

AGRADECIMENTOS

À Professora Doutora Maria Gabriela de Almeida, desejo expressar o meu profundo agradecimento e reconhecimento, não apenas pela orientação do trabalho, mas igualmente pela grande amizade que sempre demonstrou com a sua dedicação e incentivo.

Ao meu amigo Helder Rodrigues, o meu reconhecimento pela paciência, sabedoria e disponibilidade que sempre me concedeu, ao longo da minha vida académica e principalmente na elaboração da minha dissertação.

Aos meus amigos, agradeço a atenção e estima que sempre me deram. A todos os meus amigos/colegas universitários, obrigada por todos estes anos de companheirismo, incentivo e apreço.

Ao meu irmão e ao meu pai, por terem estado e estarem sempre comigo em todos os momentos da minha vida.

A toda a minha família, agradeço o suporte e carinho incondicionais que sempre me deram, sem eles nada teria sido possível. Gostaria ainda de expressar a minha gratidão à minha Mãe, pela pessoa que hoje sou e a quem dedico este trabalho. Eterna saudade.

Aos que fazem parte da minha vida, obrigada.

SUMÁRIO

O presente trabalho teve como objectivo a avaliação das possibilidades de utilização de sistemas de abastecimento que contemplam a reutilização de águas residuais para diferentes usos, de forma a permitir reduções significativas de captação de água na origem.

Para realização do objectivo proposto, simulou-se a existência de um aglomerado populacional, cujo abastecimento contemplasse a situação representativa de uma origem de água com qualidade inferior a A3.

O aglomerado populacional foi tipificado através de um “condomínio fechado” e a origem de água disponível para captação foi a albufeira do Divor. Esta albufeira foi seleccionada com base nos dados de qualidade de água disponível no Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) e tendo em consideração a legislação vigente.

Simulou-se a existência de quatro cenários aos quais se associaram sistemas de tratamento e circuitos de reutilização de água e também de água residual tratada, de acordo com os diferentes usos (Consumo Directo, Contacto Directo, Balneares e Exteriores).

De acordo com os resultados obtidos, verificou-se que a reutilização de água e de água residual tratada é uma alternativa viável, desde que se garanta circuitos independentes para os diferentes usos, preservando a saúde pública. Esta prática para além de ser ambientalmente favorável, uma vez que reduz as necessidades de captação de água na origem é também economicamente viável.

Palavras-chave: abastecimento, reutilização, sustentabilidade.

ABSTRACT

The overall aim of the present study is to consider and evaluate the various possibilities of wastewater reutilization for different usages by using different supply systems, in order to allow significant reductions in water collection at the origin.

In order to fulfill this objective, the representative situation of a population agglomerate in which the quality of the water supply at the origin is inferior than A3, was simulated.

The population agglomerate was typified through a "gated accommodation" and the available origin for water captation was the Divor dam. The dam was selected based on the water quality data available at Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) and taking into account the legislation in force.

Four scenarios were simulated, in which water treatment systems and water and wastewater reutilization circuits were associated, according to different usages (Direct Consumption, Direct Contact, Bathing and External).

According to the results, the water and wastewater reutilization was considered as a viable alternative, as long as independent circuits for the different usages was warranted, protecting public health. This is not only environmentally favourable, since it reduces the need for water captation at the origin, but it is also economically viable.

Key-words: supply system, reutilization, sustentability.

Simbologia e Acrónimos

C1 – cenário 1

C2 – cenário 2

C3 – cenário 3

C4 – cenário 4

C.C. – Custo de Construção

CAG – Carvão Activado Granular

CAP – Carvão Activado em Pó

CBO₅ – Carência Bioquímica de Oxigénio a 5 dias

Ch – Carga hidráulica

COD - Carbono Orgânico Dissolvido

COS – Compostos Orgânicos Sintéticos

COT – Carbono Orgânico Total

COV – Compostos Orgânicos Voláteis

CQO – Carência Química de Oxigénio

Cu – coeficiente de uniformidade

d₁₀ - diâmetro efectivo

ETA – Estação de Tratamento de Água

ETAR – Estação de tratamento de Água Residual

G – Gradiente de velocidade

H⁺ - ião hidrogénio

MF – Microfiltração

MON – Matéria Orgânica Natural

NF – Nanofiltração

OD – Oxigénio Dissolvido

O&M – Custo de Operação e Manutenção

OI – Osmose Inversa

$Q_{\text{Médio}}$ – Caudal Médio

R1 – Reutilização 1

R2 – Reutilização 2

R^2 – Coeficiente de determinação

RH – Recurso Hídrico

SPD – Subproduto da Desinfecção

SST – Sólidos Suspensos Totais

ST8 – Sistema de Tratamento 8

tf – Taxa de filtração

THM – Trihalometanos

tr - Tempo de Retenção Hidráulico

UF – Ultrafiltração

UV - Ultravioleta

VMA – Valor Máximo Admissível

VMR – Valor máximo Recomendável

VP – Valor Paramétrico

Δ - Variação

Abreviaturas

DQA – Directiva Quadro da Água

EPA - Environmental Protection Agency

ERSAR - Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos

EUA – Estados Unidos da América

INAG - Instituto da Água

IRAR - Instituto Regulador de Águas e Resíduos

OCDE - Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico

OMS – Organização Mundial de Saúde

PBH Tejo – Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tejo

PEAASAR - Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais

PGRH – Plano de Gestão dos Recursos Hídricos

PNUEA - Plano Nacional para o Uso Eficiente da Água

POAD - Plano de Ordenamento da Albufeira

REA – Relatório de Estado do Ambiente

SDWA - Safe Drinking Water Act

SNIRH - Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos

REUW - Residential End Uses of Water

UNEP - United Nations Environment Programme

UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

US EPA - United States Environmental Protection Agency

WHO - World Health Organization

ÍNDICE GERAL

Agradecimentos	i
Sumário	iii
Abstract	iv
Simbologia e Acrónimos	v
Abreviaturas	vii
Índice de Figuras	xi
Índice de Quadros	xiii
1. Introdução	1
2. Enquadramento Teórico	5
2.1 Qualidade da água	5
2.2 Parâmetros de qualidade	7
2.3 Normas de Qualidade de Água.....	11
2.4 Degradação da Qualidade da Água	19
2.5 Usos de água	21
2.6 Escassez de água	23
2.7 Reciclagem e Reutilização de água	25
3. Principais Operações e Processos Unitários utilizados no tratamento de água para abastecimento	29
3.1 Sistemas de tratamento Convencionais	29
3.1.1 Pré-Oxidação	29
3.1.2 Coagulação	33
3.1.3 Floculação	34
3.1.4 Decantação	35
3.1.5 Filtração	36
3.1.6 Pós-Ozonização	36
3.1.7 Adsorção	37
3.1.8 Desinfecção	38

3.2	Sistemas de tratamento Não Convencionais (processos de separação por membranas	40
4.	Objectivos	47
5.	Metodologia adoptada	49
6.	Caso de estudo – Albufeira do Divor	61
6.1	Enquadramento histórico	61
6.2	Qualidade de água na albufeira do Divor	64
6.3	Dados de Base sobre o caso de estudo	66
7.	Resultados	69
7.1	Balanço Hídrico	72
7.2	Estimativa de custos	78
8.	Discussão dos Resultados	85
9.	Conclusões	93
10.	Perspectivas de trabalho futuro	95
	Referências bibliografia	97
	Anexos	103
	Anexo A	105
	Anexo B	109

Índice de Figuras

Figura 1.1 - Distribuição espacial de água	2
Figura 2.1 - Síntese da análise de risco de incumprimento dos objectivos ambientais das massas de água de superfície, em cada Região Hidrográfica	16
Figura 2.2 - Valores percentuais do consumo de água em vários sectores em Portugal, na Europa e no Mundo em geral	22
Figura 2.3 - Mapa de escassez de água no Mundo	24
Figura 3.1 - Diagrama linear sumário de um processo de filtração por membranas	41
Figura 3.2 - Intervalos de aplicação dos vários processos de separação por membranas	43
Figura 5.1 - Fluxograma sequencial da metodologia adoptada na elaboração do presente trabalho ..	49
Figura 5.2 - Distribuição de consumos de água em zonas urbanas	52
Figura 5.3 - Esquema de utilização de águas cinzentas	57
Figura 5.4 - Sistemas Convencionais de tratamento de água para abastecimento público	59
Figura 6.1 - Ribeira de Nossa Senhora do Divor	61
Figura 6.2 - Barragem do Divor	62
Figura 6.3 - Ribeira de Nossa Senhora do Divor	64
Figura 7.1 - Sistema de Tratamento 8	70
Figura 7.2 - Gráfico da função de custo de construção	80
Figura 7.3 - Gráfico da função de custo de O&M	80
Figura 7.4 - Gráfico da função de custo da projecção efectuada para os custos de O&M durante 20 anos, para os tratamentos convencionais	81
Figura 8.1 - Gráfico com volumes de água captada.....	87

Figura 8.2 - Variação de custo de construção e O&M, tendo como referência os custos do cenário 1.....	88
Figura 8.3 – Variação de custos totais referentes ao custo total do cenário 1.	89
Figura 8.4 – Variações de custo dos sistemas de tratamento de água não convencionais, relativos ao cenário 1.	90
Figura 8.5 – Variações de custo finais dos sistemas de tratamento de água, tendo como referência o primeiro cenário.	91

Índice de Quadros

Quadro 2.1 - Qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano	14
Quadro 2.2 - Classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos em Espanha e Portugal	17
Quadro 3.1 - Vantagens e Desvantagens da aplicação do cloro no tratamento de águas	30
Quadro 3.2 - Vantagens e Desvantagens da aplicação do dióxido de cloro no tratamento de águas	32
Quadro 3.3 - Vantagens e Desvantagens da aplicação do ozono no tratamento de águas	33
Quadro 3.4 - Principais características associadas aos processos de filtração por membranas	42
Quadro 5.1 - Classificação do estado trófico de massas de água	51
Quadro 5.2 - Distribuição dos usos de água nos EUA, Brasil e Portugal (Residential End Uses of Water (REUW); Uso Eficiente de Água no Sector Urbano e Portuguesa dos Recursos Hídricos - estimativa de água).....	52
Quadro 5.3 - Distribuição dos usos de água	53
Quadro 5.4 - Percentagens associadas às perdas no sistema de tratamento	57
Quadro 6.1 - Características principais da Barragem e Albufeira do Divor	63
Quadro 7.1 - Parâmetros analisados e respectivo número de amostras	69
Quadro 7.2 - Ultrapassagens para as águas de produção de água para consumo humano e classificação final da massa de água	71
Quadro 7.3 - Caudais médios dos usos de água nos diferentes cenários	73
Quadro 7.4 - Valores percentuais calculados em função das utilizações de água do caudal captado nos diferentes cenários	73
Quadro 7.5- Valores de captação de água	74

Quadro 7.6 - Volumes de água nos diferentes cenários, na origem, na ETA, na ETAR, poupados na origem e poupados no tratamento de águas residuais	78
Quadro 7.7 - Curvas de custo de Construção	79
Quadro 7.8 - Curvas de custo de O&M	79
Quadro 7.9 - Funções de custo totais do ano de exploração e no final do horizonte de projecto para os tratamentos convencionais	81
Quadro 7.10 - Valores de custo de construção e custos de O&M para os quatro cenários nos sistemas de tratamento convencionais, associados aos volumes de captação de água.....	82
Quadro 7.11 - Valores de custo totais para os quatro cenários nos sistemas de tratamento não convencionais, associados aos volumes de tratamento de água	83
Quadro 8.1 - Valores de custos de construção, custos de O&M e custos totais para os quatro cenários, em sistemas de tratamentos convencionais	88
Quadro 8.2 - Valores de custos totais para os sistemas de tratamento não convencionais nos quatro cenários	89
Quadro 8.3 - Caudais captados e custos associados ao tratamento de águas	90

1 Introdução

A água é um bem essencial a uma vida sustentável, considerada como um recurso aparentemente inesgotável, a sua quantidade e qualidade apresentam-se cada vez mais limitadas. Disponível para os mais variados usos, a água tornou-se importante na organização das primeiras civilizações, uma vez que esta foi condicionante na fixação de populações, que se instalavam preferencialmente próximo de bacias de grandes rios e em costas, proporcionando um desenvolvimento económico e social da comunidade.

Os recursos hídricos possibilitaram aos seres humanos a alteração do meio ambiente envolvente. A utilização da água para diversos fins, tais como, a irrigação de solos para o cultivo de alimentos e construção de reservatórios e diques, estão directamente relacionados com a contaminação e degradação da sua qualidade com consequências muito graves, originando uma crescente escassez (Llamas, 1991).

Embora grande parte do planeta Terra seja constituído por água, as denominações tais como “Planeta azul” ou “Planeta água”, podem ser paradoxais, pois a maior parte da água não se encontra disponível para a utilização humana.

A Terra é maioritariamente composta por água (70%), de acordo com os dados disponibilizados pelo Programa Ambiental das Nações Unidas (United Nations Environmental Programme - UNEP). Compreende água salgada (97,5%) e água doce (2,5%), que não se encontra imediatamente disponível para fins potáveis. A água doce existente no mundo está distribuída em glaciares e icebergs (68,9%), humidade e águas subterrâneas (30,8%) e ainda nos rios e lagos (0,3%) (Shiklomanov, 2000).

O planeta, está aparentemente envolto em água, no entanto de acordo com a Figura 1.1, os recursos de água doce acessíveis, ou seja, alcançáveis para satisfazer as necessidades humanas, são muito reduzidos.

Deve ter-se presente que da pequena quantidade de água dos rios e dos lagos, a quantidade de água potável é diminuta, devido à sua grande capacidade de dissolução de substâncias e transporte de matérias em suspensão. É deste modo frequentemente necessário controlá-las ou então mantê-las dentro de certos limites para que esta possa ser destinada ao consumo público.

Distribuição de água doce e salgada no Mundo

Distribuição de água doce no Mundo (2,5% no total)

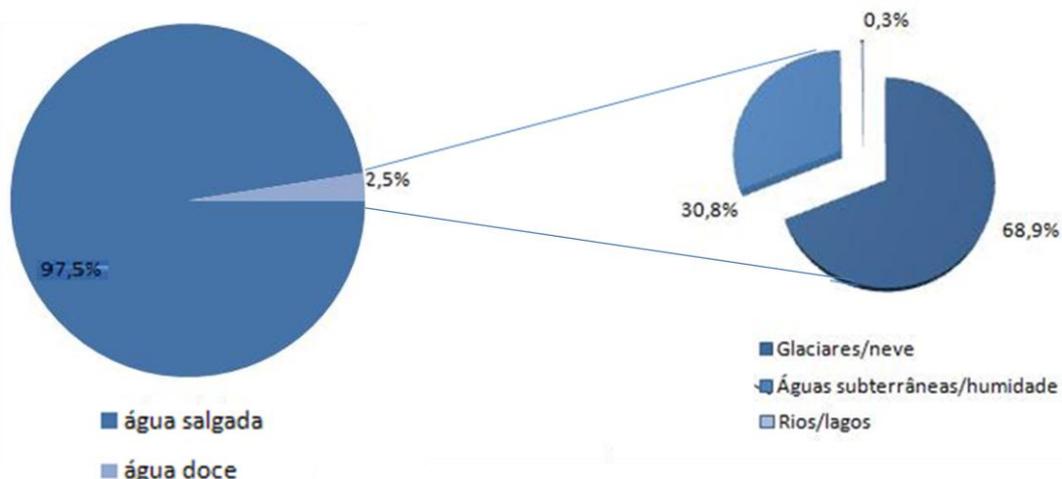


Figura 1.1- Distribuição espacial de água (Fonte: Circle of Blues, SHI, St. Petersburg e UNESCO, 1999).

A percentagem de água directamente utilizável decresce ainda mais, com os usos associados e com o crescimento populacional, uma vez que estes originam pressões nos recursos naturais. A água poluída independentemente da origem da poluição, regressa inevitavelmente à natureza, ao mar e aos lençóis freáticos, podendo prejudicar a saúde pública assim como o ambiente.

As quantidades de água na Terra podem até não ter sofrido uma grande variação ao longo dos tempos, mas o mesmo não acontece com a sua qualidade. A água apresenta-se como um recurso natural cada vez menos disponível, sendo necessário proteger e preservar o abastecimento de água e tratar e reutilizar a que se usou, de modo a proporcionar uma vida sustentável (Spellman, 2003).

A distribuição de água deve ser segura, acessível e adequada a todos, e para tal é indispensável uma consciencialização da preservação dos recursos hídricos, tanto a nível público como a nível privado. Visto que o abastecimento de água pode necessitar de novas origens de água, a tecnologia representa um papel principal, especialmente a aplicada na reutilização de água e na dessalinização desta. Sendo necessário para tal que os gestores dos recursos hídricos façam prova de uma grande capacidade e empenho, na conservação e planeamento de protecção das origens de água, assegurando a sua distribuição sustentável (Hoffbuhr, 2007).

A manutenção de uma fonte sustentável de água potável é essencial para o nosso futuro. Contudo, a degradação das origens de água tem vindo a aumentar cada vez mais, sendo um fenómeno comum no mundo inteiro, e caso não exista um sistema de tratamento adequado à sua qualidade, num futuro próximo, este problema pode vir a ser irreparável.

Através da pegada hídrica, o indicador que expressa o consumo de água envolvido na produção dos bens e serviços que consumimos, assim como pela conservação da qualidade das águas é possível um

uso sustentável e consciente do recurso hídrico. A máxima é assegurar o equilíbrio entre a captação e a renovação da água, devendo ser manipulada com racionalidade e precaução. A natureza é lenta e frágil na transformação da água potável. O equilíbrio e o futuro de nosso planeta dependem da preservação da água e dos seus ciclos.

A sociedade moderna tem vindo a experimentar nos últimos anos alterações significativas nos seus padrões e níveis de vida, ao que se tem associado mudanças na percepção de determinados valores. É o caso paradigmático do reconhecimento da água como um valor ecológico e social que satisfaz um conjunto de funções ambientais e sociais num contexto de diferentes abordagens culturais (Vieira, 2003).

2 Enquadramento teórico

2.1 Qualidade da água

Para garantir de forma adequada, a distribuição de água potável, a qualidade e a quantidade de água são de extrema importância. Caso o fornecimento de água seja impróprio para consumo humano, estamos perante problemas relativos à qualidade, quando não existe uma produção adequada de água com qualidade, teremos problemas de quantidade (Spellman, 2003).

Os conceitos de quantidade e qualidade das águas foram provavelmente desenvolvidos em simultâneo, mas durante grande parte da história da humanidade existiram métodos para a avaliação da água, uma vez que eram utilizadas a percepção e a observação sensorial dos efeitos que certas águas causavam em alguns organismos vivos.

A deterioração da qualidade dos recursos hídricos tem-se traduzido numa questão importante em vários países, tais como os Estados Unidos da América (E.U.A) e alguns países da União Europeia, como é o caso da Holanda, da Alemanha e da França, e a não ser que sejam implementadas medidas de carácter urgente para a preservação dessa qualidade, o mundo enfrentará sérios problemas futuros de carência de água (Boyd, 2003).

As antigas civilizações fixavam-se em redor dos recursos hídricos, com o propósito de tirarem partido dos mesmos mais facilmente, devido à grande dependência de água.

Os primeiros conhecimentos de sistemas de tratamento de recursos hídricos, datam os anos 1500 a.C., onde a civilização egípcia implementou métodos de tratamento com o uso de sulfato de alumínio, para solucionar problemas nas origens de água que apresentavam partículas em suspensão, relacionadas com sabores e aparência desagradáveis.

Nos anos 400 a.C. as preocupações relacionavam-se com os problemas estéticos, tais como a aparência e o odor, onde para a manutenção da qualidade das águas de consumo, os tratamentos de água utilizados pela civilização grega relatam métodos de “filtração através de carvão”, exposição à luz solar, fervura e “peneiração” para o tratamento da chamada “cor aparente” que posteriormente se denominou de turvação. (U.S.EPA, 2000b).

Até o início do século XIX, a filtração lenta era uma técnica de tratamento habitualmente utilizada na Europa. Em meados e final deste século, os cientistas adquiriram conhecimentos mais avançados relativos às fontes e efeitos de contaminantes da água potável, principalmente com o avanço do manuseamento de aparelhos tecnológicos, que possibilitavam o conhecimento de alguns organismos, que se verificaram ser os grandes responsáveis pelas doenças transmissíveis por via hídrica (U.S.EPA, 2000b).

Com o aparecimento da revolução industrial a qualidade das águas deteriorou-se cada vez mais, e os motivos devem-se à contaminação intensiva de águas superficiais e subterrâneas, por parte dos avanços a nível agrícola e industrial.

Em inícios do século XX, eram muitas as preocupações referentes à qualidade das águas para consumo, principalmente com a sua estética (odor e aparência). Para além da turvação, as partículas em suspensão eram constituídas por organismos patogénicos que punham em risco a saúde pública. Assim sendo, nos E.U.A. deu-se grande importância ao tratamento das águas, de modo a reduzir a turvação com a eliminação dos contaminantes microbiológicos; e ainda a introdução da técnica de filtração lenta (U.S.EPA, 2000a).

Embora algumas técnicas de tratamento, tais como o arejamento, a floculação, a adsorção com carvão activado granular (para remoção de contaminantes orgânicos) existissem na época, estas eram sub-aproveitadas por sistemas de água ou métodos ineficazes na remoção de alguns contaminantes novos (U.S.EPA, 2000b).

O recurso água possibilita múltiplos usos, indispensáveis a uma vasta quantidade de actividades humanas, tais como o abastecimento público e industrial, a irrigação agrícola, a produção de energia eléctrica, as actividades de recreio e lazer e ainda a preservação da vida aquática. O crescimento demográfico e industrial observado nas recentes décadas originaram o comprometimento da qualidade das águas dos rios, lagos e reservatórios. Nos países em vias de desenvolvimento esta problemática tem sido crescente, por não existirem meios económicos suficientes para aplicar medidas correctivas adequadas à inversão desta situação.

Os factores económicos foram preponderantes para o aumento da manutenção da qualidade das águas, face ao aumento dos custos associados a doenças transmitidas por via hídrica. Posteriormente adquiriu-se a consciencialização de protecção da Natureza, uma vez que para além de um mero recurso, as massas de água são sistemas ambientais (Vieira, 2003).

O uso inadequado dos recursos naturais desencadeia desequilíbrios ambientais, através de eventos extremos tais como secas e cheias. Estes fenómenos não são passíveis de controlo e exercem impactes ao nível da qualidade e da quantidade da água.

A qualidade das águas é regulada através de legislação, constituída por normas de carácter técnico que classificam os troços das massas de água em função da sua capacidade para a produção de água potável, para usos balneares, sustentação da vida piscícola e ainda para actividades recreativas não balneares e os regadios. De acordo com a Directiva 2000/60/CE, cada tipo de água classifica-se a partir da medição de uma série de parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

A implementação de uma boa gestão da água é a grande resposta a qualquer tipo de carências, observada na disponibilidade de água doce. O desenvolvimento e aperfeiçoamento de técnicas de utilização, tratamento e recuperação das massas de água são prioritários na preservação, controlo e utilização racional das águas subterrâneas ou superficiais.

2.2 Parâmetros de qualidade

A água está sujeita a diversas pressões, principalmente por poluentes que alteram a sua qualidade. Assim sendo, torna-se importante o conhecimento e descrição de parâmetros geralmente associados aos processos de tratamento de águas e águas residuais, essenciais a uma boa gestão e tratamento dos recursos hídricos.

O uso a que se destina a água condiciona a sua qualidade. Sendo que a qualidade dos recursos hídricos é suportada pela normalização de carácter universal da Organização Mundial de Saúde (OMS), por legislação Comunitária e Nacional, através das Directivas 75/440/CEE, 79/869/CEE e 2000/60/CE e os Decretos-Lei nº306/2007, nº 236/98 (Anexo VI, XV, XVI e XVIII) e nº152/97, relativos à qualidade de água superficial destinada à produção de água destinada ao consumo humano, à qualidade da água para consumo humano, das águas balneares, das águas destinadas à rega e ainda os valores limite de emissão (VLE) na descarga de águas residuais.

Muitos parâmetros têm evoluído qualitativamente, reflectindo o impacte que vários contaminantes ou impureza têm sobre os determinados usos da água (Spellman, 2003). Em seguida apresenta-se uma breve discussão relativa a estes parâmetros.

As origens de água utilizadas são as massas de água provenientes de meios superficiais, tais como rios, albufeiras e lagos, destinadas ao consumo humano. As principais características deste tipo de águas são a cor, a turvação, a temperatura, a contaminação bacteriana e os microrganismos patogénicos (Alves, 2007). Devido aos usos a que serão destinadas estas águas, é necessário ter em conta o Azoto amoniacal, o Azoto Kjeldahl, a cor, o ferro, o manganês, os nitratos, o oxigénio dissolvido, os sólidos suspensos totais, o pH, indicadores globais de matéria orgânica e alguns parâmetros microbiológicos.

A cor insere-se nos parâmetros organolépticos, e quando naturalmente presente nas águas resulta da presença de substâncias dissolvidas, entre as quais ferro, manganês, ácidos húmicos e ainda matéria orgânica resultante de material vegetal e animal em decomposição. A cor que é influenciada por partículas sólidas em suspensão, pode-se referir como sendo cor aparente. A OMS define que para ser potável a água não deve apresentar nenhuma coloração de grande intensidade.

Considera-se que a cor é uma qualidade estética da água e que por si só, não representa um risco para a saúde pública mas, por serem detectadas pelo consumidor comum, sendo portanto uma condicionante na aceitação ou rejeição de uma água (Alves, 2007).

O pH é a medida da concentração do ião hidrogénio (H^+). Quando apresenta concentrações elevadas, estamos perante valores baixos de pH, ou seja ácidos, porém se as concentrações de H^+ forem reduzidas, temos valores elevados de pH e este é denominado de alcalino. O crescimento de microrganismos pode ser inibido por alterações significativas, no pH de uma massa de água, uma vez que as reacções químicas que ocorrem no seu seio podem também ser alteradas, e uma água própria para consumo deverá apresentar valores neutros de pH. O pH das águas naturais varia em função da sua origem (Spellman, 2003).

De modo a evitar os processos de anaerobiose, as quantidades de oxigénio dissolvido (OD) devem ser mantidas em equilíbrio e adequadas aos processos de auto-depuração em sistemas aquáticos naturais e em Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR). Sendo que os níveis de OD também indicam a capacidade que uma massa de água natural tem para sustentar qualidade. A concentração de OD presente no sistema de distribuição de água de abastecimento representa um indicador de qualidade da água, em termos de matéria orgânica e não se relaciona com efeitos fisiológicos adversos. Caso se apresentem em excesso poderão causar corrosão dos sistemas de tratamento e de distribuição. Este fenómeno pode ainda contribuir para o aumento dos teores de ferro e outros elementos metálicos que conferem sabor e cor à água (Alves, 2007).

Relativamente aos parâmetros que reflectem a presença ou ausência de substâncias que constituem ameaças para a saúde pública, apresentam-se os nitratos, o azoto amoniacal, o azoto kjeldahl, o ferro, o manganês e os sólidos suspensos totais. Onde os nitratos representam o produto final da oxidação do azoto orgânico, a sua presença pode indicar contaminação através de esgotos domésticos ou por águas de drenagem de terrenos agrícolas com uso intensivo de fertilizantes. A OMS estipula o valor de 10 mg.L^{-1} de NO_3^- limite, como padrão de potabilidade de uma água a fim de preservar a saúde pública (Alves, 2007).

O azoto é um dos nutrientes essenciais ao crescimento do fitoplâncton, e um factor condicionante do seu desenvolvimento. Este tem igualmente uma enorme importância na modelação da concentração de OD nas massas de água, devido à quantidade de oxigénio necessária para a conversão do azoto nas suas formas inorgânicas mais estáveis.

O azoto amoniacal é uma substância tóxica não persistente e não cumulativa e indica a contaminação derivada da degradação de matéria orgânica azotada ou da descarga de efluentes industriais como o amoníaco. Teores elevados de azoto amoniacal podem provocar o

desenvolvimento de bactérias que conferem sabor desagradável à água, necessitando de uma etapa de pré-oxidação e/ou aumentos nas doses de cloro no processo de desinfecção.

O Azoto Kjeldahl compreende formas de azoto orgânico e amoniacal, provenientes de actividades biológicas naturais que têm presente detritos de azoto orgânico. É um parâmetro indicativo da abundância de nutrientes na água e conseqüente possibilidade de eutrofização, o Anexo I do Decreto-Lei 236/98 estabelece como valor máximo recomendado (VMR) 1 mg.L^{-1} de N, de modo a que a concentração deste parâmetro não esteja presente em excesso nas massas de água.

Os sólidos suspensos totais (SST) representam a carga sólida em suspensão, nas águas superficiais. Estes materiais em suspensão provêm geralmente da erosão natural, de detritos de origem orgânica e de plâncton. Para a remoção deste parâmetro, recorre-se a simples processos de filtração ou até mesmo separação gravítica.

Devido aos seus comportamentos geoquímicos o Ferro e o Manganês podem estar presentes num meio aquoso em dois estados de oxidação. As suas espécies reduzidas (Fe^{2+} e Mn^{2+}) formam compostos solúveis, e a sua forma particulada (Fe^{3+} e Mn^{4+}) em ambientes oxidantes, tornam-se insolúveis e precipitam (Alves, 2007).

O ferro presente nas águas superficiais provém frequentemente dos sedimentos (natureza do solo), da lixiviação de terrenos e da poluição mineira ou metalúrgica. Nas redes de abastecimento, este resulta de fenómenos de corrosão associados a condutas de materiais ferrosos. O manganês é muito utilizado na indústria do aço, ligas metálicas e na indústria química.

De acordo com a OMS, os padrões de potabilidade exigem que as águas destinadas ao abastecimento público, apresentem valores inferiores a $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ de Fe e $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ de Mn, estes limites são estabelecidos em função de problemas estéticos, relacionados com a presença do ferro e do manganês nas águas tais como os sabores desagradáveis que lhe conferem. Para evitar estes inconvenientes, associados à formação de produtos metálicos insolúveis, recorre-se ao uso de uma oxidação química pela adição de cloro ou seus derivados.

Relativamente aos Indicadores globais de matéria orgânica e inorgânica, de um modo geral a sua presença na água pode ser detectada através da determinação de parâmetros como a carência bioquímica de oxigénio (CBO_5), a carência química de oxigénio (CQO), o carbono orgânico total (COT), e o carbono orgânico dissolvido (COD).

A CBO_5 representa o teor em matéria orgânica facilmente biodegradável presente na água. Apesar de este parâmetro ser mais utilizado na caracterização de efluentes, a sua selecção é essencial uma vez que pode ser utilizado como indicador do nível de poluição da origem de água.

A CQO traduz o teor de compostos orgânicos e inorgânicos que é passível de ser oxidado por um oxidante químico forte. Associada à determinação da CBO₅, permite avaliar o tipo de poluição presente, pela relação CBO₅/CQO.

De referir também que os parâmetros CBO₅ e CQO não se encontram legislados para água de consumo humano, assumindo-se desta maneira os VMR de 1 e 2 mg.L⁻¹ O₂ respectivamente para cada parâmetro (Almeida, 2005).

Os parâmetros microbiológicos são indicadores da presença ou ausência de microrganismos patogénicos, podendo apresentar “um risco potencial” à saúde pública. Os recursos hídricos possibilitam a transmissão de determinadas doenças infecciosas e parasitárias, pelo que uma avaliação de potabilidade da água deve passar, necessariamente, pela análise dos parâmetros microbiológicos.

Os indicadores Coliformes totais, Coliformes fecais e Estreptococos fecais permitem avaliar a presença desses organismos patogénicos. Os Coliformes totais reúnem um grande número de bactérias, entre elas a *Escherichia coli*, de origem exclusivamente fecal que dificilmente se multiplica fora do trato intestinal. Porém as outras bactérias dos géneros *Citrobacter*, *Eiterobacter* e *Klebsiella*, igualmente identificadas pelas técnicas laboratoriais como coliformes totais, podem ser encontradas no solo e nos vegetais. Assim sendo é impossível afirmar categoricamente que, uma amostra de água com resultado positivo para coliformes totais tenha estado em contacto com fezes.

Os Coliformes fecais pertencem a este subgrupo de microrganismos que aparecem exclusivamente do tracto intestinal. Em laboratório a diferença entre coliformes totais e fecais é efectuada através da temperatura. Os coliformes fecais continuam vivos mesmo a 44°C, enquanto os coliformes totais têm crescimento a 35°C. A sua identificação na água permite afirmar que houve presença de matéria fecal.

Embora a identificação dos estreptococos fecais não seja uma prática habitual em análises de águas laboratoriais, estes constituem um subgrupo importante, pois dele fazem parte as espécies do género *Streptococcus*. Tal como os Coliformes Fecais, os Estreptococos Fecais ocorrem apenas no tracto intestinal do Homem e de animais endotérmicos.

Para avaliação da eficiência de um sistema de tratamento de água e da credibilidade do sistema de distribuição, a utilização de organismos identificadores parte do princípio de que a ausência desses organismos representa a ausência de patogénicos. Estes organismos deveriam ser mais resistentes aos sistemas de tratamento do que os patogénicos, como se prova pela presença dos protozoários *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium parvum* (Protozoários) (Almeida, 2005).

Alguns dos compostos considerados importantes estudar quando se referem águas destinadas para o abastecimento público, são o fósforo total e ainda a clorofila-*a*.

O fósforo total é um factor limitante para o desenvolvimento de algas ou fitoplâncton em reservatórios ou águas paradas. Estes podem ter uma origem natural, resultando da decomposição da matéria biológica e lixiviação de minerais, ou artificial, sendo constituintes de adubos e detergentes, originando condições de eutrofização (Alves, 2007).

A clorofila-*a* é o tipo de pigmento fisiologicamente mais importante em todos os grupos vegetais, sendo a sua quantidade um bom indicador da biomassa fitoplanctónica presente na água. Graham *et al.* (1998), refere a correlação positiva entre o teor em clorofila-*a* na água bruta e o potencial de formação de trihalometanos (THM) na água tratada.

2.3 Normas de Qualidade de Água

A água é um carácter determinante para os indivíduos e para a sociedade, no entanto o homem alterou significativamente o ciclo hidrológico e os regimes de caudais de uma forma sem precedentes e a uma escala global, cujos custos e consequências só recentemente se começaram a fazer sentir.

A sensibilização para os problemas da qualidade da água, que, de início, se baseavam principalmente em conceitos económicos de minimização de custos associados a doenças transmitidas por via hídrica e de custos de tratamento de água indispensáveis a vários processos de fabrico nas indústrias, foi gradualmente ganhando novas dimensões baseadas em conceitos inovadores de protecção da Natureza, considerando as massas hídricas não só como um recurso mas também como sistemas ambientais (Vieira, 2003).

Devido ao aumento de pressões a que os recursos hídricos estão expostos, a qualidade das águas tem vindo a sofrer alterações, sendo necessário recorrer a instrumentos legais eficazes, que abordem os problemas de forma clara e ajudem a preservar os recursos para as próximas gerações.

Para efectuar um controlo da qualidade das águas, é essencial evidenciar dois critérios:

- garantia da saúde pública;
- garantia da qualidade fixada pelo processo normativo.

Os sistemas públicos deverão controlar a qualidade da água de algum modo, o grau de controlo aplicado deverá depender das necessidades de água e requisitos do local e ainda do protótipo do sistema de distribuição (Spellman, 2003).

Como mencionado anteriormente, alguns países manifestam uma grande sensibilização referente ao controlo da qualidade aquática, através da elaboração de legislação específica, que se adequa às águas. A contaminação do abastecimento de água foi apenas uma de muitas questões ambientais, relacionadas com a saúde pública que ganhou a atenção do Congresso Norte-Americano e da população na década de 1970 e essa consciencialização levou à implementação de várias leis ambientais federais, relacionadas com a saúde pública, para o controlo da contaminação dos aquíferos com resíduos e pesticidas perigosos.

Em 1974 foi criado o Safe Drinking Water Act (SDWA), legislação alterada em 1986 e posteriormente em 1996, passando a ser gerida pela United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) Office of Ground Water and Drinking Water, de modo a proteger os lençóis freáticos e águas para consumo humano (U.S.EPA, 2000a).

Em Portugal a qualidade de água na origem, é regida de acordo com as exigências das Directivas 75/440/CEE, 76/160/CEE e 79/869/CEE, transpostas para o direito nacional pelo Decreto-Lei nº 236/98 (Quadro 2.1), o qual “estabelece normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos” (águas para consumo humano, águas para suporte da vida aquícola, águas balneares).

O Decreto-Lei nº 236/98 também define as normas de descarga das águas residuais na água e no solo, propondo a melhoria da qualidade do meio aquático e a protecção da saúde pública e dos solos.

As normas de qualidade da água para consumo humano (água de abastecimento) tornaram-se mais rigorosas com a Directiva 98/83/CE, transposta para o direito nacional pelo Decreto-Lei nº 243/2001 (rectificado pela Declaração de Rectificação 20-AT/2001), o qual veio substituir a secção III (água para consumo humano) do Decreto-Lei nº 236/98. No entanto a actual legislação vigente, relativa à qualidade das águas superficiais destinadas ao consumo humano encontra-se instituída pelo Decreto-Lei nº 306/2007, de 27 de Agosto, que entrou em pleno vigor a 1 de Janeiro de 2008 e procede à revisão do Decreto-Lei nº 243/2001, de 5 de Setembro.

As grandes alterações introduzidas pelo Decreto-Lei nº 243/2001 foram a criação do conceito de valor paramétrico (VP), em detrimento dos valores máximos recomendáveis e valores máximos admissíveis (VMA), correspondendo estes VP ao anteriormente legislado por VMA. Contudo para alguns parâmetros, os VP apresentam ligeiras alterações relativamente aos VMA disposto no anterior Decreto-Lei.

O novo diploma procede à definição de uma abordagem mais racionalizada no que respeita à frequência de amostragem, introduz novos parâmetros no controlo da qualidade da água, uma vez

que em algumas zonas do país, existem águas com dureza elevada ou agressivas, ou com frequente aparecimento de fluorescência de cianobactérias. O Decreto prevê que a partir do dia 1 de Janeiro de 2009, será necessário garantir a desinfecção como processo de tratamento, para a redução de percentagens elevadas dos valores referentes aos parâmetros microbiológicos. Admite ainda, a regulação dos sistemas particulares de abastecimento de água para consumo humano (REA, 2008).

Através de uma autoridade competente, o antigo Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR), actual Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR) responsável pela coordenação da implementação do diploma, procedeu-se à concentração de um conjunto essencial de atribuições, anteriormente dispersas por várias entidades públicas, que dificultava uma maior eficiência da Administração na fiscalização de uma matéria essencial à protecção da saúde humana (REA, 2008).

Quadro 2.1- Qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano (Fonte: Decreto-Lei n.º 236/98-ANEXO I).

Parâmetros	Expressão dos Resultados	A1		A2		A3	
		VMR	VMA	VMR	VMA	VMR	VMA
pH 25°C	Escala de Sorensen	6,5 - 8,5		5,5 - 9,0		5,5 - 9,0	
Côr (após filtração simples)	mg.L-1 escala Pt - Co	10	(O) 20	50	(O) 100	50	(O)200
Sólidos Suspensos Totais	mg.L-1	25	-	-	-	-	-
Temperatura	°C	22	(O) 22	22	(O) 25	22	(O) 25
Condutividade	µS.cm-1, 20 °C	1000	-	1000	-	1000	-
Cheiro	Factor de diluição a 25°C	3	-	10	-	20	-
Nitratos (*)	mg.L-1, NO3	25	(O) 50	-	(O) 50	-	(O) 50
Fluoretos (1)	mg.L-1, F	0,7 - 1,0	1,5	0,7 -1,7	-	0,7 -1,7	-
Cloro orgânico total extraível	mg.L-1, Cl	-	-	-	-	-	-
Ferro dissolvido (*) mg.L-1	mg.L-1, Fe	0,1	0,3	1	2	1	-
Manganês (*)	mg.L-1, Mn	0,05	-	0,1	-	1	-
Cobre	mg.L-1, Cu	0,02	(O) 0,05	0,05	-	1	-
Zinco	mg.L-1, Zn	0,5	3	1	5	1	5
Boro	mg.L-1, B	1	-	1	-	1	-
Berílio	mg.L-1, Be	-	-	-	-	-	-
Cobalto	mg.L-1, Co	-	-	-	-	-	-
Níquel	mg.L-1, Ni	-	-	-	-	-	-
Vanádio	mg.L-1, V	-	-	-	-	-	-
Arsénio	mg.L-1, As	0,01	0,05	-	0,05	0,05	0,1
Cádmio	mg.L-1, Cd	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001	0,005
Crómio total	mg.L-1, Cr	-	0,05	-	0,05	-	0,05
Chumbo	mg.L-1, Pb	-	0,05	-	0,05	-	0,05
Selénio	mg.L-1, Se	-	0,01	-	0,01	-	0,01
Mercurio	mg.L-1, Hg	0,0005	0,001	0,0005	0,001	0,0005	0,001
Bário	mg.L-1, Ba	-	0,1	-	1	-	1
Cianetos	mg.L-1, CN	-	0,05	-	0,05	-	0,05
Sulfatos	mg.L-1, SO4	150	250	150	(O) 250	150	(O) 250
Cloretos	mg.L-1, Cl	200	-	200	-	200	-
Substâncias tensoactivas (que reagem com o azul de metileno)	mg.L-1, sulfato de laurilo e sódio	0,2	-	0,2	-	0,5	-
Fosfatos (*) (2)	mg.L-1	0,4	-	0,001	-	0,7	-
Fenóis	mg.L-1	-	0,001	-	0,005	0,01	0,1
Hidrocarbonetos dissolvidos ou emulsionados	mg.L-1	-	0,05	-	0,2	0,5	1
Hidrocarbonetos aromáticos polinucleares	µg.L-1	-	0,2	-	0,2	-	1
Pesticidas totais (paratião hexaclorociclo-hexano, dieldrina e outros)	µg.L-1	-	1	-	2,5	-	5
Carência química de oxigénio (CQO) (*)	mg.L-1	-	-	-	-	30	-
Oxigénio dissolvido (*) (3)	% de sat de O2	70	-	50	-	30	-
Carência bioquímica de oxigénio a (CBO5 20°C) (*)	mg.L-1	3	-	5	-	7	-
Azoto Kjeldahl (excluindo o azoto de NO2 e NO3)	mg.L-1	1	-	2	-	3	-
Azoto amoniacal	mg.L-1 NH4	0,05	-	1	1,5	2	(O) 4,00
Substância extraíveis com clorofórmio	mg.L-1	0,1	-	0,2	-	0,5	-
Carbono orgânico total (COT)	mg.L-1	-	-	-	-	-	-
Carbono orgânico residual após floculação e filtração através de membrana (5µm)	mg.L-1, C	-	-	-	-	-	-
Coliformes totais	/100mL	50	-	5000	-	50000	-
Coliformes fecais	/100mL	20	-	2000	-	20000	-
Estreptococos fecais	/100mL	20	-	1000	-	10000	-
Salmonelas		Ausência em 5000 mL	-	Ausência em 1000 mL	-	-	-

(O) - Os limites podem ser excedidos em caso de condições geográficas ou meteorológicas excepcionais (nº1 do artigo 10º)

(*) - Os limites podem ser excedidos para os parâmetros marcados com * em lagos de pouca profundidade e baixa taxa de renovação.

(1) - Os valores indicados constituem os limites inferior e superior das concentrações, determinados em função da média anual das temperaturas máximas diárias.

(2) - Este parâmetro é incluído para satisfazer as exigências ecológicas de certos meios.

(3) - Refere-se a um valor mínimo recomendado (Vmr)

VMR - Valor máximo recomendado

VMA - Valor máximo admissível

Devido às alterações nos padrões e níveis de vida que a sociedade europeia tem vindo a sentir, os Estados Membros e a Comissão uniram-se e implementaram a Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro (UE, 2000), simplesmente referida como Directiva Quadro da Água (DQA), um instrumento de actuação extremamente ambicioso no domínio da água (Nixon, et al, 2000).

A DQA estende o âmbito de aplicação das medidas de protecção a todas as águas e define como objectivos claros que deverá alcançar-se o bom estado ecológico e químico de todas as águas europeias até 2015 e assegurar-se a utilização sustentável desta em toda a Europa. Sendo este o ano em que devem ser atingidos os objectivos ambientais, através da execução de programas de medidas especificados em Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH).

Os objectivos ambientais da DQA, para as águas superficiais são:

- evitar a deterioração do estado das massas de água;
- proteger, melhorar e recuperar todas as massas de água com o objectivo de alcançar o bom estado das águas – bom estado químico e o bom estado ecológico;
- proteger e melhorar todas as massas de água fortemente modificadas e artificiais com o objectivo de alcançar o bom potencial ecológico e o bom estado químico;
- reduzir gradualmente a poluição provocada por substâncias prioritárias e eliminar as emissões, as descargas e as perdas de substâncias perigosas prioritárias.

A DQA procura que os objectivos ambientais sejam alcançados de forma equilibrada, atendendo, entre outros aspectos, à viabilidade das medidas que têm de ser aplicadas, ao trabalho técnico e científico a realizar, à eficácia dessas medidas e aos custos operacionais envolvidos.

Considerando que a água não é um produto comercial como outro qualquer, mas um património que deve ser protegido, defendido e tratado como tal, esta política comunitária tem como finalidade contribuir para o prosseguimento dos objectivos de protecção e melhoramento da qualidade do ambiente.

De modo a exercer uma protecção reforçada das massas de água, através da redução gradual das descargas, das emissões e perdas de substâncias, tais como, os nitratos agrícolas e agro-pecuários e águas residuais urbanas. Evitando a sua degradação, melhorando o estado dos ecossistemas aquáticos, e também dos ecossistemas terrestres e zonas húmidas directamente dependentes dos ecossistemas aquáticos.

Actualmente em Portugal, o Relatório de Estado do Ambiente (REA) disponibilizou uma síntese da análise de risco de incumprimento dos objectivos ambientais das massas de água de superfície, em cada região hidrográfica, que se apresenta na Figura 2.1.

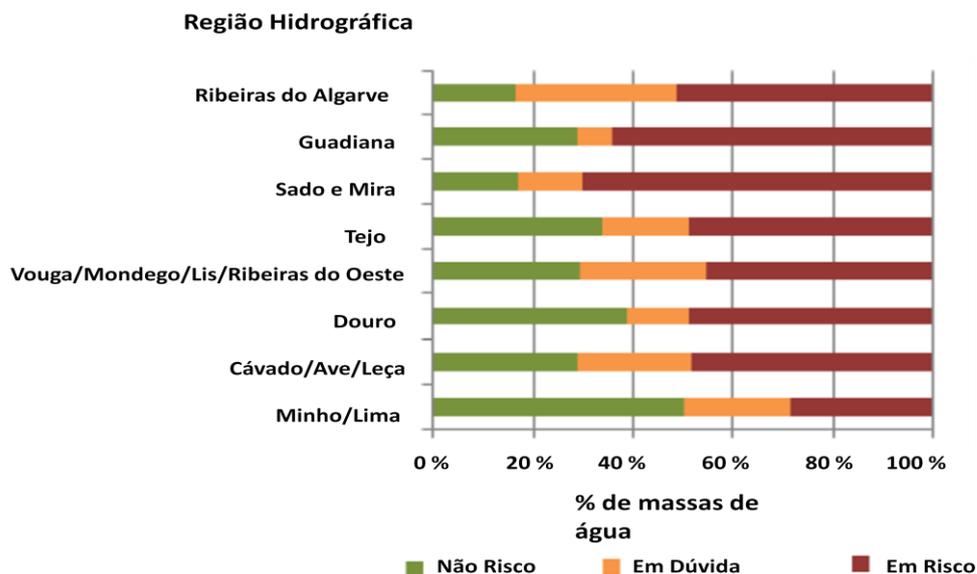


Figura 2.1- Síntese da análise de risco de incumprimento dos objectivos ambientais das massas de água de superfície, em cada Região Hidrográfica (Fonte: REA, 2008 pelo INAG, 2009).

O controlo da poluição das águas dos rios e reservatórios é efectuado através da utilização de padrões de qualidade, que definem os limites de concentração a que cada substância presente na água deve obedecer.

Com o auxílio deste tipo de legislação, passa a ser mensurável o grau de poluição a que os cursos de água superficiais estão sujeitos, de acordo com a classificação apresentada no Quadro 2.2.

Este novo sistema protector é adoptado num momento muito oportuno, em que os recursos hídricos na Europa enfrentam pressões crescentes. Este é o momento certo para encarar os desafios e contribuir para a preservação dos recursos hídricos que queremos salvaguardar no presente e legar às gerações futuras.

Esses padrões dependem da classificação das Águas Interiores, que é estabelecida segundo os seus usos predominantes, por legislação específica, variando da Classe Especial (A), a mais nobre, até a Classe E, a menos nobre.

De acordo com a Directiva 2000/60/CE são realizadas amostragens bimestrais, a fim de se observar as variações que ocorrem, ao longo do ano, na qualidade das águas doces, em função, não só das actividades humanas, mas também das variações climáticas.

Quadro 2.2- Classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos em Espanha e Portugal (Fonte: INAG, 2003).

Classificação	Nível de Qualidade
A- Não poluído	Águas isentas de poluição, adequadas a os usos mais exigentes
B- Ligeiramente poluído	Águas com qualidade inferior à classe A, porém apta para todos os usos.
C- Poluído	Águas com qualidade aceitável, apta para rega, indústria e água potável após tratamento rigoroso. Faculta a subsistência de espécies piscícolas menos exigentes e possibilita o recreio sem contacto directo.
D- Muito poluído	Água com qualidade medíocre para rega, arrefecimento e navegação, onde a vida piscícola pode resistir aleatoriamente.
E- Extremamente poluído	Pelo menos um parâmetro pior que a classe D. Não apta para a maioria dos usos, pode ameaçar a saúde pública e ambiental

Em 2005 foi implementada a Norma sobre reutilização de águas residuais tratadas para rega, NP 4434:2005. Esta norma define a qualidade que a água residual deve apresentar para poder ser utilizada com recurso para irrigação agrícola (culturas, florestas e viveiros) e irrigação paisagísticas (parques, jardins, relvados desportivos como campos de golfe). Esta regulamentação apresenta não apenas critérios de qualidade para as águas residuais urbanas para irrigação, mas também fornece orientações sobre outros aspectos importantes para garantir práticas seguras, por exemplo, para a selecção de equipamentos de irrigação e os métodos, as orientações para a protecção do ambiente e inclui procedimentos de monitorização do impacte ambiental em áreas irrigadas com tratamento de águas residuais urbanas (Monte, 2007).

O Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais 2007 – 2013 (PEAASAR II) aprovado pelo Despacho n.º 2339/2007 de 14 de Fevereiro de 2007, enumera o equilíbrio da oferta e da procura através da gestão da procura, do uso eficiente de água, do aumento da reutilização e da exploração de fontes alternativas (águas pluviais, águas subterrâneas salobras,

águas marinhas e águas residuais tratadas) como uma das linhas de actuação estratégica para a consagração dos principais objectivos do mesmo (MAOTDR, 2007).

Actualmente para se exercer o cumprimento dos parâmetros de descarga no meio receptor, exigidos pelo Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de Junho, com a redacção que lhe foi dada pelo Decreto-Lei n.º 149/2004, de 22 de Junho, poderá não ser suficiente para assegurar a qualidade necessária à utilização das águas residuais tratadas, sendo necessária uma afinação do tratamento, de forma a cumprir os parâmetros de qualidade adequados ao fim em causa, bem como um controlo da qualidade da água mais exigente.

A utilização de águas residuais tratadas só pode, no entanto, ser considerada uma prática segura do ponto de vista de saúde pública e ambiental quando devidamente enquadrada por medidas que assegurem o tratamento adequado à sua utilização, bem como o correcto manuseamento na sua aplicação e a minimização de riscos de exposição por parte das populações (IRAR, 2007).

A concretização da reutilização para outras necessidades encontra-se muito dependente do contexto local, havendo a registar um interesse crescente nas zonas onde a água é mais escassa (PEAASAR II, 2007-2013).

Entende-se por águas balneares as águas superficiais, interiores, costeiras ou de transição, tal como definidas na Lei da Água, aprovada pela Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, onde se preveja que um grande número de pessoas se banhe e onde a prática balnear não tenha sido interdita ou desaconselhada de modo permanente. Visando a protecção da saúde pública, é crucial prevenir a poluição das águas balneares, sendo a sua qualidade actualmente regulada pelo Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, que transpôs para o direito interno a Directiva 76/160/CEE do Conselho, de 8 de Dezembro de 1975.

No dia 1 de Novembro de 2009 entrou em vigor o Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de Junho, que estabelece o regime de identificação, gestão, monitorização e classificação da qualidade das águas balneares e de divulgação de informação ao público sobre as mesmas, transpondo para a ordem jurídica interna a Directiva 2006/7/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 15 de Fevereiro, que revogou a Directiva 76/160/CEE.

No ano de 2008 houve um decréscimo nos valores imperativos de conformidade em relação às águas balneares interiores, passando de 93,5% em 2007 para 92,8%. O mesmo aconteceu à conformidade obtida em relação aos valores guia, que sofreu um decréscimo de 1,2%, passando de 43,5% em 2007 para 42,3% em 2008 (REA, 2008).

Desde 2005 que a Comissão Europeia publica o REA, um relatório que visa fornecer informação objectiva sobre a qualidade das águas balneares na Europa e simultaneamente registar a evolução da

sua qualidade. Em 2008 cerca de 96% das zonas balneares costeiras e 92% das zonas balneares interiores cumpriram as normas mínimas comunitárias. Em Portugal os valores foram superiores, atingindo os 98,6% e 92,8%, respectivamente (REA, 2008).

Até 2009 cada Estado-membro deveria assegurar a elaboração de um plano de gestão para cada Região Hidrográfica (RH), isto é, para cada "área de terra e mar constituída por uma ou mais bacias hidrográficas contíguas e pelas águas subterrâneas e costeiras que lhes estão associadas". Neste contexto foram criadas para Portugal dez regiões hidrográficas, oito em Portugal continental, cuja delimitação georreferenciada foi definida pelo Decreto-Lei n.º 347/2007, de 19 de Outubro, e duas correspondentes às Regiões autónomas.

Os instrumentos políticos desempenham um papel importante na avaliação do estado do nosso meio ambiente. A UE tem 35 anos de experiência no domínio da política ambiental, período durante o qual foram aplicados mais de 200 instrumentos jurídicos e definidas vias estratégicas. Inicialmente, a política centrou-se na regulação de normas técnicas. Gradualmente, o leque de instrumentos políticos tornou-se mais amplo, embora reconhecendo que não existe um único instrumento político universal que possa fornecer soluções para todos os problemas (EEA, 2007).

Da História sabe-se que algumas civilizações elaboraram sistemas de regularização da qualidade de água, que têm estabilizado ou melhorado a qualidade das suas águas. Porém existem outras, que pouco fizeram para proteger a qualidade de água, originando sérios problemas ambientais. É de extrema importância que todos desenvolvam regulamentos para o melhoramento da qualidade de água e que os faça cumprir seriamente. É igualmente importante educar o público relativamente à importância da protecção do abastecimento de águas para usos futuros (Boyd, 2000).

2.4 Degradação da qualidade de água

A água é importante para os indivíduos, sociedade e ecossistemas naturais, e sem um sistema de abastecimento adequado a vida tal como se conhece não conseguiria existir. A qualidade da água pode ser negativamente influenciada por causas naturais, mas a razão mais comum para uma qualidade empobrecida é a corrente contaminação de origem antropogénica, introduzindo limitações ao aproveitamento de alguns recursos hídricos, acentuando os desequilíbrios quantitativos entre a procura e a disponibilidade de água.

Este tipo de acções desencadeia preocupações sociais graves, uma vez que as suas consequências trarão efeitos irreversíveis aos ecossistemas naturais e à saúde pública.

Devido à sua necessidade de água, o Homem aprendeu a controlar a sua qualidade. Porém, o rápido crescimento da população humana no século passado aumentou o descuido frente à protecção da qualidade de água, originando a degradação dos recursos hídricos. As respostas dadas até então não eram suficientes para contornar esta situação (Boyd, 2000).

Algumas actividades tecnológicas favoreceram para um aumento da contaminação dos aquíferos, das margens dos rios e dos ecossistemas naturais. De acordo com a Directiva 2000/60/CE, por mais pequena que fosse a quantidade de água contaminada, esta era suficiente para poluir milhares de litros de água. A poluição praticada hoje poderá permanecer durante muitos anos nas águas subterrâneas.

Além de toda a problemática relacionada com a carência de água, a má gestão deste recurso, permitindo a descarga de poluentes e contaminantes nos recursos naturais, conduz à degradação da qualidade, por vezes irreversível das massas de água naturais. Sendo exemplos a poluição causada pelo uso de detergentes domésticos, pesticidas e fertilizantes na agricultura e de vários produtos químicos usados na indústria, contribuindo para as elevadas concentrações de fósforo nos rios originando um crescimento excessivo de organismos fitoplanctónicos, levando à eutrofização das massas de água.

De acordo com o relatório da UNESCO “Água para o Homem, Água para a vida”, divulgado em Março de 2003, esta degradação tem impactes directos que afectam a saúde pública, pois constatou-se existir uma relação entre o número de mortes e o consumo de águas contaminadas. Nos países em vias de desenvolvimento, o acesso a águas com uma boa qualidade é limitado, verificando-se assim um índice elevado de mortes decorrentes do consumo não controlado de águas contaminadas.

A crescente procura de água resulta na execução de grandes projectos hidráulicos, sendo exemplo as barragens, transvazes, bacias de retenção e obras de captação de águas subterrâneas. A exploração de águas subterrâneas aumenta, cada vez mais, e são efectuadas captações de água superiores às quantidades que a natureza consegue repor, originando um défice que também se repercute na alimentação natural dos rios através do escoamento dos aquíferos.

Deste modo, verifica-se que o Homem alterou claramente o ciclo hidrológico e os regimes de caudais, de tal forma a uma escala global e sem precedentes, cujos custos e consequências só recentemente se começaram a fazer sentir (Vieira, 2003).

A questão consiste em saber se o planeta pode suportar o ritmo actual de exploração dos recursos de água doce. É preciso ressaltar a questão da equidade de acesso aos recursos hídricos, bem como a salubridade destes recursos que são, frequentemente, vítimas de diversas formas de poluição, tanto em países de pouca oferta como nos abundantes em água (UNESCO, 1999).

2.5 Usos de água

Pode-se atribuir à água os mais variados usos, no entanto deverá ser atribuído um valor à sua finalidade. Sendo exemplos a água destinada ao abastecimento público, à protecção piscícola, aos animais selvagens, às actividades de recreio, a fins agrícolas, industriais e navegação.

Nas últimas décadas tem havido, um aumento da procura de água para os usos, tais como a alimentação, o asseio pessoal, a limpeza da casa ou roupas, na lavagem de automóveis e na irrigação de jardins e ainda para as suas actividades de lazer. Estes usos para além de suprirem necessidades básicas, como a ingestão de água, também são utilizados de um modo irracional quando destinada a banhos, irrigações e lavagens de carros e jardins, originado elevadas carências de água (Hassan, 1998).

Dever-se-á manter os recursos hídricos sustentáveis, ou seja, definir limites ponderando as suas características físicas, químicas e biológicas, a sua localização geográfica e ainda as considerações económicas. Condicionando assim os usos que dela originarão, num conjunto exclusivo de utilizações, identificando as propriedades necessárias para suportar um uso de modo a que as massas de águas possam ser agrupadas como apoio a utilizações específicas (U.S. EPA, 2000c)

A sustentabilidade dos recursos hídricos tem-se tornado numa problemática crescente à escala local, regional e global, notando-se cada vez mais, nas condições de acesso crescentemente desiguais. Nas próximas décadas a escassez de água poderá afectar dois terços da população, pois o contínuo crescimento desta e as alterações climáticas aumentam a necessidade de equilíbrio na relação entre o homem e a água, numa gestão eficiente da sua utilização. A água é cada vez mais importante para a sociedade e os problemas que poderão surgir desta interacção carecem da procura de soluções inovadoras ao campo social, tecnológico e da gestão governamental (Brito, 2008)

De um modo geral, o consumo de água distribui-se pela agricultura, indústria e abastecimento doméstico. Os consumos domésticos na actualidade resumem-se essencialmente à alimentação (em média 3 L. dia⁻¹. hab⁻¹), diversas actividades de lavagem, drenagem de resíduos, higiene pessoal e rega de jardins. Estes consumos variam consoante o país e os hábitos da sua população. Nos EUA as quantidades chegam aos 600 L . dia⁻¹. hab⁻¹, na Europa o consumo não ultrapassa em geral 250 a 300 L e, em países com falta de recursos hídricos, podem observar-se, como exemplo, valores de 30 L (em média) em África e 5 L em Madagáscar. Em suma, o consumo de água potável por habitante aumenta em alguns países desenvolvidos, diminuindo nos países onde a falta de água é considerado um problema grave (países em via de desenvolvimento) tal como no Egipto ou em Israel (Mauriel, 2006).

Aproximadamente 70% da água consumida no planeta, incluindo a desviada dos rios e a dos aquíferos são usados para irrigação, cerca de 20% usados na indústria e os restantes 10% são

utilizados no consumo doméstico. A agricultura necessita de elevadas quantidades de água, porém existe a utilização industrial que lhe tem feito concorrência, através da grande necessidade que se sente na urbanização e na industrialização.

Estas apresentam-se economicamente lucrativas, no entanto, exigem cada vez mais quantidades de água, estando os recursos de água cada vez mais limitados frente ao crescente desenvolvimento (Figura 2.2), podendo-se prever conflitos num futuro próximo.

À medida que a população rural, tradicionalmente dependente do poço da aldeia, se muda para prédios residenciais urbanos com água canalizada, o consumo doméstico pode facilmente triplicar.

Uma vez que nem toda a água é destinada ao consumo directo, faz sentido que nem toda seja tratada de modo a garantir a qualidade máxima. Há a necessidade de se efectuar uma adaptação nos sistemas de tratamento, e assim diminuir as exigências, quando a água se destinar a usos menos exigentes.

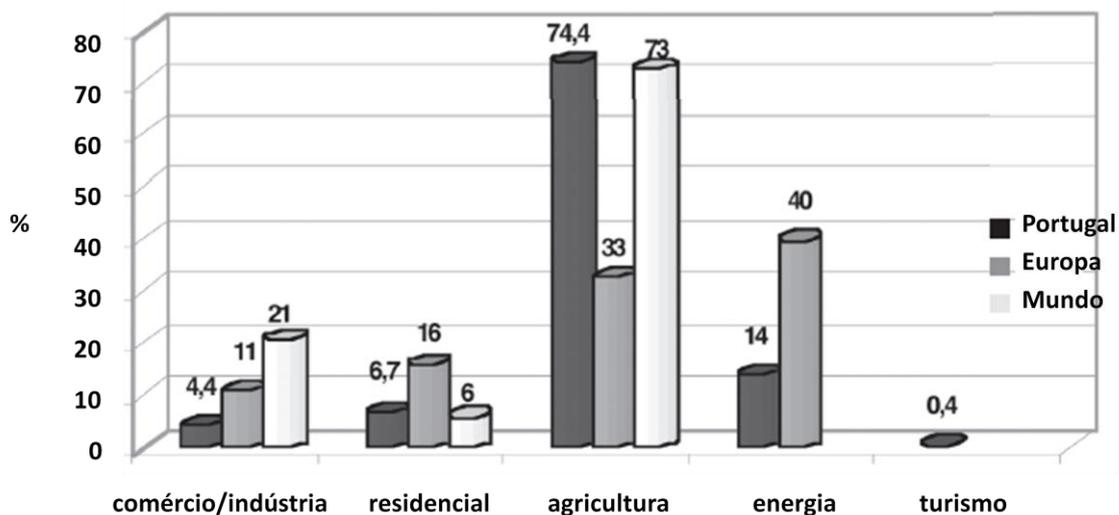


Figura 2.2 - Valores percentuais do consumo de água em vários sectores em Portugal, na Europa e no Mundo em geral (Fonte: REA, 2002; AEA, 2003 e UNESCO/WWAP, 2003)

2.6 Escassez de Água

Em todo o planeta existe apenas 0,007% de água disponível para o consumo de cerca de 6,9 mil milhões de pessoas. Um valor mínimo, se pensarmos nas várias utilidades que se pode atribuir à água todos os dias, e esta deverá estar em boas qualidades para ser destinada aos usos populacionais. No

entanto, o próprio homem inviabiliza essa utilização através do envio de resíduos e esgotos sanitários às massas de água, degradando-as cada vez mais.

A água é uma substância essencial à vida no planeta Terra, e é o suporte da criação da atmosfera e fenómenos climáticos associados, capaz de gerar vida vegetal e animal.

Sendo um património global, cabe à população humana a responsabilidade de preservar a qualidade das suas águas garantindo assim a capacidade de uso necessária para a sobrevivência das gerações futuras, tendo por base o princípio do desenvolvimento sustentável.

Grande parte dos problemas relacionados com a água é detectada na origem, através de análises realizadas periodicamente. Porém a melhor maneira de solucionar este problema, será identificar os principais poluentes e proceder a um tratamento eficiente das águas (Mota, et al, 2006).

As entidades governamentais de países tais como Israel e o Chipre, devem adoptar medidas urgentes para estabilizar a população e elevar a eficiência hídrica, de modo a prevenir uma escassez de água. Uma vez que segundo o Banco Mundial, dentro de alguns anos estes dois países poderão passar a disputar os depósitos de água na região ao contrário do conflito de petróleo. E esta disputa será vencida pelo que tiver maior poder financeiro.

Actualmente um pouco por todo o Mundo sentem-se já resultados das alterações climáticas, estas que influenciam de modo significativo as alterações e degradação nos recursos hídricos. O aumento de temperatura está directamente relacionado com a diminuição das reservas de água no sul da Europa, resultando num aumento das quantidades de água para a agricultura e turismo, principalmente nas regiões mais quentes e secas. Este tipo de aumento na temperatura faculta um aumento na temperatura das águas, e uma diminuição do fluxo dos rios no sul que afectam igualmente a qualidade da água.

A escassez de água tem aumentado drasticamente nas últimas décadas a um nível mundial. Na Figura 2.3, encontra-se um mapa com a informação dos locais no Mundo, onde há riscos de escassez de água.

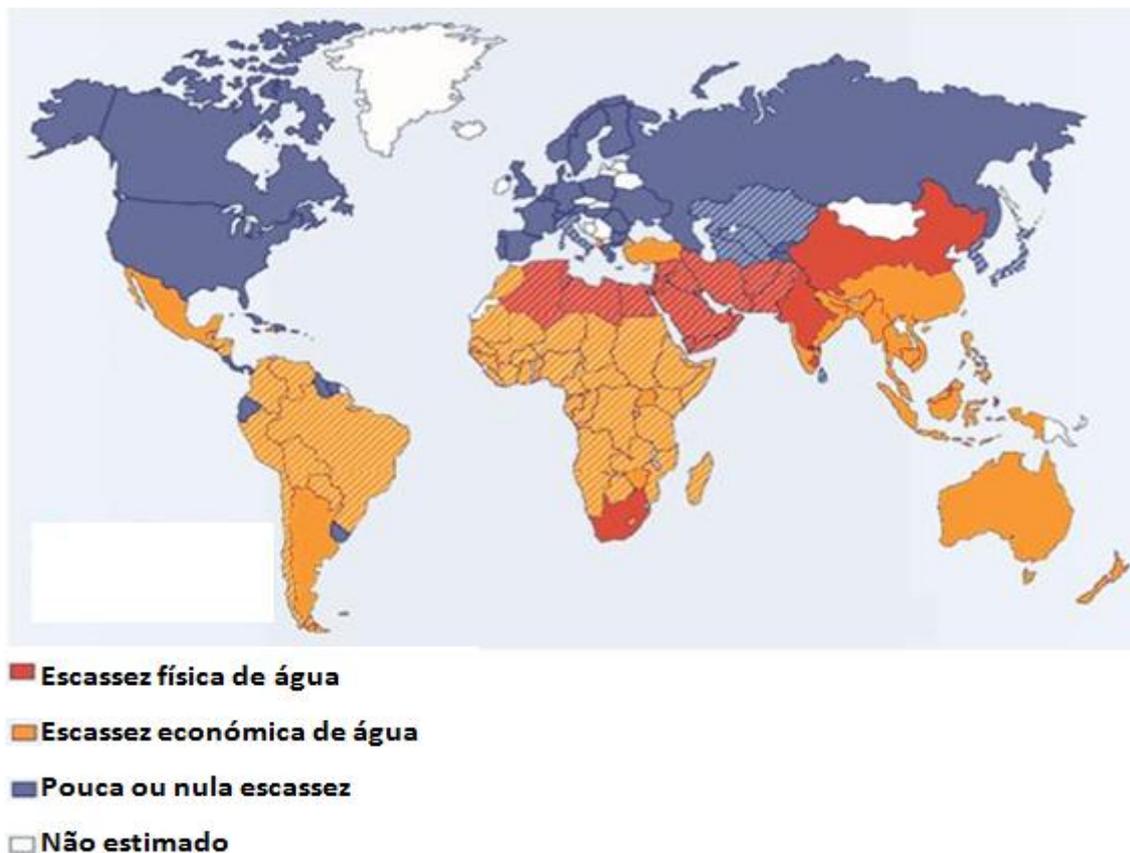


Figura 2.3 - Mapa de escassez de água no Mundo (Fonte: FAO, 2006).

Este conceito para além de se referir a uma falta quantitativa de água menciona também a disponibilidade reduzida de uma boa qualidade, face aos fins a que se destina. É um problema global, envolvendo não só os países e regiões áridas e semi-áridas, mas também os países e regiões húmidas, que não disponibilizam às suas populações, água de qualidade aceitável para todos os tipos de utilização, nomeadamente para o consumo humano.

Frente a este panorama é imperativo travar, e até mesmo inverter, a tendência de diminuição da disponibilidade de água, aumentando a qualidade de água disponível, diferenciando-a para os diferentes tipos de uso. Para tal, os métodos actualmente utilizados, em várias regiões do mundo, são a dessalinização de água salobra (proveniente de massas de água sujeitas a intrusão salina), das águas marinhas, e a reutilização de água residual tratada.

2.7 Reciclagem e Reutilização de água

O termo reciclagem está intimamente ligado com o conceito de recuperação e reaproveitamento de material útil desperdiçado. Na maior parte das vezes, a reciclagem é associada ao reaproveitamento de latas de alumínio, garrafas de vidro e jornais, no entanto a água é igualmente um recurso passível

de ser reciclado. Devidamente tratada, esta pode ser reaproveitada para diversos fins, tais como a irrigação agrícola e paisagística, processos indústrias, alguns usos urbanos e reabastecimento de águas subterrâneas em bacias hidrográficas (EPA, 2008).

Durante o ciclo natural da água, o solo tem a capacidade de a reciclar e reutilizar há vários milhões de anos, embora a reciclagem de água ser um termo referente a projectos que utilizem mecanismos de tratamento que acelerem estes processos naturais.

Na reciclagem existem dois termos que diferenciam o modo como esta se processa. Quando estamos perante o processo natural de reutilização de água, ou seja, desde a nascente que em toda a sua linha de água, esta será utilizada e posteriormente reutilizada, tratada, canalizada e descarregada para o meio receptor, dá-se o nome de reciclagem prevista. Pelo contrário, quando estamos perante a influência humana (através de processos antropogénicos) de reciclagem e reutilização de água esta é denominada por reciclagem planeada (EPA, 2008).

A reutilização, também é frequentemente designada por reciclagem ou recuperação. Apesar da utilização de águas residuais ser vista, a nível mundial, como uma solução viável e particularmente apropriada em regiões áridas e semi-áridas, encontram-se inúmeras aplicações em outras regiões climáticas.

Os benefícios potenciais da aplicação desta medida incluem:

- redução da água captada;
- impacte positivo na gestão das águas residuais (como por exemplo na redução de custos de investimento e redução de custos de exploração de ETAR), uma vez que se limitam as descargas de águas residuais no meio hídrico superficial (Anderson, 2000);
- melhorias em termos ambientais nos meios receptores também devido à diminuição das cargas poluentes associadas às descargas de águas residuais;
- recuperação de nutrientes, quando se utilizam águas residuais tratadas na rega (IRAR, 2006).

O recurso à recirculação das águas utilizadas justifica-se pela diminuição da necessidade de consumo de água potável para fins menos exigentes, tais como a rega, indústria, recarga de aquíferos ou usos recreativos. Sendo que a recirculação da água utilizada serve para diminuir o consumo de água potável por habitante, reduzir o caudal de águas residuais tratadas descarregado nos meios receptores aquáticos, preservando os ecossistemas, na medida em que reduz a quantidade de poluentes lançados no meio (ERSAR, 2010).

Em Portugal, a reutilização da água para usos não potáveis constitui uma estratégia de conservação da água, que se revela necessária na actualidade, face à escassez de água que afecta principalmente

extensas áreas das regiões do Alentejo e do Algarve, mas também do nordeste transmontano e do leste da Beira. As previsões relativas às alterações climáticas traçam um cenário de agravamento no sul do país no que toca à disponibilidade de recursos hídricos, onde a reutilização da água constituirá uma prática crucial (ERSAR, 2010).

De acordo com o documento Code of Practice - Onsite Wastewater Management, a reutilização de águas cinzentas menciona as águas não tratadas, provenientes do banho, e que podem ser armazenadas ou desviadas para regas, como uma alternativa temporária durante os meses de seca. Nunca esquecendo que devem ser salvaguardadas as condições de defesa da saúde pública, através da distinção das redes de distribuição de águas potáveis e reutilizadas (EPA, 2008).

No entanto, Neves, et al (2006) defende que para a reutilização directa das águas cinzentas, desviadas dos ralos do chuveiro e do lavatório e empregues nas descargas sanitárias, deve efectuar-se um tratamento prévio para que esta possa ser armazenada mais de duas horas antes de ser reutilizada. Sendo mais indicado optar por um sistema com tratamento de água residual cinzenta através de uma ETAR compacta, que assegure a obtenção de água de acordo com a norma NP4434:2005. Por sua vez, esta norma estabelece os requisitos de qualidade das águas residuais urbanas a serem utilizadas como água de rega.

Se tratadas apropriadamente, as águas cinzentas serão um recurso de reciclagem de águas para usos domésticos interiores e exteriores. Substituindo o uso de água potável pelo reaproveitamento de águas cinzentas, pode-se reduzir tanto a necessidade no abastecimento de água potável (poupança diária de até 35%) como a quantidade de descargas de efluentes residuais para o meio ambiente (EPA, 2008).

As águas residuais para além das águas cinzentas contemplam também águas negras, estas são as provenientes da mistura de desperdícios sanitários, apresentando portanto compostos orgânicos e concentrações de organismos patogénicos elevados. Para serem removidos estas requerem tratamento biológico ou químico e desinfecção antes de serem reutilizadas, mas por motivos de saúde pública estas só deverão ser reutilizadas no exterior das habitações. Habitualmente, devido aos custos elevados, a reutilização das águas negras não é considerada (Neves, et al, 2006).

A reutilização de águas deve ser destinada a usos menos exigentes, tais como, para as descargas de autoclismos e urinóis, a lavagem de pátios e de carros e ainda, para a rega de jardins. Em suma, é necessário tratamento adequado (filtração e desinfecção) mais ou menos exigente consoante a qualidade da água e o uso a que se destina. No entanto, esta utilização só é viável regulamentarmente para usos exteriores.

Esta limitação estará associada à protecção da saúde pública que poderá ser comprometida se existir dupla rede de abastecimento predial, em virtude de poderem ocorrer utilizações imprevistas de redes diferentes. Sendo uma situação difícil de detectar e reparar uma vez concluída a construção (IRAR, 2008).

Apesar de todas as alternativas serem tecnicamente viáveis e de produzirem resultados amplamente estudados, a reutilização de água residual tratada já se tem revelado em vários países, como uma solução vantajosa relativamente ao seu custo/benefício.

De acordo com Volkman (2003), citando uma informação do Banco Mundial, o maior desafio das próximas duas décadas, no sector de água e saneamento, será a implementação de sistemas de saneamento de baixo custo que permitam a reutilização do efluente tratado para fins agrícolas e industriais.

Actualmente em Orange City, existe uma instalação de tratamento de águas residuais que trata o efluente à qualidade de água para consumo humano. A linha de tratamento contempla a utilização de processos de separação por membranas (Microfiltração, Ultrafiltração e Osmose Inversa) na sequência do processo biológico de tratamento da água residual.

3 Principais Operações e Processos Unitários utilizados no tratamento de água para abastecimento

O tratamento de água é materializado por processos e operações unitários, onde o grau de complexidade depende da qualidade e natureza da água na origem, tendo como grande objectivo garantir uma qualidade de água adequada ao consumo humano, podendo no entanto esta ser aplicada em outros usos.

Os consumidores procuram um serviço que garanta uma qualidade de água, preservando e protegendo o meio ambiente, e que seja administrado por uma gestão financeira responsável, garantindo preços justos.

3.1 Sistemas de Tratamento Convencionais

3.1.1 Pré-oxidação

A pré-oxidação é um processo unitário de tratamento de águas, que sempre que aplicado, precede as restantes operações e processos unitários. Este tem como finalidade efectivar o cumprimento dos limites estabelecidos pela legislação em vigor, relativamente à contaminação microbiológica. A realização desta etapa consiste na oxidação parcial da matéria orgânica e das substâncias redutoras dissolvidas, na inactivação parcial de microrganismos, do fitoplâncton e do zooplâncton, e no arejamento e libertação de gases dissolvidos em excesso (Rodrigo, 2007).

A eficiência da pré-oxidação depende, em grande parte, da natureza das substâncias oxidáveis, pH e temperatura (em geral as doses aumentam com a temperatura) e prende-se principalmente por (White, 1992):

- remoção da cor;
- controlo de sabores e cheiros;
- redução do teor de contaminantes específicos;
- precipitação de metais (nomeadamente o ferro e o manganês), favorecendo os processos de coagulação-floculação;
- prevenção do crescimento fitoplanctónico.

Para este processo é necessário o uso de um agente oxidante, sendo os mais utilizados o cloro, dióxido de cloro e ozono, e menos usualmente as cloraminas, permanganato de potássio e peróxido de hidrogénio.

A utilização de cloro no tratamento de águas foi introduzida a partir do século XX, promovendo uma revolução tecnológica. Esta prática veio aumentar a esperança média de vida em cerca de 50%, uma vez que reduziu o contágio de doenças transmissíveis por via hídrica (Solsona, 2003).

O cloro livre reage com a matéria orgânica natural (MON), ácidos húmicos, amónia e com o bromo, existentes na água bruta, levando à formação de subprodutos da oxidação, tais como cloraminas, dicloraminas e THM.

Assim, para reduzir a formação dos subprodutos da oxidação, na utilização deste agente oxidante, é necessário considerar o teor de MON, a concentração do agente oxidante e ainda o tempo de contacto que este deverá ter com a água.

No Quadro 3.1 apresentam-se as principais vantagens e desvantagens da utilização do cloro.

Quadro 3.1 - Vantagens e Desvantagens da aplicação do cloro no tratamento de águas (Fonte: White, 1992).

Vantagens	Desvantagens
- Método correntemente mais utilizado e o mais conhecido por ser simples e económico	- O cloro gasoso é perigoso e corrosivo e necessita de equipamento para contenção e neutralização de fugas;
- oxida o ferro solúvel, o manganês e os sulfuretos;	- pode causar deterioração na coagulação/floculação das substâncias orgânicas dissolvidas;
- aumenta a remoção de cor, de sabor e cheiro, podendo ainda melhorar a remoção de partículas na coagulação e filtração;	- a água tratada pode ter problemas de sabor e cheiro, dependendo da qualidade da água e da dosagem;
- é um germicida eficaz;	- forma subprodutos halogenados;
- para além de cloro gasoso, está disponível também como hipoclorito de sódio ou de cálcio, facilitando a sua utilização em instalações de pequena dimensão	- é menos eficaz a pH elevado;
- assegura a presença de residuais.	- forma subprodutos oxigenados que são biodegradáveis e que podem originar crescimento biológico se o residual de cloro não for mantido.

A utilização do dióxido de cloro (ClO₂) como agente oxidante e desinfetante iniciou-se na década de setenta, tendo-se confirmado o seu elevado poder oxidante e, conseqüentemente, a elevada

capacidade de eliminar sabor, odor, reduzir o ferro e o manganês existentes na água. O ClO_2 também reage com as substâncias orgânicas que dão cor à água ou que são precursoras de THM.

A aplicação de dióxido de cloro é sobretudo realizada em águas onde o teor de matéria orgânica impede o recurso ao cloro, devido à formação de compostos organoclorados cancerígenos. O dióxido de cloro apresenta uma capacidade oxidante cerca de 2,5 vezes superior à do cloro, sendo igualmente mais tóxico, irritante e solúvel (White, 1992). As suas capacidades oxidantes fazem do ClO_2 uma alternativa viável na melhoria das qualidades organolépticas da água.

Uma das principais vantagens apontadas pela substituição de cloro, como agente oxidante, para o dióxido de cloro, segundo a EPA (1999) é a redução na formação de THM e a aumento da eficiência do ponto de vista cinético na oxidação de manganês na faixa de pH entre 6,0 e 8,0 (Bellar, 1974).

Embora o dióxido de cloro se apresente sob a forma de gás não é comercializado nessa forma, uma vez que é altamente explosivo, sendo por isso produzido directamente na instalação de tratamento. Apresenta elevada solubilidade na água, cerca de dez vezes superior à do cloro, embora não reaja quimicamente como o cloro, permanecendo em solução como gás dissolvido.

O dióxido de cloro pode ser produzido por reacção do clorito de sódio (NaClO_2) com o ácido clorídrico (HCl), o cloro gasoso (Cl_2) ou o ácido hipocloroso (HOCl).

O dióxido de cloro reage com compostos fenólicos, substâncias húmicas, matéria orgânica e iões metálicos presentes na água, originando sub-produtos da oxidação como o ião clorito (ClO_2^-), regulamentado pela EPA em 1,0 mg ClO_2^-/L , e ainda o ião clorato (ClO_3^-) (Rook, 1976).

No Quadro 3.2 estão presentes as principais vantagens e desvantagens da aplicação do dióxido de cloro na pré-oxidação.

Contrariamente ao cloro, o dióxido de cloro não reage com o azoto amoniacal, não formando THM e clorofenóis, e inactiva rapidamente a maioria dos microrganismos numa ampla faixa de pH, entre 5 e 10 (EPA, 1999).

Quadro 3.2 - Vantagens e Desvantagens da aplicação do dióxido de cloro no tratamento de águas

(Fonte: White, 1992).

Vantagens	Desvantagens
- Mais eficaz do que o cloro e cloraminas na inactivação de vírus, <i>Cryptosporidium</i> e <i>Giardia</i> ;	- Origina subprodutos específicos: iões clorito e clorato;
- oxida ferro, manganês, e sulfuretos;	- a eficiência do gerador e a dificuldade de optimização pode originar excesso de reagente, cloro, no ponto de aplicação, o qual pode potenciar a formação de subprodutos halogenados da desinfeção;
- pode melhorar o processo de clarificação;	- custos associados às determinações laboratoriais dos iões clorito e clorato economicamente desfavoráveis;
- controlo de sabor e cheiro resultantes das algas e queda de vegetação e compostos fenólicos;	- o gás dióxido de cloro é explosivo, tendo que ser gerado no local;
- não forma SPD, quando produzido sem excesso de cloro;	- para concentrações elevadas pode produzir odor desagradável em alguns sistemas;
	- custo (cerca de cinco vezes superior ao do cloro).

O dióxido de cloro tem um poder desinfectante menor que o ozono, porém é mais eficaz que o cloro. Estudos recentes nos EUA e no Canadá demonstraram que o dióxido de cloro inactiva enterovírus, *Escherichia coli* e amibas e é eficiente contra cistos *Cryptosporidium* (Solsona, 2003).

O Ozono constitui, actualmente, uma alternativa ao cloro. Em 1857, foi fabricado um gerador de ozono que foi utilizado pela primeira vez em 1906 numa estação de tratamento de águas (ETA) em Nice, França (Solsona, 2003).

A pressão e temperatura normais é um gás instável, que se decompõe rapidamente na sua molécula de oxigénio (O₂). Motivo pelo qual não deve ser armazenado num contentor devendo antes ser fabricado no local e usado imediatamente.

Por ser um agente oxidante bastante forte, a sua utilização permite a remoção de cor, controlo de odor e sabor, a oxidação do ferro, manganês e compostos organoclorados assim como a destruição de microalgas que persistam na água. Este permite a redução na formação de compostos organoclorados (cancerígenos) e ainda a destruição de organismos patogénicos (Eriksson, 2001).

A sua eficiência não é afectada pelo pH nem pela presença de amónia, e no processo de pré-oxidação as dosagens variam entre 0.5 a 2 mg. L⁻¹, com tempos de contacto de 1 a 3 minutos (White, 1992). Contudo, tal como o cloro, e o dióxido de cloro o ozono produz como subprodutos os brometos, aldeídos, cetonas e ácidos carboxílicos.

O ozono é cada vez mais utilizado em Portugal nos processos de pré-oxidação, uma vez que se apresenta como um bom destabilizante de colóides, muito eficaz também na remoção de ferro e manganês, e não forma THM durante o processo de tratamento (Viana, 1991). É utilizado na eliminação de fenóis e aperfeiçoa a floculação (Solsona, 2003).

O Quadro 3.3 apresenta as principais vantagens e desvantagens da utilização do ozono no processo de pré-oxidação.

Quadro 3.3 - Vantagens e Desvantagens da aplicação do ozono no tratamento de águas (Fonte: White, 1992).

Vantagens	Desvantagens
- Mais eficaz do que o cloro, cloraminas e dióxido de cloro na inactivação de vírus, Cryptosporidium e Giardia;	- Formação de SPD, particularmente pelo bromato e SPD (brominados), aldeídos e cetonas;
- pode melhorar o processo de coagulação e de remoção de turvação;	- necessita de actividade biológica nos filtros para remover os compostos orgânicos assimiláveis e SPD biodegradáveis;
- tempos de contacto curtos;	- desaparece rapidamente a elevado pH e temperaturas médias;
- na ausência do bromo, não forma subprodutos halogenados;	- o custo aplicação do sistema é elevado;
- a actividade germicida não é influenciada pelo pH.	- a geração requer muita energia;
	- muito corrosivo e tóxico;

3.1.2 Coagulação

Uma água de origem superficial apresenta normalmente valores relativamente elevados de turvação, consequência da presença de partículas de natureza coloidal. A dimensão deste tipo de partículas (<1µm) e o facto de serem portadoras de carga eléctrica superficial, torna difícil a sua remoção por acção da gravidade (Rodrigo, 2007). Deste modo, é necessário recorrer a um agente coagulante, que

provoque a desestabilização das partículas coloidais e que possam ser removidas por decantação ou filtração.

Este processo só é possível através da adição de agentes coagulantes de natureza inorgânica tal como os sais de ferro e alumínio, ou ainda polímeros orgânicos sintéticos, sendo exemplo o sulfato de alumínio, os polielectrólitos, o cloreto férrico (FeCl_3), o sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) ou ainda os coagulantes naturais (Alves, 2007).

A eficácia do coagulante, normalmente sulfato de alumínio ou polímeros de alumínio, depende, principalmente, do ajuste conveniente do pH, existindo para cada coagulante uma zona óptima, à qual ocorre o máximo de precipitação.

O sulfato de alumínio é um sólido cristalino de cor branco-acinzentada, contendo aproximadamente 17% de Al_2O_3 solúvel em água. É comercializado em pedra, pó ou soluções concentradas. Na utilização deste reagente é necessário assegurar a alcalinidade da água, pois o $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ reage com a sua alcalinidade natural formando o $\text{Al}(\text{OH})_3$, promovendo a sua redução (Béchaux, 1973).

Este facto pode colocar em causa as operações e processos unitários, bem como órgãos e equipamentos associados ao tratamento de águas, devendo-se por isso simultaneamente proceder à adição de hidróxido de cálcio de forma a promover a correcção da alcalinidade (Merrill, 1978).

A dispersão do agente coagulante deve ser feita numa câmara de mistura rápida, de modo a promover o tempo de contacto necessário à formação da precipitação química. Os parâmetros de dimensionamento mais importantes da coagulação são o gradiente de velocidade (G - potência dissipada por unidade de volume) e o tempo de retenção hidráulico (t_r) (Corbitt, 1998).

Relativamente à mistura rápida mecânica o gradiente de velocidade deverá ser igual ou superior a 700 s^{-1} ($G \geq 700 \text{ s}^{-1}$) com um tempo de retenção hidráulico inferior a 2 minutos ($t \leq 2 \text{ min}$). Já na mistura rápida hidráulica o gradiente de velocidade deve ser igual ou superior a 900 s^{-1} ($G \geq 900 \text{ s}^{-1}$) e o tempo de mistura não deve exceder os 2 segundos ($t \leq 2 \text{ s}$) (Corbitt, 1998).

3.1.3 Floculação

Esta operação unitária surge na sequência da coagulação e tem por objectivo facilitar o contacto das partículas previamente desestabilizadas, em aglomerados (flocos), por forma a poderem ser separados quer por sedimentação quer por flotação (Béchaux, 1973).

Esta operação é materializada em tanques munidos de equipamento mecânico ou recorrendo a equipamento hidráulico, de modo a garantir as condições optimizadas de mistura lenta.

Entre os factores a serem considerados para o seu dimensionamento, as câmaras de mistura lenta devem ter um tempo de retenção superior a 15 minutos ($t > 15 \text{ min}$) e um gradiente de velocidade, inferior a 100 s^{-1} ($G < 100 \text{ s}^{-1}$) (Spellman, 2003). Estes valores devem-se à constituição e temperatura das águas a tratar (McGhee, 1991).

3.1.4 Decantação

A decantação é a operação unitária que se segue à coagulação/floculação. Esta permite a separação entre a fase líquida e sólida através de uma sedimentação por acção da gravidade, promovendo a deposição dos flocos no fundo dos decantadores, dando origem às lamas, fase sólida (Béchaux, 1973).

Esta operação possibilita a redução do teor de alguns parâmetros da água, tais como turvação, cor, ferro, manganês, algas, dureza e matéria orgânica, conferindo-lhe um aumento de qualidade para posterior filtração.

Em soluções de decantação compactas ou reabilitação de decantadores a área de decantação é materializada através de módulos de secção diversa. Para aumentar a área de decantação, passando a esta a corresponder à área relativa ao sistema de módulos no decantador (lamelas), sendo designada por decantação acelerada (Béchaux, 1973).

Preferencialmente, os decantadores devem trabalhar em recinto integralmente coberto e no escuro, para evitar a deposição de impurezas diversas sobre a água e o desenvolvimento fitoplanctónico. A quantidade de partículas removidas confere a eficiência dos decantadores, sendo portanto função da carga hidráulica (Rodrigo, 2007).

Para o bom desempenho operacional dos decantadores, devem ser respeitados os seus valores de dimensionamento. Sendo o tempo de retenção (t_r - horas) e carga hidráulica superficial (Ch - $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$).

Os tempos de retenção na decantação variam entre 2 a 6 horas, e verifica-se que a carga hidráulica de funcionamento de decantadores convencionais deve ser inferior a $2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ($Ch \leq 2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), enquanto que para decantadores por manto de lamas deve estar entre 2 a $4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, e nos lamelares este parâmetro não deve exceder os $6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ($Ch \leq 6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) (Spellman, 2003).

De mencionar que os dispositivos de entrada e de saída da água nos decantadores devem assegurar uma distribuição da água homogénea, de modo a inibir a formação de turbulência hidráulica em toda a zona de sedimentação (Rodrigo, 2007).

3.1.5 Filtração

Esta operação surge normalmente na sequência da decantação e tem por objectivo a remoção das partículas que permanecem em suspensão, contribuindo para a melhoria de parâmetros como a cor e a turvação. A filtração é assegurada através da passagem da água num leito filtrante, podendo este ser de areia, antracito ou areia e antracito (Babbitt, 1962).

Além do tipo de material utilizado, deve-se ter em conta a análise granulométrica do material de filtração para determinar a distribuição do tamanho de partículas e o coeficiente de uniformidade, verificando deste modo a homogeneidade do meio filtrante e evitar processos de estratificação.

Para a análise granulométrica deve proceder-se à recolha de amostras do material de filtração em vários pontos e em profundidade e a partir da curva granulométrica são definidos os parâmetros (Rodrigo, 2007):

- diâmetro efectivo (d_{10}), diâmetro para o qual o peso correspondente a partículas menores que este é 10% do peso total da amostra;
- coeficiente de Uniformidade (CU). $CU = d_{60}/d_{10}$; $CU < 1,5$.

De acordo com a taxa de filtração (t_f) esta pode classificar-se em filtração lenta ($0,10 < t_f \leq 0,54 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) ou filtração rápida ($5 < t_f \leq 12 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) (Huisman, 1977). Outros parâmetros a considerar nos processos de filtração são a velocidade de filtração, o caudal de entrada no filtro e a perda de carga.

Para evitar o processo de colmatção dos filtros precede-se periodicamente à lavagem dos mesmos. A lavagem inicia-se com o isolamento do filtro, seguido da aplicação de um fluxo de água ou ar e água no sentido contrário ao da filtração (contra-corrente) de forma a promover uma expansão do meio filtrante (Almeida, 2005).

3.1.6 Pós- Ozonização

Depois do processo de filtração a água ainda pode conter microrganismos, e para a remoção destes é necessário recorrer ao processo de pós-ozonização. A aplicação do ozono na pós-ozonização reduz significativamente a quantidade de vírus e bactérias, garantindo assim a desinfecção e evitando deste modo, o excesso de cloro para manter a água potável no sistema de distribuição de água até ao consumidor (Cerva, 2003).

A pós-ozonização consiste num processo avançado de tratamento de água, um complemento ao processo de pré-oxidação (pré-oxidada pelo ozono) e é controlada a partir da quantidade de ozono produzido no gerador (Cerva, 2003).

A aplicação do ozono no tratamento de água é uma alternativa em relação aos métodos convencionais. O ozono tem sido considerado como uma das melhores alternativas ao tratamento de água potável, através de tecnologia que recorre ao uso de oxigénio como agente oxidante. Por ser um tratamento electrónico, automático e contínuo, a sua administração pode ser completamente automatizada e realizada em tempo real, optimizando assim o custo de mão-de-obra e de manutenção e reduzindo o potencial de erro nas dosagens (Cerva, 2001). A sua utilização não altera o pH da água e reduz fortemente a utilização de produtos químicos convencionais.

No processo de pós-ozonização, o parâmetro de avaliação de funcionamento de sistema é o tempo de contacto, devendo este ser superior a 5 minutos (Almeida, 2005), embora segundo Nishijima, o tempo de contacto não deverá exceder os 5 minutos, dado que o aumento do tempo de contacto não favorece a remoção do carbono orgânico dissolvido (Nishijima, 2003).

3.1.7 Adsorção

A finalidade desta operação é a purificação da água, através da remoção de gases dissolvidos e matéria orgânica, responsáveis pela cor, sabores e odores característicos. Através de adsorventes que fixem ou controlem as partículas em suspensão da água.

Os adsorventes geralmente utilizados são a argila fina, a sílica, o alumínio activado e o carvão activado. A importância deste último prende-se, com o lugar ocupado na classificação periódica dos elementos e com a sua especial estrutura electrónica (Béchaux, 1973).

O carvão activado é uma forma de carvão vegetal (como a turfa ou a casca de coco) ou mineral, que foi aquecido num reactor hermeticamente fechado numa atmosfera de gases como dióxido de carbono, ar, vapor ou cloro. Porém a maioria dos carvões activados utilizados no tratamento de água, são substâncias patenteadas, vendidas com nomes comerciais, tais como Darco, Minchar e Nuchar (Béchaux, 1973).

O carvão activado é utilizado no tratamento de água para abastecimento como agente adsorvente de compostos como as cianotoxinas, pesticidas, hidrocarbonetos halogenados, fenóis, gases dissolvidos, metais pesados, bromatos, cloratos e substâncias húmicas. Este produto pode ser utilizado sob duas formas: em pó (CAP – doseado em suspensão) ou granular (CAG - aplicado em filtros) (Rodrigo, 2007).

A sua granulometria varia com diâmetros compreendidos entre 0,04 e 0,14 mm ($0,04 < d \leq 0,14$ mm) no CAP, ou diâmetros superiores a 0,4 mm ($d > 0,4$ mm) no carvão activado granular (Béchaux, 1973).

No que se refere à adição de carvão activado em pó deve-se garantir um tempo de contacto mínimo da suspensão, sendo que os tempos de contacto óptimos encontram-se entre 15 a 30 minutos.

As faixas de doseamentos normalmente utilizadas são as seguintes:

- aplicação de rotina (em contínuo) – 2 a 8 mg.L⁻¹
- resolução de problemas esporádicos – 5 a 20 mg.L⁻¹
- situações de emergência – 20 a 100 mg.L⁻¹

Relativamente à utilização do carvão activado granular esta é normalmente reservada para situações em que seja admissível a sua integração em contínuo na linha de tratamento, contribuindo para uma remoção acentuada do COT, COV, compostos orgânicos sintéticos (COS), bem como de algumas substâncias potencialmente precursoras de THM.

O seu uso processa-se através de filtros gravíticos ou filtros de pressão, que devem ser colocados a jusante dos filtros de areia, de modo a minimizar o efeito de colmatção, maximizando o seu objectivo de adsorção.

Após um filtro de carvão activado deve-se prever sempre uma desinfecção, não apenas para garantir uma barreira sanitária na água distribuída, mas também pelo facto de que sobre o carvão, existe sempre algum desenvolvimento microbiológico.

3.1.8 Desinfecção

A desinfecção é um processo de tratamento que tem como finalidade a inactivação de organismos patogénicos que alteram a sua qualidade microbiológica, evitando assim a propagação de doenças pela via hídrica (Babbitt, 1962).

Os processos de desinfecção devem garantir uma eficiência de inactivação, destruição de cistos de *Giardia lamblia* e/ou vírus de no mínimo de 99,9% nas águas tratadas (U.S.EPA, 1999).

Um agente desinfectante deve apresentar as seguintes características:

- ser tóxico para os microrganismos em baixas concentrações;
- não ser tóxico para os seres humanos e animais;
- ser solúvel em água;
- ser eficaz às temperaturas normais da água de consumo;

- ser estável, permitindo a manutenção de concentrações residuais durante longos períodos de tempo;
- não reagir com outra matéria orgânica que não seja a dos microrganismos;
- não ser agressivo a metais ou vestuário;
- existir em quantidades suficientes e a um preço acessível;
- ser fácil de manipular;
- permitir um controlo fácil das suas concentrações.

A desinfecção é processada através de agentes físicos, tais como, o calor, a luz solar e as radiações ultravioletas, ou através de agentes químicos, como os oxidantes cloro, dióxido de cloro, cloraminas e ozono (Babbitt, 1962).

Deve-se ter em conta alguns factores na escolha do agente desinfectante, como o tempo de contacto, a intensidade e natureza do agente, a temperatura, o número e o género de organismos a remover (Spellman, 2003).

O agente desinfectante mais utilizado é o cloro, devido à sua acessibilidade, preço e inactivação efectiva de um grande número de organismos patogénicos. Assegura a manutenção de uma concentração residual ao longo dos circuitos hidráulicos, sendo este facilmente mensurável e controlável. No entanto, o cloro reage com substâncias orgânicas e inorgânicas naturalmente presentes na água, originando subprodutos da desinfecção indesejáveis, como os THM (Babbitt, 1962).

A temperatura e o pH afectam a eficiência da desinfecção através do cloro. Este é utilizado na desinfecção através do cloro gasoso, do hipoclorito de sódio ou do hipoclorito de cálcio, onde a dosagem aplicada para a desinfecção final depende do composto utilizado nos sistemas de tratamento, variando estas entre 1 a 6 mg.L⁻¹ para o cloro gasoso, de 0,5 a 5 mg.L⁻¹ para o hipoclorito de cálcio e entre 0,2 a 2 mg.L⁻¹ para o hipoclorito de sódio (Almeida, 2005).

Outro desinfectante bastante utilizado é o dióxido de cloro que ao contrário do cloro não promove a formação de THM e clorofenóis e não depende do pH quando este apresenta valores entre 5 e 10 (EPA, 1999).

A dosagem de dióxido de cloro, na desinfecção final de águas para abastecimento público deverá encontrar-se entre 0,2 e 0,4 mg.L⁻¹, de forma a garantir os objectivos deste processo e por outro lado porque a concentrações superiores a 0,5 mg.L⁻¹ a água tratada pode apresentar paladar e odores desagradáveis. É de salientar que o residual deste agente desinfectante, conserva as suas propriedades durante um período de aproximadamente 48 h, sendo este período superior ao revelado pelo cloro (White, 1992; AWWA, 1999).

Por fim no que se refere ao ozono, este apresenta um poder de oxidação muito elevado (10 a 100 vezes superior ao cloro). O ozono é um isótopo instável de oxigénio, onde no processo de dissociação de O_3 para O_2 , liberta um átomo de oxigénio. Algumas das qualidades atribuídas ao ozono, enquanto agente desinfectante são a remoção de odores, gostos e cor, e ainda a garantia que não forma SPD.

A impossibilidade da sua utilização é por ser instável e não permanecer como residual, e por isso não garantir a protecção sanitária ao longo da rede de distribuição (Babbitt, 1962).

A desinfecção é o último processo de tratamento utilizado para o controlo dos organismos patogénicos na produção e distribuição de águas para consumo, de modo a proteger a saúde pública (Solsone, 2003).

3.2 Sistemas de tratamento Não Convencional (Processos de separação por membranas)

O aumento das exigências legais em termos de qualidade das águas, e a degradação das massas de água, originou a necessidade de um aumento na eficiência dos processos de tratamento. Por estes motivos e devido à incapacidade de resposta dos sistemas de tratamento convencionais para as exigências impostas, surgiram soluções mais eficientes designadas por sistemas não convencionais, sendo exemplo os processos de filtração ou separação por membranas (Owen, 1995).

A definição de filtração refere a separação de partículas e matéria coloidal de um líquido, ou seja, a separação de duas ou mais componentes de uma corrente fluida baseada, inicialmente, na diferença de tamanhos (Cheryan, 1998). A filtração por membranas estende esta aplicação à separação de solutos dissolvidos em correntes líquidas e a separação de misturas gasosas (Montgomery, 1985).

Uma membrana é uma barreira permeável e selectiva que promove a separação de duas fases, tendo a capacidade de transportar determinados componentes mais eficazmente, retendo outros que fazem parte do caudal de alimentação.

No processo de separação por membranas a dimensão dos poros varia entre 0,0001 a 0,1 μm , possibilitando a retenção de matéria dissolvida. Como se pode observar pela Figura 3.1, a função da membrana é servir de barreira selectiva que permita a passagem de certos constituintes e a retenção de outros encontrados no líquido (Cheryan, 1998, Mulder, 1997).

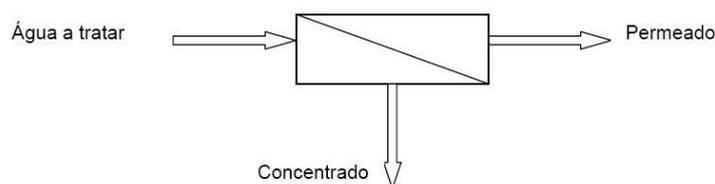


Figura 3.1 - Diagrama linear sumário de um processo de filtração por membranas.

Este processo é caracterizado pelo facto do caudal de alimentação ser dividido em duas correntes, a de concentrado e a de permeado, o que implica que ou a corrente de concentrado ou a de permeado será o resultado da separação (produto). As partículas e os solutos retidos na superfície da membrana semi-permeável são continuamente removidos no concentrado que flui tangencialmente ao longo da superfície da membrana. A solução clarificada flui através da membrana como permeado. A velocidade que flui o permeado através da membrana é denominado por fluxo, e expresso em $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

Uma membrana pode ser espessa ou fina. De um modo geral, as membranas podem ser classificadas de acordo com a sua natureza, estrutura ou morfologia, aplicação e mecanismo de separação (Mulder, 1997 e Cheryan, 1998).

- natureza: sintéticas (orgânica ou inorgânica) ou biológicas (vivas ou não vivas);
- estrutura ou morfologia: simétricas que apresentam uma espessura entre 100 e 200 μm e as assimétricas que são constituídas por uma camada homogénea, muito fina, e em que a espessura pode variar entre 0,1 a 0,5 μm , suportada por uma camada porosa com uma espessura entre 50 a 150 μm ;
- aplicação: separação gasosa, sólido-líquido, gás-líquido, líquido líquido;
- mecanismo de separação: exclusão, difusão, migração num campo eléctrico, solubilidade.

O transporte de espécies seleccionadas pela membrana é conseguido através da aplicação de uma força motriz através da membrana. Esta pode resultar de gradientes de pressão, concentração, potencial eléctrico ou temperatura. O Quadro 3.4 apresenta as características mais importantes dos processos de separação por membranas, nomeadamente o tipo de força motriz envolvida.

Quadro 3.4 - Principais características associadas aos processos de filtração por membranas (Fonte: Metcalf & Eddie, 2003).

Processo	Força motriz aplicada (bar)	Tamanho dos poros (nm)	Faixa removida (μm)	Permeado	Constituintes removidos
Microfiltração (MF)	Pressão hidrostática (0,3-5)	Macroporos (> 50)	0,1 - 3	Água + solutos	-SST; -turvação; -quistos de protozoários; -algumas bactérias; -vírus.
Ultrafiltração (UF)	Pressão hidrostática (0,3-5)	Mesoporos (2 - 50)	0,01 - 0,1	Água + pequenas moléculas	-macromoléculas; -colóides; -maior parte das bactérias; -alguns vírus; -proteínas.
Nanofiltração (NF)	Pressão hidrostática (5-10)	Microporos (< 2)	0,01 - 0,001	Água + moléculas de pequena dimensão + solutos iónicos	-moléculas de pequena dimensão; -turvação; -cor; -COT; -dureza; -sulfato; -vírus.
Osmose inversa (OI)	Pressão hidrostática (10-50)	Membrana definida como densa	<0,001	Água + moléculas de pequena dimensão + solutos iónicos	-moléculas de muito pequena dimensão; -cor; -dureza; -sulfatos; -nitrito; -sódio; -vírus

A Figura 3.2 sumariza a gama de aplicação destes processos em função do tamanho de diferentes tipos de partículas. Nesta figura, destacam-se 5 grandes séries de tamanhos: macropartículas, micropartículas, macromoléculas, moléculas e partículas iónicas. A microfiltração (MF) é adequada para separar partículas, como bactérias e glóbulos vermelhos, cujo tamanho varia entre 0,05 a 2 nm. Partículas onde os tamanhos variam de 5×10^{-5} a 0,05 nm são removidas com processos de osmose inversa (OI), nanofiltração (NF) ou ultrafiltração (UF). Desta forma na selecção de uma membrana deve ser considerado o tipo e dimensão das partículas a remover.

Dimensão das partículas	Intervalo atômico/iônico		Intervalo de micro partículas		Intervalo de macro partículas		
	μm	nm	0.001	0.01	0.1	1.0	10.0
peso molecular	100	200	1000	100000	500000	1000	10000
solutos	sais aquosos		sílica coloidal		células de levedura		
	íons metálicos		açúcares		micro solutos		bactérias
processos de separação por membranas	electrodialise		osmose inversa		nanofiltração		
	pervaporação		diálise		ultrafiltração		microfiltração

Figura 3.2 - Intervalos de aplicação dos vários processos de separação por membranas (Fonte: Adaptado de Scott, 1995 e Mulder, 1997).

Devido à impossibilidade de por vezes determinar com exactidão a dimensão do poro, foi desenvolvido o conceito de “Cut-off” é algumas vezes referido na literatura para caracterizar a membrana com base no tamanho dos solutos e significa o valor do peso molecular a partir do qual o soluto é rejeitado pela membrana em mais de 90% (Rosa & de Pinho, 1995 e Mulder, 1997).

As membranas de MF são utilizadas em sistemas de tratamento de águas residuais e em sistemas de reutilização de águas, pois têm um custo de aplicação mais reduzido. Em sistemas de tratamento mais avançados, tal como no tratamento de águas de abastecimento, este processo substitui a filtração convencional para a remoção de turvação, remoção de sólidos suspensos e reduz as bactérias conferindo à água uma qualidade adequada para a desinfecção e até como um pré-tratamento para a OI.

O processo de UF utiliza membranas microporosas com diâmetros que variam entre 2 e 500 nm. Por este facto, estas membranas são adequadas para purificar e fraccionar soluções contendo macromoléculas, como os colóides, as proteínas (diâmetro médio de aproximadamente 50 nm) e os hidratos de carbono. Estas membranas não conseguem remover açúcares ou sais.

O desenvolvimento das membranas de NF para o tratamento das águas marinhas (dessalinização) e salobras data finais dos anos 50. Actualmente, este processo é aplicado no tratamento de águas potáveis e tratamento de efluentes na indústria alimentar (separação do óleo). As membranas de NF rejeitam partículas com dimensão inferior a 0,01 μm.

São utilizadas na remoção de alguns sólidos dissolvidos, tais como sais de íões metálicos responsáveis pela dureza na água. Com a implementação deste processo, as necessidades de desinfecção são mais reduzidas, uma vez que as membranas de NF conseguem remover os compostos orgânicos, inorgânicos e ainda vírus e bactérias (Metcalf & Eddie, 2003)

Por fim a OI (também denominada por hiperfiltração), onde as membranas se comportam como um sistema contínuo (não poroso), de extrema dificuldade na definição do tamanho dos poros. Recorrendo-se ao cut-off, estas membranas semi-permeáveis permitem a passagem da água e retendo a maioria dos solutos, excepto algumas moléculas orgânicas semelhantes à água, com baixo peso molecular e elevada polaridade (WHO, 2005). As membranas de OI rejeitam íões, porém requerem uma pressão elevada para desionizar a água.

A desinfecção efectuada ao caudal de alimentação serve para minimizar ou eliminar o crescimento microbiológico nas membranas de OI.

Ao nível do tratamento de águas doces superficiais para consumo humano, têm sido desenvolvidas tecnologias que pretendem otimizar o processo de separação, através da remoção de partículas com custos reduzidos de operação/manutenção. Estes englobam diversas componentes que vão desde o estudo dos tipos de módulos e membranas, necessidade de pré-tratamento, tipo de lavagem, características da água bruta e processos de rejeição e colmatação das membranas.

Desde o início dos anos 70 que se observou na MF e na UF, tecnologias competentes no processo de separação por membranas. A sua grande utilização foi na dessalinização, indústria alimentar e electrónica, uma vez que a UF permitiu novas e melhores possibilidades de concentrar, purificar ou recuperar proteínas (Doyen, 1997 e Netto, 2003).

Têm tido grande aceitação em processos que envolvam filtrações finas e ainda uma utilização crescente no tratamento de águas para abastecimento público (remoção de cor, turvação, precursores dos THM, poluentes inorgânicos), nomeadamente na produção de água a partir da água do mar ou de águas salobras, quer de profundidade quer de superfície (Metcalf & Eddie, 2003)

Independentemente da tecnologia de membranas utilizada (com particular ênfase no caso da osmose inversa), as vantagens associadas, de um modo geral, a este tipo de tecnologia incluem a:

- obtenção de um produto final de excelente qualidade;
- manutenção e monitorização reduzidas;
- operação simples;
- unidades de tratamento bastante compactas;

De notar que quando aplicado o processo de OI, a água fica completamente desmineralizada, sendo que caso o nível de condutividade esteja abaixo dos 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, é possível utilizar estas águas em qualquer tipo de irrigação.

As principais desvantagens incluem um elevado custo de investimento em capital fixo e custos de energia igualmente elevados.

4 Objectivos

O presente trabalho tem por objectivos:

- Economia ambiental por meio da redução da captação de água na origem, pela implementação de circuitos hidráulicos com tratamentos diferenciados para os diversos fins.
- Reduzir as descargas efectuadas nos meios hídricos através da reutilização de águas cinzentas e de águas residuais tratadas.
- Utilização de águas com qualidade inferior a A3.

5 Metodologia adoptada

Para prossecução dos objectivos foi adoptada uma metodologia, cuja sequência de passos se encontra representada na Figura 5.1.

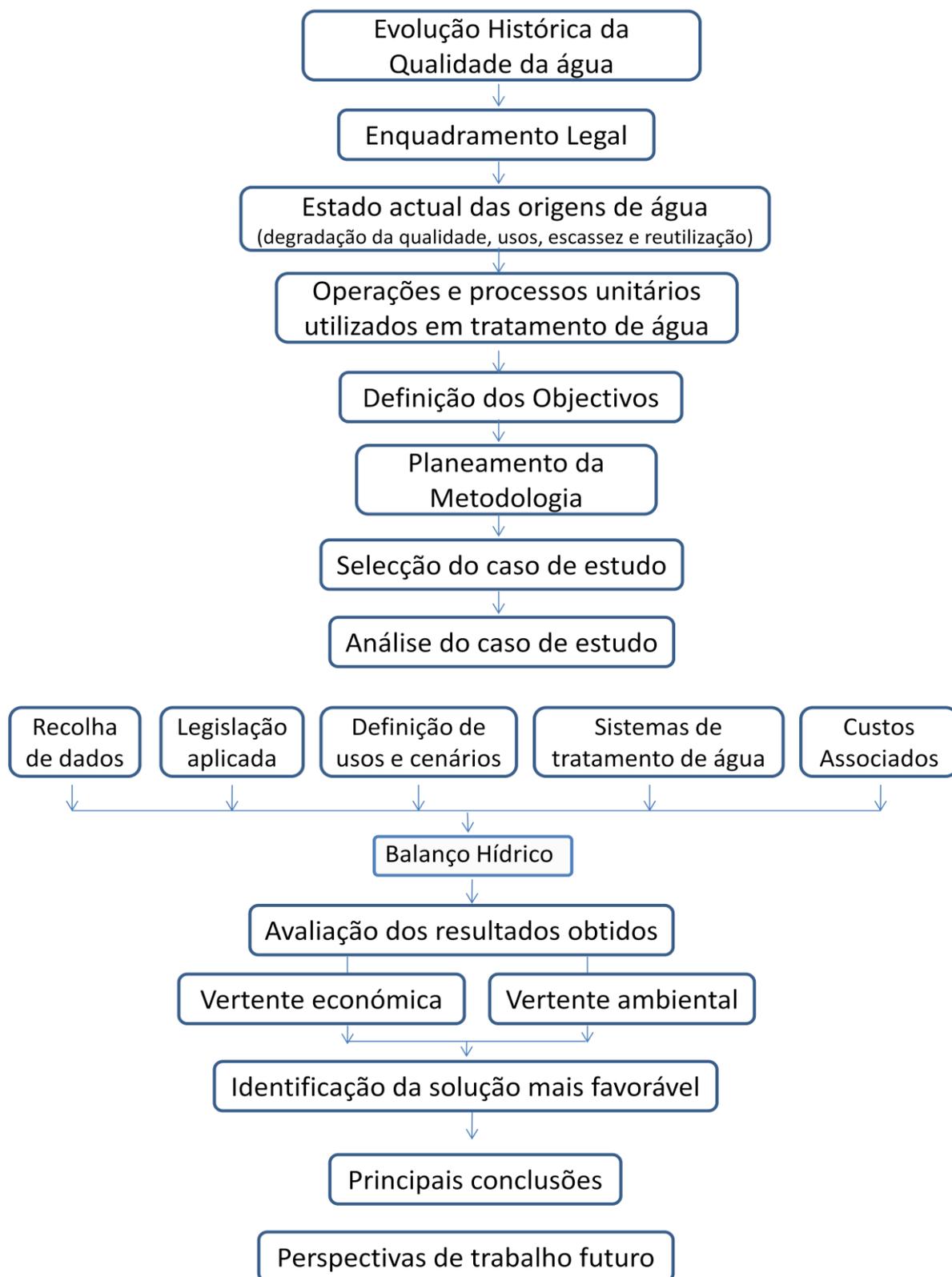


Figura 5.1 - Fluxograma sequencial da metodologia adoptada na elaboração do presente trabalho.

Uma vez que existe a necessidade da utilização dos recursos de água para diferentes fins e partindo do princípio que a satisfação dos usos não necessita da mesma exigência de qualidade, considera-se que esta prática deverá incluir uma componente de preservação do recurso de um modo ambientalmente consciente. A sustentabilidade das massas de água.

Assim, as soluções de abastecimento de água deverão ter em consideração as diferentes exigências de qualidade em função do uso, prevendo a possibilidade de reutilização em circuitos internos, reduzindo-se deste modo o volume de água captada (poupança do recurso hídrico).

Numa fase inicial, recorreu-se à base de dados do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH), para obter informação relativa aos recursos hídricos Portugueses, por forma a seleccionar uma origem de água com características ideais ao enquadramento do objectivo, ou seja, uma origem de água cuja qualidade seja igual ou inferior a A3 (meio eutrofizado).

Após selecção da origem de água, procedeu-se ao estudo da evolução da qualidade de água, considerando o período entre Outubro de 1996 e Setembro de 2007.

A selecção dos parâmetros de qualidade de água teve em consideração a sua importância quer em termos de concepção dos sistemas de tratamento a adoptar, quer em termos de qualidade para os diferentes usos.

Para a caracterização do estado trófico das albufeiras considerou-se os parâmetros fósforo total e clorofila-*a*, uma vez que são estes os parâmetros considerados na classificação da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico (OCDE) e também adoptada pelo Instituto da Água (INAG).

No Quadro 5.1 apresentam-se os intervalos de concentração para o fósforo e para a clorofila- *a* relativos ao estado trófico de massas de água.

Para além destes parâmetros, foram considerados também o azoto amoniacal, o azoto Kjeldahl, a CBO₅, a CQO, os coliformes fecais e totais, os estreptococos fecais, o ferro, o manganês, os nitratos, a oxidabilidade, os SST e o pH, por serem descritores importantes no tratamento de águas destinadas aos diferentes usos considerados neste trabalho.

Quadro 5.1 - Classificação do estado trófico de massas de água (Fonte: OCDE, 2000).

Parâmetro	Ultra-Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hiper-Eutrófico
Fósforo Total (mg. m ⁻³ P)	4,0	4,0 - 10	10 - 35	35 – 100	>100
Clorofila-a (valor médio) (mg. m ⁻³)	1,0	1,0 - 2,5	2,5 - 8,0	8,0 - 25	>25
Clorofila-a (valor máximo) (mg. m ⁻³)	-	-	8,0 - 25	25 – 75	>75

Relativamente ao estudo da conformidade legal, os parâmetros necessitam da verificação do Decreto-lei 236/98 (Anexo I) que representa a qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano, garantindo-se deste modo um tratamento máximo para as águas destinadas a diferentes usos.

De entre os parâmetros considerados à que referir que a clorofila-*a*, uma vez que é utilizada como descritor do estado trófico, não se encontra legislada, tanto para as águas para a produção de água para consumo humano como para as águas para consumo. No entanto o INAG classifica-a, de acordo com os elementos que indicam ou provocam o seu aumento em nutrientes, teor de azoto e fósforo.

Uma vez determinados os valores limite dos parâmetros de qualidade das águas, que se pretendem utilizar, é necessário definir os tipos de usos que serão contemplados. Em Portugal a distribuição das águas para usos estritamente urbanos é feita pelos usos domésticos, comerciais e públicos (Figura 5.2), aqui também é contemplada a percentagem referente às perdas associadas. Quando nos referimos aos usos efectuados no interior e na envolvente das habitações, pelos seus próprios ocupantes, estamos perante os usos domésticos. De acordo com o Plano Nacional para o Uso Eficiente da Água (PNUEA, 2001), estes constituem a maior parcela dos consumos estritamente urbanos, apresentando um potencial de redução significativo através da aplicação de medidas de usos eficientes da água.

Aos usos domésticos estão associados usos exteriores, de onde fazem parte as águas destinadas às regas de plantas em vasos, jardins, quintais ou hortas, incluindo áreas relvadas de maior ou menor dimensão, as águas para as lavagens de veículos, de pátios e ainda para o enchimento de piscinas.

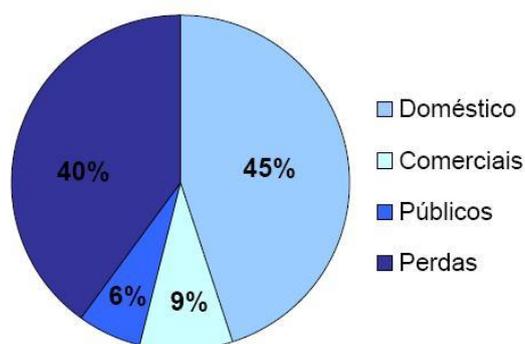


Figura 5.2 - Distribuição de consumos de água em zonas urbanas (Fonte: IRAR, 2008).

Assim, pode-se observar no Quadro 5.2 as percentagens relativas aos diferentes usos domésticos, consideradas em três países diferentes.

Quadro 5.2 - Distribuição dos usos de água nos EUA, Brasil e Portugal (Residential End Uses of Water (REUW); Uso Eficiente de Água no Sector Urbano e Portuguesa dos Recursos Hídricos - estimativa de água) (Fonte: IRAR, 2008).

Usos de água (%)	E.U.A. (REUW)	Brasil (REUW)	Portugal (PNUEA)		Portugal (INAG)	
			(x)	(xx)	Com perdas	Sem perdas
Autoclismos	26,7	30,7	28,0	31,0	28,0	30,0
Máquina de lavar loiça	1,5	4,3	2,0	2,0	2,0	4,3
Máquina de lavar roupa	21,7	18,4	8,0	9,0	8,0	13,0
Duche/Banho	16,8/1,7	24,5	32,0	37,0	30,0	24,5
Torneiras	15,7	---	16,0	16,0	16,0	16,0
Asseio Pessoal (sem banho)	---	12,3	---	---	---	---
Beber/Cozinhar		3,7	3,0	3,0	---	---
Outros usos domésticos	2,2	---	---	---	2,0	2,8
Balneares - enchimento de piscinas	---	---	---	---	5,0	5,4
Fugas/Perdas	13,7	---	4,0	5,0	4,0	---
Usos exteriores	---	6,1	10,0	---	5,0	4,0
Total	100	100	100		100	

Legenda: (x) – Com usos exteriores

(xx) - Sem usos exteriores

No entanto, para a elaboração deste estudo, uma vez que estes usos domésticos compreendem características particulares, que derivam da especificidade da Região, considerou-se uma distribuição de valores percentuais médios, e que se encontram representados no Quadro 5.3.

Quadro 5.3 - Distribuição dos usos de água (Fonte: INAG, 2001).

Usos de água	Especificações	Percentagens
A. Consumo Directo	Alimentação, torneiras (de modo geral)	16,0
B. Contacto Directo	Banho/Duche	24,5
	Máquina de loiça	4,3
	Máquina de roupa	13,0
	Outros usos domésticos	2,8
C. Usos Exteriores	Autoclismos	30,0
	Rega, lavagem de pavimentos/carros	4,0
D. Balneares	Piscinas	5,4

Pela necessidade de tratar a água de acordo com a legislação vigente, foi necessário agregar estes usos e de modo a avaliar a possibilidade de minimização da utilização do recurso na origem, elaboraram-se quatro cenários que pudessem simular soluções de reutilização interna e reutilização de água residual tratada.

Sendo que o Consumo Directo corresponde às águas provenientes das torneiras, destinadas à ingestão, preparação de alimentos e ainda lavagens efectuadas no lavatório, de acordo com o Quadro 5.3, este uso corresponde a uma percentagem de 16%, representando desta forma a aplicação da legislação vigente respectiva à produção de água para consumo humano e água para consumo humano.

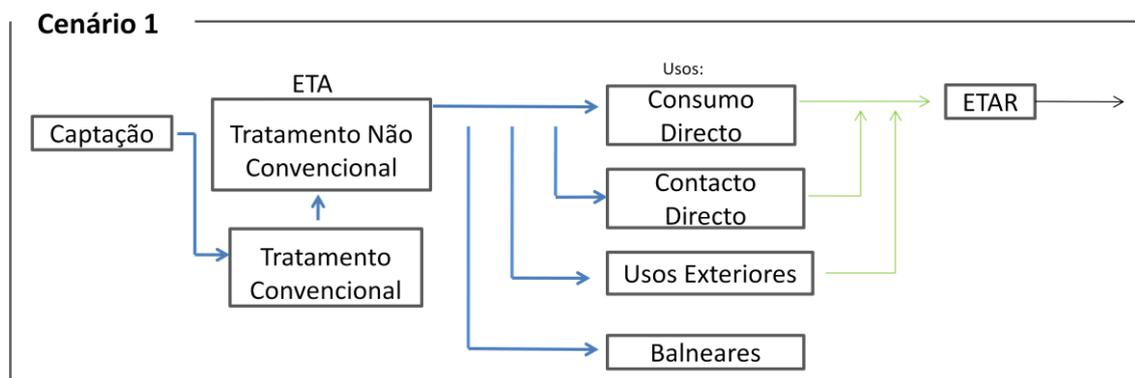
Os usos de Contacto Directo correspondem à utilização das águas para a higiene pessoal, assim como para as lavagens de vestuário e utensílios domésticos, e ainda para a manutenção interna da habitação, e representam uma percentagem de 44,6%. Devido à falta de legislação nacional para este grupo de usos, será aplicada a legislação de águas para consumo humano. Pois esta garante a qualidade mínima necessária para o consumo directo, e por conseguinte para o contacto directo. Embora exista a apreensão de que para este tipo de uso, não ser necessária uma qualidade de água tão exigente.

As águas destinadas à rega, lavagens de pavimentos e de carros e ainda para as descargas sanitárias, são chamadas de usos exteriores. Foram legisladas de acordo com as águas destinadas à rega e representam uma percentagem de 34%.

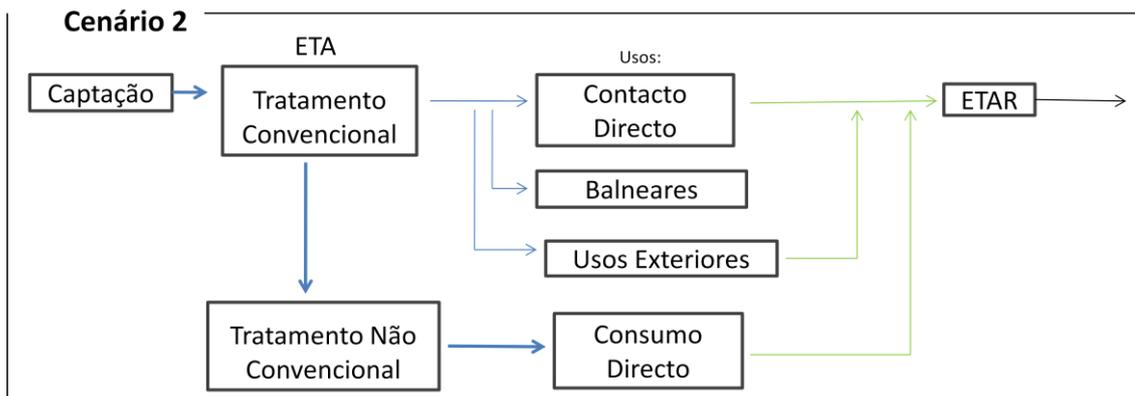
Finalmente o último uso contemplado no estudo refere-se às águas balneares, que se encontram legisladas pelo Decreto-Lei 236/98 (Anexo XV), sendo essas as águas utilizadas para o enchimento de piscinas. Segundo no Quadro 5.3, estas correspondes a 5,4% da totalidade de água.

Simularam-se quatro cenários, onde se materializaram casos possíveis de aplicação de sistemas de tratamento de águas. E deste modo, prever reduções de consumo de água na origem, com recursos a sistemas de recirculação de águas residuais.

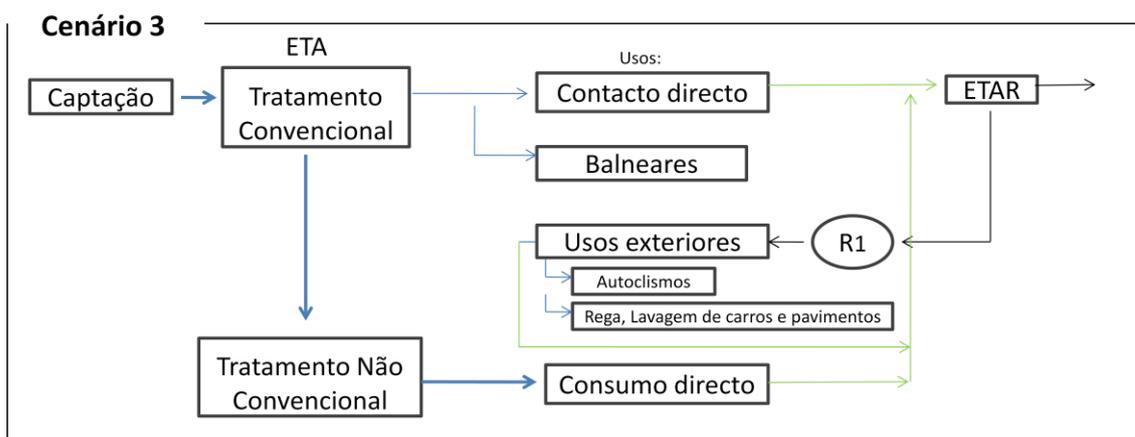
De acordo com o referido anteriormente, apresentam-se os quatro cenários considerados.



Este cenário prevê o tratamento de toda a água a utilizar à qualidade máxima, independentemente da sua finalidade, através de um sistema de tratamento não convencional. Deste modo, qualquer que seja o uso a qualidade da água será máxima. Admitindo-se que as piscinas terão como sistema de manutenção de qualidade de água a recirculação da água com tratamento intermédio, estas não serão enviadas à ETAR (Almeida, *et al*, 2006).

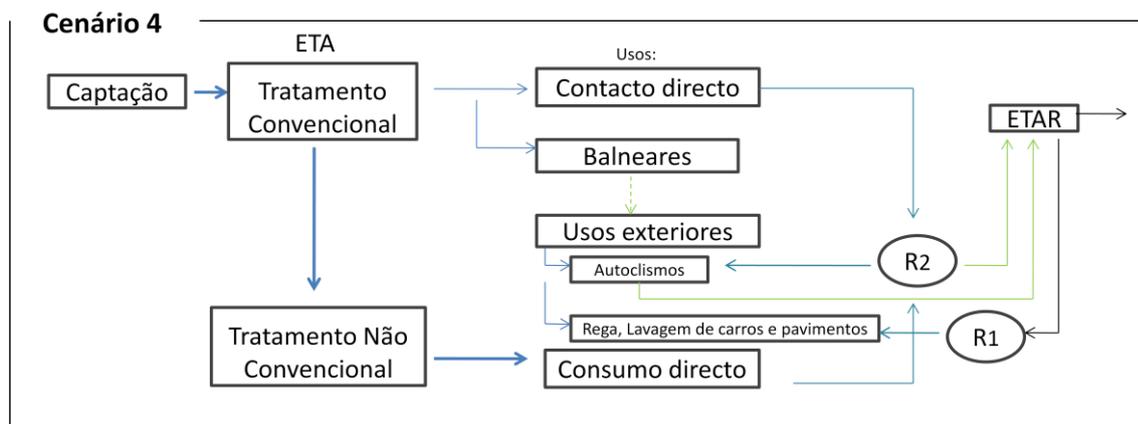


O cenário 2 (C2) admite dois níveis de tratamento de água, um convencional, que garante o tratamento de todo o caudal necessário usar e um não convencional apenas para o caudal associado ao Consumo Directo. A diferenciação da qualidade de água tratada justifica-se pelo tipo de usos a que estas se destinam.



No cenário 3, além da diferenciação do tratamento associado aos usos, contempla-se igualmente a possibilidade de reaproveitar as águas provenientes dos diversos usos, e as enviadas da ETAR (R1), fazendo com que se utilize a água anteriormente desperdiçada para usos menos exigentes (Usos Exteriores), minimizando desta forma as necessidades de captação.

A reutilização pode ser efectuada também para a rega, pois o tratamento de águas residuais considera desinfecção por ultra-violeta (UV).



Neste último, o cenário 4 considera-se a possibilidade de reaproveitar as águas cinzentas (R2), provenientes do Consumo Directo e do Contacto Directo, sem a necessidade de passar pela ETAR. Prevenindo a sua qualidade, recorrendo a um sistema de filtração para recolha dos detritos “grosseiros” e uma posterior desinfecção, uma vez que estas águas serão reutilizadas para descargas sanitárias. Mantendo-se o reaproveitamento das águas tratadas na ETAR (R1) para os usos de rega, lavagem de pavimentos e de carros.

Para este sistema de tratamento interno de águas reutilizadas, prevê-se a utilização de um esquema de utilização de águas cinzentas, proposto pelo Departamento das Alterações Climáticas do Governo Australiano, representado na Figura 5.3 (Deepak Raj Gajurel, Zifu Li e Ralf Otterpohl, 2001).

Por forma a calcular os caudais de água envolvidos nos diferentes cenários, admitiram-se alguns pressupostos, tais como as perdas associadas aos sistemas de tratamento envolvidos.

Sendo de referir que as águas balneares, uma vez que serão renovadas aproximadamente de cinco em cinco anos, não foram consideradas para o cálculo do volume de reutilização. No entanto, aquando de uma renovação estas deverão ser reaproveitadas igualmente para os Usos Exteriores, para evitar desperdícios.

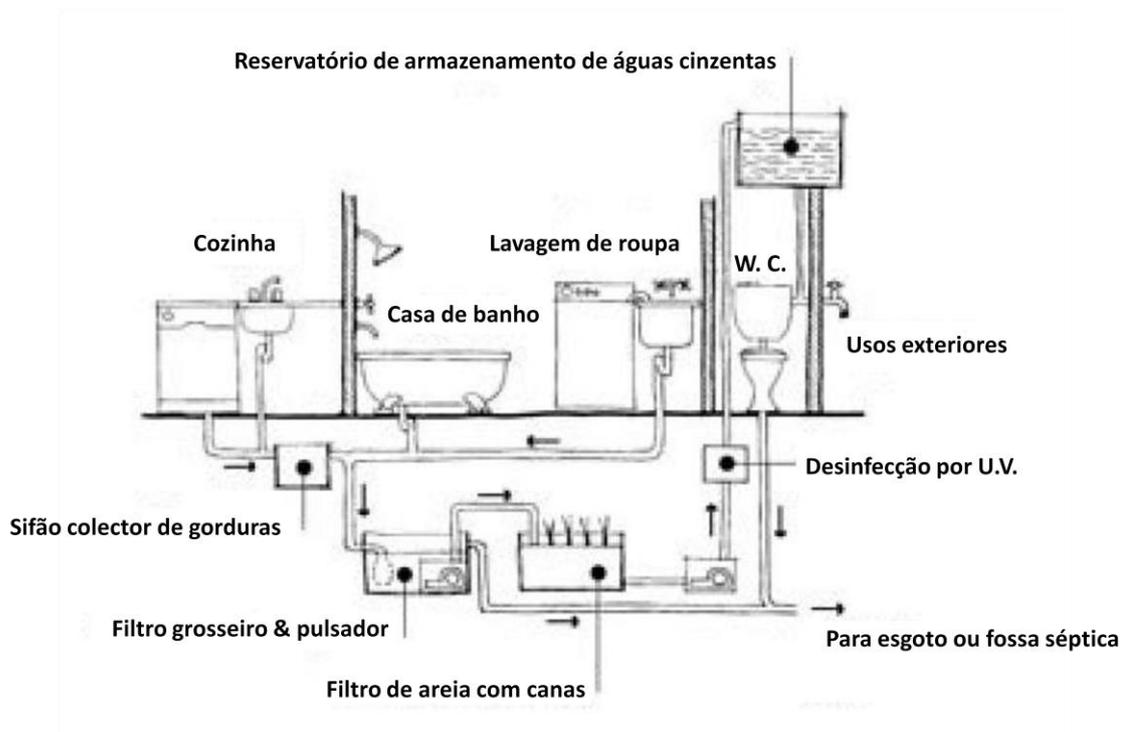


Figura 5.3 - Esquema de utilização de águas cinzentas (Fonte: <http://www.greenhouse.gov.au>).

No presente trabalho, as perdas associadas às tubagens das redes de distribuição habitacionais, tanto interiores como exteriores, nos dispositivos e nos equipamentos sendo mínimas, não foram consideradas.

Apresenta-se no Quadro 5.4 as percentagens de perdas, associadas aos sistemas de tratamento de águas.

Quadro 5.4 - Percentagens associadas às perdas no sistema de tratamento (Fonte: Decreto Regulamentar n.º 23/95).

Perdas	%
Sistema de tratamento não convencional	25
Sistema de tratamento convencional	10

Os cálculos efectuados servem para realizar um Balanço Hídrico, de modo a conhecer as quantidades de captação de água efectivamente necessárias para cada uso, contemplando as perdas associadas.

No primeiro cenário (C1) serão consideradas as perdas associadas ao sistema de tratamento convencional e ao sistema não convencional em todo o caudal necessário aos diferentes usos. O segundo cenário (C2) contempla a distinção de tratamentos para as águas de Consumo Directo dos restantes usos, sendo aplicadas perdas associadas ao sistema de tratamento convencional em todos os usos e perdas do sistema de tratamento não convencional apenas às águas de Consumo Directo.

Uma vez que se prevê um sistema de reutilização das águas dos usos de Consumo Directo e Contacto Directo no terceiro cenário (C3), para os Usos Exteriores. E como são conhecidas as quantidades de água efectivamente necessárias em cada uso, as perdas associadas ao tratamento das águas residuais na ETAR já estão contempladas nas quantidades de água utilizadas. Como referido anteriormente, as perdas do sistema de tratamento não convencional serão aplicadas somente às águas destinadas ao Consumo Directo, e às águas de Consumo Directo, Contacto Directo e Usos Exteriores serão aplicadas as perdas do sistema de tratamento convencionais.

Como no quarto cenário (C4) será contemplado um sistema interno de reutilização de águas, prevendo o abastecimento das descargas de autoclismos. Prevê-se também a existência de um reservatório (R1) para acomodar as águas provenientes da reutilização das águas da ETAR, para serem usadas nas regas, lavagem de pavimentos e carros.

Neste cenário as perdas serão aplicadas da seguinte forma, para as águas destinadas ao contacto directo, águas balneares e as águas do consumo directo aplicar-se-ão as perdas do sistema de tratamento convencional. Às águas de consumo directo serão aplicadas ainda perdas do sistema de tratamento não convencional.

Tendo em consideração a qualidade de água na origem, os usos que lhe serão destinados e as normas de qualidade de águas, as soluções encontradas baseiam-se em Sistemas Convencionais de tratamento de água para abastecimento público. De acordo com os estudos de Almeida (2005), consideram-se oito sistemas de tratamento cujo grau de complexidade aumenta, em função do decréscimo de qualidade de água na fonte (Figura 5.4). Justificando-se a complexidade pelos critérios de exigência de qualidade de água tratada.

Prevê-se ainda, a necessidade de recorrer a um sistema de tratamento não convencional (STNC), para garantir a qualidade da água de acordo com as exigências do processo normativo em vigor (Decreto-Lei 306/2007), adaptando-os aos cenários apresentados.

Para o tratamento da água residual que de acordo com as utilizações resultantes, apresentará uma carga orgânica elevada, a ETAR deverá contemplar um processo de nível de tratamento terciário, incluindo desinfecção por UV, uma vez que estas serão reutilizadas para regas e lavagem de carros e pavimentos.

Após estudadas todas as etapas necessárias para o tratamento das águas nestes quatro cenários, assim como as quantidades de água utilizadas, para implementar esta metodologia é importante estimarem os custos associados a este.

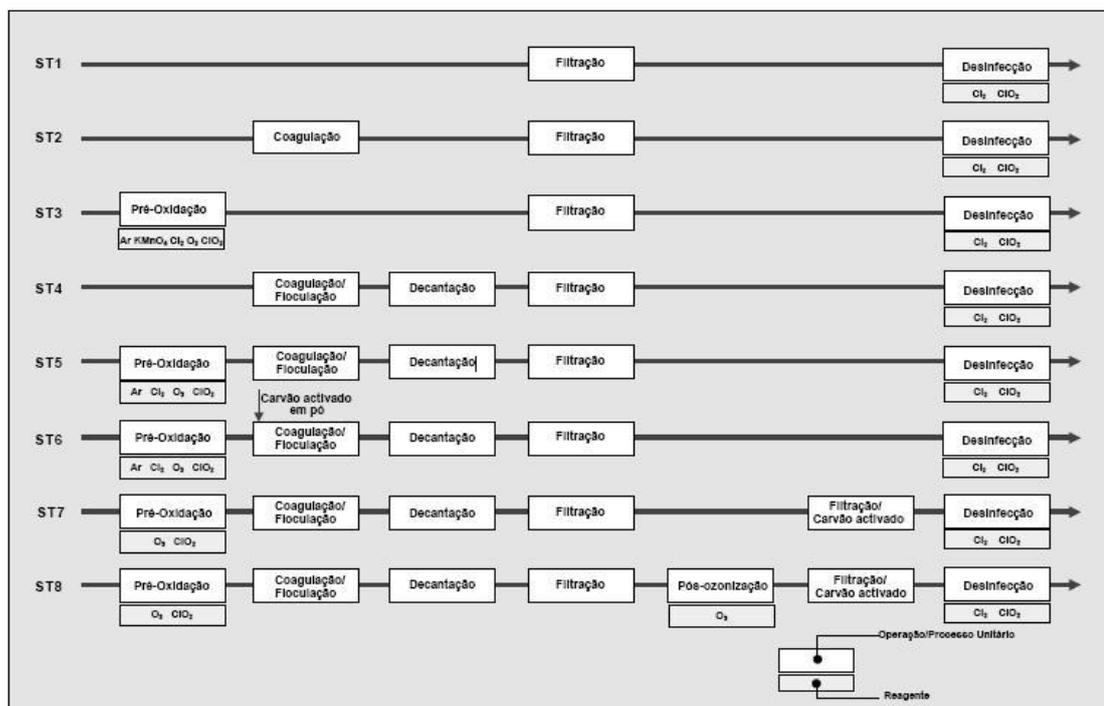


Figura 5.4 - Sistemas Convencionais de tratamento de água para abastecimento público (Fonte: Almeida, 2005).

Por forma a avaliar os custos envolvidos nos diferentes cenários utilizaram-se as curvas de custo de Hansen, et al (1979) para o tratamento convencional, actualizadas a 2009 onde se utilizou uma taxa de actualização de 0,03, e a taxa de conversão de 1,409, média calculada do valor de conversão da moeda dólares a euros, durante o mês de Julho de 2009.

A avaliação de custos associados ao tratamento não convencional, de NF foi efectuada com base nos estudos de Rodrigues (2008), e igualmente actualizadas ao ano de 2009, alcançando deste modo, os valores de custo associados aos diferentes cenários para a aplicação dos sistemas de tratamento convencionais e não convencionais de água, custos de construção e de operação e manutenção para o horizonte de projecto.

6 Caso de estudo – Albufeira do Divor

De acordo com a informação disponível no SNIRH, relativa à qualidade da água na origem (albufeira) seleccionou-se como caso de estudo, a albufeira do Divor, uma vez que reunia as condições admitidas como ideais (qualidade inferior a A3) para implementar as soluções preconizadas nos diferentes cenários.

6.1 Enquadramento histórico

É em Nossa Senhora da Graça do Divor, perto da Igreja, que se situam as principais nascentes e captações da Água da Prata. Geograficamente esta caracteriza-se por ser plana, apesar de apresentar pequenas elevações, fazendo com que a água seja transportada, por gravidade, até à cidade de Évora, circulando em canos enterrados.

Graça do Divor possuía abundância e uma boa qualidade de recursos hídricos, devido à confluência das bacias hidrográficas dos rios Tejo, Sado e Guadiana. O Aqueduto da Água de Prata foi construído, no século XVI, a mando de D. João III, para abastecer e regular os níveis de água, de modo a evitar as secas que se fizeram sentir na época. Os cursos de água e nascentes de N^a Sra. Da Graça Do Divor tiveram uma importância crucial no abastecimento de água nesta localidade.

A ribeira do Divor (Figura 6.1) pertence à bacia hidrográfica do Rio Tejo e está situada no Alto Alentejo e no Ribatejo. Nasce perto de Igrejainha e desagua no Sorraia, perto da localidade de Azervadinha, Coruche.



Figura 6.1 - Ribeira de Nossa Senhora do Divor (Fonte: Guedes de Melo e Gomes, 1992).

A barragem do Divor (Figura 6.2) foi construída entre os anos de 1963-1965, situada nos terrenos que marginam a ribeira do Divor, na freguesia de Igrejinha, do concelho de Arraiolos, no distrito de Évora e beneficia de uma área de 488 hectares.

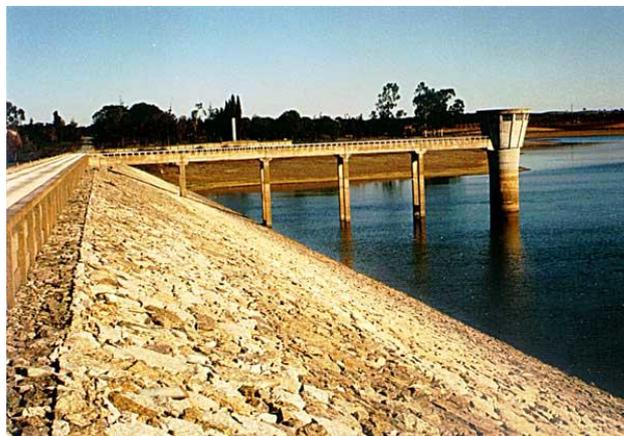


Figura 6.2 - Barragem do Divor (Fonte: Guedes de Melo e Gomes, 1992).

Em 1965 iniciou-se a exploração e conservação desta obra, a cargo da Direcção Geral dos Serviços Hidráulicos e mais tarde, em 1968 transferida para a Associação de Regantes e Beneficiários do Divor, com sede em Arraiolos (SNIRH, 2009).

As principais características da barragem e da albufeira do Divor estão presentes no Quadro 6.1.

A utilização excessiva de fertilizantes na agricultura e de efluentes das explorações agro-pecuárias e nos esgotos domésticos originaram uma rápida e progressiva degradação da qualidade de água. Promovendo uma rápida eutrofização destas massas de água, uma vez que os níveis de fósforo são elevados (Oliveira, 1996).

A eutrofização induz à proliferação de espécies fitoplanctónicas pouco desejáveis como é o caso das Cianobactérias que de ano para ano parecem prolongar o seu período de ocorrência, devido ao aumento de azoto e fósforo no meio aquoso. A principal preocupação com o aumento da frequência de *blooms* de cianobactérias em bacias hidrográficas é a capacidade desses microrganismos produzirem e libertarem para o meio líquido toxinas (cianotoxinas) que podem afectar a saúde humana, tanto pela ingestão de água como por contacto em actividades de recreação no ambiente, ou ainda pelo consumo de animais contaminados (Vasconcelos, 1999).

Quadro 6.1 – Características principais da Barragem e Albufeira do Divor (Fonte: SNIRH, 2009).

Distrito	Évora
Concelho	Arraiolos
Freguesia	Igrejinha
Bacia Hidrográfica Principal	Tejo
Linha de Água	Ribeira do Divor
Barragem	
Altura Máxima acima do leito	17 m
Comprimento do Coroamento	636 m
Largura do Coroamento	7 m
Capacidade do descarregador	45 m ³ .s ⁻¹
Albufeira	
Bacia Hidrográfica	43 m ²
Área inundada	265 ha
Capacidade	11,90 hm ³
Cota do N.P.A. (nível pleno de armazenamento)	261,4 m

Na albufeira do Divor os géneros mais abundantes são a *Oscillatoria* e a *Anabaen*, que produzem compostos como a geosmina, que provocam gosto e cheiros desagradáveis à água. A proliferação de florescências de Cianobactérias associada á desoxigenação em profundidade, com níveis elevados de amónia, pode mesmo provocar acentuadas mortalidades piscícolas (Cabeçadas & Brogueira, 1982).

Foram implementadas estratégias para a economia de água, nos anos de 1974 a 1976, 1981, 1983, 1993 e 1995 que se basearam na eliminação do uso destas águas para a agricultura. A qualidade de água empobrecida que se fez sentir no ano 1993 originou a desactivação desta albufeira, fazendo com que deixasse de ser usada ou apresentasse apenas utilizações residuais, durante o Verão, nos dias de maiores consumos como reforço em períodos de seca.

De acordo com estes factos, durante o ano de 2001, a gestão autárquica do local decide deixar de explorar esta albufeira, pois no ano de 1995, como a água daquela albufeira não apresentava a qualidade necessária, o abastecimento à cidade de Évora passou a ser garantido por uma nova albufeira, a do Monte Novo.

6.2 Qualidade de água na albufeira do Divor

Através da análise das origens de água e sistemas de abastecimento de algumas Câmaras Municipais nos concelhos alentejanos de Moura, Montemor-o-Novo, Mértola, Almodôvar, Serpa, Arraiolos e o município de Portimão, no Algarve, consideram ser estes os casos mais críticos, relativamente à degradação das massas de água, para os quais foi necessário encontrar alternativas para o abastecimento de águas para consumo humano. É estimado que cerca de um milhão de pessoas está em risco de poder ser afectado, com os problemas de abastecimento de água, caso o actual cenário de seca se mantenha (IRAR, 2005).



Figura 6.3 - Ribeira de Nossa Senhora do Divor (Fonte: Guedes de Melo e Gomes, 1992).

A Sul do País predominam os usos de água para a irrigação agrícola e sua industrialização, porém a escassa precipitação e ainda a insuficiente qualidade dos recursos hídricos, originou um conjunto de condicionantes naturais à sua utilização, devendo dar-se prioridade ao abastecimento público em detrimento da utilização agrícola, uma vez que necessita de elevadas quantidades de água.

As consequências para este género de situações relacionam-se directamente com a degradação da qualidade de água, e de acordo com o presidente do INAG, Orlando Borges, há a necessidade de tentar remediar esta situação, pois caso contrário estes danos poderão ser irreversíveis (SNIRH, 2009)

A grande lagoa artificial das águas da albufeira do Divor tem um Plano de Ordenamento da Albufeira (POAD) que incide sobre o Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tejo (PBH Tejo). No ano de 2000 de acordo com o Decreto-Lei nº. 152/97, de 19 de Junho, a albufeira do Divor foi considerada uma zona sensível, uma vez que as águas residuais urbanas aqui descarregadas necessitam de um tratamento complementar (ao tratamento secundário).

De acordo com a Resolução do Conselho de Ministros n.º 115/2005 estas águas foram consumidas durante muito tempo, por usos associados à agricultura (rega), fins industriais e o abastecimento da população.

Os aproveitamentos hidroagrícolas do Divor datam do final da década de 50 e início da de 60, tendo aproximadamente 45 anos. Este aproveitamento, com uma taxa de utilização da ordem dos 90%, apresenta problemas de degradação do canal principal de rega, problemas de drenagem no perímetro e de acessos, sendo que a Associação de Regantes não dispõe de capacidade financeira para mandar elaborar os projectos para reabilitação do canal, para os esgotos e caminhos.

Sendo a rega o principal uso da água da Albufeira do Divor, segundo a Resolução do Conselho de Ministros n.º 115/2005, o sistema agro-pecuário também representa uma actividade praticada na área da albufeira, influenciando a sua qualidade de água. Actividades secundárias como a pesca, natação, navegação recreativa, entre outros são permitidas, embora com algumas restrições. No entanto a qualidade da água da albufeira, apresenta um carácter sazonal.

Na agricultura, a utilização de produtos destinados ao controlo e crescimento das culturas contribuem para o aumento de diferentes elementos na composição da água da albufeira, tais como o chumbo, arsénio, cobre e zinco no caso dos pesticidas e, azoto e fósforo no caso dos fertilizantes. Alguns compostos, por apresentarem fraca retenção nos solos agrícolas, acabam por sofrer lixiviação para o interior da albufeira, contribuindo assim para a degradação das massas de água.

Devido ao facto das albufeiras constituírem um receptor das águas das escorrências provenientes de efluentes, actividades agrícolas e industriais, os usos do solo nas áreas de drenagem influenciam em muito a qualidade da água pois, as suas propriedades são severamente alteradas pelas actividades antropogénicas.

Os factores naturais bem como todas as actividades aí praticadas são precursores na contribuição de deposição de sedimentos carregados de matéria orgânica e minerais, como nutrientes, metais pesados e bactérias, consideradas fontes poluentes. A elevada produtividade biológica, derivada das descargas de azoto e fósforo nas regiões a montante resultam na eutrofização deste sistema aquático. De acordo com o Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tejo, a albufeira do Divor entre outras (Crato, Gáfete, Magos, Montargil, Patudos, Poio, Racheiro, Póvoa e Meadas) classifica-se como hipereutróficas.

A ETA do Divor gerida pela Câmara Municipal de Évora enfrentou problemas de qualidade na origem destas massas de água, tais como a turvação, teores elevados de matéria orgânica, azoto, fósforo e clorofila-*a*. O esquema de tratamento utilizado era através de uma Pré-oxidação, Coagulação/Floculação, Decantação, Filtração, Correção do pH e Desinfecção, contudo desde o ano

de 2002 que esta se encontra fora de serviço, dada a incapacidade do sistema de tratamento face à qualidade de água na origem (>A3).

A albufeira do Divôr foi classificada como albufeira de águas públicas protegidas, ou seja, aquela cuja água é ou se prevê que venha a ser utilizada para abastecimento de populações e aquela cuja protecção é ditada por razões de defesa ecológica (AEA, 2005).

Diante das análises globais exercidas à água, existente nas origens utilizadas no sistema de abastecimento público à Cidade e Concelho de Évora, ressalta uma clara tendência para a rápida eutrofização dessa massa de água. Esta progressiva degradação da qualidade da água tem origens nos níveis elevados de fósforo total, resultantes da utilização excessiva de fertilizantes na agricultura e de efluentes de explorações agro-pecuárias e de esgotos domésticos (Oliveira, 1996).

A saúde pública em geral e a vida piscícola fica comprometida através desta contaminação, pela proliferação de espécies fitoplanctónicas pouco desejáveis como é o caso das Cianobactérias (Vasconcelos, 1999).

6.3 Dados de Base sobre o caso de estudo

De modo a justificar a aplicação dos vários cenários associados a uma origem de água com as características da Albufeira do Divor. Simulou-se a existência de um aglomerado populacional dependente deste tipo de origens de água. Este aglomerado populacional foi materializado, considerando uma situação correspondente a um “condomínio fechado”, junto à Ribeira do Divor.

Este caso de estudo contempla sistemas de abastecimento de água próprios, para consumo directo e para as demais utilizações necessárias a uma habitação, recorrendo a sistemas auto-suficientes de reutilização, dessas mesmas águas utilizadas destinadas ao uso de regas e pontos de lavagem.

A população considerada neste trabalho é de 250 habitantes, uma vez que as necessidades de água variam de modo significativo de região para região e mesmo de habitação para habitação, dependendo dos hábitos de consumo dos seus ocupantes que, por sua vez, são determinados por aspectos culturais e climáticos.

Por este motivo, foi necessário estimar valores de capitação, tendo em conta a dimensão e as características do aglomerado, o nível de vida desta população e os seus hábitos higiénicos, assim como as condições climáticas locais. A capitação definida é de 200 L. (hab. dia)⁻¹, e de acordo com o Decreto Regulamentar nº. 23/95, de 23 de Agosto, está associado a uma população superior a 50 000 habitantes.

A justificação para esta escolha prende-se pelas necessidades pontuais de água, existentes neste “condomínio fechado” com captação de água própria, para a satisfação de todos os seus usos. Uma ETA que contará com um valor de factor de ponta igual a 6,43, relacionados com os consumos pontuais das grandes afluências de necessidade de água, funcionando esta durante 16 horas com um caudal de ponta horária de $3,25 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

Ou seja, existe um aumento significativo dos usos de água e de tempos de funcionamento de uma forma irregular, daí ser necessária uma capitação tão elevada.

7 Resultados

A selecção de parâmetros de qualidade da água que foi efectuada para a realização deste estudo, teve por base as exigências da legislação vigente bem como os objectivos previamente estabelecidos.

Como referido anteriormente, o período de estudo destes parâmetros foi de Setembro de 1996 até Outubro de 2007. A recolha de dados da Albufeira do Divor foi efectuada num período de onze anos hidrológicos. No Quadro 7.1 estão presentes os parâmetros e o número de amostras analisados, para o estudo deste recurso hídrico.

Quadro 7.1 - Parâmetros analisados e respectivo número de amostras (Fonte: IRAR, 2008).

Parâmetros seleccionados	Número de Amostras
Azoto amoniacal	131
Azoto Kjeldahl	36
CBO₅	116
CQO	116
Clorofila-<i>a</i>	79
Coliformes fecais	128
Coliformes totais	130
Cor	73
Estreptococos fecais	40
Ferro	76
Fósforo	102
Manganês	85
Nitrato	132
Oxidabilidade	132
SST	126
pH	56

Após a recolha dos dados, através da selecção de parâmetros para a elaboração deste trabalho, foi efectuado um levantamento dos valores normativos utilizados na legislação vigente. Através de um quadro resumo, apresenta-se no Quadro A1 do Anexo A os valores limite legais para as águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano. Nos Quadros A2, A3 e A4 do Anexo A, estão presentes os valores normativos necessários para as águas destinadas ao consumo humano, às águas balneares e às águas destinadas à rega, respectivamente.

Para avaliar os valores recolhidos, foi necessário compará-los com a legislação vigente. Os limites foram divididos em águas para produção de água para consumo humano, águas para consumo

humano, águas balneares e águas destinadas à rega, e assim analisadas as ultrapassagens que estes valores apresentaram relativamente ao Decreto-Lei 236/98 anexo I, Decreto-Lei 236/98 anexo VI, Decreto-Lei 243/2001 e Decreto-Lei 306/2007, Decreto-Lei 236/98 anexo XV e Decreto-Lei 236/98 anexo XVI. Os resultados estão presentes no Quadro 7.2, com as ultrapassagens e classificação da massa de água.

Uma vez que em anos consecutivos, verifica-se uma classificação da qualidade de água superior a A3, e visto que o número de amostras é bastante significativo, convencionou-se que seria adequado um sistema de tratamento convencional mais exigente e completo. Como é exemplo o Sistema de Tratamento 8 (ST8) (Figura 7.1), seguido por um sistema de tratamento não convencional, a NF, por forma a garantir a qualidade adicional de água.



Figura 7.1 - Sistema de Tratamento 8 (Fonte: Almeida, 2005)

Quadro 7.2 - Ultrapassagens para as águas de produção de água para consumo humano e classificação final da massa de água.

	96/97		97/98		98/99		99/00		00/01		01/02		02/03		03/04		04/05		05/06		06/07	
	Nº de amostras	Classificação																				
Azoto Kjeldahl (mg.L ⁻¹ N)	0		0		0		0		0		6	>A3										
CBO5 (mg.L ⁻¹ O ₂)	3	>A3	9	>A3	12	>A3	12	>A3	12	>A3	11	A2	12	A3	12	A3	10	A2	5	>A3	12	A3
CQO (mg.L ⁻¹ O ₂)	3	A3	9	A3	12	A3	12	>A3	12	>A3	12	>A3	11	>A3	12	>A3	10	>A3	5	>A3	12	>A3
Clorofila-a (µg.L ⁻¹)	0		0		0		0		11	Eutrófico	11	Eutrófico	11	Eutrófico	12	Eutrófico	12	Eutrófico	10	Eutrófico	12	Eutrófico
Coliformes fecais (NMP/100 ml)	11	A2	12	A2	12	A2	12	A2	12	A2	11	A2	12	A2	12	A2	11	A1	12	A2	11	A2
Coliformes totais (NMP/100 ml)	11	A2	12	A3	12	A3	12	A3	12	A2	12	A2	12	A2	12	A2	11	A2	12	A2	12	A2
Cor (mg.L ⁻¹ , escala PtCo)	0		0		0		3	A2	1	A2	10	A1	12	A2	12	A2	12	>A3	12	>A3	11	>A3
Estreptococos fecais (NMP/100 ml)	0		0		0		1	A2	2	A2	5	A2	6	A2	8	A2	6	A2	6	A2	6	A3
Ferro (mg.L ⁻¹ Fe)	8	A2	9	A2	12	A2	12	A2	2	>A3	6	A2	6	>A3	6	A2	6	A2	5	A2	3	A3
Fósforo (mg.L ⁻¹ P ₂ O ₅)	0		0		6	Eutrófico	12	Oligotrófico	12	Eutrófico	12	Eutrófico	12	Eutrófico								
Manganês (mg.L ⁻¹ Mn)	10	A2	12	A3	12	A2	12	A3	2	A3	6	A2	6	A3	6	A2	6	A2	5	A3	6	A1
Nitrato (mg.L ⁻¹ NO ₃)	12	A1																				
Oxigênio dissolvido (% de saturação de O ₂)	12	A1	12	A2	12	A3	12	A3	12	A2	11	A1	7	A2	12	A1	9	A1	10	A1	11	A1
SST (mg.L ⁻¹)	3	A1	9	A2	12	A1	12	A1	12	A2	12	A1	12	A2	12	A1	12	A1	12	A1	12	A1
pH	0		0		0		0		0		12	A2	6	A2	11	A1	12	A1	11	A1	4	A1
Classificação final	>A3																					
Total Nº Amostras	73		96		114		124		114		149		143		157		147		135		142	

7.1 Balanço Hídrico

O Balanço hídrico, como referido anteriormente, teve como principal objectivo a determinação das necessidades efectivas do volume de água a captar na massa de água para posterior tratamento e distribuição aos diferentes usos da população em questão.

Uma vez que a complexidade dos circuitos hidráulicos nos sistemas de tratamento aumenta de cenário para cenário, pelas quantidades de água utilizadas no Condomínio, percentagens relativas desses mesmos usos e admitindo valores percentuais de perdas para os diversos tratamentos aplicados nesta massa de água, aplicou-se a seguinte equação para determinação do caudal de captação:

$$Q_{ETA} = Q_{\text{médio}} + \sum Q_{\text{Necessidades}} \times \text{Perdas}_{ST}, \text{ onde}$$

$$Q_{\text{necessidades}} = \sum Q_{\text{Usos}}$$

Legenda:

- Q_{ETA} – Caudal da ETA
- Q_{Usos} – Caudal dos usos
- $Q_{\text{Médio}}$ – Caudal médio
- $Q_{\text{Necessidades}}$ – Caudal das necessidades

Considerando as perdas associadas ao sistema de tratamento da ETA, em tratamentos não convencionais de 25% e em tratamentos Convencionais de 10%.

De acordo com o caso de estudo, existe a necessidade de aplicar a equação aos diferentes cenários, mas antes é importante conhecer o caudal médio diário ($Q_{\text{Médio}}$) utilizado por esta população:

- População = 250 habitantes
- Capitação = $200 \text{ L.}(\text{hab.dia})^{-1} = 0,2 \text{ m}^3.(\text{hab.dia})^{-1}$

$$Q_{\text{Médio}} = \text{População} \times \text{Capitação}$$

$$= 250 \times 0,2$$

$$Q_{\text{Médio}} = 50 \text{ m}^3. \text{d}^{-1}$$

O $Q_{\text{Médio}}$ para os Cenários 1 e 2 (C1 e C2) será igual a $50 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, após aplicação dos sistemas de reutilização de água nos Cenários 3 e 4 (C3 e C4) o $Q_{\text{Médio}}$ passará a ser $33 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (Quadro 7.3), uma vez que em termos de quantidade de captação para o abastecimento dos Usos exteriores, o valor será menor.

Quadro 7.3 – Caudais médios dos usos de água nos diferentes cenários. $Q_{\text{médio}} (\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1})$

Usos	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
A. Consumo Directo	8,0	8,0	8,0	8,0
B. Contacto Directo	22,3	22,3	22,3	22,3
C. Balneares	2,7	2,7	2,7	2,7
D. Usos Exteriores	17,0	17,0	R_1	
· Autoclismos				R_2
· Rega, Lavagens de carros e pavimentos				R_1
Totais	50,0	50,0	33,0	33,0

Quadro 7.4 - Valores percentuais calculados em função das utilizações de água do caudal captado nos diferentes cenários.

Usos (%)	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
A. Consumo Directo	16,0	16,0	24,2	24,2
B. Contacto Directo	44,6	44,6	67,6	67,6
C. Balneares	5,4	5,4	8,2	8,2
D. Usos Exteriores	34,0	34,0		
· Autoclismos				--
· Rega, Lavagens de carros e pavimentos				--
Totais	100	100	100	100

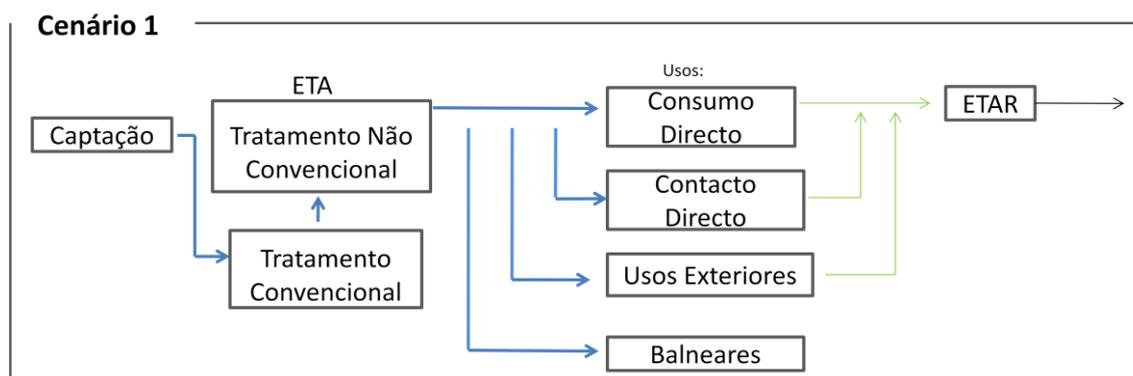
No Quadro 7.4 estão presentes as percentagens das utilizações de água nos quatro cenários. Com base nestes, e sabendo-se que a população necessita de quantidades pré-definidas de água para cada utilização, e ainda que a aplicação dos sistemas de tratamento será diferente em cada cenário, a quantidade de água que deverá ser captada vai ser diferente, pois existem perdas associadas

diferentes. Vejamos de seguida as quantidades de água captadas nos diferentes cenários, calculadas através da equação de determinação do caudal de captação, atrás referida.

Quadro 7.5 - Valores de captação de água.

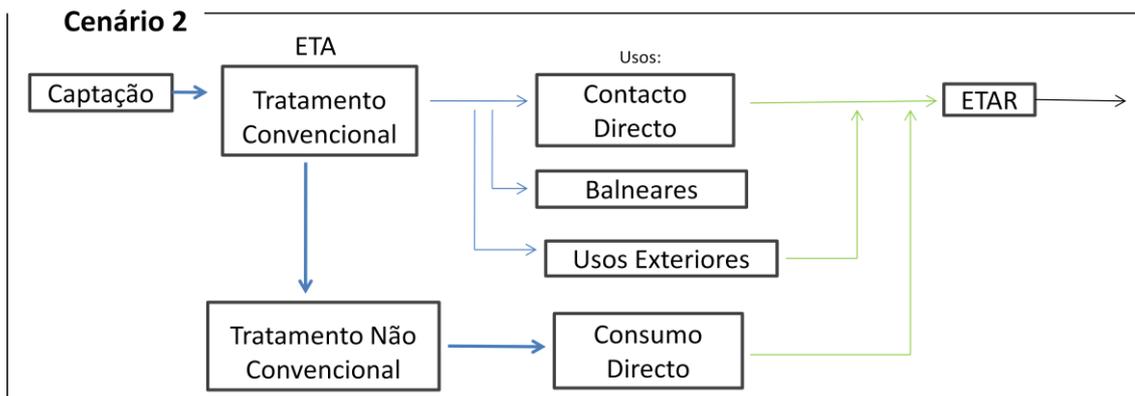
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Caudal captado (m³.d⁻¹)	67,5	57,0	38,3	38,3

Os diferentes cenários foram projectados com o propósito da optimização do recurso hídrico, ou seja, a poupança de captação de água. Como se pode observar através do Quadro 7.5, este objectivo foi conseguido, uma vez que existe uma diminuição significativa na captação, resultante da diminuição de perdas dos diferentes sistemas de tratamento associados e ainda da reutilização da água dos usos anteriormente exercidos.



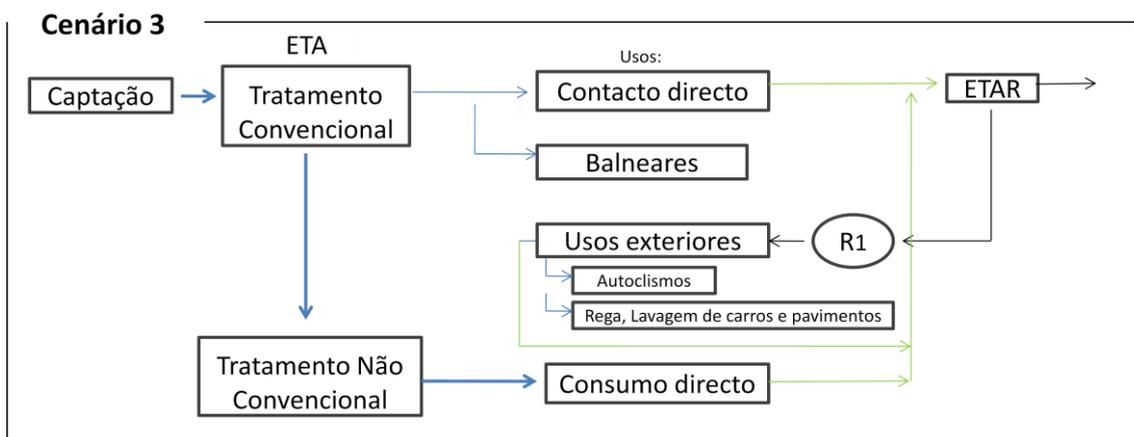
Em Portugal o sistema de tratamento de águas habitualmente praticado é único, independentemente do uso ao qual se dará à água. Neste cenário, decidiu-se aplicar um sistema de tratamento máximo de água em toda a quantidade, para todos os usos, através da aplicação de um tratamento convencional, seguido de um não convencional, a NF.

A NF por ser um sistema de tratamento mais avançado, e superior ao usualmente utilizado, uma vez que facilita os processos de purificação de água na remoção de sais e outras impurezas, garantirá uma qualidade de água máxima em qualquer uso dado a esta população.



Podendo considerar-se a prática anterior excessiva, uma vez que nem todos os usos dados a estas águas necessitam de uma qualidade máxima e tão exigente, e com o intuito de se fazer uma distinção da água que realmente necessita ser tratada à qualidade máxima (água para consumo humano), no cenário 2 esta é a única a ser tratada com recurso à NF.

A restante água terá uma qualidade suficiente aos usos a que se destinam, através de um sistema de tratamento convencional. A implementação do cenário 2 origina uma poupança na captação de água, relativamente ao primeiro cenário de $10,5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$.



Legenda:

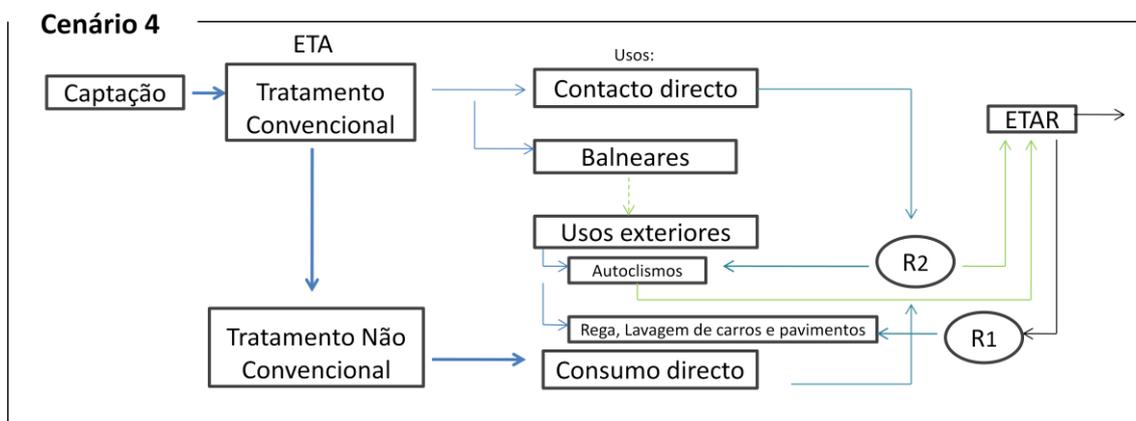
R1- reservatório com águas provenientes da ETAR.

No cenário 3 introduz-se a prática da reutilização, onde toda a água utilizada para os Usos Exteriores será proveniente da reutilização das águas utilizadas por esta população. O caudal captado e tratado pela ETAR será superior ao necessário nos Usos Exteriores, deste modo, quando este não for utilizado será descarregado para o meio receptor. A implementação do cenário 3 garante uma poupança de captação de água na fonte de $18,7 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, relativamente ao cenário 2.

De notar que o tratamento das águas residuais, será referente às águas de Consumo Directo, de Contacto Directo e dos próprios Usos Exteriores. As águas balneares, uma vez que não serão despejadas diariamente (apenas ao fim de cinco anos), não serão contempladas neste cálculo.

$$\begin{aligned}
 Q_{\text{ETAR } 3} &= Q_{\text{Consumo Directo}} + Q_{\text{Contacto Directo}} + Q_{\text{Usos Exteriores}} \\
 &= 8,0 + 22,3 + 17,0 \\
 &= 47,3 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}
 \end{aligned}$$

As águas tratadas na ETAR serão encaminhadas para um reservatório (R1), onde o valor de águas tratadas pela ETAR corresponde a $47,3 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, verificando-se serem superiores aos $17 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ necessários aos Usos Exteriores. A quantidade excedente, uma vez que não será utilizada será enviada ao meio receptor.



Legenda:

- Reservatório de água reutilizada da ETAR (R1);
- Reservatórios de água reutilizada do Consumo Directo e Contacto Directo (R2).

Relativamente à captação de água, o cenário 4 mantém os valores respeitantes ao cenário 3, uma vez que se mantêm as exigências para os níveis de qualidade de águas do Contacto Directo, Consumo Directo e águas Balneares. A grande diferença terá que ver com a quantidade de água tratada na ETAR, pois toda a água necessária para as descargas sanitárias provirá de uma reutilização interna das águas de Consumo Directo, Contacto Directo e esporadicamente das águas Balneares (não contempladas nos cálculos). Fazendo com que na ETAR, apenas seja necessário tratar as águas

provenientes das descargas sanitárias e ainda da quantidade que não será utilizada na reutilização interna.

$$Q_{ETAR} = (Q_{Excedente} + Q_{Autoclismos})$$

$$= (7,8 + 22,5)$$

$$= 30,3 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$$

$$Q_{R \text{ interno}} = (Q_{Contato} + Q_{Consumo})$$

$$= (8,0 + 22,3)$$

$$= 30,3 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$$

Para as descargas sanitárias, serão necessários $15 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (ao qual se dará uma margem de $22,5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, para possíveis aumentos). A quantidade excedente ($7,8 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) que será acomodada num reservatório (R2), cujo deverá apresentar capacidade suficiente para a reserva dos valores sobejantes, será enviada para a ETAR, juntamente com as águas utilizadas nas descargas sanitárias. E posteriormente reutilizadas para a rega e lavagens de carros e pavimentos e/ou descarregadas no meio receptor, aplicando-se deste modo um funcionamento auto-suficiente.

Este procedimento fará com que do cenário 3 para o cenário 4, haja um decréscimo de $17 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de água residual tratada na ETAR.

O Quadro 7.6 é um resumo dos volumes de água considerados para o desenvolvimento deste estudo, nos quatro cenários. As quantidades de água entram na ETAR para serem tratados, já apresentam as perdas associadas deste sistema de tratamento.

Quadro 7.6 – Volumes de água nos diferentes cenários, na origem, na ETA, na ETAR, poupados na origem e poupados no tratamento de águas residuais.

Volume de água ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Origem (captação)	67,5	57,0	38,3	38,3
ETA				
Convencional	67,5	57,0	38,3	38,3
Não Convencional	67,5	8,0	8,0	8,0
ETAR	50,0	50,0	47,3	30,3
Poupança do recurso água	10,5	18,7	0,0	
Poupança no tratamento de água residual	0,0	2,7	17,0	

7.2 Estimativa de Custos

De forma a avaliar os custos envolvidos às diferentes soluções preconizadas nos diferentes cenários, entendeu-se ser necessário determinar o valor de custo de tratamento estimado na implementação desta metodologia.

Na estimativa de custos considerou-se uma taxa de actualização de 0,03 e uma taxa de conversão de dólares americanos em euros = 1,409 (mês de Julho de 2009, Banco de Portugal).

Relativamente aos custos associados à operação e exploração da instalação do tratamento de água, considerou-se um período de funcionamento da ETA de 16 horas, e ainda uma concentração de ozono de 5 mg.L⁻¹ (utilizada no processo de pré e pós ozonização).

Para a avaliação técnico-económica deste estudo teve-se em conta as curvas de custo de construção (C.C.) e de operação & manutenção (O&M) de Hansen, e tal (1979), cujo domínio de aplicação equivale a caudais de 0,39 a 157,71 m³.h⁻¹.

As funções de C.C. e de O&M foram determinadas, através da soma da avaliação das funções de custo por operação e processos unitários. De seguida nos Quadros 7.7 e 7.8, estão discriminadas as curvas de custo, actualizadas ao ano de 2009.

Quadro 7.7 - Curvas de custo de Construção.

Custos de Construção	Funções de Custo	R²
Pré-oxidação	$C = -0,9049Q^2 + 810,03Q + 37301$	1
· Gerador Ozono	$C = -0,0007Q^2 + 8,4807Q - 818,57$	0,9734
· Tanque Ozono		
Package	$C = -10,588Q^2 + 5240,2Q + 104120$	0,99
· Coagulação/Floculação		
· Decantação		
· Filtração		
Pós ozonização	$C = -0,9049Q^2 + 810,03Q + 37301$	1
· Gerador	$C = -0,0007Q^2 + 8,4807Q - 818,57$	0,9734
· Tanque		
Filtração CAG	$C = -4,6753Q^2 + 1443,9Q + 20937$	0,9909
Desinfecção	$C = 7648,764251$	
Função Global	$C = -17,07Q^2 + 8321,12Q + 205670,62$	

Legenda:

- C = custo, €; Q = caudal, m³.h⁻¹

Quadro 7.8 - Curvas de custo de O&M.

Custos de Operação & Manutenção	Funções de Custo	R²
Pré-oxidação ozono gerador	$C = -2,4284Q^2 + 246,75Q + 6577,7$	1
Package	$C = -1,7304Q^2 + 812,7Q + 30800$	0,9393
· Coagulação/Floculação		
· Decantação		
· Filtração		
Pós ozonização gerador	$C = -2,4284Q^2 + 246,75Q + 6577,7$	1
Filtração CAG	$C = -0,4412Q^2 + 176,24Q + 2245,4$	0,999
Desinfecção	$C = 3549,310557$	
Função Global	$C = -7,03 Q^2 + 1482,44 Q + 49750,11$	

Legenda:

- C = custo, €; Q = caudal, m³.h⁻¹

No final foram encontradas as curvas de custo totais para o ano de construção, onde a função de custo de construção é $C = -17,07 Q^2 + 8321,12 Q + 205670,62$ e a função para os custos de operação e manutenção é $C = -7,03 Q^2 + 1482,44 Q + 49750,11$. Deste modo, para saber o valor foram aplicados os caudais dos diferentes cenários, obtendo assim os custos de construção dos sistemas convencionais.

Nas Figuras 7.2 e 7.3 apresentam-se os gráficos correspondentes às curvas de custo, acima referidas.

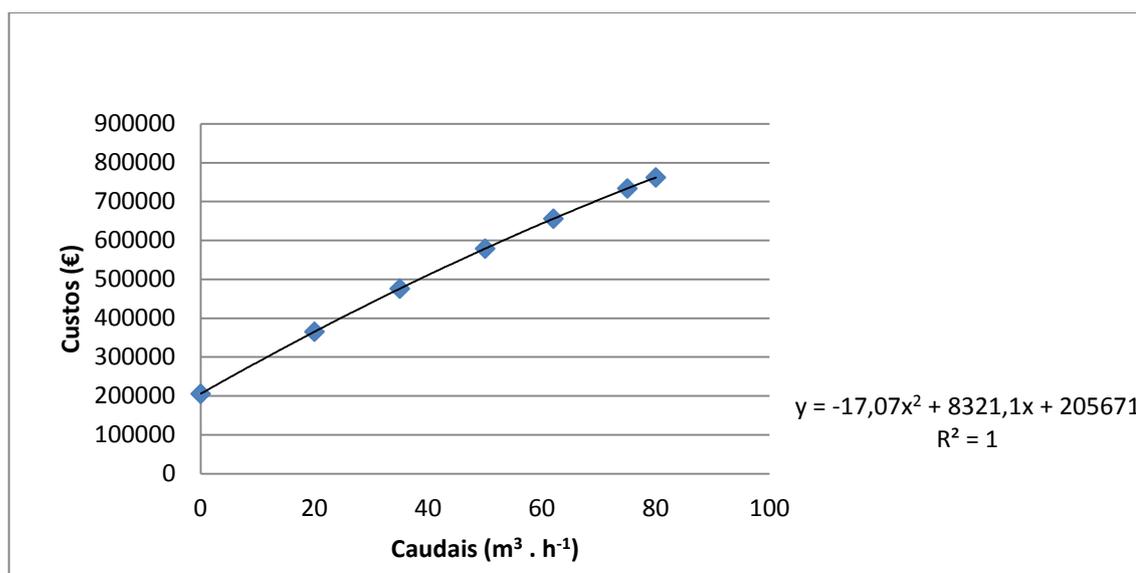


Figura 7.2 - Gráfico da função de custo de construção.

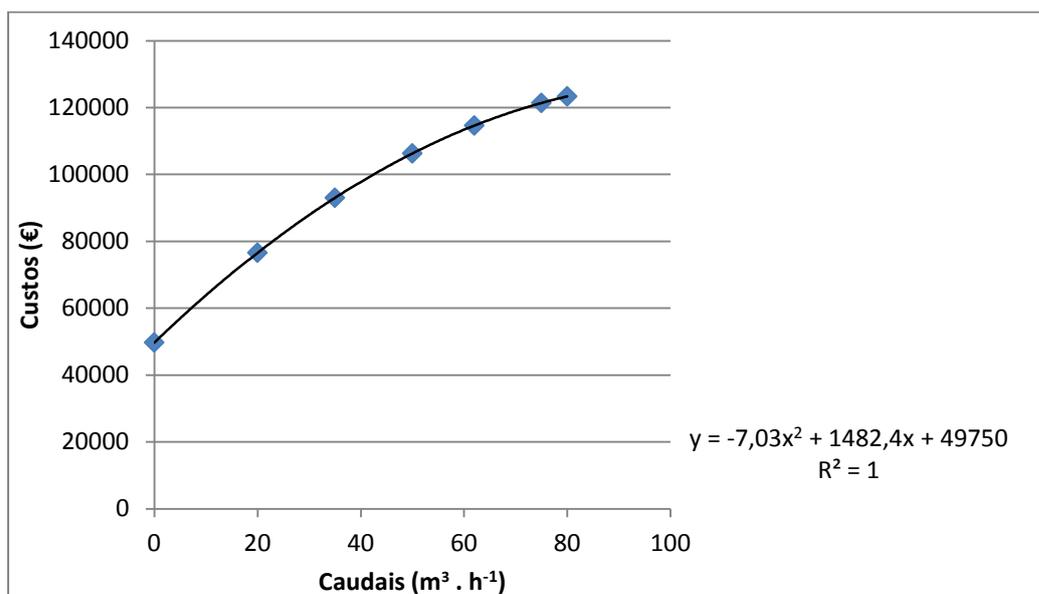


Figura 7.3 – Gráfico da função de custo de O&M.

No entanto, uma vez que o horizonte de projecto é de 20 anos, há que referir que para a exploração desta obra será necessário efectuar uma actualização da função de exploração para os diferentes anos, em função da taxa de actualização aplicada. E deste modo efectuar uma projecção de custos a 20 anos com base na equação de custo de O&M inicial. Encontrando-se a equação de custo total de construção e O&M para os 20 anos que se apresenta no Quadro 7.9.

Quadro 7.9 - Funções de custo totais do ano de exploração e no final do horizonte de projecto para os tratamentos convencionais.

Funções de Custo	
Construção (ano de exploração)	$C = -17,07Q^2 + 8321,12Q + 205670,62$
Operação & Manutenção (ano de exploração)	$C = -7,03 Q^2 + 1482,44 Q + 49750,11$
Projecção de Custos de Operação & Manutenção a 20 anos	$C = -124,776Q^2 + 31037,73Q + 968031,3$

Legenda:

- C= custo, €; Q= caudal, m³.h⁻¹

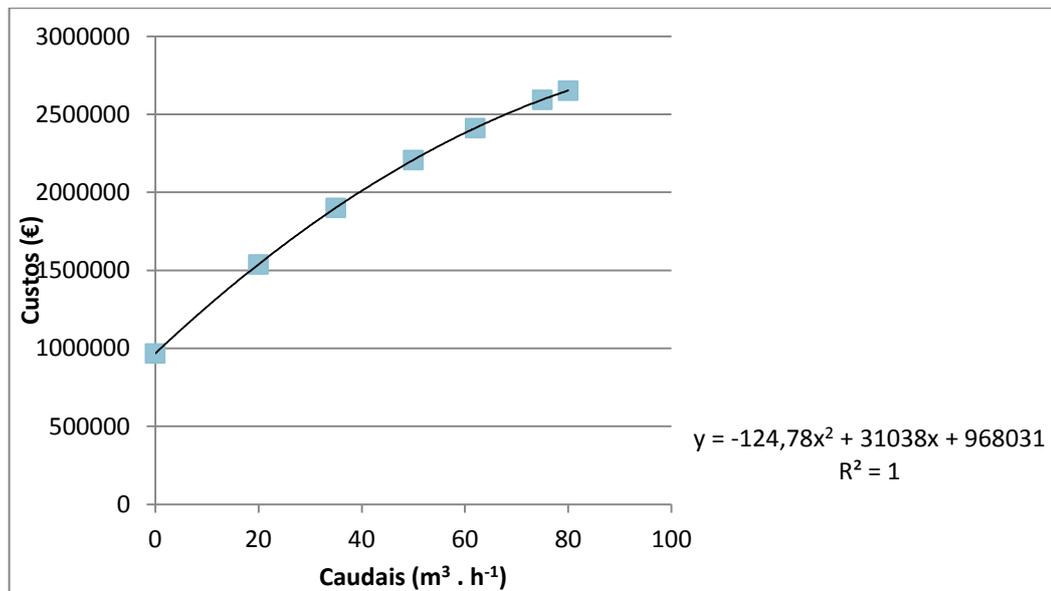


Figura 7.4 – Gráfico da função de custo da projecção efectuada para os custos de O&M durante 20 anos, para os tratamentos convencionais.

No Quadro B, do Anexo B apresenta-se um quadro detalhado com os valores de custos totais (C.C e O&M) dos quatro cenários nos sistemas de tratamento convencionais, no ano de exploração e ao final de 20 anos.

O Quadro 7.10 apresenta os valores de custos totais dos sistemas de tratamento convencionais para os quatro cenários.

Quadro 7.10 - Valores de custo de construção e custos de O&M para os quatro cenários nos sistemas de tratamento convencionais, associados aos volumes de captação de água.

	Q (m³ .d⁻¹)	Q (m³ .h⁻¹)	Custo C.C. (€)	Projecção de Custo de O&M 20 anos (€)	Total (€)
Cenário 1	67,5	4,22	240 471,47	856 279,53	1 096 751,02
Cenário 2	57,0	3,56	235 097,92	841 921,76	1 077 019,67
Cenário 3	38,3	2,39	225 491,47	816 121,46	1 041 612,93
Cenário 4	38,3	2,39	225 491,47	816 121,46	1 041 612,93

Para a obtenção dos custos associados aplicaram-se os caudais necessários nos quatro cenários, às equações anteriormente apresentadas.

No sistema de tratamento não convencional foi adicionado ao processo de NF, uma etapa de recarbonatação (Mistura Rápida Mecânica, Tanque de Recarbonatação e Filtração), de modo a conferir a recarbonatação destas águas.

De acordo com a curva de custo (C.C. e O&M) do sistema de tratamento não convencional de NF a 20 anos, $C = -0,70 Q^2 + 29365,73 Q + 1713395,22$ (Rodrigues, 2008), actualizada ao presente ano ($C = -0,66 Q^2 + 27680,01 Q + 1615039$), foi possível calcular os custos associados a este sistema de tratamento.

Os valores com os custos totais dos sistemas de tratamento não convencionais dos quatro cenários apresentam-se no Quadro 7.11.

Quadro 7.11 - Valores de custo totais para os quatro cenários nos sistemas de tratamento não convencionais, associados aos volumes de tratamento de água.

	Q (m ³ .d ⁻¹)	Q (m ³ .h ⁻¹)	Custo total a 20 anos (€)
Cenário 1	67,5	4,22	1 731 803
Cenário 2	8	0,5	1 628 879
Cenário 3	8	0,5	1 628 879
Cenário 4	8	0,5	1 628 879

Por forma a resumir estes valores de custo, no Quadro 7.12 estão presentes os custos totais do sistema de tratamento convencional e o sistema de tratamento não convencional. Ou seja, os valores totais para a implementação deste estudo.

Quadro 7.12 - Custos totais do sistema de tratamento convencional e o sistema de tratamento não convencional.

Custos Totais (€)	Sistema de Tratamento Convencional	Sistema de Tratamento Não Convencional	Total
Cenários 1	1 096 751,02	1 731 803	2 828 554,02
Cenários 2	1 077 019,67	1 628 879	2 705 898,67
Cenários 3	1 041 612,93	1 628 879	2 670 491,93
Cenários 4	1 041 612,93	1 628 879	2 670 491,93

Os valores apresentados de custos de tratamento de águas encontram-se em euros. Todas as curvas de custo foram actualizadas, através da aplicação da taxa de actualização, para o ajuste das curvas de custo ao ano de 2009, sem esquecer os anos referentes ao horizonte de projecto.

8 Discussão dos Resultados

A primeira fase da presente dissertação teve como principal objectivo a análise da qualidade de água, verificando-se através do estudo dos dados da albufeira do Divor que esta apresenta uma qualidade inferior a A3.

Esta classificação foi obtida com base nas análises efectuadas às águas desta albufeira, entre os anos hidrológicos de 1996 a 2007, dos parâmetros seleccionados para o presente estudo, tendo por base o disposto no Decreto-Lei nº 236/98, anexo I, relativo às águas para produção de águas para consumo humano.

Pelo Quadro 7.2 observa-se que os parâmetros responsáveis pela classificação desta albufeira foram o azoto Kjeldahl, o CBO_5 , o CQO, a clorofia-*a*, a cor, o ferro e o fósforo. Uma vez que são estes os parâmetros que apresentam ultrapassagens da legislação, na maioria dos anos hidrológicos.

O nível de degradação desta massa de água levou a que seja necessário considerar sistemas de tratamento de águas mais exigentes, de forma a garantir a qualidade de água para consumo humano, e por conseguinte adequada para usos menos exigentes, tais como, contacto directo, usos exteriores, rega e águas balneares.

Devido às exigências de tratamento requeridas por esta origem de água para os diferentes fins, optou-se pela aplicação de um sistema convencional de tratamento, seguido por um sistema de tratamento não convencional. O tratamento convencional adoptado foi o ST8, constituído por pré-oxidação, coagulação/floculação, decantação, filtração, pós-ozonização, filtração por carvão activado e desinfecção. E o tratamento não convencional consistiu numa NF.

As diferentes materializações dos dois sistemas de tratamento de água adoptados, assim como a introdução de recirculação de águas residuais, tiveram como principal objectivo a minimização da necessidade dos níveis de captação (poupança do recurso água) e ainda a avaliação dos custos dos sistemas de tratamento. Para tal, foram perspectivados quatro cenários para uma comparação entre tratamentos diferenciados nos distintos usos, assim como dois tipos de recirculação das águas residuais.

As soluções propostas só foram conseguidas, com o conhecimento prévio das quantidades efectivamente necessárias para os diferentes usos. Onde estas quantidades foram utilizadas num balanço hídrico, permitindo efectuar o cálculo dos volumes de água a captar.

Os Quadros 7.3 e 7.4 apresentam os caudais médios e os valores percentuais de água necessários nos quatro cenários, para os diferentes usos. Revelando não haver diferenças entre o primeiro e o

segundo cenários, no entanto nos dois últimos a introdução de sistemas de reutilização da água residual resultam na alteração das percentagens e dos caudais médios.

Relativamente às percentagens, existe uma redistribuição para os usos de consumo e contacto directo e ainda para as águas balneares, uma vez que não será captada água para os usos exteriores, que por sua vez possibilitará a diminuição do valor total captado no terceiro e quarto cenários. Uma mais-valia para a minimização da necessidade de captação, traduzindo-se num benefício ambiental.

Os valores de captação de água variaram de acordo com os sistemas de tratamento aplicados em cada cenário. De acordo com o Quadro 7.5 verifica-se que do C1 para o C2 há uma diferença de $10,5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, provenientes da alteração da aplicação do sistema de tratamento não convencional de toda a quantidade de água a utilizar, apenas para as águas de consumo humano. Esta alteração tem que ver com o facto, das perdas associadas à aplicação do sistema de tratamento não convencionais serem superiores às perdas no sistema de tratamento convencional.

De acordo com a Figura 8.1, verifica-se que existem diferenças de $18,7 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de volume captado entre o terceiro e o segundo cenário, que se justifica pelo facto de ser implementado um sistema de reutilização das águas residuais no C3, ou seja, o caudal abrangido pelas perdas associadas ao tratamento convencional será menor (apenas para as águas de consumo e contacto directo e balneares). Já do C3 para o C4, no que se refere a captação de água, não existirão alterações.

Este balanço hídrico permite conhecer as diferenças associadas aos valores de captação de água, entre os cenários. Contudo, através dos cálculos das quantidades de água residual a tratar, observa-se que os valores decrescem em $17,0 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ do terceiro para o quarto cenário. Uma vez que será introduzido um sistema de recirculação interna no C4, diminuindo o volume de água residual tratada na ETAR.

O Quadro 7.6 permite de uma forma mais clara, observar as alterações nos volumes de água captados e nos volumes de água residual tratados anteriormente mencionadas. Observando que, de uma maneira linear, existe um decréscimo de água captada na albufeira do Divor e ainda, um decréscimo de água residual tratada à medida que se alteram os cenários.

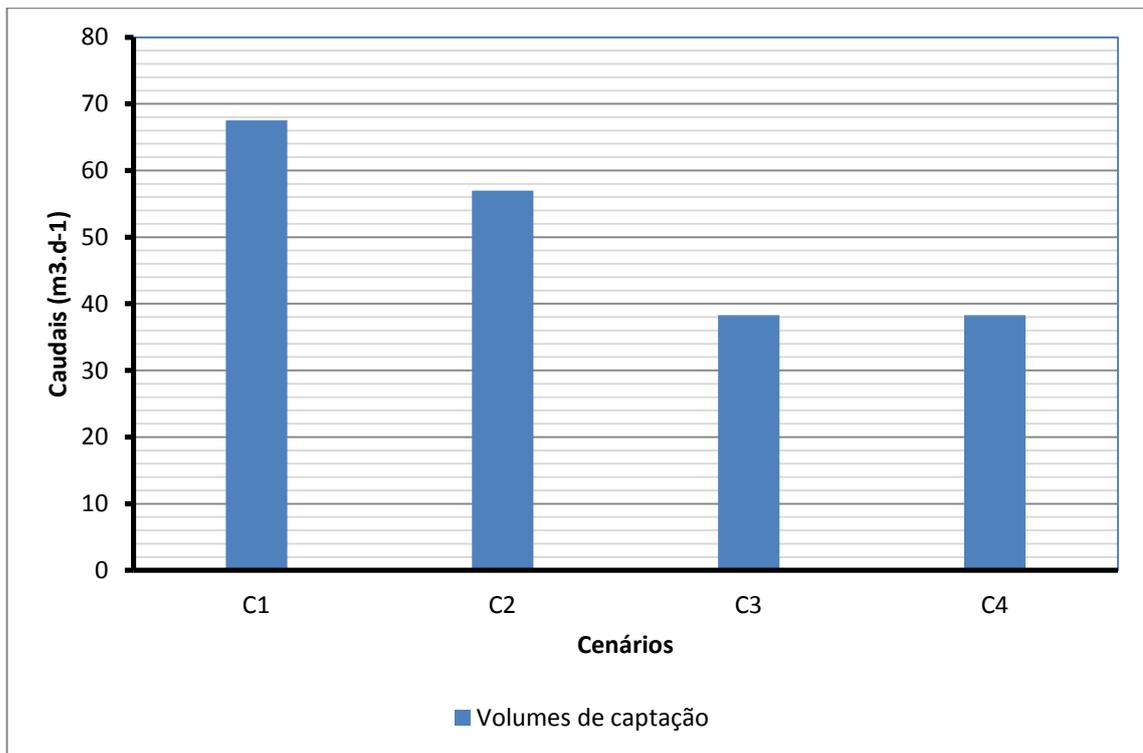


Figura 8.1 – Gráfico com volumes de água captada.

Com base nestes valores verifica-se que desde a implementação do C1 até à implementação do C4 foi possível uma poupança de $29,2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, de volume de água captado na origem. Idealizando este valor para o horizonte de projecto, observa-se que vai existir uma poupança de água na origem de $213\,160 \text{ m}^3$ nos 20 anos de exploração deste projecto. No que se refere à disponibilidade de águas, este valor é bastante significativo.

Estas variações não se observam apenas nas quantidades de águas tratadas na ETA e na ETAR, são também observáveis na estimativa de custos associados à aplicação dos sistemas de tratamento de águas nos quatro cenários.

No Quadro 8.1 estão presentes os valores de custos de construção, O&M e totais nos quatro cenários para os sistemas de tratamento de água convencionais.

Quadro 8.1 – Valores de custos de construção, custos de O&M e custos totais para os quatro cenários, em sistemas de tratamentos convencionais.

Cenários	Custos (€)		
	C.C.	C. O&M	C. Total
C1	240 471,47	856 279,5	1 096 751
C2	235 097,92	841 921,7	1 077 020
C3	225 491,47	816 121,5	1 041 613
C4	225 491,47	816 121,5	1 041 613

De acordo com a Figura 8.2, verifica-se que há uma variação de custos de construção e de operação & manutenção entre os três primeiros cenários, mantendo-se constantes relativamente ao C3 e C4.

Nos custos totais os sistemas de tratamento convencionais (Figura 8.3), se admitirmos o C1 como referência, relativamente ao C2 apresenta uma diminuição de 19 731€. Quando comparado com o C3, observa-se uma economia de 55 138€.

Podendo afirmar-se que há um decréscimo geral nos custos de tratamento convencionais, não existindo alterações entre o C3 e o C4, porque em relação à aplicação de sistemas de tratamento de água, estes serão os mesmos.

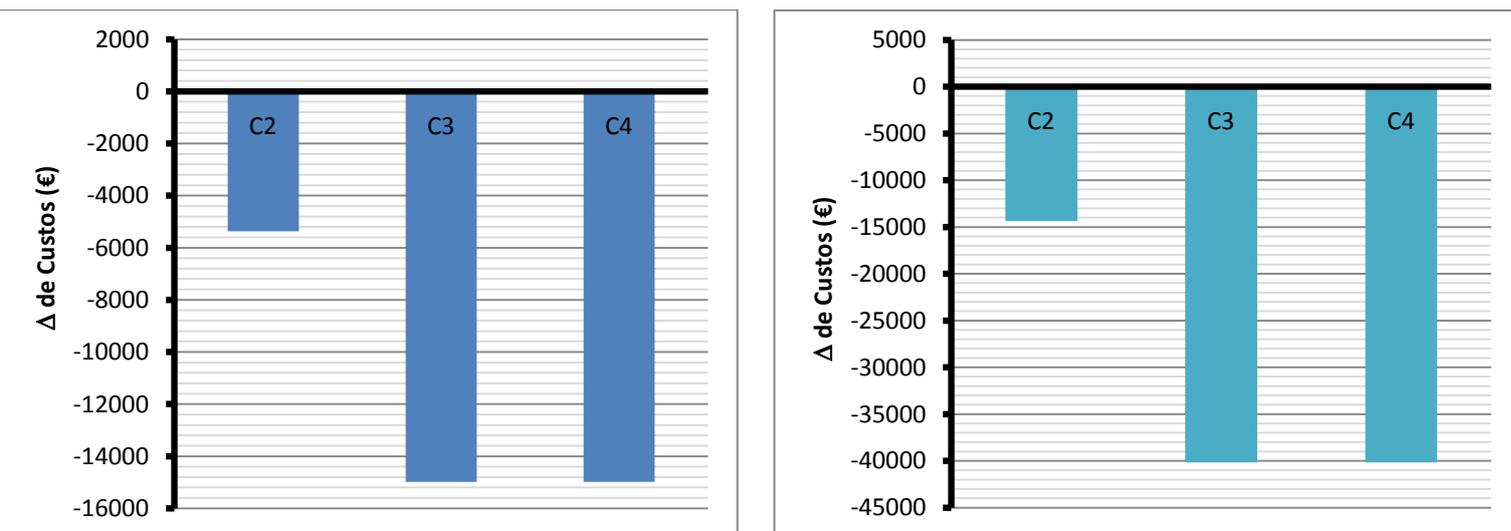


Figura 8.2 – Variação de custo de construção e O&M, tendo como referência os custos do cenário 1.

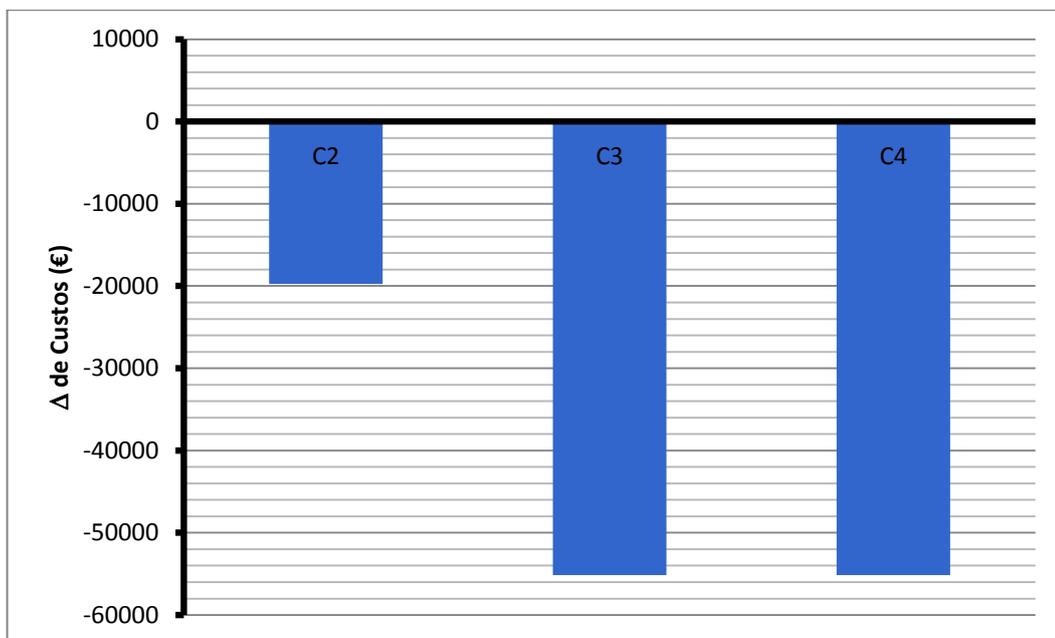


Figura 8.3 – Variação de custos totais referentes ao custo total do cenário 1.

Os custos associados aos sistemas de tratamento não convencionais variam de um modo constante, consoante a implementação dos vários cenários. O Quadro 8.2 apresenta os valores de custo referentes a estes sistemas de tratamento.

Quadro 8.2 – Valores de custos totais para os sistemas de tratamento não convencionais nos quatro cenários.

Cenários	Custos Totais (€)
C1	1 731 803
C2	1 628 879
C3	1 628 879
C4	1 628 879

Por observação do Quadro 8.2 e Figura 8.4 verifica-se que o C2, o C3 e o C4 apresentam um decréscimo de 102 924 €, em relação ao C1. Os valores de custos totais para os sistemas de tratamento não convencionais referem-se aos caudais associados usados nestes cenários, daí os três últimos apresentarem valores iguais, ou seja, será tratada a mesma quantidade de água com recurso a um sistema de tratamento não convencional no C2, C3 e C4 (apenas as águas destinadas ao consumo humano).

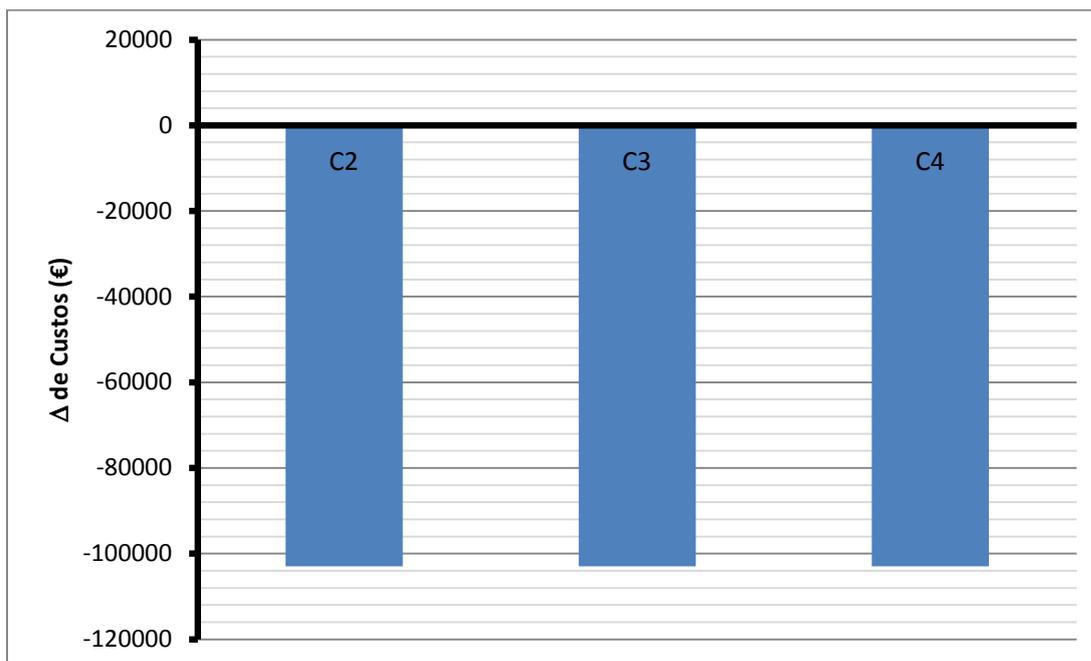


Figura 8.4 – Variações de custo dos sistemas de tratamento de água não convencionais, relativos ao cenário 1.

Para realizar uma comparação em termos absolutos dos custos associados aos sistemas de tratamento convencionais e dos custos associados aos sistemas de tratamento não convencionais, no Quadro 8.3 apresenta-se uma soma destes, ou seja, os custos totais estimados de tratamento de águas e ainda os caudais associados aos quatro cenários, pelo desenvolvimento deste estudo.

Quadro 8.3 - Caudais captados e custos finais associados ao tratamento de águas.

Cenários	Q (m ³ .d ⁻¹)	Custos (€)
C 1	67,5	2 828 554
C 2	57,0	2 705 899
C 3	38,3	2 670 492
C 4	38,3	2 670 492

Por observação da Figura 8.5 e tendo como referência os valores de custo do C1 pode verificar-se que há um decréscimo de 122 655 €, quando este é alterado para o C2. Neste cenário, a diferença de valores é justificada pela aplicação do sistema de tratamento não convencional, apenas às águas

destinadas aos usos de consumo directo, em vez da aplicação na quantidade total de água necessária por esta população.

Comparativamente à implementação do C3 e C4 existe uma economia de 158 061 €, relativos ao C1 (Figura 8.5). Pela medida anterior adoptada e ainda pela recirculação das águas residuais utilizadas é possível esta diminuição tão expressiva.

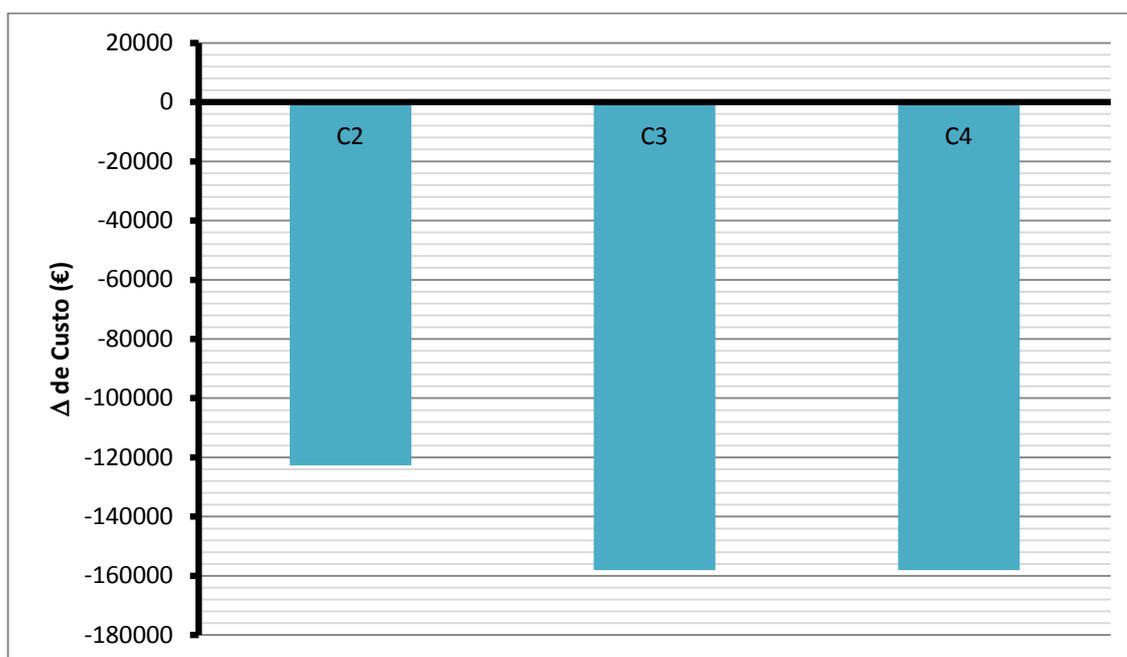


Figura 8.5 – Variações de custo finais dos sistemas de tratamento de água, tendo como referência o primeiro cenário.

O C3 e C4, como mencionado anteriormente, não apresentam alterações efectivas de custos. No entanto, se neste estudo fosse contemplado uma estimativa de custos para os sistemas de tratamento de águas residuais, de acordo com os caudais necessários, verificavam-se diferenças.

Face a todos os resultados obtidos e análises produzidas ao longo deste estudo, verifica-se que existe uma poupança económica e ambiental, traduzida pela possibilidade demonstrada de diminuição dos valores de captação de águas na origem.

Através de mudanças efectuadas na gestão de sistemas de tratamento de águas, foi possível demonstrar que a implementação de boas práticas pode promover um uso mais consciente dos meios hídricos. Por mais que a qualidade de água nesta albufeira estivesse tão degradada (inferior a A3), conseguiu-se alcançar uma metodologia de modo a possibilitar o seu uso.

9 Conclusões

Através do estudo realizado demonstra-se ser possível a utilização de uma água com qualidade inferior a A3 (eutrofizada), para produção de água para consumo humano, assim como para os restantes usos menos exigentes.

A aplicação de sistemas diferenciados de tratamento de água (convencionais - ST8 e não convencionais – nanofiltração) permitiu a viabilização da massa de água e ainda a sua utilização nos quatro usos considerados, possibilitando a redução de captação de água na origem.

A aplicação dos sistemas de tratamento de água no cenário 1 necessita de uma captação de água de $67,5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, quando implementado o cenário 2 alcançou-se uma redução de 15,6% dessa água captada. Para reduzir a quantidade de água residual descarregada nos meios hídricos, reutilizaram-se as águas cinzentas e as águas residuais tratadas em usos menos exigentes, esta reutilização permitiu a redução de 43,3% nas necessidades de captação na origem, nos cenários 3 e 4, relativamente ao cenário 1.

Quando se procedeu à estimativa de custos da implementação destas soluções, verificou-se uma poupança económica significativa, embora se saiba que os sistemas de tratamento de águas adoptado apresentem custos elevados de investimento.

Relativamente ao cenário 1 a estimativa de custos total corresponde a 2 828 554 €, quando aplicado o sistema de tratamento do cenário 2, existe uma redução de 4,3%. A concretização dos sistemas de tratamento dos cenários 3 e 4 possibilitaram uma redução de 5,6% nos custos totais em referência ao cenário 1.

A reutilização de águas e águas residuais tratadas permite uma economia real para o usuário da habitação. No entanto, é de referir que o custo associado aos circuitos hidráulicos diferenciados, não foram estimados. Também se verifica nestes cenários de reutilização, uma diminuição acentuada das necessidades de captação de água na origem. Permitindo assim a preservação quantitativa do meio hídrico.

10 Perspectivas de trabalho futuro

Após a realização da presente dissertação, verificou-se que seria interessante dar continuidade a este trabalho, por forma a contemplar os seguintes aspectos:

- Alargar o número de parâmetros analisados, de forma a contemplar todos os parâmetros legislados;
- Adopção de medidas Legislativas para a reutilização de águas residuais (serão implementadas apenas em 2015), para uma análise mais concreta da qualidade destas águas;
- Considerar o reaproveitamento de águas pluviais para além do reaproveitamento de águas residuais;
- Ampliar o estudo às outras tecnologias de tratamento não convencional;
- Contabilizar a estimativa de custos de construção na implementação dos circuitos hidráulicos de águas residuais;
- Contabilizar a estimativa de custos de operação e manutenção dos sistemas de tratamento de águas residuais;
- Considerar diferentes horizontes de projecto e taxas de actualização, para possibilitar previsões; adoptar uma metodologia de estimativa de custos, facilitando a incorporação de dados históricos existentes, designadamente referentes à realidade nacional.

Referências bibliográficas

Agência Europeia do Ambiente (AEA), (2000), *Recursos hídricos na Europa: uma utilização sustentável?* Relatório de avaliação ambiental, 35pp.

Almeida, M. C., Vieira, P., Ribeiro, R., (2006), *Uso Eficiente de Água no Sector Urbano*, Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), Lisboa, Portugal, 204pp.

Almeida, M. G., (2005), *Contribuição para o estudo da avaliação de instalações de tratamento de águas. Desenvolvimento de um algoritmo de cálculo automático*, Dissertação de Doutoramento da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 282pp.

Alves, C. (2007), *Tratamento de águas de Abastecimento*, Edições Técnicas, Porto, 334pp.

Anderson, J., (2000), The environmental benefits of water recycling and reuse, *Water Science and Technology: Water Supply*, Vol 3, (nº 4), IWA Publishing, Australia, pp 1–10.

AWWA, (1999), *Residential End Uses of Water (REUW)*, American Water Works Association Research Foundation (AWWA) Bookstore - 800-926-7337

Babbitt, H., Doland, J., Cleasby, J., (1962), *Water Supply Engineering*, 6th Edition, McGraw-Hill Book Company, New York, 592pp.

Béchax, J., et al, (1973), *Manual técnico del agua*, Société Générale D'épuration et D'assainissement, Degremont, France, 1142pp.

Bellar, T., Lichtenberg, J., Kroner, R., Antos, C., (1974), The occurrence of organohalides in chlorinated drinking water, *Journal of American Water Works Association*. p 703-706.

Boyd, C. (2003), *Water Quality. An Introduction*, Kluwer Academic Publishers, Massachusetts, USA, 330pp.

Brito, C., (2008), *Água como recurso renovável: o Design na concepção de um produto para uma prática sustentável*, Tese de Mestrado da Faculdade de Engenharia do Porto (FEUP), Porto, pp130.

Carmona Rodrigues, A., Quadros, F., Gomes, F., (1998), 4º Congresso da água: *A qualidade da água no âmbito das bacias internacionais o exemplo da bacia do Guadiana*, Associação APRH, Lisboa, 19pp.

Cerva, L., et al, (2001), *Protótipo Didático de Estação de Tratamento de Água Utilizando Ozônio*, Cobenge.

Cerva, L., (2003), *Projeto e Implementação de um Gerador de Ozônio de Pequeno Porte*, Tese de Mestrado, PUCRS.

Cheryan, M., (1998), *Ultrafiltration and Microfiltration Handbook*, Technomic Publishing Company, Inc, Pennsylvania.

Cheryan, M., "Ultrafiltration and Microfiltration Handbook", Technomics Publishing Co. Inc. (1998)

Corbitt, R., (1999), *Standard handbook of environmental engineering*, 2nd Edition, McGraw-Hill Companies, New York.

Di Bernardo, L., Di Bernardo, A., Centurione Filho, P. L., (2002), *Ensaio de Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de águas*, Rima, São Paulo, pp248.

Doyen, W., (1997), Latest developments in ultrafiltration for large-scale drinking water applications, *Desalination*, n^o 113, p165-177.

EPA Victoria, (2008), *Code of Practice – Onsite Wastewater Management, Guidelines for Environmental Management*, Australia, pp37.

Eriksson, E., Auffarth, K. Henze, M., Ledin, A., (2002), *Characteristics of grey wastewater*, Elsevier Science Ltd, Vol.4, n^o1, p85-104.

Graham, N.J.D., Wardlaw, V.E., Perry, R., Jiang, J.-Q. (1998), *The significance of algae as trihalomethane precursors*, *Water Science and Technology*, Volume 37, n^o2, p83-89.

Guedes de Melo, F., Silva Gomes, A., (1992), *Large dams in Portugal*, Comissão Nacional Portuguesa de Grandes Barragens (CNPGB), Lisboa, pp275.

Hansen, S.P., Gumerman, R. C., Culp, R.L., (1979), *Estimating Water Treatment Costs, Vol.3: Costs curves applicable to 2 500 gpd to 1 mpd treatment plants*, U.S. Environmental Protection Agency, Ohio, EPA- 600/2-79-162c, 178pp.

Hoffbuhr, J. W., (2007), *Waterscape – Pilling Up*, *Journal AWWA*, vol 99 (iss 3), USA, 1p.

Huisman, I.R., (1977), *Rapid Filtration-Part.1*, Delft University of Technology, Department of Civil Engineering, Division of Sanitary Engineering.

INAG (2001). *Plano Nacional da Água*. Instituto da Água - Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente, Lisboa.

Llamas, M. R., (1991), *A água – Escassez ou mau uso?*, Omega, Barcelona, pp17.

Maurel, A. (2006), *Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres*, Editions TEC & DOC, Paris, France, 286pp

McGhee, T., (1991), *Water Supply and Sewerage*, 6th Edition, McGraw- Hill International Editions, Series in Water Resources and Environmental Engineering, USA, 602pp.

Merrill, D., (1978), Chemical conditioning for water softening and corrosion control Water: Treatment Plant Design, *Ann Arbor Science*, Sanks, R.L. (Ed), Michigan, 845pp.

Metcalf e Eddy (Eds), (2003), *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th Edition, McGraw-Hill International Editions, New York, 1819pp.

Monte, H. M., Albuquerque, A., (2010), *Reutilização de águas residuais*, Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR), Lisboa, 319pp.

Marecos de Monte, M.H., (2007), *Water reuse in Europe*, Instituto Superior de Engenharia de Lisboa (ISEL), Official Publication of the European Water Association (EWA), Lisboa, pp18.

Montgomery, J., (1985), *Water Treatment. Principles and Design*, John Wiley & Sons, United States of America.

Mota, M. B., Manzanares, M. D., Silva, R. A., (2006), *Viabilidade de Reutilização de água para vasos sanitários*, Revista Ciências do Ambiente On-line, Faculdade de Engenharia Mecânica/UNICAMP, p24-19.

Mulder, M., (1997), *Basic Principles of Membrane Technology*, 2nd Edition, Kluwer Academic Publishers, Netherlands.

Mulder, M., "Basic principle of membrane technology", Kluwer Academic Publishers (1991)

Neves, M. V., Bertolo, E., Rossa, S., (2006), *Aproveitamento e Reutilização da Água para uso Doméstico*, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, pp12.

Nishijima, W., Okada, M., (1998), *Particle separation as a pretreatment of an advanced drinking water treatment process by ozonation and biological activated carbon*. *Water Science Technological*, 117-124pp.

Nixon, S. C., Lack, T. J., Hunt, D. T. E., (2000), *Recursos hídricos na Europa: Uma utilização sustentável*, Agência Europeia do Ambiente (AEA), Copenhaga, Dinamarca, 36pp.

Owen G., et al, (1995), Economic assessment of membrane processes for water and waste water treatment, *Journal of Membrane Science*, nº102, p77-91.

REA (2008), Relatório do Estado do Ambiente 2008 (REA), Agência Portuguesa do Ambiente (APA), Amadora, 181pp.

Rodrigo, C., Lopes, J., Saúde, M., Mendes, R., Casimiro, R., (2007), *Controlo Operacional em Sistemas Públicos de Abastecimento de Água*, Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR), Lisboa, 56pp.

Rook, J., (1976), Haloforms in drinking water, *Journal of American Water Works Association*, p. 168-172.

Rosa M. & de Pinho M., (1995), The role of ultrafiltration and nanofiltration on the minimisation of the environmental impact of bleached pulp effluents, *Journal of Membrane Science*, nº 102, p155 - 161.

Scott, K., (1995), *Handbook of Industrial Membranes*, 1st Edition, Elsevier Advanced Technology, Elsevier Science Publishers, Oxford, UK.

Shiklomanov, Igor A., (2000), Appraisal and Assessment of World Water Resources, *Water International*, Volume 25 (nº 1), State Hydrological Institute, St.Petersburg, Russia, p11-32.

Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH), disponível em www.snirh.pt

Solsona, F., Méndez, J., (2003), *Water disinfection*, Regional Office of the World Health Organization, The Pan American Center for Sanitary Engineering and Environmental Sciences (PAHO/ CEPIS), Lima, 208pp.

Spellman, F. (2003), *Handbook of water and Wastewater Treatment Plant Operations*, Lewis Publishers, USA, 661pp.

U.S. EPA (1997), *Small system compliance technology list for the surface water treatment rule*, United States Environmental Protection Agency, Office of water, EPA Guidance manual, Washington, D,C EPA 815-R-97-002, 26pp.

U.S. EPA (1999), *Alternative Disinfectants and oxidants*, United States Environmental Protection Agency, Office of water, EPA Guidance manual, Washington, DC, EPA 815-R-99-014.

U.S.EPA, (2000a), *25 Years of the Safe Drinking Water Act: History and Trends*, United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA), Office of Water, Washington, DC

U.S.EPA, (2000b), *The history of drinking water treatment*, United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA), Office of Water, Washington, DC, EPA - 816-F-00-006.

U.S. EPA, (2004), *Guidelines for water reuse*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Wastewater Management Office of Water, Washington, DC, EPA/625/R-04/108, 450pp.

Viana, P., Matos, J., (1991), *Níveis de trihalometanos, nas águas de consumo, nos concelhos de Lisboa, Cascais e Loures*, Seminário Trihalometanos nas Águas de Consumo - Que Riscos em Portugal?, Lisboa.

Vieira, J. (2003), *Gestão da Água em Portugal*. Os Desafios do Plano Nacional da Água, Universidade do Minho, Braga, Portugal, 5-12pp.

Vieira, P., Melo Babtista, J., Almeida, M. C., Moura e Silva, A., Ribeiro, R., (2002), 6º Congresso da água: *Uso Eficiente da água em espaços exteriores: jardins e similares, piscinas, lavagem de viaturas e pavimentos*, Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH), Lisboa, 81pp.

White, G.C., (1992), *Handbook of Chlorination and alternative disinfectants*, Van Nostrnad Reinhold, New York, 1308 pp.

Anexos

Anexo A

Quadro A1 - Limites legais para Águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano (Fonte: Decreto-Lei 236/98, Anexo I e Decreto-Lei 306/2007).

Parâmetros seleccionados	DL 236/98 Anexo I						DL 306/2007
	A1		A2		A3		Valor Paramétrico
	VMR	VMA	VMR	VMA	VMR	VMA	
Azoto amoniacal (mg.L⁻¹ NH₄)	0,05	-	1	1,5	2	(O) 4	
Azoto Kjeldahl (mg.L⁻¹ N)	1	-	2	-	3	-	
CBO₅ 20°C (mg.L⁻¹ O₂)	3	-	5	-	7	-	
CQO (mg.L⁻¹ O₂)	-	-	-	-	30	-	
Clorofila-<i>a</i> (µg.L⁻¹)				2,5		10	
Coliformes fecais (NMP/100 ml)	20	-	2000	-	20000	-	
Coliformes totais (NMP/100 ml)	50	-	5000	-	50000	-	
Cor (mg.L⁻¹, escala PtCo)	10	(O) 20	50	(O) 100	50	(O) 200	
Estreptococos fecais (NMP/100 ml)	20	-	1000	-	10000	-	
Ferro (mg.L⁻¹ Fe)	0,1	0,3	1	2	1		
Fósforo (mg.L⁻¹ P₂O₅)				0,01		0,035	
Manganês (mg.L⁻¹ Mn)	0,05	-	0,1	-	1	-	
Nitratos (mg.L⁻¹ NO₃)	25	(O) 50	-	(O) 50	-	(O) 50	
Oxidabilidade (mg.L⁻¹ O₂)	70	-	50	-	30	-	5
O.D. (%sat de O₂)	70	-	50	-	30	-	
SST (mg.L⁻¹)	25	-	-	-	-	-	
pH	6,5 - 8,5	-	5,5 - 9	-	5,5 - 9	-	

Quadro A2 - Limites legais para águas para consumo humano (Fonte: Decreto Lei 236/98 Anexo VI).

Parâmetros seleccionados	Anexo VI	
	VMR	VMA
Azoto amoniacal (mg.L ⁻¹ NH ₄)	0,05	0,5
Azoto Kjeldahl (mg.L ⁻¹ N)		1
Coliformes fecais (NMP/100 ml)		0 / < 1
Coliformes totais(NMP/100 ml)		0 / < 1
Cor (mg.L ⁻¹ , escala PtCo)	1	20
Estreptococos fecais (NMP/100 ml)		0 / < 1
Ferro (mg.L ⁻¹ Fe)	0,05	0,2
Fósforo (mg.L ⁻¹ P ₂ O ₅)	0,4	5
Manganês (mg.L ⁻¹ Mn)	0,02	0,05
Nitratos (mg.L ⁻¹ NO ₃)	25	50
SST (mg.L ⁻¹)	Ausência	0 / < 1
pH	6,5 - 8,5	9,5

Quadro A3 - Limites legais das águas balneares (Fonte: Decreto Lei 236/98 Anexo XV).

Parâmetros seleccionados	Anexo XV	
	VMR	VMA
Coliformes fecais (NMP/100 ml)	100	2000
Coliformes totais (NMP/100 ml)	500	10000
Estreptococos fecais (NMP/100 ml)	100	-
OD (% sat O ₂)	80 - 120	-
pH	-	6 - 9 (O)

Quadro A4 - Limites legais das águas destinadas à rega (Fonte: Decreto Lei 236/98 Anexo XVI).

Parâmetros seleccionados	Anexo XVI	
	VMR	VMA
Coliformes fecais	100	-
Ferro (mg.L ⁻¹ Fe)	5	-
Manganês (mg.L ⁻¹ Mn)	0,2	10
Nitratos (mg.L ⁻¹ NO ₃)	50	-
SST (mg.L ⁻¹)	60	-
pH	6,5 - 8,4	4,5 - 9,0

Anexo B

Quadro B – Custos totais de Construção e custos totais de O & M no ano zero e projecção de custos ao fim dos 20 anos, para os quatro cenários do sistema de tratamento convencional.

Anos	Equações	Custo (€)			
		Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
0	$C = -7,0284Q^2 + 1482,44Q + 49750,11$	55 879,064	54 942,103	53 258,428	53 258,428
1	$C = -6,8237Q^2 + 1439,262Q + 48301,08$	54 251,518	53 341,847	51 707,212	51 707,212
2	$C = -6,6249Q^2 + 1397,34Q + 46894,25$	52 671,377	51 788,201	50 201,177	50 201,177
3	$C = -6,4320Q^2 + 1356,64Q + 45528,40$	51 137,259	50 279,807	48 739,006	48 739,006
4	$C = -6,2446Q^2 + 1317,13Q + 44202,33$	49 647,825	48 815,347	47 319,424	47 319,424
5	$C = -6,0626Q^2 + 1278,77Q + 42914,88$	48 201,771	47 393,540	45 941,188	45 941,188
6	$C = -5,8862Q^2 + 1241,52Q + 41664,93$	46 797,836	46 013,146	44 603,095	44 603,095
7	$C = -5,7147Q^2 + 1205,36Q + 40451,39$	45 434,793	44 672,957	43 303,976	43 303,976
8	$C = -5,5483Q^2 + 1170,25Q + 39273,20$	44 111,449	43 371,803	42 042,695	42 042,695
9	$C = -5,3867Q^2 + 1136,17Q + 38129,32$	42 826,650	42 108,547	40 818,151	40 818,151
O&M	$C = -5,2298Q^2 + 1103,07Q + 37018,75$	41 579,271	40 882,084	39 629,272	39 629,272
11	$C = -5,0775Q^2 + 1070,95Q + 35940,54$	40 368,225	39 691,344	38 475,022	38 475,022
12	$C = -4,9296Q^2 + 1039,75Q + 34893,73$	39 192,451	38 535,285	37 354,390	37 354,390
13	$C = -4,7860Q^2 + 1009,47Q + 33877,40$	38 050,923	37 412,899	36 266,398	36 266,398
14	$C = -4,6466Q^2 + 980,07Q + 32890,68$	36 942,644	36 323,202	35 210,095	35 210,095
15	$C = -4,5113Q^2 + 951,52Q + 31932,70$	35 866,645	35 265,245	34 184,559	34 184,559
16	$C = -4,3799Q^2 + 923,81Q + 31002,62$	34 821,985	34 238,102	33 188,892	33 188,892
17	$C = -4,2523Q^2 + 896,90Q + 30099,64$	33 807,753	33 240,876	32 222,225	32 222,225
18	$C = -4,1284Q^2 + 870,78Q + 29222,95$	32 823,061	32 272,695	31 283,714	31 283,714
19	$C = -4,0082Q^2 + 845,42Q + 28371,79$	31 867,049	31 332,713	30 372,537	30 372,537
C.C.	$C = -17,0745Q^2 + 8321,12Q + 205670,62$	240 471,466	235 097,920	225 491,471	225 491,471
Somatório	$C = -124,7763Q^2 + 31037,73Q + 968031,32$	1 096 751	1 077 020	1 041 613	1 041 613

