

INTEGRATED MANAGEMENT OF WATERSHEDS AND AQUIFERS SYSTEMS UNDER EXTREME DROUGHT SCENARIOS

João Paulo LOBO FERREIRA

Doutor em Engenharia Civil, Investigador-Coordenador e Chefe do Núcleo de Águas Subterrâneas, LNEC, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, lferreira@lneec.pt

Luís G. S. OLIVEIRA

Mestre e Engenheiro do Ambiente, Núcleo de Águas Subterrâneas, LNEC, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, loliveira@lneec.pt

Catarina DIAMANTINO

Doutora em Hidrogeologia, ex-Bolseira de Doutoramento do Núcleo de Águas Subterrâneas – LNEC/DHA, Av. do Brasil, 101 P-1700-066 Lisboa

RESUMO

Abstract

The chapter addresses groundwater artificial recharge solutions for integrated management of watersheds and aquifer systems under extreme drought scenarios. Based on a lecture presented by Dr. JP Lobo Ferreira at UNESCO's International Year of Planet Earth (IYPE) Workshop held in Oslo, Norway, August 2009, the conceptual idea of Aquifer Storage and Recovery (ASR) is considered, in this chapter, as one of the scientific based solutions towards scientific based mitigation measures to climate variability and change in many parts of the world.

Towards a sounder selection of the most appropriate method to build ARS facilities, several experiments have been carried out in the Portuguese Southern region of the Algarve during the European Union sponsored 6th Framework Programme for Research GABARDINE Project on "Groundwater artificial recharge based on alternative sources of water: Advanced integrated technologies and management". The values obtained for infiltration rates available on the multiple experimental facilities, depend not only on the hydraulic heads but also on the type of experiments and on the type of soils available regionally. The results gathered allowed the drawing of several original charts on infiltration rates that will be presented at the end of this chapter. The aim of all these experiments was to improve the knowledge on real case studies application of different AR methodologies also to assess the parameters needed to develop optimization models. The model may incorporate restrictions and parameters of the objective function that values evaluated in the experiments, described above. The results presented in this chapter allow the selection of most appropriate AR techniques aiming the maximization of groundwater quality improvement, while minimizing the cost.

In parallel a new method, called GABA-IFI, aiming preliminary identification of candidate areas for the installation of groundwater artificial recharge system was developed for the European Union sponsored 6th Framework Programme for Research Coordinated Action ASEMWATERNet, a "Multi-Stakeholder Platform for ASEM S&T Cooperation on Sustainable Water Use" based on based previous studies developed for five Portuguese Watershed Plans. This new method was applied both to Campina de Faro aquifer and to Querença-Silves aquifer, in the Algarve. The chapter addresses the achievements this Project.

Key words: Managing artificial recharge, groundwater, infiltration basins, integrated management, drought mitigation, GABA-IFI, Algarve

Palavras-chave: Proteção, recursos hídricos, abastecimento de água.

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.

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

Uma das vertentes de análise 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 os 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 conseqüente *stress* sobre o meio hídrico, quer quantitativo quer qualitativo.

A análise foi feita visando aspectos do ambiente, de quantidade e qualidade que são da responsabilidade das entidades gestoras da água. Assim, um dos principais objectivos foi o de 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 IRAR nº 11, 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 IRAR nº 11 finaliza com a apresentação de um conjunto de acções a desenvolver para uma adequada gestão dos perímetros de protecção de captações.

2 NOÇÕES BÁSICAS

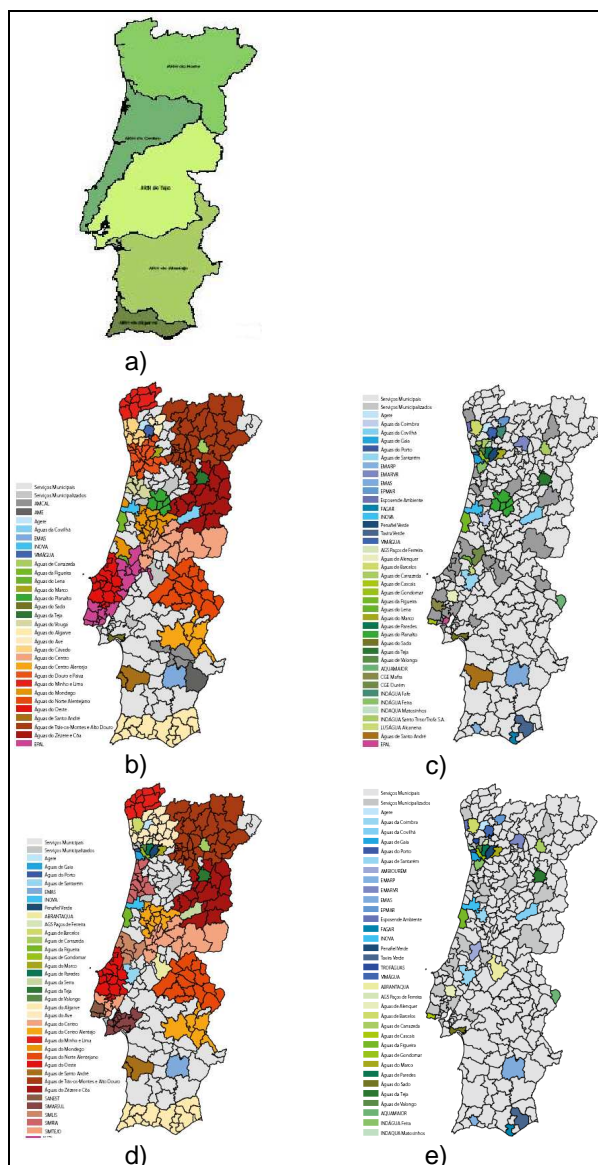
2.1 Nota introdutória

No primeiro capítulo do Guia IRAR nº 11 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. Na Figura 1 apresenta-se a delimitação geográfica das Administrações de Região Hidrográfica, das entidades gestoras de serviços de abastecimento público de água em alta e em baixa e de saneamento de águas residuais urbanas em alta e em baixa. Refere-se o Quadro 2 do Guia, para chamar a atenção dos vários tipos de massa de água superficial, rio, albufeira e estuário.

Na Figura 2 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, fracturado, 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 para a delimitação das massas de água.



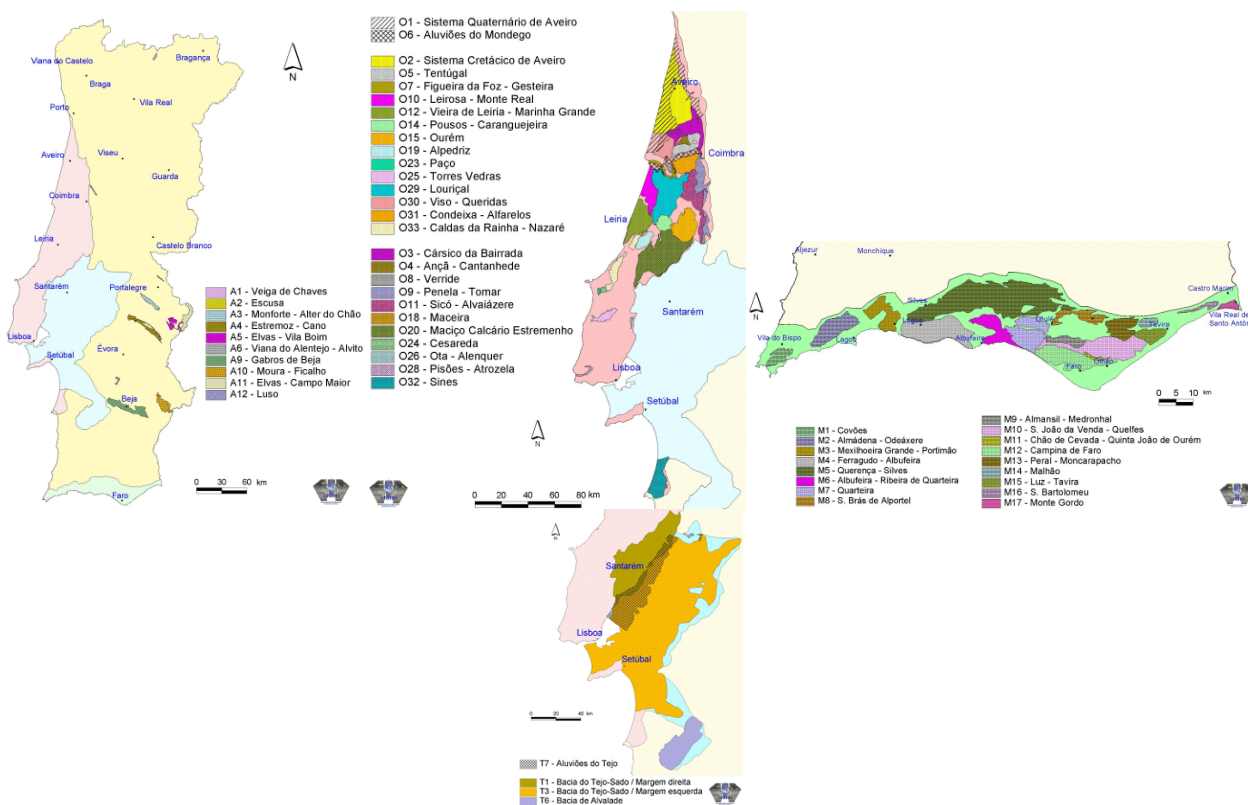
Fonte: RASARP 2007 (IRAR, 2008).

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

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).

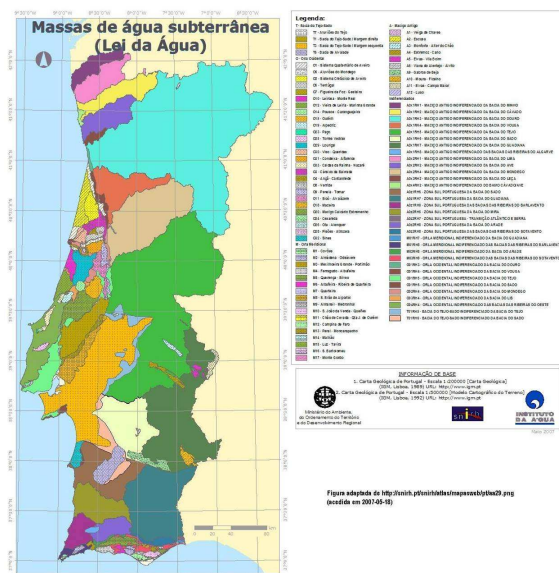
INAG (2005) identificou 91 massas de águas subterrâneas distribuídas pelas 8 regiões hidrográficas de

Portugal Continental conforme apresentado na Figura 3.



Fonte: ALMEIDA *et al*, (2000) em www.snirh.pt

Figura 2 – Sistemas aquíferos de Portugal Continental.



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

Figura 3 – Delimitação das massas de água subterrânea em Portugal Continental

2.2 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.

No que diz respeito 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.

A vulnerabilidade de um sistema de abastecimento de água pode ser 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 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.

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).

2.3 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.

O risco pode ser 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 do risco.

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, prevenindo 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 essencialmente 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

No Capítulo 3 do Guia IRAR nº 11 apresenta-se um enquadramento jurídico dos recursos hídricos de superfície e subterrâneos.

Neste capítulo enunciam-se apenas alguns dos aspectos da Lei da Água que estão 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 1º, 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 30º 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 32º indica *“A protecção dos recursos hídricos nas captações, zonas de infiltração máxima e zonas vulneráveis”*. O artigo 37º 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 48º 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 m³ 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 poderem desempenhar as suas funções e defender a qualidade da água na(s) captação(ões) da sua responsabilidade. Por exemplo, o já referido n.º 1 do artigo 37º 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.

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.

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 4º).

O artigo 7º 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.

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 e 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. No Guia nº 11 do IRAR apresentam-se descrições do método da Equipa do Plano Nacional da Água (EPNA) e dos índices GOD, AVI, DRASTIC e sua variante SINTACS. Nesta comunicação realçam-se os métodos EPNA e DRASTIC.

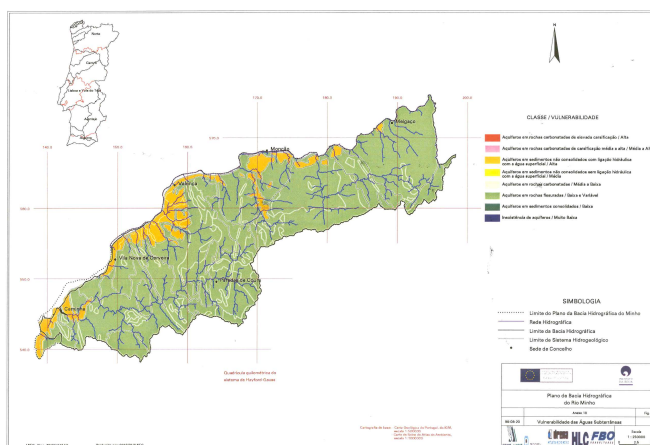
4.3.2 Método proposto pela Equipa do Plano Nacional da Água (1998)

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, PNA (2001). 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 4
do método EPNA à bacia
Minho, em Portugal,
et al. (2000).



apresenta-se a aplicação
hidrográfica do rio
desenvolvida por Novo

Figura 4 – 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).

4.4 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 km² (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.

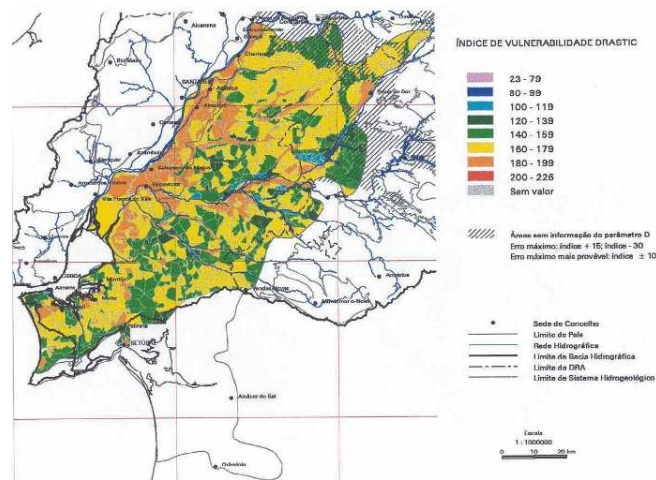
A vulnerabilidade surge assim como um conceito que permite integrar várias características do meio subterrâneo e da sua especificidade. Cada um dos sete parâmetros DRASTIC foi dividido quer em escalas quer em tipos de meio significativos que condicionam o potencial de poluição. A cada uma das divisões 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.

Na Figura 5 exemplifica-se o mapeamento obtido para a vulnerabilidade à poluição do aquífero denominado *Bacia do Tejo-Sado/Margem Esquerda*.



Fonte: Lobo Ferreira *et al.* (1999).

Figura 5 – Vulnerabilidade DRASTIC do aquífero denominado Bacia do Tejo-Sado/Margem Esquerda.

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

4.5.1 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). 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.

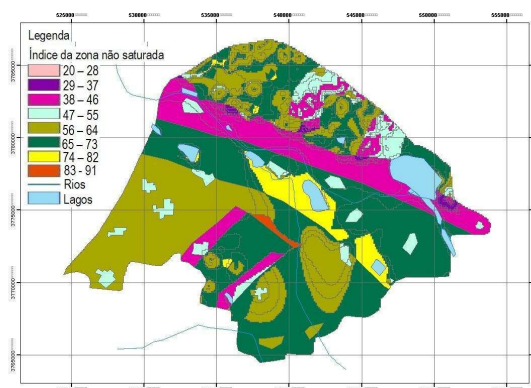
Os métodos para caracterização do risco podem ser de previsão ou de resposta. Os métodos de previsão podem caracterizar o risco por dois processos: um que considera o cálculo, em separado, da vulnerabilidade e da carga poluente; e outro que acopla a carga poluente e as características intrínsecas do 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 no Guia. O leitor mais interessado tem possibilidade de aprofundar este tema em Lobo Ferreira (1986, 1988).

Na Figura 6 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.



Adaptada de Lobo Ferreira *et al.* (2006).

Figura 6 – Exemplo de aplicação do método USGS para mapeamento do risco de poluição da zona não saturada

4.6 Perímetros de protecção de captações de águas subterrâneas

4.6.1 Introdução

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.

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

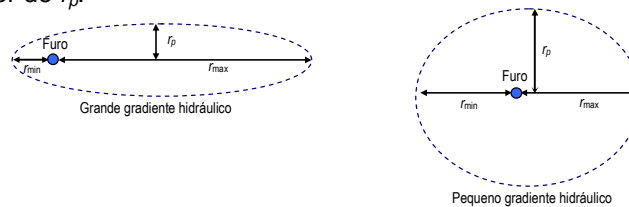
no local, concordância com o modelo hidrogeológico escolhido e capacidade de incorporar processos físicos), (b) objectivos da protecção (tempo de reacção, atenuação de poluentes e protecção de toda ou parte da zona de contribuição) e (c) considerações políticas (facilidade de compreensão por parte do 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).

4.6.2 Metodologias de delimitação dos perímetros de protecção

Neste subcapítulo são realçados o método de Krijgsman e Lobo Ferreira e os métodos numéricos 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 de Krijgsman e Lobo Ferreira

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 7). 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 .



Adaptada de Krijgsman e Lobo Ferreira (2001).

Figura 7 – 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:

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

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

As variáveis K , b , Q , i e n representam, respectivamente, a condutividade hidráulica do aquífero, a espessura saturada do aquífero, o caudal de bombagem, o gradiente hidráulico e a porosidade do meio.

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:

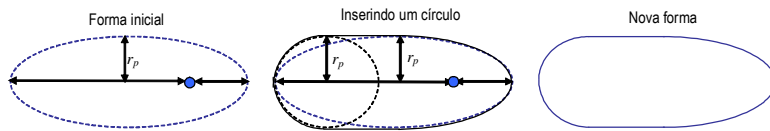
- se $x < -3,5$ deve aplicar-se uma distância mínima de protecção igual a 25 m como medida de segurança, uma vez que se torna muito arriscado aplicar distâncias muito pequenas (< 25 m);
- a equação não deve ser aplicada no caso de valores de $n < 0,1$ (10%).

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.

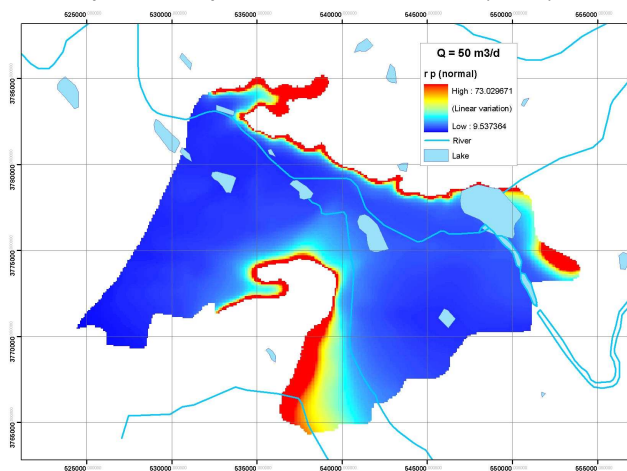
Krijgsman e Lobo Ferreira (2001) sugerem um arredondamento do limite montante da elipse, desenhando um círculo de raio igual a r_p , como demonstrado na Figura 8. Projectando essa nova forma no modelo matemático *Visual Modflow* detectou-se um ajuste perfeito à isócrona calculada pelo modelo.



Adaptada de Krijgsman e Lobo Ferreira (2001, *in* Moinante, 2003).

Figura 8 – Arredondamento do limite montante da elipse.

Na Figura 9 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).



Adaptada de Lobo Ferreira *et al.* (2006).

Figura 9 – 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).

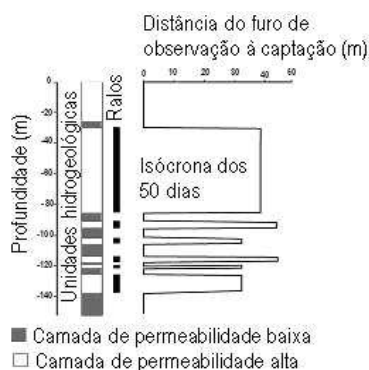
Métodos Numéricos

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 piezometria 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.).

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.

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 10 exemplifica-se a aplicação do modelo *Wellflow* à captação do Ramalhal, no sistema aquífero de Torres Vedras.



Extraída de Lobo Ferreira *et al.* (2006).

Figura 10 – Exemplo de aplicação do modelo *Wellflow* à captação do Ramalhal, no sistema aquífero de Torres Vedras.

5 PROTECÇÃO DE ORIGENS DE ÁGUAS SUPERFICIAIS

5.1 Nota introdutória

O capítulo 5 do Guia IRAR nº 11 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, 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.

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 46º da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, conhecida como Lei da Água, o mesmo acontecendo com as demais emanações da DQA.

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

5.3.1 Vulnerabilidade de bacias hidrográficas à poluição

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.

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.

No contexto do 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);
- 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.

No Guia 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 duma 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**, em Português: Água Residual; Actividades Recreativas; Actividades Agrícolas; Dimensão da Bacia Hidrográfica; Vias de Transporte; Actividades Industriais e Quantidade de Solo Coberto). 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 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.

5.3.2 Vulnerabilidade a fenómenos extremos

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.

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.

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

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.
- 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).

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.

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.
- 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).

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

5.4 Caso de estudo de uma grande captação de água de superfície em estuário: Valada-Tejo, da EPAL.

5.4.1 Introdução

Apresenta-se um dos casos de estudo que consta no Guia onde foi feita pela entidade gestora, a EPAL, uma análise premilinar de risco da quantidade e qualidade da água na origem. A captação de Valada-Tejo constitui a maior captação de água superficial em Portugal, localizada num rio internacional e sujeita a uma complexa rede de factores naturais.

5.4.2 Avaliação preliminar de risco da EPAL

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 cuidada (este pressuposto encontra-se subjacente ao Guia IRAR nº 11).

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 barça 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 1 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 Influência de poluentes de jusante um “risco moderado”. Ambos estes aspectos, conforme já mencionado, são intrínsecos à condição de estuário.

A EPAL dispõe de duas Estações de Alerta localizadas no Rio Tejo, a montante da sua captação de Valada, designadamente em Caneiras, junto a Santarém, e na foz da Vala de Alpiarça, junto a Benfica do Ribatejo, com o intuito de monitorizar 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.

Quadro 1 – 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

5.4.3 Contribuições do caso de estudo para o Guia

Verifica-se que, 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 IRAR nº 11, evidenciando a sintonia deste com as preocupações das entidades gestoras. No 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 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 7 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) donde se concluiu 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 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.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao IRAR (actual ERSAR) pelo financiamento do projecto, no âmbito da qual se desenvolveu, no LNEC, o trabalho que se apresenta nesta comunicação.

Agradece-se a colaboração da EPAL pelos dados fornecidos e pela análise efectuada para a captação de água de superfície em estuário de Valada-Tejo.

BIBLIOGRAFIA

- 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., MENDONÇA, J. J. L., JESUS, M. R. e GOMES, A. J. (2000) - Actualização do Inventário dos Sistemas Aquíferos de Portugal Continental, Centro de Geologia e Instituto da Água.
- DUIJVENBOODEN e WAEGENINGH (Ed., 1987) - DUIJVENBOODEN W. van, WAEGENINGH H. G. van (1987). Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants, Proceedings and Information nº 38 of the International Conference held in the Netherlands, in 1987, TNO Committee on Hydrological Research, Delft, The Netherlands.
- 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, pp. 137.
- FESEKER, T. e LOBO FERREIRA, J. P. (2000) - Delineation of Wellhead Protection Zones – A Simplified Approach, in COASTIN- A Coastal Policy Research Newsletter, nº 5, Sep. 2001. New Delhi, TERI, p. 5.
- 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, 47 pp.
- INAG (2005). Relatório Síntese sobre a Caracterização das Regiões Hidrográficas prevista na Directiva-Quadro da Água. Lisboa, Instituto da Água, 2005.
- 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.

- 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.
- 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.
- NOVO, M.E., LOBO-FERREIRA, J. P., OLIVEIRA, M. M., HENRIQUES, M. J. (2000) - Planos de Bacia Hidrográfica do Rio Minho – 1ª 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, 197 pp.
- NOVOTNY, V. e SCHAIDER, L. A. (2004) - Watershed and water body vulnerability assessments – Their place in watershed management, Proc. Of the 8th International Conference on Diffuse/Nonpoint Pollution, IWA, Kyoto, Japan, October 24-29, 2004, p. 8.
- 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.
- 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*, 375 pp.
- RASARP (2007, in IRAR, 2008) – Relatório Anual do Sector de Água e Resíduos em Portugal 2007. Instituto Regulador de Águas e Resíduos, ISBN: 978-989-95392.