

# Protecção das Origens Superficiais e Subterrâneas nos Sistemas de Abastecimento de Água

Autoria:

J. P. Lobo Ferreira

Teresa E. Leitão

Manuel M. Oliveira

João Soromenho Rocha

Ana Estela Barbosa

# PROTECÇÃO DAS ORIGENS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS NOS SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA

**Autoria:**

**J. P. Lobo Ferreira**

**Teresa E. Leitão**

**Manuel M. Oliveira**

**João Soromenho Rocha**

**Ana Estela Barbosa**

## FICHA TÉCNICA

### **TÍTULO:**

PROTECÇÃO DAS ORIGENS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS NOS SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA

### **AUTORIA:**

J. P. Lobo Ferreira  
Manuel M. Oliveira  
Teresa E. Leitão  
João Soromenho Rocha  
Ana Estela Barbosa

### **COLABORAÇÃO:**

Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR): financiou a edição e participou na estruturação do manual e na revisão do seu conteúdo.

### **COMISSÃO DE APRECIACÃO DO IRAR:**

Jaime Melo Baptista, João Almeida, Edgar Carvalho, Maria João Moinante, Maria José Franco, Sílvia Guerreiro, Isabel Andrade.

### **AGRADECIMENTOS:**

Agradece-se a grande amabilidade e gentileza manifestadas pela EPAL e pela Câmara Municipal do Crato por toda a colaboração prestada na obtenção de exemplos, bem como a todas as entidades que efectuaram comentários, que permitiram valorizar o presente Guia.

### **EDIÇÃO:**

Instituto Regulador de Águas e Resíduos  
Laboratório Nacional de Engenharia Civil

### **IMPRESSÃO:**

Europress, Lda.

### **DATA:**

31 de Maio de 2009

### **ISBN:**

978-989-95392-6-6

### **DEPÓSITO LEGAL:**

267953/07

## PREFÁCIO DO IRAR

O Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR) é a entidade responsável pela regulação dos serviços públicos de abastecimento de água para consumo humano, saneamento de águas residuais urbanas e gestão dos resíduos urbanos.

Complementarmente, o IRAR tem a missão de autoridade competente para a qualidade de água para consumo humano. Neste sentido, cabe ao IRAR averiguar o cumprimento do quadro legal nesta matéria, nomeadamente do Decreto-Lei n.º 306/2007, de 27 de Agosto, que transpõe para o direito interno a Directiva 98/83/CE, de 3 de Novembro.

No âmbito da avaliação da qualidade de serviço relativa ao ano de 2007 das entidades gestoras do serviço público de abastecimento de água para consumo humano, verificou-se que apenas dois terços das captações de água para consumo humano das entidades gestoras concessionárias de sistemas de abastecimento de água em alta dispunham de títulos de utilização, enquanto que, relativamente às entidades gestoras concessionárias de sistemas de abastecimento de água em baixa, apenas dez por cento das captações de água se encontram licenciadas. Esta situação necessita naturalmente de ser urgentemente corrigida.

De acordo com o novo regime de utilização de recursos hídricos, aprovado pelo Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio, a atribuição do título de utilização destinado à captação para abastecimento público pressupõe a prévia delimitação do respectivo perímetro de protecção. De facto, a delimitação de perímetros de protecção de origens de água, além de constituir uma obrigação legal, é uma ferramenta essencial para a protecção da qualidade da água nas origens, e consequentemente, para a qualidade da água abastecida.

De acordo com o seu Estatuto, cabe ao IRAR sensibilizar as entidades gestoras e os autarcas em geral para as questões da qualidade na concepção, execução, gestão e exploração dos sistemas multimunicipais e municipais. Nesse quadro, tem seguido uma estratégia de permanente apoio às entidades gestoras na procura de uma melhor qualidade da água e do serviço prestado aos utilizadores.

É neste quadro que o IRAR considerou pertinente estabelecer uma parceria com o Laboratório Nacional de Engenharia Civil para elaborar um guia técnico sobre *Protecção das origens superficiais e subterrâneas nos sistemas de abastecimento de água*, cujo objectivo é apoiar as entidades gestoras na delimitação adequada dos perímetros de protecção, e assegurar o cumprimento das obrigações legais das entidades gestoras, promovendo simultaneamente uma maior fiabilidade do serviço público de abastecimento de água e a salvaguarda da saúde pública.

Jaime Melo Baptista (Presidente do Conselho Directivo do IRAR)  
Dulce Álvaro Pássaro (Vogal do Conselho Directivo do IRAR)  
João Simão Pires (Vogal do Conselho Directivo do IRAR)



## PREFÁCIO DO LNEC

De acordo com o seu Estatuto, cabe ao IRAR sensibilizar as entidades gestoras e os autarcas em geral para as questões da qualidade na concepção, na execução, na gestão e na exploração dos sistemas multimunicipais e municipais, bem como emitir recomendações.

O Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), por seu lado, é uma instituição de Ciência e Tecnologia do sector do Estado, com tutela do Ministério das Obras Públicas, Transportes e Comunicações, sendo a competência relativa à definição das suas orientações estratégicas em I&DT exercida em articulação com o Ministério da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior. O LNEC exerce a sua actividade nos múltiplos domínios da engenharia civil e áreas afins e tem como missão empreender, coordenar e promover a investigação científica e o desenvolvimento tecnológicos necessários ao progresso, à inovação e à boa prática da engenharia civil. O Departamento de Hidráulica e Ambiente (DHA) do LNEC desenvolve actividade de Investigação e Desenvolvimento Tecnológico no domínio da água. Dois Núcleos do DHA participaram no desenvolvimento deste Guia, o Núcleo de Águas Subterrâneas (NAS) e o Núcleo de Recursos Hídricos e Estruturas Hidráulicas (NRE).

Juntando as suas valências, complementares, o IRAR e o LNEC elaboraram uma reflexão sobre Protecção das Origens Superficiais e Subterrâneas nos Sistemas de Abastecimento de Água, cujo objectivo é apoiar as entidades gestoras nesta tarefa complexa mas essencial para a garantia de uma adequada preservação das origens de água para distribuição pública de água e da salvaguarda da saúde pública, no quadro da legislação vigente.

Uma das vertentes de análise deste Guia centra-se na identificação das principais actividades potencialmente responsáveis pela deterioração da qualidade dos recursos hídricos de superfície e subterrâneos e na análise dos seus potenciais efeitos nessas massas de água, tendo em vista a protecção integral dos recursos hídricos, designadamente através da delimitação das áreas vulneráveis e de risco à poluição hídrica, para as quais se propõem critérios e metodologias de avaliação.

Na análise efectuada abordaram-se, de forma implícita e explícita, algumas especificidades portuguesas, merecedoras de reflexão própria. Da análise feita, realça-se a especificidade correspondente ao regime de precipitações do território de Portugal Continental, extremamente irregular no espaço e no tempo quando comparado com o dos países comunitários do centro e do norte da Europa. No caso português, estas especificidades traduzem-se em regimes de escoamento superficial e da recarga de aquíferos com grandes variações, quer anuais quer sazonais, com o consequente *stress* sobre o meio hídrico, quer quantitativo quer qualitativo.

A análise foi feita não só do ponto de vista do ambiente, mas também das entidades gestoras da água. Assim, um dos principais objectivos foi transmitir aos operadores nacionais responsáveis pelo abastecimento

de água os aspectos técnico-científicos da hidrologia e da hidrogeologia mais relevantes para a protecção dos recursos hídricos de superfície e subterrâneos, visando a sua protecção e a garantia da boa qualidade da água nas captações/origens.

Como se apresenta no Guia, a gestão das origens de água envolve um conjunto de intervenientes e de procedimentos diversos que obrigam a que seja acautelada uma série de aspectos de natureza distinta. Nesse sentido, para a gestão adequada das origens de água, não é suficiente proceder à identificação e delimitação dos perímetros de protecção de origens. Existe um conjunto de outros aspectos que devem ser assegurados, não só durante as actividades de delimitação dos perímetros, mas também após a sua delimitação. O Guia finaliza com a apresentação de um conjunto de acções a desenvolver para uma adequada gestão dos perímetros de protecção de captações.

Carlos Alberto Matias Ramos (Presidente do LNEC)

Rafaela de Saldanha Matos (Directora do Departamento de Hidráulica e Ambiente)

## ÍNDICE GERAL

	pág.
1 INTRODUÇÃO .....	1
2 NOÇÕES BÁSICAS .....	5
3 ENQUADRAMENTO JURÍDICO DOS RECURSOS HÍDRICOS DE SUPERFÍCIE E SUBTERRÂNEOS .....	49
4 PROTECÇÃO DE ORIGENS DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.....	61
5 PROTECÇÃO DE ORIGENS DE ÁGUAS SUPERFICIAIS .....	95
6 PROTECÇÃO E VIGILÂNCIA DAS ORIGENS DE ÁGUA.....	135
BIBLIOGRAFIA.....	145
ANEXOS.....	155





# ÍNDICES DETALHADOS

ÍNDICE DE TEXTO	pág.
1 INTRODUÇÃO .....	1
2 NOÇÕES BÁSICAS .....	5
2.1 Nota introdutória .....	5
2.2 Regiões climáticas de Portugal .....	5
2.3 Bacias hidrográficas de Portugal Continental.....	6
2.3.1 Bacias hidrográficas e disponibilidades hídricas.....	6
2.3.2 Captações de água de superfície em Portugal Continental.....	11
2.4 Características das massas de água superficial .....	13
2.4.1 Rios e estuários .....	13
2.4.2 Albufeiras.....	15
2.5 Sistemas aquíferos de Portugal Continental .....	19
2.6 Interação entre águas de superfície e águas subterrâneas...	26
2.6.1 Aspectos quantitativos, recarga de aquíferos e intrusão marinha .....	26
2.6.2 Aspectos qualitativos.....	30
2.6.3 Interação quantidade-qualidade em função das regiões climáticas e hidrológicas de Portugal.....	31
2.7 Qualidade natural da água .....	32
2.8 Poluição hídrica .....	36
2.9 Caracterização da quantidade da água .....	43
2.10 Vulnerabilidade nos sistemas de abastecimento de água.....	45
2.11 Risco nos sistemas de abastecimento de água.....	47
3 ENQUADRAMENTO JURÍDICO DOS RECURSOS HÍDRICOS DE SUPERFÍCIE E SUBTERRÂNEOS .....	49
3.1 Nota introdutória .....	49
3.2 Quadro legal da protecção das captações.....	49
3.2.1 Legislação comunitária.....	49
3.2.2 Legislação nacional.....	52
3.3 Enquadramento institucional e responsabilidades das entidades gestoras.....	56
4 PROTECÇÃO DE ORIGENS DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.....	61
4.1 Nota introdutória .....	61
4.2 Objectivos da protecção das águas subterrâneas .....	61
4.3 Critérios e metodologias para avaliação da vulnerabilidade à poluição de recursos hídricos subterrâneos .....	62
4.3.1 Introdução.....	62
4.3.2 Método proposto pela equipa do Plano Nacional da Água em 1998.....	63
4.3.3 O índice GOD.....	64
4.3.4 O índice AVI .....	64
4.3.5 O índice DRASTIC .....	65
4.3.6 A variante SINTACS .....	70

4.4	Critérios e metodologias para avaliação do risco à poluição de recursos hídricos subterrâneos .....	72
4.4.1	Introdução.....	72
4.4.2	O índice da zona vadosa .....	73
4.5	Perímetros de protecção de captações de águas subterrâneas .....	78
4.5.1	Critérios de delimitação dos perímetros de protecção...	79
4.5.2	Metodologias de delimitação dos perímetros de protecção.....	81
4.5.3	Dimensão do perímetro de protecção e restrições ao uso do solo, de acordo com a legislação.....	92
5	PROTECÇÃO DE ORIGENS DE ÁGUAS SUPERFICIAIS .....	95
5.1	Nota introdutória .....	95
5.2	Objectivos da protecção das águas superficiais .....	95
5.3	Critérios e metodologias para avaliação da vulnerabilidade de recursos hídricos superficiais .....	97
5.3.1	Vulnerabilidade à poluição de bacias hidrográficas....	97
5.3.2	Vulnerabilidade a fenómenos hidrológicos extremos....	100
5.4	Critérios e metodologias para avaliação do risco para os recursos hídricos superficiais .....	109
5.4.1	Risco à poluição.....	109
5.4.2	Risco a fenómenos hidrológicos extremos .....	120
5.5	Critérios e metodologias para análise da propagação de poluentes em meios superficiais .....	122
5.5.1	Considerações gerais.....	122
5.5.2	Utilização de modelos de qualidade da água.....	122
5.5.3	Utilização de métodos simples.....	124
5.6	Critérios para a delimitação de distâncias de protecção de captações de águas superficiais .....	126
5.7	Critérios e metodologias de análise de fenómenos hidrológicos extremos .....	129
5.8	Restrições à ocupação do solo nas bacias hidrográficas....	131
6	PROTECÇÃO E VIGILÂNCIA DAS ORIGENS DE ÁGUA.....	135
6.1	Nota introdutória .....	135
6.2	Vigilância e monitorização .....	135
6.3	Planos de intervenção .....	136
6.4	Manutenção das condições de funcionamento .....	137
6.5	Informação e participação do público.....	142
	BIBLIOGRAFIA.....	145
	ANEXOS.....	145

## ÍNDICE DE FIGURAS

	pág.
Figura 1 – Delimitação geográfica das Administrações de Região Hidrográfica (a) e das entidades gestoras de serviços de abastecimento público de água em alta (a) e em baixa (c) e de saneamento de águas residuais urbanas em alta (d) e em baixa (e).....	9
Figura 2 – Tempo de retenção da água nas albufeiras, comparativamente com outros sistemas hídricos.....	16
Figura 3 – Sistemas aquíferos de Portugal Continental.....	21
Figura 4 – Delimitação das massas de água subterrânea em Portugal Continental.....	22
Figura 5 – Ciclo hidrológico.....	27
Figura 6 – Cone de rebaixamento provocado por uma captação e intrusão marinha.....	28
Figura 7 – Variação da concentração dos parâmetros de qualidade considerados: fósforo total, nitrato total, azoto amoniacal (e coliformes fecais), na estação Albufeira Alqueva, em função da precipitação mensal (estação de Reguengos) e do volume armazenado mensal (estação de Alqueva EDIA/CPPE).....	33
Figura 8 – Perfil transversal tipo da zona vadosa e da zona saturada.....	42
Figura 9 – Representação esquemática dos processos de atenuação da poluição em águas subterrâneas.....	43
Figura 10 – Mapeamento obtido pelo método EPNA da vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas da bacia hidrográfica do rio Minho, em Portugal, desenvolvida por Novo <i>et al.</i> (2000).....	63
Figura 11 – Parâmetros incorporados no método DRASTIC.....	66
Figura 12 – Vulnerabilidade DRASTIC do aquífero denominado Bacia do Tejo-Sado/Margem Esquerda.....	71
Figura 13 – Exemplo de aplicação do método USGS para mapeamento do risco de poluição da zona não saturada.....	77
Figura 14 – Definição do perímetro de protecção utilizando o método do raio fixo calculado.....	83
Figura 15 – Definição dos perímetros de protecção utilizando a Equação de Fluxo Uniforme.....	86
Figura 16 – Definição do perímetro de protecção utilizando o método de Wyssling.....	87
Figura 17 – Forma da zona de protecção intermédia em situações extremas de gradiente hidráulico.....	88

Figura 18 – Arredondamento do limite montante da elipse.....	89
Figura 19 – Exemplo de aplicação do método de Krijgsman e Lobo Ferreira.....	90
Figura 20 – Exemplo de aplicação do modelo Wellflow à captação do Ramalhal, no sistema aquífero de Torres Vedras....	91
Figura 21 – Representação dos factores que conduzem à vulnerabilidade e à degradação da qualidade da água, os quais sofrem alterações temporais.....	98
Figura 22 – (A) Representação de uma bacia hidrográfica a montante de uma tomada de água e de 305 m de corredor para cada lado da linha de água; (B) Células de 60 m por 60 m, que constituem a grelha de trabalho; (C) Subconjunto de 4 células .....	110
Figura 23 – Exemplo de aplicação do método USGS para mapeamento do risco de poluição de águas superficiais e contribuição das águas subterrâneas para o cálculo do risco de poluição das águas de superfície .....	116
Figura 24 – Piezometria calculada pelo modelo: A – formação superior (aquífero livre); B – formação inferior (aquífero semiconfinado), modelo de Valada-Tejo .....	163
Figura 25 – Piezometria calculada pelo modelo na área do campo de captações (aquífero semiconfinado), modelo de Valada-Tejo .....	164
Figura 26 – Linhas de fluxo calculadas pelo módulo de traçamento de partículas para um período de tempo de 1 ano (escala vertical ampliada 100 vezes) .....	165
Figura 27 – Isócronas de 1 ano calculadas para o modelo de Valada-Tejo.....	165
Figura 28 – Corte esquemático N-S do sistema aquífero de Monte Gordo .....	167
Figura 29 – Malha de elementos triangulares do modelo do sistema aquífero de Monte Gordo .....	168
Figura 30 – Modelo conceptual do sistema aquífero de Monte Gordo .....	169
Figura 31 – Condições de fronteira para o modelo de fluxo (seis planos) do sistema aquífero de Monte Gordo.....	170
Figura 32 – Piezometria calculada pelo modelo após a calibração e direcções de fluxo (em regime permanente) .....	173
Figura 33 – Salinidades calculadas pelo modelo em regime permanente (visualização em plano horizontal).....	173
Figura 34 – Área das Hortas no sistema aquífero de Monte Gordo onde se introduziu uma concentração de NO <sub>3</sub> - de 4,4 g/m <sup>2</sup> .....	173

Figura 35 – Linhas de fluxo obtidas e resultados da modelação da concentração de NO <sub>3</sub> - no sistema aquífero de Monte Gordo, considerando valores de recarga médios, para um período de simulação de 100 anos.....	173
Figura 36 – Localização da captação de Valada-Tejo.....	176
Figura 37 – Albufeira das Nascentes (excerto da Carta Militar n.º 346).....	188
Figura 38 – Albufeira da Arreganhada (excerto da Carta Militar n.º 346).....	188
Figura 39 – Albufeira das Nascentes (fotografias A e B).....	190
Figura 40 – Albufeira da Arreganhada (fotografias A e B).....	193

<b>ÍNDICE DE QUADROS</b>	pág.
Quadro 1 – Escoamentos nas bacias hidrográficas em Portugal Continental .....	10
Quadro 2 – Síntese das captações de água superficial em Portugal Continental .....	13
Quadro 3 – Síntese das principais características de um rio .....	14
Quadro 4 – Síntese de características físicas, químicas e biológicas.....	19
Quadro 5 – Gamas naturais de constituintes em rios.....	34
Quadro 6 – Concentração relativa de elementos dissolvidos nas águas subterrâneas .....	35
Quadro 7 – Resumo das principais características naturais da qualidade das águas subterrâneas em Portugal ...	35
Quadro 8 – Síntese de poluentes com origem difusa e problemas ambientais causados .....	39
Quadro 9 – Súmula das características químicas das principais actividades poluentes .....	40
Quadro 10 – Propriedades do meio subterrâneo e dos poluentes capazes de afectar o seu transporte.....	41
Quadro 11 – Valores de r estipulados no Decreto-Lei n.º 382/99, de acordo com o tipo de aquífero .....	92
Quadro 12 – Factores descritores da bacia hidrográfica e respectivos pesos.....	111
Quadro 13 – Categorias de precipitação média anual (P) e pesos atribuídos .....	112
Quadro 14 – Categorias de declives do terreno (DS) e pesos atribuídos .....	112
Quadro 15 – Categorias de cobertura do terreno (CS), sua descrição e pesos atribuídos.....	113
Quadro 16 – Categorias de uso do solo (US), sua descrição e pesos atribuídos .....	114
Quadro 17 – Factores relevantes para ponderar a contribuição da zona não saturada do solo.....	115
Quadro 18 – Factores de ponderação para as variáveis do WRASTIC .....	117
Quadro 19 – Categorias e índices de classificação (WR) para a presença de águas residuais (W).....	117
Quadro 20 – Categorias e índices de classificação (RR) para o impacto de actividades de lazer (R).....	118
Quadro 21 – Categorias e índices de classificação (AR) para o impacto da agricultura (A).....	118

Quadro 22 – Actividades a que se refere o Quadro 20 .....	118
Quadro 23 – Categorias e índices de classificação (SR) para a dimensão da bacia hidrográfica (S).....	119
Quadro 24 – Categorias e índices de classificação (TR) para vias de transporte (T).....	119
Quadro 25 – Categorias e índices de classificação (IR) para o impacto da indústria (I) .....	119
Quadro 26 – Categorias e índices de classificação (CR) para a cobertura vegetal do solo .....	120
Quadro 27 – Níveis de superfície livre de jusante .....	121
Quadro 28 – Indicações de apoio à monitorização numa albufeira para abastecimento público.....	138
Quadro 29 – Disponibilidades hídricas anuais em regime natural por bacia hidrográfica em Portugal Continental.....	158
Quadro 30 – Disponibilidades hídricas acumuladas em regime natural nas bacias hidrográficas dos rios internacionais.....	158
Quadro 31 – Disponibilidades hídricas em regime regularizado nas bacias hidrográficas em Portugal Continental.....	159
Quadro 32 – Condições de fronteira para o modelo de fluxo.....	170
Quadro 33 – Parâmetros dos materiais para o modelo de fluxo 3D .....	171
Quadro 34 – Condições de fronteira para o modelo de transporte de massa.....	172
Quadro 35 – Parâmetros dos materiais para o modelo de transporte de massa 3D.....	174
Quadro 36 – Níveis de risco para vários descritores.....	183
Quadro 37 – Parâmetros determinados nas Estações de Alerta.....	184



<b>ÍNDICE DE ANEXOS</b>	pág.
Anexo 1 – Disponibilidades hídricas .....	157
Anexo 2 – Exemplos da utilização de modelos numéricos de escoamento e transporte de massa em águas subterrâneas .....	161
Anexo 3 – Caso de estudo de uma grande captação de água de superfície em estuário: Valada-Tejo, da EPAL.....	175
Anexo 4 – Caso de estudo de uma pequena captação de água de superfície em albufeira: Captações superficiais do Município do Crato .....	187

# 1 INTRODUÇÃO

A Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000, mais conhecida por Directiva-Quadro da Água (DQA), entrou em vigor em 22 de Dezembro de 2000, tendo sido transposta para o direito nacional pela Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro – Lei da Água. A DQA reformulou, de uma forma conceptual notável, a definição dos conceitos de bom estado das águas de superfície e subterrâneas e determina a obrigatoriedade de se atingir o bom estado para todas as massas de água da União Europeia até 2015. O conceito de bom estado ecológico das massas de água de superfície depende, caso a caso, das especificidades da massa de água em si, das condições climáticas, das condições hidrológicas da bacia hidrográfica e também das características hidrogeológicas do meio subterrâneo da bacia hidrográfica, ou seja, dos seus sistemas aquíferos. A par do conceito de bom estado ecológico das águas de superfície mantém-se o conceito de bom estado quantitativo e qualitativo das águas subterrâneas.

Por outro lado, sabe-se que o País (pelo menos a sua parte continental sul) tem clima mediterrânico que, como tal, é caracterizado por recorrentes períodos quer de seca quer de excedentes hídricos. Conseguir o bom estado ecológico, admitindo como naturais e não como fatalidade as variações hidrológicas, obriga a um profundo conhecimento das características não só qualitativas e quantitativas dos recursos hídricos, como também das cargas poluentes produzidas por práticas agrícolas não apropriadas (causadoras da poluição difusa por nitratos e por pesticidas) e ainda das pressões causadas pelas fontes pontuais de poluição.

Torna-se, assim, importante angariar contributos cientificamente correctos e actualizados que permitam reflectir sobre a melhor forma de proteger os Recursos Hídricos de Superfície e Subterrâneos. Nesse âmbito, o IRAR convidou o LNEC para, em conjunto e de uma forma pró-activa, contribuir para essa reflexão, centrada no ponto de vista do gestor de sistemas de abastecimento de água. Apresenta-se aqui o resultado desse esforço conjunto, que se traduziu neste Guia sobre *Protecção das Origens Superficiais e Subterrâneas nos Sistemas de Abastecimento de Água*.

Primeiro, é preciso ter-se a percepção clara de que tanto as actividades agropecuárias como as actividades industriais e a ocupação urbana prejudicam a qualidade dos recursos hídricos de superfície e subterrâneos em todas as Regiões Hidrográficas de

Portugal. Assim, torna-se fundamental uma análise ao desenvolvimento industrial e urbano das últimas décadas e ao retorno ambiental do investimento feito no País em saneamento. O objectivo é, naturalmente, melhorar o retorno ambiental dos investimentos a fazer no âmbito do Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais 2007-2013 (PEAASAR II).

Em segundo lugar, há que ter uma consciência clara e decidida de que as exigências da Directiva-Quadro da Água são um bem para toda a União e que o seu incumprimento pode custar muito caro a Portugal, quer em credibilidade na UE quer ao nível ambiental. Deste modo, é necessário tomar-se uma atitude pró-activa em Portugal, como a que se pretende com a edição deste Guia, a fim de facilitar o cumprimento da Directiva-Quadro nos diversos sectores da actividade do País, até 2015.

Em terceiro lugar, e para uma protecção integral dos recursos hídricos, torna-se urgente delimitar as áreas vulneráveis e de risco à poluição das águas de superfície e subterrâneas, pela aplicação em todas as Regiões Hidrográficas das múltiplas técnicas de cálculo já estudadas e disponíveis no País. Uma descrição detalhada de metodologias para o cálculo de vulnerabilidades e riscos à poluição de águas subterrâneas e de águas de superfície pode ser consultada nos Capítulos 4 e 5 deste Guia, que se intitularam, respectivamente, *Protecção de Origens de Águas Subterrâneas* e *Protecção de Origens de Águas Superficiais*.

Em quarto lugar, o conceito de que *a água na origem faz parte integrante e é a base de sustentação do ciclo urbano da água* deve passar a ser prática em Portugal, com especial ênfase para o Algarve e o Alentejo. É fundamental que as entidades gestoras da Água se motivem para a protecção da qualidade da sua água na origem (não deixando estas preocupações apenas para o Ministério do Ambiente). Além disso, e à semelhança do que se passa noutros países, devem preocupar-se também com os aspectos quantitativos, promovendo, por exemplo, a recarga artificial de aquíferos para o armazenamento atempado dos excedentes de águas de superfície dos anos húmidos. Assim, obter-se-iam volumes hídricos adicionais, disponíveis nos anos de escassez, que, além de satisfazerem as necessidades de abastecimento, permitiriam a protecção contra fenómenos de intrusão marinha em aquíferos costeiros.

Este Guia tem por fim apoiar as entidades gestoras de sistemas de abastecimento de água que tenham massas de água super-

ficial e/ou subterrâneas. Para facilitar a leitura, está organizado em cinco capítulos técnicos, que se resumem da seguinte forma:

No capítulo 2, apresentam-se noções básicas que permitem compreender a diversidade das situações climáticas, hidrográficas e hidrogeológicas de Portugal Continental. Faz-se uma breve caracterização das bacias hidrográficas e dos sistemas aquíferos, e realça-se a interacção águas de superfície e águas subterrâneas. Desenvolvem-se aspectos quantitativos, nomeadamente sobre a recarga de aquíferos, e definem-se aspectos qualitativos relacionados com a poluição da água. Introdutoriamente apresentam-se ordens de grandeza dos volumes captados de águas superficiais e de águas subterrâneas para abastecimento. Conclui-se o capítulo com uma apresentação dos conceitos de vulnerabilidade e de risco à poluição de águas superficiais e de águas subterrâneas. O Anexo 1 complementa o capítulo 2.

No capítulo 3, expõem-se os aspectos legislativos dos recursos hídricos de superfície e subterrâneos, os objectivos de quantidade e de qualidade que constam na legislação nacional e na legislação comunitária, ao mesmo tempo que se realçam as responsabilidades das entidades gestoras em relação à legislação em vigor.

O capítulo 4 é dedicado aos aspectos relacionados com a protecção de origens de águas subterrâneas. Descrevem-se os objectivos da protecção das águas subterrâneas, os critérios e as metodologias para avaliação da vulnerabilidade à poluição de recursos hídricos subterrâneos, os critérios e as metodologias para avaliação do risco à poluição de recursos hídricos subterrâneos, os critérios e as metodologias para delimitação de perímetros de protecção de captações de águas subterrâneas e as restrições à utilização do solo no interior dos perímetros de protecção. Conclui-se o capítulo com uma descrição da utilização de modelos numéricos de escoamento e transporte de massa em águas subterrâneas. No Anexo 2 encontram-se dois exemplos de aplicação de modelos matemáticos para o estudo do campo de captações de Valada I e para o estudo da intrusão marinha.

O capítulo 5 do Guia tem por fim apoiar as entidades gestoras com captações em massas de água superficial na percepção de aspectos legislativos e na gestão da sua protecção, fornecendo ferramentas para a compreensão dos fenómenos, em especial para a determinação de riscos e da vulnerabilidade à poluição e a fenómenos hidrológicos extremos e para o cálculo da propaga-

ção de poluentes em meios superficiais. Neste capítulo há uma explicação sucinta das características das diferentes massas de água superficial, cuja compreensão é fundamental para a aplicação dos critérios e metodologias apresentados. Os critérios e as metodologias de análise dos fenómenos hidrológicos extremos permitem actuar convenientemente nas situações em que o funcionamento da captação é dificultado ou impedido. Conclui-se o capítulo 5 com a apresentação de ferramentas de apoio à delimitação de zonas de protecção das captações de águas de superfície. Nos Anexos 3 e 4, há casos de estudo que ilustram aplicações de métodos apresentados neste capítulo do Guia a águas superficiais, bem como comentários a essas aplicações.

Complementa-se o Guia com o capítulo 6, onde são apresentadas as acções a desenvolver para uma adequada gestão dos perímetros de protecção após a sua delimitação, nomeadamente: inventariação de fontes potenciais de poluição, implementação de redes de monitorização, definição de planos de contingência e informação e participação do público.

## 2 NOÇÕES BÁSICAS

### 2.1 Nota introdutória

Neste capítulo definem-se noções básicas essenciais para a compreensão da diversidade das situações climáticas, hidrográficas e hidrogeológicas de Portugal Continental. Faz-se uma breve caracterização das bacias hidrográficas e dos sistemas aquíferos, e realça-se a interacção águas de superfície – águas subterrâneas. Desenvolvem-se aspectos quantitativos, nomeadamente sobre a recarga de aquíferos, e apresentam-se aspectos qualitativos relacionados com a poluição da água. São ainda abordadas as ordens de grandeza dos volumes captados de águas superficiais e de águas subterrâneas para abastecimento. Conclui-se o capítulo com uma exposição dos conceitos de vulnerabilidade e de risco à poluição de águas superficiais e de águas subterrâneas.

### 2.2 Regiões climáticas de Portugal

O relevo, a pluviosidade e as influências atlântica, a Norte, e mediterrânica, a Sul, permitem caracterizar, de acordo com Cunha *et al.* (1980), o território continental em três grandes regiões geográficas naturais: (1) zona Norte Atlântica, que abrange as regiões do Minho, Douro Litoral, Beira Litoral e a parte ocidental das Beiras Alta e Baixa, com elevações que ultrapassam os 1000 m, precipitações elevadas e sofrendo influência oceânica; (2) zona Norte Transmontana, abrangendo as regiões de Trás-os-Montes e a Beira Transmontana, com elevados planaltos separados por vales profundos e precipitações inferiores às da zona Norte Atlântica; (3) zona Sul Mediterrânica, constituída pela parte sudeste da Beira Baixa, Estremadura, Ribatejo, Alentejo e Algarve, com relevo pouco acidentado e precipitações médias muito inferiores às das outras duas zonas.

A precipitação anual média do território de Portugal Continental é de 900 mm. Nas regiões do Norte, a precipitação anual média atinge cerca de 3000 mm nas serras do Gerês e da Peneda. A sul do rio Tejo, a zona mais pluviosa localiza-se na serra de Monchique, no Algarve, com uma precipitação anual média de 1260 mm. Nas regiões menos pluviosas a norte do Tejo, no vale do rio Douro, a precipitação anual média pode descer a 400 mm. A sul do Tejo, a menor precipitação média anual regista-se na costa algarvia, com 340 mm.

Ao longo do ano, a variação da precipitação é muito acentuada. Concentra-se no semestre húmido de Inverno (Outubro a Março) e a chuva caída neste período do ano é da ordem dos 80% da precipitação anual.

No semestre seco (Abril a Setembro) chega a haver 4 meses sem um único dia de chuva nas regiões do Sul. De ano para ano, observam-se também grandes variações dos totais de precipitação. Estas variações podem atingir ordens de 1 para 3 ou mesmo de 1 para 4.

A evapotranspiração potencial anual média é da ordem dos 880 mm. A evapotranspiração real anual média estimada é de 500 mm. As regiões de maiores evapotranspirações potenciais situam-se no Baixo Alentejo, com valores da ordem dos 900 mm.

As regiões com menores evapotranspirações potenciais situam-se nas zonas montanhosas, atingindo valores médios de 570 mm.

A temperatura anual média da totalidade do território continental é de cerca de 15° C. A temperatura diária média do ar varia regularmente ao longo do ano, atingindo normalmente valores mínimos em Janeiro e máximos em Agosto.

## **2.3 Bacias hidrográficas de Portugal Continental**

### **2.3.1 Bacias hidrográficas e disponibilidades hídricas**

A Lei da Água, Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, que transpõe para a ordem jurídica nacional a Directiva-Quadro da Água, Directiva n.º 2000/60/2000, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, estabelece as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas.

Além dos princípios gerais consignados na Lei de Bases do Ambiente<sup>1</sup>, a gestão da água deve observar nove princípios específicos, entre os quais figura o princípio do uso razoável e equitativo das bacias hidrográficas (artigo 3.º da Lei n.º 58/2005). A bacia hidrográfica é *“a área terrestre a partir da qual todas as águas fluem para o mar, através de uma sequência de rios, ribeiros ou eventualmente lagos, desaguando numa única foz, estuário ou delta”* (alínea m) do artigo 4.º).

---

<sup>1</sup> Lei n.º 11/87, de 7 de Abril.

A região hidrográfica é a unidade principal de planeamento e gestão das águas, tendo por base a bacia hidrográfica (n.º 2 do artigo 3.º).

No quadro da especificidade das bacias hidrográficas, dos sistemas aquíferos nacionais, das bacias compartilhadas com Espanha e das características próprias das Regiões Autónomas dos Açores e da Madeira, foram criadas as seguintes regiões hidrográficas (artigo 6.º):

- a) Minho e Lima (RH1), que compreende as bacias hidrográficas dos rios Minho e Lima e das ribeiras da costa entre os respectivos estuários e outras pequenas ribeiras adjacentes;
- b) Cávado, Ave e Leça (RH2), que compreende as bacias hidrográficas dos rios Cávado, Ave e Leça e das ribeiras da costa entre os respectivos estuários e outras pequenas ribeiras adjacentes;
- c) Douro (RH3), que compreende a bacia hidrográfica do rio Douro e outras pequenas ribeiras adjacentes;
- d) Vouga, Mondego, Lis e Ribeiras do Oeste (RH4), que compreende as bacias hidrográficas dos rios Vouga, Mondego e Lis, das ribeiras da costa entre o estuário do rio Douro e a foz do rio Lis e as bacias hidrográficas de todas as linhas de água a sul da foz do Lis até ao estuário do rio Tejo (exclusive);
- e) Tejo (RH5), que compreende a bacia hidrográfica do rio Tejo e outras pequenas ribeiras adjacentes;
- f) Sado e Mira (RH6), que compreende as bacias hidrográficas dos rios Sado e Mira e outras pequenas ribeiras adjacentes;
- g) Guadiana (RH7), que compreende a bacia hidrográfica do rio Guadiana e outras pequenas ribeiras adjacentes;
- h) Ribeiras do Algarve (RH8), que compreende as bacias hidrográficas das ribeiras do Algarve;
- i) Açores (RH9), que compreende todas as bacias hidrográficas do arquipélago;
- j) Madeira (RH10), que compreende todas as bacias hidrográficas do arquipélago.



As regiões hidrográficas do Minho e Lima, do Douro, do Tejo e do Guadiana integram os rios internacionais compartilhados com Espanha.

Na Figura 1 é apresentada a delimitação geográfica das Administrações de Região Hidrográfica e das entidades gestoras de serviços de abastecimento público de água, de saneamento de águas residuais urbanas e de gestão de resíduos sólidos urbanos.

Para a análise das captações de águas superficiais, é essencial quantificar a água disponível.

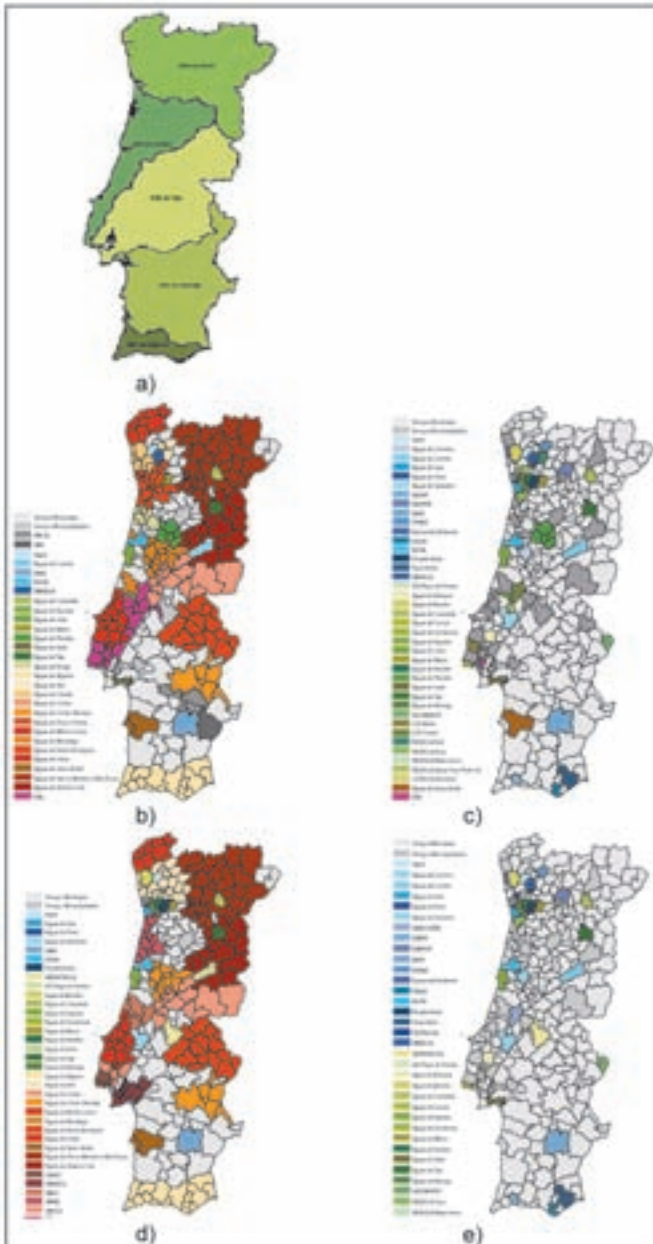
O regime de escoamento natural pode ser caracterizado a partir das séries de escoamento mensal calculadas em secções de avaliação distribuídas por cada bacia hidrográfica.

De um modo geral, as bacias hidrográficas que apresentam valores extremos são as bacias hidrográficas do rio Lima, com altos valores de precipitação e de escoamento anual médio, e a bacia hidrográfica do rio Guadiana, com baixos valores de precipitação e de escoamento anual médio. Em consequência do efeito da variabilidade climática, o escoamento segue de um modo geral um comportamento semelhante ao da precipitação, mas com uma variabilidade regional mais acentuada, isto é, maior disponibilidade de água a norte, descendo essa disponibilidade para sul.

No Quadro 1 são apresentadas as características gerais dos escoamentos com água proveniente da precipitação nas bacias hidrográficas de Portugal Continental.

O regime de escoamento é fortemente influenciado pela variabilidade espacial e temporal das principais variáveis climáticas, sobretudo da precipitação, que conduz necessariamente a um regime de escoamento com elevada irregularidade, muito característico do sul da Europa.

Em termos gerais, no território continental, o litoral Norte húmido contrasta com o interior Sul mais seco, concentrando-se o escoamento nos meses de Inverno a que se seguem longos períodos de caudal mais reduzido. A variabilidade interanual é também muito acentuada.



Fonte: IRAR, 2008.

Figura 1 – Delimitação geográfica das Administrações de Região Hidrográfica (a) e das entidades gestoras de serviços de abastecimento público de água em alta (a) e em baixa (c) e de saneamento de águas residuais urbanas em alta (d) e em baixa (e).

Quadro 1 – Escoamentos nas bacias hidrográficas em Portugal Continental.

Bacias hidrográficas	Área Bacia agregada (km <sup>2</sup> )	Precipitação (mm)	Escoamento (mm)	Escoamento (hm <sup>3</sup> )
Minho	814	1954	1301	1059
Lima	1172	2208	1390	1629
Cávado	1593	2172	1318	2099
Ave	1335	1830	920	1228
Leça	185	1334	562	104
Douro	18570	1016	495	9192
Vouga	2344	1532	814	1908
Mondego	6658	1181	515	3430
Lis	837	964	310	260
Ribeiras Oeste	1655	884	181	300
Tejo	24460	821	252	6164
Sado	6271	622	155	972
Mira	1025	689	191	196
Guadiana	11300	568	167	1887
Ribeiras Algarve	1683	840	207	348
Continente	79902	962	385	30779

Fonte: Plano Nacional da Água, 2001.

O escoamento anual médio em Portugal Continental é de 385 mm/ano, equivalente a um volume de 30,8 km<sup>3</sup>. De acordo com o Quadro 1, verifica-se que os 962 mm/ano de precipitação que ocorrem em Portugal Continental dão origem ao escoamento de apenas 385 mm/ano. Nos rios ibéricos, a estes valores é ainda necessário acrescentar os valores dos escoamentos provenientes de Espanha para se obter a água disponível.

O escoamento em Portugal Continental é caracterizado por uma acentuada sazonalidade, com cerca de 60% do escoamento anual médio a concentrar-se no semestre húmido. Este valor é ligeiramente mais baixo que a percentagem da precipitação anual que ocorre no mesmo período, o que pode ser explicado pela contribuição das descargas dos aquíferos que garantem o escoamento superficial durante os meses de Verão.

A irregularidade temporal da precipitação exerce uma clara influência sobre a evolução temporal do escoamento, exibindo ambas as variáveis um comportamento temporal semelhante. Durante o período de 1941/42 a 1990/91, 25% dos anos têm escoamento anual superior a 550 mm ou inferior a 250 mm. O ano mais seco ocorreu em 1975/76, com cerca de 77 mm, e o ano mais húmido em 1965/66, com cerca de 882 mm.

Verifica-se que, embora a variabilidade do escoamento anual nas bacias hidrográficas a norte do rio Tejo seja maior que a das bacias hidrográficas situadas a sul deste rio, em termos relativos, a irregularidade do escoamento anual aumenta de norte para sul. As bacias do Sado, do Mira e das ribeiras do Algarve apresentam maiores irregularidades, existindo anos em que o escoamento se aproxima de zero.

No Anexo 1 apresenta-se uma sùmula das disponibilidades hídricas anuais de Portugal Continental, em regime natural, acumuladas em regime natural e em regime regularizado por bacia hidrográfica.

### **2.3.2 Captações de água de superfície em Portugal Continental**

Atendendo às características climáticas de Portugal, à sazonalidade do escoamento superficial e à sua variabilidade interanual, é compreensível que as captações em águas de superfície, historicamente, se tenham concentrado nos rios de maiores dimensões, ou em albufeiras criadas pela construção de barragens, associadas a sistemas de adução de água, por vezes a grandes distâncias. Esta última alternativa já era corrente no Império Romano, incluindo no território que hoje faz parte de Portugal.

Recorrendo aos dados do Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais (INSAAR), é possível caracterizar as captações de águas superficiais em Portugal.

Ao analisar de forma geral o INSAAR de 2005, consegue-se determinar que, das 7506 captações de água consideradas (de um universo de 8145), apenas 291 provêm de águas superficiais. No entanto, o volume de água extraído de águas superficiais é da ordem dos 685 hm<sup>3</sup> de um total de 1013 hm<sup>3</sup> captado em Portugal Continental. Em suma, apenas 4% das captações de água efectua a extracção de 68% do total consumido.

As captações superficiais podem ser efectuadas em albufeiras ou em rios, sendo as captações em rios incidentes na zona norte do País e as captações em albufeiras predominantes na zona sul de Portugal Continental. Das captações de água de superfície referidas, 15% é executada em albufeiras, o que contrasta com o elevado número de captações executadas em rios, correspondendo a 85% (*cf.* Quadro 2).

Analisando mais pormenorizadamente os dados de 2005, por regiões hidrográficas de Portugal continental, é possível constatar

que nas regiões hidrográficas RH1 (Minho e Lima) e RH2 (Cavado, Ave e Leça) se encontram em funcionamento captações efectuadas em águas de superfície, perfazendo um total de 26, com um volume de captação de 110 hm<sup>3</sup>.

A região hidrográfica do Douro (RH4) corresponde a 18 710 Km<sup>2</sup> de Portugal Continental, apresenta 103 captações de águas de superfície, com um volume de captação de 313 hm<sup>3</sup>.

A região hidrográfica 4 (Vouga, Mondego, Lis e Ribeiras do Oeste) tem 82 captações de águas de superfície, com um volume de captação de 109 hm<sup>3</sup>.

Nas regiões acima referidas, a norte, a captação de águas de superfície é feita maioritariamente em rios.

À medida que nos deslocamos para sul, o cenário sofre uma alteração. Na região hidrográfica do Tejo (RH5), a maioria da população é abastecida por captações em albufeiras, sendo estas uma pequena fracção do total das captações superficiais. Nesta região hidrográfica, em 51 captações são obtidos 208 hm<sup>3</sup> de água. É de salientar a existência de uma captação em estuário que contribui na ordem de 24% para o volume total extraído em 2005.

Relativamente às regiões hidrográficas do Sado e Mira (RH6), do Guadiana (RH7) e das Ribeiras do Algarve (RH8), é notória a predominância de captações de águas de superfície em albufeiras, constituindo, em termos percentuais de população servida e de volume captado, cerca de 93%. Em 29 captações obtém-se um volume de 50 hm<sup>3</sup>.

Quadro 2 – Síntese das captações de água superficial em Portugal Continental.

Bacia hidrográfica	Tipo captação	N.º de captações	População servida 2005 (hab)	Volume anual 2005 (hm³)
Minho	Rio	4	16163	1,586
Lima	Rio	4	69322	5,552
Neiva	Rio	1	14700	0,91
Ave	Rio	4	36366	10,648
	Albufeira	3	9721	0,578
Cávado	Rio	4	288703	18,098
	Albufeira	5	30966	1,532
Douro	Rio	60	237795	17,319
	Albufeira	40	1458331	195,661
Lis	Rio	2	34097	3,361
Oeste	Rio	3	14993	0,726
	Albufeira	2	16282	2,114
Vouga	Rio	16	182576	3,777
	Albufeira	3	11809	0,415
Mondego	Rio	42	102249	7,609
	Albufeira	14	404788	34,557
	Albufeira	34	2562699	192,570
Tejo	Rio	16	12077	0,641
	Estuário	1	691483	50,478
Sado	Albufeira	4	70738	5,788
	Rio	3	1127	0,117
Mira	Albufeira	8	25100	7,686
Guadiana	Rio	1	6322	0,503
	Albufeira	8	25100	7,686
Barlavento	Albufeira	4	48967	5,108
Arade	Albufeira	1	356006	22,739

Fonte: INSAAR, 2005.

## 2.4 Características das massas de água superficial

### 2.4.1 Rios e estuários

Os rios constituem importantes origens de água doce para o Homem. São sistemas complexos de águas em movimento, drenando áreas específicas que integram a bacia hidrográfica do rio em questão. Um rio apresenta características hidrológicas, químicas e biológicas, seguidamente sintetizadas no Quadro 3.

Quadro 3 – Síntese das principais características de um rio.

<p><b>Características hidrológicas</b></p>	<p>Classificação (função da área da bacia; largura e comprimento do rio; n.º de ordem); Velocidade e caudal; Teor em sólidos suspensos; Variações e gradientes de velocidade nas secções e em profundidade.</p>
<p><b>Características químicas</b></p>	<p>Elementos químicos com origens naturais; Poluentes com origens em fontes pontuais e difusas; Variações da qualidade com o regime do rio (Atenção: Maiores caudais significam concentrações mais baixas apenas no caso de algumas fontes pontuais).</p>
<p><b>Características biológicas</b></p>	<p>Habitats e espécies são determinados pelas características hidrológicas, físicas, químicas, etc., dos rios; Tipo de comunidades pelágicas (organismos que nadam ou flutuam no seio da água); bênticas (organismos que crescem sobre ou associados aos diferentes substratos do fundo do leito) e associadas a estas; Podem ser definidas zonas, em função dos habitats e processos que tomam lugar.</p>

Estas características sofrem alterações numa zona de transição entre águas doces e o oceano, designada por estuário.

O regime natural de um rio é alterado por acções como a criação de barragens ou qualquer tipo de armazenamento de água; a construção de açudes; o desvio de água para irrigação; obras de canalização ou regularização do seu leito, etc. Acções que modifiquem as características de infiltração do solo da bacia hidrográfica (como a agricultura e a urbanização) também alteram o regime de escoamento.

A definição de estuário tem merecido diversas propostas. Um estuário pode ser definido como “uma reentrância de mar num vale fluvial, estendendo-se até ao limite da propagação da maré dinâmica” (Fairbridge, 1980, *in* Cardoso da Silva, 2004). Um estuário pode ser dividido em três sectores:

- i. o baixo estuário, ou a zona marítima, com ligação aberta ao mar;
- ii. o estuário médio, onde ocorre uma mistura intensa de água doce e salgada;
- iii. o estuário superior ou fluvio-marítimo, com água doce, mas sujeito à influência da maré dinâmica.

Os estuários apresentam assim situações hidrodinâmicas, físicas, químicas e, conseqüentemente, biológicas, condicionadas pela interacção entre os caudais de água doce e pela entrada de água marinha, em função dos ciclos das marés. Processos de mistura

dos dois tipos de água, com salinidades e temperaturas distintas, podem conduzir a estratificações verticais de salinidade.

A qualidade da água do estuário é grandemente condicionada pelas fontes poluentes existentes na bacia drenante, transportadas pelo rio que aflui ao estuário. O oceano, através das marés, contribui com areia e nutrientes, além da referida salinidade.

Para ser utilizada como água para abastecimento, uma captação num estuário, em princípio, deverá localizar-se no estuário superior, zona onde os efeitos da salinidade não são sentidos.

A protecção de rios e estuários, atendendo ao uso como origem para abastecimento, tem que ter em conta um conjunto de aspectos hidrológicos, hidráulicos e de qualidade da água, que sendo semelhantes aos que ocorrem nas albufeiras, adquirem contornos temporais e espaciais distintos em virtude das diferentes características hidrodinâmicas do meio hídrico.

#### **2.4.2 Albufeiras**

As albufeiras são massas de água formadas ou modificadas pela actividade humana, de forma a facultar uma origem de água controlada para diversos fins, entre eles o abastecimento de água, a produção de energia e a rega.

Note-se que o termo “barragem” se refere à estrutura física construída para reter a água ao passo que “albufeira” designa a massa de água retida pela barragem.

As albufeiras originam impactes ambientais por modificarem as condições naturais do sistema hidrológico e natural e encontram-se sujeitas a pressões de actividades humanas. Recebem contribuições quantitativas e qualitativas através dos seus afluentes e os seus processos físicos, químicos e biológicos particulares devem ser bem compreendidos pelas entidades gestoras. A construção de barragens, originando a criação de albufeiras, pode alterar a composição de espécies, a montante e a jusante, modificar os regimes térmicos e também a qualidade e os processos químicos na massa de água. Adicionalmente, modificações na quantidade e qualidade das descargas da barragem podem afectar os sistemas hídricos a jusante.

Em relação ao tempo de residência hidráulico da água, as albufeiras ocupam uma posição intermédia entre os rios e os lagos, conforme ilustra a Figura 2. Em pequenas albufeiras, o tempo de residência da água pode ser de 1 a 5 dias, sendo que as grandes albufeiras (altura média da água superior a 5 m) apresentam normalmente valores superiores a 5 dias (UNESCO/WHO/UNEP, 1996).



A consciência dos efeitos que a localização e a profundidade das tomadas de água podem ter na qualidade da água é essencial na sua gestão.



Fonte: UNESCO/WHO/UNEP, 1996.

Figura 2 – Tempo de retenção da água nas albufeiras, comparativamente com outros sistemas hídricos.

As albufeiras localizadas em bacias hidrográficas densamente povoadas e/ou com práticas agrícolas revelam tendência para um enriquecimento em nutrientes. Embora as albufeiras apresentem muitas características hidrológicas, químicas e biológicas semelhantes a lagos, o regime de operação da barragem vai condicionar as mesmas, podendo alterá-las de forma significativa.

As entidades gestoras devem ter noção que, quando uma albufeira é recente, pode ocorrer uma produtividade biológica elevada, em virtude da decomposição da vegetação, excreta de animais e matéria orgânica do solo, presentes na zona inundada. Este estado estabiliza com o tempo.

O represamento de água na albufeira altera as características de qualidade do rio, em particular nos seguintes aspectos (UNESCO/WHO/UNEP, 1996):

- Redução da oxigenação física da massa de água;
- Redução da ressuspensão dos sedimentos finos e da turbidez causada por este fenómeno;
- Alguma redução na oxidação da amónia;
- Aumento das flutuações diárias na concentração de oxigénio;
- Aumento da capacidade de autopurificação da poluição orgânica (devido à actividade biológica);
- Quando há poucas descargas, ocorre um aumento da deposição de sedimentos finos;
- Pode ocorrer depleção de oxigénio na zona junto aos sedimentos;

- É frequente gerar-se uma poluição (dita secundária) e consequente turbidez, devido ao crescimento de algas;
- Há tendência para o desenvolvimento de plantas aquáticas à superfície.

As albufeiras apresentam uma estratificação segundo um gradiente vertical de temperatura, equivalente a uma estratificação em camadas de água, com uma densidade crescente com a profundidade. A água apresenta a maior densidade a 4°C. Portanto, a água a 4°C é mais densa que a água a temperatura superior a 4°C, ou com temperatura entre 4 e 0°C, e tem tendência a permanecer no fundo. Por este motivo, em lagos ou albufeiras que apresentem uma certa profundidade, a temperatura da camada inferior é, em zonas de clima temperado, próxima de 4°C.

A estratificação térmica pode traduzir-se em duas ou três camadas. A maior estratificação surge no período mais quente do ano, no qual a temperatura ambiente propicia esta divisão.

A estratificação térmica pode conduzir a grandes variações na qualidade da água, devendo por isso ser bem conhecida pelas entidades gestoras. Para atender a este fenómeno da estratificação, é usual que as tomadas de água nas albufeiras apresentem múltiplas captações, situadas a diferentes profundidades.

As três camadas resultantes da estratificação designam-se epilímnio, metalímnio e hipolímnio:

- O **epilímnio** é a camada superficial, mais quente e luminosa, que permite a produção primária. Sendo bem oxigenada, é também favorável à vida animal. Quando a concentração em nutrientes é forte, verifica-se, inicialmente, um aumento da biomassa algal. Nas regiões temperadas, como Portugal, o aumento em nutrientes é máximo durante o Inverno e a Primavera (relativamente à pluviometria).
- O **metalímnio** é a camada intermédia, onde a temperatura decresce rapidamente com a profundidade até à linha de viragem do gradiente térmico (*termoclina*, que corresponde ao máximo do gradiente térmico). Esta camada constitui uma barreira para as trocas de elementos nutritivos.
- O **hipolímnio** é a camada profunda, de temperatura baixa e relativamente homogénea. Zona pouco oxigenada, onde a degradação da matéria orgânica do epilímnio que se sedimenta (algas ou animais mortos) provoca um forte consumo do oxigénio existente, podendo mesmo conduzir a situações anóxicas. Por estes motivos, as águas nesta zona não são propícias ao desenvolvimento de espécies animais aeróbias.

Quando existem tomadas de água no hipolímnio, podem colocar-se problemas de qualidade da água ao atingir o referido estado anóxico. Esta situação conduz à libertação de grandes quantidades de ferro e manganês na coluna de água com a eventual formação de sulfuretos.

O processo inverso também é verdadeiro: a extracção de grandes volumes de água numa albufeira estratificada pode afectar a distribuição das variáveis que determinam a qualidade da água e resultar em perfis verticais, químicos e biológicos bastante invulgares.

Quando as bacias hidrográficas apresentam grandes áreas agrícolas, as albufeiras actuam melhorando a qualidade da água no que respeita ao teor em nitratos. O processo de desnitrificação toma lugar nas albufeiras se o oxigénio dissolvido (OD) ao nível dos sedimentos for cerca de 10% e houver fraca circulação na coluna de água, havendo libertação de azoto a partir destes sedimentos (UNESCO/WHO/UNEP, 1996).

Uma das classificações de albufeiras e de lagos baseia-se na taxa de produtividade biológica, designando-se uma albufeira oligotrófica quando apresenta baixa produtividade biológica, e eutrófica quando a produtividade é elevada. O estado trófico refere-se ao enriquecimento da massa de água em nutrientes.

Numa albufeira, este estado pode ser avaliado através de características físicas, químicas e biológicas, indicadas no Quadro 4. Aumentos da população de fitoplâncton e/ou de algas constituem problemas para os processos de tratamento da água e para o consumidor, devendo por isso ser monitorizados.

Os inconvenientes na qualidade da água podem ir desde aspectos organolépticos desagradáveis até aos efeitos tóxicos, causados por substâncias produzidas por determinadas algas (por exemplo, as cianobactérias, também conhecidas como algas azuis).

Uma mesma albufeira pode apresentar diferentes estados tróficos em zonas distintas da mesma e variações nesta condição ao longo do tempo (*e.g.*, sazonais). Por exemplo, próximo da barragem, o estado trófico costuma ser pobre (oligotrófico), mesmo que as camadas superiores da albufeira sejam ricas em nutrientes (UNESCO/WHO/UNEP, 1996). Por este motivo há que ter cuidados particulares nos locais seleccionados para determinar o estado da água de uma albufeira. Em climas temperados, como é o caso de Portugal, a utilização do regime de concentração de oxigénio do hipolímnio pode ser considerado um indicador simples do estado trófico.

Quadro 4 – Síntese de características físicas, químicas e biológicas que indicam o estado trófico de uma albufeira.

<b>Físicos</b>	Transparência (-) Matérias em suspensão (+)
<b>Químicos</b>	Concentração em nutrientes (+) Clorofila a (+) Matérias dissolvidas (+) Carência de oxigénio no hipolímnio (+) Amplitude da variação diurna da concentração em oxigénio (+)
<b>Biológicos</b>	Frequência de proliferação das algas (+) Diversidade específica das algas (-) Biomassa de fitoplâncton, zooplâncton e peixes (+) Fauna benthica litoral (+) Diversidade da fauna benthica (-) Produção primária (+)

(+) o valor do parâmetro aumenta com o grau de eutrofização.

(-) o valor do parâmetro diminui com o grau de eutrofização.

Geralmente, a qualidade da água para fins de abastecimento doméstico ou industrial é tanto pior quanto mais eutrófico o estado da albufeira.

Em relação à qualidade microbiológica, as albufeiras desempenham um papel positivo na redução de vírus e bactérias existentes nos rios, veiculados por efluentes domésticos e/ou pluviais. Em UNESCO/WHO/UNEP (1996) é referido que o armazenamento da água por 20 dias ou mais reduz a concentração em coliformes fecais até 1% do seu valor inicial. Este resultado parece manter-se mesmo quando a albufeira é sujeita a misturas, para efeitos de controlo térmico ou químico.

As alterações sazonais na população de bactérias devem-se sobretudo às variações inerentes das condições da água e da produtividade primária na albufeira.

## 2.5 Sistemas aquíferos de Portugal Continental

As águas subterrâneas constituem corpos hídricos que ocorrem abaixo da superfície do terreno, saturando os espaços intersticiais existentes nas formações geológicas. Consoante as características das formações geológicas onde ocorrem, as águas subterrâneas podem constituir-se em aquíferos, se essas formações forem capazes de armazenar e ceder água em condições economicamente aproveitáveis. Utiliza-se a designação de formações hidrogeológicas para referir a generalidade das formações geológicas contendo águas subterrâneas.

Considera-se como sistema aquífero um domínio espacial, limitado em superfície e em profundidade, em que exista um ou vários aquíferos, relacionados ou não entre si, mas que constitua uma unidade prática para a investigação ou exploração (Navarro *et al.*, 1989 in Almeida *et al.*, 2000).

Os aspectos mais importantes a considerar para um sistema aquífero são a sua transmissividade<sup>2</sup>, armazenamento (que se relaciona com o coeficiente de armazenamento<sup>3</sup> e com a dimensão do sistema aquífero), o seu volume de recarga e a qualidade da água.

Na Figura 3 encontram-se representados os 58 sistemas aquíferos identificados e cartografados em Portugal Continental, englobados em quatro grandes unidades hidrogeológicas: Maciço Hespérico ou Antigo, Orla Mesocenozóica Ocidental, Orla Mesocenozóica Meridional e Bacia Cenozóica do Tejo-Sado (Almeida *et al.*, 2000). As restantes áreas não englobadas nos sistemas aquíferos constituem também zonas de ocorrência de águas subterrâneas, que podem apresentar aquíferos de importância local ou que podem ser improdutivas. As características litológicas das formações determinam o tipo de meio onde ocorre o escoamento subterrâneo: intergranular (poroso), cársico, fissurado, poroso-cársico, poroso-fissurado e cársico-fissurado, sendo, entre os sistemas aquíferos, os de porosidade intergranular que ocupam maior área (60%) (PNA, 2001).

A identificação e a delimitação das massas de águas subterrâneas foram recentemente apresentadas para Portugal Continental (INAG, 2005), de acordo com o preceituado no Anexo II, Parte C da Directiva das Águas Subterrâneas.

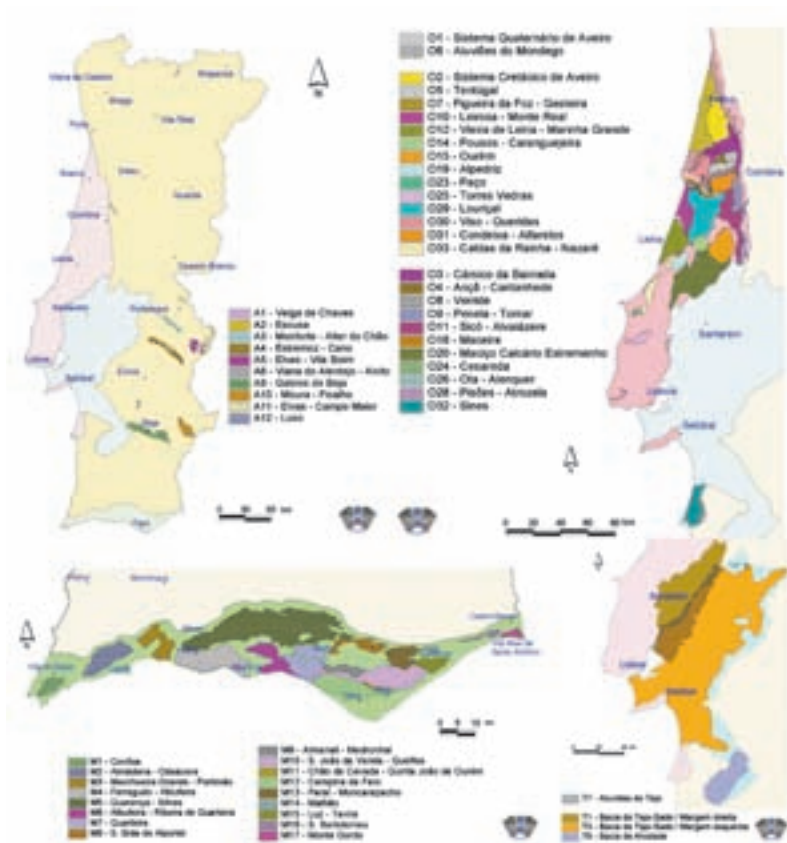
A metodologia preconizada incluiu duas etapas. A primeira etapa consistiu em individualizar o substrato litológico onde se encontram as águas subterrâneas. Essa individualização teve em conta os três meios hidrogeológicos – poroso, cársico e fracturado – tendo-se utilizado abordagens metodológicas diferentes para individualizar massas de água em meios porosos e cársicos das massas de água em meios fracturados. A segunda etapa consistiu na identificação, para cada um desses meios, de diversos critérios

---

<sup>2</sup> Refere-se à quantidade de água que atravessa a secção vertical de um sistema aquífero com altura dada pela espessura e com lado unitário por acção de um gradiente hidráulico unitário.

<sup>3</sup> O coeficiente de armazenamento representa a relação entre o volume de água libertado por uma coluna vertical de aquífero e o volume dessa coluna vertical quando o potencial hidráulico baixa um metro.

para a delimitação das massas de água. Considerou-se uma mesma massa de água quando: há uma conexão hidráulica; a sua dimensão é suficientemente grande para ser representativa e ter importância, pelo menos, local; há semelhança do quimismo, entre vários outros aspectos cujos detalhes podem ser analisados em INAG (2005).



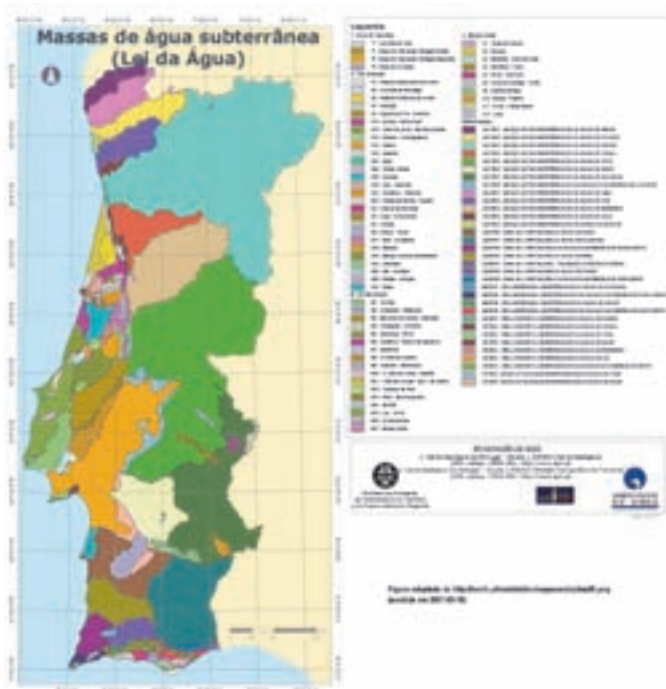
Fonte: www.snirh.pt.

Figura 3 – Sistemas aquíferos de Portugal Continental.

INAG (2005) identificou 91 massas de águas subterrâneas distribuídas pelas 8 regiões hidrográficas de Portugal Continental conforme apresentado na Figura 4.

Descreve-se resumidamente nos parágrafos seguintes a geologia de Portugal com base em Delgado-Rodrigues *et al.* (1989), Lobo-Ferreira *et al.* (1995) e Almeida *et al.* (2000).

O Maciço Hespérico ocupa uma área de cerca de três quartos do território continental e é constituído por terrenos antemesozóicos. Estas formações foram afectadas por fenómenos de metamorfismo, associados a diversas fases tectónicas da orogenia hercínica, de que resultaram traços marcantes na morfologia do território, nomeadamente a orientação NW-SE dos dobramentos e o padrão geral da fracturação (Ribeiro *et al.*, 1979).



Fonte: cf. <http://snirh.pt/snirh/atlas/mapasweb/pt/aa29.png>.

Figura 4 – Delimitação das massas de água subterrânea em Portugal Continental.

Ocorrem numerosos tipos de rochas metamórficas e ígneas, sendo as primeiras mais abundantes a sul da serra da Estrela e as segundas a norte. Xistos, metagrauvaques, quartzitos, mármore, granitos, granodioritos e pórfiros são os tipos mais representados. Estas formações estão, em zonas restritas, recobertas por depósitos sedimentares mais modernos e de origem continental (Teixeira *et al.*, 1967).

As acções orogénicas tardi-hercínicas originaram, na parte ocidental do Maciço Hespérico, uma série de acidentes tectónicos a que corresponde o afundamento de uma extensa fossa tectónica

onde se veio a depositar uma espessa série de sedimentos que constituem hoje a Orla Mesocenozóica Ocidental (Ribeiro *et al.*, 1979).

As Orlas Mesocenozóicas ocupam o litoral do País entre Espinho e Sines, a oeste, e entre Sagres e Vila Real de Santo António, a sul. Nestas unidades ocorre um conjunto muito diversificado de tipos litológicos, com idades variando do Triásico à actualidade, e quase exclusivamente de natureza sedimentar. As formações são sobretudo carbonatadas (calcários, margas e dolomias), argilosas e areníticas, com algumas intercalações de rochas ígneas intrusivas e extrusivas.

A Orla Mesocenozóica Ocidental é constituída por uma espessa série de sedimentos, que ultrapassa os 3000 m. As formações são constituídas por calcários, margas, arenitos, siltitos e argilitos (Almeida *et al.*, 2000).

Na base destas formações ocorre um complexo evaporítico, que, em vários locais desta região, origina relevos diapíricos por vezes fortemente erodidos e com exposição das formações mais antigas do núcleo dos diapiros. Desde o final do Cretácico até ao Eocénico, ocorrem fenómenos de tectónica relacionados com a movimentação das massas salíferas. Pela mesma altura dá-se a ascensão de magma basáltico, especialmente na região de Lisboa. Contemporâneos são também os maciços subvulcânicos de Sintra e Sines, existentes nesta Orla. As formações sedimentares estão deformadas e muito fracturadas. Alguns dobramentos originaram relevos acentuados que constituem presenças notórias na morfologia desta região (Ribeiro *et al.*, 1979).

As formações carsificadas do Jurássico médio constituem os melhores aquíferos da Orla Ocidental e neles se situam importantes captações para abastecimento de água à região de Lisboa (Almeida *et al.*, 2000). O Cretácico Inferior, detrítico, constitui um bom aquífero, em especial na parte mais setentrional desta Orla. Extensas regiões onde ocorrem margas e arenitos argilosos são muito pobres em termos de águas subterrâneas.

As formações aluvionares de alguns rios principais chegam a ter algum significado hidrogeológico, enquanto as coberturas dunares, os terraços fluviais e os depósitos de antigas praias apenas têm interesse local (Peixinho de Cristo, 1998).

A Orla Meridional apresenta grandes semelhanças litológicas com a Orla Ocidental. Calcários, dolomias, arenitos, siltitos, argilitos e margas são abundantes (Costa *et al.*, 1985). Junto do contacto com o Maciço Hespérico observam-se ocorrências de rochas



vulcânicas, com o aparecimento de basaltos, de rochas piroclásticas e de espécies filonianas. Existem diversas estruturas diapíricas.

A Orla Mesocenozóica Meridional sofreu apreciável actividade tectónica que originou dobramentos de grande amplitude e provocou fracturas significativas. Com o aumento progressivo da espessura da série sedimentar verifica-se, também, a ocorrência de diversas flexuras de orientação aproximadamente E-W, as quais desempenham um papel significativo nas ocorrências e no funcionamento dos aquíferos da região (Ribeiro *et al.*, 1979).

As formações do Jurássico inferior sofreram intensa carsificação e armazenam a principal reserva de água subterrânea do Sul de Portugal (Costa *et al.*, 1985).

A Bacia Sedimentar do Tejo e do Sado é constituída por formações que vão do Paleogénico à actualidade e que ocorrem na parte terminal das bacias hidrográficas destes dois rios.

As formações cenozóicas são essencialmente constituídas por calcários, arenitos, siltitos, argilitos e margas, enquanto os terrenos mais recentes são compostos por materiais arenosos e arenos-argilosos de origem aluvionar (Almeida *et al.*, 2000).

Quanto às formações desta região estão praticamente horizontais, tendo sofrido reduzida actividade tectónica. A ocorrência de algumas falhas ao longo dos limites da Bacia sugere que a estrutura seja de tipo *graben* (Ribeiro *et al.*, 1979). Os níveis detríticos apresentam importante significado hidrogeológico, neles se situando algumas das melhores captações do País, com profundidades que atingem os 500 m (Mendonça, 1990).

A importância das águas subterrâneas é consubstanciada pelas extracções actualmente existentes deste recurso. Por outro lado, o conhecimento dos consumos de água é importante, entre outros aspectos, para a determinação de situações de sobreexploração de aquíferos, que podem ser identificadas comparando as extracções com a recarga natural, ou através do acompanhamento da variação dos níveis piezométricos.

A análise estatística dos valores de produtividades dos diferentes sistemas aquíferos, agrupados por tipos litológicos, permitiu concluir que os sistemas aquíferos porosos apresentam maior produtividade, com uma mediana de 13,3 l/s. Os sistemas cársico-porosos e os sistemas cársicos apresentam medianas de 7,15 l/s e 6,7 l/s, respectivamente. Nos sistemas fissurados, que formam a maior parte das formações hidrogeológicas indiferenciadas, estima-se a produtividade mediana em 1 l/s (PNA, 2001).

Almeida *et al.* (2000) e Lobo Ferreira *et al.* (1995) referem os seguintes valores de produtividades dos sistemas aquíferos, por unidade hidrogeológica:

- Maciço Antigo (Chambel, 1990, 1999; Cupeto, 1991; Alençõo *et al.*, 1997; Duque, 1997; Lima, 2000): a elevada precipitação que se verifica no NW do País torna esta região mais interessante para a captação de águas subterrâneas. Captações com capacidades entre 1 e 3 l/s são aí frequentes. Nos casos particulares de zonas fracturadas ou de filões, os valores podem ultrapassar os 10 l/s. Os valores mais elevados de produtividade mediana ocorrem nos sistemas aquíferos cársicos de Escusa (10 l/s) e Moura-Ficalho (8 l/s);
- Orla Meridional (Silva, 1984; Almeida, 1985; Costa *et al.*, 1985; Reis, 1993; Almeida *et al.*, 2000): é destacado o sistema aquífero de Querença-Silves. Este aquífero, o mais extenso do Algarve, é do tipo cársico e permitiu, no passado, instalar captações com produções acima de 100 l/s. A sua extensão e o facto de ser atravessado por cursos de água influentes apontam para uma recarga significativa. Apesar de a sua produtividade mediana ser elevada (11 l/s), as maiores produtividades medianas registam-se nos sistemas aquíferos cársicos de Covões (16 l/s) e Malhão (15 l/s);
- Orla Ocidental (Almeida *et al.*, 1996; Almeida *et al.*, 2000, refere medições da DRAOT Centro entre 1984 e 1995 nas nascentes do Lis): as principais manchas de rochas carbonatadas, carsificadas, pertencem ao Jurássico inferior e médio e ocorrem na Região Centro, associadas às serras de Sicó, Aire, Candeeiros, Montejunto e Ota. A carsificação abundante permitiu a instalação de importantes aquíferos, onde existem numerosas nascentes que fornecem caudais muito elevados. Nestas formações existem captações com caudais superiores a 200 l/s. Valores elevados de produtividade ocorrem nos sistemas aquíferos de porosidade intergranular das Aluviões do Mondego (22 l/s), do Quaternário de Aveiro e de Vieira de Leiria-Marinha Grande (15 l/s cada).

Os sistemas aquíferos multicamada mistos (porosos e cársicos) de Sines e do Cretácico de Aveiro também apresentam valores elevados de produtividade (Peixinho de Cristo, 1988 e 1998).

- Bacia do Tejo-Sado (Mendonça, 1990; Simões, 1998; Almeida *et al.*, 2000; Fernandes, 2000): aqui localizam-se os sistemas aquíferos mais produtivos do País, com produtividades médias que podem ser da ordem dos 40 l/s. Os valores dos parâmetros hidráulicos dos aquíferos cativos são elevados, registando-se rendimentos específicos da ordem dos 3 a 8 l/s.m e existindo captações com caudais variando de 40 a 100 l/s.

## **2.6 Interação entre águas de superfície e águas subterrâneas**

### **2.6.1 Aspectos quantitativos, recarga de aquíferos e intrusão marinha**

Considere-se o ciclo hidrológico (Figura 5): começando pela precipitação, a água atinge a superfície terrestre ou é interceptada pela vegetação. A água que é interceptada pela vegetação fica armazenada e posteriormente pode ser evaporada. A água que atinge a superfície terrestre pode acumular-se em corpos hídricos superficiais (lagos, mares) e daí evaporar-se ou infiltrar-se, pode cair sobre cursos de água e evaporar-se, ser transportada por esses cursos de água para outros locais (normalmente lagos ou mares) ou infiltrar-se, ou pode ainda cair directamente na superfície terrestre seca e infiltrar-se até que a capacidade de infiltração do solo desse local seja atingida. Quando o solo fica saturado e a precipitação excede a capacidade de infiltração do solo, há encharcamento do solo e/ou geração de escoamento à superfície, em direcção aos cursos de água, aos oceanos ou aos lagos. A água que se infiltra no solo fica sujeita a evaporação, pode ser absorvida pelas plantas, sendo posteriormente evapotranspirada (regressando à atmosfera), ou pode escoar em profundidade em direcção à zona saturada subsuperficial. A água que atinge a zona saturada é designada por água de recarga. O escoamento na zona saturada dá-se dos locais de recarga para os locais de descarga (nascentes). A descarga devolve a água à superfície: directamente para os corpos hídricos superficiais (cursos de água, lagos ou oceanos), para zonas de encharcamento, ou para o escoamento superficial que se encaminha para os corpos hídricos. Nos corpos hídricos superficiais, a água pode escoar, evaporar-se ou infiltrar-se novamente no solo. A água evaporada forma nuvens que podem deslocar-se para outros locais. Quando as nuvens condensam, ocorre precipitação, fechando-se o ciclo hidrológico.

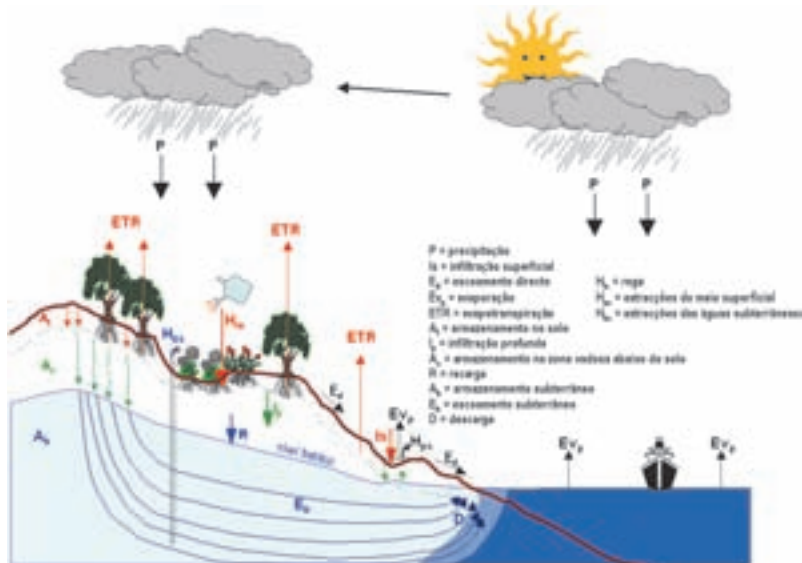


Figura 5 – Ciclo hidrológico.

À parte natural do ciclo hidrológico há que acrescentar e considerar a intervenção do Homem, que (1) pela prática da rega introduz água no solo, (2) pela construção de barragens cria formas de armazenamento superficial que podem induzir infiltração no terreno subjacente e evaporação, (3) pela rejeição de efluentes domésticos ou industriais, acrescenta água às zonas onde faz essa rejeição, (4) pode utilizar a água proveniente de outros locais para a sua injeção na subsuperfície (processo designado por recarga artificial), (5) extrai água dos corpos hídricos superficiais ou subterrâneos para diferentes utilizações.

No contacto do meio terrestre com o oceano existe uma zona de mistura entre a água doce (do meio terrestre) com a água salgada (do oceano). Nesta zona há um equilíbrio dinâmico entre estas massas de água de diferentes salinidades. Quando há exploração de águas subterrâneas em zonas costeiras (na parte terrestre), este equilíbrio é perturbado. A exploração provoca um cone de rebaixamento que, se atinge a linha de costa, provoca o escoamento de água salgada em direcção à captação, dando-se o processo de intrusão marinha<sup>4</sup> (Figura 6).

<sup>4</sup> De acordo com Decreto-Lei n.º 382/99, de 22 de Setembro, «intrusão marinha» é o processo que se pode verificar nos aquíferos costeiros, e que consiste no avanço, sobre o continente, de massas de água salgada.

### Intrusão Salina em Aquíferos Costeiros



Fonte: C. Ophardt, 1997.

Figura 6 – Cone de rebaixamento provocado por uma captação e intrusão marinha.

A interação águas de superfície-águas subterrâneas pode manifestar-se de duas formas: quando a superfície freática<sup>5</sup> intersecta a superfície terrestre, havendo descarga do meio hídrico subterrâneo para o superficial; ou quando um corpo hídrico superficial apresenta uma altitude superior à da superfície freática, gerando-se recarga do meio hídrico subterrâneo a partir do superficial. Em Portugal, a primeira situação ocorre frequentemente, justificando-se a manutenção do escoamento dos cursos de água superficial após largos períodos sem precipitação, devido à descarga das águas subterrâneas para os cursos de água (escoamento de base). Os casos em que existe recarga a partir do curso de água superficial estão muitas vezes associados a situações em que o cone de rebaixamento provocado pela extracção de água subterrânea se estende até ao curso de água (recarga induzida).

A recarga vai provocar o aumento do armazenamento de água da zona saturada e pode constituir o processo de transporte de poluentes para o aquífero.

A descarga de águas subterrâneas poluídas para o meio hídrico superficial provoca poluição nestes meios hídricos, assim como ocorre o inverso.

<sup>5</sup> Superfície em que a pressão da água iguala a pressão atmosférica; abaixo da superfície freática o meio encontra-se saturado, acima da superfície freática coexistem ar e água.

Os aspectos de diluição e de transporte de poluentes para o aquífero são abordados na secção 2.6.2. Nesta secção apresentam-se métodos para a quantificação da recarga.

Consoante as características do meio hidrogeológico e da sua utilização, da sua extensão, do meio hídrico superficial e da sua utilização, do intervalo de tempo considerado, e da informação disponível, define-se o modelo para o cálculo de recarga.

Referem-se os seguintes modelos para o cálculo da recarga (Oliveira, 2004): (1) balanço hídrico sequencial diário acima da base do solo; (2) descarga das águas subterrâneas para o meio hídrico superficial; (3) escoamento subterrâneo; (4) variação do armazenamento da zona saturada; (5) escoamento subterrâneo + variação do armazenamento da zona saturada; (6) descarga + variação do armazenamento da zona saturada; (7) os mesmos modelos considerando as intervenções humanas; (8) outros modelos considerando, por exemplo, a posição do nível freático.

Descrevem-se, introdutoriamente, os primeiros dois modelos de cálculo referidos. O modelo de balanço hídrico sequencial diário (BHSD) caracteriza os diversos processos que ocorrem desde a precipitação até à infiltração profunda na base do solo. Este modelo considera a ocorrência de escoamento directo (água que não se infiltra no terreno), infiltração na superfície do solo, variação do armazenamento de água no solo e evapotranspiração pelas plantas de água armazenada no solo. Por balanço hídrico calcula os excedentes hídricos que constituem a infiltração profunda. Uma vez que o escoamento da zona vadosa (ou não saturada do solo) é descendente, não se considerando outras saídas de água possíveis a não ser a recarga, a longo prazo (intervalo de tempo grande, por exemplo, para o período de um ano) a variação do armazenamento na zona vadosa é nula ou muito pequena, pelo que a infiltração profunda traduzir-se-á no processo de recarga, estando o atraso entre estes dois processos relacionado com as características hidráulicas do meio e com a distância da base do solo à zona saturada. O BHSD tem sido muito aplicado em Portugal, referindo-se a título de exemplo os primeiros trabalhos de Lobo Ferreira (1981, 1982), que desenvolveu o modelo numérico BALSEQ, e os trabalhos mais recentes, que introduziram novos métodos de resolução do balanço hídrico, integrados no modelo numérico BALSEQ\_MOD, de Oliveira (2003, 2004).

Nos casos em que os limites de uma bacia hidrogeológica e de uma bacia hidrográfica coincidam, e que dentro desses limites não haja armazenamento de água superficial, a evaporação de água superficial seja desprezável, e não haja captação de águas superficiais, a descarga constituirá o escoamento de base dos

cursos de água. Este escoamento de base pode ser estimado através de técnicas de decomposição do escoamento superficial dos cursos de água. Esta técnica e sua aplicação a áreas de estudo em Portugal têm sido largamente divulgadas (Oliveira *et al.*, 1997a, 1997b; Oliveira, 2001, 2004), estando na origem do programa de computador DECHIDR\_VB.VBP.

### 2.6.2 Aspectos qualitativos

A água é considerada um solvente universal porque, pelas suas características, possibilita em larga medida a dissolução de muitos compostos ou espécies iónicas<sup>6</sup>. Consequentemente, não se encontra na natureza água no seu estado puro, mesmo que esta se apresente como inodora, incolor e insípida: terá sempre um conjunto de sais dissolvidos, sais esses que são indispensáveis às diferentes formas de vida tal como as conhecemos.

A composição química natural das águas resulta de um conjunto complexo de interações da água com a atmosfera, a litosfera e a biosfera, que lhe confere características naturais próprias de um determinado contexto, independentemente de quaisquer influências antropogénicas.

Uma água natural, sem ser afectada por qualquer fonte de poluição, pode ter características impróprias para o consumo humano (por exemplo, se tiver demasiadas partículas em suspensão) e até ser desagradável (pela cor, odor ou sabor).

Um caso conhecido são as águas ferrosas que geram uma reacção de desagrado ao serem bebidas, pela cor e sabor, embora não apresentem riscos directos para a saúde pública.

As águas subterrâneas, pelo facto de estarem em estreita ligação com o material geológico envolvente, contendo minerais solúveis, apresentam um conteúdo natural em sais dissolvidos superior ao das águas superficiais. As características químicas destas águas resultam, assim, das propriedades das formações geológicas e da forma como se processa a circulação da água no meio subterrâneo. Em termos de saúde humana, não se aconselha o consumo contínuo de águas minerais de nascente do mesmo tipo, pois o seu elevado teor em determinados sais (em detrimento de outros) poderá provocar desequilíbrios, com eventuais repercussões na saúde.

---

<sup>6</sup> Os óleos e as gorduras são um exemplo de substâncias insolúveis na água, embora possam formar uma emulsão no seio desta.

As águas superficiais que se localizam na zona litoral, sob a influência de massas de ar oceânicas, terão níveis de salinidade (em particular de cloretos) mais elevados que as outras.

Deste modo, são basicamente os meios com que a água contacta (nas diferentes fases do ciclo hidrológico), o período de residência, a velocidade de contacto, os processos de diluição e, ainda, os equilíbrios físico-químicos gerados entre os diferentes compostos iónicos e as características da água (por exemplo, temperatura e nível de oxigenação) que geram distintas qualidades naturais da água no meio ambiente.

Todas estas características naturais podem vir a ser alteradas por actividades antropogénicas (*cf.* secção 2.8), estando o grau e a extensão dos efeitos dessas alterações dependentes das características do meio receptor, dos poluentes, da sua quantidade e da forma como são rejeitados.

As características do meio subterrâneo mais importantes para a definição da qualidade das águas subterrâneas podem ser sintetizadas em:

- físicas: a textura, a porosidade e a condutividade hidráulica; este conjunto de características determina o regime de recarga, o tipo de escoamento subterrâneo e a superfície de contacto entre a água e o meio subterrâneo envolvente;
- químicas e biológicas: a composição mineralógica da matriz sólida, o pH, o potencial de oxidação/redução, a capacidade de troca catiónica, o conteúdo em matéria orgânica e a concentração em microrganismos.

Os processos de transporte em águas superficiais e subterrâneas, condicionados pelas características acima referidas, podem ser agrupados nos seguintes três conjuntos:

- físicos: advecção, dispersão mecânica e difusão molecular;
- químicos: adsorção, troca iónica, precipitação/dissolução, hidrólise, reacções ácido-base, complexação iónica, oxidação/redução e decaimento radioactivo;
- biológicos: biodegradação.

### **2.6.3 Interação quantidade-qualidade em função das regiões climáticas e hidrológicas de Portugal**

As diferentes regiões climáticas nacionais e os seus regimes de precipitação influenciam as componentes regionais das variáveis que integram o ciclo hidrológico, sendo consensual que existe



uma forte interacção entre a qualidade da água e os volumes hídricos disponíveis, tanto de águas superficiais como subterrâneas. Para exemplificar a sazonalidade da qualidade da água em albufeiras, desenvolveu-se uma análise de qualidade da água da albufeira de Alqueva, para o período de Fevereiro 2002 a Fevereiro 2007, efectuada no âmbito de uma Tese de Mestrado em Hidráulica e Recursos Hídricos do Instituto Superior Técnico, desenvolvida durante 2007 no LNEC.

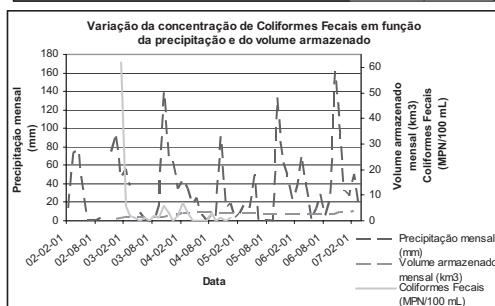
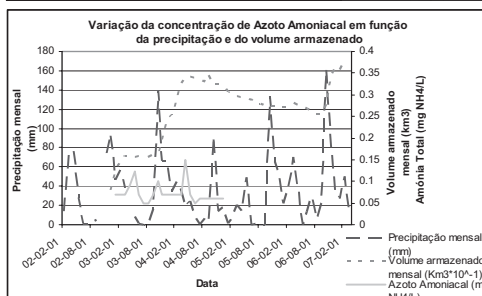
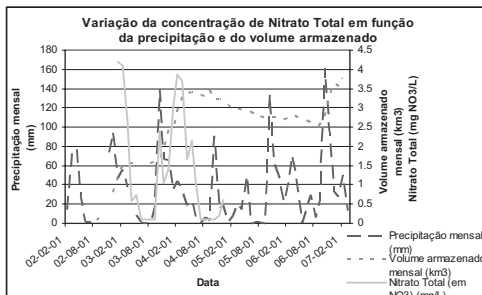
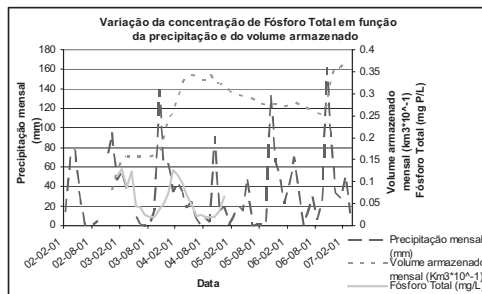
A Figura 7, adaptada de Terceiro (2007), ilustra a variação dos parâmetros fósforo total, nitratos, azoto amoniacal e coliformes fecais (medidos na estação da rede de qualidade do INAG Albufeira Alqueva, código 24M/05S) em função da precipitação mensal (registada na estação de Reguengos, código 23L/01G, rede meteorológica do INAG) e do volume armazenado (medido na estação da rede hidrométrica do INAG Alqueva EDIA/CPPE, código 24M/07A). Os dados de qualidade apresentados estão disponíveis em [www.snirh.pt](http://www.snirh.pt) e referem-se ao período de Janeiro de 2003 a Dezembro de 2004.

## 2.7 Qualidade natural da água

Tendo em conta o referido na secção 2.6, é fácil entender que a qualidade de uma água natural oferece uma larga gama de concentrações de diferentes elementos ou sais. Também se infere que estas serão significativamente mais elevadas no caso das águas subterrâneas, se comparadas com as superficiais.

Aqui apresentam-se alguns valores indicativos reportados na literatura, de forma a dar um enquadramento geral desta questão da qualidade natural de uma água e possibilitar a compreensão do que foi referido. No que respeita às águas superficiais, pode acontecer que, pelas características naturais da bacia hidrográfica, determinada massa de água apresente substâncias que podem reduzir a sua capacidade de receber e assimilar substâncias similares ou que reajam com estas.

O Quadro 5 apresenta uma síntese de gamas naturais de alguns constituintes em rios. Conforme se pode observar, existem dois tipos de gamas e, tipicamente, as concentrações máximas referem-se a bacias hidrográficas com áreas mais reduzidas (até 100 km<sup>2</sup>), podendo observar-se, de certa maneira, o papel da diluição. Por outro lado, as concentrações mínimas são mais elevadas nas bacias grandes (áreas superiores a 100 000 km<sup>2</sup>), onde o escoamento superficial pode ficar em contacto com substâncias do solo e vegetação em áreas muito maiores.



Fonte: Adaptada de Terceiro, 2007.

Figura 7 – Variação da concentração dos parâmetros de qualidade considerados: fósforo total, nitrato total, azoto amoniacal (e coliformes fecais), na estação Albufeira Alqueva, em função da precipitação mensal (estação de Reguengos) e do volume armazenado mensal (estação de Alqueva EDIA/CPPE).

A qualidade química natural das águas subterrâneas é geralmente boa, uma vez que, na maioria dos casos, está protegida de efeitos directos da poluição. Não obstante, poderão existir elementos naturalmente presentes em concentrações elevadas que podem originar problemas de saúde humana.

O Quadro 6 apresenta uma síntese da concentração relativa natural de elementos dissolvidos nas águas subterrâneas.

O ambiente hidrogeológico em Portugal, referido na secção 2.5, confere às águas subterrâneas uma composição química natural com concentrações elevadas em alguns elementos, de que se destaca o ferro e o manganês presentes nas unidades hidrogeológicas da Orla Mesocenozóica Ocidental e Meridional e da Bacia Cenozóica do Tejo-Sado (*cf.* Figura 3). Um outro exemplo que ocorre em algumas zonas de Portugal é a presença de cloretos em elevada concentração, como resultado da circulação de águas subterrâneas em zonas diapíricas (*e.g.*, em Rio Maior).

O Quadro 7 apresenta uma síntese de alguns dos elementos que foram identificados em concentrações elevadas nas características naturais da qualidade das águas subterrâneas em Portugal (Meus *et al.*, 2006).

Quadro 5 – Gamas naturais de constituintes em rios.

Parâmetro	Bacias entre 1 e 100 km <sup>2</sup>		Bacias grandes Superiores a 100 000 km <sup>2</sup> <sup>7</sup>	
	Mínimo (mg/l)	Máximo (mg/l)	Mínimo (mg/l)	Máximo (mg/l)
SiO <sub>2</sub>	0,6	50	2,4	20
Ca <sup>2+</sup>	0,06	210	2,0	50
Mg <sup>2+</sup>	0,05	80	0,85	12,1
Na <sup>+</sup>	0,06	350	8	25,3
K <sup>+</sup>	0,1	6,3	0,5	4,0
Cl <sup>-</sup>	0,09	530	0,6	25
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,14	720	2,2	58
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0	350	10	170
pH	4,7	8,5	6,2	8,2
SST	3	15 000	10	1700
COT	1,5	25	-	-
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-	-	0,005	0,04
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-	-	0,05	0,2
N-orgânico	-	-	0,05	1,0
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-	-	0,002	0,025

Fonte: UNESCO/WHO/UNEP, 1996.

<sup>7</sup> A maior bacia hidrográfica nacional é a do Douro (incluindo a área em território espanhol) com 98 370 km<sup>2</sup>, seguida pelo Tejo com 80 149 km<sup>2</sup>.

Quadro 6 – Concentração relativa de elementos dissolvidos nas águas subterrâneas.

Elementos <i>maiores</i> (1 a 1000 mg/l)	Elementos <i>secundários</i> (0,01 a 10 mg/l)	Elementos <i>menores</i> (0,0001 a 0,1 mg/l)
Sódio (< 200 mg/l)	Ferro	Arsénio
Cálcio (< 100 mg/l)	Alumínio	Bário
Magnésio (< 50 mg/l)	Potássio	Brómio
Bicarbonato (< 500 mg/l)	Carbonato	Cádmio
Sulfato (< 200 mg/l)	Nitrato	Crómio
Cloreto (< 1000 mg/l)	Fluoreto	Cobalto
Sílica (< 100 mg/l)	Boro	Cobre
	Selénio	Iodo
		Chumbo
		Lítio
		Manganês
		Níquel
		Fosfato
		Estrôncio
		Urânio
		Zinco

Fonte: Adaptado de Todd, 1980, *in* Chapman, 1996.

Quadro 7 – Resumo das principais características naturais da qualidade das águas subterrâneas em Portugal.

Tipo de Aquífero	Litologia	Idade	Elemento natural
Detrítico multicamada	Cascalho, areia, silte e argila	Quaternário	As, Fe, Mn
Detrítico	Areias, argilas, margas	Meso-cenozóico	Cl, Fe, Mn, F
Carbonatado não carsificado	Calcário, dolomite, margas	Jurássico	SO <sub>4</sub>
Cristalino	Granitos e xistos	Paleozóico	Al, As

Fonte: Adaptado de Meus *et al.*, 2006.

Uma metodologia de cálculo de concentrações de fundo geoquímico<sup>8</sup> das águas de um sistema aquífero implica que sejam seleccionadas amostras sem contaminação antropogénica, materializada na ausência das 33 substâncias prioritárias (definidas na Decisão n.º 2455/2001/CE<sup>9</sup>) e na concentração em nitratos inferior a 10 mg/l (Meus *et al.*, 2006). Para o conjunto de amostras que respeitam estas duas condições, são determinadas as concentrações de fundo geoquímico de cada parâmetro, que correspondem ao respectivo valor do percentil 90<sup>10</sup> ou, para os casos em que se tem a certeza de que não há influências antropogénicas, o percentil 97,7. As entidades gestoras que queiram ter um valor de referência de qualidade para as suas águas, desde que provenham de um mesmo sistema aquífero, poderão vir a utilizar esta metodologia.

## 2.8 Poluição hídrica

A qualidade natural da água pode ser alterada como resultado de actividades antropogénicas, importando caracterizar a origem e o tipo de descarga e o tipo de poluentes associados.

O termo “poluição” designa genericamente a alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio, como resultado da introdução no ambiente, pelo Homem, de substâncias ou energia capazes de causar prejuízos à saúde humana, aos recursos vivos, aos sistemas ecológicos, danos a estruturas ou quaisquer interferências com o uso legítimo do ambiente (FAO, 1979; Solanes, 1989 e Attewell, 1993). Esse processo ocorre porque o meio

---

<sup>8</sup> «Concentração de fundo geoquímico», tal como vem definido na Directiva das Águas Subterrâneas (Directiva 2006/118/CE), é a concentração de uma substância ou o valor de um indicador numa massa de água subterrânea correspondente à ausência de modificações antropogénicas ou apenas a modificações antropogénicas diminutas relativamente a condições inalteradas.

<sup>9</sup> Lista das substâncias prioritárias: **metais pesados** (cádmio e compostos de cádmio, chumbo e compostos de chumbo, mercúrio e compostos de mercúrio, níquel e compostos de níquel); **metais orgânicos** (compostos de tributileno); **pesticidas** (alacoloro, atrazina, clorfenvinfos, clorpirifos, isoproturão, diurão, endossulfão, simazina, trifluralina); **hidrocarbonetos** (antraceno, benzeno, fluoranteno, naftaleno, hidrocarbonetos poliaromáticos); **hidrocarbonetos cloretados** (1,2-dicloroetano, éteres difenilicos bromados, c10-13-cloroalquenos, diclorometano, hexaclorobenzeno, hexaclorobutadieno, hexaclorociclohexano, pentaclorobenzeno, pentaclorofenol, triclorobenzenos, triclorometano); **fenóis e compostos relacionados** (octilfenóis e nonilfenóis); **disruptores endócrinos** (di(2-etilhexil)ftalato).

<sup>10</sup> O percentil 90 corresponde ao valor da concentração na amostra abaixo do qual existem 90% dos valores da amostra ordenados por ordem crescente.

ambiente não tem capacidade de lidar com a introdução da substância, pela sua quantidade ou pela continuidade das descargas, ou ambos os motivos em simultâneo.

As fontes de poluição podem ser de dois tipos: pontual ou difusa (não pontual). No primeiro caso, a descarga é efectuada no meio hídrico através de um único local identificável, como um colector (*e.g.*, descarga de indústria ou de ETAR). A partir desse ponto gera-se uma pluma que se desloca e dispersa no meio hídrico. Isto significa que as concentrações mais elevadas se encontram sempre junto da fonte de poluição.

As fontes de poluição não pontuais ou difusas ocorrem quando a água se movimenta à superfície ou através do solo e retira destes substâncias poluentes, as quais podem ser transportadas e depositadas em lagos, albufeiras, rios, zonas costeiras ou águas subterrâneas. A principal origem da água que transporta esta poluição é natural, sob a forma de precipitação ou de neve em fusão. No entanto, actividades humanas como a irrigação de culturas ou de zonas verdes são igualmente veículo de poluição difusa.

Relativamente ao local de descarga, a poluição difusa tem uma origem espacialmente dispersa, ocorrendo em áreas com extensão variável, sendo o escoamento superficial determinado pelas características da bacia hidrográfica, como o tipo de solo e cobertura do solo (tipo de impermeabilização, no caso das áreas urbanas), o regime de precipitação e a topografia. Exemplos de fontes de poluição difusa são: áreas agrícolas e agropecuárias; áreas urbanizadas; lixiviados de aterros e lixeiras; efluentes de fossas sépticas em aglomerados dispersos e drenagem de minas abandonadas.

Algumas fontes de poluição difusa são designadas fontes (difusas) lineares em virtude da sua tipologia particular, como é o caso das estradas.

Em termos de repetição temporal das descargas, além das ocorrências habituais, designadas permanentes ou crónicas, existem ainda as ocorrências acidentais. Temos como exemplos as descargas de excedentes de ETAR em tempo de chuva, as descargas industriais acidentais por erros técnicos ou humanos, ocorrências inusitadas ou actos pontuais como lavagens de instalações e equipamentos (fontes pontuais). Outro exemplo são os acidentes rodoviários envolvendo derrame de substâncias perigosas (fonte difusa linear).

Os poluentes apresentam-se sob a forma de efluentes líquidos e/ou de resíduos sólidos e têm uma grande diversidade. Podem ser classificados como físicos (matéria em suspensão, temperatura), químicos (orgânicos ou inorgânicos), bacteriológicos (microrganismos, bactérias) e radioactivos. No seio da água, estas substâncias podem ser transportadas na forma de sólidos ou partículas, na forma dissolvida ou ainda numa forma intermédia designada coloidal.

O Quadro 8 apresenta exemplos de poluentes com origem difusa e ilustra tanto as suas origens possíveis como problemas ambientais que estes podem causar, incluindo a toxicidade e a contaminação de origens de água para abastecimento.

Em termos gerais, sabe-se que os principais problemas de qualidade da água existentes em Portugal são causados por uma insuficiência de sistemas de tratamento de águas residuais urbanas e industriais (químicas e metalúrgicas) e pelo mau funcionamento de sistemas existentes; por poluição difusa agropecuária (essencialmente causada por más práticas agrícolas) e, também, por suiniculturas, aviários e lixeiras, entre outros; por escorrências e infiltrações de áreas de explorações mineiras e antigas lixeiras e por fugas de combustível em áreas de abastecimento, entre outras também referidas no Plano Nacional da Água. Independentemente deste quadro geral, para cada massa de água deve-se avaliar a existência e a magnitude das diferentes fontes poluidoras existentes.

Quadro 8 – Síntese de poluentes com origem difusa e problemas ambientais causados.

Poluente	Exemplos de fontes	Exemplos de problemas ambientais
Óleos e outros hidrocarbonetos, incluindo solventes	Manutenção de carros; derrames no armazenamento e utilização; emissões automóveis e escorrências de estradas; emissões industriais ou de limpeza de instalações industriais	Toxicidade; contaminação de sedimentos em rios urbanos; degradação das águas superficiais, alteração do gosto (origens de abastecimento); contaminação de água potável superficial e subterrânea
Pesticidas	Aplicações municipais ou particulares para controlo de zonas ajardinadas; agricultura	Toxicidade, contaminação de águas de abastecimento
Sólidos suspensos	Escorrências de terrenos aráveis; erosão do solo; acumulações em superfícies urbanas impermeabilizadas, construção	Colmatações, sedimentação em bacias e lagos, veículo de nutrientes e compostos tóxicos
Resíduos orgânicos biodegradáveis	Resíduos da agricultura; lamas de esgotos urbanos; aplicação de efluentes no solo	Carência de oxigénio, enriquecimento em nutrientes
Microrganismos fecais patogénicos	Falhas em fossas sépticas; fezes de animais; ligações clandestinas em sistemas separativos; aplicações de resíduos orgânicos no solo	Riscos de saúde pública; perigo de não cumprimento de normas de qualidade para água de recreio com contacto directo
Nitrogénio	Fertilizantes agrícolas; emissões de tráfego; deposição atmosférica	Eutrofização; contaminação de águas de abastecimento; acidificação
Fósforo	Erosão do solo; fertilizantes agrícolas; contaminação de origem urbana (detergentes e materiais orgânicos)	Eutrofização de águas doces, degradação ecológica; aumento do custo de tratamento de água para consumo, crescimento de algas
Metais tóxicos	Escorrências urbanas e de estradas; aplicações no solo de lamas industriais ou urbanas	Toxicidade

Fonte: Adaptado de Novotny, 2003.

O Quadro 9 apresenta uma súmula dos principais tipos de poluentes químicos e bacteriológicos resultantes de diferentes actividades, acima referidas.



Quadro 9 – Súmula das características químicas das principais actividades poluentes.

TIPO DE ACTIVIDADE	Sais	Nutrientes	Matéria orgânica	Hidro-carbonetos	Patogénicos	Metais Pesados	Orgânicos Sintéticos
<b>Actividade industrial</b>							
Ferro e aço	+	+	++	++	+	++	++
Metalurgia/Minas	+	+	+	+	+	+++	+++
Engenharia mecânica	+	+	+	+++	+	+++	++
Metais não ferrosos	+	+	+	+	+	+++	+
Minerais não metálicos	+++	+	+	+	+	+	+
Refinarias de gás e petróleo	+	++	+++	+++	+	+	++
Produtos plásticos	+++	+	++	++	+	+	+++
Produtos de borracha	++	+	++	+	+	+	++
Químicos orgânicos	++	+	++	+++	++	++	+++
Químicos inorgânicos	++	+	+	+	+	+++	+
Farmacêutica	+++	++	+++	+	++	+	+++
Madeira	++	+	++	+	+	+	++
Pasta e papel	+	++	++	+	+	+	++
Sabões e detergentes	++	+	++	++	++	+	+
Indústria têxtil	++	++	+++	+	+	+	++
Curtumes	+++	++	++	+	+	++	+++
Produtos alimentares	++	+++	+++	+	+++	+	+
Pesticidas	++	+	+	+	+	+	+++
Fertilizantes	+++	+++	+	++	+	+	++
Açucares e álcool	+++	+++	+++	++	+	+	+
Energia eléctrica	+	+	+	+++	+	+++	++
Electrónica	+	+	+	+++	+	++	+++
<b>Actividade agricola</b>							
<i>Cultivo de solo</i>							
com químicos agrícolas	+++	+++	+++	+	+++	+	+
com estrume ou águas residuais	+++	+++	+++		+++		
<i>Criação de gado</i>							
	+++	+++	+++		+++		
<b>Actividade urbana</b>							
	++	+++	+++	+	+++	+	+

+ Baixa; ++ Média; +++ Alta ⇒ Probabilidade dos efluentes conterem concentrações capazes de provocar contaminação.

Fonte: Adaptado e acrescentado a partir de WHO, 1987.

Entre as actividades antropogénicas potencialmente poluidoras anteriormente referidas, a agricultura reveste-se de grande importância na alteração da qualidade das águas subterrâneas, na medida em que é responsável por um importante aumento das taxas de recarga do aquífero através da própria irrigação (87% do consumo de água em Portugal destina-se a actividades agrícolas). Nas últimas décadas, a actividade agrícola tem conduzido a um aumento significativo dos casos de contaminação de águas subterrâneas com produtos agroquímicos, principalmente fertilizantes nitrogenados (em Portugal Continental foram declaradas oito zonas vulneráveis como resultado dessas práticas, cf. Portarias n.º 1100/2004, de 3 de Setembro, 833/2005, de 20 de Julho, 1433/2006, de 27 de Dezembro e 1366/20, de 18 de Outubro, dos Ministérios do Ambiente, do Território e do Desenvolvimento Regional e da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas).

As características dos poluentes e a intensidade da carga poluente são aspectos muito importantes para a previsão dos impactos na qualidade da água, juntamente com as propriedades do meio subterrâneo referidas na secção 2.6.2, resumidas e completadas com as propriedades dos poluentes no Quadro 10. De notar que alguns processos ocorrem também no caso das águas superficiais.

Quadro 10 – Propriedades do meio subterrâneo e dos poluentes capazes de afectar o seu transporte.

<b>Processos</b>	<b>Propriedades do meio subterrâneo</b>	<b>Propriedades dos poluentes</b>
<b>Físicos ou hidrodinâmicos</b>		
Advecção	Gradiente hidráulico, condutividade hidráulica porosidade	Independente dos poluentes
Dispersão	Dispersividade, velocidade intersticial	Coefficiente de difusão
Difusão molecular	Velocidade intersticial	Coefficiente de difusão
<b>Químicos</b>		
Adsorção	Conteúdo em matéria orgânica, conteúdo em argilas, área de superfície específica	Solubilidade, coeficiente de partição octanol-água
Troca iónica	Capacidade de troca catiónica (CTC), força iónica, iões presentes, pH	Valência, momento dipolar
Precipitação/dissolução	pH, outros metais, pe, temperatura, conteúdo em matéria orgânica	Solubilidade, reacções de complexação
Hidrólise	pH, temperatura, outras reacções	Constantes de equilíbrio da reacção de hidrólise
Oxidação/redução	pe, pH	Constantes de equilíbrio da reacção redox
Decaimento radioactivo	Independente das propriedades do aquífero	Período de semi-vida
<b>Biológicos</b>		
Metabolismo/co-metabolismo	Microrganismos, nutrientes, pH, pe	Carência química e biológica de oxigénio, grau de halogenação, etc.

Fonte: Adaptado de Knox *et al.*, 1993.

Os elementos conservativos apenas são condicionados pelos processos hidrodinâmicos e não são afectados pelos processos químicos e biológicos que possam estar activos. Pelo contrário, os elementos não conservativos podem sofrer interacções com o meio envolvente se as condições do subsolo e as propriedades dos poluentes forem favoráveis à ocorrência de reacções químicas e/ou biológicas, podendo vir a ser atenuados e eliminados, ou incrementados. Os poluentes podem, ainda, ser imiscíveis na água (fluidos com densidades superiores ou inferiores à água) e, nesse caso, o seu transporte depende das propriedades desse fluido (*e.g.*, densidade e viscosidade) e não apenas das características hidrodinâmicas das águas subterrâneas e superficiais.

O conjunto de processos referidos no Quadro 10 pode assumir diversas escalas de importância, em função das características do meio subterrâneo onde se processam e dos elementos presentes. São disso exemplo os fenómenos de dispersão que ocorrem em escalas muito diversas (de alguns metros a vários quilómetros) como resultado da heterogeneidade e anisotropia do meio

(Bear, 1972 e Fried, 1975). Também as reacções químicas e biológicas entre os poluentes e o meio envolvente são condicionadas pela razão entre a escala de tempo das reacções e a velocidade de escoamento das águas subterrâneas, condicionando, assim, a possibilidade de se darem essas reacções.

Quando a rejeição de poluentes se processa à superfície do terreno, poderá haver uma atenuação significativa da poluição. A zona vadosa (Figura 8), pela sua localização física entre os principais focos de poluição e as águas subterrâneas, tem o papel de meio condutor de diversos compostos na fase líquida ou gasosa mas, paralelamente, também de local preferencial e com natural aptidão para a degradação e transformação de poluentes. Esta zona-tampão representa a primeira e mais importante defesa natural contra a poluição das águas subterrâneas, onde os principais processos de atenuação e eliminação reconhecidos são:

- Intercepção, adsorção e eliminação de bactérias patogénicas e vírus;
- Atenuação de metais pesados e outros químicos inorgânicos, através de fenómenos de precipitação (como carbonatos, sulfuretos ou hidróxidos), de adsorção, de troca iónica e de complexação;
- Adsorção ou biodegradação de hidrocarbonetos e de compostos orgânicos sintéticos.

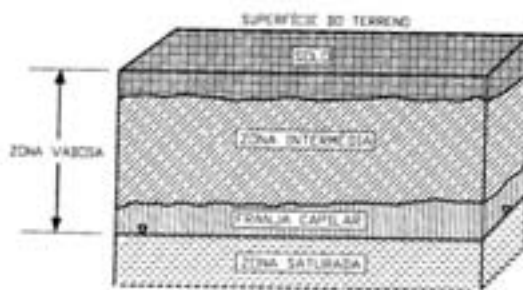
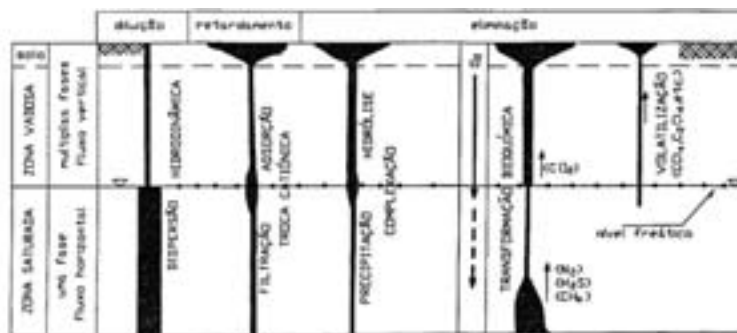


Figura 8 – Perfil transversal tipo da zona vadosa e da zona saturada.

Na Figura 9 apresenta-se uma síntese de alguns dos processos principais que intervêm no transporte de elementos no meio subterrâneo, dividido em solo, zona vadosa e zona saturada, sendo a largura das barras proporcional à importância do processo.



Fonte: Modificada de Gowler, 1983 in WHO 1987.

Figura 9 – Representação esquemática dos processos de atenuação da poluição em águas subterrâneas.

A atenuação de poluentes na zona vadosa, e no meio subterrâneo em geral, não apresenta a mesma eficácia em todos os ambientes hidrogeológicos. A retenção de poluentes é mais pronunciada em rochas não consolidadas, sendo a actividade muito inferior para o caso de formações rochosas consolidadas. Dentro dos sedimentos não consolidados, as formações compostas por sedimentos mais finos (com uma forte componente argilosa) são as que apresentam uma maior capacidade de interacção química e biológica com o meio envolvente. Dentro das formações não consolidadas, os aquíferos livres arenosos – que apresentam a superfície freática próxima do nível do terreno – são aqueles onde se faz sentir menos a acção de protecção da zona vadosa, como resultado de uma lixiviação mais facilitada.

## 2.9 Caracterização da quantidade da água

Embora, de um modo geral, haja uma legítima preocupação quanto aos aspectos de qualidade da água na análise, gestão e avaliação de problemas, nos sistemas de abastecimento de água a quantidade de água é, também, fundamental para atingir os objectivos de funcionamento desses mesmos sistemas.

Para o caso das águas de origem superficial, quer sejam rios, estuários ou albufeiras, cada captação é dimensionada para um

caudal máximo, ou nominal, sendo a captação a efectuar em cada instante função da necessidade de água. As captações são previstas com vários grupos de bombas, funcionando a cada momento os necessários para satisfazer a procura. Há sempre ocasiões em que a captação não funciona porque a água armazenada nos reservatórios do sistema de abastecimento é suficiente para a procura.

O caudal de projecto é função de dois factores: necessidade de água na rede de abastecimento (que é uma função variável no tempo, com ocorrência de picos diários e anuais, característicos de cada sistema de distribuição de água) e disponibilidade de água no meio hídrico (também uma função variável no tempo, com ocorrência de picos sazonais e diários em sistemas fluviais com controlo de caudais). Como consequência das características extremamente dinâmicas dos dois sistemas, do lado da procura e do lado da oferta, é natural que a gestão dos sistemas de abastecimento necessite de informação em tempo real. Assim, a questão que se analisa é da previsão da água disponível para obter um valor determinado de abastecimento de água.

Como se referiu, o caudal de projecto corresponde ao caudal máximo que a captação de água pode inserir no sistema de abastecimento. O funcionamento da captação, em cada instante, é comandado primeiramente pela procura. A satisfação dessa procura a 100% do tempo raramente é possível, devido à ocorrência de caudais disponíveis inferiores aos necessários. Por esse motivo, é normal admitir que a garantia de projecto seja inferior a 100%. É comum, embora não esteja regulamentado, adoptar valores de garantia da ordem dos 95%. Isto é, admite-se que em 5% do tempo possa não ser atingido o máximo previsto na captação.

A garantia, todavia, não deve ser apenas analisada para o máximo da captação mas, sim, para as necessidades reais do sistema de abastecimento, podendo ocorrer falhas inferiores ou superiores àquele valor para situações de abastecimento inferiores ao máximo.

Quer do lado da oferta, quer do lado da procura, existe a necessidade de utilizar modelos de previsão que, além da componente determinística que ocorre quase sempre nos dois sistemas, também têm de incorporar a componente aleatória.

É corrente admitir que a carência de água está associada às secas. Esta visão é redutora da realidade, já que pode haver carência de água na captação por diversas razões, incluindo,

entre outras, a má qualidade da água, a ocorrência de cheias, ou qualquer fenómeno natural ou antrópico que impeça a água de ser captada na quantidade e com a qualidade mínima requerida.

## **2.10 Vulnerabilidade nos sistemas de abastecimento de água**

Qualquer estrutura está sujeita a ser afectada por acções que possam pôr em causa a sua funcionalidade, e os sistemas de abastecimento de água são susceptíveis a não funcionarem por múltiplas causas. Estas causas podem afectar a diferentes níveis um sistema de abastecimento de água, tornando-o mesmo inoperacional, e relacionam-se com a água na origem ou com o funcionamento da estrutura de captação.

No que diz respeito à água na origem, a utilização do sistema de abastecimento pode ser afectada por questões ligadas à qualidade da água ou à sua quantidade, ou ainda por ambas em simultâneo.

Quanto à estrutura da captação, os factores que afectam o seu funcionamento estão relacionados com a existência de condições de captação fora dos valores previstos no projecto (por exemplo, relativas aos níveis, aos caudais, à potência eléctrica).

A análise de todas as situações que podem afectar um sistema de abastecimento de água deve ser efectuada tendo em consideração o conceito de vulnerabilidade.

Este conceito é de difícil definição e tem sido utilizado para muitas situações, com acentuadas diferenças na sua abordagem.

Neste Guia, a vulnerabilidade de um sistema de abastecimento de água é definida como a susceptibilidade do abastecimento de água ser degradado, diminuído, danificado, ou prejudicado, quer porque a água perdeu qualidade, quer porque não está disponível em quantidade suficiente.

A aplicação deste conceito é feita para os diferentes tipos de origens de água, apresentados nos capítulos 4 e 5.

A análise da vulnerabilidade é um passo indispensável para a avaliação do risco. A vulnerabilidade de cada elemento ou parâmetro não depende de normas ou de decisões políticas. A vulnerabilidade depende apenas das características geométricas, físicas, químicas e biológicas da origem onde a água é captada

para o sistema de abastecimento e das características da estrutura de captação. A vulnerabilidade deve ser vista como o comportamento do sistema de abastecimento face à água captada, tendo em consideração as adaptações necessárias às variações naturais, ou induzidas pelas actividades antropogénicas, das águas de origem e da estrutura de captação.

A vulnerabilidade não deverá ser definida somente com recurso a mapeamentos, porque depende das características das origens da água, do sistema de abastecimento de água, da estrutura de captação, entre outras, não sendo todos estes aspectos passíveis de caracterização espacial.

Para cada parâmetro, ou variável, associado à água de origem, ou à estrutura de captação, pode ser feita uma análise de vulnerabilidade. Nos capítulos 4 e 5 são especificadas metodologias de análise de vulnerabilidade, respectivamente para as águas subterrâneas e as superficiais.

A análise da vulnerabilidade, para cada parâmetro ou variável, possibilitará a cada Entidade Gestora definir uma sequência de passos, com o objectivo final de delinear acções de gestão que permitam enfrentar alterações nas condições habituais de exploração da captação:

- 1) Definição da gama de valores do parâmetro ou variável em análise, aceitável para o funcionamento do sistema de abastecimento de água e captação;
- 2) Fixação de valores limiares para os quais o sistema de abastecimento de água é afectado (impondo alterações ao tratamento normal da água, ou alterações aos volumes de água de abastecimento, ou mesmo impedindo a captação de água);
- 3) Determinação das alterações ao normal funcionamento do abastecimento de água;
- 4) Definição das acções a tomar no sistema de abastecimento de água para minimizar, controlar ou prevenir os efeitos das alterações ao abastecimento de água, resultantes da ocorrência da causa em análise;
- 5) Avaliação do custo destas acções, em função da intensidade da causa da alteração, ou de outras métricas do impacto da ocorrência (*e.g.*, número de pessoas afectadas pelo mau funcionamento do abastecimento de água).

## 2.11 Risco nos sistemas de abastecimento de água

A análise do risco é o passo seguinte à avaliação da vulnerabilidade e, à semelhança do que acontece com a vulnerabilidade, também se podem encontrar várias definições de risco aplicadas aos mais variados sistemas, embora neste caso exista menor variabilidade de conceitos, comparativamente com o caso da vulnerabilidade.

Neste Guia, o risco é definido como o potencial de um acontecimento (convencionalmente negativo) poder afectar o funcionamento de um sistema de abastecimento de água. Teoricamente, o risco é calculável pela seguinte expressão

$$R_p = p_{op} \times V_p$$

sendo  $R_p$  o risco do sistema de abastecimento face ao parâmetro  $p$ ;  $p_{op}$  a probabilidade de ocorrência do parâmetro  $p$  e  $V_p$  a vulnerabilidade do sistema de abastecimento de água ao parâmetro  $p$ .

A avaliação do risco é a base para a formulação de planos de acção para mitigar as consequências dos mesmos. Essa avaliação fornece a informação sobre os elementos em risco, águas na origem (aquífero, rio, estuário ou albufeira), ou funcionamento da estrutura de captação, tendo em consideração a intensidade de ocorrência do que pode afectar o funcionamento do sistema de abastecimento de água. A avaliação requer uma adequada compreensão dos processos naturais (físicos, químicos e biológicos) e dos processos induzidos pelas actividades antropogénicas, bem como das acções de gestão dos sistemas de abastecimento de água e das respectivas captações e subsequentes tratamentos da água. Embora a avaliação do risco não seja em si uma actividade ou decisão política, influencia as decisões políticas sobre as medidas a serem tomadas para reduzir os riscos.

Os tipos de danos causados por poluição das águas de origem, ou por fenómenos extremos nos meios hídricos e estruturas de captação, podem ser do tipo directo, indirecto ou secundário.

Por outro lado, a análise do risco pode ser aplicada a dois grandes grupos de cenários: o de curto prazo e o de longo prazo. O primeiro é orientado para a mitigação; o segundo para a prevenção.

Para cada parâmetro, ou variável, associado à água de origem, ou à estrutura de captação, pode ser feita uma análise de risco.



Nos capítulos 4 e 5 são apresentadas metodologias para análises de risco, respectivamente para as águas subterrâneas e as superficiais.

O IRAR publicou um Guia Técnico sobre Planos de Segurança de Água para Consumo Humano, cujo objectivo é apoiar as entidades gestoras na salvaguarda da fiabilidade do serviço que prestam, prevendo atempadamente as medidas a tomar em caso de ocorrência de fenómenos naturais ou provocados que, de alguma forma, possam pôr em causa a qualidade do serviço e a salvaguarda da saúde pública. Esse guia está disponível em <http://www.irar.pt/>. Destina-se em especial aos técnicos das entidades gestoras que têm a seu cargo a exploração dos sistemas de abastecimento de água e o controlo da qualidade da água para consumo humano.

# 3 ENQUADRAMENTO JURÍDICO DOS RECURSOS HÍDRICOS DE SUPERFÍCIE E SUBTERRÂNEOS

## 3.1 Nota introdutória

Neste capítulo apresenta-se, de uma forma sistematizada, o enquadramento jurídico dos recursos hídricos de superfície e subterrâneos, designadamente os objectivos de quantidade e de qualidade que constam na legislação comunitária e na legislação nacional, e realçam-se as responsabilidades dos operadores em relação à legislação em vigor.

## 3.2 Quadro legal da protecção das captações

### 3.2.1 Legislação comunitária

Ao nível da União Europeia, a Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água, normalmente designada por Directiva-Quadro da Água (DQA), é a directiva mais abrangente ao nível da água. Esta directiva foi transposta para a ordem jurídica nacional através da Lei n.º 58/2005, de 29 Dezembro (Lei da Água).

O objectivo da DQA, definido no seu artigo 1.º, é estabelecer um enquadramento para a protecção das águas de superfície interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas subterrâneas que:

*a) evite a continuação da degradação e proteja e melhore o estado dos ecossistemas aquáticos, e também dos ecossistemas terrestres e zonas húmidas directamente dependentes dos ecossistemas aquáticos, no que respeita às suas necessidades em água;*

*b) promova um consumo de água sustentável, baseado numa protecção a longo prazo dos recursos hídricos disponíveis;*

*c) vise uma protecção reforçada e um melhoramento do ambiente aquático, nomeadamente através de medidas específicas para a redução gradual das descargas, das emissões e perdas de substâncias prioritárias e da cessação ou eliminação por fases de descargas, emissões e perdas dessas substâncias prioritárias;*

*d) assegure a redução gradual da poluição das águas subterrâneas e evite a agravação da sua poluição;*

*e) contribua para mitigar os efeitos das inundações e secas, contribuindo, dessa forma, para:*

*– o fornecimento em quantidade suficiente de água superficial e subterrânea de boa qualidade, conforme necessário para uma utilização sustentável, equilibrada e equitativa da água,*

*– a redução significativa da poluição das águas subterrâneas,*

*– a protecção das águas marinhas e territoriais,*

*– o cumprimento dos objectivos dos acordos internacionais pertinentes, incluindo os que se destinam à prevenção e eliminação da poluição no ambiente marinho ...”.*

Os impactes desta legislação far-se-ão sentir gradualmente, uma vez que ainda será necessário aprovar disposições legais e diplomas de legislação complementar para operacionalizar a directiva-quadro.

No artigo 16.º, sobre estratégias de combate à poluição da água, refere-se que o Parlamento Europeu e o Conselho adoptarão medidas específicas contra a poluição da água por poluentes ou grupos de poluentes que apresentem um risco significativo, incluindo riscos para as águas utilizadas para a captação de água potável. Para esses poluentes, as medidas deverão visar reduzir gradualmente e, no caso das substâncias perigosas prioritárias, cessar ou suprimir de forma gradual as descargas, emissões e perdas. No sentido de dar resposta ao artigo 16.º e alcançar um bom estado químico das águas de superfície, foram aprovadas a Decisão 2455/2001/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 20 de Novembro que estabelece a lista das substâncias prioritárias no domínio da política da água, e a Directiva 2008/105/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de Dezembro de 2008, relativa a normas de qualidade ambiental no domínio da política da água, que altera e subsequentemente revoga as Directivas 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE e 86/280/CEE do Conselho, ambas alterando a DQA, e que deve ser transposta para o Direito Nacional até 13 de Julho de 2010.

A fim de operacionalizar a prevenção e o controlo de poluição das águas subterrâneas referidos no artigo 17.º da DQA, foi aprovada a Directiva das Águas Subterrâneas, Directiva 2006/118/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de Dezembro, relativa

à protecção das águas subterrâneas contra a poluição e a deterioração, a qual estabelece medidas específicas para impedir e controlar a poluição das águas subterrâneas, designadamente critérios para a avaliação do bom estado químico das águas subterrâneas e para a identificação e a inversão de tendências significativas e persistentes para o aumento das concentrações de poluentes e para a definição dos pontos de partida para a inversão dessas tendências.

Foi também aprovada a Directiva 2003/35/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 26 de Maio de 2003, que estabelece a participação do público na elaboração de certos planos e programas relativos ao ambiente. Existem ainda outras directivas com influência na protecção das origens de água, designadamente:

- Directiva 98/83/CE, do Conselho, de 3 de Novembro de 1998, relativa à qualidade da água para consumo humano, actualmente em revisão;
- Directiva 91/271/CEE, do Conselho, de 21 de Maio de 1991, relativamente ao tratamento de águas residuais urbanas, alterada pela Directiva 98/15/CE da Comissão de 27 de Fevereiro de 1998;
- Directiva 91/676/CEE, do Conselho, de 12 de Dezembro de 1991, relativa à protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola;
- Directiva 80/68/CEE, de 17 de Dezembro de 1979, relativa à protecção das águas subterrâneas contra a poluição causada por certas substâncias perigosas, revogada pela DQA com efeitos a partir de 22 de Dezembro de 2013 e sujeita, até essa data a medidas transitórias previstas na Directiva das Águas Subterrâneas;
- Directiva 76/464/CEE do Conselho, de 4 de Maio de 1976, relativa à poluição causada por determinadas substâncias perigosas lançadas no meio aquático codificada pela Directiva 2006/11/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 15 de Fevereiro de 2006, revogada pela DQA com efeitos a partir de 22 de Dezembro de 2013;
- Directiva 75/440/CEE, do Conselho, de 16 de Junho de 1975, estabelece, entre outras disposições, as normas de qualidade para as origens de água de superfície destinadas à produção de água para consumo humano.

### 3.2.2 Legislação nacional

As bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas estão definidos na Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro<sup>11</sup> – Lei da Água –, que transpõe para a ordem jurídica nacional a Directiva 2000/60/CE, de 23 de Outubro, e que, essencialmente, estabelece um enquadramento para a protecção das águas de superfície interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas subterrâneas.

Na sequência da aprovação da Lei da Água e de algumas directivas resultantes da DQA, foram publicados em Portugal diversos diplomas com interesse no domínio da protecção das origens de água, dos quais se destacam:

- Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março, que complementa a transposição da DQA, estabelecendo normas de natureza essencialmente técnica relativas à caracterização das águas das regiões hidrográficas, aos programas de monitorização e de medidas, aos poluentes, aos valores limite de emissão e normas de qualidade ambiental e às substâncias prioritárias;
- Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio, que define o novo regime de utilização de recursos hídricos, completando as regras de base definidas na Lei da Água. Regula os títulos de utilização dos recursos hídricos – a autorização, a licença e a concessão – e as diferentes utilizações, incluindo a captação de águas para consumo humano é contemplada nos artigos 42.º e 43.º. Este último artigo diz respeito à delimitação de perímetros de protecção de captações destinadas ao abastecimento público. Este diploma foi objecto de duas alterações pontuais, introduzidas pelo Decreto-Lei n.º 391-A/2007, de 21 de Dezembro, (respeitante ao regime transitório relativo à emissão de títulos de utilização até à entrada em funcionamento das ARH), e pelo Decreto-Lei n.º 93/2008, de 4 de Junho<sup>12</sup> (relativa às licenças sujeitas a concurso);
- Portaria n.º 1450/2007, de 12 de Novembro de 2007, que regulamenta vários aspectos do regime de utilização dos recursos hídricos constante do Decreto-Lei n.º 226-A/2007;

---

<sup>11</sup> Objecto da Declaração de Rectificação n.º 11-A/2006, de 23 de Fevereiro.

<sup>12</sup> Objecto da Declaração de Rectificação n.º 32/2008, de 11 de Junho.

- Decreto-Lei n.º 311/2007, de 17 de Setembro, que estabelece o regime de constituição e gestão dos empreendimentos de fins múltiplos, bem como o respectivo regime económico e financeiro;
- Decreto-Lei n.º 348/2007, de 19 de Outubro, que aprova o regime a que fica sujeito o reconhecimento das associações de utilizadores do domínio público hídrico;
- Decreto-Lei n.º 208/2008, de 28 de Outubro, que estabelece o regime de protecção das águas subterrâneas contra a poluição e deterioração, transpondo para a ordem jurídica interna a Directiva das Águas Subterrâneas, Directiva n.º 2006/118/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de Dezembro, e regulamenta o artigo 47.º da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro (Lei da Água), no respeitante à avaliação do estado químico da água subterrânea;
- Decreto-Lei n.º 107/2009, de 15 de Maio, que estabelece o regime de protecção das albufeiras de águas públicas de serviço público e das lagoas ou lagos de águas públicas, e procede à regulamentação da Lei da Água no que respeita ao regime dos planos especiais de ordenamento do território que têm por objecto lagoas ou lagos de águas públicas. Este decreto-lei pretende reunir toda a matéria anteriormente dispersa por vários diplomas legais, regulando quer as situações em que as albufeiras se encontram abrangidas por um plano de ordenamento de albufeiras de águas públicas (POAAP) quer aquelas em que estes planos são inexistentes. O regime constante deste diploma é analisado com maior detalhe no ponto 5.8 deste Guia;

Portaria n.º 522/2009, de 15 de Maio, que determina a reclassificação das albufeiras de águas públicas de serviço público. Para além do regime decorrente da Lei da Água, mantêm-se em vigor diplomas anteriores, igualmente relevantes para a matéria em análise, sem prejuízo de poderem vir a ser revistos para adaptação àquela Lei:

- Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de Junho, alterado pelos Decretos-Lei n.º 348/98, de 9 de Novembro, 261/99, de 7 de Julho, 172/2001, de 26 de Maio, 149/2004, de 22 de Junho de 1998, e 198/2008, de 8 de Outubro, que transpôs para o direito interno a Directiva n.º 91/271/CEE,

do Conselho, de 21 de Maio, relativa ao tratamento das águas residuais urbanas, e aprovou uma lista de identificação de zonas sensíveis e de zonas menos sensíveis, bem como respectivo mapa, constantes do anexo II ao referido diploma legal. Decreto-Lei n.º 235/97, de 3 de Setembro, alterado pelo Decreto-Lei n.º 68/99, de 11 de Março, que transpôs para o direito interno a Directiva n.º 91/676/CEE, do Conselho, de 12 de Dezembro, relativa à protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola;

- Decreto-Lei n.º 382/99, de 22 Setembro, que estabelece as normas e os critérios para a delimitação dos perímetros de protecção de captações de águas subterrâneas destinadas ao abastecimento público. A redacção do n.º 1 do artigo 4.º, relativo à aprovação da delimitação do perímetro de protecção, foi alterada pelo Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio, no seu artigo 88.º. O regime constante deste diploma é analisado com maior detalhe no ponto 4.5 deste Guia;
- Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, que 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 (revoça o Decreto-Lei n.º 74/90, de 7 de Março), transpondo, entre outras, a Directiva 75/440/CEE do Conselho, de 16 de Junho, relativa à qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano, e a Directiva n.º 79/869/CEE, do Conselho, de 9 de Outubro, relativa aos métodos analíticos e à frequência das amostragens e da análise das águas superficiais destinadas à produção de água para consumo humano;
- Decreto-Lei n.º 506/99, de 20 de Novembro, que fixa os objectivos de qualidade para determinadas substâncias perigosas incluídas nas famílias ou grupos de substâncias da lista II do anexo XIX ao Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto. O anexo a este diploma foi alterado pelo Decreto-Lei n.º 261/2003, de 21 de Outubro;
- Decreto-Lei n.º 133/2005, de 16 de Agosto, que aprova o regime de licenciamento da actividade das entidades que operam no sector da pesquisa, captação e montagem de equipamentos de extracção de água subterrânea;

- Decreto-Lei n.º 173/2008, de 26 de Agosto, estabelece o regime de prevenção e controlo integrados da poluição proveniente de certas actividades e o estabelecimento de medidas destinadas a evitar ou, quando tal não for possível, a reduzir as emissões dessas actividades para o ar, a água ou o solo, a prevenção e controlo do ruído e a produção de resíduos, tendo em vista alcançar um nível elevado de protecção do ambiente no seu todo, transpondo para a ordem jurídica interna a Directiva n.º 96/61/CE, do Conselho, de 24 de Setembro, relativa à prevenção e controlo integrados da poluição, com as alterações que lhe foram introduzidas pela Directiva n.º 2003/35/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 26 de Maio, relativa à participação do público na elaboração de certos planos e programas relativos ao ambiente, codificada pela Directiva n.º 2008/1/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 15 de Janeiro, relativa à prevenção e controlo integrados da poluição;
- Decreto-Lei n.º 306/2007, de 27 de Agosto, que estabelece o regime da qualidade da água destinada ao consumo humano, procedendo à revisão do Decreto-Lei n.º 243/2001, de 5 de Setembro, que transpõe para o ordenamento jurídico interno a Directiva n.º 98/83/CE, do Conselho, de 3 de Novembro, tendo por objectivo proteger a saúde humana dos efeitos nocivos resultantes da eventual contaminação dessa água e assegurar a disponibilização tendencialmente universal de água salubre, limpa e desejavelmente equilibrada na sua composição, estabelecendo, ainda, os critérios de repartição da responsabilidade pela gestão de um sistema de abastecimento público de água para consumo humano, quando a mesma seja partilhada por duas ou mais entidades gestoras;
- Lei n.º 58/2007, de 4 de Setembro, que aprova o Programa Nacional da Política de Ordenamento do Território (PNPOT);

Resolução do Conselho de Ministros n.º 109/2007, de 20 de Agosto, que aprova a Estratégia Nacional de Desenvolvimento Sustentável – 2015 (ENDS) e o respectivo Plano de Implementação, incluindo os indicadores de monitorização (PIENDS).



### **3.3 Enquadramento institucional e responsabilidades das entidades gestoras**

O princípio da região hidrográfica (RH) como unidade principal de planeamento e gestão, tendo por base a bacia hidrográfica como estrutura territorial, reflecte-se igualmente no quadro institucional definido pela Lei da Água, o qual inclui:

- A nível nacional, o Instituto da Água como autoridade nacional da água e o Conselho Nacional da Água enquanto órgão consultivo do Governo;
- A nível de regiões hidrográficas, as Administrações de Região Hidrográfica (ARH) e os Conselhos de Região Hidrográfica, enquanto órgãos consultivos daquelas.

As cinco Administrações de Região Hidrográfica (ARH) criadas pela Lei da Água têm as seguintes jurisdições territoriais:

- ARH do Norte: RH1 – Minho e Lima; RH2 – Cávado, Ave e Leça; RH3 – Douro;
- ARH do Centro: RH4 – Vouga, Mondego, Lis e Ribeiros do Oeste;
- ARH do Tejo: RH5 – Tejo;
- ARH do Alentejo: RH6 – Sado e Mira; RH7 – Guadiana;
- ARH do Algarve: RH8 – Ribeiros do Algarve.

A orgânica das ARH foi aprovada pelo Decreto-Lei n.º 208/2007, de 29 de Maio. As ARH receberam as competências das CCDR em matéria de licenciamento e fiscalização de recursos hídricos (decidir sobre a emissão e emitir os títulos de utilização dos recursos hídricos e fiscalizar essa utilização), bem como os meios materiais e humanos afectos a tais tarefas (Portaria n.º 393/2008, de 5 de Junho, estabeleceu a sucessão de posições jurídicas das CCDR para as ARH), e assumiram as funções de planeamento que estavam até então concentradas no Instituto da Água.

As ARH têm a responsabilidade de identificar as zonas de captação destinadas a água para consumo humano e de implementar um programa nacional de monitorização do estado das águas superficiais e subterrâneas que permita uma análise coerente e exaustiva desse estado em cada região hidrográfica, assegurando a homogeneidade e o controlo de qualidade e a protecção

de dados e a operacionalidade e actualização da informação colhida pelas redes de monitorização.

Por seu turno, o Instituto da Água passa a assumir funções reguladoras e coordenadoras relativamente aos recursos hídricos, enquanto autoridade nacional da água.

Compete-lhe, nomeadamente:

- promover a protecção e o planeamento das águas, através da elaboração do Plano Nacional da Água e da aprovação dos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica e dos Planos Específicos de Gestão de Águas;
- impulsionar o ordenamento adequado dos usos das águas, nomeadamente através da elaboração dos Planos de Ordenamento das Albufeiras de Águas Públicas;
- garantir a monitorização a nível nacional, coordenando tecnicamente os procedimentos e as metodologias a observar;
- instituir e manter actualizado um Sistema Nacional de Informação sobre Títulos de Utilização dos Recursos Hídricos;
- propor o valor da taxa de recursos hídricos, que será paga pelos utilizadores, nomeadamente as entidades gestoras de abastecimento público de água e de saneamento de águas residuais urbanas;
- declarar a situação de alerta em caso de seca e iniciar, em articulação com as entidades competentes e os principais utilizadores, as medidas de informação e actuação recomendadas;
- fomentar o uso eficiente da água através da implementação de um programa de medidas preventivas aplicáveis em situação normal e medidas imperativas aplicáveis em situação de seca.

Por outro lado, o IRAR foi designado como autoridade competente relativamente à qualidade da água para consumo humano pelo Decreto-Lei n.º 243/2001, de 5 de Setembro, entretanto substituído pelo Decreto-Lei n.º 306/2007, de 27 de Agosto, que mantém tal atribuição. Assim, a “regulação ambiental” é assegurada pelo Instituto da Água e pelas Administrações das Regiões Hidrográficas, enquanto a “regulação da qualidade da água para consumo humano” é da responsabilidade do IRAR. O IRAR tem também

atribuídas competências a nível da “regulação dos serviços”, nas suas valências de regulação estrutural, económica e da qualidade de serviço.

No que respeita à protecção das captações de água sob a sua responsabilidade, as entidades gestoras de serviços de abastecimento público de água e de saneamento de águas residuais urbanas passam a relacionar-se, muito em especial, com as Administrações das Regiões Hidrográficas (ARH) e com o Instituto da Água (INAG). Devem ser igualmente consideradas as funções das Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional, bem como o papel do Conselho Nacional da Água e dos Conselhos de Região Hidrográfica.

De acordo com a Lei da Água (artigo 12.º), os Municípios directamente interessados podem integrar os Conselhos da Região Hidrográfica (órgãos consultivos da Região Hidrográfica), e nos aglomerados urbanos é da sua responsabilidade a execução, sob orientação da correspondente ARH, das medidas de conservação e reabilitação da rede hidrográfica.

As ARH podem delegar nas autarquias, total ou parcialmente, os poderes de licenciamento e fiscalização de utilização de águas e poderes para elaboração e execução de planos específicos de gestão das águas ou programas de medidas. Podem também delegar em associações de utilizadores e em concessionários de utilização de recursos hídricos, poderes para elaboração e execução de planos específicos de águas ou para a elaboração e execução de programas de medidas (artigo 9.º da Lei da Água e 13.º do Decreto-Lei n.º 226-A/2007).

As entidades gestoras de serviços de saneamento de águas residuais urbanas são, possíveis poluidores que devem controlar adequadamente as descargas, e as entidades gestoras de serviços de abastecimento público de água, potenciais beneficiados pelo alcançar dos objectivos ambientais – por exemplo, como utilizadores da água enquanto matéria-prima de boa qualidade e com os consequentes custos reduzidos de tratamento.

Em relação ao ordenamento e planeamento dos recursos hídricos, as entidades gestoras de serviços de abastecimento público de água e de saneamento de águas residuais urbanas devem naturalmente estar atentas à elaboração, à aprovação e ao conteúdo dos planos e medidas respectivos, assumindo sempre uma participação pró-activa através da proposta de medidas que salvaguardem os seus interesses.

A intervenção das entidades gestoras de abastecimento público de água nos Planos de Ordenamento de Albufeiras de Águas Públicas ocorre essencialmente ao nível da identificação das suas captações em albufeiras e dos riscos de poluição associados, e da proposição de elaboração de planos sempre que necessário, na medida em que é essencial a existência de reservas estratégicas de água de boa qualidade no nosso País.

A nível do Plano Nacional da Água, dos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica, e dos Planos Específicos de Gestão de Águas, a intervenção das entidades gestoras de abastecimento público de água traduz-se essencialmente na possibilidade de participação activa no processo de discussão pública e na representação nos órgãos consultivos da gestão das águas, onde podem propor a inclusão de todas as medidas que considerem relevantes para a sua actividade, nomeadamente:

- salvaguarda de reservas estratégicas para abastecimento público de água;
- delimitação dos perímetros de protecção e das zonas adjacentes das captações de água já existentes, quer estejam em funcionamento, quer constituam uma reserva potencial;
- protecção de zonas de infiltração máxima de aquíferos que possam ser utilizados para abastecimento;
- áreas do território que constituam zonas vulneráveis à poluição das águas para abastecimento público, causada ou induzida por nitratos de origem agrícola.

Relativamente à utilização dos recursos hídricos, as entidades gestoras de serviços de abastecimento público de água assumem um papel fundamental na delimitação do respectivo perímetro de protecção, a qual constitui condição prévia à atribuição do título de utilização. De acordo com a Lei da Água (artigo 37.º) e, posteriormente, com o Decreto-Lei n.º 226-A/2007 (artigo 43.º), as entidades gestoras são responsáveis pelo desenvolvimento, em conformidade com os instrumentos normativos aplicáveis, de propostas e estudos próprios que servirão de base à elaboração, por parte da entidade competente, de propostas de delimitação de perímetros de protecção e respectivos condicionamentos das captações destinadas ao abastecimento público de água para consumo humano, cabendo-lhes ainda a devida sinalização do perímetro de protecção imediato.

As entidades gestoras têm ainda um papel importante na proposta de medidas de prevenção e protecção, nomeadamente:

- contra cheias e inundações – a intervenção das entidades gestoras passa sobretudo pela adopção das medidas cautelares que considerem relevantes para a sua actividade, nomeadamente na salvaguarda de instalações de tratamento, centrais elevatórias, adutoras, emissários ou outras infra-estruturas em zonas sujeitas a cheias e inundações;
- contra secas – proposta de medidas que considerem relevantes para a sua actividade, especialmente na salvaguarda e priorização do abastecimento público de água em períodos críticos;
- contra acidentes graves de poluição, identificação de riscos existentes na sua região e proposta de medidas que salvaguardem as suas origens de água, além de uma permanente atenção aos avisos e alertas das autoridades.

Por outro lado, a intervenção das entidades gestoras de saneamento de águas residuais urbanas consiste sobretudo na identificação e comunicação de riscos que a sua actividade possa provocar e na operacionalização de um sistema de aviso e alerta.

Caso sejam proprietárias de barragens, as entidades gestoras de abastecimento público de água são responsáveis pela elaboração dos programas de segurança e pelo estabelecimento de sistemas de aviso e alerta. Em qualquer caso, e mesmo que não sejam proprietárias, devem estar atentas à eventual existência de infra-estruturas suas, tais como estações de tratamento, em zonas de risco.

Se não forem proprietárias de barragens, as entidades gestoras de abastecimento público de água e de saneamento de águas residuais urbanas intervêm em particular na identificação do grau de risco das suas infra-estruturas, nomeadamente estações de tratamento, e na reavaliação da fiabilidade do sistema, além de uma permanente atenção aos avisos e alertas das autoridades.

## 4 PROTECÇÃO DE ORIGENS DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

### 4.1 Nota introdutória

Neste capítulo apresentam-se os aspectos relacionados com a protecção de origens de águas subterrâneas. Descrevem-se em detalhe os objectivos da protecção das águas subterrâneas, os critérios e as metodologias para avaliação da vulnerabilidade à poluição de recursos hídricos subterrâneos, realçando-se a metodologia do índice DRASTIC, os critérios e as metodologias para avaliação do risco à poluição de recursos hídricos subterrâneos, os critérios e as metodologias para delimitação de perímetros de protecção de captações de águas subterrâneas e as restrições à utilização do solo no interior dos perímetros de protecção. Conclui-se o capítulo com uma descrição da utilização de modelos numéricos de escoamento e transporte de massa em águas subterrâneas. No Anexo 2, apresentam-se dois exemplos de aplicação de modelos matemáticos para o estudo do campo de captações de Valada I e para o estudo da intrusão marinha.

### 4.2 Objectivos da protecção das águas subterrâneas

De acordo com a Directiva-Quadro da Água (DQA, Directiva n.º 2000/60/CE do Parlamento e do Conselho), os Estados-membros deverão garantir a protecção, o melhoramento e a reconstituição de todas as massas de água subterrâneas de modo a garantir o equilíbrio entre as captações e as recargas dessas águas com o objectivo de alcançar um “bom estado” das águas subterrâneas até ao ano 2015 (subalínea ii) da alínea b) do n.º 1 do artigo 4.º).

O artigo 7.º da DQA é reservado exclusivamente às águas utilizadas para captação de água potável, e neste âmbito os Estados-membros garantirão a necessária protecção das massas de água identificadas destinadas à captação de água para consumo humano, a fim de evitar a deterioração da sua qualidade e de reduzir o nível de tratamentos de purificação necessários na produção de água potável, e poderão criar zonas de protecção dessas massas de água.

## 4.3 Critérios e metodologias para avaliação da vulnerabilidade à poluição de recursos hídricos subterrâneos

### 4.3.1 Introdução

A vulnerabilidade à poluição dos recursos hídricos subterrâneos pode ser definida em relação à massa de água subterrânea (aquífero) ou em relação à captação de água.

No que diz respeito à captação de água, importa considerar o tempo de percurso de um contaminante através do meio subterrâneo até à entrada de água na captação. A vulnerabilidade é assim tanto maior quanto menor for o tempo de percolação até à captação. As metodologias a utilizar são introduzidas e detalhadas na secção 4.5.

Relativamente à massa de água subterrânea, Lobo Ferreira e Cabral (1991) propuseram que o conceito de vulnerabilidade à poluição de águas subterrâneas fosse definido, em Portugal, de acordo com as conclusões da conferência internacional sobre “Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants”, realizada em 1987 [Duijvenbooden and Waegeningh (Ed.), 1987], como

***“a sensibilidade da qualidade das águas subterrâneas a uma carga poluente, função apenas das características intrínsecas do aquífero”.***

Foram propostos vários sistemas de avaliação e de mapeamento da vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas. Esses índices consideram parâmetros hidrogeológicos, morfológicos e outras formas de parametrização das características dos aquíferos, de um modo bem definido.

Outra forma de se caracterizar a vulnerabilidade de uma massa de água subterrânea é através da determinação do tempo de percurso com recurso à modelação numérica tridimensional do escoamento na zona vadosa (ou não saturada do solo) e na zona saturada. Esta técnica requer o conhecimento de uma série de variáveis ou parâmetros do aquífero que nem sempre são fáceis de obter, razão pela qual não é aqui desenvolvida.

Apresentam-se em seguida descrições do método EPNA e dos índices GOD, AVI, DRASTIC e sua variante SINTACS.

#### 4.3.2 Método proposto pela equipa do Plano Nacional da Água em 1998

O primeiro método que se apresenta foi proposto no documento “Informação Cartográfica dos Planos de Bacia. Sistematização das Figuras e Cartas a Imprimir em Papel” da autoria da equipa do Plano Nacional da Água, versão de Outubro de 1998. De acordo com este método, a cada formação litológica/hidrogeológica é atribuída uma classe de vulnerabilidade, da seguinte forma:

- V1 – Aquíferos em rochas carbonatadas de elevada carsificação: Alto
- V2 – Aquíferos em rochas carbonatadas de carsificação média a alta: Médio a Alto
- V3 – Aquíferos em sedimentos não consolidados com ligação hidráulica com a água superficial: Alto
- V4 – Aquíferos em sedimentos não consolidados sem ligação hidráulica com a água superficial: Médio
- V5 – Aquíferos em rochas carbonatadas: Médio a Baixo
- V6 – Aquíferos em rochas fissuradas: Baixo e Variável
- V7 – Aquíferos em sedimentos consolidados: Baixo
- V8 – Inexistência de aquíferos: Muito Baixo

Na Figura 10, apresenta-se a aplicação do método EPNA à bacia hidrográfica do rio Minho, em Portugal, desenvolvida por Novo *et al.* (2000).

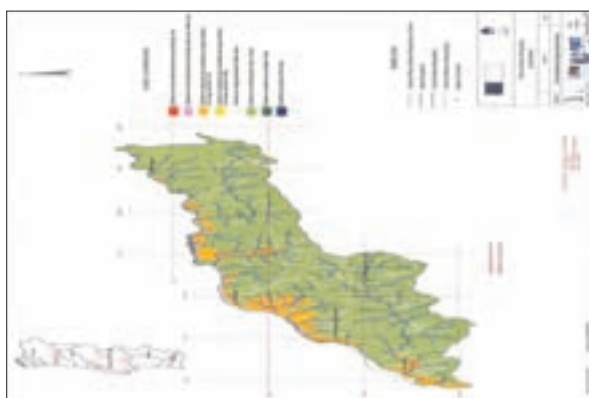


Figura 10 – Mapeamento obtido pelo método EPNA da vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas da bacia hidrográfica do rio Minho, em Portugal, desenvolvida por Novo *et al.* (2000).



### 4.3.3 O índice GOD

De acordo com Foster, (1987) o índice de vulnerabilidade à poluição GOD considera os três seguintes parâmetros:

1. Ocorrência de águas subterrâneas (*Groundwater occurrence*), *i.e.*, se o aquífero é livre, semiconfinado, confinado, etc. (se houver aquífero);
2. Classe global do aquífero (*Overall aquifer class*) em termos do grau de consolidação e das características litológicas;
3. Profundidade ao nível freático ou espessura ao tecto do aquífero (*Depth to groundwater table or strike*).

(GOD é um acrónimo resultante das iniciais, em inglês, da primeira letra de cada parâmetro).

O aquífero é classificado, em relação a cada um dos três parâmetros, numa escala cujo valor máximo é a unidade. O índice é calculado pela multiplicação dos três parâmetros. O valor máximo do índice é 1,0, representando uma vulnerabilidade máxima. O menor valor é 0,016 se houver aquífero, ou zero se não houver aquífero. O valor de cada parâmetro é fácil de obter, se se seguir o procedimento apresentado por Foster (1987). O valor de um parâmetro qualificativo complementar é adicionado ao valor numérico do índice. Este parâmetro complementar pretende considerar o grau de fissuração e a capacidade de atenuação, medindo a tendência ou a propensão para o transporte lateral do poluente na zona saturada. Este método foi aplicado no México. Foram salientados por autores britânicos alguns problemas inerentes à fórmula matemática (multiplicativa) utilizada no índice GOD, que tornariam a análise do resultado final difícil. Assim, ao que se sabe, este método não foi empregue pelos serviços oficiais do Reino Unido.

### 4.3.4 O índice AVI

O National Hydrology Research Institute (NHRI), em Saskatoon, Saskatchewan, Canadá, desenvolveu o método do índice AVI (*Aquifer Vulnerability Index*) para o mapeamento da protecção de águas subterrâneas. Esta técnica foi aplicada a uma porção da região fronteiriça das províncias canadianas de Saskatchewan-Alberta por Van Stempvoort *et al.* (1992). Esse estudo envolveu a compilação da estratigrafia, a identificação dos aquíferos, e o cálculo do índice AVI para aproximadamente 2000 logs de captações de águas subterrâneas disponíveis para a área piloto-estudada.

### 4.3.5 O índice DRASTIC

O índice DRASTIC foi desenvolvido a partir dos seguintes pressupostos (cf. Aller *et al.*, 1987):

- 1) O contaminante é introduzido à superfície do terreno;
- 2) O contaminante é transportado verticalmente até ao aquífero pela água de infiltração;
- 3) O contaminante tem a mobilidade da água;
- 4) A área mínima avaliada pelo DRASTIC é de 0,4 km<sup>2</sup> (100 acres).

O índice DRASTIC corresponde ao somatório ponderado de sete parâmetros ou indicadores hidrogeológicos (cf. Aller *et al.*, 1987):

- D – Profundidade do Topo do Aquífero,
- R – Recarga do Aquífero,
- A – Material do Aquífero,
- S – Tipo de Solo,
- T – Topografia,
- I – Influência da Zona Vadosa,
- C – Condutividade Hidráulica do Aquífero.

A vulnerabilidade surge assim como um conceito que permite integrar várias características do meio subterrâneo e da sua especificidade (Figura 11). Cada um dos sete parâmetros DRASTIC foi dividido quer em escalas quer em tipos de meio significativos que condicionam o potencial de poluição. A cada uma das divisões atribuiu-se um valor que varia entre 1 e 10 e se relaciona directamente com o potencial de poluição.

O índice de vulnerabilidade DRASTIC obtém-se através da seguinte expressão:

$$DRASTIC = D_p \cdot D_i + R_p \cdot R_i + A_p \cdot A_i + S_p \cdot S_i + T_p \cdot T_i + I_p \cdot I_i + C_p \cdot C_i$$

onde  $X_i$  é o índice atribuído ao parâmetro  $X$  e  $X_p$  é o respectivo peso. O peso de cada parâmetro reflecte a sua importância relativa. O peso varia de 1 a 5 da seguinte forma:

Parâmetro	D	R	A	S	T	I	C
Peso	5	4	3	2	1	5	3

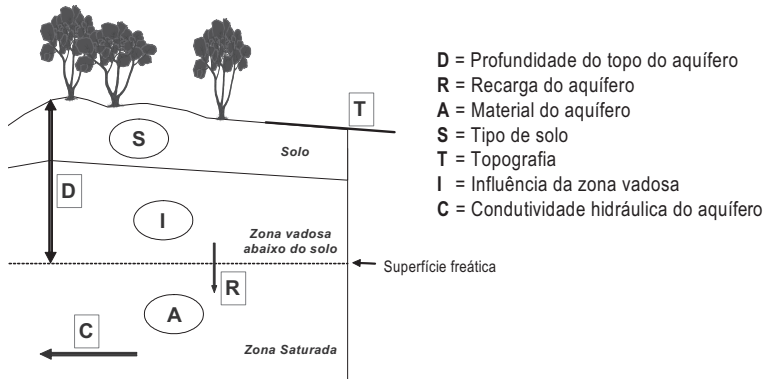


Figura 11 – Parâmetros incorporados no método DRASTIC.

### Descrição dos Parâmetros DRASTIC

#### Parâmetro D – Profundidade do Topo do Aquífero

A profundidade do topo do aquífero condiciona a espessura de material que um poluente tem que atravessar para atingir o aquífero. Num aquífero livre, a profundidade é a distância ao nível freático. No caso de aquífero confinado, a profundidade é a distância ao topo do aquífero. No caso de aquífero semiconfinado, deve-se optar entre a distância ao nível freático ou ao topo do aquífero.

Aller *et al.* (1987) consideram os seguintes intervalos de profundidade do topo do aquífero e respectivos índices:

D – Profundidade do Topo do Aquífero (m)	Índice
< 1,5	10
1,5 - 4,6	9
4,6 - 9,1	7
9,1 - 15,2	5
15,2 - 22,9	3
22,9 - 30,5	2
> 30,5	1

#### Parâmetro R – Recarga do Aquífero

A recarga do aquífero condiciona o transporte de um poluente na zona não saturada e a disponibilidade de água para processos de dispersão e diluição tanto na zona vadosa como na zona saturada. De uma maneira geral, quanto maior a recarga, maior será o potencial de poluição de águas subterrâneas. No entanto, um

grande volume de recarga favorece a diminuição do potencial de poluição, pois possibilita a diluição das substâncias poluentes.

Aller *et al.* (1987) consideram os seguintes intervalos de recarga e respectivos índices:

R – Recarga do Aquífero (mm/ano)	Índice
< 51	1
51 - 102	3
102 - 178	6
178 - 254	8
> 254	9

#### Parâmetro A – Material do Aquífero

O parâmetro A – Material do Aquífero refere-se à capacidade do aquífero para atenuar os efeitos dos poluentes. Além deste efeito principal, o material do aquífero condiciona o fluxo de água subterrânea que, a par da condutividade hidráulica e do gradiente hidráulico, determina o tempo disponível para a ocorrência dos processos de atenuação.

Aller *et al.* (1987) consideraram os seguintes materiais de aquífero com importância para a atenuação do potencial de poluição:

A – Material do Aquífero	Índice
Xisto argiloso, argilito	1-3 (2)
Rocha metamórfica/ígneas	2-5 (3)
Rocha metamórfica/ígneas alterada	3-5 (4)
Arenito, calcário e argilito estratificados	5-9 (6)
Arenito maciço	4-9 (6)
Calcário maciço	4-9 (6)
Areia e balastro	4-9 (8)
Basalto	2-10 (9)
Calcário carsificado	9-10 (10)

Cada material tem um intervalo de valores, apresentando-se entre parêntesis o índice típico a atribuir. A escolha do índice a atribuir deve basear-se em informação específica sobre o material do aquífero. Se esta informação não existir, deve-se utilizar o índice típico.

#### Parâmetro S – Tipo de Solo

O parâmetro S – Tipo de Solo refere-se ao material da zona alterada da superfície terrestre, com uma espessura normalmente

inferior a 2 m. O tipo de solo tem um significativo impacto na quantidade de recarga, mas é sobretudo pelo seu potencial atenuador da poluição que é considerado no índice DRASTIC.

São as seguintes propriedades de um solo que condicionam o potencial de poluição:

- espessura do solo;
- textura do solo;
- expansibilidade/contractilidade do solo;
- teor em matéria orgânica do solo.

Baseados nestas características, Aller *et al.* (1987) definiram onze tipos diferentes de solos aos quais atribuíram índices entre 1 e 10:

S – Tipo de solo	Índice
Fino ou ausente	10
Balastro	10
Areia	9
Turfa	8
Argila agregada e/ou expansível	7
Franco arenoso	6
Franco	5
Franco siltoso	4
Franco argiloso	3
Lodo (“Muck”)	2
Argila não agregada e não expansível	1

#### Parâmetro T – Topografia

A topografia refere-se ao declive do terreno. Este parâmetro condiciona a probabilidade de um poluente escoar superficialmente ou de permanecer à superfície durante o tempo suficiente para se infiltrar. Influencia ainda o desenvolvimento de solos condicionando, desta forma, o efeito de atenuação do contaminante.

Aller *et al.* (1987) definiram as seguintes cinco classes de declives:

T – Topografia (declive em %)	Índice
< 2	10
2-6	9
6-12	5
12-18	3
> 18	1

## Parâmetro I – Influência da Zona Vadosa

O tipo de material da zona vadosa condiciona o tempo de contacto com o poluente, permitindo a ocorrência de diversos processos: biodegradação, neutralização, filtração mecânica, reacção química, volatilização e dispersão. A fracturação nesta zona é particularmente importante pois facilita a percolação vertical do poluente até ao aquífero.

Aller *et al.* (1987) consideraram os seguintes materiais da zona vadosa com importância para a atenuação do potencial de poluição:

I – Influência da Zona Vadosa	Índice
Camada confinante	1
Argila/Silte	2-6 (3)
Xisto argiloso, argilito	2-5 (3)
Calcário	2-7 (6)
Arenito	4-8 (6)
Arenito, calcário e argilito estratificados	4-8 (6)
Areia e balastro com percentagem significativa de silte e argila	4-8 (6)
Rocha metamórfica/Ígnea	2-8 (4)
Areia e balastro	6-9 (8)
Basalto	2-10 (9)
Calcário carsificado	8-10 (10)

Cada material tem um intervalo de valores, apresentando-se entre parêntesis o índice típico a atribuir. A escolha do índice a atribuir deve basear-se em informação específica sobre o material da zona vadosa. Se esta informação não existir, deve-se utilizar o índice típico.

## Parâmetro C – Condutividade Hidráulica do Aquífero

Este parâmetro refere-se à capacidade do aquífero para transmitir água, que, conjuntamente com o gradiente hidráulico, controla o fluxo de água subterrânea. A condutividade hidráulica depende da quantidade e conectividade dos espaços vazios dentro do aquífero, que podem ser poros, fracturas, cavidades ou planos de estratificação.

Aller *et al.* (1987) consideraram os seguintes seis intervalos de condutividade hidráulica com importância para a atenuação do potencial de poluição:

C – Condutividade Hidráulica do Aquífero (m/d)	Índice
< 4,1	1
4,1 - 12,2	2
12,2 - 28,5	4
28,5 - 40,7	6
40,7 - 81,5	8
> 81,5	10

Lobo Ferreira *et al.* (1999) consideraram, na análise efectuada para o desenvolvimento do Plano de Bacia Hidrográfica do rio Tejo, a seguinte relação entre o índice de vulnerabilidade DRASTIC e a vulnerabilidade em termos qualitativos:

- Índice DRASTIC superior a 199: que se considerou ser de *vulnerabilidade muito elevada*;
- Índice DRASTIC entre 160 e 199: que se considerou ser de *vulnerabilidade elevada*;
- Índice DRASTIC entre 120 e 159: que se considerou ser de *vulnerabilidade intermédia*;
- Índice DRASTIC inferior a 120: que se considerou ser de *vulnerabilidade baixa*.

Na Figura 12 exemplifica-se o mapeamento obtido para a vulnerabilidade à poluição do aquífero denominado *Bacia do Tejo-Sado/Margem Esquerda*.

#### 4.3.6 A variante SINTACS

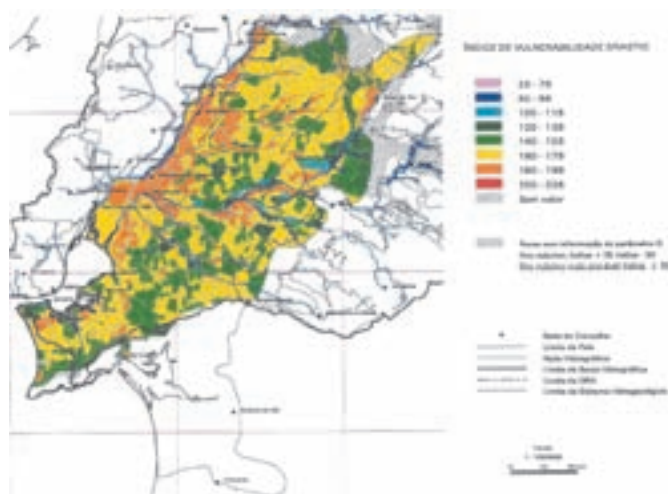
De acordo com CIVITTA *et al.* (1990), para uma melhor avaliação da vulnerabilidade a escala pequena, como requerido pela estrutura hidrogeológica italiana altamente diversificada, foi desenvolvido em Itália, por esses autores, uma variante do método DRASTIC. As sete propriedades usadas no método DRASTIC também são usadas no SINTACS (SINTACS e DRASTIC são acrónimos das mesmas palavras, em italiano e em inglês). De acordo com Kimura ([www.ce.utexas.edu/prof/maidment/tmpaper/spring97/kimuray/gis/progress.html](http://www.ce.utexas.edu/prof/maidment/tmpaper/spring97/kimuray/gis/progress.html)) a especificidade do SINTACS é a seguinte: (1) cada um dos sete parâmetros é avaliado com um par

associado de propriedades e (2) os pesos são gerados por um algoritmo que toma em consideração condições locais (e.g. utilização do solo).

O método SINTACS foi apresentado em Portugal por Napolitano (1995). A autora refere que no método SINTACS a área em análise é discretizada em elementos finitos quadrangulares. O índice de vulnerabilidade é definido em cada elemento usando a fórmula:

$$I_V = \sum P_{(1-7)} * W_{(1,n)} \quad (32)$$

onde  $P_{(1-7)}$  é o valor de cada parâmetro usado e  $W_{(1,n)}$  é o peso da sua classe, que varia de 1 a n.



Fonte: Lobo Ferreira *et al.*, 1999.

Figura 12 – Vulnerabilidade DRASTIC do aquífero denominado Bacia do Tejo-Sado/Margem Esquerda.



## 4.4 Critérios e metodologias para avaliação do risco à poluição de recursos hídricos subterrâneos

### 4.4.1 Introdução

O risco traduz a forma como o meio é afectado por uma carga poluente. É, por isso, definido como uma combinação dos efeitos da carga poluente contínua (*e.g.*, por más práticas agrícolas) ou accidental, com as características do meio (traduzidas pela vulnerabilidade do meio). Da forma como foi definida na secção 4.4, vulnerabilidade é distinta de risco de poluição. O risco de poluição depende não só da vulnerabilidade mas também da existência de cargas poluentes significativas que possam entrar no ambiente subterrâneo.

O meio pode atenuar a concentração do poluente, reduzindo-a a um valor aceitável. Assim, é possível ter uma situação de risco baixo se, apesar de a carga poluente ser elevada, a vulnerabilidade do meio for reduzida. Pode também existir uma situação de baixo risco, se, independentemente da vulnerabilidade (mesmo que seja elevada), a carga poluente for reduzida. Um meio de vulnerabilidade elevada e sujeito a uma carga poluente elevada confere uma situação de risco elevado.

Os métodos para caracterização do risco podem ser de previsão ou de resposta. Os métodos de previsão podem caracterizar o risco por dois processos: um que considera o cálculo, em separado, da vulnerabilidade e da carga poluente; e outro que acopla a carga poluente e as características intrínsecas do meio. Os métodos de resposta usam a composição da água subterrânea para afirmar se determinada área em análise tem boas ou más condições de preservação das características actuais da qualidade da água, *i.e.*, que o risco é baixo ou que o risco é elevado.

Nos métodos de previsão, além do tempo de percurso, interessam as propriedades relacionadas com a circulação do poluente no meio, como as propriedades de retardamento do meio, a carga poluente e a perigosidade do poluente.

O risco pode ser definido em relação a uma captação ou conjunto de captações de águas subterrâneas, ou ser definido em relação à totalidade de uma massa de água subterrânea. Para caracterizar o risco, apresenta-se o índice da zona vadosa. Outros métodos podem ser utilizados, tais como a modelação numérica

do escoamento e do transporte de águas subterrâneas a duas dimensões (x, y - 2D) ou a três dimensões (x, y, z - 3D). Contudo, estes métodos requerem acção especializada e não são desenvolvidos neste Guia. O leitor mais interessado tem possibilidade de aprofundar este tema em Lobo Ferreira (1986, 1988).

#### 4.4.2 O índice da zona vadosa

Este índice foi desenvolvido pelos Serviços Geológicos dos Estados Unidos (USGS), tendo sido apresentado em Eimers *et al.* (2000). A classificação baseia-se numa combinação de parâmetros que contribuem para a possibilidade da água, com ou sem contaminantes, atingir a zona saturada a partir da área de recarga.

O índice da zona vadosa quantifica um risco e corresponde ao somatório ponderado dos seguintes quatro parâmetros:

- C – Condutância vertical da zona vadosa;
- LS – Declive da superfície topográfica;
- LC – Cobertura do solo;
- LU – Uso do solo.

Os primeiros três parâmetros relacionam-se com a vulnerabilidade do meio, ao passo que o uso do solo se relaciona com a carga poluente. Cada um dos parâmetros encontra-se classificado e a cada classe é atribuído um valor que varia entre 1 e 10. O valor 1 corresponde a uma situação de menor vulnerabilidade ou possível carga poluente e o valor 10 indica uma situação de maior vulnerabilidade ou carga poluente.

As classes e os valores de cada parâmetro foram desenvolvidos para o estado da Carolina do Norte (EUA), pelo que Eimers *et al.* (2000) sugerem que sejam apropriadamente adaptados a outras regiões de aplicação.

O índice da zona vadosa ( $I_{zv}$ ) é obtido fazendo:

$$I_{zv} = C_p \cdot C_i + LS_p \cdot LS_i + LC_p \cdot LC_i + LU_p \cdot LU_i$$

onde  $X_i$  é o índice atribuído ao parâmetro  $X$  e  $X_p$  é o respectivo peso. O peso de cada parâmetro reflecte a sua importância relativa. O peso pode ser 2 ou 3:

Parâmetro	C	LS	LC	LU
Peso	3	2	2	3

O índice da zona vadosa de uma área de contribuição para uma captação é dado pela média dos índices calculados para cada subárea (de propriedades homogêneas dos quatro parâmetros do índice) em que se pode subdividir essa área de contribuição.

### Descrição dos parâmetros

C – Condutância vertical da zona vadosa

A média harmônica de uma série de camadas que constituem a zona vadosa traduz a capacidade da sequência inteira da zona vadosa transmitir água desde a superfície do terreno até à superfície freática.

A condutância ( $C$ , m<sup>2</sup>/d) é definida pela equação:

$$\frac{1}{C} = \sum_{i=1}^n \left( \frac{L_i}{K_{vi} \cdot A} \right)$$

onde  $K_{vi}$  é a condutividade hidráulica saturada vertical (m/d) da camada  $i$ ,  $A$  é a área unitária perpendicular ao escoamento (= 1 m<sup>2</sup>),  $L_i$  é a espessura da camada da zona vadosa  $i$  (m) e  $n$  é o número de camadas. No caso de o material da zona vadosa ser homogêneo, considera-se apenas uma camada, a espessura  $L$  é a distância desde a superfície do terreno até à zona saturada e a condutância vem dada pela equação:

$$C = K_v \cdot A / L$$

A condutância vertical foi dividida nas seguintes dez classes (adaptado de O'Hara, 1996 *in* Eimers *et al.*, 2000):

C – Condutância vertical (m <sup>2</sup> /dia)	Valor
$C \leq 0,013$	1
$0,013 < C \leq 0,026$	2
$0,026 < C \leq 0,052$	3
$0,052 < C \leq 0,103$	4
$0,103 < C \leq 0,206$	5
$0,206 < C \leq 0,413$	6
$0,413 < C \leq 0,826$	7
$0,826 < C \leq 1,652$	8
$1,652 < C \leq 3,303$	9
$C > 3,303$	10

As áreas caracterizadas por condutâncias baixas contribuem menos para o risco de contaminação dos abastecimentos públicos, ao passo que as áreas com condutâncias elevadas apresentam risco elevado.

## LS – Declive da superfície topográfica

O declive do terreno condiciona a ocorrência de infiltração à superfície ou o escoamento directo. Para declives elevados, que favorecem o escoamento directo, são atribuídos valores baixos. Para declives suaves, que favorecem a infiltração, são atribuídos valores elevados. Eimers *et al.* (2000) utilizam as seguintes classes:

LS – Declive da superfície do terreno	Valor
LS > 50%	1
20% < LS ≤ 50%	3
10% < LS ≤ 20%	5
5% < LS ≤ 10%	7
2% < LS ≤ 5%	9
LS ≤ 2%	10

## LC – Cobertura do solo

A cobertura da superfície do terreno, através da sua permeabilidade, influencia a quantidade de precipitação que se infiltra no terreno. Para o estado da Carolina do Norte, Eimers *et al.* (2000) desenvolveram a seguinte tabela:

Cobertura do solo (CS)	Descrição geral ou exemplo	Valor
Comercial/Industrial	Solo utilizado para a manufactura ou venda de bens de consumo	1
Água	Áreas cobertas de água, com menos de 25% de cobertura vegetal	2
Áreas húmidas com lenhosas	Áreas com floresta ou arbustos onde o solo ou substracto é periodicamente saturado	2
Áreas húmidas com vegetação emergente	Áreas com vegetação herbácea perene, onde o solo ou substrato é periodicamente saturado	2
Residencial de alta densidade	Áreas residenciais densas, em que a vegetação ocupa menos de 20% da área e a construção entre 80 a 100%	2
Residencial de baixa densidade	Principalmente áreas suburbanas, em que a construção cobre cerca de 30 a 80% da área	4
Transição	Áreas com alterações dinâmicas na sua cobertura	5
Pedreiras/minas a céu aberto/saibreiras	Áreas de indústria mineira extractiva, com exposição significativa do solo	6
Agricultura	Áreas dominadas por vegetação plantada e/ou utilizada para produção	6
Solo esquelético	Rocha exposta, areia, gravilha ou outro material semelhante com pouca ou nenhuma vegetação	7

Cobertura do solo (CS)	Descrição geral ou exemplo	Valor
Outras herbáceas	Vegetação plantada para fins estéticos, lúdicos ou de controlo da erosão	8
Pastagem/feno	Áreas dominadas por vegetação plantada e destinada à alimentação humana ( <i>e.g.</i> , legumes) ou de gado	8
Floresta de folha caduca	Áreas onde 75% ou mais das árvores perdem a folhagem simultaneamente	10
Floresta mista	Áreas cujas árvores não são em 75% ou mais caducas nem perenes	10
Floresta perene	Áreas onde 75% ou mais das árvores mantêm a folhagem todo o ano	10

### LU – Uso do solo

O uso do solo descreve as actividades que ocorrem na superfície terrestre e que podem gerar contaminação. Por exemplo, as concentrações de nutrientes que se infiltram nas áreas agrícolas são mais elevadas do que as que se infiltram em áreas não desenvolvidas. As classes de uso do solo utilizam a mesma fonte de informação que as classes de cobertura do solo, mas têm objectivos diferentes. Apresenta-se a tabela desenvolvida por Eimers *et al.* (2000):

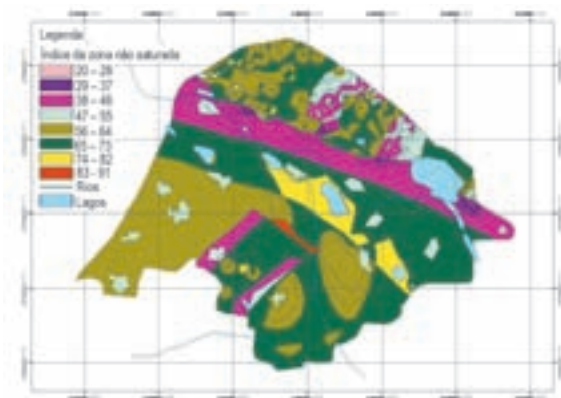
Uso do solo (US)	Descrição geral ou exemplo	Valor
Água	Áreas cobertas de água, com menos de 25% de cobertura vegetal	1
Áreas húmidas com vegetação emergente	Áreas com vegetação herbácea perene, onde o solo ou substrato é periodicamente saturado	1
Zonas húmidas arborizadas	Áreas com floresta ou arbustos onde o solo ou substrato é periodicamente saturado	1
Solo esquelético	Rocha exposta, areia, gravilha ou outro material semelhante com pouca ou nenhuma vegetação	2
Floresta de folha caduca	Áreas onde 75% ou mais das árvores perdem a folhagem simultaneamente	3
Floresta perene	Áreas onde 75% ou mais das árvores mantêm a folhagem todo o ano	3
Floresta mista	Áreas cujas árvores não são em 75% ou mais caducas nem perenes	3
Pedreiras/minas a céu aberto/saibreiras	Áreas de indústria mineira extractiva, com exposição significativa do solo	5
Pastagem/feno	Áreas dominadas por vegetação plantada e destinada à alimentação humana ( <i>e.g.</i> , legumes) ou de gado	5

Uso do solo (US)	Descrição geral ou exemplo	Valor
Outras herbáceas	Vegetação plantada para fins estéticos, lúdicos ou de controlo da erosão	6
Transição	Áreas com alterações dinâmicas na sua cobertura	7
Agricultura	Áreas dominadas por vegetação plantada e/ou utilizada para produção	7
Residencial de baixa densidade	Principalmente áreas sub-urbanas, em que a construção cobre cerca de 30 a 80% da área	7
Residencial de alta densidade	Áreas residenciais densas, em que a vegetação ocupa menos de 20% da área e a construção entre 80 a 100%	8
Comercial/Industrial	Solo utilizado para a manufatura ou venda de bens de consumo	10

Para uma análise em termos qualitativos, considera-se a seguinte relação entre o índice USGS da zona vadosa e o risco:

- Índice USGS entre 90 – 100: risco *muito elevado*;
- Índice USGS entre 70 – 90: risco *elevado*;
- Índice USGS entre 40 – 70: risco *intermédio*;
- Índice USGS entre 10 – 40: risco *baixo*.

Na Figura 13, exemplifica-se a aplicação do método USGS para mapeamento do risco de poluição da zona não saturada de um caso de estudo publicado por Lobo Ferreira *et al.* (2006). No exemplo apresentado, 70% da área foi classificada entre 56 e 73, o que corresponde a um risco intermédio da zona não saturada.



Fonte: Adaptada de Lobo Ferreira *et al.*, 2006.

Figura 13 – Exemplo de aplicação do método USGS para mapeamento do risco de poluição da zona não saturada.

## 4.5 Perímetros de protecção de captações de águas subterrâneas

O **perímetro de protecção** limita a superfície envolvente de uma ou mais captações de águas subterrâneas destinadas ao abastecimento público, onde as actividades susceptíveis de alterar a qualidade da água subterrânea são limitadas, proibidas, ou regulamentadas de modo progressivo (*i.e.*, as restrições diminuem com o aumento da distância à captação).

De um modo geral, as zonas englobadas num perímetro de protecção são as seguintes:

– Zona de protecção imediata ou de restrições absolutas: zona mais próxima da captação, onde é proibido qualquer tipo de actividade e/ou instalação, excepto as que se prendem com o funcionamento da captação; na sua delimitação pode ser utilizado um critério temporal, nomeadamente um tempo de propagação de 24 horas (ITGE, 1991, *in* Moinante, 2003), ou uma distância fixa de pequena extensão.

– Zona de protecção intermédia ou de restrições máximas: zona que envolve a anterior e cuja função é proteger o aquífero contra a poluição microbiológica (bactérias, vírus, etc.), favorecendo a sua diluição ou eliminação, antes de alcançar a captação; deve permitir, após ser detectada a poluição, um tempo de resposta suficiente para que sejam tomadas as medidas necessárias antes do poluente atingir a captação.

– Zona de protecção alargada ou de restrições moderadas: zona cujo objectivo é proteger a captação da poluição de grande persistência, ou seja, de difícil atenuação (*e.g.*, poluição química não degradável ou poluição radioactiva); deve permitir, após ser detectada a poluição, um tempo de resposta suficiente para que seja encontrada uma fonte de água alternativa para consumo humano.

– Zona de protecção especial: zona que assume maior importância no caso de aquíferos cársicos ou fracturados e que delimita áreas mais afastadas, localizadas fora do perímetro de protecção, mas que apresentam conexão hidráulica com a captação devido à existência de condutas ou fissuras; as restrições nesta zona são equivalentes às da zona de protecção imediata.

– Zona de protecção perante a intrusão salina: zona definida em regiões costeiras, sendo restringidos os caudais extraídos que

conduzam a uma eventual degradação da qualidade da água subterrânea, devido ao avanço da cunha salina em direcção ao aquífero.

– Zona de protecção da quantidade: zona onde devem ser controlados os volumes de água subterrânea extraídos, de modo a garantir a sua quantidade.

#### **4.5.1 Critérios de delimitação dos perímetros de protecção**

A delimitação de perímetros de protecção de águas subterrâneas pode basear-se nos **critérios** que se apresentam em seguida, que não são mais do que a base técnica para essa delimitação (ITGE, 1991; EPA, 1994; *in* Moinante, 2003):

##### 1) Distância

Critério simples e rápido, normalmente utilizado numa fase preliminar, que consiste na delimitação simples de uma área circular com centro na captação; como não incorpora o fluxo de água subterrânea pode resultar numa protecção ineficaz, mas é preferível a sua aplicação à total ausência de zonas de protecção.

##### 2) Rebaixamento

Delimitação da zona onde ocorre descida do nível piezométrico (zona de influência) quando a captação é sujeita a extracção; este critério considera a existência de fluxo subterrâneo e o aumento da velocidade de chegada da água e, eventualmente, do poluente, à captação.

##### 3) Tempo de propagação / Tempo de percurso

Critério que traduz o tempo que a água subterrânea e, eventualmente, o poluente, demora a alcançar a captação partindo de um ponto localizado no interior da zona de contribuição, também designada por zona de recarga, de alimentação, ou de captura (zona que contribui com água para a captação).

Definem-se isócronas referentes a períodos de tempo pré-seleccionados, *i.e.*, linhas que ligam pontos a partir dos quais a água demora o mesmo tempo a alcançar a captação; a área contida no interior da isócrona pode ser utilizada como zona de protecção (*e.g.*, na área contida na isócrona de 50 dias, o tempo de propagação da água à captação é inferior a 50 dias).



O tempo de propagação mede a velocidade de propagação do fluxo subterrâneo variando, obviamente, com as características hidrogeológicas do aquífero; em aquíferos de elevada velocidade de fluxo subterrâneo, como acontece no caso dos aquíferos carstificados e dos aquíferos fracturados, os tempos de propagação são muito rápidos, na ordem de horas, dias ou semanas, contrastando com os tempos de propagação em aquíferos porosos, na ordem dos anos.

O tempo de percurso é definido na legislação portuguesa (Decreto-Lei n.º 382/99, de 22 de Setembro) em 50 dias para a zona de protecção intermédia e em 3500 dias para a zona de protecção alargada, relativamente a captações de água subterrâneas para abastecimento público.

#### 4) Critérios hidrogeológicos / Fronteiras de fluxo

Baseia-se na definição da área geográfica que contribui com subterrânea para a captação (zona de contribuição), baseando-se nas divisórias hidrogeológicas e/ou em outras entidades físicas e hidrogeológicas controladoras do fluxo subterrâneo. A zona de contribuição da captação poderá ser utilizada como zona de protecção, partindo-se do princípio que um poluente lançado nessa zona pode, eventualmente, alcançar a captação sob o gradiente hidráulico em questão.

Estes critérios deverão ser utilizados em conjunto com outros, de modo a ajustar e a melhorar os resultados obtidos.

#### 5) Poder autodepurador do terreno / Capacidade de assimilação

Considera a capacidade que a secção do aquífero tem para imobilizar ou atenuar a concentração de poluentes que a atravessam, antes destes alcançarem a captação; torna-se possível determinar a extensão de terreno que o poluente tem que atravessar até alcançar concentrações aceitáveis para o consumo humano.

A aplicação deste critério implica um bom conhecimento prévio tanto das características do aquífero (*e.g.*, textura, estrutura, porosidade e composição mineralógica) como das características do poluente; o comportamento do terreno perante um fenómeno de poluição depende do tipo de poluente que o atravessa. Implica igualmente conhecimentos sobre modelos numéricos de transporte de poluentes e grande quantidade de informação sobre a hidrologia, a geologia e geoquímica da área estudada, tornando-se pouco viável no caso de estudos limitados.

A selecção do critério a aplicar depende de diversos factores, nomeadamente (a) considerações técnicas (*e.g.*, facilidade de aplicação, facilidade de quantificação, adaptabilidade a alterações, facilidade de verificação no local, concordância com o modelo hidrogeológico escolhido e capacidade de incorporar processos físicos), (b) objectivos da protecção (tempo de reacção, atenuação de poluentes e protecção de toda ou parte da zona de contribuição) e (c) considerações políticas (facilidade de compreensão por parte do público em geral, custos associados à aplicação do critério, defensibilidade contra eventuais reclamações por parte de entidades afectadas, utilidade no faseamento do programa de protecção e incorporação do objectivo de protecção seleccionado).

#### **4.5.2 Metodologias de delimitação dos perímetros de protecção**

Neste subcapítulo são apresentados alguns dos **métodos** existentes para delimitação dos perímetros de protecção de captações de águas subterrâneas, podendo ser utilizado mais do que um método no mesmo processo de delimitação.

##### **Método do raio fixo arbitrário**

Método simples que envolve a definição de uma área circular, com centro na captação, e cujo raio é escolhido arbitrariamente. Essa escolha deve considerar as condições hidrogeológicas locais ou basear-se nas dimensões obtidas por outros métodos relativamente a outras captações existentes na mesma região. É normalmente utilizado na definição da zona de protecção imediata, sendo também utilizado para definir uma área de protecção provisória numa fase preliminar, até que seja necessário recorrer a métodos mais complexos, devido a um eventual aumento da necessidade de protecção ou devido a disponibilização de dados mais sofisticados. Pode ser uma metodologia particularmente útil em casos de ameaça iminente de poluição que exija atenção imediata.

##### **Métodos Analíticos**

###### **a) Método do raio fixo calculado**

Este método pode ser aplicado utilizando dois critérios: (i) tempo de propagação do poluente até à captação, ou (ii) rebaixamento do nível piezométrico.

### (i) Função do tempo de propagação

Neste caso é calculado o raio de uma secção cilíndrica da superfície do aquífero, centrada na captação, e que multiplicada pela espessura saturada do aquífero contém o volume de água a captar durante um determinado tempo de propagação, tempo esse necessário para que um potencial poluente seja minimizado até apresentar concentrações seguras, antes de alcançar a captação. Por outras palavras, é calculada uma área através da qual a água subterrânea e os poluentes se propagam durante um determinado período de tempo. Admite-se que a captação é a única a drenar o aquífero e que não existem direcções preferenciais de fluxo, com todas as linhas de corrente a convergir para a captação (Figura 14).

O único parâmetro hidrogeológico necessário é a porosidade eficaz e a equação a utilizar (Equação Volumétrica) é a seguinte:

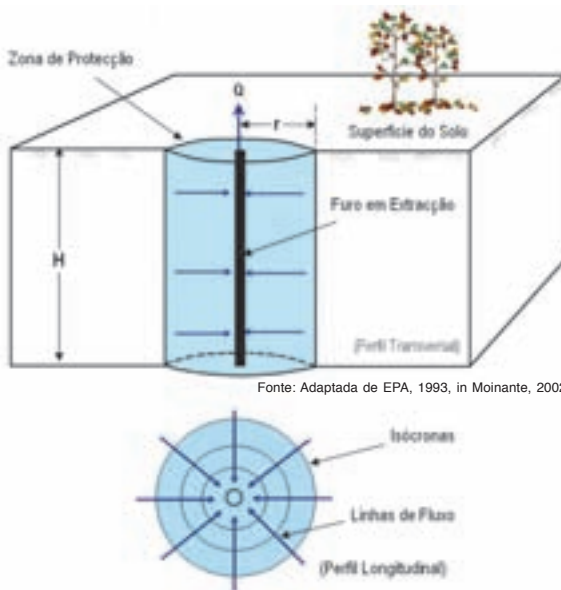
$$Q.t = n.\pi.b.r^2 \Leftrightarrow r = \sqrt{\frac{Q.t}{n.b.\pi}}$$

em que  $Q$  = caudal de exploração da captação ( $m^3/d$ ),  $t$  = tempo de propagação (dias),  $n$  = porosidade eficaz do aquífero,  $b$  = espessura saturada na captação<sup>13</sup> (m) e  $r$  = raio do perímetro de protecção (m) (incógnita).

A Equação Volumétrica é mais adequada para aquíferos verdadeiramente confinados, sem drenância vertical a partir do estrato confinante superior. Não é uma equação muito apropriada para aquíferos de carácter livre, visto que o cone de rebaixamento gerado não é cilíndrico e, além disso, a recarga não é considerada. É também necessário que o gradiente hidráulico seja mínimo ( $< 0,0005$  ou  $0,001$ ), uma vez que gradientes muito abruptos geram zonas de influência não circulares (EPA, 1994, *in* Moinante, 2003).

---

<sup>13</sup> Segundo EPA (1987) e EPA (1994), corresponde ao comprimento da zona de ralos do furo. Outras fontes, nomeadamente ITGE (1991) e Krijgsman e Lobo Ferreira (2001), referem que se trata da espessura total do aquífero. Na realidade, a espessura da zona de ralos corresponde normalmente à espessura da zona saturada, desde que o furo esteja bem construído (Moinante, 2003).



Fonte: Adaptada de EPA, 1993, in Moinante, 2002.

Figura 14 – Definição do perímetro de protecção utilizando o método do raio fixo calculado.

Ao ignorar a eventual drenância vertical através do estrato confinante, a equação volumétrica assume que toda a água tem origem no aquífero, resultando numa sobreprotecção, no caso dos aquíferos semiconfinados. Caso seja possível quantificar a drenância, ela poderá ser incorporada na equação volumétrica do seguinte modo (EPA, 1994, in Moinante, 2003):

$$Q = Q_a + Q_i \quad \left\{ \begin{array}{l} Q_a - \text{volume de água extraída do aquífero;} \\ Q_i - \text{volume de água que entra no aquífero através da drenância.} \end{array} \right.$$

Uma vez que os dois valores dependem do raio (incógnita), pode obter-se a solução por tentativa e erro, até ser encontrado o raio para o qual  $Q_a + Q_i$  iguala o caudal de extracção.

Segundo DEQ e OHD (1996, in Moinante, 2003), este método é aceitável para populações inferiores a 500 habitantes, abastecidas por uma ou mais captações de água subterrânea.

A aplicação do método do raio fixo calculado em função do tempo de propagação é sugerida e descrita na legislação portuguesa (Decreto-Lei n.º 382/99, de 22 de Setembro) para os casos em que não existem estudos hidrogeológicos, ou não seja possível a sua realização.

## (ii) Função do rebaixamento

Neste caso, a área definida é aquela na qual é produzido um determinado rebaixamento do nível piezométrico de um aquífero. O ajuste dos resultados obtidos à realidade é tanto melhor quanto melhor for o ajuste da realidade física do caso estudado às condições limitativas assumidas no seu planeamento. Essas condições são as seguintes (ITGE, 1991, *in* Moinante, 2003):

- ausência de recargas anteriores;
- o aquífero é homogêneo e isótropo relativamente à sua permeabilidade;
- o aquífero é infinito na sua extensão;
- a captação tem diâmetro igual a zero;
- a captação atravessa completamente a formação aquífera;
- a água captada é descarregada de forma instantânea e não volta a entrar no aquífero;
- o fluxo de água é radial em torno da captação e não existem componentes verticais;
- a superfície piezométrica regional é praticamente plana;
- o caudal de extracção é constante.

A equação utilizada na aplicação deste método é a Equação de Theis, para regime variável:

$$s = \frac{Q}{4 \cdot \pi \cdot T} \cdot W(u)$$

em que  $T$  = transmissividade do aquífero ( $m^2/d$ ),  $s$  = rebaixamento num ponto localizado a uma distância  $r$  da captação (m),  $W(u)$  é a função de poço e  $u$  é uma função auxiliar com o seguinte valor:

$$u = \frac{r^2 \cdot S}{4 \cdot T \cdot t} \Leftrightarrow r = \sqrt{\frac{u \cdot 4 \cdot T \cdot t}{S}}$$

sendo  $S$  = coeficiente de armazenamento ou cedência específica do aquífero e  $t$  = tempo decorrido desde o início da extracção (dias).

$W(u)$  designa-se por função de poço e, por não ter solução analítica, foi resolvida por métodos aproximados, resultando a tabela da função de poço  $W(u)$  e  $u$ .

A determinação do raio da zona de protecção inicia-se com o cálculo da função de poço  $W(u)$ :

$$W(u) = \frac{4 \cdot \pi \cdot T \cdot s}{Q}$$

procurando-se posteriormente o valor de  $u$  na tabela da função de poço. Torna-se possível obter o valor de  $r$  (distância à captação onde se produz um rebaixamento  $s$ , utilizado como critério de delimitação da zona de protecção). De modo a que o perímetro de protecção seja mais correcto, o raio calculado é normalmente "estendido" na direcção do fluxo da água subterrânea.

A utilização do método do raio fixo calculado, tanto em função do tempo de propagação como do rebaixamento, é simples, pouco dispendiosa, exige pouca experiência especializada e os dados necessários estão quase sempre disponíveis. Apresenta maior precisão que o método anterior, do raio fixo arbitrário, mas continua a tratar-se de um método pouco exacto, uma vez que não considera todos os factores hidrogeológicos que influenciam o transporte de poluentes (Wallin, 1997, *in* Moinante, 2003). Deste modo, é indicado para as primeiras fases de um programa de protecção, ou em casos em que factores não considerados no método não assumam grande importância.

É um método pouco preciso quando se trata de aquíferos heterogéneos e anisótropos. Pode levar a sobreprotecção a jusante da captação e a subprotecção a montante, por não ser considerada a zona de contribuição, conduzindo na maioria das vezes a uma área superior à obtida pelos restantes métodos (EPA, 1994; DEQ e OHD, 1996; *in* Moinante, 2003).

#### *b) Método de Kreidler e Senger*

Para situações de gradiente hidráulico regional significativo, em que o cone de rebaixamento é assimétrico, estendendo-se a maiores distâncias a montante da captação do que a jusante, Kreidler e Senger (1991, *in* EPA, 1994) definiram a seguinte equação do tempo de propagação, modificada a partir de Bear e Jacob (1965, *in* EPA, 1994), que se apresenta em seguida:

$$t_x = \frac{n}{K.i} \left[ r_x - \left( \frac{Q}{2.\pi.K.b.i} \right) \ln \left\{ 1 + \left( \frac{2.\pi.K.b.i}{Q} \right) . r_x \right\} \right]$$

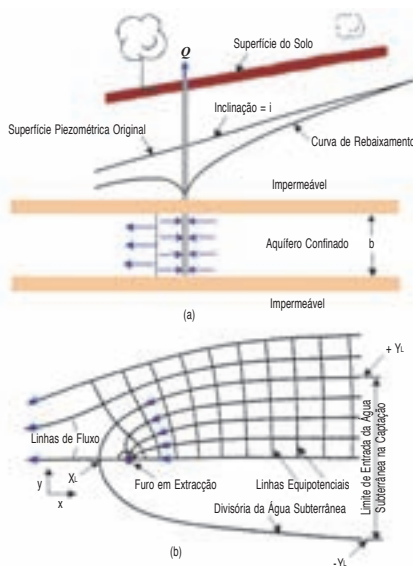
sendo  $r_x$  = distância percorrida durante  $t_x$  (m) (positiva se o ponto estiver a montante da captação e negativa se estiver a jusante),  $t_x$  = tempo de propagação a partir do ponto  $x$  até à captação (dias),  $b$  = espessura do aquífero (m),  $i$  = gradiente hidráulico antes da extracção (adimensional) e  $K$  = condutividade hidráulica (m/d).

O cálculo da distância para um determinado tempo de propagação implica cálculos de tentativa e erro com diferentes valores de distâncias, até que seja obtido o tempo de propagação desejado.

Resulta apenas a distância ao longo de uma linha que passa na captação e que é paralela à direcção de fluxo, *i.e.*, definida por um ponto a montante e um ponto a jusante da captação.

Quando se pretende utilizar este método com vista à definição do perímetro de protecção, esta equação deve ser utilizada em combinação com a Equação de Fluxo Uniforme que permite definir a zona de contribuição da captação, ao calcular-se o ponto nulo  $X_L$  (ponto de escoamento nulo, onde não há movimento de água e que consiste na fronteira do fluxo, para a captação, a jusante), e também a largura máxima  $Y_L$  da zona de contribuição, perpendicularmente à direcção do fluxo subterrâneo (Figura 15).

$$X_L = - \frac{Q}{2.\pi.K.b.i} \quad \text{e} \quad Y_L = \pm \frac{Q}{2.K.b.i}$$



Fonte: Adaptada de EPA, 1994, *in* Moinante, 2003.

Figura 15 – Definição dos perímetros de protecção utilizando a Equação de Fluxo Uniforme.

c) Método de Wyssling

Método simples, aplicável a aquíferos livres, porosos e homogéneos, que se baseia no cálculo da largura da zona de chamada de uma captação (parte da zona de contribuição onde ocorre rebaixamento do nível piezométrico como consequência da extração e onde o fluxo se dirige para a captação) e na procura posterior do tempo de propagação desejado, apresentando a desvantagem de não considerar as heterogeneidades do aquífero (ITGE, 1991, *in* Moinante, 2003). Utilizando as equações que se apresentam em seguida, é possível determinar as distâncias de protecção a jusante e a montante da captação (Figura 16):

$$v_e = \frac{K.i}{n}$$

em que  $v_e$  = velocidade eficaz (m/d);

$$l = v_e.t$$

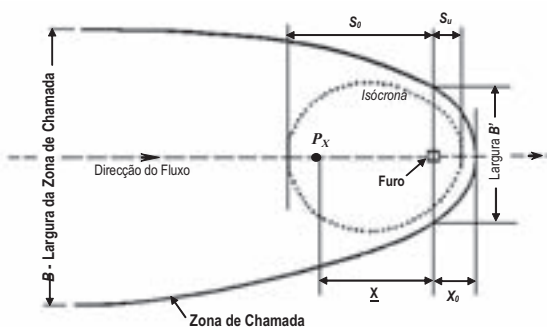
$$X_0 = \frac{Q}{2.\pi.b.i}$$

$$S_o = \frac{l + \sqrt{l(l+8X_0)}}{2}$$

em que  $S_o$  = distância (em metros) correspondente ao tempo  $t$  no sentido do fluxo (a montante da captação);

$$S_u = \frac{-l + \sqrt{l(l+8X_0)}}{2}$$

em que  $S_u$  = distância (em metros) correspondente ao tempo  $t$  no sentido contrário ao do fluxo (a jusante da captação).



Fonte: Adaptada de ITGE, 1991, *in* Moinante, 2003.

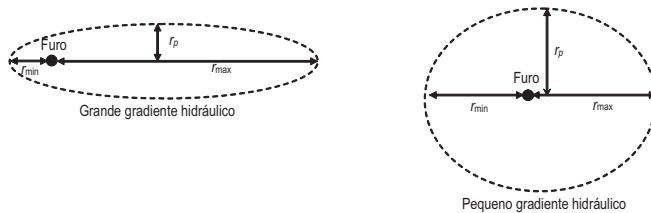
Figura 16 – Definição do perímetro de protecção utilizando o método de Wyssling.



#### d) Método de Krijgsman e Lobo Ferreira

Trata-se de uma abordagem mais elaborada, que necessita do conhecimento da piezometria regional, encontrando-se publicada em Krijgsman e Lobo Ferreira (2001).

De acordo com Krijgsman e Lobo Ferreira (2001), numa situação de gradiente hidráulico acentuado, a zona de protecção intermédia para um tempo de deslocação de 50 dias é uma elipse cuja forma depende do gradiente hidráulico, *i.e.*, quanto menor for o gradiente mais a sua forma se aproxima de um círculo (Figura 17). Como se pode verificar, o valor de  $r_p$  situa-se entre os valores de  $r_{max}$  e  $r_{min}$ ; quanto maior for a proporção entre  $r_{max}$  e  $r_{min}$ , menor será o valor de  $r_p$ .



Fonte: Adaptada de Krijgsman e Lobo Ferreira, 2001, *in* Moine, 2003.

Figura 17 – Forma da zona de protecção intermédia em situações extremas de gradiente hidráulico.

Krijgsman e Lobo Ferreira (2001) sugerem a utilização das três equações que se apresentam em seguida para o cálculo da zona de protecção intermédia de uma captação:

#### Distância de protecção a montante da captação:

$$r_{max} = (0,00002x^5 - 0,0009x^4 + 0,015x^3 + 0,37x^2 + x)/F$$

$$\text{com } x = \sqrt{\frac{2Ft}{A}}, \quad F = 2\pi Kbi / Q \quad \text{e} \quad A = n / Ki,$$

Neste caso, não devem ser utilizadas combinações de parâmetros que conduzam a um valor de  $x > 18$ , o que pode suceder quando:

- $K$  muito elevada, como acontece, por exemplo, em aquíferos carsificados; este método não se ajusta a estas situações;
- zonas com gradientes muito elevados, que não devem ser incluídas nos mapas, já que as captações não são normalmente construídas nestas zonas;

- furos cuja zona de ralos tem um grande comprimento;
- caudal de extracção muito pequeno, como acontece nas captações privadas, onde este método não se ajusta.

Distância de protecção a jusante da captação:

$$r_{min} = (-0,042x^3 + 0,37x^2 - 1,04x)/F$$

Neste caso, as limitações a ter em conta são as seguintes:

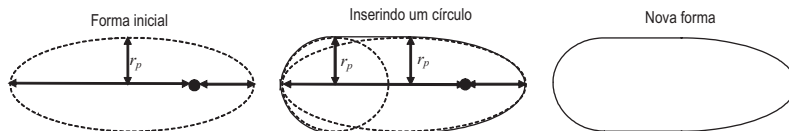
- se  $x < -3,5$  deve aplicar-se uma distância mínima de protecção igual a 25 m como medida de segurança, uma vez que se torna muito arriscado aplicar distâncias muito pequenas ( $< 25$  m);
- a equação não deve ser aplicada no caso de valores de  $n < 0,1$  (10%).

Distância de protecção na perpendicular à direcção do fluxo:

$$r_p = 4\sqrt{\frac{Q}{nb}}$$

Se  $r_{max}$  for superior a quatro vezes o  $r_{min}$ , o erro de cálculo pode ser superior a 15% mas, uma vez que isso conduz apenas a sobreprotecção, não deve ser considerada uma verdadeira limitação, comparada com a incerteza associada aos dados iniciais.

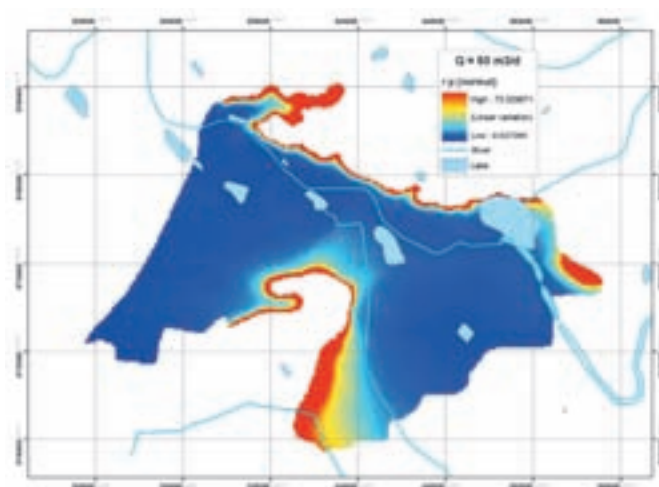
Krijgsman e Lobo Ferreira (2001) sugerem um arredondamento do limite montante da elipse, desenhando um círculo de raio igual a  $r_p$ , como demonstrado na Figura 18. Projectando essa nova forma no modelo matemático *Visual Modflow*, detectou-se um ajuste perfeito à isócrona calculada pelo modelo.



Fonte: Adaptada de Krijgsman e Lobo Ferreira, 2001, in Moinante, 2003.

Figura 18 – Arredondamento do limite montante da elipse.

Na Figura 19, exemplifica-se uma aplicação do método de Krijgsman e Lobo Ferreira para o mapeamento da zona de protecção de montante, publicada por Lobo Ferreira *et al.* (2006).



Fonte: Adaptada de Lobo Ferreira *et al.*, 2006.

Figura 19 – Exemplo de aplicação do método de Krijgsman e Lobo Ferreira.

É importante salientar que a aplicação de técnicas analíticas deve ser desenvolvida juntamente com o mapeamento hidrogeológico. Usando apenas as equações analíticas, é necessária alguma precaução na determinação do limite montante da zona de contribuição, porque podem existir motivos de carácter geológico que obriguem à terminação da zona de contribuição mais perto da captação, devido, por exemplo, a um limite geológico, a uma divisória de águas subterrâneas ou a um rio (DEQ e OHD, 1996, *in* Moinante, 2003).

### **Métodos Numéricos**

Análises mais detalhadas requerem a utilização de métodos matematicamente mais complexos que os anteriores, como modelos numéricos do escoamento e transporte de poluentes em águas subterrâneas. No entanto, a sua aplicação justifica-se apenas nos casos em que existe informação suficiente para suportar as necessidades de dados de entrada do programa. Quando é necessário estimar grande quantidade de parâmetros hidrogeológicos, os modelos analíticos fornecem o mesmo nível de precisão.

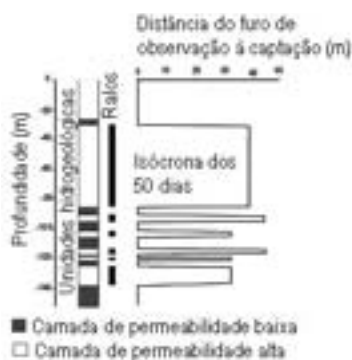
No caso da determinação dos perímetros de protecção, recorre-se ao modelo numérico de transporte, que utiliza os valores de piezo-

metria obtidos no modelo de fluxo, permitindo definir o trajecto das partículas lançadas num determinado ponto. Determinam-se então as zonas de protecção, em função do tempo de propagação. Depois de calibrado e validado, o modelo matemático constitui não só uma importante ferramenta na definição de perímetros de protecção, mas também uma ferramenta de planeamento e gestão que permite prever eventuais alterações nos perímetros de protecção causadas por variações nas condições para os quais foram calculados (*e.g.*, mudança nos caudais de extracção, construção de novos furos, potenciais eventos de poluição, etc.) (Moinante, 2003).

Pela sua difusão generalizada referem-se, para exemplificar as aplicações a casos de estudo, os modelos comerciais *Visual ModFlow* (diferenças finitas) e *Feflow* (elementos finitos). Contudo, há muitos outros modelos equivalentes. Estes modelos permitem fazer a modelação tridimensional dos sistemas hidrogeológicos.

No Anexo 2 apresentam-se exemplos da utilização de modelos numéricos de escoamento e transporte de massa em águas subterrâneas.

Outro exemplo é o modelo matemático *Wellflow* desenvolvido por Feseker e Lobo Ferreira (2000), com o objectivo de facilitar a delimitação dos perímetros de protecção em aquíferos multicamada. Este modelo permite calcular o tempo de propagação para pontos de entrada das partículas, a diferentes profundidades, sendo possível examinar o efeito protector dos estratos menos permeáveis localizados acima do aquífero. Na Figura 20 exemplifica-se a aplicação do modelo *Wellflow* à captação do Ramalhal, no sistema aquífero de Torres Vedras.



Fonte: Extraída de Lobo Ferreira *et al.*, 2006.

Figura 20 – Exemplo de aplicação do modelo *Wellflow* à captação do Ramalhal, no sistema aquífero de Torres Vedras.

### 4.5.3 Dimensão do perímetro de protecção e restrições ao uso do solo, de acordo com a legislação

O Decreto-Lei n.º 382/99, de 22 Setembro, que estabelece normas e critérios para a delimitação de perímetros de protecção de captações de águas subterrâneas destinadas ao abastecimento público, refere no seu Anexo as dimensões de cada uma das três zonas constituintes do perímetro de protecção, para cada tipo de aquífero (Quadro 11).

Para a zona de protecção imediata são fixados valores de  $r$  (raio da zona de protecção). Relativamente às zonas de protecção intermédia e alargada,  $r$  deverá ser o maior valor entre o valor estipulado e o obtido pela aplicação do método do raio fixo calculado, que integra o Anexo do referido diploma, ou outro método considerado mais adequado (n.º 3 do artigo 3.º), utilizando um determinado tempo de propagação: 50 dias no caso da zona de protecção intermédia e 3500 dias no caso da zona de protecção alargada.

Quadro 11 – Valores de  $r$  estipulados no Decreto-Lei n.º 382/99, de acordo com o tipo de aquífero.

Formações constituintes do sistema aquífero	Zona de Protecção				
	Imediata	Intermédia		Alargada	
<b>Formações Porosas</b>	$r$ (m)	$r$ é o maior valor entre		$r$ é o maior valor entre	
Aquífero Confinado	20	40 m	$r$ (50 d)	350 m	$r$ (3500 d)
Aquífero Livre	40	60 m	$r$ (50 d)	500 m	$r$ (3500 d)
Aquífero Semiconfinado	30	50 m	$r$ (50 d)	400 m	$r$ (3500 d)
<b>Formações Carbonatadas</b>	60	280 m	$r$ (50 d)	2400 m	$r$ (3500 d)
<b>Formações Fissuradas</b>	60	140 m	$r$ (50 d)	1200 m	$r$ (3500 d)
<b>Formações Fissuradas e/ou Alteradas</b>	40	60 m	$r$ (50 d)	500 m	$r$ (3500 d)

O mesmo decreto-lei define no seu artigo 6.º as servidões administrativas e restrições de utilidade pública.

**Na zona de protecção imediata é interdita** qualquer instalação ou actividade, com excepção das que têm por finalidade a con-

servação, manutenção e melhor exploração da captação. Nesta zona o terreno é vedado e tem que ser mantido limpo de quaisquer resíduos, produtos ou líquidos que possam provocar infiltração de substâncias indesejáveis para a qualidade da água de captação.

**Na zona de protecção intermédia podem ser interditas ou condicionadas** as seguintes actividades e instalações, quando se demonstrem susceptíveis de provocarem a poluição das águas subterrâneas:

- a) Pastorícia;
- b) Usos agrícolas e pecuários;
- c) Aplicação de pesticidas móveis e persistentes na água ou que possam formar substâncias tóxicas, persistentes ou bioacumuláveis;
- d) Edificações;
- e) Estradas e caminhos-de-ferro;
- f) Parques de campismo;
- g) Espaços destinados a práticas desportivas;
- h) Estações de tratamento de águas residuais;
- i) Colectores de águas residuais;
- j) Fossas de esgoto;
- l) Unidades industriais;
- m) Cemitérios;
- n) Pedreiras e quaisquer escavações;
- o) Explorações mineiras;
- p) Lagos e quaisquer obras ou escavações destinadas à recolha e armazenamento de água ou quaisquer substâncias susceptíveis de se infiltrarem;
- q) Depósitos de sucata.

**Na zona de protecção intermédia são interditas** as seguintes actividades e instalações:

- a) Infra-estruturas aeronáuticas;
- b) Oficinas e estações de serviço de automóveis;
- c) Depósitos de materiais radioactivos, de hidrocarbonetos e de resíduos perigosos;
- d) Postos de abastecimento e áreas de serviço de combustíveis;
- e) Transporte de hidrocarbonetos, de materiais radioactivos ou de outras substâncias perigosas;
- f) Canalizações de produtos tóxicos;
- g) Lixeiras e aterros sanitários.

**Na zona de protecção alargada podem ser interditas ou condicionadas** as seguintes actividades e instalações, quando se demonstrem susceptíveis de provocarem a poluição das águas subterrâneas:

- a) Utilização de pesticidas móveis e persistentes na água ou que possam formar substâncias tóxicas, persistentes ou bioacumuláveis;
- b) Colectores de águas residuais;
- c) Fossas de esgoto;
- d) Lagos e quaisquer obras ou escavações destinadas à recolha e armazenamento de água ou quaisquer substâncias susceptíveis de se infiltrarem;
- e) Estações de tratamento de águas residuais;
- f) Cemitérios;
- g) Pedreiras e explorações mineiras;
- h) Infra-estruturas aeronáuticas;
- i) Oficinas e estações de serviço de automóveis;
- j) Postos de abastecimento e áreas de serviço de combustíveis;
- l) Depósitos de sucata.

**Na zona de protecção alargada são interditas** as seguintes actividades e instalações:

- a) Transporte de hidrocarbonetos, de materiais radioactivos e de outras substâncias perigosas;
- b) Depósitos de materiais radioactivos, de hidrocarbonetos e de resíduos perigosos;
- c) Canalizações de produtos tóxicos;
- d) Refinarias e indústrias químicas;
- e) Lixeiras e aterros sanitários.

**Na zona de protecção especial são interditas** quaisquer actividades ou instalações.

**Nas zonas de protecção contra o avanço da cunha salina** podem ser limitados os caudais de exploração das captações existentes e interdita a construção ou a exploração de novas captações de água subterrânea ou condicionado o seu regime de exploração.

## 5 PROTECÇÃO DE ORIGENS DE ÁGUAS SUPERFICIAIS

### 5.1 Nota introdutória

Este capítulo 5 tem por fim apoiar as entidades gestoras com captações em massas de água superficial na percepção de aspectos legislativos (secção 5.2) e na gestão da sua protecção, disponibilizando ferramentas para a compreensão dos fenómenos e, em especial, para a determinação de riscos e da vulnerabilidade à poluição e a fenómenos hidrológicos extremos, bem como para o cálculo da propagação de poluentes em meios superficiais.

Na secção 2.4 explica-se sucintamente as características das diferentes massas de água superficial. A sua compreensão é fundamental para a aplicação dos critérios e das metodologias apresentados nas secções 5.3 a 5.5.

Na secção 5.6 são facultados critérios para a delimitação de distâncias de protecção das captações de águas superficiais. Os critérios e as metodologias de análise dos fenómenos hidrológicos extremos, apresentados na secção 5.7, permitem actuar convenientemente nas situações em que o funcionamento da captação é dificultado ou impedido.

Os Anexos 3 e 4 são casos de estudo com aplicações de métodos apresentados neste Guia, pelas entidades gestoras, acompanhados de comentários aos resultados dessa aplicação.

### 5.2 Objectivos da protecção das águas superficiais

Os objectivos ambientais da Directiva-Quadro da Água (DQA, Directiva n.º 2000/60/CE do Parlamento e do Conselho) para as águas superficiais indicam que os Estados-membros devem proteger, melhorar e recuperar todas as massas de água (...) com o objectivo de atingir um bom estado para as águas superficiais até ao ano 2015 (subalínea ii) da alínea a) do n.º 1 do artigo). Estes objectivos encontram-se transpostos no artigo 46.º da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, conhecida como Lei da Água, o mesmo acontecendo com as demais emanações da DQA.

Enunciam-se aqui alguns aspectos da Lei da Água mais directamente ligados às responsabilidades das entidades gestoras,



embora de uma maneira geral o conteúdo da lei tenha consequências na captação de uma água com boa qualidade e em quantidade suficiente. Especificamente, no seu artigo 1.º, a Lei da Água refere (alínea f) do n.º 1) que *a presente lei estabelece o enquadramento para a gestão das águas superficiais (...) e das águas subterrâneas, de forma a: f) assegurar o fornecimento em quantidade suficiente de água de origem superficial e subterrânea de boa qualidade, conforme necessário para uma utilização sustentável, equilibrada e equitativa da água.*

O artigo 30.º da Lei da Água, que enuncia os “Programas de medidas”, refere na alínea g) do n.º 3 que, *as medidas destinadas à protecção das massas de água destinadas à produção de água para consumo humano, incluindo medidas de salvaguarda dessas águas de forma a reduzir o tratamento necessário para a produção de água potável com qualidade exigida por lei*”.

Na abordagem da “Protecção e valorização” (das massas de água), a alínea b) do n.º 2 do artigo 32.º indica “*A protecção dos recursos hídricos nas captações, zonas de infiltração máxima e zonas vulneráveis*”. O artigo 37.º reporta-se exactamente às “Medidas de protecção das captações de água”, chamando-se a atenção das entidades gestoras para os seus números 1, 8 e 9. O n.º 1 refere que *as áreas limítrofes ou contínuas a captações de água devem ter uma utilização condicionada, de forma a salvaguardar a qualidade dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos referidos.* No n.º 8 menciona-se que *as entidades responsáveis pelas captações de água para abastecimento público já existentes, quer estejam em funcionamento quer constituam uma reserva potencial, devem promover a delimitação dos perímetros de protecção e das zonas adjacentes nos termos previstos nos números anteriores.*

O artigo 48.º volta a enfatizar, nas zonas protegidas, as captações de água, referindo no seu n.º 4 que *devem ser identificadas em cada região hidrográfica todas as massas de água destinadas a captação para consumo humano que forneçam mais de 10 m<sup>3</sup> por dia em média ou que sirvam mais de 50 pessoas e, bem assim, as massas de água previstas para esses fins, e é referida, sendo caso disso, a sua classificação como zonas protegidas.*

Embora as competências estabelecidas na Lei da Água caibam a órgãos da administração pública, será da conveniência das entidades gestoras estarem informadas dos aspectos que mais lhes digam respeito para melhor desempenharem as suas funções e defender a qualidade da água na(s) captação(ões) da sua res-

ponsabilidade. Por exemplo, o já referido n.º 1 do artigo 37.º legitima os alertas à administração pública para potenciais alterações de emissões poluentes que comprometam a qualidade da água superficial junto à captação.

Assim, é do interesse das entidades gestoras manterem o máximo e mais actualizado conhecimento possível sobre as fontes poluidoras localizadas na sua bacia hidrográfica, bem como sobre o escoamento e a qualidade da água.

## 5.3 Critérios e metodologias para avaliação da vulnerabilidade de recursos hídricos superficiais

### 5.3.1 Vulnerabilidade à poluição de bacias hidrográficas

A avaliação da vulnerabilidade de uma dada bacia hidrográfica é importante – sendo uma necessidade resultante da Directiva-Quadro da Água. No entanto, o seu entendimento e definição não são claros, nem mesmo para grandes especialistas internacionais na gestão da água. O termo “vulnerabilidade” foi muito utilizado no passado como sinónimo de elevadas cargas poluentes, o que actualmente não é considerado correcto.

“Vulnerabilidade” significa, semanticamente, “exposto a danos”. A vulnerabilidade à poluição pode referir-se a uma massa de água – seja um rio, um estuário ou uma albufeira –, mas encontra-se também implícita a associação à bacia hidrográfica onde a massa se integra.

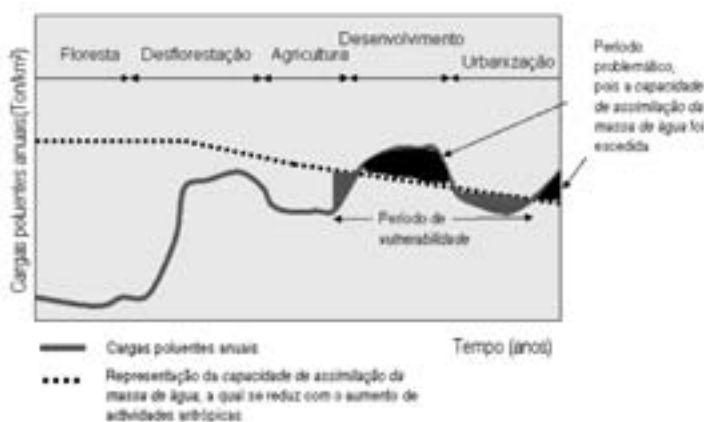
De acordo com Novotny e Schaidler (2004), se uma bacia hidrográfica é vulnerável à poluição, tal significa um desequilíbrio entre as **cargas poluentes geradas na bacia**, por um lado e, por outro, a **capacidade de retenção da bacia hidrográfica** e a **capacidade de assimilação da massa de água**.

A **capacidade de assimilação de uma massa de água** é a aptidão existente para receber uma substância sem degradar ou alterar a sua integridade estrutural e funcional, nomeadamente a sua integridade ecológica. Por outras palavras, sem que ocorram alterações significativas da sua qualidade e dos seus usos.

A Figura 21 representa esquematicamente as variações da capacidade de assimilação da massa de uma água e das cargas poluentes que lhe chegam, provocadas por modificações na ocupação da bacia hidrográfica.

As massas de água superficiais encontram-se mais expostas à poluição, se comparadas com as subterrâneas. Por outro lado, por possuírem um tempo de residência inferior, apresentam uma capacidade de regeneração igualmente muito superior à das águas subterrâneas. Entre as massas de água superficiais, os rios e os estuários apresentam maior capacidade de renovação que as albufeiras (Figura 2).

A vulnerabilidade de uma massa de água depende dos caudais (fluxos de água), altura de água, tempo de residência e configuração das margens. Assim, a vulnerabilidade é afectada por alterações que entretanto ocorram nas margens e fluxos de água. Por isso, a regularização de rios e a construção de barragens, entre outras acções, reduzem a capacidade da massa de água em receber (sem se alterar) cargas poluentes. A vegetação e os meandros do rio, que deixam de existir com a regularização, contribuem para a assimilação da poluição. Por outro lado, uma barragem reduz os fluxos habituais e a renovação da massa de água.



Fonte: Adaptada de Novotny e Schaidler, 2004.

Figura 21 – Representação dos factores que conduzem à vulnerabilidade e à degradação da qualidade da água, os quais sofrem alterações temporais.

A vulnerabilidade de uma bacia hidrográfica depende das suas características, tais como o tipo de solos e de vegetação, os declives, o regime de precipitação e ventos. Quando uma bacia hidrográfica, pelas suas características, apresenta uma boa retenção de poluentes, significa que as massas de água se encontram, à partida, protegidas. Os factores geralmente associa-

dos à capacidade de retenção de poluentes de uma dada bacia hidrográfica são:

- Geologia (meios ígneos, cristalinos, sedimentares ou carbonatados);
- Espessura do solo;
- Teor em matéria orgânica do solo;
- Potencial redox e capacidade de troca catiónica (CTC) do solo;
- Tipo de cobertura do solo;
- Declives.

Quando um dado meio hídrico já apresenta um historial de problemas de qualidade da água – resultados de fontes poluentes e/ou da reduzida capacidade de autodepuração –, então existe desde logo uma elevada vulnerabilidade à poluição, devendo por isso ser salvaguardadas quaisquer novas introduções de substâncias poluentes. A vulnerabilidade pode ser específica para determinada(s) substância(s).

Metodologias para a avaliação da vulnerabilidade de uma massa de água baseiam-se na recolha e no mapeamento de informações sobre a bacia hidrográfica e o meio hídrico. Estas informações incluem a estrutura geológica, a hidrologia, características físicas e químicas e os usos do solo históricos, presentes e projecções para o futuro.

No contexto deste Guia, o propósito é que cada entidade gestora conheça muito bem as características (de vulnerabilidade) da bacia e da massa de água onde se localiza a origem de água que se pretende proteger. Para tal há que recolher e compilar informação, sob a forma gráfica, numérica e descritiva. Diferentes ferramentas informáticas podem ser utilizadas, consoante os meios técnicos e humanos disponíveis.

As informações/acções mais relevantes são:

- Mapeamento do uso do solo (quanto maior a percentagem de alteração da cobertura natural do solo, maior o potencial de vulnerabilidade, *cf.* Figura 21);
- Factores topográficos e morfológicos: mapeamento de declives (por exemplo, estabelecendo classes);
- Localização de trechos e zonas intervencionadas pelo homem com acções como a regularização, canalização, construção de qualquer tipo de dique ou açude, a construção de barragens, obras para controlo de cheias, etc.;

- Localização de áreas de geração de poluentes (aqui tratam-se de fontes de poluição difusa, tais como explorações mineiras abandonadas, áreas agrícolas, explorações agropecuárias, estradas, etc.);
- Localização dos pontos de descarga de fontes poluentes pontuais (por exemplo, efluentes urbanos não tratados, descargas de ETAR, descargas industriais);
- Locais de extracção de água (e sua caracterização);
- Dados históricos de qualidade da água e marcação dos locais onde os limites de qualidade foram excedidos no passado. Distinção entre locais com má qualidade causada por fontes de poluição extintas e locais com má qualidade causada por fontes de poluição activas.

Este conjunto de informações permite traçar um quadro geral da vulnerabilidade, dos focos de problemas, e das zonas onde a qualidade da água se manifesta (ou manifestou, no passado) como preocupante.

A par destas metodologias para avaliar a vulnerabilidade, mais qualitativas e descritivas, é possível utilizar cálculos baseados em tratamentos probabilísticos de dados da qualidade da água.

A identificação de zonas vulneráveis a determinado poluente (por exemplo, esta metodologia é utilizada para os nitratos) pode ser determinada utilizando dados de qualidade dos últimos cinco anos. As zonas onde, com nível de segurança de 95%, a concentração limite ou de referência tiver sido excedida pelo menos em 5% do tempo são definidas como vulneráveis a esse poluente. Necessariamente, estes cálculos exigem um número suficiente de dados de qualidade, fiáveis, para um mesmo local.

### **5.3.2 Vulnerabilidade a fenómenos hidrológicos extremos**

A principal causa para os sistemas de abastecimento de água não funcionarem é a qualidade da água de origem, apresentada na secção precedente. Outras causas que podem tornar inoperacional, ou menos operacional, um sistema de abastecimento de água relacionam-se com a quantidade da água na origem ou com o funcionamento da estrutura de captação. Quer a quantidade, quer o funcionamento da captação estão dependentes da ocorrência de fenómenos hidrológicos extremos, nomeadamente as secas, que originam faltas de água e as cheias que podem inviabilizar a

operação da captação. Em ambas as situações, os factores em causa podem ser a quantidade e a qualidade da água.

No que diz respeito ao funcionamento da captação, as razões para afectar o seu funcionamento estão relacionadas com condições de captação fora dos valores previstos no projecto (níveis, caudais, potência eléctrica).

Os fenómenos extremos nos sistemas de abastecimento de água são, na maioria dos casos, associados à água, e dependentes sobretudo do regime hidrológico. No entanto, é importante realçar que os extremos na quantidade de água são acompanhados de extremos na presença de sedimentos e de alguns parâmetros de qualidade. Adicionalmente, também colocam restrições de acessibilidade em situações de cheia.

Com efeito, os factores de qualidade e quantidade entrecruzam-se e interagem. Massas de água que ocorrem em regiões mais sujeitas a fenómenos de seca são mais susceptíveis a problemas de qualidade da água quando existem fontes de poluição pontual. De forma idêntica, quando há maior probabilidade para a ocorrência de cheias, surgem processos erosivos nas bacias hidrográficas, com consequências no aporte de sólidos e de poluentes de origem difusa.

Em bacias hidrográficas com elevado controlo do escoamento, ou seja, onde existem barragens que afectam os caudais e os níveis nos rios e albufeiras, o regime hidrológico natural é modificado, tornando mais complexa a análise da vulnerabilidade, já que as ocorrências são uma combinação de causas naturais e acções de gestão da água.

Para cada parâmetro, ou variável, associado à água de origem, ou à estrutura de captação, pode ser feita uma análise de vulnerabilidade.

Os parâmetros associados a uma análise de vulnerabilidade de fenómenos hidrológicos extremos em sistemas de abastecimento com água de origem superficial podem ser divididos em dois grupos principais: parâmetros hidrológicos e parâmetros sedimentológicos. Para este último caso, a abordagem efectuada nesta secção do Guia tem em conta exclusivamente os aspectos físicos dos sedimentos, embora a presença destes na sequência de fenómenos hidrológicos extremos se encontre também relacionada com a presença de poluentes, conforme já mencionado.

Dois parâmetros hidrológicos, ou hidráulicos, são fundamentais, embora seja suficiente conhecer um, dado que existe uma forte

correlação entre eles: são os caudais fluviais e as cotas da superfície livre do escoamento, junto à captação. Nalguns casos será ainda importante considerar as velocidades do escoamento junto à captação.

A análise da vulnerabilidade para os caudais fluviais pode ser efectuada com a seguinte sequência de passos:

- 1) Definição da gama de valores de caudais aceitáveis para o funcionamento do sistema de abastecimento de água e captação, geralmente definidos no projecto de execução do sistema de abastecimento de água.

Cada sistema de abastecimento de água é concebido para um caudal nominal, em geral o máximo caudal que a captação de água pode introduzir no sistema. Este depende fundamentalmente da geometria da captação, do escoamento no rio ou albufeira e das características das bombas hidráulicas, se for uma captação com elevação da água. Também é corrente adoptar-se mais do que um caudal nominal, no caso de serem previstas várias fases de construção da tomada de água. Se o caudal disponível na origem for inferior ao necessário, nesse instante há uma falha no sistema de abastecimento. Essa falha pode ser caracterizada pela sua intensidade (diferença entre o necessário e o disponível) e pela sua duração (tempo em que a falha persiste). As falhas podem ser ocasionais, tornando-se crónicas se a frequência, a intensidade e a duração aumentarem para valores inoportáveis. Aliás, é de boa prática nos sistemas de abastecimento de água admitir-se uma garantia de 95%, isto é, admitirem-se falhas em 5% do tempo de serviço. Em consequência, falhas até 5% podem ser consideradas ocasionais. Se este valor aumentar significa que o sistema de abastecimento de água está subdimensionado, tornando-se cada vez mais vulnerável ao caudal captado. Também é importante distinguir as falhas de caudal captado das que resultam da inexistência de quantidade de água suficiente na origem, ou daquelas em que, existindo água, esta não possa ser captada por ser imprópria para o consumo. As acções a tomar para mitigar ou prevenir são bastante diferentes.

- 2) Determinação de valores limiares a partir dos quais o sistema de abastecimento de água é afectado (impondo alterações ao tratamento normal da água, ou alterações aos volumes de água de abastecimento, ou mesmo impedindo a captação de água).

Conhecidos os valores normais de funcionamento – de entre os quais se destaca o valor nominal de funcionamento –, podem ser determinados, por via teórica (e deveriam ser explicitados no projecto do sistema) ou de forma prática, ou empírica, os valores limiares a partir dos quais o funcionamento da captação se torna indesejável, muito limitado, ou mesmo impossível. Deste modo, é possível determinar vários limiares, uns para um funcionamento limitado (por exemplo, caudais que correspondem a uma perda de X% do valor nominal, ou do valor mínimo, previamente definido), outros para o impedimento do funcionamento.

- 3) Determinação das alterações ao normal funcionamento do abastecimento de água.

Para cada nível de falha, pequena, média, total, e com um número total de falhas que se considere desejável, ou útil, poderão ser quantificadas as alterações ao normal funcionamento da captação, e de todos os processos a jusante da captação, nomeadamente na ETA.

- 4) Definição das acções a implementar para minimizar, controlar ou prevenir os efeitos das alterações ao abastecimento de água, resultantes da ocorrência da causa em análise.

Conhecidas as alterações ao funcionamento, definem-se as acções a implementar para cada situação tipo. Na presença de falhas menores serão necessárias adaptações mais pequenas do funcionamento do sistema; adaptações maiores serão requeridas pelas falhas maiores e, eventualmente, radicais, quando ocorrer a total paragem na captação. As pequenas alterações ao funcionamento podem ser para minimizar internamente o efeito da falha no funcionamento do sistema, alterar as operações de bombagem e/ou de tratamento na ETA, gerir a água nos depósitos e na rede. Para adaptações maiores, poderá ser indispensável controlar a água na origem, sendo necessário contactar outros agentes para modificar o controlo do escoamento no rio, ou na albufeira, de modo a garantir o abastecimento público à custa de outras utilizações. Faz-se notar que, na legislação portuguesa, o abastecimento público tem precedência sobre todas as outras utilizações, pelo que, em princípio, esta acção de prevenção, de falta de caudal, é relativamente mais facilitada do que para outros sistemas de abasteci-



mento. Isso não significa que não seja imprescindível efectuar diligências, e negociações, para pôr em prática estas acções de prevenção, incluindo quase sempre uma análise técnica quantificada para justificar o valor do caudal absolutamente necessário para a operação do sistema de abastecimento, já que a água, em situações de escassez, é sempre muito procurada, e os outros utilizadores terão todo o direito em analisar, com o maior rigor, a real necessidade da partilha de água.

- 5) Determinações do custo destas acções, em função da intensidade da causa da alteração, ou de outras quantificações do impacto da ocorrência (por exemplo, número de pessoas afectadas pelo mau funcionamento do abastecimento de água).

O último passo da análise da vulnerabilidade diz respeito à determinação do custo das acções decorrentes das ocorrências que limitem, ou impeçam, o funcionamento da captação e do sistema de abastecimento de água com origem superficial. O custo pode ser medido num valor monetário directo (euros relacionados com as acções adicionais), sobre custo (euros relacionados com as diferenças resultantes de modificações de acções), danos resultantes de quebra de funcionamento ou paragem (euros relacionados com a perda de vendas, ou com reabilitação de equipamentos, e outros bens perdidos), mas também em custos indirectos (monetários e não monetários). O custo também pode ser quantificado por outros parâmetros não directamente económicos, por exemplo, número de utilizadores afectados no abastecimento (falhas de abastecimento), ou em último caso incidência de doenças provocadas pelas falhas de abastecimento, ou mesmo de fatalidades directas, ou indirectas. Faz-se notar que em sistemas modernos há cláusulas nos contratos de abastecimento que podem contemplar a perda de receitas com a ocorrência de falhas, devidas a descontos nas facturas, ou mesmo a pagamento de indemnizações.

A descrição dos passos acima enunciados foi feita para o caso geral de ocorrência de caudais que limitem, ou impeçam, o abastecimento de água. Devem ser tidas em conta as diferenças entre o caso da falta de água, caudal menor do que o necessário, coincidente com secas, diminuição de caudais induzida por outras causas, ou ainda o caso de excesso de caudal por ocorrência de cheias, naturais ou induzidas pela actividade antrópica.

Existe uma diferença substancial na análise da vulnerabilidade aos extremos de caudais. Nos caudais inferiores aos necessários, os tempos de previsão das ocorrências são dilatados. Em consequência, há muito tempo para tomar decisões, incluindo as negociações entre entidades que utilizem a mesma fonte de água. Adicionalmente, a partir de certa intensidade da escassez de água, formam-se comissões de crise, em que estão representados todos os utilizadores da água e onde são tomadas, de uma forma periódica, decisões importantes.

Pelo contrário, nas ocorrências de caudais muito superiores aos necessários, os tempos associados são muito curtos, tanto mais curtos quanto menor for a bacia hidrográfica. Para estes casos, quase tudo tem de estar previamente planeado para serem tomadas decisões em tempo real. Para bacias médias a grandes, poder-se-á ter tempos da ordem de grandeza de horas a dias, mas nas bacias pequenas os tempos disponíveis para as tomadas de decisão são muito curtos.

Embora a gestão dos sistemas de abastecimento de água seja feita em função do caudal, as operações de gestão são na maior parte das vezes feitas em função dos níveis de água. Em muitas situações, é possível correlacionar com razoável rigor o nível com o caudal fluvial, mas nem sempre isso é possível. Nalguns casos, só um experimentado hidráulico pode ter a capacidade para determinar essa relação, que por vezes não é biunívoca. Em consequência, a análise da vulnerabilidade a partir dos níveis é semelhante à anteriormente descrita, com algumas adaptações.

A análise da vulnerabilidade para os níveis de água pode ser efectuada com a seguinte sequência de passos:

- 1) Definição da gama de valores de níveis aceitáveis para o funcionamento do sistema de abastecimento de água e captação, geralmente definidos no projecto de execução do sistema de abastecimento de água.

Tal como para o caso do caudal, cada sistema de abastecimento de água é concebido para um nível nominal, ou para uma gama de níveis, cobrindo o máximo caudal que a captação de água pode introduzir no sistema. Depende fundamentalmente da geometria da captação, do escoamento no rio ou albufeira e das características das bombas hidráulicas se for uma captação com elevação da água. Também é corrente adoptar-se mais do que um nível nominal, no caso de serem previstas várias fases de construção da tomada de água. Se o nível disponível na origem for

inferior ao necessário, nesse instante, para o sistema de abastecimento, há uma falha no abastecimento. Essa falha pode ser caracterizada pela sua intensidade (diferença entre o necessário e o disponível) e pela sua duração (tempo em que a falha persiste). As falhas podem ser ocasionais, tornando-se crónicas se a frequência, a intensidade e a duração aumentarem para valores incomportáveis. Aliás, é de boa prática nos sistemas de abastecimento de água admitir-se uma garantia de 95%, isto é, admitirem-se falhas em 5% do tempo de serviço. Em consequência, falhas até 5% podem ser consideradas ocasionais. Se este valor aumentar significa que o sistema de abastecimento de água está subdimensionado, tornando-se cada vez mais vulnerável às condições da massa de água de origem. Também é importante distinguir as falhas de água captada das que resultam da insuficiência de nível de água na origem ou daquelas em que, existindo água, esta não pode ser captada por ser imprópria para o consumo. As acções a tomar para mitigar ou prevenir são bastante diferentes.

2) Determinação de valores limiares para os quais o sistema de abastecimento de água é afectado (impondo alterações ao tratamento normal da água, ou alterações aos volumes de água de abastecimento, ou mesmo impedindo a captação de água).

Conhecidos os valores normais de funcionamento – de entre os quais se destaca o valor nominal de funcionamento –, podem ser determinados, por via teórica (e deveriam ser explicitados no projecto do sistema) ou de forma prática, ou empírica, os valores limiares a partir dos quais o funcionamento da captação se torna indesejável, muito limitado, ou mesmo impossível. Deste modo, podem ser determinados vários limiares, uns para um funcionamento limitado (por exemplo, níveis que corresponde a uma perda de X% do valor nominal, ou do valor mínimo, previamente definido), outros para o impedimento do funcionamento.

Os passos 3) a 5) são idênticos ao caso da análise da vulnerabilidade aos caudais disponíveis, referido anteriormente.

A análise de vulnerabilidade de fenómenos extremos em sistemas de abastecimento com água de origem superficial deve também atender a parâmetros sedimentológicos se a massa de água na origem apresentar fundo aluvionar, ou um trânsito elevado de material em suspensão.

Nos parâmetros sedimentológicos, há que distinguir duas características principais: o material em suspensão no escoamento de água e o material no fundo do rio ou albufeira. Por vezes, a intensidade dos dois está interligada, mas noutros casos podem ser analisadas com grande independência.

A análise da vulnerabilidade aos parâmetros sedimentológicos pode ser efectuada com a seguinte sequência de passos:

- 1) Definição da gama de valores de caudais sólidos em suspensão aceitáveis para o funcionamento do sistema de abastecimento de água e captação, geralmente definidos no projecto de execução do sistema de abastecimento de água. Alternativa ou cumulativamente pode ser feita a definição das cotas do fundo da massa de água que afectam a captação de água.

Cada sistema de abastecimento de água é concebido para um caudal máximo de material em suspensão. Esse máximo pode ser definido por razões de qualidade de água ou em função da protecção das bombas hidráulicas, que sofrem um grande desgaste quando as concentrações de material em suspensão são elevadas. Se o caudal sólido em suspensão na origem for superior ao admissível para o sistema de abastecimento, ocorre uma falha. Essa falha pode ser caracterizada pela sua intensidade e pela sua duração (tempo em que a falha persiste). As falhas derivadas da presença de material sólido em suspensão são quase sempre ocasionais e, muitas vezes, associadas à ocorrência de caudais elevados, isto é, durante as cheias. O lento assoreamento do leito do rio pode transformar-se num problema crónico, incrementando a frequência, a intensidade e a duração das falhas na captação, até atingir valores in comportáveis. A inversa também é origem de problemas, causando a erosão no fundo (tecnicamente designada por degradação do leito), dificuldade crescente de captação de água, provocada pela descida dos níveis de água. É importante distinguir as várias falhas de caudal captado: algumas resultam da inexistência de quantidade de água suficiente na origem, por descida do fundo aluvionar; noutros casos, existindo água, não pode ser captada por conter elevada concentração de material sólido em suspensão, ou mesmo entrando pelo fundo na captação. As acções a tomar para mitigar ou prevenir são diferentes para ambos os casos.

- 2) Determinação de valores limiares para os quais o sistema de abastecimento de água é afectado (impondo alterações ao tratamento normal da água, ou alterações aos volumes de água de abastecimento, ou mesmo impedindo a captação de água).

Conhecidas as situações normais de funcionamento, de entre as quais se destaca a localização do fundo aluvionar considerada no projecto, e a concentração máxima admissível, podem ser determinados de forma teórica (e deveriam ser explicitados no projecto do sistema) ou de forma prática, ou empírica, os valores limiares a partir dos quais o funcionamento da captação se torna indesejável, muito limitado, ou mesmo impossível. Deste modo, podem ser determinados vários limiares, uns para um funcionamento limitado (por exemplo, localizações do fundo aluvionar ou concentrações de material em suspensão a que corresponde uma perda de X% do valor nominal, ou do valor mínimo, previamente definido), outros para o impedimento do funcionamento.

Os passos 3) a 5) são idênticos aos anteriores casos da análise da vulnerabilidade.

A descrição dos passos acima enunciados foi feita para o caso dos fenómenos sedimentológicos que limitem, ou impeçam o abastecimento de água. Devem ser tidas em conta as diferenças entre o caso da falta de água, caudal menor do que o necessário, devida à dificuldade de captação por movimentos do fundo aluvionar e o caso de excesso de caudal sólido, muitas vezes associado à ocorrência de cheias, naturais ou induzidas pela actividade antrópica.

Existe uma diferença substancial na análise da vulnerabilidade aos fenómenos sedimentológicos. Nos movimentos do fundo aluvionar, os tempos necessários para a previsão das modificações dos fundos são alargados. Desta forma, há muito tempo para a tomada de decisões, baseadas nas previsões efectuadas por especialistas.

Pelo contrário, nas ocorrências de fortes concentrações de materiais em suspensão, a evolução dos caudais é feita durante períodos de tempo muito curtos, tanto mais curtos quanto menor for a bacia hidrográfica. Para estas situações, quase tudo tem de estar previamente planeado para as decisões serem tomadas em tempo real. Para bacias médias a grandes, poder-se-á ter tempos da ordem de grandeza das horas a dias, mas nas bacias pequenas os tempos disponíveis para as tomadas de decisão são muito curtos.

## 5.4 Critérios e metodologias para avaliação do risco para os recursos hídricos superficiais

### 5.4.1 Risco à poluição

O risco à poluição é um factor resultante da interação entre a vulnerabilidade da massa de água (e da sua bacia hidrográfica) e as ameaças colocadas pelas fontes poluentes existentes na bacia hidrográfica, que contribuem directa e indirectamente para o corpo de água em questão.

Neste caso, interessa avaliar riscos a que se encontra sujeita determinada origem de água para abastecimento. Uma vez que o conceito é muito dificilmente mensurável, recorre-se a métodos de avaliação que passam pela sobreposição de cartas (mapas) e indicadores de risco, ou alternativamente modelos de simulação da qualidade da água. A questão dos modelos será tratada na secção 5.5.

Aqui, tendo em conta que as entidades gestoras devem conduzir processos simples e dinâmicos de avaliação do risco à poluição da captação de água que gerem, apresentam-se métodos que se baseiam em mapeamento de informações e utilização de indicadores. Para tal, há que possuir um conjunto de dados relativos à bacia hidrográfica e à massa de água.

Propõe-se a utilização de duas metodologias de avaliação de risco, ambas desenvolvidas nos EUA:

- **Método do USGS (United States Geological Survey)** que atribui pesos a determinadas características de uma bacia hidrográfica a montante de origens de água para abastecimento (Eimers *et al.*, 2000).
- **Método WRASTIC (Wastewater; Recreational activities; Agricultural activities; Size of the watershed; Transportation avenues; Industrial activities and the amount of ground Cover<sup>14</sup>)**. Foi desenvolvido para apoiar a gestão e o planeamento na tarefa de avaliar a vulnerabilidade relativa de águas superficiais (Gallegos, *et al.*, 2000).

A primeira metodologia (USGS) integra apenas as fontes de poluição difusas e requer a utilização de Sistemas de Informação

---

<sup>14</sup> Água Residual; Actividades Recreativas; Actividades Agrícolas; Dimensão da Bacia Hidrográfica; Vias de Transporte; Actividades Industriais e Quantidade de Solo Coberto.

Geográfica (SIG). Já o método WRASTIC contabiliza as diferentes fontes de poluição pontual e difusa e apresenta maior facilidade de aplicação, pois pode ser implementado sem recurso a SIG.

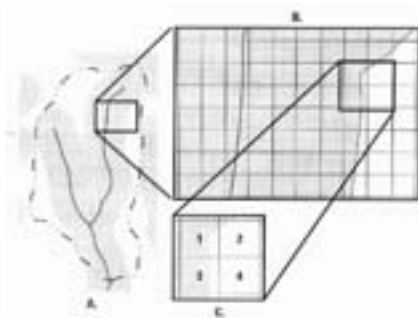
### Descrição do Método do USGS

O método permite determinar a facilidade da água, com ou sem contaminantes, vir a atingir uma captação de água de abastecimento público. Os cinco factores que descrevem as características da bacia hidrográfica neste método são:

- Precipitação média anual (P);
- Declive do terreno (DS);
- Cobertura do solo (CS);
- Uso do solo (US);
- Contribuição das águas subterrâneas (CAS).

Cada variável ou característica apresenta uma determinada relevância para o processo e é-lhe atribuído um peso, conforme o Quadro 12. Por seu turno, cada característica é discriminada em classes distintas, cada uma com um peso que reflecte o seu papel, mais ou menos preponderante. Os pesos variam entre 1 e 10, correspondendo o valor mais baixo a uma menor contribuição para o potencial de vulnerabilidade e o 10 ao maior risco possível.

As variáveis devem ser descritas em níveis ou estratos (*layers*) de mapas digitais (Sistemas de Informação Geográfica, SIG). A Figura 22 exemplifica como se deve trabalhar a informação, dividindo a área de estudo numa grelha com quadrados de 60 m por 60 m. Apenas as células em que mais de 50% da área inclui a bacia em análise são consideradas.



Fonte: Adaptada de Eimers *et al.*, 2000.

Figura 22 – (A) Representação de uma bacia hidrográfica a montante de uma tomada de água e de 305 m de corredor para cada lado da linha de água;  
(B) Células de 60 m por 60 m, que constituem a grelha de trabalho;  
(C) Subconjunto de 4 células.

A precipitação média anual (P) deve ser avaliada, para a bacia hidrográfica em questão. Eventualmente, podem existir áreas com diferentes valores de P na bacia que a Entidade Gestora estuda. P é a origem da água que virá a ser transportada à superfície, até a um rio ou lago. Embora a magnitude e intensidade da precipitação sejam os factores mais descritivos do transporte de sedimentos, P é um dado de mais fácil obtenção.

Ao valor de P há que associar determinado peso, de acordo com as classes apresentadas no Quadro 13. A precipitação média anual, em Portugal, apresenta um máximo de 3830 mm e mínimo de 340 mm.

Quadro 12 – Factores descritores da bacia hidrográfica e respectivos pesos.

Factor	Relevância do factor	Peso
Precipitação média anual (P)	Origem da água que escoar através da rede hidrográfica superficial	3
Declive do terreno (DS)	Indica a probabilidade de infiltração ou escoamento superficial	2
Cobertura do solo (CS)	Afecta as taxas de intercepção da precipitação, infiltração e escoamento	1
Uso do solo (US)	Introduz a influência de fontes difusas de poluição (por ex. agricultura, urbanização)	3
Contribuição das águas subterrâneas (CAS)	Contabiliza a contribuição das águas subterrâneas para as águas de superfície	1

Fonte: Adaptado de Eimers *et al.*, 2000.

O declive do terreno (DS) é um factor que influencia a quantidade de precipitação que chega aos meios hídricos superficiais (e subterrâneos). Da mesma maneira que para P, as classes de declives foram estabelecidas e associadas a um peso (Quadro 14). As classes de DS apresentam um máximo de 54,6%.

A cobertura do solo (CS) indica que, quanto mais impermeável for esta (pavimentos de betão, asfalto, etc.), maior a percentagem relativa de precipitação a escoar. Quando o solo se apresenta descoberto e com substrato vegetal, consoante as características deste assim se definem níveis de escoamento superficial da água. O Quadro 15 apresenta as diferentes classes de cobertura do solo consideradas, bem como o peso atribuído a cada uma.



Quadro 13 – Categorias de precipitação média anual (P) e pesos atribuídos<sup>15</sup>.

P (mm)	Peso
$P \leq 1016$	1
$1016 < P \leq 1143$	2
$1143 < P \leq 1270$	3
$1270 < P \leq 1397$	4
$1397 < P \leq 1524$	5
$1524 < P \leq 1651$	6
$1651 < P \leq 1778$	7
$1778 < P \leq 1905$	8
$1905 < P \leq 2032$	9
$P > 2032$	10

Fonte: Adaptado de Eimers *et al.*, 2000.

Quadro 14 – Categorias de declives do terreno (DS) e pesos atribuídos.

DS (%)	Peso
$DS \leq 2$	1
$2 < DS \leq 5$	3
$5 < DS \leq 10$	5
$10 < DS \leq 20$	7
$20 < DS \leq 50$	9
$DS > 50$	10

Fonte: Adaptado de Eimers *et al.*, 2000.

O uso do solo (US) mede o potencial das fontes de poluição difusas contribuírem para contaminar a superfície do solo.

<sup>15</sup> As classes de precipitação média anual necessitariam de alguma adaptação, para se enquadrarem na realidade nacional.

Quadro 15 – Categorias de cobertura do terreno (CS), sua descrição e pesos atribuídos.

CS	Descrição	Peso
Floresta de folha caduca	Áreas onde 75% ou mais das árvores perdem a folhagem simultaneamente	1
Floresta de folha perene	Áreas onde 75% ou mais das árvores mantêm a folhagem todo o ano	1
Floresta de folha mista	Áreas cujas árvores não são em 75% ou mais caducas nem perenes	1
Água	Áreas cobertas de água, com menos de 25% de cobertura vegetal	3
Áreas húmidas com vegetação emergente	Áreas com vegetação herbácea perene, onde o solo ou substrato é periodicamente saturado	3
Áreas húmidas com lenhosas	Áreas com floresta ou arbustos onde o solo ou substrato é periodicamente saturado	3
Pastagem/feno	Áreas dominadas por vegetação plantada e destinada à alimentação humana ( <i>e.g.</i> , legumes) ou de gado	3
Outras herbáceas	Vegetação plantada para fins estéticos, lúdicos ou de controlo da erosão	4
Solo esquelético	Rocha exposta, areia, gravilha ou outro material semelhante com pouca ou nenhuma vegetação	5
Transição	Áreas com alterações dinâmicas na sua cobertura	5
Minas a céu aberto	Áreas de indústria mineira extractiva, com exposição significativa do solo	5
Agricultura	Áreas dominadas por vegetação plantada e/ou utilizada para produção	6
Residencial de baixa densidade	Principalmente áreas suburbanas, em que a construção cobre cerca de 30 a 80% da área	7
Residencial de alta densidade	Áreas residenciais densas, em que a vegetação ocupa menos de 20% da área e a construção entre 80 a 100%	8
Comercial/industrial	Solo utilizado para a manufactura ou venda de bens de consumo	10

Fonte: Adaptado de Eimers *et al.*, 2000.

O Quadro 16 expressa as classes e os pesos relativos de cada uma. Note-se que, embora as classes sejam idênticas às da CS, o seu valor é aqui equacionado noutra perspectiva.

Quadro 16 – Categorias de uso do solo (US), sua descrição e pesos atribuídos.

CS	Descrição	Peso
Água	Áreas cobertas de água, com menos de 25% de cobertura vegetal	1
Áreas húmidas com vegetação emergente	Áreas com vegetação herbácea perene, onde o solo ou substrato é periodicamente saturado	1
Áreas húmidas com lenhosas	Áreas com floresta ou arbustos onde o solo ou substrato é periodicamente saturado	1
Solo esquelético	Rocha exposta, areia, gravilha ou outro material semelhante com pouca ou nenhuma vegetação	2
Floresta de folha caduca	Áreas onde 75% ou mais das árvores perdem a folhagem simultaneamente	3
Floresta de folha perene	Áreas onde 75% ou mais das árvores mantêm a folhagem todo o ano	3
Floresta de folha mista	Áreas cujas árvores não são em 75% ou mais caducas nem perenes	3
Minas a céu aberto	Áreas de indústria mineira extractiva, com exposição significativa do solo	5
Pastagem/feno	Áreas dominadas por vegetação plantada e destinada à alimentação humana ( <i>e.g.</i> , legumes) ou de gado	5
Outras herbáceas	Vegetação plantada para fins estéticos, lúdicos ou de controlo da erosão	6
Transição	Áreas com alterações dinâmicas na sua cobertura	7
Agricultura	Áreas dominadas por vegetação plantada e/ou utilizada para produção	7
Residencial de baixa densidade	Principalmente áreas sub-urbanas, em que a construção cobre cerca de 30 a 80% da área	7
Residencial de alta densidade	Áreas residenciais densas, em que a vegetação ocupa menos de 20% da área e a construção entre 80 a 100%	8
Comercial/ industrial	Solo utilizado para a manufactura ou venda de bens de consumo	10

Fonte: Adaptado de Eimers *et al.*, 2000.

A contribuição das águas subterrâneas (CAS) para os fluxos superficiais faz-se através do escoamento de base. Este indicador é calculado como a razão entre o escoamento médio anual

sub-superficial e o escoamento médio anual superficial. Estes cálculos devem ser aplicados a áreas constituídas por corredores com 305 m de cada lado das linhas de água, considerando-se que, além desta fronteira, a contribuição do escoamento sub-superficial para as águas de superfície é desprezável (Eimers *et al.*, 2000).

Para o cálculo de CAS, Eimers *et al.* (2000) propõem utilizar a metodologia proposta para o escoamento na zona não saturada do solo, embora aplicando-a apenas à referida área delimitada pelos 305 m. Há então que contabilizar para esta área, integralmente, três variáveis já definidas (DS, CS e US) e ainda uma quarta variável: a condutância hidráulica vertical da zona não saturada do solo (CHNS). Os resultados obtidos encontram-se numa escala diferente, pelo que têm que ser divididos por 10 para adquirirem valores na mesma gama dos restantes indicadores: P, DS, CS e US.

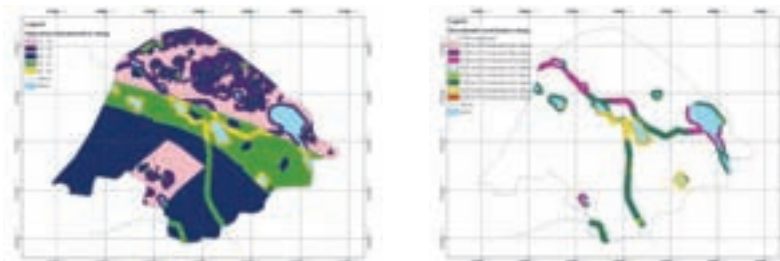
O Quadro 17 apresenta estas variáveis e o seu peso.

Quadro 17 – Factores relevantes para ponderar a contribuição da zona não saturada do solo.

Factor	Relevância do factor	Peso
Condutância hidráulica da zona não saturada	Valor médio para uma determinada espessura de solo, que traduz a capacidade desta em veicular água entre as reservas subterrâneas e a superfície	3
Declive do terreno (DS)	Indica a probabilidade de infiltração ou escoamento superficial	2
Cobertura do solo (CS)	Afecta as taxas de intercepção da precipitação, infiltração e escoamento	2
Uso do solo (US)	Introduz a influência de fontes difusas de poluição (por ex. agricultura, urbanização)	3

Fonte: Adaptado de Eimers *et al.*, 2000.

Na Figura 23, apresenta-se a aplicação do método USGS para mapeamento do risco de poluição de águas superficiais e também a contribuição das águas subterrâneas para um caso de estudo publicado por Lobo Ferreira *et al.* (2006).



Fonte: Adaptada de Lobo Ferreira *et al.*, 2006.

Figura 23 – Exemplo de aplicação do método USGS para mapeamento do risco de poluição de águas superficiais e contribuição das águas subterrâneas para o cálculo do risco de poluição das águas de superfície.

### Descrição do Método WRASTIC

A metodologia WRASTIC apresenta a vantagem de se basear em características da bacia hidrográfica de fácil identificação, sendo um método genérico e de alerta para potenciais problemas. Por este mesmo motivo foi escolhido para avaliar a sua aplicação a dois casos de estudo (ver Anexo 3 e Anexo 5).

A metodologia baseia-se nos seguintes parâmetros:

- W** – Presença de águas residuais;
- R** – Impacto de actividades de lazer;
- A** – Impacto da agricultura;
- S** – Dimensão da bacia hidrográfica;
- T** – Vias de transporte;
- I** – Impacte da indústria;
- C** – Cobertura vegetal do solo.

A equação para determinar o Índice WRASTIC (**IW**) para qualquer bacia é a seguinte:

$$IW = W_R W_w + R_R R_w + A_R A_w + S_R S_w + T_R T_w + I_R I_w + C_R C_w$$

Onde:  $R$  = índice de classificação e  $w$  = índice de ponderação. Os valores deste índice de ponderação são apresentados no Quadro 18.

Quadro 18 – Factores de ponderação para as variáveis do WRASTIC.

Parâmetros de cálculo	w
<b>W</b> – Presença de águas residuais	3
<b>R</b> – Impacto de actividades de lazer	2
<b>A</b> – Impacto da agricultura	2
<b>S</b> – Dimensão da bacia hidrográfica	1
<b>T</b> – Vias de transporte	1
<b>I</b> – Impacto da indústria	4
<b>C</b> – Quantidade de cobertura vegetal do solo	1

Os Quadros seguintes (Quadro 19 a Quadro 26) apresentam as tabelas com os pesos associados às categorias que cada uma das variáveis reportadas anteriormente pode apresentar. Quanto maior for o Índice WRASTIC, tanto maior será a sensibilidade (e também o risco) da origem de água superficial à contaminação. Assim, podem definir-se três classes de sensibilidade:

- Índice WRASTIC > 50: Sensibilidade Elevada;
- Índice WRASTIC entre 26 e 50: Sensibilidade Moderada;
- Índice WRASTIC < 26: Sensibilidade Reduzida.

A escala espacial de angariação de informação para produzir o Índice WRASTIC, bem como a fidedignidade dos dados são cruciais para o resultado final. Este método pode ser implementado com base em informação cartográfica digital ou, simplesmente com bases cartográficas em papel, inventários e localizações das actividades com interesse para a construção do Índice. Outro aspecto interessante é poderem gerar-se cenários futuros, face a possíveis alterações do uso do solo e avaliar a eventual alteração do índice. Esta estratégia terá bastante importância quando a classificação se situar próximo dos valores de transição, nomeadamente 26 e 50.

Quadro 19 – Categorias e índices de classificação ( $WR$ ) para a presença de águas residuais ( $W$ ).

Categorias da presença de águas residuais ( $W$ )	Índices de classificação ( $W_R$ )
Introdução de efluentes de ETAR públicas na bacia hidrográfica e presença de fossas sépticas privadas	5
Introdução de efluentes de ETAR públicas na bacia hidrográfica	4
Presença de > 50 fossas sépticas privadas	3
Presença de < 50 fossas sépticas privadas	2
Ausência de descargas de águas residuais	1

Quadro 20 – Categorias e índices de classificação ( $R_R$ ) para o impacto de actividades de lazer (R).

Categorias do impacto de actividades de lazer (R)	Índices de classificação ( $R_R$ )
Presença de actividades conhecidas e monitorizadas na água	5
Presença de actividades não monitorizadas na água	4
Existência de acessos para veículos	3
Sem acessos para veículos	2
Sem acessos para actividades de lazer	1

Quadro 21 – Categorias e índices de classificação ( $A_R$ ) para o impacto da agricultura (A).

Categorias do impacto da agricultura (A)	Índices de classificação ( $A_R$ )
5 ou mais actividades* presentes	5
4 ou mais actividades* presentes	4
3 ou mais actividades* presentes	3
2 ou mais actividades* presentes	2
1 ou mais actividades* presentes	1

\* Consultar a lista de actividades no Quadro 22.

Quadro 22 – Actividades a que se refere o Quadro 20.

Listagem de actividades a contabilizar
Aplicação de pesticidas
Presença de unidades de alimentação intensiva de gado, celeiros e criação de gado
Presença de pastagens intensivas
Presença de pastagens com fraca utilização
Presença de quintas
Presença de vida selvagem

Quadro 23 – Categorias e índices de classificação ( $S_R$ ) para a dimensão da bacia hidrográfica (S).

Categorias da dimensão da bacia hidrográfica (S)	Índices de classificação ( $S_R$ )
> 1942 km <sup>2</sup>	5
388 km <sup>2</sup> < D ≤ 1924 km <sup>2</sup>	4
155 km <sup>2</sup> < D ≤ 388 km <sup>2</sup>	3
39 km <sup>2</sup> < D ≤ 155 km <sup>2</sup>	2
D ≤ 39 km <sup>2</sup>	1

Quadro 24 – Categorias e índices de classificação ( $T_R$ ) para vias de transporte (T).

Categorias das vias de transporte <sup>16</sup> (T)	Índices de classificação ( $T_R$ )
Caminhos-de-ferro e auto-estradas	5
Itinerários Principais (IP), Itinerários Complementares (IC) e vias rápidas	4
Estradas Nacionais (EN) e Estradas Municipais (EM) (pavimentadas)	3
Estradas não pavimentadas	2
Inexistência de vias de transporte na bacia hidrográfica	1

Quadro 25 – Categorias e índices de classificação ( $I_R$ ) para o impacto da indústria (I).

Categorias do impacto da indústria (I)	Índices de classificação ( $I_R$ )
Indústrias que apresentam descargas muito poluentes ou impactes muito pesados na envolvente	5
Indústrias que apresentam descargas poluentes ou impactes pesados na envolvente	4
Indústrias que apresentam descargas poluentes moderadas ou impactes moderados na envolvente	3
Indústrias que apresentam descargas poluentes mínimas ou impactes mínimos na envolvente	2
Inexistência de indústria na bacia hidrográfica	1

<sup>16</sup> Categorias transpostas e adaptadas à realidade nacional.



Quadro 26 – Categorias e índices de classificação ( $C_R$ ) para a cobertura vegetal do solo (C).

Categorias da cobertura vegetal do solo (C)	Índices de classificação ( $C_R$ )
0 a 5% de solo coberto por vegetação	5
6 a 19% de solo coberto por vegetação	4
20 a 34% de solo coberto por vegetação	3
35 a 50% de solo coberto por vegetação	2
> 50 % de solo coberto por vegetação	1

A fim de se promover uma maior sensibilização quanto à utilização das metodologias propostas no Guia, foi solicitado à EPAL e ao Município do Crato a aplicação da metodologia WRASTIC, respectivamente à captação de Valada-Tejo e às albufeiras das Nascentes e da Arreganhada. No Anexo 3 e no Anexo 4 apresentam-se os resultados dessa aplicação.

#### 5.4.2 Risco a fenómenos hidrológicos extremos

Cada entidade gestora deverá verificar a existência de estudos sobre fenómenos hidrológicos extremos, que aliás devem estar incluídos no projecto da captação. Além das quantidades de água inferiores às necessárias por ocasião de seca, devem ser conhecidos os níveis de cheias que possam colocar a captação fora da laboração, ou mesmo em perigo. Concomitantemente, deverão ser analisadas as evoluções dos fundos aluvionares por ocasião das cheias.

Para calcular o risco a fenómenos hidrológicos extremos, é necessário quantificar a probabilidade de ocorrência desses fenómenos, o que é habitualmente feito com estatística de extremos aplicada às variáveis hidrológicas, caudal fluvial e/ou nível de água do escoamento fluvial. No caso de albufeiras também pode ser considerado, em alternativa, o volume de água armazenada.

A base temporal da análise depende do tipo de captação, do meio hídrico e do parâmetro de análise. Para a gestão em tempo real, ou de curto prazo, a mais comum, poderá ser necessário ir até ao dia como unidade de tempo. Neste caso, utilizar-se-ão séries temporais de caudais diários, ou mesmo, nalguns casos, unidades de tempo inferiores – as horas. Quando se utiliza uma albufeira como fonte de abastecimento, mesmo para o curto prazo pode ser suficiente a análise com a base mensal, já que a variação do volume armazenado pode ser suficientemente lenta para não impedir o abastecimento de água de modo abrupto.

Para os cenários de longo prazo, em que é mais importante ter uma ideia de planeamento, as probabilidades de ocorrência podem ser encaradas como tendências, utilizando-se maiores unidades de tempo, anual ou de maior duração.

Os estudos dos fenómenos de cheias e de secas, aplicados a bacias hidrográficas, são imperativos nos projectos hidráulicos, entre os quais se incluem as captações de águas de superfície. A quantificação dos valores extremos (máximos ou mínimos) das variáveis hidráulicas com interesse para as captações (caudal fluvial, nível da água junto à captação e caudal sólido transportado pelo rio) é habitualmente feita considerando períodos de retorno. A cada período de retorno está associada uma probabilidade de ocorrência.

Os períodos de retorno de interesse prático para o projecto de captações estão compreendidos entre os dez anos e os cem anos. Todavia, para a gestão operacional, poderão ser ainda considerados valores menores, entre dois e dez anos.

O exemplo de um cálculo de cheias é apresentado no Quadro 27. Os principais dados para obter os valores dos caudais de ponta das cheias, para os diversos períodos de retorno, e das cotas da superfície livre do escoamento na secção de controlo, são a geometria do rio, as rugosidades das margens e do fundo, e a definição do tipo de escoamento, lento ou rápido, bem como a condição de fronteira.

Quadro 27 – Níveis de superfície livre de jusante.

Período de retorno (anos)	Caudal (m <sup>3</sup> /s)	Cota da superfície livre (m)
2	24,7	82,0
5	40,3	82,2
10	51,7	82,5
20	62,9	83,0
50	78,1	83,2
100	85,7	83,4

Os valores calculados devem ser sempre calibrados e validados com observações históricas, o que nem sempre é possível.

A aplicação da equação apresentada no subcapítulo 2.9, para todos os factores que eventualmente causem situações inconvenientes para o funcionamento da captação, permite quantificar o risco. O risco pode ser apresentado em unidades de custo (euros) ou de perda de funcionalidade (percentagem de perda em relação

à situação normal), ou ainda na forma de outros parâmetros apropriados (número de habitantes afectados, dias inoperacionais, dias com funcionamento abaixo do necessário).

## **5.5 Critérios e metodologias para análise da propagação de poluentes em meios superficiais**

### **5.5.1 Considerações gerais**

A análise da propagação de poluentes em meios superficiais pode ser executada com base em diferentes métodos com diferentes níveis de complexidade. Por exemplo, desde a sofisticação de um modelo baseado em Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e alimentado com séries temporais de dados quantitativos e qualitativos, para diversas variáveis, até equações ou métodos empíricos para o cálculo do tempo que demora um determinado poluente conservativo, emitido num local determinado da bacia hidrográfica, a chegar à zona da captação.

Assim, o que se pretende neste subcapítulo é esclarecer as entidades gestoras sobre possíveis metodologias, aspectos positivos e negativos das mesmas, bem como os requisitos necessários para a sua implementação. Não se pretende, porém, ser exaustivo ou apresentar todas as metodologias passíveis de utilização.

Tendo em conta o conhecimento das capacidades das entidades gestoras nacionais, em termos de meios humanos e materiais, algumas das metodologias mais complexas (modelos) apresentam-se, desde logo, pouco viáveis para implementação interna. Existe, nestes casos, a possibilidade da entidade gestora optar por sub-contratar esse trabalho no exterior. No entanto, há sempre que averiguar a existência de dados em quantidade suficiente e com a qualidade exigida para uma modelação consistente, caso contrário desde logo esta possibilidade é inviável.

Aspectos ligados à modelação serão sucintamente apresentados no subcapítulo 5.5.2. Os métodos mais simples, que proporcionam uma abordagem ao alcance de qualquer entidade gestora, serão explicados no subcapítulo 5.5.3.

### **5.5.2 Utilização de modelos de qualidade da água**

Os modelos são representações simplificadas dos processos e das variáveis que controlam as características e o comportamento das bacias hidrográficas. São necessários dados de campo para fornecer a informação necessária à compreensão dos pro-

cessos e à calibração e validação dos resultados dos modelos. Assim, a fiabilidade dos resultados da modelação vai depender da quantidade e qualidade dos dados usados para definir, calibrar e validar o modelo. A transparência no processo de modelação é fundamental, sendo importante considerar a adequação e as limitações de cada modelo (Rocha *et al.*, 2006).

Variáveis típicas que fazem parte dos dados de entrada dos modelos de qualidade da água são a precipitação, a deposição atmosférica, a quantidade e qualidade da água a montante do local que se pretende modelar, bem como as descargas das fontes pontuais e o uso do solo.

Os modelos de qualidade da água podem ser determinísticos ou estocásticos. Os primeiros ignoram os efeitos de variações e perturbações aleatórias das variáveis de entrada, daí que para um conjunto de dados de entrada forneçam um conjunto de resultados. Os modelos determinísticos podem ou não considerar variações dos seus parâmetros no tempo.

Uma vez que os modelos estocásticos contemplam variações aleatórias dos valores de entrada e dos parâmetros do modelo, os seus resultados expressam-se em termos de médias e gamas de probabilidades. Os modelos estocásticos exigem, para o seu desenvolvimento e calibração, extensas bases de dados, baseadas na monitorização. Desta forma, desde logo serão menos viáveis para o âmbito de utilização pretendido neste Guia.

Outro aspecto importante na modelação da qualidade, resulta do facto de o estabelecimento de um caudal baixo como uma condição crítica (de simulação) apenas fazer sentido quando a fonte de poluição é fixa (pontual) e independente da precipitação. Para cargas poluentes transportadas pela precipitação (tipicamente o caso de escorrências urbanas e agrícolas), as concentrações dos poluentes prioritários com origem nestas fontes será mais elevada durante caudais médios a elevados do que durante os caudais baixos que, *a priori*, traduzem reduzidas ou nulas escorrências superficiais (Novotny, 2003).

Existe uma série de modelos de qualidade da água aos quais se pode aceder gratuitamente, através de portais da Internet. Encontram-se nesta categoria, por exemplo, diversos modelos da Agência de Protecção Ambiental Norte Americana (US-EPA) e outros, desenvolvidos em universidades.

Estes modelos são interessantes pelo facto de possibilitarem, após a correcta introdução dos dados que caracterizam a bacia hidrográfica ou massa de água, simular diferentes cenários, de

forma muito rápida. Todavia, há que estar alerta a determinados aspectos:

- Convém, antes de seleccionar um modelo, verificar as suas exigências em termos de equipamento informático e de dados de entrada. Há que averiguar se a bacia hidrográfica ou linha de água a modelar se enquadra em termos de área, dimensões, caudais, etc., nos termos de utilização do modelo seleccionado.
- O recurso a um modelo requer do utilizador um considerável investimento inicial (de vários meses) para o estudar, instalar e angariar a informação necessária para o fazer correr. Será importante o utilizador ter contacto com as formulações matemáticas do modelo (constantes nos manuais), para melhor conseguir analisar os resultados obtidos. É ainda fundamental interpretar/traduzir correctamente todas as terminologias do modelo. Após esta fase inicial, as restantes utilizações serão mais simples.
- Um modelo é geralmente desenvolvido para um caso de estudo, sendo depois a sua utilização generalizada para casos similares. Há que estar alerta para a possibilidade de existirem especificidades inerentes ao caso de estudo inicial “escondidas” nas formulações matemáticas, cujo significado se perde.
- Notar que os modelos da US-EPA são alimentados pelas extensas bases de dados existentes nos EUA, e foram concebidos contando com a existência desses mesmos dados. Assim, torna-se difícil utilizá-los com igual eficácia em Portugal, onde a informação não apresenta o mesmo nível de desenvolvimento, organização e disponibilidade.

### **5.5.3 Utilização de métodos simples**

Quando determinado poluente é emitido e descarregado numa linha de água, terá um percurso que depende das suas características. Os casos mais complexos respeitam aos poluentes que sofrem processos físicos (por exemplo, sedimentação), químicos (por exemplo, redução) e biológicos (por exemplo, assimilação por organismos vivos) na massa de água, alterando as suas características e concentrações.

O caso mais simples é o dos poluentes conservativos que são transportados no seio da água, acompanhando o escoamento. Estes são também aqueles que chegam em primeiro lugar (e com uma concentração dependente do caudal) ao local de referência a jusante.

Desta forma, pode-se usar a velocidade do escoamento para calcular o tempo do movimento entre dois pontos, sendo que um dos pontos será a localização de uma fonte poluente pontual, ou da chegada de escoamentos difusos, e o outro ponto será um local determinado pela entidade gestora, em função das características da captação e das necessidades de intervenção face a alterações de qualidade da água.

A velocidade do escoamento depende de variáveis como o caudal ( $m^3/s$ ), a geometria da secção transversal, o tipo de material do leito, o tipo de vegetação no leito inundável e nas margens, e o declive do fundo. A velocidade, bem como a altura de água, depende da precipitação e sofre alterações sazonais. Assim, existem várias velocidades possíveis de ocorrer numa linha de água, dependendo deste conjunto de variáveis, as quais não são constantes ao longo da mesma, *i.e.*, diferentes trechos de um rio apresentam diferentes características.

Métodos indirectos de estimar a velocidade podem ser promovidos no campo, com a medição do tempo de deslocamento de sólidos flutuantes, entre duas secções predeterminadas de um rio. Este é um método simples e de baixo custo, referido em diferentes fontes, como, por exemplo, Gordon *et al.* (2004). Idealmente, o objecto flutuante deverá movimentar-se com a mesma velocidade que a água à superfície. Objectos como laranjas e cascas de laranja, bem como cubos de gelo são adequados a este fim, embora se possa também utilizar troncos ou ramos de árvores.

Utiliza-se um cronómetro para medir o tempo de transporte entre as secções que interessam, previamente assinaladas com troncos, pedras, tinta, etc.. O objecto deve ser introduzido a montante do local marcado para início da contagem do tempo, de forma a que possa atingir a velocidade da água antes de passar a primeira marca.

Quando os rios apresentam uma largura superior a 10 m é conveniente dividir a secção em três ou mais subsecções, sendo os objectos flutuantes introduzidos no ponto intermédio de cada secção. Para cada secção devem ser efectuadas várias medições, para se obter um valor médio. A velocidade à superfície ( $V_{sup}$ ) é então calculada para cada secção através da fórmula:

$$V_{sup} = \frac{L}{t}$$

Sendo  $L$  = extensão da linha de água considerada (m),  $t$  = tempo de transporte (s) e tendo  $V_{sup}$  as unidades de m/s.

Uma vez que a velocidade à superfície é superior à velocidade média, há que aplicar um coeficiente de correcção ( $k$ ):

$$\bar{V} = k V_{\text{sup}}$$

O valor de  $k$  pode variar entre cerca de 0,67 e 0,90, sendo mais comum utilizar o valor de 0,85, que aqui se sugere.

Dependendo das condições de medição, o erro deste método pode variar entre valores de 10% e de 25%, ou mais, quando as secções são não uniformes e/ou o vento é excessivo.

A Equação de Manning, bem conhecida, proporciona um outro método simples de calcular a velocidade do escoamento:

$$V = \frac{1}{n} R^{2/3} S^{1/2}$$

Nesta equação,  $V$  é a velocidade média do escoamento (m/s),  $S$  é o declive do leito do rio (considerado idêntico ao declive da superfície da água),  $R$  é o raio hidráulico<sup>17</sup> (m) e  $n$  é o coeficiente de Manning. Há que atender que esta fórmula se aplica a escoamentos uniformes.

Estes dois métodos apresentados não traduzem um valor exacto mas permitem estimar um tempo de transporte de poluentes de um local de emissão ou descarga até ao local que a entidade gestora defina como adequado para tomar medidas ou averiguar alterações na qualidade da água na captação.

O método empírico de medição no campo tem a vantagem de poder ser efectuado em condições de caudais elevados (escoamento não uniforme, ao qual não se aplica a equação de Manning), o que corresponderá aos piores casos (transporte mais rápido). De um modo geral, estes caudais surgem na sequência de eventos de precipitação fortes, pelo que terão um elevado potencial de transporte de poluentes de origem difusa.

## 5.6 Critérios para a delimitação de distâncias de protecção de captações de águas superficiais

Em meios hídricos superficiais, especificamente em rios, a velocidade de transporte do poluente é muito rápida, podendo ir de minutos até horas, dependendo da distância que se considere e

---

<sup>17</sup> O raio hidráulico ( $R$ ) é uma dimensão resultante da relação entre a área molhada ( $A$ ) e o perímetro molhado ( $P$ ) do canal.

de outras variáveis já explicadas no ponto 5.5. Assim, não é viável estimar uma distância específica como “limite de protecção da captação”, mas avaliar para cada caso qual o tempo de que dispõe a entidade gestora para uma resposta face a uma descarga poluente que comprometa a sua captação.

A fim de definir um critério objectivo para proteger a sua captação de água superficial, a entidade gestora terá que, primeiro, seleccionar a(s) fonte(s) de poluição que pelas suas características (proximidade e/ou impacte das descargas poluentes, por exemplo) mais ameaçam a integridade da captação e que exigirão medidas a tomar na operação da ETA.

Conhecidos os locais de origem de poluição, correspondentes a pontos de descarga na linha de água, considerados como potenciais fontes de risco para as captações, serão então calculados os intervalos de tempo que, em função do caudal, a descarga em causa leva a atingir a captação (com base nas velocidades de transporte de cada ponto até à captação, de acordo com as metodologias explicadas em 5.5).

A entidade gestora pode também efectuar um raciocínio inverso: sabendo que a gestão da ETA permite um desfasamento de N horas entre a captação de água e a alteração de determinada operação de tratamento, calcula-se o local da linha de água a partir do qual este tempo é excedido, inviabilizando a tomada de medidas na ETA e a manutenção de um tratamento adequado.

Naturalmente, sempre que N for superior ao número de horas que, para um escoamento com velocidade média, a descarga mais preocupante afecta a captação, pior será a situação em termos de gestão e tomada de medidas de emergência.

Sintetizando, para delimitar a(s) distância(s) de protecção de captações em águas superficiais, a entidade gestora necessita de ter três tipos de dados: i) Local ou locais de descarga na linha de água cuja entrada representa riscos para a qualidade da água captada; ii) Velocidade média do escoamento e iii) Velocidade de “risco”, correspondendo a um caudal elevado. Este último dado representará o pior caso possível, com intervalos de tempo mais curtos para a tomada de decisão – embora se recomende que o efeito de diluição seja analisado pois pode, para determinados poluentes, minimizar os impactes na ETA.

Se a entidade gestora quiser refinar esta análise, poderá também avaliar as variações das concentrações dos poluentes com o caudal fluvial. Poder-se-á dar o caso de se verificar que as condições piores sejam para os caudais de estiagem (menores velo-



idades) ou de cheia (maiores velocidades). Estes aspectos dependem muito das características das fontes poluentes e dos próprios poluentes.

Chama-se a atenção das entidades gestoras que possuam captações em estuários para a necessidade de avaliarem também as fontes de poluição localizadas a jusante da captação e o seu efeito na qualidade da água na captação, tendo em conta o efeito da maré.

Para as captações em albufeiras será mais fácil definir as distâncias de protecção. Em geral, as albufeiras devem ter a protecção em todo o seu perímetro (ver 5.8), mas têm de ser também tidas em conta as afluições a montante desta. Como as velocidades nas albufeiras são muito mais baixas, da ordem dos cm/s ou mm/s, os intervalos de tempo a considerar nestes casos são muito superiores, comparativamente com os rios.

Desta forma, considerando o leque de cenários possíveis, compreende-se que não se consiga estabelecer valores gerais para delimitar as distâncias de protecção de captações de águas superficiais, mas apenas apresentar metodologias, que se converterão em valores específicos para cada situação.

A protecção de captações de águas superficiais pode recorrer à instalação de estações de alerta, situadas a distâncias tais da captação, que permitam implementar alterações nas operações da ETA (ou, em último caso, encerrar temporariamente a captação) em função de alguma variação da qualidade da água captada. Esta hipótese apresenta grandes vantagens de fiabilidade e intervenção em tempo real, porém também acarreta encargos que não serão acessíveis a todas as entidades gestoras. Sugere-se a possibilidade de as entidades gestoras estabelecerem acordos com habitantes situados próximo das potenciais descargas poluentes e do meio hídrico, para que estes se comprometam a enviar alertas (telefonema, SMS, etc.) mediante a observação de determinados factos preestabelecidos (e.g., alteração de cor ou odor na linha de água; ocorrência de chuvada forte, etc.).

Para facilitar a compreensão dos procedimentos descritos, apresentam-se seguidamente alguns exemplos:

- Admita-se que o intervalo de tempo adequado para tomar a decisão numa captação de água num rio é de 45 minutos. Nesse rio, para os caudais mais frequentes, a velocidade média do escoamento fluvial é de 0,8 m/s. Para essa situação, a distância que permite operar com segurança é de 2160 m ( $45 \times 60 \times 0,8$ ). Em consequência, deveria ser

instalada uma estação de alerta, com os sensores automáticos dos parâmetros de controlo da qualidade, a mais de 2,2 km. Para maiores caudais, a velocidade aumenta e o intervalo de tempo para a chegada da alteração da qualidade da água diminui. Neste exemplo, para uma velocidade de 1,5 m/s, o tempo de alerta baixaria para 24 minutos ( $2200/1,5/60$ ), podendo conduzir a situações críticas de qualidade da água abastecida.

- No caso de uma albufeira hipotética, considere-se uma velocidade de 1 mm/s e os mesmos 45 minutos do exemplo anterior para a tomada de decisão. Neste caso, a distância de protecção é de 2,7 m ( $45 \times 60 \times 0,001$ ). Na prática, será suficiente colocar uma estação de alerta à entrada da albufeira, partindo do princípio de que há uma fiscalização eficaz, que previna qualquer acção ilegal no perímetro da albufeira.

## **5.7 Critérios e metodologias de análise de fenómenos hidrológicos extremos**

A modelação dos fenómenos hidrológicos extremos deve utilizar modelos determinísticos de caudais, ou de níveis, a partir de dados de precipitação. Essa modelação para as secas admite prazos de tempo muito alargados, compatíveis com uma gestão normal; para as cheias, em que os prazos dos fenómenos podem ser muito curtos, deve pressupor cálculos prévios que dão origem a conjuntos pré-elaborados de resultados para os cenários mais plausíveis, de modo a serem utilizados em tempo real.

As características gerais dos modelos de fenómenos hidrológicos extremos são as já descritas na secção 5.5.

Também existe uma série de modelos hidrológicos de cálculo de caudais de cheia e de caudais de seca que podem ser acedidos gratuitamente, através de portais da Internet.

Estes modelos, para o caso das cheias, transformam os dados de precipitação extrema em dados de caudais. Há dois níveis de cálculo: determinação do caudal de ponta de cheia e determinação do hidrograma de cheia (traduzindo a variação do caudal da onda de cheia ao longo do tempo). Adicionalmente, nalguns casos, é ainda necessário utilizar modelos hidráulicos que transformem os dados de caudais de cheia em níveis de cheia, e que na maioria dos casos permite calcular as curvas de regolfo, isto é, a variação do nível da água de cheia ao longo do rio.

Embora menos frequente, poderá ainda ser necessário utilizar modelos de transporte sólido, em que se transformam os dados de caudal em dados de capacidade de transporte sólido. Por sua vez, o transporte sólido pode ser em suspensão (caracterizando, por exemplo, a concentração de sedimentos da água captada) ou por arrastamento no fundo. Este último permite avaliar os movimentos dos fundos aluvionares dos rios nas imediações da captação.

Nos modelos hidrológicos e hidráulicos, à semelhança do que foi referido na secção 5.5, há que ter em conta determinados aspectos, entre eles:

- A selecção de um modelo deve ser precedida da verificação das suas exigências em termos de equipamento informático e dos dados de entrada. Convém averiguar se há todos os dados que caracterizam a bacia hidrográfica e linha de água a modelar.
- O recurso a um modelo requer do utilizador algum investimento inicial (de dias a meses) para o estudar, instalar e angariar a informação suficiente para o fazer correr. Será importante o utilizador ter contacto com as formulações matemáticas do modelo (constantes nos manuais), para melhor analisar os resultados obtidos. É essencial interpretar / traduzir correctamente todas as terminologias do modelo. Após esta fase inicial, as restantes utilizações serão mais simples.
- Em Portugal, há bases de dados que permitem utilizar os modelos hidrológicos com alguma eficácia, nomeadamente o Sistema Nacional de Informação sobre Recursos Hídricos (SNIRH) do Instituto da Água (INAG, [www.inag.pt](http://www.inag.pt)). Os modelos hidráulicos carecem sobretudo de dados de campo, que podem ser obtidos com levantamentos.

Em hidráulica fluvial, é indispensável avaliar localmente as características do escoamento para se obterem resultados de confiança. No caso das cheias, a avaliação de campo deve incluir testemunhos de cheias anteriores. Os melhores testemunhos são as marcas de cheia, inscritas em estruturas, paredes de casas e, ainda, os depoimentos pessoais.

Para as albufeiras é, também, necessário quantificar o comportamento da onda de cheia que é controlada pela variação do volume da água armazenada. Aplicam-se modelos com base na equação da continuidade, em que o volume de cheia afluyente à

albufeira é decomposto em variação de volume da água na albufeira (e variação de nível) e no volume da água descarregada pela barragem (soma dos volumes descarregados pelos vários tipos de descarregadores, meio fundo e fundo, e ainda por turbinas, se elas existirem).

## **5.8 Restrições à ocupação do solo nas bacias hidrográficas**

O regime jurídico dos planos especiais de ordenamento do território encontrava-se consagrado no Decreto-Lei n.º 151/95, de 24 de Junho, ao abrigo do qual foram elaborados e aprovados a maioria dos Planos Especiais de Ordenamento do Território (PEOT) actualmente em vigor. De acordo com este diploma, e com a alteração introduzida pela Lei n.º 5/96, de 29 de Fevereiro, os PEOT são os Planos de Ordenamento das Áreas Protegidas, os Planos de Ordenamento das Albufeiras e os Planos de Ordenamento da Orla Costeira. Pela sua abrangência e, no caso concreto dos Planos de Ordenamento das Albufeiras de Águas Públicas e dos Planos de Ordenamento da Orla Costeira, estes fazem uma abordagem estratégica do território onde é dada especial ênfase aos recursos hídricos. Considerando o conteúdo material destes planos, conforme definido no artigo 44.º do Decreto-Lei n.º 380/99, de 22 de Setembro, ressalta imediatamente a componente conservacionista que este novo diploma veio imprimir aos planos especiais. Com efeito, estão essencialmente vocacionados para estabelecer regimes de salvaguarda de recursos e valores naturais, fixando os usos e o regime de gestão compatíveis com a utilização sustentável do território.

O instrumento de gestão territorial inclui no seu contexto as medidas adequadas à protecção e valorização dos recursos hídricos nacionais, vinculando a Administração Pública e particulares que tomam usufruto do recurso. Os planos de ordenamento de albufeiras de águas públicas, da orla costeira e dos estuários, são elaborados de forma a garantir essa protecção e valorização.

Neste ponto, é importante assinalar um diploma recentemente publicado, o Decreto-Lei n.º 107/2009, de 15 de Maio, que define o regime de protecção das albufeiras de águas públicas e das lagoas ou lagos de águas públicas (identificados no anexo I do decreto-lei), regulando quer as situações em que existe um plano de ordenamento de albufeiras de águas públicas (POAAT), quer aquelas em que os referidos planos não existem.

Para efeitos do referido decreto-lei, as albufeiras de águas públicas são classificadas num dos seguintes tipos:

- Albufeiras de utilização protegida, que se destinam ao abastecimento público ou onde a conservação dos valores naturais implica um regime de protecção mais elevado;
- Albufeiras de utilização condicionada, que apresentam condicionalismos naturais (*e.g.* margens declivosas, obstáculos submersos);
- Albufeiras de utilização livre, que não se incluem nos dois tipos anteriores e que apresentam outras vocações, nomeadamente turística e recreativa.

O mesmo diploma estabelece o seguinte zonamento de protecção:

- Zona reservada, com uma largura de 100 m contados a partir da linha de pleno armazenamento, no caso das albufeiras de águas públicas, ou da linha limite do leito, no caso de lagoas ou lagos de águas públicas;
- Zona terrestre de protecção, com 500 m de largura, podendo ser ajustada para uma largura máxima de 1000 m ou inferior a 500 m, nos casos em que é elaborado um PEOT; quando ajustada para uma largura inferior a 500 m deve ser salvaguardada a zona reservada.

Nas albufeiras de águas públicas, devem ser ainda delimitadas as seguintes zonas:

- Zona de respeito da barragem e dos órgãos de segurança de utilização da albufeira, a jusante da barragem, com uma largura de 500 m contados desde a linha de coroaamento da barragem;
- Zona de protecção da barragem e dos órgãos de segurança de utilização da albufeira, delimitada a montante da barragem, devendo ser devidamente sinalizada com a colocação de bóias no plano de água.

Nos POAAP, são identificados e estabelecidos os seguintes aspectos:

- Delimitação da albufeira, lagoa ou lago de águas públicas e das respectivas zonas de protecção;
- Valores naturais, culturais e paisagísticos a preservar;
- Usos principais da albufeira;

- Actividades secundárias compatíveis com os usos principais, bem como a sua intensidade, a localização preferencial para a sua prática e demais condicionamentos;
- Capacidades de carga para a utilização da albufeira, lagoa ou lago de águas públicas e da respectiva zona terrestre de protecção, com vista à protecção da quantidade e qualidade das águas, dos ecossistemas aquáticos e dos recursos sedimentológicos;
- Usos preferenciais, condicionados e interditos;
- Níveis de protecção adequados, com vista à salvaguarda dos recursos naturais, em especial os recursos hídricos;
- Regras para utilização da albufeira, lago ou lagoa de águas públicas e respectiva zona terrestre de protecção, de acordo com os níveis de protecção definidos;
- Nível de máxima cheia.

A utilização das albufeiras, lagos e lagoas de águas públicas e respectivas zonas terrestres de protecção obedece ao disposto nos PEOT, aplicando-se, na ausência destes, o regime de utilização previsto no Decreto-Lei n.º 107/2009, de 15 de Maio, que consiste na indicação das actividades consideradas como interditas e condicionadas.

Em todas as albufeiras, existem áreas que não podem ser utilizadas por questões de segurança e que, por essa razão, são incluídas nas áreas de protecção enquanto áreas críticas: áreas pouco profundas, afloramentos rochosos ou pequenas elevações, baixios, pontes e outras construções submersas. Estas áreas devem ser reduzidas à área total do plano de água e só o remanescente deve ser considerado potencialmente utilizável.

A integração destes diversos factores nas propostas de plano, associados a disposições que asseguram a salvaguarda dos recursos presentes em especial da água, tem conduzido a zonamentos específicos para cada albufeira e zona de protecção.

Cada plano efectuado deve ter em atenção o fim a que se propõe, sendo único e intransmissível para cada albufeira e deverá aplicar as disposições legais e regulamentos vigentes de forma a garantir não só a articulação de todos os utilizadores (com todas as componentes que acarreta) como a componente ecológica da bacia.

Quanto aos planos de ordenamento dos estuários, a sua aplicação é importante, pois visa a protecção das suas águas, leitos e margens e dos ecossistemas aí instalados, assim como a valorização social, económica e ambiental da orla terrestre envolvente. A importância de salvaguardar os locais de interesse urbano, recreativo, turístico e paisagístico, ordenando e condicionando a sua ocupação em torno do estuário é iminente.

As maiores captações de água superficial em Portugal são efectuadas em albufeiras e num estuário, pelo que as condições ideais para a sua exploração deverão ser preservadas e sustentadas ao longo do tempo.

A protecção a nível geral da bacia hidrográfica não está garantida por legislação, não estando também previstas zonas de protecção nas proximidades de cada captação fluvial.

Para estas captações, terão de ser as entidades gestoras a tomar precauções, quer na defesa próxima, quer montando sistemas de alerta, com base em estações de qualidade da água a distâncias apropriadas para a tomada de decisões em tempo real, conforme se explica no subcapítulo 5.6.

Uma vez que Autoridade Nacional da Água é também reponsável pelo estado de qualidade das massas de água nacionais, procurando a sua melhoria sempre que necessário e em cumprimento dos objectivos da Directiva-Quadro da Água (obtenção de um bom estado ecológico para todas as massas de água até 2015), considera-se propício e vantajoso para todas as partes que eventuais ocorrências que alterem a qualidade da água sejam comunicadas pelas entidades gestoras às unidades de gestão operacional regional, as Administrações de Região Hidrográfica (ARH), de forma a informar e potenciar o desenvolvimento de sinergias para a busca de soluções de gestão e melhoria da qualidade da água.

## 6 PROTECÇÃO E VIGILÂNCIA DAS ORIGENS DE ÁGUA

### 6.1 Nota introdutória

A gestão das origens de água envolve um conjunto de intervenientes e procedimentos diversos que obrigam a que seja acau-telada uma série de aspectos de natureza distinta. Nesse sentido, para a gestão adequada das origens de água, não é suficiente proceder à identificação e delimitação dos perímetros de protecção de origens, matéria sobre a qual os capítulos 4 e 5 dão metodologias concretas para a sua definição. Existe um conjunto de outros aspectos que devem ser assegurados, alguns durante as actividades de delimitação dos perímetros, mas também após a sua delimitação.

Este capítulo apresenta um conjunto de acções a desenvolver para uma adequada gestão dos perímetros de protecção de captações.

### 6.2 Vigilância e monitorização

Os planos de gestão de bacia hidrográfica deverão contemplar planos de monitorização para as zonas protegidas com base nos riscos de contaminação e no histórico das características das massas de água.

O perímetro de protecção por si só não garante de forma absoluta a manutenção da qualidade da água de uma captação. No caso de captações situadas em locais de grande actividade antrópica, o risco de incidentes que podem afectar a qualidade da água aumenta consideravelmente.

Em caso de acidente, a entidade gestora deve assegurar um sistema de vigilância que permita detectar, em tempo útil, os riscos para a qualidade da água, de forma a garantir a não utilização da mesma, bem como tomar as medidas necessárias de forma a minimizar os efeitos da contaminação.

Um sistema de vigilância deve ter em conta três pontos:

- Risco de acidentes;
- Vulnerabilidade do sistema;
- Fiabilidade do perímetro definido.



São estes os factores-chave para garantir que é detectada qualquer variação da qualidade da água, permitindo assim que a entidade gestora actue em tempo útil em caso de contaminação.

O Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio de 2007, refere no seu artigo 5.º que, quando tal for exigido na emissão do título de utilização, cabe à Entidade Gestora instalar um sistema de auto-controlo ou programas de monitorização adequados às respectivas utilizações. O referido título inclui as características, os procedimentos e a periodicidade de envio de registos à autoridade competente.

### **6.3 Planos de intervenção**

A salvaguarda da qualidade da água superficial e subterrânea depende do condicionamento da utilização das áreas limítrofes.

Nos Planos de Ordenamento de Albufeiras de Águas Públicas, a intervenção das entidades gestoras de abastecimento público é essencialmente a nível da identificação das suas captações em albufeiras e riscos de poluição associados, e da proposta de elaboração de planos sempre que necessário, na medida em que é essencial a existência de reservas estratégicas de água de boa qualidade no nosso País.

Relativamente ao Plano Nacional da Água, as entidades gestoras de abastecimento público de água devem ter participação activa no processo de discussão pública e na representação nos órgãos consultivos da gestão das águas.

As entidades gestoras são chamadas a interferir na conservação e reabilitação da rede hidrográfica, propondo medidas que considerem relevantes para a sua actividade, nomeadamente na salvaguarda de reservas estratégicas para abastecimento público de água e na protecção de zonas de infiltração máxima e em zonas vulneráveis à poluição de aquíferos que possam ser utilizados para abastecimento.

Deverão ser adoptadas medidas cautelares de forma a salvaguardar as instalações de tratamento, centrais elevatórias, adutoras, emissários ou outras infra-estruturas em zonas sujeitas a cheias e inundações e medidas de salvaguarda e priorização do abastecimento público de água em períodos críticos, como em caso de secas.

É fundamental a implementação de um plano de contingência que considere eventuais ameaças ao sistema de abastecimento como

resultado de acidentes ou falhas nas práticas de gestão implementadas em fases anteriores (*e.g.*, monitorização). O plano de intervenção deve incluir um serviço de controlo centralizado que permita conhecer a qualidade da água a qualquer momento nas diferentes redes de monitorização bem como a existência dos meios necessários para uma rápida intervenção em caso de alerta (*e.g.*, equipamento apropriado, identificação de pessoal a contactar perante um fenómeno de poluição, mapeamento dos perímetros de protecção e de potenciais fontes de poluição, etc.). O plano de contingência deve contemplar um plano de controlo da contaminação que assegure a protecção da saúde pública, bem como soluções a curto e a longo prazo a aplicar perante perda temporária ou permanente da totalidade, ou de parte, do sistema de abastecimento.

## 6.4 Manutenção das condições de funcionamento

Definidos os perímetros de protecção, há que identificar as acções que tenham por objecto a manutenção das condições de funcionamento dos perímetros (e das captações) – por exemplo, caso haja lugar ao estabelecimento de barreiras físicas de protecção, serão identificadas as necessidades de manutenção destas estruturas.

A UNESCO/WHO/UNEP (1996) refere algumas acções de gestão de albufeiras que são origem de água para abastecimento, com o objectivo de controlar processos indesejáveis decorrentes da estratificação térmica:

- Eliminação da estratificação térmica;
- Rearejamento das águas do hipolímnio, por introdução directa de oxigénio ou ar (sem perturbar a estratificação térmica);
- Manutenção de condições óxicas na microzona acima dos sedimentos (prevenindo a libertação de substâncias indesejáveis associadas aos sedimentos, embora reduza o potencial de desnitrificação; se os sedimentos são ricos em carbonatos, este problema não ocorre);
- Modificação química das características da água com a adição de coagulantes (por ex.: alumínio) ou inibidores (por ex.: sulfato de cobre). Esta acção é viável em albufeiras pequenas.

Para o controlo da qualidade da albufeira, no âmbito da utilização como origem de água para abastecimento, explicitam-se no Quadro 28 algumas directrizes de apoio à monitorização.

Quadro 28 – Indicações de apoio à monitorização numa albufeira para abastecimento público.

Local de amostragem	Junto à captação de água
Frequência da amostragem	Contínua (diária a semanal)
Aspectos hidrodinâmicos a atender	Estratificação térmica; Fluxos em curto-circuito
Parâmetros físicos e químicos a medir	Temperatura; oxigénio dissolvido; cor; turbidez, pH; sólidos suspensos totais; compostos orgânicos; metais; nitratos
Avaliação de características biológicas	Coliformes; clorofila a; espécies de fitoplâncton presentes

Com a monitorização, pretende-se identificar qualquer alteração que possa ocorrer na bacia hidrográfica e ter repercussões na qualidade da água na origem. Indicadores práticos destas alterações são:

- Alteração do uso do solo;
- Alterações nos usos da água;
- Aumento da população residente;
- Aumento do consumo de água;
- Aumento da impermeabilização do solo (resultante da urbanização e/ou construção de estradas);
- Alterações das massas de água para produção de energia eléctrica, navegação, controlo de cheias, etc.

Relativamente às captações de água subterrânea, e de acordo com o n.º 1 do artigo 6.º do Decreto-Lei n.º 382/99, de 22 de Setembro, o perímetro de protecção imediato deve estar vedado e tem que ser mantido limpo de quaisquer resíduos, produtos ou líquidos que possam provocar infiltração de substâncias indesejáveis para a qualidade da água de captação. Cabe à Entidade Gestora sinalizar devidamente este perímetro de protecção, tal como referido no artigo 43.º do Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio.

Nas zonas de protecção intermédia, alargada e eventuais zonas de protecção especial ou zonas de protecção contra a intrusão da cunha salina, deverá existir um acompanhamento dos pressupostos em que se basearam para a sua delimitação, bem como fiscalização destas áreas de forma a cumprir as restrições descritas nos n.ºs 2 a 7 do artigo 6.º do Decreto-Lei n.º 382/99, de 22 de Setembro.

Após a delimitação do perímetro de protecção em torno da captação de água para abastecimento público, deve ser desenvolvido um inventário de potenciais fontes de poluição que inclua não só instalações e actividades actuais e futuras, mas também instalações e actividades históricas já finalizadas cujas consequências apenas podem ser detectadas a longo prazo. Caso exista um mapeamento da vulnerabilidade das águas subterrâneas, a inventariação das potenciais fontes de poluição deve incidir principalmente nas zonas onde a vulnerabilidade é mais elevada. O inventário tem que cobrir uma área superior à do perímetro de protecção devido à incerteza associada à sua delimitação, e também para que sejam consideradas eventuais mudanças na exploração ou na recarga resultantes de mudanças na ocupação do solo. Entre outras vantagens, o inventário (a) permite tomar as medidas adequadas de gestão das fontes de poluição antes que ocorra a poluição das captações, (b) possibilita concentrar esforços de atenuação da poluição no local exacto, em caso de acidente, e (c) constitui uma ferramenta muito útil quando se pretende construir novas captações (EPA, 1994; WDNR, 1999; *in* Moinante, 2003).

A criação de redes de monitorização de recursos hídricos permite a obtenção de dados reais que auxiliam na tomada de decisões em relação à gestão e à protecção dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Como subobjectivos podem referir-se os seguintes:

- Descrição do estado dos recursos hídricos, incluindo identificação de situações críticas;
- Detecção atempada de desenvolvimentos desfavoráveis que possam vir a afectar a qualidade e, conseqüentemente, a disponibilidade de água na situação actual e futura;
- Compreensão dos processos hidrogeológicos, hidrogeoquímicos e biológicos, com base na modelação conceptual e no estudo de relações causa-efeito.

O projecto de execução de uma rede de monitorização depende sobretudo da formulação de objectivos específicos claros. No entanto tais objectivos só raramente são formulados, sendo a rede construída com base em objectivos mistos.

Para haver uma visualização adequada de uma eventual alteração da qualidade das águas subterrâneas torna-se necessária a instalação de um número adequado de piezómetros. Só assim é possível quantificar as variáveis características do aquífero e possibilitar a modelação da qualidade das águas subterrâneas regionais.

Caso existam aquíferos sobrepostos, a análise deve recair sobre o aquífero mais superficial.

A protecção das águas subterrâneas em zonas de risco, isto é, em zonas onde existam actividades susceptíveis de causar poluição, deve ser um procedimento a implementar de forma sistemática. A utilização de infra-estruturas de monitorização adaptadas à detecção atempada de eventuais fugas de material poluente poderá, e deverá, ser efectuada pelos processos mais eficazes (e económicos) disponíveis. No caso de zonas onde a profundidade ao nível piezométrico seja inferior a dez metros, a utilização de sistemas de monitorização da zona vadosa (*i.e.*, da zona não saturada do solo) são ideais. Além de serem sistemas muito mais simples e baratos que os furos, a monitorização por este tipo de processos permite detectar os primeiros sinais de poluição e, assim, controlar a situação antes de se atingirem as águas subterrâneas, evitando a reabilitação de áreas mais vastas (*cf.* Leitão, 1997). No estudo das águas subterrâneas, com base no levantamento das zonas de risco e na caracterização hidrogeológica da região, deverão ser indicados os tipos de situações onde é favorável a instalação deste tipo de infra-estrutura. Deverá também ser indicado o tipo de parâmetros a analisar nas amostras de água, com base no comportamento físico-químico e de degradação biológica dos potenciais poluentes da área.

A definição das restrições à utilização do território no interior das zonas de protecção constitui uma situação que pode levantar dificuldades (a serem resolvidas de acordo com a lei), podendo revestir-se de carácter político/administrativo. Trata-se da escolha da filosofia a adoptar na protecção dos recursos hídricos subterrâneos à escala local. As abordagens possíveis são as seguintes:

- Padrões qualitativos elevados a conseguir para os recursos hídricos subterrâneos, se necessário, com a aplicação de restrições severas à utilização do território e às actividades sócioeconómicas que nele se realizam;

- Adopção de imposições segundo um critério que tem em conta as exigências de conservação da qualidade das águas subterrâneas e, simultaneamente, de tipo sócio-económico relativas à ocupação do solo.

É evidente que a escolha de uma destas abordagens deverá ser complementada com uma série de medidas colaterais que ajudem à sua implementação prática, incluindo a disponibilização financeira. Com base na experiência disponível na União Europeia, relativamente ao problema da protecção dos recursos hídricos, a primeira abordagem parece ser a mais correcta. Em situações locais particulares, deveria ser prevista uma abordagem menos restritiva para a gestão das zonas de protecção, podendo ser prevista a implementação de redes de monitorização do aquífero, com piezómetros localizados no interior e imediatamente a montante da isócrona de 50 dias, tendo em conta as potenciais fontes de poluição presentes no interior e no exterior adjacente à isócrona.

Para a definição das áreas de protecção, é aconselhada a adopção das técnicas apresentadas anteriormente neste Guia. De facto, o grau de segurança que pode ser atingido com a simulação é directamente proporcional à quantidade e à qualidade dos dados hidrogeológicos disponíveis, cuja recolha e elaboração deve ser confiada a um profissional especializado.

A implementação prática de uma norma de protecção de captações é extremamente difícil se não for acompanhada de medidas específicas destinadas a:

- assegurar um nível de indemnização adequado para os sujeitos forçados a cumprir as obrigações e as medidas restritivas resultantes da adopção das medidas de protecção;
- impor uma política tarifária da água de modo a que o custo da protecção venha a recair sobre os responsáveis pela contaminação e sobre os que beneficiam da protecção, representados em última análise pelos utilizadores;
- evitar o conflito ou a diluição de competências e de responsabilidades na aplicação da norma, entre Ministérios, Comunidades Locais, Entidades Gestoras, etc.;
- garantir a obtenção de um nível de sensibilidade e consenso da opinião pública, relativamente à adopção de programas de protecção dos recursos hídricos subterrâneos e das captações.

A definição das áreas de protecção para os aquíferos confinados, em meios porosos, deve ser baseada numa metodologia específica, que encarare e individualize uma estratégia de protecção baseada na determinação do grau de confinamento do aquífero captado.

## **6.5 Informação e participação do público**

Um aspecto fundamental para uma conveniente protecção dos recursos hídricos é a informação adequada aos interessados, dado que a qualidade da água é directamente influenciada pelas actividades e atitudes da população e actividades económicas presentes na zona de influência das captações.

Os utilizadores de instalações susceptíveis de causar impacte significativo sobre o estado das águas são obrigados a definir medidas de prevenção de acidentes e planos de emergência que minimizem os seus impactes. Qualquer acidente ou anomalia grave do funcionamento das referidas instalações deve ser comunicada pelo utilizador à autoridade competente no prazo de 24 horas a contar da sua ocorrência (Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio).

A informação sobre os benefícios da protecção e a participação dos interessados deve ocorrer logo aquando da delimitação de perímetros ou do estabelecimento dos planos de protecção. Como as condicionantes estabelecidas influenciam de forma significativa as actividades que se desenvolvem nesses locais, importa assegurar que não terão consequências demasiado gravosas para essas actividades e que por isso mereçam a rejeição dos vários actores. Todas as condicionantes impostas devem ser justificadas e discutidas com os potenciais afectados.

Tanto quanto possível, os processos de decisão sobre esta matéria devem ser participados. Os conselhos de região hidrográfica podem, neste aspecto, ter um papel relevante, permitindo uma maior representatividade dos vários agentes envolvidos.

No final dos processos decisórios, e após a aprovação das medidas e condicionantes de protecção de uma determinada massa de água, há que distribuir informação à população (por exemplo, na forma de panfletos) com a localização das captações e as condicionantes à utilização do espaço envolvente dessas captações.

A população deve ser informada e alertada da necessidade de aplicação dos perímetros de protecção e das vantagens da implementação dos mesmos de forma a garantir a qualidade da água para consumo humano.

Todas as captações de água têm que estar identificadas com a respectiva designação, entidade responsável e número de telefone de contacto, bem como as principais condicionantes à utilização das áreas limítrofes. É imprescindível que esta informação seja colocada em local visível e de forma adequada à compreensão dos diferentes utilizadores.

Quando existem limitações a actividades ou usos em determinadas zonas, estas também devem estar identificadas.





## BIBLIOGRAFIA

ALENCOÃO, A. M.; PORTUGAL FERREIRA, M. A. (1977). *Hidrogeologia em maciços graníticos e metamórficos (bacia hidrográfica do rio Pinhão, NE de Portugal): parâmetros condicionantes e valores médios de recarga e descarga*. Hydrogeology of Hard Rocks, some experiences from Iberian Peninsula and Bohemian massif. Ed. By J. G. Yélamos & F. Villaroya. Madrid. p. 89-100.

ALLER L., BENNET T., LEHR J. H., PETTY R. J. (1987). *DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings*, U.S. EPA Report 600/2-85/018.

ALMEIDA, C. (1985). *Hidrogeologia do Algarve Central*. Dissertação para a obtenção do grau de Doutor em Geologia. Departamento de Geologia da FCUL, p. 333.

ALMEIDA, C., MENDONÇA, J. J. L., JESUS, M. R. e GOMES, A. J. (2000). *Atualização do Inventário dos Sistemas Aquíferos de Portugal Continental*, Centro de Geologia e Instituto da Água.

ALMEIDA, C.; SILVA, M.L.; CRISPIM, J.A. (1996). *COST 65 – National Report for Portugal. Hydrogeological aspects of groundwater protection in karstic areas*, Final Report, EUR 16547 EN. p. 211-220.

ATTEWELL, P. (1993). *Ground Pollution: Environment, Geology, Engineering and Law*. Londres, E & Fn Spon e Chapman & Hall, 1993, p. 251.

BEAR, J. (1972). *Dynamics of Fluids in Porous Media*. Nova Iorque, Elsevier.

CARDOSO DA SILVA, M. (2004). *Instrumentos de Apoio à Gestão de Estuários. Indicadores Ambientais*. Teses e Programas de Investigação LNEC, Divisão de Edições e Artes Gráficas, p. 382.

CHAMBEL, A. (1990). *Hidrogeologia da região de Évora*. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Departamento de Geologia. p. 126.

CHAMBEL, A. (1999). *Hidrogeologia do concelho de Mértola*. Tese de Doutoramento. Universidade de Évora. p. 380.

CHAPMAN, D. (1996). *Water Quality Assessments – A guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. 2nd Edition, World Health Organization, United Nations Environment Programme, p. 609.

CIABATTI, P. e LOBO FERREIRA, J. P. (1994). *Desenvolvimento de um Inventário das Águas Subterrâneas de Portugal. Análise da Legislação sobre Zonamento de Protecção de Captações de Água Subterrânea. Aplicação a dois Casos de Estudo Portugueses*. Relatório 247/94 – GIAS, LNEC.

CIVITA M., C. DE REGIBUS (1995). *Sperimentazione di alcune metodologie per la valutazione della vulnerabilità degli acquiferi*. Quaderni di Geologia Applicata, Bologna: Pitagora, 3.311-3.324.

COSTA, F. E.; BRITES, J. A.; PEDROSA, M.Y. E VIEIRA DA SILVA, J. (1985). *Carta hidrogeológica da Orla Algarvia, à escala 1:100000. Notícia Explicativa*. Lisboa, Serviços Geológicos de Portugal. p. 93.

CUNHA, L. V., GONÇALVES, A. S., FIGUEIREDO, V. A. e LINO, M. (1980). *A Gestão da Água*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.

CUNHA, P. M. R. R. P. (1987). *Evolução tecno-sedimentar terciária da região de Sarzedas*. Comunicação dos Serviços Geológicos de Portugal. Tomo 73, fasc. 1/2. Lisboa.

CUPETO, C.A. (1991). *Contribuição para o conhecimento hidrogeológico do Maciço Calcário de Estremoz (Cano-Sousel)*. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Departamento de Geologia. p. 180.

DELGADO RODRIGUES, J.; LOBO-FERREIRA, J.P.; SANTOS, J. B.; E MIGUÉNS, N. (1989). *Caracterização Sumária dos Recursos Hídricos Subterrâneos de Portugal Continental*. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Memória n.º 735, 1989.

DIAMANTINO, C., OLIVEIRA, M. M., LOBO FERREIRA, J. P. e MOINANTE, M. J. (2003). *Estudo das Condições Ambientais no Estuário do Rio Guadiana e Zonas Adjacentes Componente Águas Subterrâneas*. Relatório da 3.ª Fase, Proposta de Medidas de Gestão Ambiental. Relatório 179/03 – NAS, LNEC, Lisboa, Julho de 2003.

DIANATI, T. e RAMAZAN, A. (2003). *Study on the removal of Cadmium from water environment by adsorption on GAC, BAC and Biofilter*. Diffuse Pollution Conference, Dublin.

DIERSCH, H. G. (1998). *FEFLOW – Reference Manual. Interactive Graphics-based Finite-Element Simulation System for Modeling Groundwater Flow, Contaminant Mass and Heat Transport Processes*. WASY Institute for Water Resources Planning and Systems Research Ltd. Berlin.

DUIJVENBOODEN W. van, WAEGENINGH H. G. van (1987). Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants, Proceedings and Information n.º 38 of the International Conference held in the Netherlands, in 1987, TNO Committee on Hydrological Research, Delft, The Netherlands.

DUQUE, J. (1997). *Caracterização hidrogeológica e modelação matemática do aquífero dos gabros de Beja*. Dissertação apresentada à Universidade de Lisboa. Dissertação de Mestrado em Geologia Económica e Aplicada. p. 213.

EIMERS, J. L., WEAVER, J. C., TERZIOTTI, S. e MIDGETTE, R. W. (2000). *Methods of rating unsaturated zone and watershed characteristics of public water supplies in North Carolina*. U.S. Geological Survey, Water–Resources Investigations Report 99-4283, p. 31, <http://pubs.usgs.gov/wri/wri994283/FAO> (1979). *Groundwater Pollution: Technology, Economics and Management*. Volume 31, Roma, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1979, p. 137.

EPA (1994). *Ground Water and Wellhead Protection: Handbook*. United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Water, EPA/625/R-94/001, Setembro de 1994.

FERNANDES, P. A. G. (2000). *Estudo hidrogeológico da bacia do Sado*. Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Geologia Económica e Aplicada. FCUL. p. 175.

FESEKER, T. e LOBO FERREIRA, J. P. (2000). *Delineation of Wellhead Protection Zones – A Simplified Approach*, in *COASTIN-A Coastal Policy Research Newsletter*, n.º 5, Sep. 2001. New Delhi, TERI, p. 5.

FOSTER, S. S. D. (1987). *Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy*, in W. van Duijvanbooden and H.G. van Waegeningh (eds.), *Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollution*, Proceedings and Information No. 38 of the International Conference held in the Netherlands, in 1987, TNO Committee on Hydrological Research, Delft, The Netherlands.

FRIED, J. J. (1975). *Groundwater Pollution. Theory, Methodology, Modelling and Practical Rules*. Developments in Water Science n.º 4, Elsevier Applied Science, Holanda, p. 330.

GALLEGOS, D., LOWANCE, J. e THOMAS, C. (2000). *Watershed vulnerability estimation using WRASTIC in State of New Mexico*. Source Water Assessment and Protection Program, Drinking Water Bureau, Field Operations Division, New Mexico Environment Department, p. 47.

- GENÇ-FUHRMAN, H., MIKKELSEN, P. S. e LEDIN, A. (2007). *Simultaneous removal of As, Cd, Cr, Cu, Ni and Zn from stormwater: experimental comparison of 11 different sorbents*. *Water Research*, 41 (3), p. 591-602.
- GORDON N. D., MCMAHON T. A., FINLAYSON B. L., GIPPEL G.J., NATHAN R.J. (2004). *Stream Hydrology – An Introduction for Ecologists*. John Wiley & Sons Ltd., New York, NY, p. 526.
- HUANG, W., CHEN, C. Y. e PENG, M. Y. (2004). *Adsorption/reduction of bromate from drinking water using GAC: effects on carbon characteristics and long-term pilot study*. *Water SA*, 30, p. 369-375.
- INAG (2005). *Relatório Síntese sobre a Caracterização das Regiões Hidrográficas prevista na Directiva-Quadro da Água*. Lisboa, Instituto da Água, 2005.
- ITGE (1991). *Guía Metodológica para la Elaboración de Perímetros de Protección de Captaciones de Aguas Subterráneas*. Madrid, Instituto Tecnológico GeoMinero de España, Dezembro, 1991.
- KANOKKANTAPONG, V. e JIRADECHA, C. (2005). *Enhancing aluminium and iron adsorption on the modified granular activated carbon by permanganate ion*. *Thai Environmental Engineering Journal*, 19 (1), p. 29-39.
- KNOX, R. C., SABATINI, D. A. e CANTER, L. W. (1993). *Subsurface Transport and Fate Processes*. Florida, Lewis Publishers, Inc., 1993, p. 430.
- KRIJGSMAN, B. e LOBO FERREIRA, J. P. (2001). *A Methodology for Delineating Wellhead Protection Areas*. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Informação Científica de Hidráulica INCH 7, Nov. 2001, p. 76.
- LEITÃO, T. E. (1997). *Metodologias para a Reabilitação de Aquíferos Poluídos*. Tese de Doutoramento apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, publicada nas Teses e Programas de Investigação do LNEC, TPI 11, ISBN 972-49-1733-9, Lisboa, 1997, p. 493.
- LIMA, A. S. (2000). *Hidrogeologia de terrenos graníticos. Minho – Noroeste de Portugal*. Universidade do Minho. Braga. p. 451.
- LOBO FERREIRA, J. P. e CABRAL, M. C. (1991). *Proposal for an Operational Definition of Vulnerability for the European Community's Atlas of Groundwater Resources*. Bruxelas, Instituto Europeu da Água, 1991.

LOBO FERREIRA, J. P., OLIVEIRA, M. M., LEITÃO, T. E., NOVO, M. E., MOINANTE, M. J., MOREIRA, P. e HENRIQUES, M. J. (1999). *Caracterização dos Recursos Hídricos Subterrâneos da Área Abrangida pelo Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tejo. Anexo Temático 10 – Qualidade dos Meios Hídricos. Tomo B – Qualidade das Águas Subterrâneas*. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, p. 117.

LOBO FERREIRA, J. P. (1981). *Modelação matemática do balanço hídrico sequencial diário. Exemplo de aplicação à região Algarvia (Faro)*. Comunicação ao Seminário “Os recursos hídricos subterrâneos e a sua utilização. O caso do Algarve”. Lisboa, Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos.

LOBO FERREIRA, J. P. (1982). *Actualização do estudo hidrológico da bacia hidrográfica do Rio Maior*. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, DH-NHHF.

LOBO FERREIRA, J. P. (1986). *A Dispersão de Poluentes em Águas Subterrâneas. Análise Custo-Eficácia de Modelos Matemáticos e Ensaios de Traçadores para a Realização de Estudos de Impacto Ambiental*. Tese para Especialista do LNEC, Lisboa, LNEC, 1986.

LOBO FERREIRA, J. P. (1988). *A Comparative Analysis of Mathematical Mass Transport Models and Tracer Experiments for Groundwater Pollution Studies*. Dissertação apresentada à Technische Universität Berlin, para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil. Memória n.º 724, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, p. 195.

LOBO FERREIRA, J. P., LEITÃO, T., TORE, C. e ARESO, A. (1992). *Modelação dos Recursos Hídricos Subterrâneos da Região de Valada*. Relatório 150/92 – GIAS, Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Julho de 1992, p. 77.

LOBO FERREIRA, J. P., OLIVEIRA, M. M. e CIABATTI, P. C. (1995). *Desenvolvimento de um Inventário das Águas Subterrâneas de Portugal. Volume 1: (1) Caracterização dos Recursos Hídricos Subterrâneos e Mapeamento DRASTIC da Vulnerabilidade dos Aquíferos de Portugal. (2) Executive Summary of the Final Report on the Characterisation of Groundwater Resources and DRASTIC Vulnerability Mapping of the Aquifers of Portugal. (3) Síntese da Caracterização e do Mapeamento das Águas Subterrâneas de Portugal. (4) Análise de Legislação sobre Zonamento de Protecção de Captações de Águas Subterrâneas. Aplicação a Dois Casos de Estudo Portugueses*. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, 1995, p. 525.

LOBO FERREIRA, J. P., OLIVEIRA, M. M., DIAMANTINO, C., NOVO, M. E., MOINANTE, M. J. e YUANYUAN, M. (2006). *Organigramas para selecção de métodos para zonamento e protecção de recursos hídricos subterrâneos e de superfície*. In *Tecnologia da Água*, Volume 41-Edição I, Março 2006, p. 16-24.

MARHABA, T. (2000). *Examining bromate ion removal by GAC through RSSCT and pilot scale columns*. *Environmental Engineering and Policy*, 2, p. 59-64.

MENDONÇA, J. J. L. (1990). *Sistema aquífero aluvionar do vale do Tejo (V.N. Barquinha a Alverca): características e funcionamento hidráulico*. Dissertação apresentada à Universidade de Coimbra para a obtenção do grau de Doutor em Geologia. Centro de Geociências da Universidade de Coimbra. p. 334.

MEUS, P., PIRON, L., PAUWELS, H., SIMONFFY Z., RUISI, M., TRAVERSA, P., DOMENICANTONIO, A., WALRAEVENS, K., COETSIRS, M., VAN CAMP, M., WENDLAND, F., FRITSCHÉ, J., WOLTER, R., MARANDI, A., MIRALDO, C., SENA, C., CONDESSO DE MELO, M. T., NAVARRETE, C., GÓMEZ, J., HOOKEY, J., e ROSSITZA, G. (2006). *BRIDGE: Background Criteria for the Identification of Groundwater thresholds – D10: Impact of Hydrogeological Conditions on Pollutant Behaviour in Groundwater and Related Ecosystems*. Volume 1. Projecto co-financiado pela Comissão Europeia, 6.º Programa-Quadro (2002-2006), p. 158.

MOINANTE, M. J. (2003). *Delimitação de Perímetros de Protecção de Captações de Águas Subterrâneas. Estudo Comparativo Utilizando Métodos Analíticos e Numéricos*. Teses de Mestrado LNEC – TM 11, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, p. 165.

NAPOLITANO, P. (1995). *Aquifer Vulnerability Assessment in the Piana Campana, Southern Italy, using the DRASTIC and SINTACS methods*. Enschede, Holanda, M.Sc. Thesis in geological Survey. Conferência realizada no CVRM, Instituto Superior Técnico de Lisboa.

NOVO, M. E., LOBO-FERREIRA, J. P., OLIVEIRA, M. M., HENRIQUES, M. J. (2000). *Planos de Bacia Hidrográfica do Rio Minho – 1.ª Fase - Caracterização dos Recursos Hídricos Subterrâneos da Área Abrangida pelo Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Minho . Anexo 4 – Recursos Hídricos Subterrâneos. Relatório Final da Fase I*. Relatório PBH-Minho Proc. 607/1/13143 – LNEC-DH-GIAS, Lisboa, Março, 2000, p. 197.

NOVOTNY, V. (2003). *Water Quality. Diffuse Pollution and Watershed Management*, John Wiley & Sons, Inc., p. 864.

NOVOTNY, V. e SCHAIDER, L. A. (2004). *Watershed and water body vulnerability assessments – Their place in watershed management*, Proc. Of the 8<sup>th</sup> International Conference on Diffuse/Nonpoint Pollution, IWA, Kyoto, Japan, October 24-29, 2004, p. 8.

OLIVEIRA, M. M. (2001). *A Estimativa da Recarga das Águas Subterrâneas a Partir da Decomposição de Hidrogramas de Escoamento Superficial – O Programa de Computador DECHIDR\_VB.VBP*. Seminário sobre A Hidroinformática em Portugal, LNEC, Lisboa, 15-16 Novembro, 2001, Publicação em CD-ROM.

OLIVEIRA, M. M. (2003). *Cálculo da recarga dos sistemas aquíferos de Quarteira e de Albufeira-ribeira de Quarteira recorrendo a uma actualização (do modelo de balanço hídrico sequencial diário) que utiliza o coeficiente cultural dual na estimativa da evapotranspiração real*, Actas das Jornadas Luso-Espanholas “As Águas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica”, Eds. Ribeiro, L.; Peixinho de Cristo, F.; Andreo, B.; Sánchez-Vila, X.; Faro, 23-26 Junho; p. 135-146.

OLIVEIRA, M. M. (2004). *Recarga de águas subterrâneas: Métodos de avaliação*. Doutoramento em Geologia (Hidrogeologia), Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Geologia, p. 440.

OLIVEIRA, M. M., MOINANTE, M. J., LOBO FERREIRA, J. P. (1997a). *Cartografia Automática da Vulnerabilidade de Aquíferos com Base na Aplicação do Método DRASTIC. Relatório Final*. Lisboa, LNEC, Relatório 60/97-GIAS, p. 535.

OLIVEIRA, M. M., MOINANTE, M. J. e LOBO FERREIRA, J. P. (1997b). *Determinação da Recarga de Águas Subterrâneas a Partir da Análise de Hidrogramas de Escoamento*. Seminário sobre Águas Subterrâneas, Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, Lisboa, 10 a 12 de Dezembro de 1997.

PEIXINHO DE CRISTO, F. (1998). *Águas subterrâneas no baixo Mondego, Projectp PRAXIS XXI, 2/2.1/CTA – 156/94, O Baixo Mondego: Organização Geossistemática e Recursos Naturais*. Coimbra, p. 105-123.

PEIXINHO DE CRISTO, F. (1988). *Análise dos sistemas de abastecimento de água nos distritos de Aveiro e Leiria*. Lisboa, Direcção-Geral dos Recursos Naturais.

PNA (2001). *Plano Nacional da Água. Introdução, Caracterização e Diagnóstico da Situação Actual dos Recursos Hídricos*. Lisboa, Instituto da Água, Agosto de 2001. [http://www.inag.pt/inag2004/port/a\\_intervencao/planeamento/pna/pna.html](http://www.inag.pt/inag2004/port/a_intervencao/planeamento/pna/pna.html).



REIS, M. E. (1993). *Estudo hidrogeológico das formações do Lias-Dogger situadas a ocidente do rio Arade (Algrave)*. Dissertação para a obtenção do grau de Mestre em Geologia Económica e Aplicada. Departamento de Geologia da FCUL.

RIBEIRO, A.; ANTUNES, M. T.; FERREIRA, M. P.; ROCHA, R. B.; SOARES, A. F.; ZBYSZEWSKI, G.; MOITINHO DE ALMEIDA, F.; CARVALHO, D.; MONTEIRO, D. (1979). *Introduction à la géologie générale du Portugal. Serviços Geológicos de Portugal*. Lisboa.

ROCHA J., OLIVEIRA, A., CARDOSO DA SILVA, M. BARBOSA, A. E. e FORTUNATO A. (2006). *O rigor e a garantia de qualidade na modelação em recursos hídricos*, Revista Engenharia e Vida, n.º 22, Março 2006, p. 46-51.

SILVA, M. O. (1984). *Hidrogeologia do Algarve Oriental*. Dissertação para a obtenção do grau de Doutor em Geologia. Departamento de Geologia da FCUL, p. 260.

SIMÕES, M. M. M. (1998). *Contribuição para o conhecimento hidrogeológico do Cenozóico na bacia do Baixo Tejo*. Dissertação para obtenção do grau de Doutor em Geologia na especialidades de Hidrogeologia. Univ. Nova de Lisboa. p. 270.

SOLANES, M. R. (1989). *Water Pollution Control: Legal, Economic and Institutional Issues*, in Proceedings do Simpósio Internacional “Integrated Approaches to Water Pollution Problems”, Eds. Bau, J., LOBO FERREIRA, J. P., HENRIQUES, J. D. e RAPOSO, J. O., England, Elsevier Applied Science, 1989, p. 101-114.

STUK (2000). *Treatment techniques for removing natural radionuclides from drinking water*. STUK–Radiation and Nuclear Safety Authority. Helsinki.

TEIXEIRA, C.; CARVALHO, L. H. B.; SANTOS, J. P.; PERES, A. M.; BARROS, R. F. (1967). *Carta Geológica de Portugal na Escala 1/50000 e Notícia Explicativa da Folha 17-D GOUVEIA*. Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa.

TERCEIRO, A. P. (2007). *Análise da qualidade da água e questões de governância na albufeira de Alqueva e aquífero Querença-Silves*. Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Hidráulica e Recursos Hídricos no Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa. Trabalho desenvolvido no Laboratório Nacional de Engenharia Civil.

UNESCO/WHO/UNEP (1996). *Water Quality Assessments – A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environment Monitoring – Second Edition*. Ed. by Deborah Chapman.

VAN SEEMPVOORT, D., EWERT, L., WASSENAAR, L. (1992). AVI: A Method for Groundwater Protection Mapping in the Prairie Provinces of Canada. PPWD pilot project, Sept. 1991 – March 1992. Groundwater and Contaminants Project, Environmental Sciences Division, National Hydrology Research Institute. p. 23.

WHO (1987). *Groundwater Pollution Risk Assessment: A Methodology using Available Data*. World Health Organization. Pan American Health Organization, 1987, p. 73.

### **Sítios de Internet**

<http://snirh.pt/>

[http://snirh.inag.pt/snirh/atlas/portugues/docs/aquiferos\\_Portugal-Cont/principal.php?tema=link1](http://snirh.inag.pt/snirh/atlas/portugues/docs/aquiferos_Portugal-Cont/principal.php?tema=link1)

[http://www.inag.pt/inag2004/port/a\\_intervencao/planeamento/pna/pna.html](http://www.inag.pt/inag2004/port/a_intervencao/planeamento/pna/pna.html)

[http://www.irar.pt/presentationlayer/index\\_00.aspx](http://www.irar.pt/presentationlayer/index_00.aspx)

<http://www.Inec.pt/>

<http://www.Inec.pt/organizacao/dha/nas>

<http://www.Inec.pt/organizacao/dha/nre>



## **ANEXOS**

---



## **ANEXO 1**

### **Disponibilidades hídricas**

O Quadro 29 apresenta um resumo do escoamento em regime natural na foz dos principais cursos de água, tendo em atenção o escoamento gerado na área da bacia hidrográfica em território nacional.

No mesmo Quadro 29, também se mostra a capacidade de armazenamento em albufeiras portuguesas, que têm um papel fundamental nas disponibilidades hídricas em Portugal, transferindo caudais de Inverno para o Verão.

Considerando o escoamento gerado na parte espanhola da bacia hidrográfica dos rios internacionais, o escoamento em regime natural na foz dos rios transfronteiriços é o definido no Quadro 30.

Para avaliar as disponibilidades hídricas regularizadas de cada bacia, apresenta-se no Quadro 31 as estimativas do seu valor na foz de cada bacia. É o escoamento em regime regularizado nas bacias hidrográficas que tem importância na gestão dos sistemas de abastecimento de água de origens superficiais. Nos rios internacionais, é necessário ter em linha de conta as afluições geradas em regime modificado nas secções de fronteira.

A comparação dos valores de escoamento em regime regularizado para várias percentagens de garantia ajudam a compreender a variabilidade do escoamento que pode ser captado nas tomadas de água dos sistemas de abastecimento.

Quadro 29 – Disponibilidades hídricas anuais em regime natural por bacia hidrográfica em Portugal Continental.

Bacias hidrográficas	Capacidade de armazenamento em albufeiras portuguesas (hm <sup>3</sup> )	Escoamento anual em regime natural (hm <sup>3</sup> )			
		Garantia (%)			
		95	90	50	10
Minho	0,2	516	634	1034	1661
Lima	400	754	888	1506	2598
Cávado	1180	901	1089	1892	3422
Ave	100	486	546	1132	2184
Leça	0	33	37	94	202
Douro	1078	2730	3138	8412	15803
Vouga	1	593	675	1758	3364
Mondego	540	774	911	3454	6314
Lis	0	34	49	227	581
Ribeiras Oeste	1	96	113	267	551
Tejo	2750	954	1027	5430	12548
Sado	771	6	19	822	2145
Mira	486	0	0	266	659
Guadiana	4560	554	689	1944	4113
Ribeiras Algarve	63	25	25	298	720
Continente	11930	8776	10364	26694	54786

Fonte: Plano Nacional da Água, 2003.

Quadro 30 – Disponibilidades hídricas acumuladas em regime natural nas bacias hidrográficas dos rios internacionais.

Bacias hidrográficas	Capacidade de armazenamento das albufeiras (hm <sup>3</sup> )	Escoamento anual em regime natural (hm <sup>3</sup> )			
		Garantia (%)			
		95	90	50	10
Minho	2810	5749	5938	9997	17411
Lima	550	1037	1605	2730	4614
Douro	8750	9888	12471	22573	37102
Tejo	13890	6833	10004	16695	28503
Guadiana	13780	497	1051	5652	14547
Total	39780	24004	31069	57647	102177

Fonte: Plano Nacional da Água, 2003.

Quadro 31 – Disponibilidades hídricas em regime regularizado nas bacias hidrográficas em Portugal Continental.

Bacias hidrográficas	Escoamento anual em regime regularizado (hm <sup>3</sup> )		
	Garantia (%)		
	90	80	50
Minho	5931	6693	8465
Lima	2110	2462	3065
Cávado	1769	1960	2099
Ave	612	794	1048
Leça	38	60	94
Douro	9112	11920	17841
Vouga	721	1108	1732
Mondego	1452	2324	3430
Lis	63	121	225
Ribeiras Oeste	131	163	267
Tejo	6398	8878	14021
Sado	612	716	918
Mira	268	289	291
Guadiana	689	1476	3156
Ribeiras Algarve	105	160	327
Continente	30284	39124	56979

Fonte: Plano Nacional da Água, 2003.





## ANEXO 2

### Exemplos da utilização de modelos numéricos de escoamento e transporte de massa em águas subterrâneas

#### EXEMPLO DE APLICAÇÃO DO MODELO DE DIFERENÇAS FINITAS – CAMPO DE CAPTAÇÕES DE VALADA I

O modelo VisualModFlow é um modelo que integra rotinas de fluxo e de transporte. Acopla ainda um módulo de traçamento de partículas, que é utilizado para desenhar as linhas de fluxo e as posições das partículas durante o seu percurso na zona de alimentação das captações, permitindo a definição de isócronas de fluxo para a captação. O módulo de transporte permite simular a advecção, dispersão e reacções químicas dos elementos presentes na água, permitindo o estabelecimento das concentrações espacio-temporais de um elemento em estudo.

Tanto os módulos de transporte como os de traçamento de partículas requerem a corrida do modelo de fluxo.

A descrição que se segue foi adaptada de Ciabatti e Lobo Ferreira (1994).

O campo de furos de Valada I situa-se cerca de 2 km a Nordeste da povoação de Valada (Ribatejo) e consiste num conjunto de 5 furos realizados em terrenos aluvionares quaternários, constituídos essencialmente por limos, areias, cascalheiras e alguns níveis descontínuos de argila, e caracterizados por uma elevada permeabilidade, e 3 furos que captam do Miocénico.

Os furos de Valada I são geridos pela EPAL que os utiliza (em situações excepcionais) para abastecimento à cidade de Lisboa. O cenário utilizado para a modelação matemática prevê um caudal total, captado em Valada I, de cerca de 35 000 m<sup>3</sup>/dia.

A zona envolvente do campo de captações de Valada apresenta uma ocupação de tipo essencialmente agrícola. As zonas urbanas ocupam uma pequena percentagem relativamente ao total da área considerada.

O sistema aquífero onde se localizam as captações de Valada I é o T7 – Aluviões do Tejo (Figura 3), constituído por formações subhorizontais de origem sedimentar formadas por areias, argilas, limos e cascalheiras, na base dos quais ocorrem formações argilosas de idade terciária.

Para a realização do modelo numérico, é necessário definir a sua geometria tridimensional e discretizar o volume modelado segundo uma malha. Há que especificar as condições iniciais e de fronteira, assim como os parâmetros hidráulicos tridimensionais do aquífero.

A área do campo de captações de Valada caracteriza-se pela presença de duas formações distintas, ambas de idade quaternária: uma formação superior, composta por uma intercalação de estratos de natureza arenosa e limosa, com cerca de 34 metros de espessura; e uma formação inferior constituída por cascalheiras e areias grosseiras, na qual se localiza o aquífero explorado. Esta última formação apresenta uma espessura aproximada de 20 metros.

Estas duas formações distintas dão origem à definição de duas camadas no modelo de fluxo: a superior (camada 1), onde se define um aquífero livre, e a inferior (camada 2), onde se define um aquífero semiconfinado, permitindo por isso trocas de água entre as camadas 1 e 2. O volume modelado foi discretizado em células quadradas de 100 m de lado.

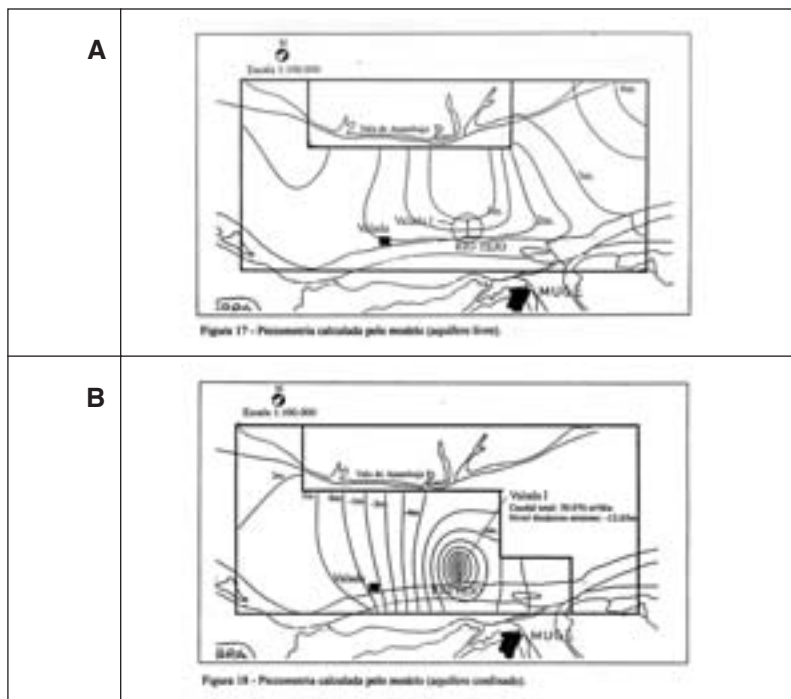
No total, nas duas camadas do modelo, definiram-se 9340 células activas. Na camada 1 definiram-se condições de fronteira de potencial constante (invariável no tempo) no rio Tejo e ao longo de todo o limite do modelo no contacto com as formações aluvionares.

A recarga do aquífero foi avaliada pelo modelo BALSEQ (ver secção 2.6.1) em 182,4 mm/ano (Lobo Ferreira *et al.*, 1992).

Antes de se definirem as isócronas é preciso correr e calibrar o modelo de fluxo, tendo-se obtido o resultado apresentado na Figura 24 para a área do modelo e na Figura 25 para a área do campo de captações. O modelo considera a extracção de cerca de 50 000 m<sup>3</sup>/dia na camada 2.

Os resultados do modelo mostram que 75% da água subterrânea captada pelos furos provém do aquífero superior e que os restantes 25% provém de área adjacente à área modelada. Por sua vez, grande parte da água proveniente do aquífero superior deverá provir do rio Tejo. Estes valores mostram que o papel de confinamento do aquífero superior é muito baixo.

Com o modelo de fluxo calibrado utiliza-se o módulo de traçamento de partículas com a opção de caminho de fluxo inverso. Nesta opção, colocam-se partículas nas células do modelo onde se localizam os furos e faz-se a partícula andar para trás para verificar qual a posição que ocuparia no aquífero um determinado período de tempo antes de chegar ao furo por efeito da sua bombagem. Este procedimento é particularmente útil para traçar perímetros de protecção de uma captação, ou de um conjunto de captações.



Fonte: Adaptado de Piercarlo e Lobo Ferreira, 1994.

Figura 24 – Piezometria calculada pelo modelo: A – formação superior (aquífero livre); B – formação inferior (aquífero semiconfinado), modelo de Valada-Tejo.

A Figura 26 mostra os caminhos de fluxo percorridos pelas partículas para os furos de extracção de Valada I. Os quadrados pequenos representam a posição das partículas um ano antes de chegarem aos furos. Nota-se a influência da camada 1 na alimentação dos furos e, em particular, do rio Tejo (verificável em todas as linhas de fluxo da camada 1 que não apresentam os quadrados pequenos, e pela forma das linhas de fluxo que apresentam os

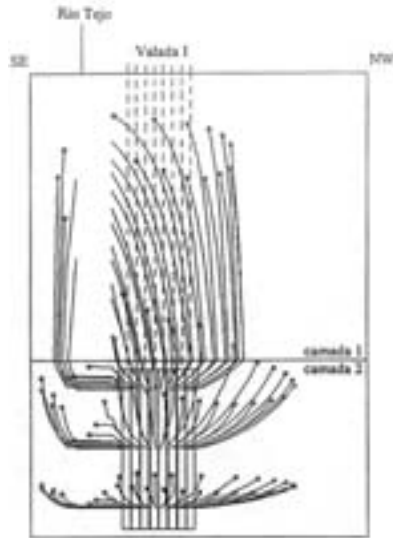
quadrados pequenos mas que se direccionam para o rio). Verifica-se também que, quanto maior a profundidade de entrada de água no furo, menor é a influência da camada superior.

Para três profundidades nas captações definiram-se as isócronas correspondentes a um ano de percurso (Figura 27). Estas obtêm-se ligando, no plano horizontal, as posições das partículas utilizadas na simulação. Na Figura 26, verifica-se que a posição final das partículas se situa no interior do aquífero semiconfinado para grande parte das partículas correspondentes às cotas de captação inferiores a -40 metros. No caso das partículas correspondentes aos níveis de captação superiores a essa cota, predomina a trajectória vertical e a sua posição terminal encontra-se no aquífero freático superior (camada 1), a pequena profundidade relativamente ao solo.



Fonte: *in* Ciabatti e Lobo Ferreira, 1994.

Figura 25 – Piezometria calculada pelo modelo na área do campo de captações (aquífero semiconfinado), modelo de Valada-Tejo.



Fonte: *in* Ciabatti e Lobo Ferreira, 1994.

Figura 26 – Linhas de fluxo calculadas pelo módulo de traçamento de partículas para um período de tempo de 1 ano (escala vertical ampliada 100 vezes).



Fonte: *in* Ciabatti e Lobo Ferreira, 1994.

Figura 27 – Isócronas de 1 ano calculadas para o modelo de Valada-Tejo.

## EXEMPLO DE APLICAÇÃO DO MODELO DE ELEMENTOS FINITOS — ESTUDO DA INTRUSÃO MARINHA

No estudo da intrusão marinha, a modelação assumindo a existência de uma zona de transição criada devido às propriedades de miscibilidade de dois fluidos com diferentes densidades (água doce e água salgada) e da dispersão hidrodinâmica traduz o problema de uma forma mais correcta e real do que considerando a simplificação da existência de uma interface brusca entre a água doce e a água salgada. Os modelos são igualmente mais realistas na caracterização dos sistemas aquíferos quando adoptam regimes de fluxo 3D e consideram a heterogeneidade e a anisotropia do meio. O modelo matemático FEFLOW (*Finite Element Subsurface Flow & Transport Simulation System*, desenvolvido pela WASY *Institute for Water Resources Planning and Systems Research*, Berlim, Alemanha) constitui um *software* sofisticado que entra em linha de conta com estas características. Consiste num modelo interactivo de simulação em 3D e 2D do fluxo subterrâneo variável em função da densidade e dos processos de transporte de massa e de calor nas águas subterrâneas, utilizando o método numérico de resolução das equações diferenciais parciais por elementos finitos (FEM).

Em seguida apresenta-se a formulação de um problema para o sistema aquífero de Monte Gordo, com o objectivo da modelação da intrusão marinha com a aplicação do FEFLOW.

A descrição que se segue foi adaptada de Diamantino *et al.* (2003).

Descrevem-se sucintamente todas as etapas necessárias à modelação, incluindo a definição do problema, a definição da geometria do domínio, a divisão da área em elementos finitos e do tempo em passos temporais, a interpolação de dados, a introdução das condições iniciais e de fronteira e a simulação em regime estacionário. Apresentam-se e analisam-se os resultados obtidos.

### **Descrição sumária do modelo**

Este *software* traduz-se numa ferramenta eficiente para a modelação das águas subterrâneas que permite, entre muitos outros aspectos: (1) a modelação de sistemas subterrâneos que se caracterizem pela existência (ou não) de superfícies livres, como é o caso de aquíferos freáticos, e aquíferos suspensos, imple-

mentando uma aproximação que permite a movimentação dos elementos da malha; (2) a solução de problemas nas zonas saturada e vadosa do solo; (3) a modelação de fenómenos de transporte variável em função simultânea das densidades e da temperatura; (4) o transporte de contaminantes por convecção e por dispersão, no qual as espécies químicas podem estar sujeitas a adsorção, dispersão hidrodinâmica e reacções químicas de 1.<sup>a</sup> ordem.

Em seguida, descrevem-se todas as etapas de definição do problema e introdução de dados e os parâmetros necessários à modelação 3D do escoamento subterrâneo e do transporte de massa em termos de salinidades com o modelo FEFLOW. A Figura 28 apresenta o corte esquemático do sistema aquífero de Monte Gordo para o estudo da intrusão marinha.

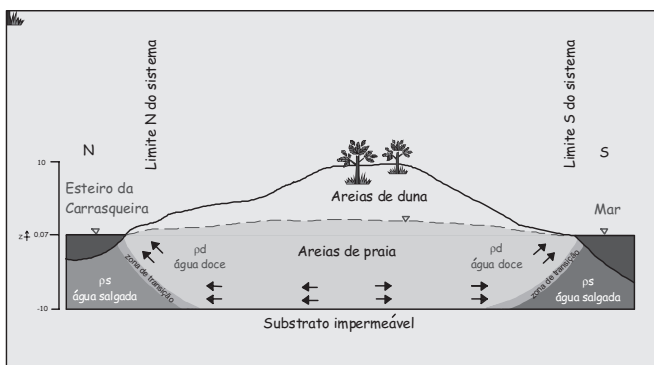


Figura 28 – Corte esquemático N-S do sistema aquífero de Monte Gordo.

### **Geração da malha**

A primeira etapa da modelação consiste na criação de uma malha de elementos finitos que tem como base o sistema aquífero em estudo e as discontinuidades que existem no seu interior. Durante a simulação, os resultados são calculados em cada nó da malha e interpolados no interior dos elementos finitos (Diersch, 1998). O FEFLOW dispõe de três opções para a geração da malha (geração automática, em área e gradual) e a possibilidade de diferentes graus de refinamento em locais definidos. O tipo de elemento da malha também pode ser seleccionado de acordo com o tipo de modelação (2D ou 3D). Dispõe para problemas 2D de elementos quadrangulares de 4 e 8 nós e triangulares de 3 e 6 nós e para problemas 3D de elementos prismáticos quadrangulares de 8 e 20 nós e prismáticos triangulares de 6 e 15 nós.



A Figura 29 apresenta a malha desenvolvida para o sistema aquífero de Monte Gordo, com que se exemplificará nesta secção a aplicação do modelo FEFLOW.

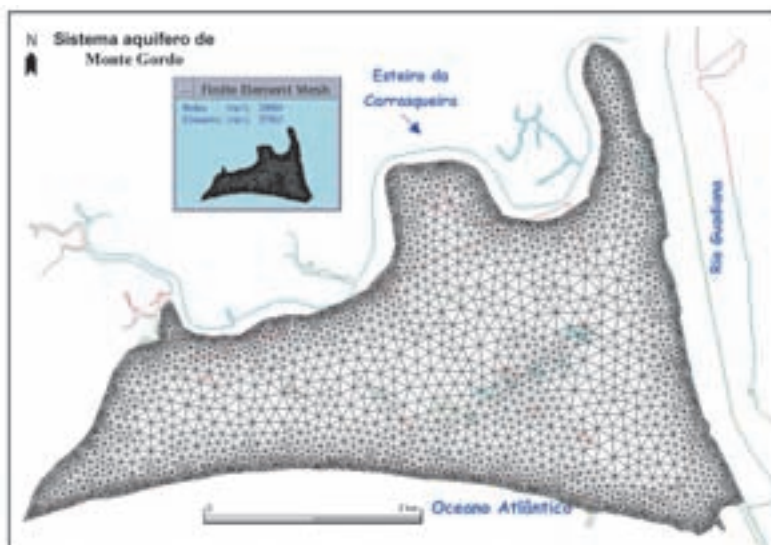


Figura 29 – Malha de elementos triangulares do modelo do sistema aquífero de Monte Gordo.

### ***Definição do problema***

A definição do problema faz-se pela escolha do meio que se pretende estudar (saturado ou não saturado), o tipo de simulação (apenas fluxo ou fluxo e transporte de massa em condições estacionárias ou transitórias), o tipo de aquífero (confinado ou não confinado), a dimensão do modelo (2D ou 3D) e, no caso de 2D, o plano de projecção que se pretende (horizontal, vertical ou assimétrico).

### ***Discretização temporal***

A simulação em condições transitórias permite a escolha de diferentes opções relativamente à discretização temporal, que incluem esquemas de intervalos de tempo constantes, variáveis ou por cálculo automático. Os intervalos de tempo são calculados automaticamente.

### ***Discretização espacial vertical***

No caso de modelos 3D definem-se as unidades estratigráficas e a topografia através de planos que são superfícies que limitam

as camadas e que apresentam os nós dos elementos finitos que constituem a malha. Cada camada é assim limitada por dois planos e é formada pelos elementos da malha (cf. Figura 30).

### **Dados relativos ao modelo fluxo**

Relativamente aos dados do fluxo subterrâneo é necessário estabelecer as condições iniciais, as condições de fronteira e os parâmetros dos materiais. As condições iniciais correspondem à distribuição inicial dos níveis piezométricos. A importação dos dados pode ser realizada a partir de um ficheiro de dados (data-base), sendo depois interpolados para toda a área por um dos seguintes métodos: krigagem, inter/extrapolação de Akima, inversa distância e interpolação linear 1D, ou ainda pela introdução de forma interactiva do valor que se pretende para toda a área, para um elemento finito, para um nó da malha ou para uma área pré-definida.

As condições de fronteira para o modelo de fluxo podem ser seleccionadas entre as que se enunciam e descrevem no Quadro 32.

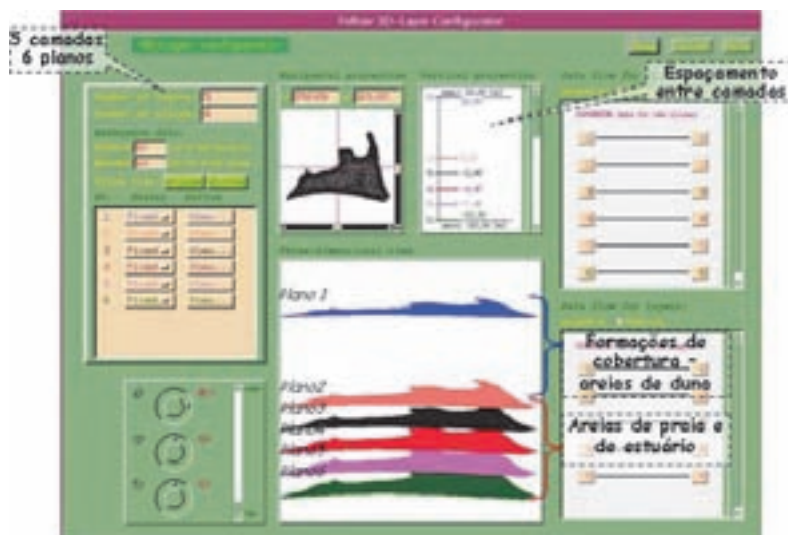


Figura 30 – Modelo conceptual do sistema aquífero de Monte Gordo.

Quadro 32 – Condições de fronteira para o modelo de fluxo.

Condições de fronteira	Unidades	Observações
1. <sup>a</sup> ordem (Dirichlet) Nível piezométrico imposto	m	Descreve o nível piezométrico num dado nó da malha
2. <sup>a</sup> ordem (Neumann) Fluxo imposto	m/d ou m <sup>2</sup> /d	Fixa o fluxo de um fluido em determinado nó ou conjunto de nós adjacentes. No caso de um problema horizontal 2D e aquífero confinado o fluxo de um fluido tem que ser estabelecido integrado em função da profundidade
3. <sup>a</sup> ordem (Cauchy) Transferência	m	Define o nível piezométrico de referência numa área exterior ao domínio do modelo, como é o caso de um rio ou de um lago; neste tipo de condição tem que ser definida uma taxa de transferência entre este corpo superficial e o aquífero
4. <sup>a</sup> ordem Furos	m <sup>3</sup> /d	Corresponde à injeção ou à extracção de água através de um furo que se representa por um nó na malha

As condições de fronteira (*cf.* Figura 31) podem ser limitadas por restrições, que se definem como sendo limites mínimos e máximos que tornam válida uma dada condição de fronteira: como, por exemplo, uma condição de fronteira de nível imposto pode ter um limite mínimo e máximo de fluxo e uma condição de fronteira de fluxo imposto pode ter um limite mínimo e máximo de nível piezométrico. As condições de fronteira podem ser constantes ou variáveis em função do tempo, assim como as restrições que as limitam.

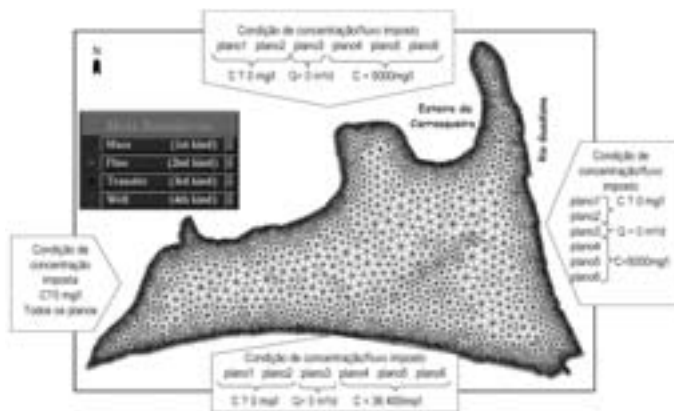


Figura 31 – Condições de fronteira para o modelo de fluxo (seis planos) do sistema aquífero de Monte Gordo.

Os parâmetros dos materiais a definir dependem da dimensão da simulação (2D ou 3D), do tipo de projecção no caso de problemas 2D e da modelação do fluxo se realizar na zona saturada ou na zona vadosa. Para meios saturados e simulações 3D, é necessário definir os parâmetros hidráulicos referidos no Quadro 33 (Diersch, 1998).

Quadro 33 – Parâmetros dos materiais para o modelo de fluxo 3D

Parâmetros	Símbolos
Condutividade de $K_{xx}$ ou $K1m^*$	$K_{11}$ ou $K_1^m$
Condutividade de $K_{yy}$ ou $K2m^*$	$K_{22}$ ou $K_2^m$
Condutividade de $K_{zz}$ ou $K3m^*$	$K_{33}$ ou $K_3^m$
Recarga (+) / Evaporação (-)	$P_0$
Razão entre densidades	$\alpha$
Factor de anisotropia	
Porosidade eficaz	$\epsilon_e$
Coefficiente de armazenamento específico	$S_0$
Taxa de transferência do aquífero e para o aquífero	$\Phi_h^{out}$ e $\Phi_h^{in}$

\* - eixos paralelos à anisotropia      \*\* - anisotropia geral

As condições de fronteira são atribuídas aos planos e as propriedades hidráulicas às camadas.

### ***Dados relativos ao modelo de transporte de massa***

Do mesmo modo que se define para o fluxo, também para o transporte de massa se estabelecem as condições iniciais, as condições de fronteira e as propriedades dos materiais. As condições iniciais consistem na introdução das concentrações iniciais relativas ao contaminante que se pretende modelar.

As condições de fronteira a definir para o modelo de transporte de massa incluem as que se descrevem no Quadro 34 (Diersch, 1998).

As propriedades dos materiais a prescrever relativas ao transporte de massa podem ser observadas no Quadro 35 (Diersch, 1998).

Quadro 34 – Condições de fronteira para o modelo de transporte de massa.

Condições de fronteira	Unidades	Observações
1. <sup>a</sup> ordem (Dirichlet) Concentração imposta	mg/l	Define a concentração do contaminante a modelar
2. <sup>a</sup> ordem (Neumann) Fluxo imposto	mg/l m/d	Define o fluxo de entrada do contaminante no modelo
3. <sup>a</sup> ordem (Cauchy) Transferência	mg/l	Define o fluxo de entrada do contaminante através de uma zona lixiviante
4. <sup>a</sup> ordem	mg/l m/d	Define uma fonte ou sumidouro para um contaminante

### ***Exemplo dos resultados obtidos para o aquífero de Monte Gordo***

Os resultados obtidos com o modelo matemático FEFLOW, aplicado ao sistema aquífero de Monte Gordo, em regime permanente, permitiram determinar a piezometria correspondente às condições iniciais no aquífero (*cf.* Figura 32) e localizar uma zona de água salgada, junto ao mar, e uma zona de água salobra, junto ao rio e ao esteiro. Na Figura 33 podem observar-se duas secções em plano horizontal (base do aquífero), uma junto ao rio Guadiana e outra junto ao mar, que mostram a salinidade calculada nos primeiros metros de distância à linha de costa. Este modelo foi também aplicado para o cálculo do transporte de nitratos provenientes das zonas agrícolas da região. Na Figura 34 localiza-se a área das Hortas, onde se simulou a introdução de uma concentração de  $\text{NO}_3^-$  de 4,4 g/m<sup>2</sup>. Na Figura 35, apresentam-se as linhas de fluxo obtidas e os resultados da modelação da concentração de  $\text{NO}_3^-$ , que afluem ao esteiro da Carrasqueira, considerando valores médios de recarga para o aquífero de Monte Gordo, num período de simulação de 100 anos.

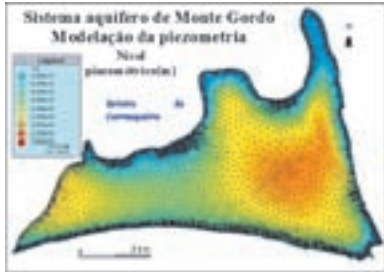


Figura 32 – Piezometria calculada pelo modelo após a calibração e direcções de fluxo (em regime permanente).



Figura 33 – Salinidades calculadas pelo modelo em regime permanente (visualização em plano horizontal).



Figura 34 – Área das Hortas no sistema aquífero de Monte Gordo onde se introduziu uma concentração de  $\text{NO}_3^-$  de  $4,4 \text{ g/m}^2$ .

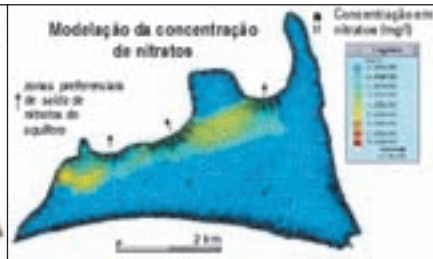


Figura 35 – Linhas de fluxo obtidas e resultados da modelação da concentração de  $\text{NO}_3^-$  no sistema aquífero de Monte Gordo, considerando valores de recarga médios, para um período de simulação de 100 anos.

Quadro 35 – Parâmetros dos materiais para o modelo de transporte de massa 3D.

Parâmetros	Símbolos
Porosidade	$\varepsilon$
Coefficiente de adsorção de <i>Henry</i>	$K$
Coefficiente de adsorção de <i>Freundlich</i>	$b_1$
Coefficiente de adsorção de <i>Langmuir</i>	$K_1$
Difusão molecular	$D_d$
Dispersividade longitudinal	$\beta_L$
Dispersividade transversal	$\beta_T$
Taxa de decaimento	$\vartheta$
Caudal de entrada (+) / Caudal de saída (-)	$Q_C$
Taxa de transferência do aquífero	$\Phi_C^{out}$
Taxa de transferência para o aquífero	$\Phi_C^{in}$

## Bibliografia

CIABATTI, P. e LOBO FERREIRA, J. P. (1994). *Desenvolvimento de um Inventário das Águas Subterrâneas de Portugal. Análise da Legislação sobre Zonamento de Protecção de Captações de Água Subterrânea. Aplicação a dois Casos de Estudo Portugueses*. Relatório 247/94 – GIAS, LNEC.

DIAMANTINO, C., OLIVEIRA, M. M., LOBO FERREIRA, J. P. e MOINANTE, M. J. (2003). *Estudo das Condições Ambientais no Estuário do Rio Guadiana e Zonas Adjacentes Componente Águas Subterrâneas*. Relatório da 3.<sup>a</sup> Fase, Proposta de Medidas de Gestão Ambiental. Relatório 179/03 - NAS, LNEC, Lisboa, Julho de 2003.

DIERSCH, H. G. (1998). *FEFLOW – Reference Manual. Interactive Graphics-based Finite-Element Simulation System for Modeling Groundwater Flow, Contaminant Mass and Heat Transport Processes*. WASY Institute for Water Resources Planning and Systems Research Ltd. Berlin.

## **ANEXO 3**

### **Caso de estudo de uma grande captação de água de superfície em estuário: Valada-Tejo, da EPAL**

#### **Introdução**

Realça-se a importância deste caso de estudo uma vez que apresenta várias particularidades: constitui a maior captação de água superficial em Portugal, localizada num rio internacional e sujeita a uma complexa rede de factores naturais, de ocupação humana e, mais a montante, políticos e económicos que condicionam a quantidade e a qualidade da água no local da captação.

Embora Valada Tejo seja muitas vezes referida como uma captação em rio, o mais correcto seria a designação de “estuário”. Com efeito, apesar de em Valada não se verificar a influência da água salgada, faz-se sentir interferência da maré. Este aspecto é relevante na avaliação global da situação: por exemplo, proporciona situações de chegada de poluentes gerados a jusante da captação, algo que apenas é possível em estuário. Tendo em conta a definição apresentada neste Guia, a captação de Valada insere-se na secção mais a montante dum estuário, designada de estuário superior ou fluviomarítimo, única zona onde fará sentido existir uma captação de água para abastecimento pois apresenta água doce, embora sujeita à influência hidrodinâmica da maré.

Na descrição deste caso de estudo optou-se por manter a designação de “rio” por corresponder à designação corrente da EPAL.

#### **Caracterização do sistema**

A tomada de água de Valada Tejo garante a captação e elevação dos caudais a tratar na ETA de Vale da Pedra, inserindo-se estas instalações no subsistema Tejo, o qual integra o Sistema de Abastecimento da EPAL, contribuindo com cerca de 25% da sua capacidade total.



Esta captação processa-se na margem direita do rio Tejo, numa secção localizada a cerca de 1 km para montante da povoação de Valada do Ribatejo (Figura 36).

A captação é constituída por dois canais perpendiculares à margem do rio, captando directamente a água superficial e por uma estação elevatória recentemente reformulada, em 2004. Esta encontra-se equipada com mastros basculantes para aspiração na superfície do rio, funcionando em conformidade com os níveis de água no estuário.

Na situação de captação por bombagem, que surge quando o nível da água no rio é inferior à cota de 0,70 m, o sistema de electrobombas permite a captação de níveis baixos de água até aos -2,00 m (NGP).



Figura 36 – Localização da captação de Valada-Tejo.

Os canais de captação conduzem a água até duas câmaras de tamisação, sendo posteriormente a água entregue no poço de aspiração da estação elevatória para a ETA de Vale da Pedra. Junto à estação elevatória existe uma estação de cloragem, onde se procede à pre-oxidação da água captada com cloro na forma gasosa, injectado no troço inicial das condutas elevatórias.

A estação elevatória de bombagem para a ETA está equipada com diversos grupos electrobomba, que a par de grande parte do restante equipamento se encontram em funcionamento há vários

anos e, por isso, decorre um projecto com vista à remodelação de toda esta infraestruturas, projecto este que envolverá igualmente a remodelação e reabilitação da ETA de Vale da Pedra. Esta estação elevatória está dimensionada para garantir a adução à ETA de Vale da Pedra de um caudal nominal de 240 000 m<sup>3</sup>/dia (em condições normais).

A adução dos caudais da captação processa-se através de duas condutas DN 1000 mm e DN 1250 mm, que terminam na obra de chegada da água bruta (pré-cloretada) à ETA de Vale da Pedra, o que ocorre na Câmara de Chegada, seguida de uma Câmara de Tranquilização e subsequente na Câmara de Repartição combinada por 3+3 repartidores. Presentemente não existe Câmara de Mistura Rápida. A etapa de desinfecção final com cloro é efectuada directamente nas condutas de água.

As duas linhas e tratamento existentes provêm de fornecedores diferentes e foram instaladas em fases distintas, uma em 1963, pela DEGRÉMONT e a outra linha em 1976, pela *Paterson Candy International-PCI*. Ambas se baseiam em decantadores de densificação de flocos em leito de lamas e filtros rápidos gravitatórios de leito de areia de camada simples.

A jusante desta última fase, o tratamento passa por uma etapa de correção de pH com hidróxido de cálcio, e desinfecção final com cloro, após o que os caudais tratados são aduzidos através de duas condutas idênticas às de entrada, até à Várzea das Chaminés, local onde tem início o Aqueduto Tejo. Este Aqueduto data de 1940, sendo composto por tubos de betão armado DN 2500 mm, assegura uma capacidade de transporte de 400 000 m<sup>3</sup>/dia até à estação elevatória dos Olivais.

## **Análise preliminar de risco da quantidade e qualidade da água nas origens**

Na Revisão do Plano Director de Desenvolvimento do Sistema de Produção e Transporte da EPAL, elaborado pelo consórcio PROCESL, ENGIDRO e ProSistemas, em Dezembro de 2006, foi incluída uma análise preliminar de risco da quantidade e qualidade da água nas origens, destinado a servir de instrumento de planeamento fundamental ao desenvolvimento do Sistema da EPAL e de enquadramento de intervenções de ampliação, renovação e reabilitação.

## Situação relativamente à quantidade

No Plano Director (em Revisão) foram efectuados estudos com base na análise do escoamento em três estações localizadas no curso do Rio Tejo, mais próximas da secção de captação, no Tramagal, em Almourol e em Ómnias, os quais permitem avaliar a disponibilidade de água na captação de Valada-Tejo. A análise da sequência cronológica de caudais médios anuais identificou, a partir do início da década de 1980, uma menor variabilidade interanual e uma redução significativa dos valores dos caudais médios com tendência para a estabilização.

Esta redução de cerca de 20-30% dever-se-á a um conjunto associado de causas: i) diminuição da precipitação na bacia hidrográfica; ii) aumento de armazenamento nas albufeiras espanholas e iii) gestão da turbinagem de caudais nos aproveitamentos hidroeléctricos nacionais existentes na bacia contributiva.

A análise anterior foi actualizada com dados de escoamento entre 1989/1990 e 2002/2003. Esta análise permitiu concluir (para a estação mais próxima da secção de captação: Ómnias) que o escoamento médio anual mais recente é da mesma ordem de grandeza do período anterior ( $364,0 \times 10^3 \text{ m}^3$  vs.  $363,8 \times 10^3 \text{ m}^3$ ). Em termos de escoamento anual mínimo, o valor do período mais recente é ligeiramente inferior ao anterior ( $82,9 \times 10^3 \text{ m}^3$  vs.  $95,4 \times 10^3 \text{ m}^3$ ). Por último, o escoamento mensal mínimo é significativamente inferior ao do período anterior (por exemplo, para Setembro:  $14,4 \times 10^3 \text{ m}^3$  vs.  $72,1 \times 10^3 \text{ m}^3$ ).

Esta análise veio confirmar a preocupação relativamente à gestão institucional de caudais de estiagem no rio Tejo. Considera-se que as conclusões constantes na Revisão do Plano Director mantêm-se válidas, embora os considerandos relativos à ampliação da capacidade de produção para 400.000 m<sup>3</sup>/dia sejam ainda mais fortes, dada a maior dependência da sua sustentabilidade relativamente ao quadro institucional de utilização de recursos.

Além dos aspectos quantitativos anteriormente referidos, tem vindo a merecer especial atenção, e a limitar a captação de água, a evolução dos fundos do leito do rio Tejo, concretamente a sua tendência para um aprofundamento. Esta, bem como a referida descida progressiva de níveis mínimos em estiagem, foram atribuídas no Plano Director em Revisão à extracção comercial de areias.

A montante de Valada verificou-se também uma descida gradual (embora mais lenta) do leito do rio, atribuída essencialmente à

retenção de material sólido nas albufeiras das barragens que ao longo do tempo se têm vindo a construir na respectiva bacia.

A substituição, pela EPAL, da jangada associada à estrutura de captação, por uma nova estação elevatória, dotada de mastros basculantes para aspiração na superfície do rio, quando o nível da água é inferior à cota 0,70 m, fez com que a estabilização se tornasse muito importante. Assim, a EPAL solicitou à CCDR LVT um parecer relativo à definição de uma solução de estabilização do traçado do talvegue do rio, tendo-se concluído que o troço do rio Tejo entre a ponte de Porto de Muge e Valada do Ribatejo não apresenta um desenvolvimento típico do troço inferior de um rio de planície sobre depósitos aluvionares recentes, como é o caso. O centenário Dique de Valada terá condicionado a margem direita do rio Tejo neste troço.

Com base nas soluções propostas pela CCDR LVT e num parecer do LNEC, foi definida uma solução para o desassoreamento da secção da captação, a desenvolver em várias fases. Em 2005 foi construído, pela EPAL, um primeiro esporão (de um conjunto de três) com o objectivo de colocar definitivamente o talvegue na margem direita, onde se situa a captação de Valada.

Esta obra encontra-se em monitorização de forma a avaliar o cumprimento dos objectivos e a prossecução do plano de construção de esporões.

## **Situação relativamente à qualidade**

Em termos metodológicos, a EPAL focou-se em dois tipos de parâmetros de qualidade da água: i) os que se prendem directamente com a tratabilidade da água para produção de água para consumo humano; ii) parâmetros relacionados com problemas de qualidade da água, inerentes à presença de fontes de poluição ou à ocorrência de acidentes de poluição.

Conclusões do Plano Director, relativas ao período 1996/2000, apontam problemas de qualidade da água (inclusivé situações de qualidade inferior à classe A3). A má qualidade deveu-se, sobretudo, à presença de matéria orgânica fecal, sendo os casos mais gravosos relativos ao azoto amoniacal, à CQO, à CBO<sub>5</sub> e aos coliformes fecais. Também se observaram elevados níveis de fosfatos.

Estas situações condicionaram o tratamento na ETA, tendo-se mesmo registado a paragem ocasional desta, pela impossibilidade de cumprimento de determinadas exigências legais quanto à

qualidade da água tratada, sendo esta situação particularmente grave no Verão, quando se regista, em simultâneo, um acréscimo da procura.

Foram observadas situações de valores elevados de manganês, fenóis e ainda, pontualmente, de alumínio, o qual se encontra em grande parte na forma complexada, não sendo problemático em termos de tratamento.

Os referidos problemas de qualidade da água tiveram como fontes de poluição descargas de águas residuais urbanas e agropecuárias não tratadas na zona inferior da bacia do Tejo (registaram-se elevadas cargas poluentes nos afluentes ao rio Tejo, mais próximos e a montante da captação). Os fosfatos terão tido origem na utilização de fertilizantes na agricultura e os detergentes e outros compostos presentes nos efluentes domésticos.

Com recurso a modelação matemática e considerando a situação mais conservativa (abaixamento do leito do rio e seca prolongada), foi possível estimar que o limite máximo da intrusão da cunha salina se situaria até cerca de 10 km a jusante da captação de Valada.

O Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tejo (2000), com dados posteriores, refere como parâmetros mais críticos, além da temperatura, os coliformes fecais, os fenóis e a CQO, seguidos por coliformes fecais, o azoto amoniacal, o manganês e os estreptococos fecais.

A síntese, quanto à situação de qualidade da água na captação de Valada-Tejo, no período 2000-2004 (comparativamente com a década de 90), indica: i) algumas melhorias face a parâmetros problemáticos (azoto amoniacal, fósforo, cor, turvação e coliformes fecais); ii) agravamento sistemático quanto aos parâmetros da temperatura e sólidos suspensos totais, coliformes fecais e manganês; iii) tendência para menor variação da contaminação bacteriana ao longo do ano, evidenciando-se a preponderância da contaminação humana, devido à relação entre os teores de coliformes fecais e estreptococos fecais; iv) inexistência de alteração significativa quanto à CQO, CBO<sub>5</sub> e oxigénio dissolvido, v) evidências de redução da condutividade eléctrica, embora com maior amplitude de variação; vi) as substâncias perigosas ou poluentes associados ao tráfego motorizado não apresentam problemas; vii) alguma melhoria da situação quanto aos nutrientes fósforo e azoto; viii) registo duma grande variação ao longo do ano na densidade de fitoplâncton (com as cianófitas como dominantes), tendo a concentração média de clorofila-*a* mostrado tendência para diminuir.

Em situações de estiagem, são especialmente sensíveis os seguintes parâmetros: cor, turvação, sólidos suspensos totais, cloretos, sulfatos, ferro, manganês, fósforo e CQO. Os coliformes totais e fecais são muito sensíveis às condições sazonais.

## **Avaliação preliminar de risco**

Na Revisão do Plano Director de Desenvolvimento do Sistema de Produção e Transporte da EPAL, o “risco” é definido como a probabilidade de ocorrência de um perigo que pode causar danos a uma determinada população ou estrutura a ele exposta, num determinado intervalo de tempo, em articulação com a magnitude desse dano.

Desta forma, o risco é o produto da probabilidade de ocorrência de um determinado acontecimento indesejado pelo efeito que pode causar numa dada população ou estrutura. Consequentemente, em processos de análise de risco haverá, primeiro, que identificar os perigos e, depois, avaliar os respectivos riscos, tendo presente quer a probabilidade de ocorrência desses perigos quer a severidade dos danos que esse evento pode causar.

A avaliação de risco conduz ao estabelecimento da sua priorização – de acordo com determinadas escalas, definidas normalmente por métodos simples –, através de uma matriz que utiliza conjuntamente a classificação quanto à probabilidade de ocorrência dos perigos e quanto à severidade das suas consequências.

Na Revisão do Plano Director do Sistema da EPAL, a avaliação do risco para a quantidade e para a qualidade da água foi realizada considerando que o grau de severidade, associado à ocorrência dos perigos identificados, adquire pesos iguais a 0, 2, 4, 6, 8 ou 10, e que a *probabilidade desta ocorrência* adquire pesos de 0, 1, 2, 3 ou 4. Considerou-se ainda um *factor multiplicativo* designado factor-zona, que pode ter os valores de 1, 1,5, 2 ou 3, para as águas superficiais. Este factor apresenta valores crescentes com a proximidade da ocorrência à captação. Como resultado da multiplicação das três variáveis anteriores resulta um valor que identifica/caracteriza o risco. Na escala proposta foram consideradas 4 níveis para o grau de risco, sendo:

- Risco Extremo (80-120)
- Risco elevado (40-79)
- Risco moderado (15-39)
- Risco baixo (< 15)

A metodologia proposta, bem como a graduação utilizada, teve como preocupação criar um instrumento que permitisse distinguir de forma expedita as situações-tipo e não apenas traduzir uma relação matemática cuidadosa<sup>18</sup>.

Na avaliação de risco realizada na Revisão do Plano Director foram consideradas três sub-bacias distintas: a bacia global de Castelo de Bode; a bacia de Belver e, finalmente, a bacia restrita de Valada. De facto, fará sentido no âmbito de abordagem do Guia avaliar efectivamente a bacia restrita de Valada, por ser a que comporta os perigos/riscos mais imediatos para a captação que se pretende proteger. No que respeita a esta bacia, apresentaram-se seguidamente os resultados da avaliação dos riscos para a quantidade e qualidade.

Em termos sintéticos, para a quantidade, todos os riscos foram avaliados como de grau “moderado” (*actos de vandalismo e sabotagem, episódios sísmicos de elevado grau; seca extrema; impossibilidade de fixação do canal navegável, embate de barcaça na estrutura da captação*), à excepção do *risco de rotura do dique de protecção*. Salienta-se que, na avaliação dos riscos *actos de vandalismo e sabotagem e episódio sísmico de elevado grau*, teve por base perigos considerados de “severidade catastrófica”, embora de probabilidade de ocorrência rara.

Em relação à qualidade, detectaram-se na bacia restrita de Valada um número muito grande de situações de “risco elevado” e de “risco moderado”. O Quadro 36 apresenta uma síntese geral dos descritores que tiveram estas classificações. De notar que alguns destes apresentam os dois níveis de risco referidos, em função das situações tipo, dentro de cada descritor.

É interessante verificar que a progressão para montante da cunha salina apresenta um “risco elevado” para a qualidade da água e a a Influência de poluentes de jusante um “risco moderado”. Estes aspectos, conforme já mencionado, são intrínsecos à condição de estuário.

---

<sup>18</sup> Este pressuposto encontra-se também subjacente ao presente Guia Técnico do IRAR.

Quadro 36 – Níveis de risco para vários descritores.

Descritor	Risco Elevado	Risco Moderado
Descarga de águas residuais urbanas brutas e tratadas	X	X
Descargas de efluentes industriais e de instalações abrangidas pela legislação sobre Prevenção e Controlo Integrado da Poluição (PCIP)	X	X
Descargas de instalações abrangidas pela legislação sobre prevenção de acidentes graves que envolvam substâncias perigosas	X	X
Zonas industriais	X	X
Carga associada a efectivos pecuários	X	
Lixeiras desactivadas	X	
Explorações mineiras desactivadas	X	
Zonas de regadio	X	X
Zonas florestais de produção		X
Riscos de incêndio florestal		X
Embarcações motorizadas		X
Ocorrência de cheias ou secas		X
Actos de vandalismo ou sabotagem		X

## Estações de alerta

A EPAL dispõe de duas Estações de Alerta localizadas no rio Tejo, a montante da sua captação de Valada: em Caneiras, junto a Santarém, e na foz da Vala de Alpiarça, junto a Benfica do Ribatejo. Estas estações monitorizam a qualidade da água circulante no rio Tejo, bem como a qualidade da água da Vala de Alpiarça, que é um afluente situado já bastante próximo da instalação de captação, e cujo impacto nas características globais da água do rio pode ser previamente detectado. Neste sentido, é possível dispor de informação qualitativa da água do rio antes da sua passagem pela zona de captação da EPAL e, deste modo, prever acções tendentes a mitigar qualquer situação anómala.

As duas Estações de Alerta dispõem de equipamentos analíticos de determinação de parâmetros da qualidade da água, em contínuo, enviando em tempo real essa informação para o Centro de



Comando da Unidade de Vale da Pedra. Aqui, complementarmente com a informação qualitativa e quantitativa recebida da captação de Valada Tejo, é efectuada a gestão deste Sub-sistema de Produção. O Quadro 37 apresenta os parâmetros de qualidade medidos em cada estação.

Quadro 37 – Parâmetros determinados nas Estações de Alerta.

Caneiras	Alpiarça
pH	
Condutividade	
Amónio	
Temperatura	
Turvação	
Cloretos	
Oxigénio Dissolvido	
Carbono Orgânico Dissolvido	
Fosfatos	
Cianetos	
Nitratos	

## Contribuições do caso de estudo para o Guia

Verifica-se que, de um modo geral, a análise da protecção da origem superficial da captação superficial da Valada-Tejo, situada no estuário superior do rio Tejo, segue as ideias-mestras do Guia Técnico do IRAR, evidenciando a sintonia deste com as preocupações das entidades gestoras.

Neste Guia são considerados dois conceitos fundamentais para a protecção de origens de água: avaliação da vulnerabilidade e avaliação do risco. Adicionalmente, foram incluídos critérios para a análise da propagação de poluentes em meios superficiais e critérios de análise de fenómenos hidrológicos extremos.

A EPAL, para efeitos de protecção da sua captação de Valada-Tejo, considera explicitamente o conceito de risco e, passa implícita, o de vulnerabilidade, denominando-o de grau de severidade.

No entanto, analisando os dois parágrafos iniciais dos conceitos fundamentais da avaliação do risco (Capítulo 6 da Revisão do Plano Director), dir-se-ia que estes não são completamente sobreponíveis, sendo a segunda definição a que mais se aproxima da apresentada no Guia.

A metodologia utilizada para quantificação do risco é, no modo de aplicação, parcialmente similar à que consta no Guia, isto é, tratam-se em ambos os casos de métodos simplificados que se reduzem à definição de factores multiplicativos, e respectivos pesos, que dão origem a um número indicador do risco. No entanto, os métodos USGS e WRASTIC são utilizados para avaliar o risco de poluição, enquanto o método aplicado pela EPAL inclui a poluição mais os fenómenos hidrológicos extremos naturais e as acções humanas.

*De forma a ter maior sensibilidade quanto à utilização das metodologias propostas no Guia, foi solicitado à EPAL a análise e eventual aplicação da metodologia WRASTIC à captação de Valada-Tejo.*

*A EPAL considerou que o método WRASTIC, relativo à avaliação de risco à poluição para os recursos hídricos superficiais, tem aplicabilidade no caso particular da bacia hidrográfica onde se encontra localizada a captação superficial da EPAL no rio Tejo, em Valada. No que respeita aos sete parâmetros caracterizadores da bacia hidrográfica, apenas para um deles (C – Cobertura vegetal do solo) a EPAL não dispõe de elementos suficientes para uma correcta classificação.*

*Numa aplicação expedita do método WRASTIC à bacia hidrográfica do rio Tejo, mediante o conhecimento e elementos disponíveis (não considerando o parâmetro C), a EPAL obteve para o índice WRASTIC um valor de 63. Com a utilização da variável C resultará um valor ainda superior (apesar de C ter um peso de 1), pelo que se conclui que esta bacia apresenta a classe de sensibilidade elevada.*

*A EPAL comenta ainda que a classificação do WRASTIC em apenas três classes de sensibilidade (elevada, moderada e reduzida) será algo redutora, dado que poderá conduzir à classificação de bacias de dimensão e impacto significativamente diferentes na mesma classe de sensibilidade.*

Considera-se ainda que não deverão ser incluídos num mesmo descritor as cheias e as secas, já que, entre outras diferenças, são fenómenos que apresentam escalas temporais muito distintas, o que é importante para os planos de segurança.

No Guia são contemplados os planos de gestão de rotina e os planos de emergência (urgência), enquanto que, na EPAL, estão previstos planos de segurança e planos de contingência.

## **Bibliografia**

PROCESL, SGS, ENGIDRO, PROSISTEMAS (2006) – *Revisão do Plano Director de Desenvolvimento do Sistema de Produção e Transporte da EPAL. Parte IV – Análise Preliminar de Risco da Quantidade e Qualidade da Água nas Origens*, p. 375.

## **ANEXO 4**

### **Caso de estudo de uma pequena captação de água de superfície em albufeira: Captações superficiais do Município do Crato**

#### **Introdução**

O Município do Crato foi uma das entidades gestoras que se disponibilizaram para constituírem casos de estudo para o presente Guia Técnico. O Crato é um dos 15 concelhos do distrito de Portalegre. Enquadra-se morfológicamente na extensa peneplanície alentejana, de relevo ondulado pouco expressivo, dominando em geral as formas suaves, nalguns locais um pouco salientes.

O espaço concelhio reparte-se por duas bacias hidrográficas, a Ribeira de Sôr, que envolve a fracção territorial do Norte-Noroeste, drenada pelos ribeiros do Vale do Magre, do Monte da Pedra e da Sepelheira, e a bacia da Ribeira de Seda, que é a mais extensa e o único curso de água de caudal permanente, atravessando o concelho de Este para Oeste.

O clima da região é marcado por ter características intrínsecas de certa continentalidade que são expressas pelas acentuadas amplitudes térmicas, face ao afastamento dos efeitos directos moderadores das massas de ar marítimo carregadas de humidade. O período de Verão é muito demarcado e caracterizado pela ausência de precipitações, registando-se apenas pequenos aguaceiros ocasionais.

As albufeiras das Nascentes (Figura 37 e Figura 39) e Arreganhada (Figura 38 e Figura 40) constituem as principais origens de água destinada ao consumo humano no Concelho do Crato. Estas não se encontram no seguimento de nenhuma linha de água relevante, existindo apenas pequenos cursos de água que correm para as albufeiras. Estes constituem linhas de água perenes e de fraco caudal, evidenciando escoamento apenas no Inverno e quando se registam precipitações mais intensas.

Segundo o projecto que serviu de base à construção das albufeiras, os terrenos que constituem as bacias hidrográficas em causa são na totalidade de natureza granítica, pertencendo à mancha granítica que se estende do Crato a Nisa.

O material aqui apresentado resulta de um trabalho sucinto, efectuado em parceria com o Município do Crato. Pretendeu-se abordar de forma pragmática um caso de estudo sem qualquer material de análise anterior, no sentido de compreender as questões mais importantes na gestão das duas albufeiras em causa. Além de testar a aplicação de ferramentas do Guia pretendeu-se também que se delineassem orientações que permitam uma boa continuação dos trabalhos.

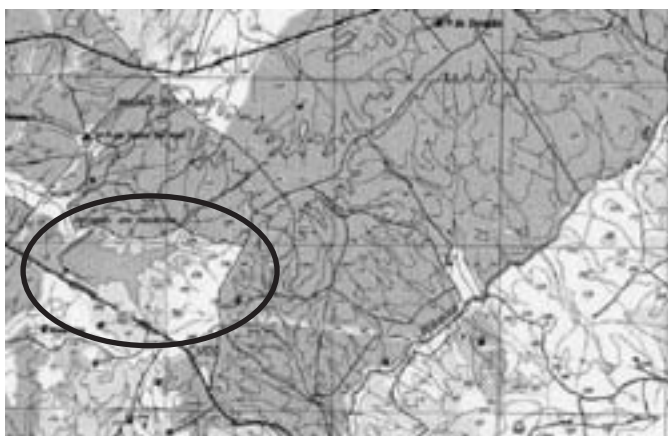


Figura 37 – Albufeira das Nascentes (excerto da Carta Militar n.º 346).

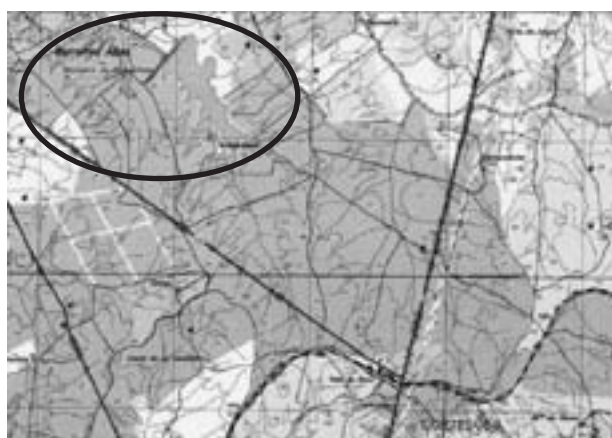


Figura 38 – Albufeira da Arreganhada (excerto da Carta Militar n.º 346).

## **ALBUFEIRA DAS NASCENTES**

### **Características da albufeira e envolvente**

- Capacidade total – 434 x 1000 m<sup>3</sup>
- Nível Pleno de Armazenamento (NPA) – 283,5 m
- Nível de Máxima Cheia (NMC) – 283,9 m
- Entidade exploradora – Câmara Municipal do Crato
- Ano de construção – 1965

Em termos de actividades de lazer ligadas à própria albufeira, regista-se a pesca desportiva, muito pouco significativa, visto que se organiza um concurso anualmente, havendo ainda a possibilidade de pescar durante os períodos de pesca normais, mediante pedido junto das entidades responsáveis. Não é permitida a introdução de engodos de pesca na albufeira. Outras actividades, como seja o campismo ocorrem também, no entanto, em ocasiões muito excepcionais e com pouca relevância.

Não existe qualquer tipo de agricultura na zona envolvente próxima da albufeira. Por outro lado, a exploração intensiva de eucalipto nas suas proximidades poderá ser relevante, dado que se trata de uma espécie exótica e de crescimento rápido. Desconhecem-se, todavia, as práticas utilizadas na gestão destes povoamentos, não havendo assim dados sobre os produtos químicos que serão utilizados.

A Figura 39 apresenta a albufeira das Nascentes em duas situações hidrológicas distintas, sendo evidentes os extremos a que esta se encontra sujeita.

### **Caracterização do sistema de captação**

A água é captada na Albufeira das Nascentes através de uma jangada flutuante, sendo possível tratar 50 m<sup>3</sup> de água por hora. No período de Inverno recorre-se ao reforço através da pequena represa do Chamiço, situada a cerca de 6/7 km. O processo de tratamento na respectiva ETA compreende a correcção do pH, coagulação-floculação-decantação, pré-oxidação e desinfecção final com dióxido de cloro e filtração por areia e carvão activado.

A ETA das Nascentes abastece uma população de 2860 habitantes aproximadamente, sendo tratados na mesma cerca de 700 m<sup>3</sup> de água por dia.



A – Foto da Albufeira das Nascentes no Inverno de 2007/2008.



B – Foto da Albufeira das Nascentes no período de seca ocorrido em 2005.

Figura 39 – Albufeira das Nascentes (fotografias A e B).

### **Situação relativamente à quantidade**

A precipitação média anual da zona é de 792 mm. A área da bacia hidrográfica da ribeira de Sôr que escoa para a albufeira é de 0,84 km<sup>2</sup>.

No caso de ocorrerem períodos de seca prolongada, o município tem ao seu dispor três captações subterrâneas (Furo de Vale da Barriga, Furo de Flor da Rosa e Poço das Nascentes), que poderão reforçar o abastecimento público de água.

Nos últimos 20 anos, têm-se registado secas extremas, de uma forma cíclica (de 10 em 10 anos aproximadamente), tendo a última ocorrido em 2005 (ver fotografia B, na Figura 39).

Durante os períodos de seca, a água da albufeira sofre uma degradação acentuada, com os concentrações de ferro, manganês, oxidabilidade, sólidos suspensos totais e clorofila a atingirem valores muito elevados.

## Situação relativamente à qualidade

Com os dados de que se dispõe, infere-se que a principal fonte de poluição da albufeira das Nascentes, terá origem em esgotos domésticos, pecuários e de águas ruças que serão descarregados, sem tratamento, na linha de água que alimenta a albufeira.

Esta albufeira foi classificada na classe >A3 entre 1998 e 2002, de acordo com o Anexo I do Decreto-Lei n.º 236/98, sendo a água presente nesta de fraca qualidade (Classe C – Poluída) e apresentado forte eutrofização (pelo menos desde 2000). Com efeito, a qualidade da água tem-se vindo a degradar nos últimos anos. Considera-se importante avaliar igualmente a contribuição das possíveis influências naturais, de factores geológicos, na qualidade da água, pensando-se todavia que os factores de origem antrópica serão os principais responsáveis pela má qualidade da água.

Com base nos dados da qualidade da água recolhidos pela CCDR – Alentejo nesta albufeira, numa base mensal, incluindo o ano de 2000 e até 2006, seleccionaram-se alguns parâmetros que pudessem ser considerados como indicadores do tipo de poluição presente na bacia hidrográfica e que afecta as albufeiras. Os parâmetros em causa são os sólidos suspensos totais (SST), a CBO<sub>5</sub>, a CQO os coliformes fecais, o ferro dissolvido e o manganês. Estes dois últimos foram seleccionados pelo facto de, ao longo do tempo, se ter verificado a sua presença em quantidades elevadas, sendo que a sua proveniência será o substrato geológico da região, nomeadamente os granitos que se sabe poderem apresentar minerais ferro-magnesianos.

Nesta análise sucinta efectuada para os sete anos, considerou-se também uma divisão arbitrária de semestre húmido e semestre seco (considerando os meses de Maio a Outubro, neste caso), como forma de compreender processos ligados a questões sazonais e à ocorrência de precipitação, cujo escoamento é o veículo de transporte da precipitação difusa. Antes de mais, não se observou qualquer tendência temporal marcada de mudança na qualidade da água, no que respeita aos parâmetros analisados. Com efeito, ou a sua concentração média anual é idêntica, ao longo dos sete anos (caso da CQO, CBO<sub>5</sub> e manganês, por exemplo) ou, pelo contrário, manifestam-se variações, sem um sentido definido (caso dos SST e coliformes fecais, por exemplo). De salientar no entanto, que se verificou para todos os parâmetros, excepto para o manganês e a CBO<sub>5</sub>, que o ano de 2005 (ano seco) apresentou uma concentração média superior à do ano anterior e à do ano seguinte.

A média anual para os sete anos conduz a classificações em diferentes classes (A1, A2 ou A3, de acordo com o Anexo I do



Decreto-Lei n.º 236/98), consoante o parâmetro. A pior classificação (classe A3) regista-se para a CQO.

Os coliformes fecais apresentam valores médios significativamente mais elevados para o semestre húmido comparativamente com o seco, inferindo-se daqui que a sua origem principal será, possivelmente, a poluição de origem difusa a qual é veiculada através da ocorrência de precipitação.

Para o conjunto dos sete anos analisados, os SST apresentam concentrações mais baixas nos meses de Março a Junho, fazendo crer que a precipitação também tem um papel importante no transporte deste poluente, como seria de esperar – apesar da análise por semestre não evidenciar este aspecto.

Por outro lado, é no semestre seco que se verificam as concentrações mais elevadas de ferro dissolvido e de manganês. Julga-se, dadas as características da albufeira, com forte contribuição em matéria orgânica e nutrientes, que nos meses mais quentes ocorrerão condições anaeróbias na camada inferior da água, junto aos sedimentos, pela degradação microbiológica da matéria orgânica e crescimento algal. Esta situação concorre para reacções químicas que proporcionam a solubilização do ferro e do manganês. A presença de ferro e manganês tem sido correlacionada com a estratificação em albufeiras. Por exemplo, Sawyer e MacCarty (1985) referem-no, dizendo que a situação melhora a partir do Outono, como de facto se verifica no caso em análise. Efectuando uma correlação linear entre estes dois parâmetros, obtém-se, para um número de amostras igual a 38 (total disponível para os sete anos considerados) um coeficiente de determinação ( $R^2$ ) de 0,76, corroborando uma relação entre os metais ou os processos responsáveis pelo seu aparecimento.

## **ALBUFEIRA DA ARREGANHADA**

### **Características da albufeira e envolvente**

- Capacidade total: 423 x 1000 m<sup>3</sup>
- Capacidade útil: 420 x 1000 m<sup>3</sup>
- Nível pleno de armazenamento (NPA): 207m
- Nível de Máxima Cheia (NMC): 207,7m
- Ano de conclusão: 1980

Em termos de actividades de lazer ligadas à própria albufeira, regista-se apenas a pesca desportiva, muito pouco significativa. Não é permitida a introdução de engodos de pesca na albufeira.

Existe uma grande extensão de solos, na zona envolvente à albufeira, ocupada com eucaliptais e matas degradadas. Nos últimos anos, tem-se praticado alguma agricultura, junto da albufeira (distância não superior a 100 m) especialmente de culturas arvenses de sequeiro, sendo o seu principal destino a alimentação de explorações pecuárias existentes nestas propriedades. Pode ainda observar-se a existência de outras árvores como o pinheiro, azinheira e alguns salgueiros que aqui e ali pontuam na zona envolvente à albufeira.

Tal como para a albufeira das Nascentes, regista-se a exploração intensiva de eucalipto nas proximidades da albufeira da Arreganhada. Também neste caso se desconhecem as práticas utilizadas na gestão destes povoamentos, não havendo assim dados sobre os produtos químicos que serão utilizados.

A Figura 40 apresenta a albufeira da Arreganhada em duas situações hidrológicas distintas, sendo evidentes os extremos a que esta se encontra sujeita.



A – Foto da Albufeira da Arreganhada no Inverno 2007/2008.



B – Foto da albufeira da Arreganhada no período de seca ocorrido em 2005.

Figura 40 – Albufeira da Arreganhada (fotografias A e B).

### **Caracterização do sistema de captação**

A água é captada na Albufeira da Arreganhada (com reforço da Ribeira de Sôr, nos períodos de precipitação mais intensa, situada a cerca de 3/4km). A água é tratada recorrendo a uma jangada flutuante, sendo a capacidade de tratamento instalada de 50 m<sup>3</sup> por hora. A ETA apresenta um processo de tratamento que compreende a correcção do pH, coagulação-floculação-decantação, desferrização e desmanganeização, pré-oxidação e desinfecção final com dióxido de cloro e filtração por areia e carvão activado.

A ETA da Arreganhada abastece uma população de 1407 habitantes aproximadamente, sendo tratados, em termos médios, cerca de 300 m<sup>3</sup> de água por dia.

### **Situação relativamente à quantidade**

A precipitação média anual da zona é de 792 mm. A área da bacia hidrográfica da ribeira Vale do Castelo que escoa para a albufeira é de 2,84 km<sup>2</sup>.

No caso de ocorrerem períodos de seca prolongada, o município tem ao seu dispor três captações subterrâneas (Poço da Decaleira, Poço da Arreganhada e Furo de Mato Rego), que poderão reforçar o abastecimento público de água.

Tal como na zona de abastecimento das Nascentes, também na zona de abastecimento da Arreganhada se têm registado secas extremas de uma forma cíclica (períodos de dez anos aproximadamente), provocando a degradação da qualidade da água na origem e elevando os teores de ferro, manganês, sólidos suspensos totais, oxidabilidade e clorofila a para valores extremos.

### **Situação relativamente à qualidade**

Não se dispõe de nenhum levantamento de descargas poluentes de esgostos, de explorações pecuárias ou industriais na ribeira Vale do Castelo, que constitui a principal entrada de água na albufeira. Calcula-se que estas fontes existam e, por não terem o devido tratamento, estarão a condicionar negativamente a qualidade da água nesta albufeira.

Esta albufeira encontra-se classificada na classe >A3 entre 1998 e 2002, de acordo com o Anexo I do Decreto-Lei n.º 236/98, sendo a água presente nesta de fraca qualidade (Classe D). Todavia, não se registam situações de eutrofização, como se verifi-

ca no caso da albufeira das Nascentes. A qualidade da água tem-se vindo a degradar nos últimos anos. Considera-se importante avaliar igualmente a contribuição das possíveis influências naturais, de factores geológicos, na qualidade da água, pensando-se no entanto que os factores de origem antrópica serão os principais responsáveis pela má qualidade da água.

Com base nos dados da qualidade da água recolhidos pela CCDR – Alentejo nesta albufeira, numa base mensal, incluindo o ano de 2000 e até 2006, seleccionaram-se alguns parâmetros que pudessem ser considerados como indicadores do tipo de poluição presente na bacia hidrográfica e que afecta as albufeiras. Os parâmetros em causa são os sólidos suspensos totais (SST), a CBO<sub>5</sub>, a CQO os coliformes fecais, o ferro dissolvido e o manganês. Estes dois últimos foram seleccionados pelo facto de, ao longo do tempo se ter verificado a sua presença em quantidades elevadas, sendo que a sua proveniência será o substrato geológico da região, nomeadamente os granitos que se sabe poderem apresentar minerais ferro-magnesianos.

Esta análise sucinta efectuada para os sete anos considerou os mesmos pressupostos que no caso da albufeira das Nascentes. Também no caso da Arreganhada não se observou qualquer tendência temporal marcada de mudança na qualidade da água, no que respeita aos parâmetros analisados. A sua concentração média anual é idêntica, ao longo dos sete anos (caso do manganês) ou, pelo contrário, manifesta variações, sem um sentido definido (caso dos SST e coliformes fecais, por exemplo). Verificou-se para todos os parâmetros, excepto para o manganês e o ferro dissolvido, que o ano de 2005 (ano seco) apresentou uma concentração média superior à do ano anterior e à do ano seguinte.

A média anual para os sete anos conduz a classificações em diferentes classes (A1, A2 ou A3, de acordo com o Anexo I do Dec. Lei n.º 236/98), consoante o parâmetro. Alguns dos parâmetros registam concentrações que determinam uma classificação em classe A3, nomeadamente a CQO, a CBO<sub>5</sub> e o manganês. Para o caso dos coliformes fecais, observa-se um máximo de 901ufc/100ml em Agosto de 2001, valor muito distinto da média para os 7 anos (de 38 ufc/100ml ou de 28 ufc/100ml, se se excluir aquele valor máximo).

Os coliformes fecais apresentam valores médios mais elevados para o semestre húmido comparativamente com o seco, inferindo-se daqui a importância da poluição de origem difusa veiculada através da precipitação.

Para o conjunto dos sete anos analisados, os SST apresentam concentrações mais baixas nos meses de Abril a Junho e o semestre húmido apresenta concentrações médias superiores ao seco, revelando-se o papel da precipitação no transporte deste poluente.

A  $\text{CBO}_5$  apresenta uma média mais elevada no semestre seco, colocando-se a hipótese das contribuições de esgotos domésticos serem responsáveis por esta observação.

Os comentários relativos ao ferro dissolvido e ao manganês são idênticos aos efectuados para o caso da albufeira das Nascentes. Todavia, neste caso, a correlação linear entre estes dois parâmetros resulta, para um número de amostras igual a 37 (total disponível para os sete anos considerados) num coeficiente de determinação muito reduzido que não permite, com esta base, tirar qualquer ilação sobre relações entre estes dois parâmetros.

### **Avaliação preliminar de riscos e vulnerabilidades nas albufeiras das Nascentes e da Arreganhada**

Foi solicitado ao responsável por este trabalho, no Município do Crato, que aplicasse o Método WRASTIC às duas albufeiras anteriores e comentasse este exercício. Seguem-se esta aplicação e os respectivos comentários.

*O trabalho foi desenvolvido com o conhecimento existente, tendo sido observada a necessidade de angariar mais informação relativamente à presença de descargas de águas residuais industriais e domésticas (quer provenientes de ETAR, quer de fossas sépticas) em toda a bacia hidrográfica.*

*Os resultados obtidos apontaram para um Índice WRASTIC de 46 para a albufeira das Nascentes e de 48 para a albufeira da Arreganhada, sendo assim ambas classificadas como de sensibilidade moderada.*

*O Município do Crato entende, com a sua experiência, que seria desejável alguma adaptação do Índice WRASTIC à situação nacional. Dá como exemplo a possibilidade de se alterar a ponderação das zonas rurais (face à actividade agro-pecuária), aumentando o seu significado, face às fontes de origem industrial. Por outro lado, as actividades de floresta intensiva não têm uma ponderação muito significativa visto que no caso das albufeiras do Município do Crato, a exploração intensiva de exóticas destinada à produção de*

*pasta de papel, num raio não superior a 200 m da orla da albufeira poderão influenciar a vulnerabilidade desta não só pela aplicação de pesticidas mas também de outros produtos químicos como os adubos em quantidades muito elevadas, não esquecendo que estas poderão ter como fonte de água necessária ao seu metabolismo estas massas de água.*

*O Município do Crato pensa ainda que o Índice deveria incluir outros indicadores, nomeadamente de ordem biológica, como por exemplo a presença de microinvertebrados, diversos tipos de algas e peixes que são indicadores importantes do grau de poluição da água (casos de indicadores como o BMWP<sup>1</sup>, IBB, entre outros) também utilizados para avaliação do grau de poluição de outros cursos de água (nomeadamente rios) e que permitem ao mesmo tempo avaliar a eficiência das ETAR's no que diz respeito às águas residuais. Reconhece-se, no entanto, que para a aplicação destes seriam necessários outros meios e mais tempo na abordagem dos problemas de poluição em albufeiras.*

### **Contribuições do caso de estudo para o Guia**

Este caso de estudo revelou as dificuldades que enfrentam as entidades gestoras com menores recursos humanos. No entanto, a avaliação preliminar efectuada permite compreender que é possível chegar a conclusões com relevância, com base em metodologias simples. No Município do Crato há muito para fazer, de forma a construir um conhecimento sobre três aspectos básicos: caracterização das fontes poluentes, sua localização e tipo de impacto nas albufeiras; dinâmica da qualidade da água nas albufeiras (função também do processo precipitação-escoamento) e, finalmente, estabelecimento de estratégias de gestão para as albufeiras e captações.

Em termos práticos, o trabalho aqui desenvolvido permitiu apontar causas para a origem do ferro dissolvido e manganês, que têm constituído problemas de qualidade da água relevantes nas duas albufeiras. A implementação, durante os meses de Verão, de arejamento (ou outro processo) que conduza à manutenção de condições óxicas na camada de água junto aos sedimentos deverá ser avaliada pelo Município do Crato (esta medida é referida pela UNESCO/WHO/UNEP, 1996) como forma de minimizar a dissolução de ferro e manganês.

A continuação destes estudos irá com certeza possibilitar ao Município do Crato a angariação de ferramentas importantes para a

protecção das albufeiras das Nascentes e da Arreganhada. Desde já se recomenda: 1) angariação de informação sobre as fontes poluentes, em particular a exploração de eucaliptos e as fontes pontuais de cuja existência se suspeita; 2) tratamento de informação relativa aos outros parâmetros de qualidade disponíveis e correlação destes com a precipitação e escoamento. As conclusões mais prementes a procurar serão: quais as fontes de poluição e processos que mais afectam a qualidade da água nas albufeiras e, seguidamente, que estratégias poderão ser utilizadas para contrariar estes efeitos.

Relativamente à aplicação do Índice WRASTIC, resultou que ambas as albufeiras se encontram na zona de sensibilidade moderada. No entanto, tendo em conta que esta classe apresenta uma gama de valores entre 26 e 50, segue-se que os valores de 46 e 48 se encontram muito próximos do patamar superior. Uma vez que é expectável que um trabalho de campo venha a revelar a existência de fontes de poluição pontuais não contabilizadas nos cálculos efectuados, provavelmente a aplicação do Índice WRASTIC com dados mais completos conduzirá à classificação destas albufeiras na classe de sensibilidade elevada – que se considera ser mais apropriada. Assim, é legítimo dizer que este Índice apresenta-se como uma ferramenta simples e com eficácia considerável, na classificação da vulnerabilidade de massas de água.

## **Bibliografia**

SAWER, C. N. e McCarty, P. L. (1985) – *Chemistry for Environmental Engineering*, McGraw-Hill Book Company, p. 532.







## Protecção das Origens Superficiais e Subterrâneas nos Sistemas de Abastecimento de Água

A delimitação de perímetros de protecção de origens de água tem sido reconhecida como uma das principais ferramentas para garantir a qualidade dessas origens enquanto componentes de sistemas de abastecimento de água para consumo humano. A sua importância veio a materializar-se na legislação comunitária e nacional, que estabelece a obrigação de delimitação de perímetros de protecção previamente à atribuição de títulos de utilização de recursos hídricos para abastecimento público. Esta é, contudo, uma tarefa complexa e exigente, pelo que o IRAR e o LNEC entenderam publicar em parceria o presente o Guia Técnico sobre Protecção das Origens Superficiais e Subterrâneas nos Sistemas de Abastecimento de Água, que tem um carácter essencialmente prático e visa apoiar as entidades gestoras na delimitação adequada dos perímetros de protecção e no cumprimento das respectivas obrigações legais, promovendo simultaneamente uma maior fiabilidade do serviço público de abastecimento de água bem como a salvaguarda da saúde pública.



INSTITUTO REGULADOR DE ÁGUAS E RESÍDUOS

Centro Empresarial Torres de Lisboa  
Rua Tomás da Fonseca, Torre G, 8.º andar - 1600-209 LISBOA