalizar o cumprimento da legislação específica aplicável às concessões dos sistemas e, finalmente, tem poderes expressos em termos de qualidade da água destinada ao consumo humano.

Genericamente o âmbito de actuação do IRAR subdivide-se em duas missões distintas: regulação de serviços de águas e resíduos sólidos urbanos e “autoridade competente” para a qualidade da água para consumo humano. Esta última missão, resultante das alterações legislativas de 2001, com aplicação plena a partir de Dezembro de 2003.

Em relação à missão de regulador de serviços de águas, o objectivo é ultrapassar a inexistência de mecanismos de auto-regulação, habitualmente atribuídos aos mercados

concorrenciais. Neste sentido, fala-se em substituir o mercado<sup>88</sup>, uma vez que perante a existência de monopólios locais, ou seja, sem concorrência no mercado, não só não há incentivos a um aumento da eficiência das EGs, como há o risco de abuso de posição dominante sobre os utilizadores, com possíveis consequências, designadamente em termos de menor qualidade e/ou de preço mais elevado dos serviços.

No que concerne à regulação económica e em relação a 2006, apenas as entidades gestoras concessionárias (EGCs) dos sistemas multimunicipais de abastecimento de água (14 operadores), dos sistemas multimunicipais de saneamento de águas residuais (16 operadores) e dos sistemas municipais (37 entidades) estão sob a alçada do IRAR.

As competências no domínio da qualidade da água para consumo humano estendem-se a todo o subsector do abastecimento de água, o que constitui um universo de mais de três centenas de EGs, em 2006. Em relação à qualidade do produto água (para consumo humano), existem normas e critérios de avaliação estabelecidos na legislação (*inclusive* europeia), embora a existência de inúmeros pequenos sistemas de abastecimento de água em Portugal dificulte a tarefa do regulador neste domínio. A promoção da qualidade da água, ainda que corresponda à sua atribuição mais recente, constitui a área de actuação em que o IRAR tem maiores poderes.

Para além da qualidade do produto propriamente dito (água para consumo humano), a qualidade do serviço prestado pelas EGs engloba um conjunto de outros critérios, como a garantia do serviço, a regularidade, os níveis de satisfação dos utentes, as perdas nas redes, o conforto, entre outros. No que se refere a estes critérios o IRAR apenas tem poderes sobre as EGCs. As suas competências no domínio da qualidade do serviço enquadram-se numa perspectiva de elaboração de normas a seguir e de monitorização dos sistemas, em cooperação com a Direcção Geral do Ambiente (DGA), a Inspeção-geral do Ambiente e o Instituto da Água. Ao IRAR compete também

---

<sup>88</sup> Robinson (2002) argumenta, porém, que a consideração da simulação de um mercado concorrencial como um objectivo da regulação, resulta de assumir que os resultados de um tal mercado podem ser observados *ex ante*, o que na sua perspectiva é impossível de conseguir.

a elaboração de relatórios sobre a qualidade dos serviços prestados pelas EGCs dos sistemas, bem como a sua divulgação.

Os serviços prestados directamente pelas Câmaras Municipais, por serviços municipalizados ou por empresas municipais ou intermunicipais não estão sujeitos à regulação económica (recorde-se que as tarifas são fixadas em Assembleia Municipal), nem à regulação da qualidade do serviço pelo IRAR. Isto traduz-se nos seguintes números: cerca de 78% da população (aproximadamente 90% dos municípios) servida por sistemas públicos de abastecimento de água recebe serviços cuja qualidade e tarifas escapam à esfera de intervenção do regulador. Nos serviços de saneamento estas percentagens são de 88% e 95%, respectivamente, segundo o PEAASAR II (MAOTDR, 2006b:21).

### 6.3. O processo de regulação

Independentemente do país, região ou sector a que se reporta, o processo de regulação respeita, em geral, uma sequência lógica de pelo menos duas etapas<sup>89</sup>: uma primeira de âmbito legislativo e uma segunda de execução, propriamente dita (Viscusi *et al.*, 2000). De facto, após serem desenhados e definidos legalmente os poderes e as competências da autoridade reguladora, há que proceder à aplicação do que ficou estatutariamente estabelecido, de acordo com o modelo definido pelo regulador.

A adopção de esquemas de regulação económica apropriados, para além de exigir uma definição clara dos objectivos a atingir, impõe uma definição prévia desses esquemas, os quais, por sua vez, dependem do formato das entidades a quem compete a sua execução. Existem neste âmbito

---

<sup>89</sup> Viscusi *et al.* (2000: 308) falam de uma possível terceira etapa correspondente à desregulação, enquanto que Henry e Matheu (2001) preferem a expressão novas formas de regulação.

duas opções: a criação de organismos reguladores sectoriais independentes ou a regulação por autoridades governamentais (regulação governamental)<sup>90</sup>. Esta pode ser directamente exercida pela Administração Central ou através de organismos reguladores, normalmente Institutos, conforme refere Leite (2000), com maior ou menor grau de autonomia, mas dependentes da Administração Central.

### 6.3.1. O modelo geral de regulação

No âmbito das suas missões de regulador e de autoridade competente para o controlo da qualidade da água para consumo humano, o IRAR tem desenvolvido diversas actividades de forma a dar cumprimento às suas obrigações, ou seja, à adopção de um modelo geral de regulação, representado na Figura 6.1.

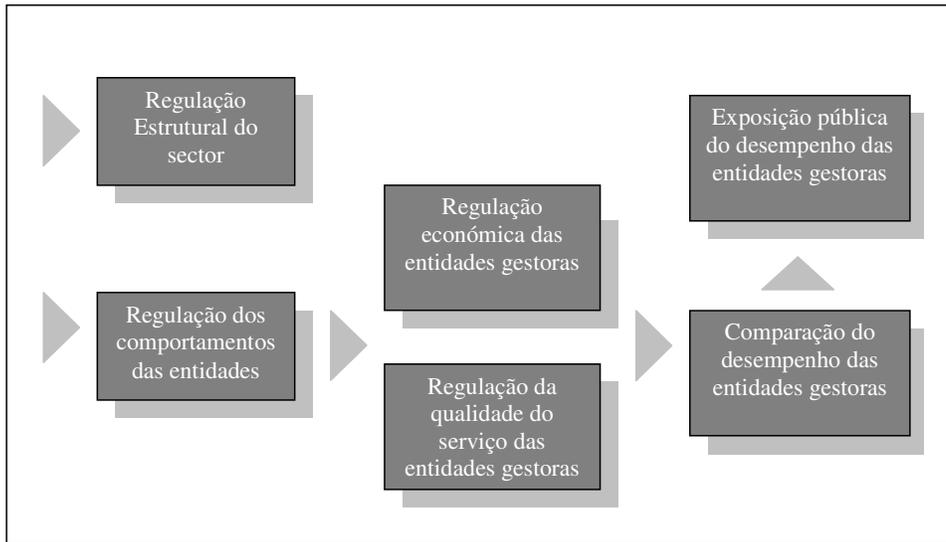
De acordo com IRAR (2006a:19),

*“(...) a regulação estrutural do sector deve contribuir para a sua melhor organização e para a clarificação de aspectos como as restrições à entrada das EG no mercado e as medidas de separação funcional [(...) e] é uma forma de controlo directo sobre o contexto envolvente e indirecto sobre as EG, reduzindo ou eliminando a possibilidade de comportamentos indesejáveis. Condiciona fortemente o conteúdo e a natureza da regulação dos comportamentos, pelo que lhe deve ser complementar.”*

---

<sup>90</sup> Neste caso, fala-se frequentemente, em regulação horizontal uma vez que para algumas áreas de intervenção as autoridades reguladoras são multisectoriais, como acontece em Portugal com a Autoridade da Concorrência (AC).

**Figura 6.1 - Modelo de Regulação para o Sector das Águas**



Fonte: IRAR (2006a: 19).

A regulação estrutural consiste na definição de regras gerais de funcionamento do sector. Cabem neste domínio, portanto, questões de optimização quanto aos níveis de (des)agregação geográfica e por tipo de serviços, e de (des)agregação vertical das EG. Na vertente horizontal, o objectivo da regulação estrutural do sector é conciliar o nível adequado de agregação das EGs com a eventual obtenção de economias de escala, criando condições de concorrência. Na vertente vertical, a regulação estrutural procura que seja alcançada uma ajustada agregação ou separação das actividades desenvolvidas ao longo das etapas do processo produtivo, quer do abastecimento de água, quer do saneamento de águas residuais, de que é exemplo a divisão em “alta” e em “baixa”. Incluem-se ainda na regulação estrutural todo o conjunto de medidas para consolidar e modernizar o tecido empresarial do sector da água.

Da actuação do IRAR no domínio da regulação estrutural resultou, a título de exemplo, o Relatório de Reordenamento do Sector. Actualmente, o IRAR está a ultimar dois projectos de diplomas relativos à lei de bases para as concessões municipais e multimunicipais, onde ficarão

estabelecidas as linhas orientadoras para a elaboração de cadernos de encargos para concursos públicos de concessão municipal ou intermunicipal.

Paralelamente, a actuação do IRAR passa pela regulação dos comportamentos das EGs, em relação quer a aspectos económicos quer a aspectos de qualidade de serviço. Neste modelo a regulação económica tem dois objectivos: influenciar os preços e avaliar os investimentos das EGs. Em relação ao primeiro dos objectivos referido, a função do regulador consiste em evitar abusos de posição dominante por parte das EGs monopolistas, quer em termos dos preços praticados, quer em relação aos níveis de qualidade dos serviços prestados, sem, contudo, inviabilizar económica e financeiramente a actividade dos operadores. No que concerne à avaliação dos investimentos, esta vertente da regulação económica visa defender os interesses dos utilizadores e promover o bem estar social, através de uma adequação das políticas de investimento à manutenção do serviço e a assegurar a continuidade do mesmo a longo prazo.

Intimamente ligada à regulação económica encontra-se a regulação da qualidade do serviço prestado aos utilizadores. Tratando-se de EGs que assegurem o serviço de abastecimento de água, insere-se neste âmbito, também a regulação da qualidade da água para consumo humano. Neste aspecto, há a salientar que, nos termos em que foi legislada esta competência, este tipo de função ultrapassa as funções habituais de um regulador económico.

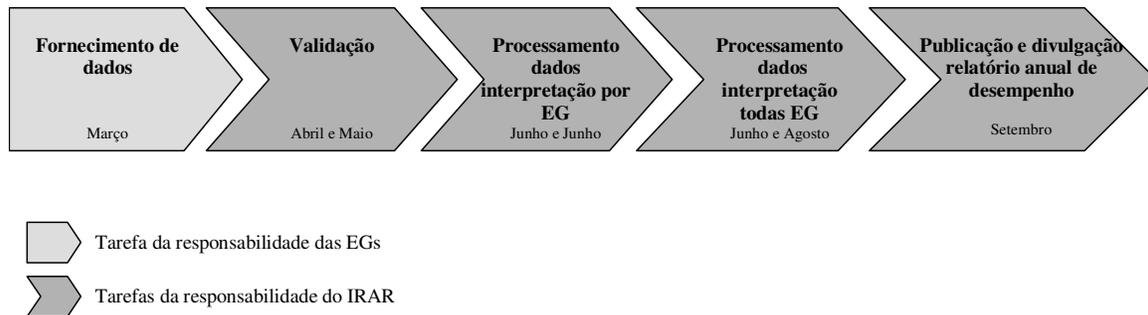
A preponderância de uma ou outra destas três vertentes de regulação: estrutural, regulação económica e de qualidade de serviço, deve ser justificada pelo tipo de disfuncionalidade do mercado ou por outras características do mesmo. De acordo com IRAR (2006a), pelo facto do sector das águas ser relativamente estático, com alteração lenta das condições de mercado e das tecnologias (embora ainda relativamente instável no actual contexto nacional, conforme visto no Capítulo 2, mas com tendência a consolidar-se futuramente), deve prevalecer a regulação dos comportamentos das entidades gestoras sobre a regulação estrutural do sector, cabendo a esta última facilitar aquela.

No âmbito da regulação económica e da regulação da qualidade do serviço, o regulador pretende recorrer a um conjunto de indicadores de desempenho de forma a proceder à avaliação e comparação dos operadores. Através da análise comparativa dos registos históricos de cada operador, torna-se possível conhecer a evolução temporal de vários aspectos da sua gestão e, pela comparação com outras entidades similares que actuem em zonas geográficas distintas, viabiliza-se o estabelecimento de referenciais que permitam fixar realisticamente novas metas de eficiência (regulação por comparação do desempenho).

Em relação à avaliação do desempenho inerente à qualidade do serviço, o sistema foi já aplicado para o ano de 2004 (Volume 3 do Relatório Anual do Sector de Águas e Resíduos em Portugal, IRAR, 2005c) e, devido às actuais disposições estatutárias do IRAR, exclusivamente ao universo de EGs reguladas pelo IRAR, com pelo menos um ano de actividade (representando menos de 20% do total das EGs). Seguindo uma abordagem quantificada, típica da regulação por *benchmarking*, o IRAR recorreu a um conjunto de 20 indicadores, distribuídos por três grupos. O primeiro, relativo à defesa dos interesses dos utilizadores (para avaliar da maior ou menor acessibilidade dos utilizadores ao serviço e da qualidade com que o mesmo lhes é fornecido), o segundo inerente à sustentabilidade do operador (para analisar a sua capacidade económica, financeira, infraestrutural, operacional e de recursos humanos, necessária à garantia de uma prestação de serviço regular e contínuo aos utilizadores) e o terceiro grupo dedicado à sustentabilidade ambiental (ou seja, aos aspectos ambientais associados às actividades do operador).

O faseamento do processo, de base anual, encontra-se ilustrado na Figura 6.2.

**Figura 6.2 - Processo de avaliação do desempenho das EGs pelo IRAR**



Fonte: Adaptado de IRAR (2005c:4).

Para facilitar todo o processo de avaliação de desempenho, foram disponibilizadas pelo regulador condições para o “carregamento”, *on-line*, dos dados pelas EGs, e criado um fórum para esclarecimento de dúvidas aos operadores.

O ciclo da regulação da qualidade da água encontra-se em fase de aplicação desde Janeiro de 2004 e continuará a sê-lo numa base anual, abrangendo a totalidade dos distribuidores de água, ou seja, mais de trezentas entidades. A publicitação dos resultados sobre a qualidade da água é feita, a partir de 2005, no Volume 4 do Relatório Anual do Sector de Águas e Resíduos em Portugal, IRAR, 2005d e IRAR, 2006b), dando sequência os relatórios de Controlo da Qualidade da Água para Consumo Humano desde 2002, da responsabilidade do IRAR enquanto autoridade competente para a qualidade da água para consumo humano.

A lógica por detrás deste modelo de comparação é, segundo IRAR (2006a), pedagógica e de valorização, premiando as EGs com melhor desempenho face à média. A exposição pública dos resultados de desempenho justifica-se por dois motivos. Um deles tem que ver com a pressão que é exercida sobre as EGs no sentido da eficiência, por não se quererem ver colocadas em posição desfavorável. O outro prende-se com a intenção do IRAR de criar e consolidar uma “cultura de transparência de informação, concisa, credível e de fácil interpretação” (IRAR, 2006a:22). Estamos,

assim, perante a vertente mais suave da regulação por comparação, conhecida como regulação “*sunshine*”<sup>91</sup>.

Ainda de acordo com o regulador, a regulação não deve ser substituída por contratos completos e detalhados em que tudo está previsto, já que não são, na prática, “possíveis contratos de longo prazo, definitivos, completos e invulneráveis ao oportunismo *ex-post*, num serviço tão sujeito à influência de factores exógenos, como por exemplo condições ambientais, evolução económica e legislação.” Ou seja, a regulação por contrato pode ser complementar, mas não alternativa à regulação estrutural do sector e dos comportamentos das entidades gestoras.

### **6.3.2. Regulação económica dos sistemas multimunicipais**

Os sistemas multimunicipais têm o seu campo de actuação circunscrito às actividades em “alta”<sup>92</sup> e, por esse motivo, “escapam” à maior parte das problemáticas tratadas ao longo da presente dissertação, viradas para os serviços de águas prestados a utilizadores finais, ou seja, para as actividades pertencentes à “baixa”. Todavia, uma caracterização do modelo de regulação ficaria parcialmente amputada sem a apresentação das características da regulação dos sistemas multimunicipais. Além disto, apesar de não serem directamente estudados, não se ignora que os sistemas multimunicipais exercem influências sobre os sistemas municipais, nos casos em que estes últimos apenas actuam na “baixa”, optando por adquirir a água em “alta” aos primeiros, em vez de a produzirem eles próprios.

Em termos de regulação económica o IRAR tem competências sobre todos os operadores de sistemas multimunicipais, uma vez que correspondem a EGCs. Os seus poderes estão limitados,

---

<sup>91</sup> Para uma explicação sobre o aparecimento da expressão veja-se, por exemplo, Henry e Matheu (2001).

<sup>92</sup> Excepção feita ao caso da EPAL, que actua simultaneamente na “alta”, fornecendo água a sistemas municipais da área da Grande Lisboa, e na “baixa”, abastecendo directamente os municípios de Lisboa.

porém, à emissão de pareceres sobre os regimes tarifários propostos. A avaliação realizada pelo IRAR relativa aos projectos tarifários tem por base os programas de investimentos, os relatórios anuais e os respectivos orçamentos apresentados pelas EGCs dos sistemas. Contudo, não compete, ao regulador fixar os preços, como também não lhe é, sequer, permitido estabelecer limites máximos para os mesmos (*price-caps*). Resta, assim, uma apreciação não vinculativa dos tarifários propostos. Esta consiste, basicamente, numa verificação de conformidade com regras de contabilidade empresarial e regras particulares, fixadas em diplomas que aprovam as bases das concessões dos sistemas, designadamente sobre o programa de investimentos predefinido no início da concessão.

Os projectos tarifários são objecto de aprovação anual pelo concedente dos sistemas, ou seja, o Estado, na pessoa do Ministro responsável pela pasta do ambiente, após parecer do IRAR. Além disto, os cálculos tarifários baseiam-se nos orçamentos e integram todos os custos necessários à actividade da concessionária, mais uma remuneração accionista garantida. Daqui decorre que estamos perante uma regulação pela taxa de rendibilidade (*rate of return regulation*), também conhecida por regulação baseada nos custos (*cost based regulation*, ou mais precisamente *cost plus*, devido à remuneração accionista garantida). O objectivo do IRAR é verificar os cálculos, descobrir eventuais custos de ineficiência e averiguar se estão a ser cumpridos os contratos de concessão. Em geral, as condições excepcionais para revisão das cláusulas contratuais, designadamente, as tarifárias, também estão estabelecidas nos contratos de concessão.

A taxa de rendibilidade permitida, aplicada ao capital social realizado mais as reservas legais, é definida em cada contrato de concessão. Normalmente é formada por duas componentes: uma parte fixa (3%) que remunera o risco, e uma parte variável (com base numa taxa de referência, como a taxa base de emissão dos bilhetes do tesouro, TBA; ou a taxa de emissão das Obrigações do Tesouro, OT; ou Euribor). Este tipo específico de regulação passa por permitir, portanto, que o operador cubra todos os custos de fornecimento do serviço.

Um potencial problema desta forma de regulação, decorrente das assimetrias de informação entre regulador e regulados, é estarem a ser suportados pela tarifa custos de ineficiência. Mesmo admitindo que o regulador dispõe de meios para analisar se os custos apresentados são ou não resultantes de uma actuação eficiente da parte dos regulados, a regulação pela via dos lucros pode levantar outros problemas. Um deles tem que ver com a questão dos incentivos à adopção de estratégias conducentes a uma minimização dos custos. Se todos os custos são aceites e ainda é permitida uma taxa de remuneração dos capitais, exógena ao desempenho da empresa regulada, não existem incentivos à eficiência. Esta situação pode ser atenuada, contudo, pela possibilidade conferida às empresas, através de uma cláusula contratual, de reterem 50% dos ganhos de produtividade verificados, ou seja, da diferença entre os custos previstos e os custos verificados, conforme refere Marques (2005: 288-9). Este aspecto permite ao autor classificar, por isso, de “híbrida” a metodologia de definição do sistema tarifário proposto nos contratos de concessão dos sistemas multimunicipais, ou seja, apesar de assente na regulação pela taxa de rendibilidade, tem uma “nuance” da regulação por limite máximo de preços.

Um caso excepcional no âmbito dos sistemas multimunicipais é o da EPAL, EGC do sistema multimunicipal da área da Grande Lisboa, cujos tarifários<sup>93</sup> resultam de convenções periódicas realizadas entre a empresa e o Estado. Também neste caso se assiste a uma espécie de metodologia de regulação por taxa de rendibilidade, baseada em cada convenção, negociada entre as partes, nas quais não se inclui o IRAR.

Em suma, e de acordo com o PEAASAR II, aproximadamente 62% dos municípios de Portugal continental têm as suas tarifas dos serviços de abastecimento de água em “alta”, fornecidos por EGCs dos sistemas multimunicipais, reguladas pelo IRAR. Porém, face aos fracos poderes conferidos ao regulador nesta matéria, assiste-se a assimetrias tarifárias e as tarifas actuais não

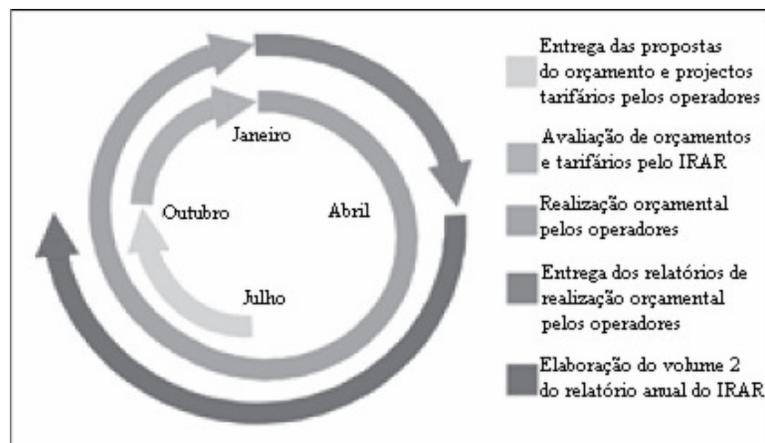
---

<sup>93</sup> Em conformidade com o Decreto-Lei n.º 230/91 de 21 de Junho.

interiorizam ainda os custos de escassez do recurso, situação que tendencialmente deverá ser alterada, com a implementação do regime económico e financeiro da nova Lei da Água.

O IRAR pretende pôr em prática uma regulação por comparação através da implementação de um “ciclo da regulação económica” (IRAR, 2006a), em relação aos operadores multimunicipais, de acordo com o esquema ilustrado na Figura 6.3.

**Figura 6.3 - Ciclo de Regulação Económica**



Fonte: IRAR (2006a:39).

Este ciclo deverá ocorrer de forma programada ao longo do ano, conforme é visível na Figura 6.3, e será feito em duas partes. A primeira, correspondente às três primeiras etapas, encontra-se já em fase de plena aplicação desde há alguns anos e continuará a sê-lo numa base anual, abrangendo cerca de três dezenas de operadores multimunicipais. A segunda parte do ciclo, compreendendo as etapas de demonstração da execução orçamental por parte das EGs e a avaliação de desempenho económico e financeiro por parte do IRAR, teve início a partir de 2006.

A etapa de avaliação do desempenho económico e financeiro compreende a validação e o processamento dos dados e a interpretação de resultados para cada operador e para o conjunto de

operadores, para posterior publicitação no relatório anual sobre o sector das águas, elaborado pelo IRAR.

### **6.3.3. Regulação económica dos sistemas municipais concessionados**

A regulamentação dos sistemas municipais concessionados estabelece que a concessão dos mesmos é atribuída por concurso público e que do programa do concurso deve constar, entre os factores relevantes, o regime tarifário. Esclarece também que a selecção dos concorrentes deve garantir aos consumidores um serviço com a qualidade especificada nos documentos de concurso, ao menor custo possível. Neste sentido, está regulamentado ainda que a tarifa média tem de surgir obrigatoriamente entre os critérios de selecção, com uma ponderação igual ou superior a 70%, e que a própria revisão das tarifas, deve também constar do programa do concurso, devendo reflectir a estrutura de custos dos serviços.

Assim, resulta claro que os preços constituem um dos principais critérios de selecção dos concorrentes, pelo que são regulados pelos contratos. Ao IRAR compete apenas o acompanhamento desses contratos.

Não se conclua, no entanto, que o IRAR não tem qualquer papel a desempenhar no âmbito dos concursos de concessão dos sistemas municipais. A sua actividade nesta matéria é importante na preparação das peças dos concursos (cadernos de encargos, condições de elegibilidade), que se deverão pautar por critérios de transparência e equidade para garantir a igualdade de condições para todos os concorrentes no acesso ao mercado. O IRAR pode participar ainda na elaboração de normas e regulamentos sobre a qualidade dos serviços e na clarificação relativa, quer a programas de investimentos a cargo dos futuros concessionários, quer a critérios de revisão das tarifas. Para

além disso, a sua presença como entidade isenta e com capacidade para intervir em caso de alteração das circunstâncias, pode contribuir para a redução do risco do negócio (Serra, 2003).

#### **6.4. Estudos comparativos**

O objectivo da presente Secção é proceder a uma comparação de experiências de regulação. Numa primeira parte, Subsecção 6.4.1, com base no exposto anteriormente sobre o esquema regulador do sector das águas em Portugal, é feita uma comparação da configuração institucional e do âmbito de actuação do IRAR com os reguladores sectoriais nacionais do transporte ferroviário, das comunicações e do sector energético.

A escolha destes sectores prende-se com as características que partilham, e que constituem, aliás, justificações para a existência de regulação. Entre elas, destacam-se a estruturação em rede, o regime de monopólio, a produção de bens ou serviços considerados básicos para a vida económica e social, a apresentação de significativas externalidades no seu funcionamento e a necessidade comum de investimentos importantes, com longos prazos de maturação e com custos irrecuperáveis (Martins *et al.*, 2005). Ressalve-se porém, que se reconhecem, de antemão, diferenças entre as indústrias referidas, quer relacionadas com a natureza do bem/serviço regulado, quer de ordem tecnológica e económica. Donde, não é expectável, nem seria desejável, encontrar-se uma similitude em todos os vectores comparados.

Numa segunda fase, Subsecção 6.4.2, a análise centra-se numa leitura sumária de soluções de regulação no mesmo sector mas empreendidas por outros países (Inglaterra e País de Gales, França, Alemanha e Holanda).

#### **6.4.1. Esquemas reguladores sectoriais, no plano nacional**

Em termos gerais, os objectivos atribuídos aos organismos reguladores dos sectores da água, do transporte ferroviário, das comunicações e da energia são semelhantes e vão desde a protecção dos utilizadores dos serviços, passando pela garantia do equilíbrio económico e financeiro dos operadores, até à promoção do desenvolvimento dos respectivos sectores. No que sucede, pretende-se averiguar se esta similitude entre objectivos se estende também ao formato da regulação nos vários sectores, procurando perceber as diferenças de competências e de independência do IRAR, comparativamente a outras entidades reguladoras sectoriais.

No Quadro 6.1. são visíveis diferenças a vários níveis entre a regulação levada a cabo pelos organismos reguladores referidos.

O IRAR está dependente do Governo em vários domínios. Manifestações dessa dependência verificam-se na nomeação e destituição dos titulares dos órgãos (por Resolução de Conselho de Ministros, sob proposta do Ministro do Ambiente), bem como na respectiva duração dos mandatos (três anos, inferior portanto ao período de uma legislatura) e na superintendência e tutela do Ministro do Ambiente (a quem compete a aprovação do plano anual, relatório de actividades e documentos plurianuais de planeamento do IRAR). Além disto, a decisão do IRAR relativa à aprovação dos planos tarifários propostos pelas EGCs dos sistemas carece de aprovação por parte do Ministro do Ambiente, conforme visto anteriormente. Uma outra manifestação do controlo do Governo é a possibilidade de recurso tutelar das decisões do IRAR. Finalmente, o IRAR necessita de autorização governamental para a alienação de imóveis.

**Quadro 6.1 - Reguladores sectoriais - sumário de características**

<i>SECTORES DE ACTIVIDADE</i>	<i>Águas e resíduos</i>	<i>Transporte Ferroviário</i>	<i>Comunicações (Serviços postais e Telecomunicações)</i>	<i>Electricidade e gás natural*</i>
<b>Entidade Reguladora</b>	<b>IRAR</b>	<b>INTF</b>	<b>ICP-ANACOM</b>	<b>ERSE</b>
<b>Estatuto</b>	D.L. n.º 362/98, de 18 de Novembro	D.L. n.º 299-B/98, de 29 de Setembro	D.L. n.º 309/2001, de 7 de Dezembro	D.L. n.º 97/2002, de 12 de Abril
<b>Personalidade jurídica, autonomia administrativa e financeira</b>	✓	✓	✓	✓
<b>(In)dependência</b>				
Duração mandato dos órgãos (anos)	3	3	5	5
	Renovável	Renovável	Não renovável	Renovável
Possibilidade de destituição dos órgãos	✓	✓	✗	✗
Sujeição a superintendência e tutela	✓	✓	✗	✗
Regime de incompatibilidades	✓	✓	✓	✓
Separação entre o operador público ou o concessionário público e o regulador	✗	✗	✓	✓
<b>Recursos (2005)</b>				
Pessoal (nº de efectivos)	50	49	401	66
Orçamento anual (milhões de €)	3,084	3,448	50,656 <sup>#</sup>	7,764
<b>Atribuições gerais / actuação</b>				
Relações com o Governo	✓ / ✓	✓ / ✓	✓ / ✓	✓ / ✓
Poderes regulamentares e de fiscalização de normas	✓ / ✓	✓ / ✓	✓ / ✓	✓ / ✓
Sanções sobre violações e resolução de litígios	✓ / ✗	✓ / ✗	✓ / ✓	✓ / ✓
Protecção consumidores	✓ / ✗	✓ / ✗	✓ / ✓	✓ / ✓
<b>Atribuições regulação / actuação</b>				
Preços	✓ / ✗	✗ / ✗	✓ / ✓	✓ / ✓
Entrada no mercado	✓ / ✗	✓ / ✗	✓ / ✓	✓ / ✓
Outras				
qualidade do serviço	✓ / ✓	✓ / ✗	✓ / ✗	✓ / ✓
investimento	✓ / ✗	✗ / ✗	✓ / ✗	✓ / ✗

\* A regulação do gás natural não é aqui analisada, em virtude de algumas das competências de regulação serem ainda da responsabilidade do Governo e da Direcção Geral de Energia (DGE).

<sup>#</sup> Correspondente ao total de custos, o total de proveitos previsto no plano de actividades do ICP-ANACOM para 2005 foi de 74, 688 milhões de euros.

Fontes: IRAR (2006a), ERSE (2006); ICP-ANACOM (2006), INTF (2006), informação disponível *on-line*, Marques (2005a), Marques (2005b), Moreira (2002), Moreira e Maças (2003), Gouveia (2001), legislação diversa.

O INTF tem características comuns ao IRAR em termos de dependência do Governo, quer quanto à possibilidade de destituição dos órgãos, quer em termos de tutela e superintendência governamental, competindo ao ministro da tutela definir as orientações gerais da sua actividade. Além disto, não pode contrair empréstimos sem autorização governamental prévia.

A tutela do Governo é muito mais limitada sobre os dois outros organismos reguladores sectoriais, esgotando-se na aprovação dos relatórios de contas, no caso da ERSE, e dos planos de actividade, orçamento e relatório anual de actividades, no caso do ICP-ANACOM. Neste último caso, a aprovação é considerada tacitamente concedida ao fim de dois meses.

O facto de uma autoridade reguladora ser responsabilizada pela sua actuação junto de instituições democráticas influencia a legitimidade do regime regulador, face à possibilidade de haver recurso para entidades hierarquicamente superiores. Curiosamente, uma maior independência em relação ao Governo não é sempre acompanhada de mecanismos alternativos de responsabilização perante o poder político, por exemplo, o Parlamento ou o Presidente da República. No caso da ERSE, Moreira e Maças (2003), consideram haver mesmo um défice de responsabilização, tendo o próprio presidente da ERSE reconhecido essa falta de responsabilização perante o Parlamento (CES, 2001). O mesmo não acontece em relação ao ICP-ANACOM, que envia ao Governo e à Assembleia da República (AR) o relatório anual das suas actividades, podendo o seu presidente ser chamado a responder perante comissões da AR.

Para além da independência perante o Governo, Moreira (2001) apresenta dois outros requisitos de uma regulação independente. Um deles diz respeito à independência perante os interesses ligados ao sector, podendo-se considerar praticamente garantidas, no plano teórico, condições para tal, em relação a todos os organismos reguladores, através dos regimes de incompatibilidades e impedimentos (dos titulares de altos cargos públicos) previstos. O outro requisito baseia-se na separação entre operador público ou concessionário público e o regulador. Neste aspecto, a estrutura organizativa do sector da água, dificulta a adequada separação, pelo que, na prática, não se considera cumprida esta condição em relação ao IRAR. Recorde-se, a este respeito, a acumulação de funções por parte do Ministro do Ambiente em representação do Estado, como concedente e como concessionário (detentor de parte do capital dos EGCs dos sistemas).

Como tal, apesar de apenas o Estatuto do ICP-ANACOM o qualificar expressamente como *autoridade independente*, também no caso da ERSE estamos perante uma entidade independente<sup>94</sup> (Moreira, 2002 e Moreira e Maçãs, 2003).

Associadas às diferenças expostas encontram-se disparidades de recursos humanos e financeiros, conforme é também visível no Quadro 6.1.

Quanto a atribuições gerais, todas as entidades reguladoras prestam assessoria ao Governo na elaboração de normas relativas aos respectivos sectores de actividade. Dos vários organismos em comparação, é a ERSE que dispõe de poderes regulamentares mais amplos (tanto internos como externos), embora o ICP-ANACOM também possa emitir regulamentos externos. O IRAR edita regulamentos internos relativos à sua organização e funcionamento assim como todas as entidades reguladoras em análise, as quais têm também como função fiscalizar as normas relativas aos respectivos sectores. Em caso de incumprimento dessas normas o ICP-ANACOM e a ERSE têm poderes sancionatórios e de mediação, arbitragem e resolução de litígios, contrariamente ao IRAR e ao INTF, com fracas atribuições a este nível, praticamente não actuando nestes domínios.

No que diz respeito à protecção dos consumidores, entre as funções que foram atribuídas ao IRAR está, conforme visto, incluída a defesa dos direitos dos consumidores. Porém, o facto de, à excepção do controlo da qualidade da água para consumo humano, apenas as concessionárias estarem sujeitas às decisões do IRAR, implica que as queixas dos utilizadores de sistemas não concessionados (a esmagadora maioria dos consumidores) terão de ser dirigidas ao IC, pelo que se pode considerar praticamente nula a actuação do IRAR neste domínio. O INTF tem competências e actuação similares, contrariamente ao que sucede com o ICP-ANACOM e com a ERSE. No caso desta última entidade, para além da inspecção dos registos das reclamações apresentadas pelos

---

<sup>94</sup> Apesar do recente “abanão” à sua independência, quando o Governo decidiu interferir impedindo que os aumentos tarifários definidos pela ERSE, relativos ao segmento doméstico, fossem aplicados.

consumidores, a sua actuação vai ao ponto de determinar compensações a atribuir aos consumidores se os padrões de qualidade não forem cumpridos.

Em termos de atribuições específicas do IRAR em relação aos principais vectores de regulação económica, nota-se também um défice de atribuição de poderes, e consequentemente, de mecanismos de intervenção, sobretudo se comparados com o que sucede com o ICP-ANACOM e com a ERSE. Estas entidades têm capacidades para definir tarifas, no caso do ICP-ANACOM apenas relativamente ao serviço universal de comunicações. O sistema de regulação aplicado pela ERSE pode ser classificado de híbrido (Martins *et al.*, 2005), pois se nalgumas actividades (distribuição) o regulador limita os preços superiormente, noutros casos (em algumas etapas do transporte e da distribuição) é vigente uma regulação pelos custos. Por seu lado, o regime de preços negociado e acordado entre o ICP-ANACOM e os operadores baseia-se no método da regulação por limite máximo de preços. São definidos três tectos, para as modalidades de assinante (instalação de linha de rede analógica, assinatura de rede analógica e comunicações telefónicas a nível nacional), de postos públicos e para o serviço informativo. O INTF apenas define a taxa de uso das infraestruturas a suportar pelo operador.

O IRAR não tem quaisquer atribuições no que concerne ao estabelecimento dos tarifários dos sistemas da administração local autárquica. No caso dos sistemas municipais concessionados as tarifas, bem como a sua revisão, são definidas no contrato de concessão, pelo que o papel do IRAR restringe-se a pronunciar-se sobre os concursos quando se preveja que o equilíbrio económico e financeiro do sistema possa ser posto em causa. É apenas em relação aos tarifários propostos pelos sistemas multimunicipais que o IRAR se pronuncia, emitindo pareceres não vinculativos, conforme visto na Secção anterior. Ou seja, tem atribuições muito limitadas nesta matéria e uma actuação praticamente nula.

Também em relação ao controlo sobre a entrada de operadores no mercado ou, visto de outra forma, à promoção da concorrência, é notória a maior proximidade entre o IRAR e o INTF, por um

lado, e entre o ICP-ANACOM e a ERSE, por outro lado. Estas últimas entidades têm controlo sobre este tipo de decisão, contrariamente às primeiras que, ainda que lhes tenham sido estatutariamente atribuídas funções de acompanhamento das entradas e saídas nos respectivos sectores de actividade, na prática não têm competências para decidir sobre o assunto. No âmbito das funções atribuídas à ERSE encontra-se a promoção da eficiência no sector, através do fomento da concorrência onde existir potencial para tal, cabendo-lhe a responsabilidade de preparar, emitir e fiscalizar o Regulamento de Acesso às Redes e às Interligações e de definir as regras de acesso ao Sistema Eléctrico Não Vinculado. O ICP-ANACOM é responsável pela atribuição de títulos de acesso às actividades postal e de redes públicas de telecomunicações e do serviço fixo de telefone e pela criação de condições para o desenvolvimento da concorrência e pela supervisão do cumprimento dessas condições.

No domínio da qualidade do serviço, os poderes do ICP-ANACOM estão ligados à publicação de estudos sobre o tema. No caso da ERSE, uma das suas atribuições nesta matéria consiste na publicação de indicadores de desempenho das empresas do sector eléctrico e ainda na verificação da aplicação do Regulamento da Qualidade do Serviço (da responsabilidade da Direcção Geral de Energia). O INTF, por seu lado, não tem actuado neste campo. Surpreendentemente, é em relação à qualidade do serviço, uma das vertentes menos frequentemente controladas pelos organismos reguladores em geral (Viscusi *et al.*, 2000), que o IRAR tem maiores competências, até mesmo em comparação com os outros organismos reguladores<sup>95</sup>.

As competências conferidas aos vários reguladores em termos de política de investimento são relativamente similares e circunscrevem-se, no caso do IRAR e da ERSE, à emissão de pareceres sobre os planos de investimento e/ou de expansão da capacidade, e à fiscalização da adequação entre o desenvolvimento das infraestruturas e dos serviços e os níveis de evolução tecnológica e de

---

<sup>95</sup> Reveja-se, a propósito, a Subsecção 6.3.1.

qualidade de serviço, no caso do ICP-ANACOM. O INTF não tem atribuições nesta matéria, pelo que não actua a este nível.

Dada a multiplicidade de situações/sectores a carecer de regulação, é natural que não exista um único modelo de regulação em Portugal, ou seja, é compreensível a atribuição de distintos pesos aos vários vectores de regulação, aos diferentes organismos reguladores. O que é surpreendente, contudo, é que no caso das águas, apesar das falhas de mercado nos parecerem mais marcantes do que nos outros sectores de actividade examinados, a sua regulação (a par da empreendida pelo INTF) é a menos abrangente, em termos de operadores sob a sua alçada e em relação aos vectores específicos de regulação económica. Como tal, é compreensível que a regulação dos sistemas de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais, por ser pouco exigente, seja também pouco eficaz e eficiente. A regulação por comparação, por exemplo, não é possível se, para prestações de serviço idênticas, uns operadores são regulados e outros não.

Assim, embora o modelo de regulação definido para o sector das águas possa merecer nota positiva face a diversas potenciais virtualidades, o formato do regulador dificulta, em grande medida, uma adequada execução daquele modelo. As diferenças encontradas em termos da regulação sectorial não são o espelho de importância variada em termos de falhas de mercado nem dos objectivos gerais atribuídos aos reguladores. Assim, conclui-se que o desempenho e eficácia de actuação destas entidades estão condicionados pelos poderes reguladores que lhes têm sido atribuídos, fruto do grau variável de independência de que beneficiam.

Uma nota positiva sobre a actuação recente do IRAR diz respeito à evolução verificada no sentido da transparência e divulgação de informação sobre o sector, a par do que já era feito por outros organismos reguladores sectoriais nacionais. Esta situação foi possibilitada através da abertura de uma porta para o exterior, com a criação do seu sítio na Internet e a disponibilização de informação variada sobre o sector e a actividade de regulação, mais especificamente sobre a parte regulada do mesmo.

No que concerne à qualidade do serviço, em geral, e, mais especificamente, à qualidade da água para consumo humano, parcela da regulação dos comportamentos, conclui-se que é a área mais activa do modelo de regulação definido pelo IRAR. A actuação do IRAR a este nível é meritória, na medida em que potencia uma maior eficácia e eficiência na actividade das EGs do sector neste domínio. Ao mesmo tempo, materializa um direito fundamental dos utilizadores dos serviços de águas, que é o de terem acesso a informação fiável e de fácil interpretação sobre a qualidade da água que consomem. Infelizmente, o mesmo não acontece no que diz respeito à área da regulação económica. Neste âmbito, não só apenas está sob alçada do IRAR uma percentagem reduzida de operadores (concessionários), como os poderes e recursos do regulador são bastante limitados.

Finalmente, uma outra limitação tem que ver com o facto de o financiamento do IRAR depender, quase exclusivamente, do nível de produção e de consumo dos regulados. Este aspecto pode ser especialmente grave se tivermos em conta o nível de concentração existente no mercado dos operadores regulados, dominado em larga escala pela AdP, o que pode conduzir à “captura” do regulador.

#### **6.4.2. Experiências internacionais de regulação no sector das águas**

Existem diversos modelos de regulação da indústria da água, desenvolvidos e adoptados por diferentes países. Apesar das circunstâncias particulares de cada país, é possível beneficiar da comparação em termos da arquitectura e resultados desses modelos. Mais do que proceder a uma comparação exaustiva de experiências internacionais de regulação do sector da água<sup>96</sup>, pretende-se,

---

<sup>96</sup> Para um maior detalhe e enquadramento teórico das forças e fraquezas de modelos de regulação do sector da água, veja-se, por exemplo, a avaliação feita por Ballance e Taylor (2005) dos modelos inglês, francês e alemão.

na presente Subsecção, focar pontos de interesse para o caso português de alguma experiência internacional. Os modelos a seguir abordados são aqueles que, no essencial, constituem a base de todos os modelos e que, além disto, revelam certas semelhanças com o caso português. Assim tem interesse a comparação, podendo retirar-se algumas ilações.

O modelo inglês (Inglaterra e País de Gales) de organização e regulação do sector da água apresenta diversas particularidades a nível europeu e mesmo mundial. Em 1974 foi reorganizado o sector, tendo sido retirada aos municípios a responsabilidade pelo fornecimento dos serviços de água e de águas residuais e atribuída a 10 autoridades regionais, empresarializadas e verticalmente integradas, à escala da bacia hidrográfica. Ficaram assim criadas condições para que, em 1989, o Governo de Margaret Thatcher pudesse incluir os serviços de águas na onda de privatizações a que procedeu. Apesar da polémica suscitada, face a receios designadamente com a natureza dos serviços em causa, a controversa privatização dos serviços de águas avançou e foi criado um regulador económico independente para o sector - Office of Water Services (OFWAT), actualmente denominado Water Services Regulation Authority, mantendo-se a sigla OFWAT.

Pelo seu pioneirismo em termos de propriedade privada e de regulação independente, o caso inglês tem sido profunda e extensamente tratado e debatido<sup>97</sup>, servindo muitas vezes de termo de comparação, apesar das suas peculiaridades, com outras realidades. A regulação levada a cabo pela OFWAT é uma regulação por comparação de desempenho, permitida pela estrutura regional da indústria. Mas, contrariamente ao que sucede com o IRAR, o regulador tem poder para fixar tarifas bem como para controlar as entradas e saídas do mercado. O método de regulação tarifária seguido consiste na aplicação de uma variação à regra  $RPI - X$ <sup>98</sup>, ou seja, a  $RPI - X + Q$ , como limite

---

<sup>97</sup> Armstrong *et al.* (1999), Glaister (1996), Byatt (2001), Robinson (2002), Mayer (2001), Ballance e Taylor (2005), Littlechild (1986) e o sítio da OFWAT ([www.ofwat.gov.uk](http://www.ofwat.gov.uk)) na internet, entre outros, constituem referências importantes.

<sup>98</sup> No entanto, não se aplica um sistema de *price-cap* puro mas antes um sistema híbrido já que, no caso dos clientes em que não há medição dos consumos (*unmetered customers*) o que se aplica efectivamente é um *revenue cap* (Ballance e Taylor, 2005).

máximo de preço a praticar pelos operadores. Os valores de  $Q$  e de  $X$ , para cada empresa, procuram reflectir o programa de investimentos necessários para alcançar determinados padrões de qualidade, e os ganhos de eficiência previsíveis, respectivamente. Ou seja, o regulador define periodicamente, para cada empresa, e para um período de 5 anos<sup>99</sup>, o valor de  $K$ , em que  $K = X + Q$ , que deve ser adicionado ou subtraído ao valor da inflação (Retail Price Index (*RPI*)). A ideia é transferir os ganhos de eficiência para o consumidor e, simultaneamente, incentivar as empresas a actuarem de forma eficiente já que, se alcançarem níveis superiores aos inicialmente previstos, beneficiam desse melhor desempenho, pelo menos até à próxima revisão de  $K$ . Na prática, face às reconhecidas necessidades de suportar investimentos importantes no sector, a regra tem sido  $RPI + K$ .

A OFWAT partilha responsabilidades com outras entidades, estando a regulação ambiental e da qualidade da água para consumo humano, actualmente, a cargo da *Environment Agency* (EA) e da *Drinking Water Inspectorate* (DWI), respectivamente. Não se verifica, portanto, a mistura de papéis que acontece em Portugal. Além disto, apesar da independência do regulador, há mecanismos de responsabilização da sua actuação e a possibilidade de as empresas recorrerem das decisões do regulador à autoridade da concorrência (Competition Commission).

O modelo inglês apresenta como aspectos positivos, designadamente, a sua regulação eficiente, o respeito pelos utentes dos serviços (que participam no processo através das comissões de representantes) e a dinâmica do sector das águas. Os bons resultados (Byatt, 2001; OFWAT, 2001; Marques, 2005; entre outros) em termos de eficiência produtiva e da qualidade do serviço e ambiental têm sido associados aos elevados investimentos incentivados no sector. Em termos negativos, o destaque vai para os custos avultados da regulação, embora o orçamento anual da OFWAT seja inferior ao de outros reguladores ingleses e represente muito pouco em cada factura

---

<sup>99</sup> Inicialmente foi definido um período de 10 anos, reflectindo a natureza de longo prazo da indústria, mas a possibilidade conferida às empresas de solicitar revisões intermédias dos limites de preços, motivadas por exemplo, por obrigações mais exigentes relativamente à qualidade da água veio fixar em 5 anos as revisões, Byatt (2001: 81).

de água (Ballance e Taylor, 2005). Além deste tópico, alguma falta de transparência dos processos reguladores, curtas margens de rentabilidade permitidas às empresas reguladas e a fraca utilização de contadores, constituem outros aspectos apontados como negativos. Os níveis de preços, por vezes apontados como elevados, têm estreita ligação com a qualidade dos serviços prestados e com a preocupação com a integral recuperação dos custos pelas tarifas.

No âmbito da concorrência, o facto de a estrutura da indústria não ser economicamente óptima<sup>100</sup> serve de fundamento a uma das críticas apontadas ao esquema regulador inglês que reside, precisamente, na fraqueza do vector pró-competição do modelo. A este propósito merece contudo referir alterações recentes introduzidas pelo *Water Act 2003*, com efeitos a partir de 2005, no sentido de conferir maior importância à promoção da concorrência. Neste sentido, enquadram-se, designadamente, um novo regime de licenciamento que confere a possibilidade de novas empresas fornecerem água a grandes consumidores desde que obtenham uma licença junto da OFWAT e, também, a possibilidade de concorrência no mercado, através de opções como os *inset appointments*<sup>101</sup>. Estes esquemas consistem na atribuição a novos operadores, utilizando recursos próprios ou utilizando as infraestruturas já existentes, de direitos de prossecução de actividades de fornecimento de água e de drenagem de águas residuais em determinada área geográfica. No entanto, é a própria OFWAT (OFWAT, 2007) quem reconhece como residuais os efeitos deste tipo de medida para o fomento da concorrência efectiva no mercado.

O modelo francês, por seu lado, assenta na concorrência pelo acesso ao mercado e na regulação baseada em contratos, não existindo um regulador central. Na prática, porém, a concorrência pelo mercado é fraca, sendo o sector privado dominado pelos grandes grupos mundiais

---

<sup>100</sup> Recorde-se o estudo encomendado pela OFWAT, Stone & Webster Consultants (2004), que revelou a presença de deseconomias de escala nas empresas de água e saneamento (grandes empresas demasiado grandes) e rendimentos constantes à escala no caso das empresas de abastecimento de água.

<sup>101</sup> Para serem concedidos *inset appointments* deve verificar-se pelo menos um dos seguintes três critérios: fornecimento a grandes utilizadores, ou seja, devendo ser garantidos determinados limites mínimos, de 50 000 m<sup>3</sup> e 250000 m<sup>3</sup>, em Inglaterra e no País de Gales, respectivamente; áreas em que não existam operadores licenciados; consentimento do operador a actuar na área respectiva (OFWAT, 2007).

no sector da água, de origem francesa. O sector da água em França, nos termos de Roche e Johannès. (2001: 170), é composto por um pequeno número de muito grandes empresas e por um grande número de muito pequenos sistemas. Segundo Garcia e Reynaud (2004), o sector das águas em França é um sector fragmentado, com cerca de 13500 sistemas, continuando por explorar potenciais ganhos de escala (Garcia e Thomas, 2001). A sua proximidade com o caso português tem que ver com a atribuição do fornecimento dos serviços de águas ao poder local e com o predomínio da propriedade pública.

À semelhança do que acontece em Portugal, os municípios franceses podem decidir assumir directamente o fornecimento dos serviços de águas, através da gestão directa dos serviços pelas autoridades locais ou da gestão com autonomia financeira e/ou personalidade jurídica. Alternativamente, podem delegar<sup>102</sup> os serviços a empresas privadas, segundo uma variedade de contratos<sup>103</sup> com duração variável entre 5 a 20 anos. Todavia, contrariamente a Portugal, verifica-se um predomínio acentuado da gestão privada nos serviços de abastecimento de água (acima de 75%) e também nas águas residuais (superior a 50%), em termos da população abastecida (Garcia e Reynaud, 2004).

Não se aplica uma regulação por limite de preços nem por taxa de rendibilidade. Ao invés, a regulação é substituída por um contrato entre o operador privado e o município, no caso da gestão privada, ou por uma decisão da Assembleia Municipal relativamente à forma como os serviços devem ser geridos, no caso da gestão pública. Independentemente do tipo de operação dos serviços, a regulação existente é apenas de natureza ambiental, procedente quer da legislação nacional francesa, quer da europeia.

---

<sup>102</sup> A delegação dos serviços de águas é regulamentada pelas Leis de Sapin, de 1993, e de Barnier e Mazeud, de 1995 (Garcia e Reynaud, 2004).

<sup>103</sup> Para um maior nível de pormenor acerca das várias modalidades dos contratos de gestão, veja-se, por exemplo, Ménard e Saussier (2000), Roche e Johannès (2001), Garcia e Reynaud (2004), ou Ballance e Taylor (2005).

Entre os aspectos negativos do modelo francês coloca-se a ênfase, para além da limitada concorrência pelo mercado, nas perdas elevadas que o sector regista (Garcia e Thomas, 2001), na não cobertura dos custos pelas tarifas, na dificuldade de controlo da qualidade do serviço devido ao número elevado de sistemas, na fraca responsabilização dos operadores e na pouca transparência, subjacente aos contratos.

Na Alemanha, os municípios são responsáveis pelo fornecimento dos serviços de água e a estrutura da indústria está também bastante fragmentada, existindo mais de 6500 empresas de abastecimento de água, segundo Ballance e Taylor (2005). Esta situação deve-se ao facto de, até aos anos 70 e 80 do século passado, a lei não permitir que, na antiga Alemanha de Leste, as autoridades locais *empresarializassem* este tipo de actividades ou que permitissem a entrada de capitais privados no sector. O modelo alemão constitui um caso de excelência, com recuperação quase integral dos custos pelas tarifas, elevada qualidade do serviço e ambiental, legitimidade e responsabilização. Porém é de difícil exportação para Portugal, conforme refere Marques (2005), uma vez que a sua eficácia assenta na auto-regulação transversal, através da figura da empresa multisectorial (*multiutility*).

Um aspecto de interesse em relação à indústria da água na Alemanha é o desenvolvimento de um modelo de parceria, em que a propriedade de grandes unidades multisectoriais (*stadtwerke*) responsáveis pelo fornecimento de vários serviços: energia, transportes e outros serviços, em conjunto com os serviços de água e saneamento, é partilhada entre os sectores público e privado. A participação privada nas *stadtwerke*, tem sido feita através da venda de acções a investidores estratégicos<sup>104</sup> e de modelos baseados em contratos. Estes são, em regra, mais complexos do que em França, normalmente com fórmulas precisas para os ajustamentos dos preços baseadas nos custos

---

<sup>104</sup> Nos municípios com mais de 100 000 habitantes 93% têm *stadtwerke* e 90% dessas *stadtwerke* têm actividades em pelo menos duas das áreas referidas, (Ballance e Taylor, 2005).

de construção, dos preços dos *inputs* e na inflação. São muito diferentes entre si e, contrariamente a França, não há definição legal para as diferentes formas dos contratos.

Em termos de regulação económica, os serviços de água e de saneamento estão sujeitos ao controlo dos preços pelos municípios, os quais, por sua vez, se encontram sujeitos à legislação relevante sobre encargos municipais ao nível de cada Estado. O princípio geral é o de que as tarifas devem ser definidas ao nível da recuperação dos custos. As tarifas cobradas pelos operadores privados dos sistemas são fiscalizadas por autoridades de concorrência ao nível dos Estados. No entanto, só perante queixas é que essas autoridades se envolvem, em conjunto com os detentores do capital e os operadores, na fixação das tarifas. Na prática são as assembleias municipais que regulam os níveis de preços, uma vez que os municípios detêm a maioria do capital. Ou seja, o modelo alemão funciona, no geral, sem regulação externa formal no que se refere a itens como os preços da água e do saneamento, investimentos e taxas de lucro.

Como aspectos menos positivos salientam-se os níveis de preços dos serviços de águas (que são dos mais caros do mundo, embora isto tenha ligação com o rigoroso cumprimento de exigentes padrões de qualidade e de recuperação dos custos) e a fraca concorrência pelo acesso ao mercado.

Tal como acontece em Portugal, na França e na Alemanha, o fornecimento de serviços de água na Holanda é uma competência municipal. Porém, não se assiste neste país à fragmentação do sector que ocorre em França e em Portugal, aproximando-se a Holanda mais do caso inglês nesta matéria, já que em 2004 existiam apenas 16 empresas holandesas de água. A Holanda apresenta níveis de excelência em termos de funcionamento e desempenho do sector da água, no que se refere quer à qualidade do serviço, da água e ambiental, quer aos níveis de eficiência, com diminuição dos custos serviços, em termos reais, nos últimos anos (VEWIN, 2004). Estes resultados são conseguidos por um sector que se caracteriza pela manutenção da propriedade e da gestão no sector público (ainda que com o recurso à aplicação de modelos de gestão privada, por entidades públicas) e com integração vertical das actividades.

Não sendo um regulador económico explícito, a VEWIN (Vereniging van Waterbedrigven in Nederland), uma associação representativa das empresas de água, procede à auto-regulação do sector, através de um sistema de *benchmarking* (voluntário). Embora seja intenção do Governo holandês a realização de *benchmarking* obrigatório, até ao final de 2006 não existia ainda qualquer outro relatório sobre o desempenho do sector da água na Holanda para além do realizado, voluntariamente, pela VEWIN relativo a 2003, e representando mais de 80% da indústria da água, em termos do número de ligações às redes (VEWIN, 2004). Pode-se, assim, caracterizar a regulação do sector da água na Holanda como uma auto-regulação sectorial por comparação, de tipo *sunshine*.

Existem acordos informais entre o governo local e as empresas fornecedoras dos serviços de água sobre as tarifas. Os preços nominais praticados são dos mais elevados da Europa (Marques, 2005), mas há uma quase total recuperação de custos, incluindo os ambientais e de escassez, sendo aplicadas taxas de captação do recurso, o que raramente acontece nos restantes países da Europa, particularmente em Portugal. Além disto, importa salientar que, em termos de paridade do poder de compra, a posição relativa dos preços da água na Holanda desce e que a grandeza dos valores cobrados está intimamente ligada a elevados padrões de qualidade do serviço, da água e ambiental.

Para além destas características, destacam-se como aspectos positivos do caso holandês, os elevados níveis de eficiência das empresas deste sector, cujos custos têm vindo a diminuir em termos reais e os baixos níveis de perdas de água, para além da responsabilização de todos os actores intervenientes no sector.

Do exposto ressaltam alguns pontos dignos de especial destaque. Primeiro, não se pode associar, sem reservas, a eficiência dos regimes de regulação ao regime de propriedade do capital das entidades reguladas. Segundo, apesar de se notar que uma grande fragmentação pode impedir a obtenção de bons níveis de desempenho, o caso alemão revela que mesmo um sector fragmentado pode conseguir níveis de excelência. Terceiro, nota-se um atraso de Portugal face aos outros países referidos, em termos do cumprimento do princípio da recuperação de custos pelas tarifas,

revelando-se necessidades de mudanças neste domínio<sup>105</sup>. Quarto, apesar dos fracos poderes conferidos ao IRAR, conforme visto, a experiência internacional mostra que não é necessário um regulador formal e independente para que exista uma regulação eficaz e eficiente (veja-se o caso holandês), nem existe um formato óptimo de regulação: especializada (sectorial) ou regulação da concorrência (transversal), apesar de se notar uma tendência para a primeira opção. Finalmente, quinto ponto, a regulação por comparação, de tipo *sunshine*, pode revelar-se um bom meio para alcançar os objectivos pretendidos para o sector. Este sistema, ainda que embrionário<sup>106</sup> em Portugal, pode vir a revelar-se adequado, apesar de subsistirem alguns problemas de natureza legal e de estruturação, por resolver.

### **6.5. Discussão do modelo de regulação à luz das estruturas de mercado e tarifárias**

Uma possível leitura crítica de um determinado modelo de regulação pode ser feita em função da sua adequação às atribuições conferidas à entidade reguladora. Não menos interessante será uma discussão do modelo à luz da realidade da indústria regulada, designadamente no que se refere à estrutura de mercado e aos esquemas tarifários.

A justificação para esta última óptica de abordagem advém de potenciais problemas decorrentes de posições monopolistas, as quais conferem poder de mercado, quer para a prática de preços mais elevados, quer para a prestação de serviços com menor qualidade, face ao que seria de esperar de um regime concorrencial. Neste sentido, reveste-se de interesse a análise da adequação

---

<sup>105</sup> Para uma perspectiva alargada, embora já com algum desfasamento temporal, da implementação das recomendações da Comissão Europeia relativas aos preços da água, nos vários países da Europa, veja-se, a título de exemplo, Hrovatin e Bailey (2001).

<sup>106</sup> Ressalve-se, contudo, que já haviam sido conferidas competências de exposição pública do desempenho das entidades gestoras ligadas ao sector da água ao Observatório. Com a substituição desta entidade pelo IRAR, voltou-se à “estaca zero” nesta matéria.

do modelo de regulação à resolução de problemas relacionados com a prevalência dos interesses dos operadores sobre os consumidores (sobretudo por tratar-se de SIEG, sem substitutos e com fraca elasticidade preço da procura) e também com a ausência de incentivos à eficiência por parte dos operadores.

O objectivo da presente Secção, enfatizando a ligação existente entre a configuração de mercado e a questão tarifária, consiste em discutir o modelo de regulação definido para o sector das águas em Portugal segundo duas perspectivas. Por uma lado, à luz da sua capacidade para orientar a indústria para a estrutura de mercado economicamente adequada. Por outro lado, para incorporar nos actores do sector, uma forma de actuação condicente com a consensual necessidade de utilização racional da água e de definição de uma política tarifária sustentável.

No que concerne à relação entre o modelo de regulação e a configuração do mercado, a problemática em causa encontra-se intimamente ligada à capacidade do regulador para promover a união entre operadores com reduzida dimensão e consequente incapacidade para esgotar economias de escala e/ou de gama, por um lado; e para promover um certo grau de diversificação no caso dos maiores operadores, por outro. Nesta última situação, a regulação poderia intervir no sentido de promover algum tipo de concorrência, incentivando a entrada de novos operadores no mercado, por exemplo para exercer certas actividades (nomeadamente em regime de *outsourcing*) ou para o fornecimento de algum(ns) grupo(s) de consumidores.

Conforme visto anteriormente, verifica-se uma elevada fragmentação dos sistemas de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais em Portugal, sobretudo devido a razões históricas, que se prendem com a atribuição de competências nestes domínios às autarquias locais. Paralelamente, por razões tecnológicas ou outras, como a existência de contratos de concessão, persistem estruturas de monopólio que exigem regulação específica. Em concreto, pode dizer-se que estamos perante um sector cuja configuração de mercado se traduz numa multiplicidade de

monopólios locais ou regionais. Trata-se, além disso e em muitos casos, de monopólios legais, que prosseguem as suas actividades com exclusividade num determinado território.

Para além disto, os resultados dos estudos empíricos realizados sobre a estrutura de custos na indústria da água (Capítulo 4) sugerem que a escala média de produção é sub-ótima, independentemente de se considerar apenas o subsector do abastecimento de água, ou este em conjunto com o subsector do saneamento de águas residuais. Conclui-se, assim, que a maior parte dos operadores da indústria da água não está a esgotar os rendimentos de escala globais e de gama possíveis. Encontra-se aqui um possível argumento para uma maior concentração de pequenos e médios operadores de sistemas de abastecimento e de saneamento de águas residuais contíguos. Em contrapartida, os maiores operadores parecem registar deseconomias de gama, fundamentando o interesse de uma certa desagregação entre os serviços prestados, em relação a alguns sistemas.

No que se refere apenas ao subsector do abastecimento de água, os resultados sugerem a presença de economias de gama (ainda que moderadas) entre os volumes de água distribuída e os volumes de perdas de água nos sistemas, sobretudo para pequenos e médios operadores. Além disso, os resultados denunciam a possibilidade de ampliar as economias de escala, para quaisquer escalas produtivas, por via da diminuição da proporção das perdas na quantidade total de água fornecida, o que evidencia a importância do combate às perdas. Ou seja, esta estratégia revela-se fundamental, não apenas devido a preocupações ambientais mas também devido aos seus potenciais efeitos, quer no plano económico, quer no social, neste caso por intermédio da possibilidade de transmissão da redução de custos às tarifas.

Em relação à produção conjunta de serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais, a aparente existência de economias de gamas até à escala de produção média da indústria permite antecipar como potencialmente vantajosa, em termos de eficiência técnica, a opção pelo fornecimento de ambos os serviços pela mesma entidade, no que se refere a pequenos e médios operadores. Ou seja, parece existir campo para alguma integração horizontal. Para os

maiores operadores, contrariamente, as deseconomias de gama evidenciadas sugerem que alguma desagregação das duas actividades produtivas pode ser a melhor opção a adoptar.

Todavia, importa lembrar que não é possível garantir que exista uma determinada combinação óptima dos dois *outputs* para qualquer escala de produção. Adicionalmente, merece ser recordado que as limitações apontadas em termos das estimações das funções de custos, designadamente a impossibilidade de trabalhar com todas as componentes do custo económico, têm certamente influência nos resultados. Como referido no Capítulo 4, assim que seja possível integrar todas as componentes de custos na análise, os resultados podem alterar-se, *inclusive* fixando a MES a níveis relevantes de produção. Neste cenário, pode até revelar-se racional a promoção da concorrência no mercado para determinadas escalas de produção.

Neste contexto, destacam-se vários focos merecedores de atenção por parte do regulador no que diz respeito à configuração do mercado. Primeiro, a análise e a gestão do conflito entre a promoção da eficiência técnica e ambiental, especialmente no caso de pequenos e médios operadores, de forma a ser definido um nível adequado de perdas, sem ignorar a capacidade para alcançar metas satisfatórias em termos de eficiência produtiva. Segundo, a relevância da concentração de pequenos e médios operadores de abastecimento de água e de abastecimento e saneamento de águas residuais contíguos. Terceiro, a importância em facilitar a entrada no mercado, no caso de alguns grandes operadores, que se considerem terem esgotado as economias de gama entre os serviços de abastecimento e de saneamento de águas residuais.

Em relação ao modelo de regulação, existem condicionantes à capacidade do regulador poder actuar nas várias frentes destacadas anteriormente. No que concerne ao primeiro tema referido, apesar de a questão das perdas ser um aspecto que o IRAR tem reconhecido como merecedor de particular atenção e controlo, vislumbram-se limitações à sua capacidade de intervenção. Estas prendem-se, por um lado, com o facto de os serviços de abastecimento de água não concessionados escaparem à esfera de intervenção do regulador, à excepção dos aspectos relacionados com a

qualidade da água para consumo humano. E, por outro lado, decorrem da incapacidade de imposição de sanções face a situações de eventuais incumprimentos.

No que diz respeito à adequação do modelo de regulação à promoção de uma maior concentração na indústria da água, os poderes do regulador, no sentido da junção de pequenos e médios operadores de sistemas de abastecimento e de saneamento de águas residuais contíguos, colidem com o poder autárquico e, também, no caso dos sistemas municipais concessionados, com o estabelecido nos contratos de concessão. Como tal, também nesta vertente são fracas, ou mesmo nulas, as possibilidades do IRAR influenciar a dimensão dos operadores da indústria.

Quanto à eventual sugestão de uma certa desagregação horizontal de alguns grandes operadores pelo IRAR, uma vez mais o problema está na distribuição de papéis entre os diversos tipos de actores do sector e as consequentes débeis competências conferidas ao regulador nesta matéria. Ou seja, o problema não reside no modelo de regulação definido, decorrendo antes de condicionantes diversas como as fracas atribuições e poderes do regulador, que não lhe permitem uma verdadeira capacidade de actuação em domínios como o da promoção da estrutura de mercado mais adequada.

Relembre-se que o modelo de regulação definido estabelece como uma das suas vertentes a regulação estrutural do sector das águas, através da optimização quanto aos níveis de (des)agregação geográfica, horizontal e vertical. Todavia, na prática os limites estatutários neste tipo de matéria restringem a actuação do regulador a um mero acompanhamento do sector. Para além daqueles limites, acresce que, mesmo verificando-se afastamentos face à verificação de condições de monopólio natural, o fomento desejável da concorrência colide com razões legais, derivadas da concessão de monopólios, aos quais foram conferidos direitos de exclusividade no domínio do fornecimento de serviços de águas.

Em relação a esta temática, poder-se-á contra-argumentar que, não sendo desejável a concorrência no mercado, existe a possibilidade da concorrência pelo mercado. Porém, trata-se de

uma solução de recurso que, na prática, dificilmente substitui a concorrência efectiva. Aliás, a alternativa referida apenas faz sentido nos casos de novas concessões a considerar. Isto porque, no caso das concessões já existentes os contratos são definidos para períodos de vários anos, pelo que o papel da concorrência potencial é meramente residual. Para além disto, subsiste a possibilidade da concorrência por comparação, em que parece ter apostado o regulador, conforme se viu na exposição feita ao longo do presente Capítulo, e que se compreende face às suas reais limitações no domínio da sua influência sobre a entrada na indústria.

Assim, segundo a Subsecção 6.4.1, no que toca à promoção da concorrência, conclui-se que, apesar de terem sido estatutariamente atribuídas funções de acompanhamento das entradas e saídas na indústria da água, na realidade o IRAR não tem competências para decidir sobre este tipo de assunto. Tudo isto, apesar da relevância que o controlo do número de operadores merece como elemento crucial para a obtenção de soluções eficientes nos mercados e para os consumidores, através da propagação de efeitos de eficiência aos níveis tarifários (por via do princípio de recuperação dos custos pelas tarifas, imposto pela DQA e pela Lei da Água).

Em jeito de ponto de situação, a temática até aqui debatida centra-se na ideia de que, em situações em que não se verifiquem as condições de monopólio natural, a tónica da regulação deveria recair sobre a promoção da concorrência no mercado. Esta, conforme visto, encontra-se porém, fortemente restringida face a barreiras de natureza legal e estatutárias. Ou seja, a criação de condições para uma concorrência efectiva no mercado apela ao levantamento de barreiras à entrada na indústria mas estas são, pelas razões apontadas, de difícil eliminação. A tudo isto acresce que a concorrência no mercado também está condicionada por outro tipo de dificuldades práticas, por exemplo, de partilha de redes, devido ao facto da água para abastecimento público não ser um bem totalmente homogéneo, e por não existirem tecnologias concorrentes, ao contrário do que se verifica noutros sectores, como nas telecomunicações (fixo *versus* móvel).

Nos casos em os monopólios existentes constituem a solução de mercado mais eficiente ou havendo até racionalidade económica para uma maior concentração, levantam-se, entre outras, duas importantes questões. Primeira, estarão os esquemas tarifários adaptados à estrutura de mercado existente e/ou às exigências de gestão do recurso água pelo lado da procura? Segunda, poderá o modelo de regulação contribuir para uma resposta afirmativa à questão anterior?

A pertinência da primeira ordem de questões decorre da ausência de disciplina relativamente à fixação de preços, a par com a prestação de serviços com a qualidade desejável, pelo facto de não se tratar de mercados concorrenciais. Face à estrutura organizacional do sector das águas em Portugal, coexistem, como referido anteriormente, diferentes formas de definição e aprovação das tarifas. Adicionalmente, verifica-se uma quase total discricionariedade dos órgãos municipais no estabelecimento das tarifas dos serviços de águas assegurados pelas respectivas autarquias. Para além de constituir uma assimetria de tratamento entre operadores (concessionados e não concessionados) e consumidores (residentes em municípios em que os serviços foram concessionados ou noutros concelhos), aquela situação dificulta o estabelecimento de uma política racional de tarifas.

Adicionalmente, a organização do sector em nada contribui para uma desejável clarificação de missões entre os diversos agentes do sector. Relembre-se a propósito a conjugação de papéis do Ministro do Ambiente.

Para além da fragmentação excessiva do sector se repercutir no não esgotamento de economias de escala e de gama, e se traduzir numa grande diversidade de esquemas tarifários e na falta de racionalidade dos mesmos (sobretudo no que diz respeito à “baixa”, vertente a que temos dado atenção), também dificulta a execução do modelo de regulação. Este coloca a tónica na concorrência por comparação, ou seja, nos incentivos à eficiência decorrentes da comparação de desempenhos.

No que concerne às estruturas tarifárias, não são praticados preços uniformes. A realidade do sector evidencia uma opção comum entre os operadores pela prática de preços não lineares, mais concretamente, por TBC. E daqui não adviriam grandes problemas se as diferenças encontradas pudessem ser justificadas por critérios lógicos e mensuráveis, por exemplo, decorrentes de condicionantes diversas como a densidade populacional ou a própria disponibilidade do recurso água e os custos de fornecimento e recolha em “alta”. E se, para além disto, não se registassem as disparidades observadas quanto a preços, número e dimensão dos escalões.

De facto, no caso dos recursos naturais, como a água, em que se pretende normalmente diminuir o consumo para um nível que garanta a sustentabilidade do recurso, é compreensível a procura de uma afectação eficiente do mesmo por intermédio da aplicação de preços crescentes, penalizando por essa via os maiores consumos, porventura excessivos. O problema está na contradição com os sinais emitidos pelas componentes fixas da tarifa. Além deste aspecto, as tarifas por blocos também se afiguram capazes de poderem gerar melhores efeitos do ponto de vista da equidade do que as tarifas uniformes, por via da diferenciação dos consumidores segundo as quantidades consumidas. Ou seja, não é tanto o formato teórico da estrutura tarifária que está em causa mas a sua aplicação, que quando levada ao extremo, não deixa vislumbrar uma qualquer racionalidade económica, financeira, ou mesmo ambiental.

Por outro lado, uma vez identificada a heterogeneidade entre operadores quanto à dimensão e ao potencial aproveitamento de economias de escala e de gama, questiona-se que possam ser argumentos de eficiência a fundamentar a generalizada prática de TBC. De facto, a adopção deste tipo de tarifários apenas se justifica em termos de eficiência, para acompanhar um comportamento de crescimento dos custos marginais. Menores custos associados ao fornecimento dos serviços em grandes quantidades (como transpareceram das estruturas de custos reveladas pela indústria, pelo menos até à média da indústria) poderiam, por motivos de eficiência, reflectir-se em TBD.

Para além das disparidades referidas, a opção generalizada pelas tarifas com múltiplas partes traduz-se numa grande complexidade das facturas decorrente da combinação de vários elementos. Isto dificulta, por sua vez, o estabelecimento de uma relação entre as despesas de água e o volume efectivamente consumido. A maior fonte de confusão advém dos sinais contraditórios emitidos pelos encargos fixos de disponibilidade em simultâneo com os tarifários progressivos. Para além de fazerem aumentar a dificuldade de interpretação dos sinais preço, as tarifas multipartidas, levadas ao extremo, introduzem uma complexidade administrativa desnecessária.

Adicionalmente, verifica-se uma contradição que reside na prática de preços tanto mais baixos quanto menor é a dimensão dos sistemas, já que seria de esperar que o aproveitamento de economias de escala se transmitisse às tarifas. Levanta-se, assim, a possibilidade de estarem a ser praticados preços políticos, abaixo dos custos, o que contraria as orientações da DQA e da Lei da Água.

Esta ausência de racionalidade tarifária reflecte-se na fraca capacidade de os preços afectarem a procura residencial de água e, dessa forma, poderem ser utilizados como instrumento de gestão do recurso água pelo lado da procura. Estudos empíricos realizados revelam a ausência de uma relação estatisticamente significativa entre o preço e a procura residencial de água para Portugal Continental e, no caso mais restrito apresentado, uma fraca elasticidade preço da procura. Daqui se conclui que, mantendo-se o estado actual no plano tarifário, conhecidas que são as imposições de recuperação integral de custos e o afastamento face a essa situação<sup>107</sup>, teme-se que a expectável subida de tarifas se repercuta apenas nos valores das despesas dos serviços de águas, sem a desejável influência sobre a utilização sustentável do recurso água.

Merecem ser lembradas as relações directas e significativas evidenciadas entre a procura pelo o segmento doméstico e a dimensão das famílias e a temperatura. Estes resultados ilustram a

---

<sup>107</sup> Recorde-se, por exemplo, o facto de não estarem sequer a ser contabilizados os custos ambientais e de escassez pelo que, menos ainda, se verifica a sua *internalização*.

relevância de questões como os consumos das famílias numerosas (que, em consequência da aplicação de tarifários progressivos integrais ou progressivos por blocos vêm fortemente penalizados os seus consumos) e a sazonalidade dos consumos, pelo que devem ser interpretados como factores a ter em conta na definição de uma política tarifária para o sector das águas.

Do exposto, é possível concluir que os esquemas tarifários não se revelam adaptados à estrutura de mercado existente na indústria da água, nem às exigências de gestão do recurso água pelo lado da procura. A agravar este cenário, as atribuições de regulação económica conferidas ao regulador não se afiguram passíveis de contribuir para a adopção de esquemas tarifários racionais e capazes de sinalizar comportamentos correctos de consumo, comprometendo a estratégia de gestão do recurso água pelo lado da procura.

Um aspecto positivo a merecer nota de destaque é o facto de o IRAR estar a desenvolver uma proposta de regulamento tarifário, de acordo com o previsto na Lei da Água. De acordo com MAOTDR (2006a), o regulamento tarifário “permitirá determinar a tarifa efectiva que deveria ser praticada por cada entidade gestora, bem como comparar as tarifas entre os diferentes territórios, num exercício fundamental para a procura das melhores soluções ao mais baixo custo para o consumidor”. Assim, “será possível, aquando da aprovação do tarifário pelos respectivos órgãos autárquicos, conhecer o eventual montante que será objecto de subsidiação pela prestação destes serviços públicos e, como a legislação o obriga, deverá constar especificamente no orçamento municipal”.

No entanto, a falta de poderes efectivos de intervenção por parte do IRAR junto de muitas EGs impedirá uma actuação adequada e abrangente para impor a aplicação da política tarifária que vier a ser definida. Como, aliás, transparece do comentário transcrito, as EGs poderão continuar a proceder à subsidiação dos serviços de águas. Ou seja, em relação a uma das faces do problema, a da definição de uma política tarifária para o sector, o regulador parece estar atento e empenhado em

superar essa lacuna, no entanto, em relação à outra face do problema, a da aplicação da política, o enquadramento regulador não se revela propício a um tal objectivo.

## 6.6. Conclusão

Contrariamente ao que sucede em quase todos os países europeus, existe em Portugal um regulador central para o sector das águas e resíduos, o IRAR. Esta entidade desenvolveu um modelo de regulação dividido em dois grandes eixos: regulação estrutural e regulação comportamental, reconhecendo que deve prevalecer a regulação dos comportamentos das EGs sobre a regulação estrutural do sector, cabendo a esta última facilitar a primeira. A regulação dos comportamentos, por seu lado, abrange duas vertentes: a regulação económica e a regulação da qualidade dos serviços.

Todo o modelo de regulação assenta na comparação das EGs, para posterior publicitação do seu desempenho. A regulação do sector das águas em Portugal é, assim, uma regulação *ex post*, por comparação, de tipo *sunshine*, decorrente dos poderes estatutariamente atribuídos ao IRAR. Não obstante tratar-se de uma regulação por comparação com fraca intervenção ou, mais em concreto, com incapacidade para decidir sobre questões essenciais como as tarifárias, de investimento, etc., não significa que não se reconheçam alguns méritos, quer ao modelo de regulação definido, quer às potencialidades de tal tipo de regulação.

Apesar da evolução positiva em termos da actuação do IRAR, no sentido de garantir uma maior transparência relativamente ao sector, aos seus intervenientes e ao modelo de regulação a adoptar, através de divulgação de informação, designadamente no seu sítio na Internet, subsistem ainda por resolver alguns aspectos menos positivos.

Em grande medida, os problemas que se podem apontar decorrem do enquadramento institucional do regulador, com atribuições limitadas quer em termos de objecto (apenas os serviços concessionados, à excepção da área do controlo da qualidade da água para consumo humano), quer no seu âmbito (no que se refere às vertentes da regulação económica propriamente dita as suas atribuições são quase nulas). Estranhamente, é em relação ao controlo da qualidade da água, integrada na vertente da regulação da qualidade do serviço, que o IRAR tem maiores poderes, levantando-se assim uma certa confusão entre competências de regulação ambiental e económica. Para além disto, porque a execução de um qualquer modelo de regulação exige a aplicação de recursos humanos e financeiros, dados os recursos limitados que o IRAR dispõe, pode verificar-se um desequilíbrio ainda maior do modelo de regulação definido em favor da regulação da qualidade.

O problema não parece estar no modelo ou no tipo de regulação. Recordem-se as semelhanças com o caso holandês, onde vigora uma auto-regulação de tipo *sunshine* e cujo sector das águas é um caso de excelência a vários níveis, desde a eficiência até à qualidade do serviço e ambiental, passando pela integral recuperação dos custos.

Um dos principais entraves ao desenvolvimento do sector das águas em Portugal decorre da sua estrutura organizativa, e reflecte-se na dificuldade de uma regulação independente. Verifica-se uma confusão de papéis atribuídos aos diversos actores intervenientes no sector e no processo de regulação. Por um lado, o Estado é, simultaneamente, concedente e concessionário dos sistemas multimunicipais, e tem a tutela dos reguladores económico e ambiental e das autarquias. Estas, por seu lado, se optarem por fornecer directamente os serviços de águas escapam à esfera de intervenção do IRAR. Se, ao invés, decidirem concessionar os serviços, permitem algum tipo de regulação externa. Assim, a própria regulação de tipo *sunshine* enfrenta dificuldades em comparar uma grande diversidade de situações, além de que os méritos da exposição pública do desempenho ficam limitados pela restrição de operadores sob a alçada do IRAR, impedindo uma comparação de todo o sector e o acesso à informação por todos os consumidores. Neste sentido, pode falar-se de

assimetrias de natureza reguladora, que em nada contribuem para a melhoria de desempenho dos sistemas.

O enquadramento estatutário não confere ao IRAR efectivas competências de regulação económica e, paralelamente, a ausência de poderes sancionatórios inibe-o de poder reprimir comportamentos lesivos de interesses legítimos no sector. Uma vez que as fraquezas da regulação do sector das águas em Portugal derivam, sobretudo, de aspectos legais e institucionais, afigura-se necessária uma revisão dos estatutos do regulador no sentido de estender a sua esfera de acção a todos os operadores, nas matérias que vão para além da qualidade da água para consumo humano. Ou seja, para ser eficaz, em termos da regulação económica propriamente dita, o regime regulador necessita de ter legitimidade legislativa. Caso contrário, não conseguirá alcançar os seus objectivos. Este é um aspecto, porém, que se afigura gerador de controvérsia, pelo facto de poder colidir com os interesses dos vários actores em jogo, designadamente os autárquicos.

Conforme está delimitada, a regulação do sector das águas revela-se incapaz, se não de definir, pelo menos de fazer aplicar a necessária política tarifária para o sector. Também a avaliação dos investimentos, identificada pelo IRAR com um dos vectores da regulação económica, se revela uma parte bastante descuidada do modelo. E isto, apesar da sua importância, derivada quer das necessidades de expandir e renovar a rede de infraestruturas, sobretudo no que se refere ao segmento “em baixa”, com vista à cobertura de uma maior percentagem da população, quer da obrigatoriedade do cumprimento de requisitos de qualidade cada vez mais exigentes.

Uma vez que o funcionamento do mercado nem sempre gera as soluções mais eficientes, deveria caber à regulação económica intervir para tentar aproximar os preços da água daquilo que é socialmente mais desejável. Esperar-se-ia que o IRAR, enquanto entidade reguladora, tivesse poderes suficientemente amplos para desempenhar a sua função de promoção da eficiência e de tratamento equitativo entre consumidores e entre as diferentes EGs. Este entendimento, quanto à amplitude dos poderes do regulador, é tanto mais desejável quanto está em causa regular um sector

constituído por centenas de entidades que actuam em regime de monopólio, praticando na maior parte dos casos tarifas sem qualquer racionalidade económica. Por estas razões, o esquema de regulação não parece apto para promover a aplicação do princípio de recuperação dos custos pelas tarifas. Perde-se, assim, a oportunidade de enviar sinais, via tarifas, para uma utilização racional do recurso água, e para orientar a gestão da água pelo lado da procura.

O IRAR, diferentemente do que se passa com a ERSE, ou com o ICP-ANACOM, para além de não estabelecer o valor das tarifas, também não tem poderes para fiscalizá-las a todas, ou para determinar o seu método de cálculo, ou sequer para participar activamente na sua negociação com os agentes envolvidos. A solução deve passar por uma aproximação das competências do IRAR, no que toca à fixação das tarifas, das que foram concedidas a outros organismos reguladores sectoriais nacionais. Às mesmas funções de regulação económica, estando em causa sectores de actividade com características equivalentes (ainda que existam diferenças substanciais entre eles, que não se ignoram) devem corresponder poderes de intervenção semelhantes.

A experiência internacional também fornece pistas e ensinamentos sobre a organização e regulação do sector das águas em Portugal. Por um lado, torna-se evidente que não basta existir um regulador, se ele não tiver capacidade de intervir nas principais vertentes da regulação económica. As actuais situações de assimetrias regionais, designadamente em termos de taxas de cobertura da população, tarifárias, e de qualidade dos serviços, dificilmente serão ultrapassadas se não forem criadas condições para uma regulação mais abrangente e independente.

Por outro lado, a regulação por comparação, mesmo na sua vertente menos interveniente e de carácter *ex post*, pode funcionar bem, como acontece na Holanda. Para isso, é necessário, todavia, que a comparação abarque a maioria, se não todo o sector, e não apenas uma pequena parte dele (a parte concessionada do mercado), conforme já referido. Além disto, a excessiva fragmentação do sector em Portugal (quando comparada com o que sucede no Reino Unido e na Holanda), não só dificulta a tarefa de comparação do regulador, como impede que se retirem eventuais ganhos de

escala e de produção conjunta. Em relação a este aspecto, contudo, há a destacar a existência de uma heterogeneidade de situações que merecem ser consideradas e, eventualmente, estudadas de forma mais aprofundada, no sentido de poderem vir a ser contempladas por um modelo de regulação económica com as desejáveis características de transparência, eficácia e abrangência.

Além disto, a par do que acontece em Portugal noutras áreas de actividade, e no sector da água em termos internacionais, o regulador deveria ter atribuições ao nível de uma outra importante vertente da regulação económica que é a das entradas e saídas da indústria. Neste domínio, deveria ter competências para sugerir a agregação de pequenos e médios operadores, para facilitar ou mesmo introduzir concorrência, nas situações em que tal se afigure desejável, para promover um adequado nível de agregação ou desagregação horizontal e vertical e, finalmente, para actuar de forma mais participativa nos concursos de concessão dos serviços de águas.

Verifica-se, também, que os esquemas tarifários praticados na vertente em “baixa” dos serviços de águas não revelam racionalidade, nem asseguram a recuperação total dos custos, sobretudo no que se refere ao segmento doméstico. Adicionalmente, o esquema regulador não se afigura adequado para mudar significativamente esta situação e para atingir o objectivo da sustentabilidade da política tarifária. Paralelamente, também não parece propício à promoção de uma reorientação estratégica para o sector, abandonando aquela que assenta apenas no lado da expansão da oferta, para passar a contemplar também o lado da procura.

Finalmente, e porque Portugal se encontra na fase inicial de um novo ciclo de investimentos (no âmbito do Quadro de Referência Estratégico Nacional – QREN: 2007-2013), deveriam ser revistas as capacidades do IRAR neste domínio. Só assim poderá contribuir para uma adequada aplicação dos fundos comunitários às exigências do sector das águas.

Em síntese, considera-se que a consolidação e o reforço da regulação, pautada por princípios de competência, isenção, imparcialidade e transparência perante todas as partes interessadas, são fundamentais para que se vençam os principais constrangimentos no sector das águas. Defende-se

que a independência do regulador perante os ciclos e conjunturas político-eleitorais e a separação entre o Estado regulador e o Estado operador deve ser acompanhada de mecanismos de responsabilização. Ou seja, sem prejuízo dos actos sujeitos a tutela ministerial, com vista a ser conferida credibilidade e legitimidade ao processo de regulação.

## 7. CONCLUSÃO

Com o presente trabalho sobre o modelo português de regulação do sector das águas pretendeu-se contribuir para aprofundar o debate sobre as alterações reguladoras e de reestruturação daquela indústria com vista à promoção de níveis mais elevados de eficiência. O objectivo central desta dissertação consistiu em *analisar o grau de adequação do modelo às exigências de uma política tarifária racional*.

O estudo sobre as características do sector permitiu confirmar para Portugal a prevalência do mesmo tipo de condicionantes que vigoram à escala internacional, de que são exemplo a natureza vital e a escassez do recurso água. Adicionalmente, possibilitou evidenciar algumas especificidades próprias do caso português. Estas decorrem do quadro institucional e legal e de atrasos nos níveis de cobertura das populações por serviços de abastecimento de água, mas sobretudo de recolha e tratamento de águas residuais. Por conseguinte, acrescem problemas de ordem organizacional e estrutural, bem como necessidades de realização de pesados investimentos em infraestruturas.

Todas as restrições apontadas repercutem-se em pressões sobre as estruturas tarifárias, razão pela qual a definição e a aplicação de uma política tarifária emergem como as questões de fundo por resolver.

Para concretizar o objectivo mencionado, após proceder à caracterização do sector, começou-se por fazer a revisão sobre os fundamentos da regulação económica, que confirmou a relevância das tradicionais falhas de mercado na indústria da água. Para além disso, sublinhou-se também a importância das questões relacionadas com a estrutura de mercado e a eficácia dos preços enquanto instrumento de gestão da água pelo lado da procura. Evidenciaram-se ainda algumas abordagens teóricas que apontam para a possibilidade da promoção da concorrência, exploradas em termos empíricos no seguimento da tese.

A partir daqui, centrou-se a atenção, em primeiro lugar, na análise da estrutura de custos dos operadores locais da indústria da água em Portugal, com o intuito de verificar se são monopólios naturais. Para tanto, realizaram-se duas aplicações empíricas onde se procedeu à estimação de funções de custo multiproduto. Numa delas, dedicada apenas ao subsector do abastecimento, contemplou-se a temática das perdas de água nos sistemas, intimamente ligada à problemática referida da escassez, mas encarada pelo lado da oferta. Assim, considerou-se o volume de perdas como um dos produtos, a par do volume de água distribuída. Na outra aplicação, privilegiou-se a produção conjunta da oferta de serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais.

Entre os resultados mais relevantes obtidos destacam-se os seguintes.

Primeiro, a escala de produção média na indústria da água não se revela eficiente, independentemente de se considerar apenas o abastecimento de água ou o abastecimento de água em conjunto com o saneamento de águas residuais. Este resultado sugere que a maior parte dos operadores da indústria da água não está a esgotar os rendimentos de escala possíveis. Daqui parece poder retirar-se como critério de eficiência para orientação da política de regulação, pela estrutura de mercado, a aglomeração de pequenos e médios sistemas municipais vizinhos.

Segundo, respeitante aos custos de produção conjunta de serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais, os maiores operadores parecem encontrar-se próximos do

esgotamento das economias de escala globais, registando reduzidas deseconomias de gama. Neste sentido, poderiam beneficiar de alguma desagregação entre as actividades de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais. Para pequenas e médias escalas de produção, os resultados sugerem que a indústria exhibe economias de gama, pelo que parece existir campo para alguma integração horizontal.

Terceiro, e no que se refere apenas ao abastecimento de água, merece realce a aparente existência de economias de gama reduzidas para pequenos e médios operadores. Isto significa que em termos de eficiência técnica é-lhes preferível manter determinado nível de perdas de água, do que proceder à reparação das fugas. Consequentemente, a procura de melhores níveis de eficiência pode colidir com objectivos de natureza ambiental e de gestão racional de um recurso reconhecidamente escasso. Reside aqui, potencialmente, um dilema que deve competir ao regulador resolver.

Um quarto resultado, associado ao anterior, diz respeito à possibilidade de reduzir os custos médios para qualquer escala de produção por intermédio da diminuição da proporção das perdas na quantidade total de água produzida. Revela-se, deste modo, a importância do combate às perdas por dois motivos. Por um lado, devido aos seus efeitos sobre a sustentabilidade financeira dos operadores (uma vez que se trata de água própria para consumo humano, cujos custos de produção, face a exigências de qualidade, são particularmente elevados). Por outro lado, pelo efeito sobre os consumidores que, devido à imposição de recuperação integral de custos, poderão ter de suportar tarifas que cubram custos de ineficiência, sobretudo se o regulador não tiver capacidades para actuar neste domínio.

Finalmente, não é possível afirmar que se verificam as condições suficientes para garantir a subaditividade global da função de custos, com ou sem presunção de forte complementaridade, ao longo de toda a escala de produção relevante para os modelos testados. Isto impede a classificação da indústria da água em Portugal segundo a conhecida expressão “natural monopoly [for] all output

vectors”, (Baumol, 1977: 812). No entanto, parece poder considerar-se que existe subaditividade radial, ou seja, que a indústria da água é um monopólio natural para o vector de produção definido segundo as proporções fixas registadas na média da indústria entre o volume de água residual recolhida e de água potável distribuída, e para escalas relevantes de produção.

Apesar de não ter sido possível integrar informação sobre custos ambientais e de escassez, não se ignora que à medida que a procura de água aumenta vai sendo progressivamente necessário recorrer a origens menos acessíveis e de pior qualidade. Como consequência, os custos tendem a ser mais elevados o que, por um lado, destaca a necessidade já apontada de os resultados anteriormente referidos serem encarados com prudência e, por outro lado, remete para a importância da gestão do recurso água também pelo lado da procura.

Assim, procurou-se avançar para o estudo dessa temática, primeiro por intermédio da investigação da racionalidade das estruturas tarifárias praticadas, e depois pela estimação da procura residencial de água. Em concreto, pretendeu-se averiguar se os preços praticados são eficazes instrumentos de gestão da procura de água.

O estudo dos sistemas tarifários em vigor em Portugal revelou um conjunto de características interessantes. Desde logo, uma diversidade excessiva de esquemas tarifários, fortemente explicada pela presença de múltiplos monopólios locais, com competências para a definição de tarifas na vertente em “baixa”, escapando completamente à esfera de intervenção do regulador nesta matéria. Tratando-se de entidades da administração local autárquica os tarifários são aprovados pelas respectivas Assembleias Municipais e nas concessões municipais as tarifas são fixadas no contrato estabelecido entre o município concedente e o concessionário. Nestes últimos casos, ao regulador apenas compete o acompanhamento dos contratos.

Associada à anterior característica, sobressaiu a falta de uma lógica perceptível na definição dos tarifários, para além da preferência generalizada dos operadores dos sistemas municipais por tarifários com múltiplas partes, com taxas volumétricas crescentes. Dentro deste esquema

encontram-se variações, quer quanto ao número de escalões, quer quanto à dimensão dos mesmos e ainda quanto à aplicação dos preços aos escalões. Na maior parte dos casos são aplicados preços diferentes às quantidades parcelares de cada bloco; noutros casos é cobrado um único preço, do escalão mais alto atingido à quantidade total. Ocorrem ainda situações mistas entre os casos anteriores.

A presença de partes fixas (com grandes diferenças entre sistemas) e variáveis (com um número excessivo de blocos), com parcelas relativas ao abastecimento de água e outras ao saneamento de águas residuais, torna os tarifários muito complexos. Consequentemente, o sinal preço revela-se particularmente confuso, pelo que é imperativo clarificá-lo sob pena de se verificar uma iliteracia dos consumidores perante as facturas.

Um outro facto surpreendente sobre os tarifários é a existência de relações positivas entre o nível de empresarialização dos serviços de abastecimento de água e o nível de preços, bem com entre a dimensão dos sistemas e os preços médios praticados. Este último resultado contraria o que seria de esperar no contexto do aproveitamento de economias de escala. Para além disto, os grandes consumidores subsidiam os pequenos e são praticados preços políticos, que não cobrem a totalidade dos custos, sobretudo no segmento doméstico. Esta situação agrava os problemas de financiamento autárquico, derivados da conjugação das necessidades de realização de pesados investimentos (sobretudo na baixa) com as importantes limitações ao financiamento dos municípios.

A racionalidade das TBC depende dos objectivos a alcançar com a política de preços. Assim, as razões principais para a prática de TBC são a equidade e a sinalização de comportamentos de uso parcimonioso do recurso. Os efeitos das tarifas em blocos podem ser diversos no que toca a critérios de eficiência. Se os custos marginais se revelarem crescentes as TBC permitem acompanhar o comportamento daqueles custos, revelando-se adequadas à promoção de objectivos de eficiência. Pelo contrário, se os custos marginais forem constantes ou decrescentes as TBC revelam-se inadequadas a esse mesmo tipo de objectivo.

Assim, a opção generalizada por tarifas multipartidas com preços crescentes parece-nos ter que ver com razões de tradição e da sua aceitação, pública e política, não só em Portugal como também no plano internacional. O número excessivo de blocos, de preços diferenciados e de rubricas integradas nas facturas subvertem as potenciais vantagens das TBC.

Há também uma contradição em termos de argumentação da conservação do recurso água para justificar tarifários como os descritos. É que, se por um lado a prática de taxas volumétricas crescentes pode ser dissuasora de consumos excessivos, por outro lado os encargos fixos médios diluem-se tanto mais quanto maior for o consumo. Subsistem, portanto, apenas argumentos de subsidiação dos menores consumos a justificar as tarifas com preços crescentes por escalões. Ainda assim, apesar de ser inquestionável a direcção do subsídio, fica por resolver a regressividade associada a esses esquemas, uma vez que para beneficiar de todo o subsídio é necessário esgotar todo o consumo dos blocos subsidiados.

Em síntese, as tarifas são complexas e sem racionalidade económica, pelo que assim dificilmente podem contribuir para a desejável utilização parcimoniosa da água.

De facto, estudos empíricos realizados revelaram a ausência de uma relação estatisticamente significativa entre o preço e a procura residencial de água em Portugal Continental, o que não é surpreendente. No caso mais restrito estudado, obteve-se uma fraca elasticidade preço da procura, à semelhança dos baixos valores cobertos pela literatura empírica. Assim, teme-se que a expectável subida de tarifas se repercuta sobretudo nos valores das despesas com os serviços de águas, sem produzir efeitos assinaláveis sobre a utilização sustentável do recurso água.

Por outro lado, apesar da aceitação de que a política da água deve focar-se também no lado da procura, os preços não devem ser encarados como o único instrumento. Devem, ao invés disso, ser complementados por outras medidas, como campanhas de promoção de aquisição de equipamentos de baixo consumo de água e de sensibilização ambiental, bem como programas educacionais.

Do exposto, decorre a necessidade da actuação do regulador económico em vários domínios, mas sobretudo no plano dos preços. Para isso, é fundamental a atribuição de verdadeiras competências de regulação económica. Só assim poderá interferir no processo de definição dos tarifários, gerindo reais e potenciais conflitos, designadamente entre eficiência e equidade ou entre o equilíbrio financeiro do operador e o cumprimento de obrigações de SIEG e de sustentabilidade ambiental.

A definição de uma política de preços para a água não se afigura tarefa fácil nem é de esperar que reúna consensos. Desde logo, porque envolve múltiplos interesses em jogo como ficou patente ao longo do trabalho. Porém, há um aspecto que é incontornável e que se prende com a definição, de forma clara, e em primeiro lugar, dos objectivos a alcançar com a política tarifária, distinguindo-os de outros que mais facilmente poderão ser atingidos através de outros meios.

Para além disto, há um conjunto de factores críticos cuja consideração na definição da política tarifária se considera fundamental. Desse grupo fazem parte aspectos que devem ser contemplados num contexto de continuação da prática de tarifários progressivos com múltiplas partes. Um deles diz respeito às imposições de serviço universal, pelo menos no que respeita às quantidades mínimas consideradas essenciais para a vida humana. Um outro prende-se com a penalização que é imposta às famílias mais numerosas. Finalmente, mas não menos importante, os tarifários devem ser simplificados, revelando-se essencial a correcção das contradições que actualmente incorporam.

Independentemente da estrutura tarifária privilegiada, importa assinalar ainda dois outros aspectos. O primeiro dos quais refere-se à recuperação dos custos ambientais e de escassez do recurso. Por extravasarem a esfera municipal, justificam a participação de uma entidade supramunicipal, como o regulador económico, na definição da política tarifária. O segundo, independentemente dos operadores actuarem apenas no abastecimento, no saneamento, ou em ambas as actividades, prende-se com a relevância de uma lógica integrada de gestão do recurso água na perspectiva do ciclo urbano da água.

Em relação à outra face do problema, a aplicação da política tarifária, o enquadramento regulador não se revela propício a um tal objectivo. Desde logo, porque as atribuições limitadas do IRAR quanto ao objecto (apenas os serviços concessionados, exceptuando-se as questões de qualidade da água para consumo humano) e quanto ao âmbito (muito orientado para questões de qualidade dos serviços, em detrimento de vertentes económicas) dificultam uma actuação adequada e abrangente para impor aquela política. Fruto de alterações recentes, todo o enquadramento regulador do sector das águas sofreu um desequilíbrio em favor das questões de qualidade. De facto, a atribuição da função de Autoridade Competente para o controlo da qualidade da água para consumo humano ao IRAR veio enfraquecer ainda mais as suas competências em matéria de regulação económica propriamente dita.

Reconhecem-se particularidades à regulação do sector das águas face a outros sectores de serviço público, como o energético (Soares, 2003), ou as telecomunicações (Martins, 2000). Uma das quais decorre da regulação de muitas entidades, outras de razões naturais que influenciam o mercado relevante e com isso a falta de escala em alguns casos. No entanto, há limites à actuação do IRAR que podem e devem ser ultrapassados. Nestes, incluem-se os de natureza estatutária, bem como a inconsistência institucional e legislativa que se reflecte numa organização deficiente da indústria da água, impedindo a clarificação de funções do Estado e dos restantes intervenientes no sector. A solução deve passar por uma aproximação das competências do IRAR às que foram concedidas a outros organismos reguladores sectoriais nacionais.

Não obstante o modelo de regulação assentar numa regulação *ex post*, por comparação, com incapacidade para decidir sobre questões essenciais como as tarifárias, não significa que não se reconheçam alguns méritos ao modelo de regulação definido, bem como às potencialidades de tal tipo de regulação. É fundamental, todavia, que a comparação abarque a maioria, se não todo o sector, e não apenas a parte concessionada do mercado. As actuais situações de assimetrias regionais, designadamente, em termos de taxas de cobertura da população, tarifárias, e de qualidade

dos serviços, dificilmente serão ultrapassadas se não forem criadas condições para uma regulação mais abrangente.

Neste sentido, a experiência internacional fornece algumas lições interessantes. Sobretudo, é evidente que não basta existir um regulador, se ele não tiver capacidade para interferir nas principais vertentes da regulação económica. O caso da Holanda, onde vigora uma auto-regulação (não há regulador) de tipo *sunshine*, é um exemplo de excelência a vários níveis. Além disto, a excessiva fragmentação da indústria da água em Portugal, relativamente ao que sucede no Reino Unido e na Holanda, não só dificulta a tarefa de comparação do regulador, como impede que se retirem ganhos de escala e de produção conjunta.

Quanto ao último aspecto referido, merece contudo ser recordada a heterogeneidade entre EGs dos sistemas municipais (no que respeita à dimensão, ao grau de integração vertical e horizontal, à estrutura de propriedade e ao formato de exploração e ao processo de regulação). No entanto, o regulador deveria ter competências para introduzir alguma concorrência nos mercados, no casos em que tal situação se venha a revelar recomendável em virtude da consideração e internalização de todas as rubricas de custos, e para actuar de forma mais participativa nos concursos de concessão dos serviços de águas (concorrência pelo mercado). A própria concorrência por comparação, em que assenta o modelo de regulação desenvolvido, dificilmente criará incentivos adequados para a melhoria dos níveis de desempenho dos operadores, num contexto em que poucos são regulados.

Em suma, conclui-se que o modelo de regulação não está devidamente adequado à aplicação de uma política tarifária para o sector. Os estudos realizados permitiram sublinhar a sustentabilidade tarifária e a promoção da estrutura de mercado adequada, como dois factores críticos para um melhor desempenho da indústria da água. Curiosamente, os preços e o controlo sobre o número de operadores na indústria são vectores fracos do modelo de regulação definido.

Considera-se fundamental a consolidação e o reforço da regulação, pautada por princípios de competência, isenção, imparcialidade e transparência perante todas as partes interessadas. Defende-se também que a independência do regulador perante os ciclos e conjunturas político-eleitorais, bem como a separação entre o Estado regulador e o Estado operador, devem ser acompanhadas de mecanismos de responsabilização com vista a ser conferida credibilidade e legitimidade ao processo de regulação.

O termo desta investigação, como é normal em trabalhos desta natureza, é sempre um limite que se impõe a um estudo que poderia ser continuado. Subsistem, de facto, diversos aspectos por explorar que configuram pistas sobre linhas de investigação futura, e a intenção de prosseguir por esses caminhos.

A primeira sugestão vai no sentido de tirar partido de algumas técnicas econométricas adequadas ao tratamento de dados em painel, a partir da actualização do INSAAR, que se espera para breve. Nesta linha pretende-se, designadamente, refinar as estimações relativas às estruturas de custos e aprofundar o tratamento da questão das perdas, introduzido dinamismo nos modelos.

A segunda, prende-se com a intenção de analisar a problemática relativa à integração *versus* desagregação vertical na indústria da água. Pretende-se vir a investigar a existência de economias de gama verticais, no sentido de se averiguar sobre potenciais vantagens ou desvantagens da integração das várias etapas do processo produtivo num mesmo operador, ou seja, da agregação das vertentes em alta e em baixa.

Finalmente, uma terceira linha ligada ao aprofundamento de questões relacionadas com a estimação da procura de água. Em concreto, a tentativa de obter séries para a variável rendimento das famílias, possibilitando voltar a testar algumas hipóteses relativas à elasticidade procura-rendimento, como a expectável influência positiva do rendimento sobre a procura, e a determinação de uma quantidade fixa que não reaja a aumentos do preço.

## **APÊNDICE DO CAPÍTULO 5**



O modelo econométrico de procura residencial de água, referente ao estudo de Martins e Fortunato (2005), assumiu a seguinte forma notacional:

$$MP_i = \beta_0 + \beta_1 P1_i + \beta_2 P2_i + \beta_3 P3_i + \beta_4 REN_i + \beta_5 DEN_i + \beta_6 NUMRES_i + \beta_7 CON_i + \beta_8 PERDAS_i + \mu_i$$

$$Q_i = \alpha_0 + \alpha_1 \hat{MP}_i + \alpha_2 D_i + \alpha_3 REN_i + \alpha_4 NUMRES_i + \alpha_5 DEN_i + \alpha_7 PREC_i + \alpha_8 TEMP_i + e_i$$

#### Definição das variáveis utilizadas

Variável	Nome (unidade)	Descrição
$Q_i$	Procura de água (m <sup>3</sup> )	Consumo médio de água no município i (consumo de uma família típica)
$MP_i$	Preço Marginal (€ de 2002 )	Preço marginal da água (do escalão onde se insere $Q_i$ )
$P1$	Preço do primeiro escalão (€)	Preço marginal no primeiro bloco da estrutura tarifária
$P2$	Preço do segundo escalão (€)	Preço marginal no segundo bloco da estrutura tarifária
$P3$	Preço do terceiro escalão (€)	Preço marginal no terceiro bloco da estrutura tarifária
$D_i$	Diferença (€ de 2002 )	Variável diferença
$EF_i$	Encargo Fixo(€ de 2002 )	Tarifa de disponibilidade (aluguer do contador)
$REN_i$	Rendimento (€ dados de 2001)	Rendimento médio anual antes de impostos (por família contribuinte)
$PREC_i$	Precipitação (litros/1000)	Média histórica da precipitação anual acumulada
$TEMP_i$	Temperatura (°Celsius)	Média histórica das temperaturas médias do ar
$NUMRES_i$	Número de residentes	Número médio de elementos do agregado familiar
$DEN_i$	Densidade populacional	Número de habitantes / quilometro quadrado
$CON_i$	Contadores	Número de contadores instalados
$PERDAS_i$	Perdas	% de perdas de água por operador por município
$e_i$	Termo de erro	Resíduo econométrico
$\mu_i$	Termo de erro	Resíduo econométrico

Nota:  $i = 1$  até 278 municípios.

#### Resultados da estimação

Variável	Coefficiente estimado	Estatística T	Nível de significância
Constante	-7.037444398	-1.86212	0.06258572
PM (estimado)	-0.596760809	-0.55315	0.58015763
D	-1.450373205	-5.70606	0.00000001
REN	0.000409851	2.90124	0.00371688
PREC	0.000543005	0.91740	0.35893154
TEMP	0.227081160	1.73253	0.08317949
DENSPOP	0.000494915	1.67193	0.09453804
NUMRES	3.104147971	2.98769	0.00281091
$R^2$ (Ajustado) 0.47			



## BIBLIOGRAFIA

- AGTHE, Donald e BILLINGS, Bruce (1996), “Water-Price Effect on Residential and Apartment Low-Flow Fixtures”, *Journal of Water Resources Planning and Management*, Jan-Feb, pp. 20–23.
- ANDRADE, J. S. (1993), *Análise Econométrica – Uma Introdução para Economistas e Gestores*; Texto Editora, Lisboa.
- APDA - Comissão especializada de Legislação e Economia (2003), “Os tarifários de água em Portugal”, comunicação apresentada no Encontro Nacional de Entidades Gestoras, ENEG 2003.
- APDA (2002), *Quem é quem no sector das Águas em Portugal*, Lisboa, Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas, Lisboa.
- APDA (2004), *Quem é quem no sector das Águas em Portugal*, Lisboa, Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas.
- APDA (2006), *Água e Saneamento em Portugal – O Mercado e os Preços*, Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas, Lisboa.
- ARBUÉS, F.; GARCIA-VALIÑAS, M. A.; Martínez-Espiñeira, R. (2003), “Estimation of residential water demand: a state-of-the-art review”, *Journal of Socio-Economics*, 32, pp.81-102.
- ARMSTRONG, M.; COWAN, S.; VICKERS, J. (1999), *Regulatory Reform – Economic Analysis and British Experience*, The MIT Press, Cambridge.
- ASHTON, J. (2000), “Cost Efficiency in the UK Water and Sewerage Industry”, *Applied Economic Letters*, 7, pp. 455-458.
- AUBERT, C.; REYNAUD, A. (2005), “The Impact of Regulation on Cost Efficiency: An empirical Analysis of Wisconsin Water Utilities”, *Journal of Productivity Analysis*, 23, pp. 383-409.

- AVERCH, H.; JOHNSON, L. (1962), "Behaviour of the Firm under Regulatory Constraint", *The American Economic Review*, 52 (5), pp. 1052-1069.
- BALLANCE, T.; TAYLOR, A. (2005), *Competition and Economic Regulation in Water: The Future of the European Water Industry*, IWA Publishing, Londres.
- BALTAGI, B. H. (2005), *Econometric Analysis of Panel Data*, John Wiley & Sons, Londres.
- BAPTISTA, J. (2005), "A Regulação como instrumento para a melhoria da eficiência e da eficácia dos serviços públicos de águas e resíduos - O impacte da nova lei da água nos "serviços de águas", Seminário APRH - A nova Lei da Água e as suas implicações sociais, económicas e ambientais, Novembro de 2005.
- BAPTISTA, J., PÁSSARO, D. e SANTOS, R. (2003), *As Linhas Estratégicas do Modelo de Regulação a Implementar pelo Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR)*, Lisboa, Abril de 2003, IRAR.
- BARON, D., MYERSON, R. (1982), "Regulating a Monopolist with Unknown Costs", *Econometrica*, 50 (4), July 911-930 in Joskow, Paul (ed., 2000), *Economic Regulation*, Edward Elgar Publishing Limited, UK, pp. 290-311.
- BAUMOL, W. (1977), "On the Proper Cost Tests for Natural Monopoly in Multiproduct Industry", *The American Economic Review*, 67, pp. 809-822.
- BAUMOL, W.; PANZAR, J.; WILLIG, R. (1988), *Contestable Markets and the Theory of Industry Structure*, Revised Edition, Cambridge, Harcourt Brace Jovanovich, Publishers, New York.
- BAUMOL, W.; WILLIG, R. (1986), «Contestability: Developments since the Book», *Oxford Economic Papers*, 38, pp. 9-36.
- BAUMOL, W. (1982), "Contestable Markets: An Uprising in the theory of industrial structure", *The American Economic Review*, 72(1), pp.1-15.
- BEESELEY, M. E.; LITTLECHILD, S. C. (1989), "The regulation of privatized monopolies in the United Kingdom", *Rand Journal of Economics*, 20 (3), Autumn, pp.454-472.
- BERG, S.; TSCHIRHART, J. (1988), *Natural monopoly regulation – Principles and practice*, Cambridge University Press, New York.
- BHATTACHARYYA, A.; HARRIS, T.; NARAYANAN, R.; RAFFIIE, K. (1995), "Specification and estimation of the effect of ownership on the economic efficiency of the water utilities", *Regional Science and Urban Economics*, 25, pp.759-784.
- BILLINGS, R. Bruce (1982), "Specification of Block Rate Price Variables in Demand Models", *Land Economics* 58(3), August, pp. 386-394.
- BILLINGS, R. Bruce and AGTHE, E. (1980), "Price Elasticities for Water: A case of Increasing Block Rates", *Land Economics* 56(1), February, pp. 73-84.
- BISHOP, M. e KAY, J. (1988), *Does privatization work?*, Center for Business Strategy, London Business School, London.

- BOLLAND, J.; WHITTINGTON, D. (2000), “The political of water tariff design in developing countries: increasing block versus uniform price with rebate” in Dinar, A. (ed.), *The Political Economy of Water Pricing Reforms*. Oxford University Press, New York, pp 215–235.
- BÖS, D. (2003), “Regulation: Theory and Concepts”, in Parker, D.; Saal, D.(eds), *International Handbook on Privatization*, Cheltenham, pp. 477-495.
- BYATT, I. (2001), “The Water Regulation regime in England and Wales” in Henry, C.; Matheu, M. e Jeunemaître, A. (ed.), *Regulation of Network Utilities – The European Experience*, Oxford University Press, New York, pp. 79-93.
- CARDADEIRO, E. (2005), *Regulação Económica da Indústria de Abastecimento de Água e de Saneamento*, Tese de Doutoramento, Universidade de Évora, 220p.
- CASTRO-RODRÍGUEZ, F.; DA-ROCHA, J. M.. e DELICADO, P. (2002), “Desperately Seeking  $\theta$ 's: Estimating the distribution of Consumers Under Block Rates”, *Journal of Regulatory Economics*, 22(1), pp. 29-58.
- CE –“Directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro, Directiva Quadro de Acção Comunitária no domínio da Política da Água”, Jornal Oficial da Comissão Europeia.
- CHICOINE, D. L. e RAMAMURTHY, G. (1986), “Evidence on the Specification of Price in the Study of Domestic Water Demand”, *Land Economics*, 62(1), February, pp. 26-32.
- CHICOINE, D. L.; DELLER, S. e RAMAMURTHY, G. (1986), “Water Demand Estimation Under Block Rate Pricing: A Simultaneous equation Approach”, 62(1), *Water Resources Research*, vol 22 (6), pp. 859-863.
- CHURCH, J. e WARE, R. (2000), *Industrial Organization – A Strategic Approach*, McGraw-Hill International Editions,
- COASE, R. (1946), “The Marginal Cost Controversy”, *Economica*, 13, pp. 169-189.
- COELHO, F. (2006), *Eficiência, Equilíbrio Financeiro e Equidade na Indústria da Água - Teoria e Aplicação ao Mercado Português*, Dissertação de mestrado de Mestrado, Universidade de Coimbra, 105p.
- Conselho Económico e Social -CES (2001), *A concorrência e os consumidores*, Actas da conferência, 181p.
- DANIELSON, L. E. (1979), “An Analysis of Residential Demand for Water Using Micro Time-Series Data”, *Water Resources Research*, vol 15(4), pp. 763-767.
- DEMSETZS, H. (1968), “Why Regulate Utilities?”, *Journal of Law and Economics*, vol.11 (1), pp. 55-65.
- Diário da República, Legislação diversa.
- DIEWERT, W. (1982), “Duality Approaches to Microeconomic Theory”, in Arrow K. e Intriligator, M. (ed.), *Handbook of Mathematical Economics*, vol II, North-Holland Publishing Company, Amesterdam, pp. 535-599.

- DINAR, A. (2000), *The Political Economy of Water Pricing Reform*. Oxford University Press, New York.
- DZIEGIELEWSKI, B. (2003), "Water Supply Economics", in Agthe, D., Billings, B. e Buras, N. (ed.), *Managing Urban Water Supply*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, pp. 47-70.
- ELNABOULSI, J. C. (2001), "Nonlinear Pricing and Capacity Planning for Water and Wastewater Services", *Water Resources Management*, 15, pp. 55-69.
- ENDERS, W. (2003), *Rats Programming Manual*, University of Alabama. Estima.
- ESTIMA (2006), *User's Guide*, RATS – version 6, Evanston, EUA.
- FABBRI, P.; Fraquelli, G. (2000), "Costs and Structure of Technology in the Italian Water Industry", *Empirica*, 27, pp. 65-82.
- FARIA, A. L. (1996), *Eficiência Económica e Tarifas de Custo Marginal em Sistemas de Abastecimento de Água*, Dissertação de Mestrado, Lisboa: Instituto Superior de Economia e Gestão, Universidade Técnica de Lisboa, 116 p.
- FEIGENBAUM, S. e Teeple, R. (1983): "Public versus private water delivery", *The review of Economics and Statistics*, LXV, pp. 672-678.
- FORD J. e Warford, J. (1969), "Cost Functions for the Water Industry", *The Journal of Industrial Economics*, 18, pp. 53-63.
- FOSTER, Henry S. and Beattie, Bruce R. (1979), "Urban Residential Demand for Water in the United States", *Land Economics*, 55(1), February, pp. 43-58.
- FRANK, R. (1999), *Microeconomia e Comportamento*, 3<sup>rd</sup> ed., McGraw-Hill, Lisboa, Portugal.
- FRAQUELLI G.; PIACENZA, M. e VANNONI, D. (2002), "Scope and Scale Economies in Multi-utilities: Evidence from Gás, Water and Electricity Combinations", *XIV Conferenza Società italiana di economia pubblica - Il Futuro Dei Sistemi Di Welfare Nazionali Tra Integrazione Europea e Decentramento Regionale, Coordinamento, competizione, mobilità*, Pavia, Università, 4-5 ottobre 2002.
- FUSS, M.; MCFADDEN, D. e YAIR, M.; (1978), "A Survey of Functional Forms in the Economic Analysis of Production", in M. Fuss and D. McFadden (ed.), *Production Economics: a Dual Approach to Theory and Applications*, North Holland, Amsterdam, pp. 219-268.
- GARCIA, S. e THOMAS, A. (2001), "The structure of Municipal Water Supply Costs: Application to a Panel of French Local Communities", *Journal of Productivity Analysis*, 16, pp.5-29.
- GARCIA, S. e REYNAUD, A. (2004), "Estimating the benefits of efficient water pricing in France", *Resource and Energy Economics*, 26, pp. 1-25.

- GARCIA-VALIÑAS, M. (2005), "Efficiency and Equity in Natural Resources Pricing: A Proposal for Urban Water Distribution Service", *Environmental & Resource Economics*, 32, pp. 183-204.
- GIBBS, K. (1978), "Price Variable in Residential Water Demand Models", *Water Resources Research*, vol 14(1), pp. 15-18.
- GLAISTER, S. (1996), "Incentives in natural monopoly: the case of water", in Beesley, M. (ed.), *Regulating Utilities: A Time For Change?*, Institute of Economic Affairs, Redwood Press, Wiltshire, UK, pp. 27-63.
- GOUVEIA, P.; MARTINS, L. (2004), "Os Serviços Públicos Económicos e a Concessão no Estado Regulador", in Moreira, V. (ed.), *Estudos de Regulação Pública I*, Centro de Estudos de Direito Público e Regulação (CEDIPRE), Coimbra Editora, Coimbra.
- GOUVEIA, R. (2001), Os serviços de interesse geral em Portugal, Centro de Estudos de Direito Público e Regulação (CEDIPRE), Coimbra Editora, Coimbra.
- GREEN, C. (2003), *Handbook of Water Economics: Principles and Practice*, J. Wiley & Sons, England.
- GREENE, W. H. (2003), *Econometric Analysis*, 5<sup>th</sup> Edition, Prentice-Hall International, New Jersey.
- GRIFFIN, R. C. e CHANG, C. (1990), "Pretest Analyses of Water Demand in Thirty Communities", *Water Resources Research*, vol 26(10), pp. 2251-2255.
- HANSEN, L. G. (1996), "Water and Energy Price Impacts on Residential Water Demand in Copenhagen", *Land Economics*, February, vol. 72 (1), pp. 66-79.
- HARBERGER, A. (1954), "Monopoly and Resource Allocation", *The American Economic Review*, 44(2), pp.77-87.
- HARTLEY, K. e PARKER, D. (1991), "Privatization: a Conceptual Framework", in O. Attiat e Hartley (ed.), *Utility Privatization and Economic Efficiency*, Edward Elgar Publishing, pp.11-25.
- HAYES, K. (1987), "Cost Structure of the Water Utility Industry", *Applied Economics*, 19, pp. 417-425.
- HENRIQUES, A. G e WEST, C. (2000), "Instrumentos Económicos e Financeiros para a Gestão Sustentável da Água", Congresso da Água 2000, Lisboa: Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos.
- HENRY, C. e MATHEU, M. (2001), "New regulations for public services in competition", in Henry, C.; Matheu, M.; Jeunemaître, A. (ed.), *Regulation of Network Utilities – The European Experience*, Oxford University Press, New York, pp.1-35.
- HÖGLUND, L. (1999), "Household demand for water in Sweden with implications of a potential tax on water use", *Water Resources Research*, vol 35(12), pp.3853-3863.

- HOWE, C. e LINAWEAVER, F. (1967), “The Impact of Price on Residential Water Demand and its Relation to System Design and Price Structure”, *Water Resources Research*, vol 3 (1), pp. 13-32.
- HROVATIN, N. e BAILEY, S. (2001), “Implementing the European Commission’s water pricing communication: cross-country perspectives”, *Utilities Policy* (10), pp. 13-24.
- INAG (2005), Relatório síntese sobre a caracterização das regiões hidrográficas prevista na Directiva Quadro da Água, Instituto da Água – MAOTDR, Lisboa.
- INE (2002), *Estatísticas do Ambiente - 2002*, disponível em <http://www.ine.pt>.
- INE (2003), *Estimativas de População Residente, Grandes Grupos Etários e Índices em 31/XII/2003*, disponível em <http://www.ine.pt>.
- INSAAR – *Inventário Nacional sobre Sistemas de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais (2005) - Glossário*, disponível online <http://www.inag.pt>
- IRAR (2005a), *Relatório anual do sector de águas e resíduos em Portugal (2004) Volume 1 – Caracterização geral do sector*, IRAR, Dezembro 2005.
- IRAR (2005b), *Relatório anual do sector de águas e resíduos em Portugal (2004) Volume 2 – Caracterização económica e financeira do sector*, IRAR, Dezembro 2005.
- IRAR (2005c), *Relatório anual do sector de águas e resíduos em Portugal (2004) Volume 3 – Avaliação da qualidade do serviço prestado aos utilizadores*, IRAR, Dezembro 2005.
- IRAR (2005d), *Relatório anual do sector de águas e resíduos em Portugal (2004) Volume 4 – Controlo da qualidade da água para consumo humano*, IRAR, Dezembro 2005.
- IRAR (2006a), *Plano de Actividades para 2006*, Lisboa: Instituto Regulador De Águas e Resíduos (IRAR), EUROPRESS, Fevereiro de 2006
- IRAR (2006b), *Relatório anual do sector de águas e resíduos em Portugal (2004), Volume 4 – Controlo da qualidade da água para consumo humano*, IRAR, Setembro 2006.
- IRAR (2006c), *Intervenções públicas de 2005*, IRAR, Agosto 2006.
- IRAR (2006d), disponível em [http://www.irar.pt/presentationlayer/artigo\\_00](http://www.irar.pt/presentationlayer/artigo_00), em Junho de 2006.
- JACOBIDES, M. (2005), “Industry change through vertical disintegration: How and why markets emerged in mortgage banking”, *Academy of Management Journal*, vol.48, 3, pp.465-498.
- JOHNSTON, J. e DINARDO, J. (2000), *Métodos Económicos*, McGraw-Hill, Lisboa.
- JOSKOW, P. (1974), “Inflation and Environment Concern: Structural Change in the Process of Public Utility Price Regulation”, *Journal of Law and Economics*, XVII (2), October, 291-327, in Joskow, Paul (ed., 2000), *Economic Regulation*, Edward Elgar Publishing Limited, UK, pp. 51-87.

- JOSKOW, P. (1997), “Restructuring Competition and Regulatory Reform in the U.S. Electricity Sector”, *Journal of Economic Perspectives*, 11, 3, pp. 119-138.
- JOSKOW, P. (2000), *Economic Regulation*, Edward Elgar Publishing Limited, UK.
- JOSKOW, P. (2005), “Transmission Policy in the United States”, *Utilities Policy*, 13, pp. 95-115.
- KAHN, A. (2002), “The Adequacy of Prospective returns on Generation Investment under Price Control Mechanisms”, *The Electricity Journal*, 2002, pp. 37-46.
- KAHN, A. E. (1990), *The Economics of Regulation – Principles and Institutions*, Vols. I e II, The MIT Press, London.
- KIM, Y. (1995), “Marginal Cost and Second-Best Pricing for Water Services”, *Review of Industrial Organization*, 10, pp. 323-338.
- KIM, H. Y. (1985), “Economies of Scale in Multi-product Firms: an Empirical Analysis”, *Economica*, 54, pp. 185-206.
- KWOKA, J. (2002), “Vertical Economies in Electric Power: Evidence on Integration and its Alternatives”, *International Journal of Industrial Organization*, 20, pp. 653-671.
- LAFFONT, J. e TIROLE, J. (1993), *A theory of incentives in procurement and regulation*, The MIT Press, Cambridge.
- LAFFONT, J. e TIROLE, J. (1986), “Using cost Observation to Regulate a Firms”, *Journal of Political Economy*, 94 (3), Part 1, June, 614-41 in Joskow, P. ed., (2000), *Economic Regulation*, Edward Elgar Publishing Limited, UK, pp. 310-337.
- LAFFONT, J. e TIROLE, J. (1990), “The Regulation of Multiproduct Firms Part 1: Theory”, *Journal of Public Economics*, 43, 1-36 in Joskow, P. (ed., 2000), *Economic Regulation*, Edward Elgar Publishing Limited, UK, pp. 400-435.
- LEITE, N. (2000), “Funcionamento dos Mercados e Regulação” in *A Regulação em Portugal*, Conferências da ERSE, ERSE, pp. 127-156.
- LITTLECHILD, S. (1983), *Regulation of British Telecommunications’ Profitability*, department of Industry, London.
- LITTLECHILD, S. (1986), *Economic Regulation of Privatized Water Authorities*, Department of Environment, UK.
- MAOT (2000), *Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais - PEAASAR (2000-2006)*, Lisboa, Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território.
- MAOT (2001a), *Plano Nacional da Água*, Lisboa, Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território.
- MAOT (2001b), *Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água*, Lisboa, Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território e Instituto Nacional da Água.

- MAOTDR (2006a), *Expansão do abastecimento de água e de saneamento do Vale do Ave*, *Intervencoes/20061127\_MAOTDR\_Int\_Vale\_Ave.htm*, disponível em [http://www.portugal.gov.pt/Portal/PT/Governos/Governos\\_Constitucionais/GC17/Ministerios/MAOTDR/Comunicacao/](http://www.portugal.gov.pt/Portal/PT/Governos/Governos_Constitucionais/GC17/Ministerios/MAOTDR/Comunicacao/) em Maio de 2007.
- MAOTDR (2006b), *Plano Estratégico para o Abastecimento de Água e Saneamento de Águas residuais - PEAASAR II* – versão preliminar, Ministério do Ambiente Ordenamento do Território e Desenvolvimento Regional, disponível em <http://www.maotdr.gov.pt/NR/rdonlyres/43DE8829-ED6C-4C35-ACFA-2B53AA4591F2/4787/PEAASARII.doc> , em Fevereiro de 2006.
- MARQUES, R. (2005a), *Regulação de Serviços públicos*, Edições Sílabo, Lisboa.
- MARQUES, R. (2005b), “A regulação das indústrias de rede”, *Actas do Encontro Nacional de Entidades Gestoras (ENEG 2005)*, Centro de Congressos de Lisboa, Novembro.
- MARQUES, V. (2003), *Poder de Mercado e Regulação nas Indústrias de Rede*, Gabinete de Estudos e Prospectiva Económica, Ministério da Economia, Lisboa.
- MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA, R. (2003a), “Estimating Water Demand under Increasing-Block Tariffs Using Aggregate Data and Proportions of Users per Block”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 26, pp.5-23.
- MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA, R. (2003b), “Price specifications issues under block tariffs: a Spanish case study”, *Water policy*, 5, pp.237-256.
- MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA, R. e NAUGES, C. (2004), “Is all domestic water consumption sensitive to price control”, *Applied Economics*, 36, pp.1697-1703.
- MARTINS, J. P. (1998), *Serviços Públicos de Abastecimento de Água e de Saneamento – Opções de financiamento e gestão nos municípios portugueses*, AEPSA.
- MARTINS, L. (2000), *Equidade e Eficiência nas Telecomunicações – a questão do Serviço Universal revista* - Tese de Doutoramento, Universidade do Minho, 173p.
- MARTINS, R. e FORTUNATO, A. (2004), “A procura residencial de água em Portugal”, *Actas do 7º Congresso da Água*, Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, Lisboa, Portugal, Março.
- MARTINS R. e FORTUNATO, A. (2005), “A procura residencial de água em Portugal: preços como instrumento de gestão de procura?”, *Tecnologia da Água*, 6, edição I Maio 2005, pp. 14-28.
- MARTINS, R. e FORTUNATO, A. (2007), “Residential water demand under block rates – A Portuguese case study”, *Water Policy*, 9 (2), pp.217-230.
- MARTINS, R.; FORTUNATO, A. e Coelho, F. (2006), “Cost Structure of the Portuguese Water Industry: a Cubic Cost Function Application”, *working paper n 9 /2006* Grupo de Estudos Monetários e Financeiros da Faculdade de Economia da Universidade de Coimbra (GEMF), 26 p., disponível em <http://gemf.fe.uc.pt>.

- MARTINS, R.; SILVA, P. P.; FORTUNATO, A. e SOARES, M. I. (2005), “Reflexões para uma nova dinâmica regulatória: (Dis)similitudes nos sectores da água e da electricidade?”, *Actas do Encontro Nacional de Entidades Gestoras (ENEG 2005)*, Centro de Congressos de Lisboa, Novembro.
- MATEUS, A.; MATEUS, M. (2001), *Microeconomia: teoria e aplicações*, Verbo, Lisboa.
- MAYER, C. (2001), “Water: the 1999 price review”, in Robinson, C. (ed.) *Regulating Utilities – New issues, new solutions*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham, Northampton, UK, pp.1-20.
- MERRETT, S. (2004), “The demand for Water Demand: Four Interpretations”, *Water International*, 29(1), pp 27-29.
- MERRETT, S. (2005), *The Price of Water: Studies in Water Resource Economics and Management*, IWA Publishing, London.
- MONCUR, J. E. T. (1987), “Urban Water Pricing and Drought Management”, *Water Resources Research*, vol 23 (3), pp.393-398.
- MONTEIRO, H. (2005), “Water pricing Models: a survey”, WP nº 2005/45, Dinâmia – Centro de Estudos sobre a Mudança Socioeconómica, Instituto Superior de Ciências do Trabalho e da Empresa, 16 p.
- MOREIRA, V. e MAÇÃS, F. (2003), *Autoridades Reguladoras Independentes – Estudo e projecto de Lei-Quadro*, Centro de Estudos de Direito Público e Regulação (CEDIPRE), Coimbra Editora, Coimbra.
- MUSGRAVE, R. A. e MUSGRAVE, P. B. (1989), *Public Finance in Theory and Practice*, fifth edition, McGraw-Hill, New York.
- MYLOPOULOS, Y. A.; MENTES, A. K.; T., I. (2004), “Modeling Residential Water Demand Using Household Data: A cubic Approach”, *Water International*, 29(1), pp 105-113.
- NAUGES, C. e THOMAS, A. (2000), “Privately Operated Water Utilities, Municipal Price Negotiation, and Estimation of residential Water Demand: The Case of France”, *Land Economics*, February, vol. 76 (1), pp. 68-85.
- NEWBERY, D. (1997), “Privatisation and liberalisation of network utilities”, *European Economic Review*, 41, pp. 357-383.
- NIESDWIADOMY, M. L e MOLINA, D. J. (1989), “Comparing Residential Water Demand Estimates under Decreasing and Increasing Block Rates using Household Data”, *Land Economics*, 65(3), August, pp. 281-289.
- NIESDWIADOMY, M. L e MOLINA, D. J. (1991), “A Note on Price Perception in Water Demand Models”, *Land Economics*, 67 (3), pp. 352–359.
- NORDIN, J. A. (1976), “A Proposed Modification of Taylor’s Demand Analysis: Comment”, *The Bell Journal of Economics*, 7, pp. 719-721.
- OECD (1999), *Household water pricing in OECD Countries*, OECD, Paris.

- OECD (2003), *Social Issues in the Provision and Pricing of Water Services*, OECD, Paris.
- OECD (2006), *Water: The experience in OECD Countries, Environmental Performance Reviews*, OECD, Paris.
- OFWAT (2001), *Worldwide water comparisons 1999-2000*, Birmingham: Office of WaterServices (OFWAT), disponível em <http://www.ofwat.gov.uk>
- OFWAT (2007), *Outcomes of Ofwat's internal review of market competition in the water sector*, disponível em [http://www.ofwat.gov.uk/aprix/ofwat/publish.nsf/AttachmentsByTitle/competitionreview\\_070404.pdf/\\$FILE/competitionreview\\_070404.pdf](http://www.ofwat.gov.uk/aprix/ofwat/publish.nsf/AttachmentsByTitle/competitionreview_070404.pdf/$FILE/competitionreview_070404.pdf) em Maio de 2007.
- OPALUCH, James J. (1982), "Urban Residential Demand for Water in the United States: Further Discussion", *Land Economics*, 58(2), May, pp. 225-227
- PARKER, D. (1998), "Privatisation in the European Union: an overview" in Parker, D. (ed.) *Privatisation in the European Union –Theory and Policy Perspectives*, Routledge, New York, USA, pp. 10-48.
- PNUD - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (2007), *Relatório do Desenvolvimento Humano 2006*, disponível em <http://www.pnud.org> em Maio de 2007.
- POINT, P. (1993), "Partage de la ressource en eau et demand d'alimentation en eau potable", *Revue Économique*, 4, Juillet, pp. 849-862.
- POSNER, R. A. (1971), "Taxation by regulation", *Bell Journal of Economics and Management Science*, 2 (1), Spring, pp. 22-50 in Joskow, P. (ed., 2000), *Economic Regulation*, Edward Elgar Publishing Limited, UK.
- PULLEY, L. B.; e HUMPHREY D. B. (1991), "Scope Economies: Fixed Costs, Complementarity and Functional Form", *Federal Reserve Bank of Richmond*, WP 91-3.
- RAFTELIS, G. A. (1993), *Comprehensive Guide to Water and Wastewater Finance and Pricing*, Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.
- RAMSEY, F. (1927), "A contribution to the theory of taxation", *The Economic Journal*, vol. 37 (145), pp.47-61.
- RENWICK, M. E. e ARCHIBALD, S. O. (1998), "Demand Side Management Policies for Residential Water Use: Who Bears the Conservation Burden?", *Land Economics*, August, vol. 74 (3), pp. 343-59.
- RENWICK, M. E. e GREEN, R. D. (2000), "Do residential Water Demand Side Management Policies Measure Up? An Analysis of Eight California Water Agencies", *Journal of Environmental Economics and Management*, 40, pp. 37-55.
- RENZETTI, S. (1992), "Evaluating the Welfare Effects of Reforming Municipal Water Prices", *Journal of Environmental Economics and Management*, 22, pp.147-163.

- RENZETTI, S. (2002), *The Economics of Water Demands*, Kluwer Academic Publishers, Boston.
- RENZETTI, S. e DUPONT, D. (2003), “Ownership and Performance of Water utilities”, *Greener Management International*, 42, pp. 9-19.
- ROBINSON, C. (2002), “Moving to a competitive market in water”, in Robinson C. (ed.), *Utility Regulation and Competition Policy*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham, Northampton, pp.44-62.
- ROCHE, P. – A. e JOHANNÈS, B. (2001), “Regulation in the Water and Sanitation Sector in France” in Henry, C.; Matheu, M. e Jeunemaître, A (ed.), *Regulation of Network Utilities – The European Experiences*, Oxford University Press, New York, pp. 169-186.
- ROGERS, P.; SILVA, R. e BHATIA R. (2002), “Water is an Economic Good: How to Use Prices to Promote Equity, Efficiency, and Sustainability”, *Water Policy*, 4(1), pp. 1-17.
- ROSETA-PALMA, C. e MONTEIRO, H. (2007), “Pricing for Scarcity”, comunicação apresentada à 15<sup>th</sup> European Association of Environmental and Resource Economists (EAERE) Annual Conference, 27-30 June, University of Macedonia Thessaloniki, Greece, disponível em [http://www.eaere2007.gr/papers/1171004904\\_PricingforScarcity.pdf](http://www.eaere2007.gr/papers/1171004904_PricingforScarcity.pdf), em Junho de 2007.
- SAAL, D. e PARKER, D. (2000), “The Impact of Privatization and Regulation on the Water and Sewerage Industry in England and Wales: A Translog Cost Function Model”, *Managerial and Decision Economics*, 21, 253-268.
- SANTOS, R. F. (2006), “As Políticas Tarifárias no Sector da Água”, Associação Portuguesa de Recursos Hídricos (APRH) e Universidade Atlântica, Sessão Técnica: A Economia da Água, 10 de Outubro de 2006, disponível em <http://www.aprh.pt/pdf/RFS.pdf> em Fevereiro de 2007.
- SCHEFTER, J. E. e DAVID, L.E. (1985), “Estimating Residential Water Demand Under Multi-Part Tariffs Using Aggregate Data”, *Land Economics*, 61(3), August, pp.272-280.
- SERRA, P. (2003), *Regulação das Águas e dos Resíduos*, Notas do II Curso de Pós Graduação em Regulação Pública 2002/2003, CEDIPRE, Faculdade de Direito, Universidade de Coimbra, mimeo.
- SERRA, P. C. (2000), “O processo de regulação: tensões e conflitos”, *Anuário da Economia Portuguesa*, pp. 158-165.
- SHARKEY, W. (1982), *The Theory of Natural Monopoly*, Cambridge University Press.
- SHLEIFER, A. (1985), “A Theory of Yardstick Competition”, *Rand Journal of Economics*, 16 (3), Autumn, pp.319-327.

- SILVA, P. P. (2006), *Processo de liberalização e Comportamento dos Mercados Grossistas de Electricidade – Uma abordagem à Dinâmica de Preços* - Tese de Doutoramento, Universidade de Coimbra, 270p.
- SOARES, M. I. (2003), “QUO VADIS Serviço Público? Reflexões sobre Regulação e Estratégias Competitivas”, V Encontro de Economistas da Língua Portuguesa, Recife.5 - 7 de Novembro de 2003.
- STEPHENSON, D. (2003): *Water Resources Management*, A. A. Balkema Publishers, Lisse.
- STIGLER, G. J. (1971), “The theory of economic regulation”, *Bell Journal of Economics and Management Science*, 2 (1), Spring, pp. 3-21 in Joskow, P. (ed., 2000), *Economic Regulation*, Edward Elgar Publishing Limited, UK.
- STONE & WEBSTER CONSULTANTS (2004), *Investigation into evidence for economies of scale in the water and sewerage industry in England and Wales – Final Report*, London.
- TAYLOR, L. D. (1975), “The Demand for electricity: A Survey”, *The Bell Journal of Economics*, 6(1), pp. 74-110.
- TIMMINS, C. (2002), “Measuring the dynamic efficiency of regulator’s preferences: municipal water utilities in the arid west”, *Econometrica*, 70, pp. 603-629.
- TIOLE, J. (1988), *The theory of industrial Organization*, The MIT Press, Cambridge, Massachusetts.
- TIOLE, J. (1994), *The Theory of Industrial Organization*, The MIT Press, Cambridge, Massachusetts.
- TURVEY, R. (1976): “Analysing the Marginal Cost of Water Supply”, *Land Economics*, 52, 2, 158-168.
- VASS, P. (2001), “The UK model”, in Henry, C.; Matheu, M. e Jeunemaître, A (ed.), *Regulation of Network Utilities – The European Experiences*, Oxford University Press, New York, pp.54-78.
- VEWIN (2004a), *Reflections on Performance 2003 – Benchmarking in the Dutch Drinking Water Industry*, VEWIN - Association of Dutch Water Companies.
- VEWIN (2004b), *Water Supply Statistics 2004*, VEWIN - Association of Dutch Water Companies.
- VICKERS, G. e YARROW, J. (1988), *Privatization - An Economic Analysis*, The MIT Press, Londres.
- VISCUSI, W.; VERNON, J. e HARRINGTON, J. (2000), *Economics of regulation and anti-trust, Third edition*, The MIT Press, Cambridge, Massachusetts.
- YARROW, J. e VICKERS, G. (1991), “Economic perspectives on privatization”, *Journal of Economic Perspectives*, 5 (2), Spring, pp.111-132.