

TÁGIDES

OS AQUÍFEROS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO RIO TEJO E DAS RIBEIRAS DO OESTE

Saberes e Reflexões



TÁGIDES

OS AQUÍFEROS DAS BACIAS
HIDROGRÁFICAS
DO RIO TEJO E
DAS RIBEIRAS DO OESTE
Saberes e Reflexões

ARH do Tejo, I.P.

APRESENTAÇÃO

O sétimo volume da colecção *Tágides*, intitulado “**Os Aquíferos das Bacias Hidrográficas do Rio Tejo e das Ribeiras do Oeste – Saberes e Reflexões**”, que agora folheia, teve a sua origem na Sessão Debate que a ARH do Tejo, I.P. dedicou ao tema das águas subterrâneas, no dia 13 de Novembro de 2009.

Durante um dia ouvimos algumas personalidades da comunidade técnica e científica que durante os últimos anos estudaram, em diferentes vertentes, os sistemas aquíferos da região hidrográfica do Tejo e das bacias hidrográficas das ribeiras do Oeste. A troca de experiências e conhecimentos, bem como a discussão relativa às expectativas e dificuldades que se colocam ao trabalho futuro, foi extremamente viva e enriquecedora.

Mais uma vez se constatou não existir falta de conhecimento de base, sendo contudo, necessário alguma integração de informação e conhecimento que se encontram dispersos e, sobretudo, de passar a dispor de instrumentos de gestão suportados nas actuais tecnologias de informação.

Actualmente os utilizadores exigem, cada vez mais, rigor e eficácia na gestão dos recursos hídricos. O licenciamento das diferentes utilizações constitui um factor crítico no relacionamento entre os cidadãos e a Administração, pelos atrasos na resolução dos pedidos e, por vezes, pela dificuldade em obter informação sobre o estado dos mesmos. Outro aspecto que vem assumindo uma importância crescente, diz respeito à necessidade de se dispor dos instrumentos de análise necessários para uma resposta de qualidade e atempada para a avaliação de algumas situações, como sejam, a determinação de tendências do estado das águas e de impactes causados por actividades, a gestão em situação de seca e de escassez e a protecção de captações.

Por outro lado, encontramos-nos numa fase de estruturação dos próximos instrumentos de planeamento, designadamente com a elaboração dos Planos de Gestão de Região Hidrográfica, que têm de constituir uma oportunidade para alterar de forma significativa a situação actual.

Foi nesse sentido que a ARH do Tejo, I.P. estabeleceu como objectivo do processo de planeamento a realização de estudos-piloto com vista ao desenvolvimento de sistemas de apoio à decisão para dois sistemas aquíferos da nossa região. Paralelamente à elaboração dos planos, e após a finalização destes,

constitui um objectivo prioritário da ARH do Tejo, I.P. estender este tipo de ferramentas a todos os sistemas aquíferos cuja gestão está sob a sua responsabilidade.

Assim, este volume da colecção Tágides compila o valioso conjunto de contribuições que ao longo da sessão foram deixadas pelos participantes convidados. Cremos estar perante uma síntese, não apenas do estado da arte, mas também dos grandes desafios e questões que se colocarão inevitavelmente no futuro.

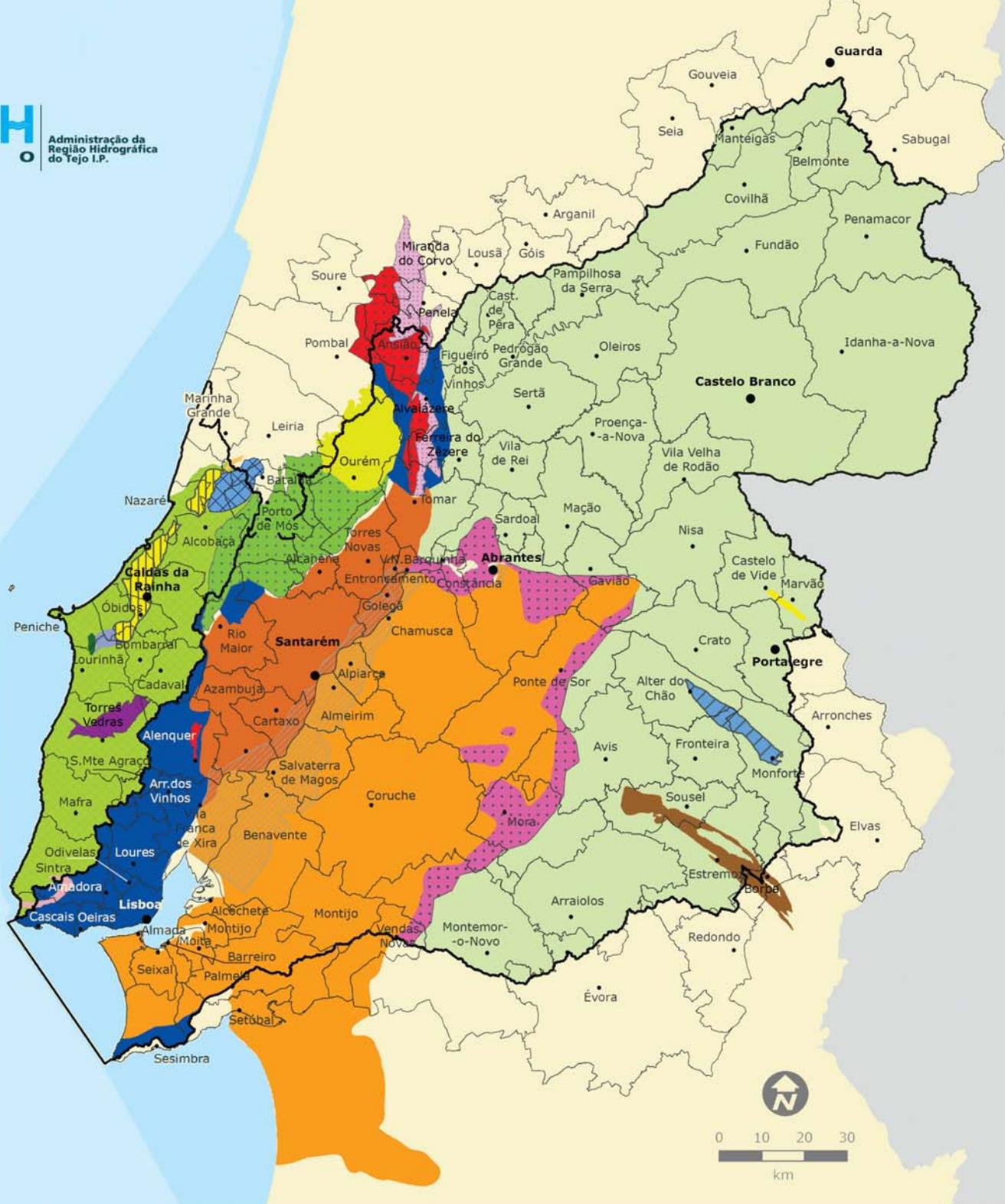
Foi-nos muito grato e honroso poder contar nesta sessão debate com a presença do senhor Professor Rafael Fernández Rubio, Professor Catedrático e Emérito da Universidade Politécnica de Madrid, primeiro catedrático de hidrogeologia de Espanha, Doutor *Honoris Causa* pela Universidade de Lisboa, Prémio Rei Jaime I para a protecção do meio ambiente (atribuído por um júri constituído por 19 prémios Nobel) e, entre muitos outros títulos e cargos de prestígio mundial do seu vasto *Curriculum Vitae*, Prémio Biosfera, Hidrogeólogo do Millenium, fundador e presidente emérito da International Mine Water Association e consultor especialista da FAO, PNUD, UNESCO e ONUDI.

Cumpre-me, por fim, agradecer a todos quantos, de forma empenhada, aceitaram o desafio de participar nesta sessão e deram o seu contributo para esta publicação, bem como aos consultores da ARH do Tejo, I.P. Professor Manuel Oliveira da Silva, da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, e Professor Luis Ribeiro, do Instituto Superior Técnico, pela inestimável colaboração na preparação e moderação da sessão.

Saliento igualmente o excelente trabalho de coordenação realizado pelo Departamento de Recursos Hídricos Interiores da ARH do Tejo, I.P..

Manuel Lacerda

(Presidente da Administração da Região Hidrográfica do Tejo, I.P.)



Legenda:

- Sede e Delegações da ARH do Tejo
- ⬭ Limites da ARH do Tejo
- Sede de Concelho
- ⬭ Limite de Concelho

- Orla Ocidental
- Ourém
- Alpedriz
- Paço
- Torres Vedras
- Caldas da Rainha - Nazaré
- Penela - Tomar
- Sicó - Alvaiázere
- Maceira
- Maciço Calcário Estremenho
- Cesareda
- Ota - Alenquer
- Pisões - Atrozela

- Bacia do Tejo-Sado
- Aluviões do Tejo-Sado
- Bacia do Tejo-Sado / margem direita
- Bacia do Tejo-Sado / margem esquerda
- Maciço Antigo
- Escusa
- Monforte-Alter do Chão
- Estremoz-Cano
- Indiferenciados
- Maciço Antigo indiferenciado da bacia do Tejo
- Orla Ocidental indiferenciado da bacia do Tejo
- Orla Ocidental indiferenciado da bacia das Ribeiras do Oeste
- Bacia do Tejo-Sado / indiferenciado da bacia do Tejo

013 SABERES E REFLEXÕES

015 **O desafio da integração da água subterrânea na valorização e conservação dos recursos hídricos na área de jurisdição da ARH do Tejo, I.P.**
Carlos Alberto Cupeto

025 **As águas subterrâneas nas bacias hidrográficas do Tejo e das Ribeiras do Oeste**
Manuel Oliveira da Silva

037 **As águas subterrâneas nas bacias hidrográficas do Tejo e das Ribeiras do Oeste - Monitorização**
Ana Rita Lopes

047 **Sistemas de apoio à decisão. Conceitos e aplicações ao planeamento e gestão das águas subterrâneas**
Luís Ribeiro

059 **Caracterização geológica e hidrogeológica da Bacia Terciária do Tejo-Sado**
João Lopo Mendonça

067 **Lixiviação de azoto nas culturas regadas no norte da zona vulnerável do Tejo**
Rui Marçal

077 **Sistema Tejo-Sado: recarga de águas subterrâneas**
Manuel Oliveira

087 **Pesticidas em águas subterrâneas e de superfície nas bacias do rio Tejo e Ribeiras do Oeste**
Maria José Cerejeira

095 **Nitratos**
Maria Paula Mendes

ÍNDICE

- 105 **Zonas Vulneráveis aos Nitratos**
Teresa Godinho Tavares
-
- 115 **Exploração e protecção das águas subterrâneas em sistemas cársticos**
Carlos Costa Almeida
-
- 123 **Sistema Aquífero de Escusa (Castelo de Vide)**
José Paulo Monteiro
-
- 133 **Sistema Aquífero Estremoz-Cano**
Carla Midões
-
- 145 **Sistema Aquífero Monforte-Alter do Chão. Resultados obtidos no âmbito do Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo (ERHSA)**
Judite Fernandes
-
- 157 **O Sistema Aquífero do Maciço Calcário Estremenho. Características e importância das traçagens para o conhecimento da circulação subterrânea**
José Crispim
-
- 167 **Sistema Aquífero de Ourém**
João Nascimento
-
- 175 **Hidrogeologia Geral do Sistema Aquífero de Torres Vedras**
António Manuel Vieira da Silva
-
- 183 **O papel das águas subterrâneas no abastecimento público: as águas subterrâneas no sistema de abastecimento da EPAL**
Mário Maria
-
- 191 **As águas subterrâneas no abastecimento da comunidade autónoma de Madrid**
Rafael Fernández Rubio
-





Parque Natural das Serras de Aire e Candeeiros

SABERES E REFLEXÕES

O desafio da integração da água subterrânea na valorização e conservação dos recursos hídricos na área de jurisdição da ARH do Tejo, I.P.

Carlos Alberto Cupeto

Director do Departamento de Recursos Hídricos Interiores

Fátima Alves

Chefe da Divisão de Títulos de Utilização

INTRODUÇÃO

As sociedades modernas ocidentais têm vindo, progressivamente, a distanciar-se do contacto directo com o meio. Com a água esta realidade assume particular importância. Perdeu-se a consciência do ciclo da água: a água não é mais do que qualquer coisa, quase gratuita, que não valorizamos, chega-nos pela torneira e escoá-se pelo ralo. Para o cidadão comum isto é a água.

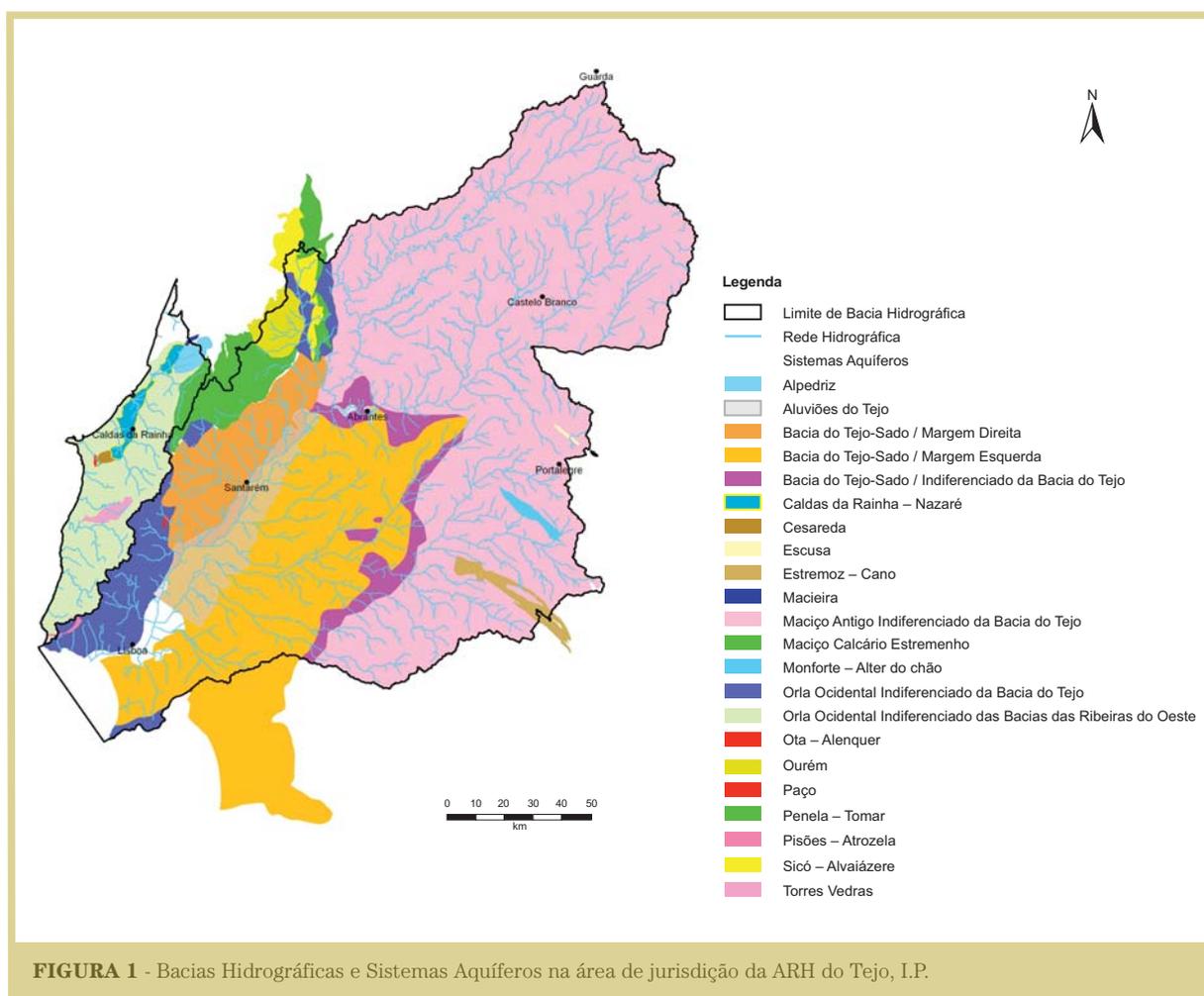
Quase sempre pensamos que a água é um bem garantido já que se regula segundo um ciclo que é encarado como se não tivesse limites. O desenvolvimento parece configurado para consumos e utilizações cada vez mais insaciáveis. Tem havido sempre forma de construir mais uma barragem ou um furo que, em tempo, resolve as necessidades imediatas. E depois? O ciclo global da água é algo mais que um mecanismo hidráulico de bombeamento e descarga, é um sistema vivo e vulnerável. E isto não é um tema só para alguns, diz respeito a todas as actividades económicas e cidadãos.

Como vamos utilizar a água? Como vamos gerir os preciosos recursos hídricos existentes na área de jurisdição da ARH do Tejo, I.P.? Como vamos compatibilizar a conservação e valorização de recursos hídricos com as necessidades, sempre crescentes? Como vamos compatibilizar usos? Como vamos integrar as duas componentes, superficial e subterrânea, do ciclo hidrológico? Estas são algumas das questões a que a ARH do Tejo I.P. deve responder com valia técnica, objectividade e bom senso. Existe a "ingénua"

convicção que a moderna tecnologia pode conduzir a um uso sustentável do ciclo hidrológico só pelo facto de proporcionar água, os dados de várias organizações idóneas mostram o contrário. A ilusão de “água e mais água” conduz, inevitavelmente, à escassez.

ÁGUA RECURSO ESCASSO

A água doce é um bem escasso. A Figura 1 evidencia os sistemas aquíferos existentes na área de jurisdição da ARH do Tejo, I.P.



Perante esta realidade começa a ser aceite que uma política de uso e gestão meramente hidráulica é incapaz de satisfazer necessidades mantendo a sustentabilidade do ciclo global da água. Por isso, o Plano de Gestão de Região Hidrográfica do Tejo e Ribeiras do Oeste deve marcar uma evolução de uma mera política hidráulica para uma política com vista ao uso sustentável da água. É urgente que este debate se aprofunde: enquanto que os consumos urbanos (excepção ao turismo) e industriais poderão apresentar uma tendência para a estabilização, afirma-se a ideia tradicional do regadio como a única via de progresso social e regional do mundo rural. Admitindo um valor da ordem dos 80 % para o consumo do sector primário, é aqui que muito se decide.

Portugal tem problemas evidentes com os seus recursos hídricos, há um nítido desequilíbrio entre a procura crescente de água e as disponibilidades. Em muitas situações, locais, regionais ou globais o quociente recurso explorado por recurso renovável é superior a um. A pressão sobre os recursos hídricos está associada às actividades humanas que naturalmente acompanham a distribuição da população e das actividades económicas. Muitas vezes, apesar da água desde sempre ter constituído um factor de localização, os recursos disponíveis quase nunca coincidem com as zonas de consumo. Este facto conduz a custos elevados de transporte de água a que sempre estão associadas insustentáveis taxas de perda.

À distribuição espacial da população e ao tipo de ocupação urbana em relação à rede hidrográfica e aos aquíferos, estão associados os riscos, situações hidrológicas extremas e episódios de poluição.

A distribuição das actividades económicas relevantes para a gestão dos recursos hídricos, quer pela quantidade de água que utilizam, quer pela qualidade de água que exigem, centram-se na agricultura de regadio, no abastecimento às populações, no turismo e na produção de energia eléctrica.

Consequências Básicas da Escassez de Água

- Investimentos elevados:
 - Obras hidráulicas cada vez mais dispendiosas;
 - Furos cada vez mais profundos;
 - Unidades de tratamento mais exigentes e dessalinizadoras;
 - Transvases entre bacias;
 - Redes de transporte.
- Fortes perdas por má gestão:
 - Redes de transporte;
 - Técnicas inadequadas de regadio;
 - Contaminação.

Causas Básicas da Escassez de Água

- Desconhecimento dos sistemas aquíferos e/ou deficiente utilização conjunta e integrada água subterrânea – água superficial:
 - Uso em época de seca;
 - Utilização de aquíferos juvenis.
- Subestimação de consumos.
- Perdas de água:
 - Má configuração das redes de distribuição;
 - Falta de manutenção das redes de distribuição.
- Não cumprimento da regulamentação.
- Falta de política apropriada.
- Incumprimento por parte do Estado dos compromissos adquiridos.

- Má gestão:
 - Rega inapropriada;
 - Água barata;
 - Uso de espécies vegetais de grande consumo.
- Esgotamento de albufeiras segundo as necessidades energéticas e de rega.
- Consumo urbano.
- Necessidades de água de indústrias muito contaminantes.

Os problemas da água não têm só a ver com a sua escassez mas também, e cada vez mais, com a sua qualidade. Ignora-se que a água é só uma e as acertadas opções de sustentabilidade de uso do ciclo da água assentes, entre outros, em políticas de uso conjunto água superficial – água subterrânea, usos alternativos de efluentes tratados, usos complementares etc, são muitas vezes ignoradas.

PRINCIPAIS PROBLEMAS DA ÁGUA NA ÁREA DA ARH DO TEJO, I.P.

Os Quadros I e II sintetizam as principais questões significativas da gestão da água na Região Hidrográfica do Tejo e das Ribeiras do Oeste, respectivamente.

Os sistemas hídricos portugueses são de escasso caudal e estão sujeitos a fortes flutuações inter-anuais e anuais, isso faz com que muitas vezes os colectores descarreguem mais água no mar que os próprios rios. Desde o início do século XX, devido à construção e exploração de aproveitamentos hidráulicos, a alteração do regime hidrológico tem sido tanto ou mais profunda em função das características dos aproveitamentos, nomeadamente capacidade de regularização da albufeira, uso a que se destina (produção de energia eléctrica, rega ou abastecimento público) e regime de exploração.

QUADRO I – Síntese das Questões Significativas da Gestão da Água na Região Hidrográfica do Tejo

| Questões relativas a pressões e impactos | Possíveis causas |
|--|--|
| 2. Afluências de Espanha | - Regularização de caudais e pressões associadas à utilização de água na parte espanhola. |
| 4. Águas enriquecidas por nitratos e fósforo | - Inexistência ou deficiência dos sistemas de tratamento de águas residuais urbanas e industriais; - Inexistência de sistemas de tratamento apropriados de águas residuais provenientes da actividade agro-pecuária; - Inexistência ou deficiência de redes de drenagem de águas residuais domésticas; - Escorrências de solos agrícolas. |
| 10. Contaminação de águas subterrâneas | - Inexistência ou deficiência de redes de drenagem de águas residuais domésticas; - Escorrências e infiltrações de águas provenientes de terrenos agrícolas em zonas vulneráveis; - Passivos ambientais e áreas potencialmente contaminadas. |

| | |
|--|--|
| 15. Eutrofização (nitratos, fósforo, compostos de fósforo, clorofila a, ocorrência de blooms de algas) | <ul style="list-style-type: none"> - Inexistência ou deficiência dos sistemas de tratamento de águas residuais urbanas e industriais; - Descarga de nutrientes em meios lânticos. |
| 17. Inundações | <ul style="list-style-type: none"> - Artificialização de leitos e das margens; - Ocorrência de cheias; - Crescente impermeabilização de solos pela ocupação urbana; - Ocupação indevida de leitos de cheia, margens e zonas de elevado declive. |
| 18. Poluição com metais | <ul style="list-style-type: none"> - Inexistência ou deficiência dos sistemas de tratamento de águas residuais urbanas e industriais; - Passivos ambientais e áreas potencialmente contaminadas; - Poluição accidental. |
| 19. Poluição com substâncias perigosas e com substâncias prioritárias (biocidas e produtos fitofarmacêuticos) | <ul style="list-style-type: none"> - Escorrências e infiltrações de águas provenientes de terrenos agrícolas; - Inexistência ou deficiência dos sistemas de tratamento de águas residuais industriais; - Passivos ambientais e áreas potencialmente contaminadas; - Poluição accidental. |
| 20. Poluição microbiológica | <ul style="list-style-type: none"> - Inexistência ou deficiência dos sistemas de tratamento de águas residuais urbanas e industriais; - Inexistência de sistemas de tratamento apropriados de águas residuais provenientes da actividade agro-pecuária; - Inexistência ou deficiência de redes de drenagem de águas residuais domésticas. |
| 21. Poluição orgânica (CBO ₅ , azoto amoniacal) | <ul style="list-style-type: none"> - Inexistência ou deficiência dos sistemas de tratamento de águas residuais urbanas e industriais; - Inexistência de sistemas de tratamento apropriados de águas residuais provenientes da actividade agro-pecuária; - Inexistência ou deficiência de redes de drenagem de águas residuais domésticas. |
| Questões de ordem normativa, organizacional e económica | |
| 30. Conhecimento especializado e actualizado | |
| 31. Fiscalização insuficiente e/ou ineficiente | |
| 32. Licenciamento insuficiente e/ou ineficiente | |
| 33. Monitorização insuficiente e/ou ineficiente das massas de água | |
| 35. Medição e auto-controlo insuficiente e/ou ineficiente das captações de água e descargas de águas residuais | |

QUADRO II – Síntese das Questões Significativas da Gestão da Água na Região Hidrográfica do Vouga, Mondego, Lis e Ribeiras do Oeste.

| Questões relativas a pressões e impactos | Possíveis causas |
|--|--|
| 4. Águas enriquecidas com nitratos e fósforo | <ul style="list-style-type: none"> - Inexistência ou deficiência dos sistemas de tratamento de águas residuais urbanas e industriais; - Inexistência de sistemas de tratamento apropriados de águas residuais provenientes da actividade agro-pecuária; - Inexistência ou deficiência de redes de drenagem de águas residuais domésticas; - Escorrências de solos agrícolas. |
| 5. Alteração das comunidades da fauna e da flora | <ul style="list-style-type: none"> - Destruição dos habitats por utilização de determinadas artes de pesca, criação de barreiras, intervenções no leito dos rios, estuários e zonas costeiras; - Poluição orgânica e química, com prevalência das espécies tolerantes e resistentes. |

| | |
|--|---|
| 6. Alterações da dinâmica sedimentar (erosão e assoreamentos) | <ul style="list-style-type: none"> - Assoreamento de rios, estuários e canais que pode ser agravado por actividades humanas, como por exemplo a desflorestação, a construção urbanística e técnicas agrícolas inadequadas; - Erosão natural de rochas e solo que pode ser acentuado por acção antropogénica (alteração do caudal de rios devido a construção de barragens, açudes, desvios do leito). |
| 11. Degradação de zonas costeiras | <ul style="list-style-type: none"> - A orla costeira é ameaçada pela erosão maciça, por vezes com galgamentos marinhos, perdas de território, e prejuízos para os habitats naturais; - O turismo, as actividades portuárias, o desenvolvimento industrial, as pescas, o urbanismo e os transportes são actividades que potenciam os efeitos das causas naturais. |
| 14. Escassez de água | <ul style="list-style-type: none"> - Aumento da população, urbanização e maiores consumos domésticos e industriais. |
| 15. Eutrofização (nitratos, fósforo, compostos de fósforo, clorofila a, ocorrência de blooms de algas) | <ul style="list-style-type: none"> - Inexistência ou deficiência dos sistemas de tratamento de águas residuais urbanas e industriais; - Descarga de nutrientes em meios léticos. |
| 17. Inundações | <ul style="list-style-type: none"> - Artificialização de leitos e das margens; - Ocorrência de cheias; - Crescente impermeabilização de solos pela ocupação urbana; - Ocupação indevida de leitos de cheia, margens e zonas de elevado declive. |
| 19. Poluição com substâncias perigosas e substâncias prioritárias (biocidas e produtos fitofarmacêuticos) | <ul style="list-style-type: none"> - Escorrências e infiltrações de águas provenientes de terrenos agrícolas; - Inexistência ou deficiência dos sistemas de tratamento de águas residuais industriais; - Passivos ambientais e áreas potencialmente contaminadas; - Poluição accidental. |
| 20. Poluição microbiológica | <ul style="list-style-type: none"> - Escorrências e infiltrações de águas provenientes de terrenos agrícolas; - Inexistência ou deficiência dos sistemas de tratamento de águas residuais industriais; - Passivos ambientais e áreas potencialmente contaminadas; - Poluição accidental. |
| 21. Poluição orgânica (CBO ₅ , azoto amoniacal) | <ul style="list-style-type: none"> - Escorrências e infiltrações de águas provenientes de terrenos agrícolas; - Inexistência ou deficiência dos sistemas de tratamento de águas residuais industriais; - Passivos ambientais e áreas potencialmente contaminadas; - Poluição accidental. |
| Questões de ordem normativa, organizacional e económica | |
| 31. Fiscalização insuficiente e/ou ineficiente | |
| 34. Nível de recuperação de custos dos serviços da água insuficiente (abastecimento público e na agricultura) | |
| 35. Medição e auto-controlo insuficiente e/ou ineficiente das captações de água e descargas de águas residuais | |

Evidencia-se, assim, a diversidade e complexidade de problemas cuja abordagem exige uma actuação integrada e pluridisciplinar. Sem dúvida que a existência de diagnósticos deste tipo constitui um primeiro e importante passo para a resolução destes problemas.

BASES PARA UMA GESTÃO SUSTENTÁVEL DA ÁGUA

Sem dúvida que a solução para os grandes problemas de ordem qualitativa e quantitativa da água passa, em grande medida, pelo uso mais racional da água. Por outras palavras, proteger e valorizar recursos hídricos, a missão da ARH do Tejo, I.P..

As estratégias de gestão de bacia são essencialmente direccionadas para a satisfação de usos e necessidades cada vez mais ambiciosos de água a que se associa a prevenção de cheias e o controlo da erosão. Esta postura do tipo “quanto mais água melhor” levou à colisão de interesses porque além de recurso, a água é um importante factor abiótico dos ecossistemas em geral e, em particular, dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos. Torna-se necessário resolver conflitos e compatibilizar usos onde não só a disponibilidade *versus* consumo tem peso mas também a conservação da natureza. Depois da grande artificialização a que as bacias hidrográficas estiveram sujeitas com a construção das grandes e pequenas obras hidráulicas é necessário que se passe rapidamente a medidas que garantam a recuperação e manutenção dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos e dos sistemas aquíferos. Enquanto isso não acontece, é inaceitável admitir que mais de 80 % da água potável se destina a regadios totalmente obsoletos, assentes em redes distribuição onde as perdas ultrapassam em muito os 50 %. De facto, não é uma questão de mais investimento público que nos leva a ter mais água. A utilização racional e eficaz da água é a única forma de conseguirmos recuperar alguns dos grandes males que as bacias hidrográficas sofrem.

O estilo de gestão e utilização da água que deve resultar da actual fase de planeamento de recursos hídricos deve ser ecologicamente positiva, socialmente justa e economicamente viável. A utilização sustentável da água deve assumir a sua tripla dimensão: ecológica, económica e social, só assim é possível encetarmos uma mudança e transição para novas formas de produção e consumo de água. Colocam-se assim novos problemas mas há também novas soluções assentes em fundamentos éticos e outras racionalidades teóricas apoiadas em lógicas multidisciplinares além da meramente economicista, até chegar à utilização harmoniosa do ciclo da água. Isto dará lugar a inovadores desafios científicos em vários campos, designadamente no âmbito do desenvolvimento e da economia sob os princípios da sustentabilidade integral. Assim, face ao clássico princípio de “maximização” (“quanto mais melhor”), surgem os princípios operativos de sustentabilidade entre a antroposfera e o ciclo hidrológico. A “sustentabilidade” de um ciclo (actividades humanas) pode não ser conseguido à custa da insustentabilidade de outro (ciclo hidrológico).

Algumas bases para implementar linhas de trabalho que conduzam a uma utilização sustentável da água:

- 1) Desenvolvimento de tecnologias de menor consumo de água, diminuição de perdas e melhoria das tecnologias de rega;
- 2) Definição e implementação de métodos e critérios para o estabelecimento de regimes de caudais ecológicos e ambientais que conduzam à protecção e conservação dos sistemas hídricos;

- 3) Estudo dos sistemas aquáticos, ribeirinhos e sistemas aquíferos e compreensão dos processos relevantes a eles associados;
- 4) Uso conjunto e interdependente, considerando: caudais disponíveis, qualidade, localização de origens e custos de transporte, tratamento e distribuição, dos recursos superficiais e subterrâneos;
- 5) Definição de objectivos claros no que se refere ao grau de protecção dos recursos naturais e dos ecossistemas hídricos;
- 6) Racionalização do quadro institucional e normativo nacional com a inserção dos métodos e critérios a utilizar tendo em conta a especificidade dos diferentes ecossistemas e diferentes tipos de aproveitamentos hidráulicos;
- 7) Definição e implementação de programas de monitorização de quantidade, qualidade e dos regimes de caudais ecológicos.

Em síntese, é necessária uma visão política e social clara e repartida entre as múltiplas partes interessadas e intervenientes no uso e gestão do ciclo da água. Este é o grande desafio que temos em cima da mesa.

IDEIAS FINAIS

Tão escassa como necessária, a água é um recurso que desde sempre motivou disputas e conflitos entre comunidades. A promessa, sempre renovada, de que haverá água abundante e barata disponível para todos não é possível de cumprir. Não é mais possível aceitar que a gestão da água passe por uma sempre crescente construção de obras hidráulicas, é necessária uma política de gestão de consumos (e perdas) evitando a destruição dos ecossistemas hídricos. Também a luta contra a contaminação constitui outra forma eficaz de aumentar os recursos hídricos disponíveis. A gestão conjunta água superficial-água subterrânea associada à reutilização constituem, sem dúvida, opções necessárias à inversão da degradação dos sistemas hídricos.

Os ecossistemas mais sensíveis e complexos são os associados ao meio hídrico, ecossistemas aquáticos e ribeirinhos, deles depende a sobrevivência de muitas espécies. Estamos no ano Europeu da Biodiversidade e não é possível falar de crescimento económico quando a biodiversidade dos nossos ecossistemas vai diminuindo, devido à contaminação e eutrofização da água, alterações na bacia hidrográfica e destruição de habitats. Como exemplo, veja-se a evolução temporal da área vulnerável na margem esquerda do Tejo. Há pois que dar lugar à preservação dos ecossistemas aquáticos conforme os seus gradientes climáticos, geológicos e geográficos. Num início de Século em que grandes mudanças se anunciam, devemos alterar os modelos de utilização e gestão da água de forma a ajustá-los à dimensão total do ciclo hidrológico, física, química e ecológica. Estas alterações devem assentar inequivocamente em princípios básicos como a solidariedade, subsidiaridade e participação dos cidadãos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARH do Tejo, I.P. (2009) – Questões significativas da gestão da água – região hidrográfica do Tejo.

ARH do Tejo, I.P. (2009) – Questões significativas da gestão da água – região hidrográfica do Vouga, Mondego, Lis e Ribeiras do Oeste.

Cupeto, Carlos Alberto (2003) – A água é só uma, superficial ou subterrânea, doce ou salgada: o recurso; o meio receptor e o ecossistema. Anais da Universidade de Évora n^os 10 e 11, 157-174 p..

Hawken, Paul (1993) – The Ecology of Commerce. New York.

INAG (2001) – Plano Nacional da Água.

Lanz, Klaus (1997) – El Libro del Agua. Greenpeace España, Madrid.

As águas subterrâneas nas bacias hidrográficas do Tejo e das Ribeiras do Oeste

Manuel Oliveira da Silva

Professor Catedrático de Hidrogeologia, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
Consultor da Administração da Região Hidrográfica do Tejo, I.P. (ARH do Tejo, I.P.)

INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos subterrâneos sempre tiveram uma importância excepcional nos abastecimentos públicos e como origem para a indústria e para a agricultura.

De facto, estes recursos, quase sempre constituíram as principais origens de água para os diferentes usos e ainda assim se mantêm em muitas áreas. Em vastas zonas, onde as águas subterrâneas são escassas, estas têm sido fundamentais, na ausência de outros recursos hídricos em que a sua utilização pode ter custos significativos, permitindo assegurar o abastecimento a pequenos núcleos urbanos e também na indústria, em explorações agro-pecuárias e regadio de pequenas explorações agrícolas.

A distribuição dos recursos hídricos subterrâneos, em toda a área das bacias hidrográficas do Tejo e das ribeiras do Oeste, está intimamente associada às características geológicas, geomorfológicas e climáticas. Neste contexto, a avaliação do potencial hidrogeológico depende do conhecimento, mais ou menos aprofundado, que tivermos dos tipos litológicos, sua extensão e espessuras, o que determina a existência ou não de sistemas aquíferos, quais as suas características e o tipo de funcionamento hidrogeológico.

Neste aspecto existem diferenças significativas, na medida em que na Bacia do Tejo afloram formações que integram o Maciço Antigo, a Orla Meso-Cenozóica Ocidental e a Bacia Terciária, enquanto que a bacia hidrográfica das ribeiras do Oeste se desenvolve, quase na sua totalidade, na Orla Meso-Cenozóica Ocidental.

Os tipos litológicos e o modelo hidrogeológico de funcionamento dos sistemas aquíferos são determinantes das fácies hidroquímicas existentes.

ENQUADRAMENTO GEOLÓGICO E GEOMORFOLÓGICO

MACIÇO ANTIGO

Uma das principais características desta região, também designada de Maciço Hespérico ou Ibérico, é a grande extensão ocupada por rochas granitóides e por metassedimentos de uma unidade designada por Sousa (1985) como Grupo das Beiras (ou Complexo Xisto-Grauváquico das Beiras).

Esta unidade, que integra a Zona Centro-Ibérica, é bastante extensa e monótona, apresenta uma fácies flysch, constituída essencialmente por xistos e grauvaques mas onde podem ocorrer outras litologias: conglomerados, arenitos, calcários, etc.. As rochas desta unidade foram afectadas por metamorfismo, de grau variado, regional e/ou de contacto, ocorrendo corneanas, xistos mosqueados, xistos porfiroblásticos e outras rochas e minerais típicos do metamorfismo.

Os granitos, normalmente designados por “granitos hercínicos”, ocupam extensão significativa; trata-se de granitos monzoníticos, de grão grosseiro, porfiróides, tardi a pós tectónicos e granitos e granodioritos porfiróides sin-tectónicos. Por vezes ocorrem granitos de duas micas e granitos gnaissóides. Os principais afloramentos situam-se na região de Castelo Branco, Covilhã e Guarda integrando um conjunto de relevos, com morfologia granítica típica, que tem a sua maior expressão na serra da Estrela.

Outra característica a assinalar é a ocorrência de numerosas dobras, geralmente sinclinais, alongadas NW-SE, assentando em discordância sobre o Grupo das Beiras, constituídas por espessas bancadas de quartzitos da Formação dos Quartzitos Armoricanos a que se seguem sequências essencialmente de xistos argilosos e grauvaques do Ordovícico e do Silúrico, podendo atingir o Devónico.

Estas estruturas, devido à sua litologia e às acções tectónicas porque foram actuadas, formam um conjunto de relevos de dureza (cristas quartzíticas), com orientação NW-SE, que aparecem destacados na paisagem, até com alguma imponência, de que são exemplo as cristas quartzíticas de Penha Garcia, de Envendos, de Vila Velha de Ródão, de Marvão e de Castelo de Vide.

O Ordovícico está representado essencialmente por quartzitos na base e no topo separados por níveis pelíticos. O Silúrico, com extensão reduzida, tem como litologias dominantes xistos negros, lilitos, ftanitos, quartzitos e calcários. São frequentes os xistos com nódulos por vezes de grandes dimensões. O Devónico é constituído fundamentalmente por xistos finos fossilíferos, arenitos, quartzitos e calcários.

As acções tectónicas que atingiram tanto as formações metassedimentares como as rochas eruptivas deram lugar à instalação de numerosos filões e falhas com orientações bem identificadas, (Ribeiro *et al.*, 1979) de NNE-SSW a ENE-WSW, associados a um sistema de desligamento esquerdo e um sistema direito, de direcção NNW-SSE a NW-SE.

Estas unidades geológicas ocupam praticamente toda a área da bacia do Tejo, na margem direita, extendendo-se desde a região de Abrantes-Tomar até aos limites da bacia entre Castelo Branco e a Guarda. Em discordância sobre o Grupo das Beiras, na região a este de Castelo Branco, afloram um conjunto de sedimentos terciários, designados por Grupo da Beira Baixa, designação que veio substituir a de “Arcoses das Beiras”. Esta unidade é constituída por depósitos de granulometria muito variada, com matriz forte-

mente argilosa, que podem atingir dimensões conglomeráticas. Têm espessura muito irregular, podendo ir dos 100 aos 250 m.

Ainda integradas no Maciço Antigo, mas pertencendo à Zona de Ossa Morena, afloram na margem esquerda da bacia do Tejo sequências de metassedimentos e de rochas eruptivas, que ocupam o N e o NE alentejano. Esta zona distingue-se, da Zona Centro Ibérica, pela presença de maciços carbonatados com alguma extensão, que têm importância significativa em termos hidrogeológicos.

Regista-se igualmente uma maior variedade de tipos petrográficos nas rochas eruptivas; assim, além das rochas granitóides hercínicas, afloram outros granitos mais antigos (granitos de Portalegre) e maciços de rochas eruptivas básicas, praticamente ausentes na Zona Centro Ibérica.

ORLA OCIDENTAL

Na base das formações representadas na Orla Ocidental, ocorre a Formação dos Grés de Silves, depositada em discordância sobre o soco antigo. Esta formação é constituída essencialmente por arenitos e conglomerados de cor avermelhada com cimento ferruginoso. Sobrepe-se-lhe um complexo essencialmente argilo-margoso, com raras intercalações calco-dolomíticas, designado por Formação das Margas da Dagorda, que tem incorporadas massas de gesso e sal-gema.

Estas duas Formações afloram em banda mais ou menos contínua ao longo do contacto com o Maciço Antigo, desde Penela até as proximidades de Tomar.

As formações que se sucedem, de natureza calco-margosa, são constituídas por dolomias, calcários dolomíticos, calcários compactos, calcários margosos e margas pertencentes ao Jurássico Inferior.

No Jurássico Médio afloram calcários mais puros, compactos e bastante espessos, que constituem a estrutura principal das serras de Sicó, Alvaiázere, Maciço Calcário Estremenho e Montejunto. No seu conjunto constituem uma sequência muito espessa onde abundam calcários cristalinos, calcários oolíticos, calcários compactos e calcários dolomíticos e margosos.

Devido à sua natureza litológica encontra-se bem desenvolvida a morfologia cársica, presente em todos os afloramentos, mas que adquire maior expressão no Maciço Calcário Estremenho. No seu conjunto constituem uma sequência de relevos, com orientação NE-SW, que correspondem a estruturas em anticlinal que se desenvolvem desde a serra de Montejunto a SW até à serra de Sicó a NE. Devido às altitudes que atingem e pela sua orientação têm forte influência nas precipitações que ocorrem na região.

Sequências de margas e calcários margosos, com algumas intercalações de calcários betuminosos, marcam o início do Jurássico Superior. Sobrepe-se uma sequência de natureza detrítica de espessura considerável.

Na base desta sequência, ocorrem margas e arenitos que, para o topo, se tornam progressivamente mais detríticos. A série detrítica é constituída por arenitos, de granularidade variável, argilosos e de cores amareladas, cinzentas e acastanhadas. Estes arenitos com importante matriz argilosa têm, por vezes, intercalações calcárias e margosas.

Parte importante da Orla Ocidental encontra-se coberta por depósitos detríticos, de origem continental, mais ou menos conglomeráticos, com algumas intercalações de argilas e margas que assentam em discordância sobre as formações jurássicas. Estes depósitos, de idade cretácica, afloram sobretudo na região a E-SE de Leiria, na bacia do Tejo, e na Nazaré, Peniche, Torres Vedras e Sintra-Cascais, na bacia das ribeiras do Oeste.

A sul de Torres Vedras as formações cretácicas apresentam diferenças significativas, nas suas características litológicas, com relativo desenvolvimento das litologias margosas e carbonatadas.

Em termos de morfologia e também pela importância hidogeológica que assumem devem referir-se as estruturas de natureza tectónica - vales tifónicos - que ocorrem na Orla Ocidental, com orientação NNE-SSW.

No núcleo destas estruturas aflora a Formação das Margas da Dagorda que, geralmente, está coberta por depósitos pliocénicos que preenchem o interior dos vales tifónicos de Paço e das Caldas da Rainha - Nazaré. Estes depósitos são constituídos por areias finas a médias, com intercalações argilosas, de natureza continental. Por vezes aparecem alguns níveis carbonosos e também de diatomitos. Regra geral assentam, em discordância, sobre a Formação das Margas da Dagorda e apresentam espessuras muito irregulares, podendo atingir os 200 m.

No que concerne às rochas eruptivas, assinala-se a presença do maciço eruptivo de Sintra constituído essencialmente por granitos, sienitos, dioritos e gabros, que se instala no final do Cretácico. Este maciço metamorfiza as formações jurássicas e cretácicas.

De referir ainda a ocorrência de materiais eruptivos pertencentes ao Complexo Vulcânico de Lisboa (CVL), representado por séries alternantes de escoadas de rochas basálticas e piroclásticas. Esta formação aflora essencialmente na região de Lisboa-Mafra.

Relacionadas com a instalação do CVL existem algumas chaminés vulcânicas, que se destacam morfológicamente, e de que são exemplo os Cabeços de Montachique e do Funchal (Malveira).

BACIA TERCIÁRIA

A bacia terciária do Tejo-Sado corresponde a uma depressão, com orientação NE-SW, que se desenvolveu enquadrada a W e NW pelas formações mesozóicas e a E e SE pelo substrato hercínico.

A evolução geológica deu-se por enchimento, com depósitos paleogénicos, miocénicos e pliocénicos recobertos na maior parte da sua área por depósitos de terraços quaternários e aluviões recentes. Segundo alguns autores (Ribeiro *et al.*, 1979), a espessura total destes depósitos pode atingir os 1 400 m.

O Paleogénico, de extensão reduzida, é constituído por arcoses, depósitos conglomeráticos, arenitos, argilitos e calcários margosos de origem continental.

A alternância de depósitos continentais com depósitos marinhos é uma característica do Miocénico, e reflecte a existência de alargada planície aluvial, em forma de estuário, aberta ao Oceano e sujeita a

transgressões e regressões do mar. Nestas condições criam-se ambientes sedimentares de transição onde alternam influências continentais e marinhas.

A norte de Vila Franca de Xira predominam os depósitos de origem continental, enquanto que na região de Lisboa se observam “alternâncias de argilas, calcarenitos e areias” que, segundo Antunes (1972), correspondem a ciclos sedimentares enquadrados por sucessivas regressões e transgressões.

O Pliocénico, de natureza continental, é constituído, quase exclusivamente, por areias com intercalações de argilas. Os depósitos pliocénicos afloram em grande extensão em toda a bacia, e podem apresentar espessuras consideráveis. Azevedo (1982) admite que, na região de Pinhal Novo a espessura poderá ultrapassar as três centenas de metros, enquanto que Simões (1998) considera que espessuras dos depósitos pliocénicos da ordem das duas a três centenas de metros podem ocorrer, na margem esquerda, até à região de Alpiarça.

Na margem direita as espessuras dos depósitos pliocénicos são bastante reduzidas.

Os terraços (Pleistocénico) são constituídos na base por seixos e calhaus, a que se sobrepõe um complexo de areias e argilas. As espessuras são muito irregulares, não ultrapassando os 30 m. Têm grande expressão, na região da Golegã, Azinhaga e Pombalinho, na margem direita. Na margem esquerda assumem muito maior extensão, com largura de vários quilómetros, formando uma mancha praticamente contínua desde a Chamusca até ao estuário.

Os depósitos aluvionares (Holocénicos) são constituídos por areias e argilas interstratificadas com um nível de base de materiais mais grosseiros onde predominam seixos e calhaus. A espessura, que pode atingir os 70 m próximo do estuário, vai diminuindo progressivamente para montante.

No que se refere à sua morfologia, verifica-se que a bacia terciária constitui uma extensa superfície aplanada com ligeira inclinação para SW, onde se situa o estuário. Essa monotonia apenas é interrompida pela serra de Almeirim que atinge os 170 m. Para a periferia da bacia verifica-se que, na margem esquerda, existe uma certa continuidade morfológica na transição para as formações do soco hercínico.

Na margem direita observa-se um forte contraste morfológico com as formações da Orla Ocidental, na sua generalidade, devido à existência de numerosos contactos estruturais, de que se salientam, na região de Vila Franca de Xira, o contacto por falha que dá origem a uma escarpa com cerca de 200 m de diferença de altitudes. Mais a norte, grande parte do contacto entre a Bacia Terciária e a Orla Ocidental, faz-se ao longo de estrutura de cavalgamento do mesozóico sobre o terciário originando, deste modo, variações morfológicas muito acentuadas, de que é exemplo o contacto entre o Maciço Calcário Estremenho e a Bacia Terciária.

CARACTERÍSTICAS HIDROGEOLÓGICAS

SISTEMAS AQUÍFEROS

Com base num conjunto de critérios explicitados em Almeida *et al.* (2000), que tomam em consideração o conceito de sistema aquífero de Navarro *et al.* (1989), foram definidos para a bacia hidrográfica do Tejo um total de doze sistemas aquíferos, enquanto que para as ribeiras do Oeste foram definidos seis sistemas aquíferos (Figura 1).

Estes sistemas aquíferos têm um modelo de funcionamento muito simples, em que a principal origem de recarga é a precipitação. Apenas em casos muito restritos, com pouca importância, ocorre recarga a partir das linhas de água que atravessam os sistemas aquíferos.

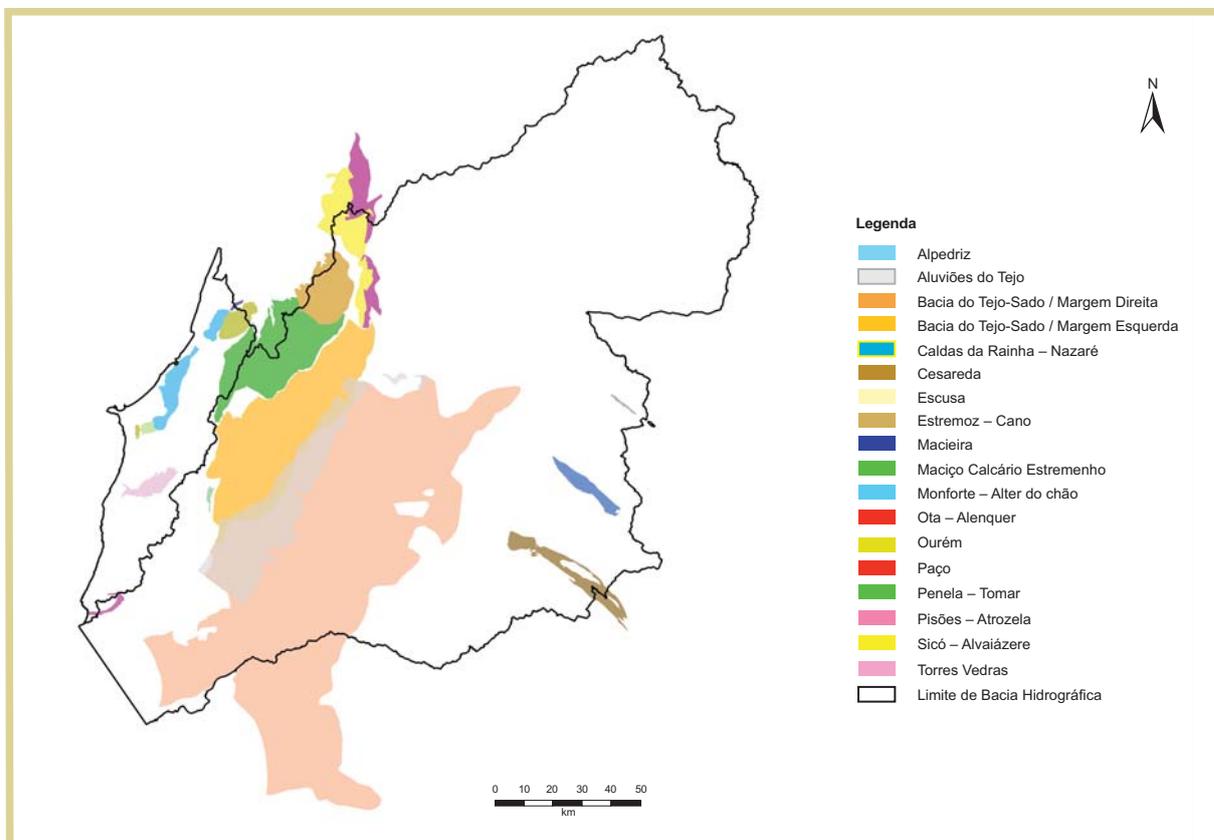


FIGURA 1 - Sistemas Aquíferos das Bacias Hidrográficas do Tejo e das Ribeiras do Oeste. (Fonte: ARH do Tejo, I.P.)

Em relação à bacia do Tejo, para a margem esquerda foram considerados, na área correspondente às formações do Maciço Antigo, os sistemas aquíferos de Escusa, Monforte-Alter do Chão e Estremoz-Cano.

Estes sistemas aquíferos têm como suporte litológico as formações carbonatadas paleozóicas, de idade câmbria a devónica, com funcionamento hidrogeológico próprio de sistemas fissurados/cársicos. Como características essenciais, apresentam taxas de infiltração entre os 25 % e os 35 %, coeficiente de armazenamento geralmente inferior a 0,005 e produtividades medianas que oscilam entre os 2,5 e os 10 l/s.

A fracturação que afecta estes maciços leva a considerar que, em alguns sectores dos sistemas aquíferos, possa existir uma certa compartimentação, o que se reflecte na piezometria e no elevado número de nascentes existentes, com caudais geralmente fracos.

Apesar destas características genéricas não serem particularmente favoráveis, com os dados conhecidos (ERHSA, 1999), podemos considerar que os recursos médios anuais, para o conjunto dos três sistemas aquíferos, serão da ordem dos 60 hm³.

Na margem direita não foram identificados sistemas aquíferos na área pertencente ao Maciço Antigo.

Nas formações que integram a Orla Ocidental foram identificados e cartografados seis sistemas aquíferos: Penela-Tomar, Sicó-Alvaiázere, Ourém, Maciço Calcário Estremenho, Ota-Alenquer e Pisões-Atrozela.

Com excepção do aquífero de Ourém, que é do tipo poroso, tratam-se de sistemas cársicos de elevado grau de carsificação, especialmente os que têm como suporte litológico os calcários do Jurássico Inferior e Médio.

Caracterizam-se por altas taxas de infiltração 45-60 %, coeficiente de armazenamento muito fraco e circulação por dupla porosidade, com grandes velocidades de escoamento no sistema de condutas, o que se traduz por caudais de descarga por vezes muito elevados, com picos de concentração que podem atingir vários m³/s.

Os recursos hídricos subterrâneos renováveis, para o conjunto destes sistemas aquíferos estimam-se em cerca de 550 hm³.

Ainda na bacia do Tejo, associados às formações terciárias e quaternárias, encontram-se os sistemas aquíferos Margem Direita, Margem Esquerda e Aluviões do Tejo, os quais, pela sua extensão e características, constituem uma unidade hidrogeológica com importância excepcional em termos de recursos e reservas.

Tratam-se de sistemas aquíferos do tipo poroso, com taxas de infiltração que podem situar-se próximas dos 25-30 %, coeficiente de armazenamento com valores da ordem de 10⁻² a 10⁻³ e valores medianos de transmissividade, relativamente homogéneos, a oscilarem entre os 350 e os 700 m²/dia. As captações existentes têm produtividades bastante elevadas, geralmente da ordem das dezenas de litros/segundo.

Os balanços hídricos efectuados, por diferentes autores, permitem considerar que os recursos hídricos subterrâneos disponíveis anualmente se situam, em média, entre os 1 200 e os 1 400 hm³.

Na bacia das ribeiras do Oeste, estão cartografados (Almeida *et al.*, 2000) seis sistemas aquíferos, sendo quatro do tipo poroso (Alpedriz, Caldas da Rainha-Nazaré, Paço e Torres Vedras), e os outros cársicos (Maceira e Cesareda).

Os sistemas aquíferos porosos, pela sua natureza litológica e morfologia, têm uma taxa de infiltração da ordem dos 20-25 %, coeficientes de armazenamento de 3 x 10⁻² e transmissividades entre os 200 e os 450 m²/dia. A mediana das produtividades, para estes sistemas aquíferos, situa-se entre os 6 e os 11 l/s.

Com base nos balanços hídricos efectuados para o conjunto dos sistemas aquíferos porosos, estão estimados recursos hídricos subterrâneos da ordem dos 30 hm³.

Os aquíferos cársicos exibem características hidrogeológicas próprias deste tipo de aquíferos, com taxa de infiltração de 40-50 %, coeficiente de armazenamento muito fraco, transmissividades muito heterogéneas e com as nascentes a apresentarem significativas flutuações de caudal.

Os recursos estimados para estes dois sistemas aquíferos, devido às pequenas áreas de afloramento, são da ordem dos 6-7 hm³.

Em termos globais, é importante que se tenha em atenção que as áreas ocupadas pelos sistemas aquíferos representam, em relação à sua área total, apenas 17 % da bacia das ribeiras do Oeste e cerca de 40 % da bacia do Tejo. Contudo, sabemos que nas outras áreas, designadas de indiferenciadas, existem recursos hídricos subterrâneos, muitas vezes de importância extraordinária, pois constituem a principal e/ou única origem para os abastecimentos públicos e para as diferentes actividades sócio-económicas.

A impossibilidade de definir sistemas aquíferos devido à descontinuidade das formações geológicas e consequentemente ausência de conexão hidráulica entre essas estruturas, levanta alguns problemas de gestão de difícil avaliação e resolução.

HIDROQUÍMICA

No que concerne às características hidroquímicas, como é natural, as fácies hidroquímicas são consequência da interacção água-rocha, do tempo de residência e do tipo de aquífero. As alterações a estes padrões de comportamento são, na maioria dos casos, consequência de acções antrópicas, nomeadamente das actividades agrícolas e industriais e das explorações pecuárias que poderão alterar fortemente o quimismo das águas subterrâneas inviabilizando a sua utilização para os diferentes usos, incluindo em casos extremos o uso na agricultura.

Nas bacias do Tejo e das ribeiras do Oeste predominam as fácies bicarbonatadas-cálcicas ou calcó-magnesianas e nalguns contextos águas de fácies mistas.

Devido às actividades antrópicas, no sistema aquífero das aluviões do Tejo predominam águas com fácies cloretadas-sódicas e/ou mistas. Idênticas razões podem ser aduzidas para justificar algumas fácies dos sistemas aquíferos Caldas da Rainha-Nazaré e de Ourém, onde os nitratos têm expressão significativa como consequência das práticas agrícolas.

Em relação às fácies cloretadas-sódicas que ocorrem no sistema aquífero de Cesareda, onde não existe muita actividade agrícola, a sua origem pode depender da profundidade de circulação com lexiviação das margas da Formação da Dagorda, onde existem massas de sal gema.

As acções antrópicas têm sido particularmente intensas no sistema aquífero Aluviões do Tejo, onde se registaram valores de nitratos bastante elevados e de forma generalizada, o que levou à classificação deste sistema aquífero como Zona Vulnerável.

Idênticas razões levaram a que também o sistema aquífero Estremoz-Cano seja considerado Zona Vulnerável.

No que se refere à utilização das águas subterrâneas para consumo humano, do ponto de vista químico, no geral, podemos considerar que não existem grandes limitações à sua utilização, com excepção de alguns locais, especialmente próximo do rio Tejo, onde podem ocorrer águas com excessiva mineralização, para a qual concorreram múltiplos factores.

SÍNTESE CONCLUSIVA

As águas subterrâneas são, em muitas regiões, o principal e/ou único recurso hídrico disponível para os diferentes usos, mesmo em diversas zonas onde, devido às condições hidrogeológicas predominantes, não estão definidos sistemas aquíferos.

Podemos considerar, com os dados disponíveis, que os sistemas aquíferos das bacias do Tejo e das ribeiras do Oeste têm recursos hídricos consideráveis e que, de modo geral, não existem situações generalizadas de sobre-exploração.

Algumas depressões piezométricas que se observam, são consequência de regimes de exploração mal dimensionados. Estes deviam ser objecto de melhor gestão, em especial quando, por deficiência nas localizações e também por razões construtivas, se produzem interferências de rebaixamentos com o consequente aumento dos rebaixamentos locais, o que acentua as depressões dos níveis, com eventuais alterações do sentido de fluxo.

Consideramos igualmente importante ter presente que alguns dos sistemas aquíferos, sobretudo os do tipo poroso, têm reservas hídricas muito superiores aos recursos renováveis anualmente, e que essas reservas podem ter uma importância estratégica extraordinária pela facilidade com que podem ser integradas em qualquer plano de emergência, para responder a situações graves ou muito graves, em que outras origens possam ter sérios problemas, tanto no aspecto quantitativo como no aspecto qualitativo.

A exploração sustentável das águas subterrâneas tem que apoiar-se em planos de gestão, que indiquem de forma precisa e objectiva quais as limitações aos seus usos e que devam ser consideradas de modo a cumprir-se as exigências da Lei da Água e do Decreto-Lei de protecção às águas subterrâneas.

BIBLIOGRAFIA

Almeida, C., Mendonça, J. L., Barbosa, C., Gomes, A. J. (2000) – Sistemas Aquíferos de Portugal Continental, INAG, I.P., Lisboa.

Antunes, M. T. (1972) – Notes sur la Géologie et la Paléontologie du Miocène de Lisbonne. *Sep. do Bol. do Mus. e Lab. Min. e Geol. da Fac. de Ciênc. de Lisboa*. LISBOA. Vol. 13 (1) pp. 25-35.

Azevedo, M. T. (1982) – O sinclinal de Albufeira. Evolução pós-miocénica e reconstituição paleogeográfica. Dissertação de Doutoramento, *Universidade de Lisboa*, 302 p..

Barbosa, B. P. (1995) – Alostratigrafia e Litostratigrafia das Unidades Continentais da Bacia Terciária do Baixo Tejo. Relações com o Eustatismo e a Tectónica. Dissertação apresentada à Universidade de Lisboa para obtenção do grau de Doutor em Geologia, na especialidade de Estratigrafia e Sedimentologia. Vol. I e II. 253 pág..

Barbosa, B. P. & Pena dos Reis (1996) – Geometrias de enchimento, sistemas deposicionais e organização estratigráfica do Pliocénico continental da Bacia Terciária do Baixo Tejo (Portugal) *Ins. Geológico e Mineiro*. LISBOA. t. 82, pp. 51-86.

Cerejeira, M. J., Batista, S., Silva, E., Viana, P., Centeno, M. S., Silva-Fernandes, A. (1999) Ocorrência e dinâmica de pesticidas na água subterrânea de áreas de milho, hortícolas, vinha e fruteiras do Ribatejo e Oeste. V Encontro Nacional de Protecção Integrada. Bragança.

D'Orval (1973) – Etude Preliminaire a L'evaluation des Ressources en Eau Souterraine de la Peninsule de Setubal. Ministério das Obras Públicas. Direcção Geral dos Serviços Hidráulicos. 39 pág..

Mendonça, J. L. (1990) – Sistema aquífero aluvionar do vale do Tejo. Características e funcionamento hidráulico. *Dissertação apresentada à Univ. de Coimbra para obtenção do grau de doutor em Geologia*. COIMBRA. 343 p..

Mendonça, J. J. L. (1991) – Clima e recursos hídricos da área aluvionar da bacia do Tejo. Memórias e Notícias, Publ. Mus. Lab. Mineral. Geol., Univ. Coimbra, nº 111, pp. 53-75.

Navarro A., Fernández-Uría, A., Doblas, J. G. D. (1989) – Las Aguas Subterráneas en España – Estudios de Sintesis,. Instituto Tecnológico Geominero de España. 591 pág..

Oliveira, J. T.; Pereira, E.; Ramalho, M.; Antunes, M. T.; Monteiro, J. H. (1992) – Carta Geológica de Portugal na Escala 1:500 000. Serviços Geológicos de Portugal. Lisboa.

PNUD (1980) – Étude des eaux souterraines de la péninsule de Setúbal (système aquifère Mio-Pliocène du Tejo et du Sado). Rapport final sur les résultats du project, conclusions et recommandations. Programme des Nations Unies pour le Developpement, Direcção Geral dos Recursos e Aproveitamentos Hidráulicos, Lisboa.

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.

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 especialidade de Hidrogeologia. Univ. Nova de Lisboa. 270 pág..

As águas subterrâneas nas bacias hidrográficas do Tejo e das Ribeiras do Oeste - Monitorização

Ana Rita Lopes

Instituto da Água, I.P. (INAG, I.P.)

INTRODUÇÃO

A monitorização dos recursos hídricos subterrâneos, tanto na vertente quantitativa como qualitativa, tem um papel primordial no conhecimento e avaliação dos recursos hídricos, permitindo igualmente dar cumprimento aos normativos nacionais e comunitários.

O processo de monitorização das massas de água subterrânea decorreu de forma faseada em Portugal. No caso da área de jurisdição da Administração de Região Hidrográfica do Tejo, I.P. (ARH do Tejo, I.P.), a monitorização em termos quantitativos iniciou-se no final da década de 70 funcionando, sensivelmente, até 1994, e compreendia cerca de 260 pontos de observação, englobando poços e furos, sendo a maioria pertença de particulares. No respeitante à rede de qualidade da água subterrânea na Bacia do Tejo-Sado, houve um controlo químico que decorreu entre 1980 e 1994, compreendendo 50 estações. Em 1999, o Instituto da Água, I.P. (INAG, I.P.) e a ex-Direcção Regional do Ambiente de Lisboa e Vale do Tejo, efectuaram um trabalho exaustivo de reestruturação das redes de monitorização na Bacia do Tejo-Sado, de modo a dotar esta região com uma rede de monitorização efectiva de água subterrânea, nas componentes quantitativa e química. O programa de monitorização gizado em 1999 para a Bacia do Tejo-Sado, abrangia 111 pontos de observação na rede piezométrica e 93 estações na rede de qualidade, incidindo esta última rede preferencialmente nas origens de água para abastecimento público.

Com as novas exigências comunitárias, nomeadamente a Directiva-Quadro da Água (DQA), os programas de monitorização existentes foram se ajustando, de forma a permitirem dar igualmente cumprimento aos normativos comunitários.

Presentemente, a monitorização das massas de água subterrânea centra-se fundamentalmente no cumprimento das seguintes directivas:

- Directiva nº 2000/60/CE, de 23 de Outubro, estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água – transposta pela Lei nº 58/2005, de 29 de Dezembro e Decreto-Lei nº 77/2006, de 30 de Março;
- Directiva nº 91/676/CEE, de 12 de Dezembro, relativa à protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola – transposta pelo Decreto-Lei nº 235/97, de 3 de Setembro;
- Directiva nº 80/68/CEE, de 17 de Dezembro de 1979, relativa à protecção das águas subterrâneas contra a poluição causada por certas substâncias perigosas – transposta pelo Decreto-Lei nº 236/98, de 1 de Agosto. Esta Directiva será revogada em 2013 pela DQA, tendo, contudo, continuidade através das novas obrigações decorrentes do Decreto-Lei nº 208/2008, de 28 de Outubro (que transpõe para o direito nacional a Directiva filha das águas subterrâneas – Directiva nº 2006/118/CE, 12 de Dezembro).

DIRECTIVA-QUADRO DA ÁGUA

De acordo com as obrigações da Directiva-Quadro da Água, os programas de monitorização neste âmbito tinham que estar definidos em 22 de Dezembro de 2006 para começarem a operar em Janeiro de 2007.

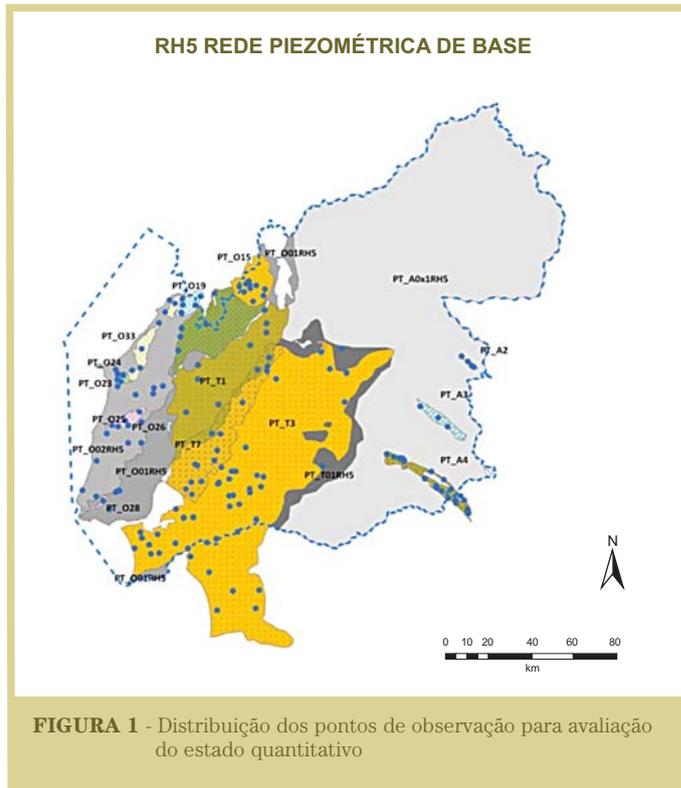
Assim, os programas de monitorização de águas subterrâneas são definidos nos seguintes termos:

- a) **Monitorização do estado quantitativo** – visa fornecer uma avaliação fiável do estado quantitativo de todas as massas, ou grupo de massas de água subterrânea, incluindo uma avaliação dos recursos hídricos subterrâneos disponíveis, ou seja, a densidade de pontos e a frequência da monitorização deve ser tal que permita essa avaliação, tendo em consideração as variações de recarga a curto e a longo prazo. No que toca às massas de água em risco de não atingirem o bom estado quantitativo, a densidade e a frequência devem ser suficientes para avaliar o impacte das captações e descargas no nível piezométrico. Os parâmetros a monitorizar serão o nível da água subterrânea em poços e furos e o caudal das nascentes.

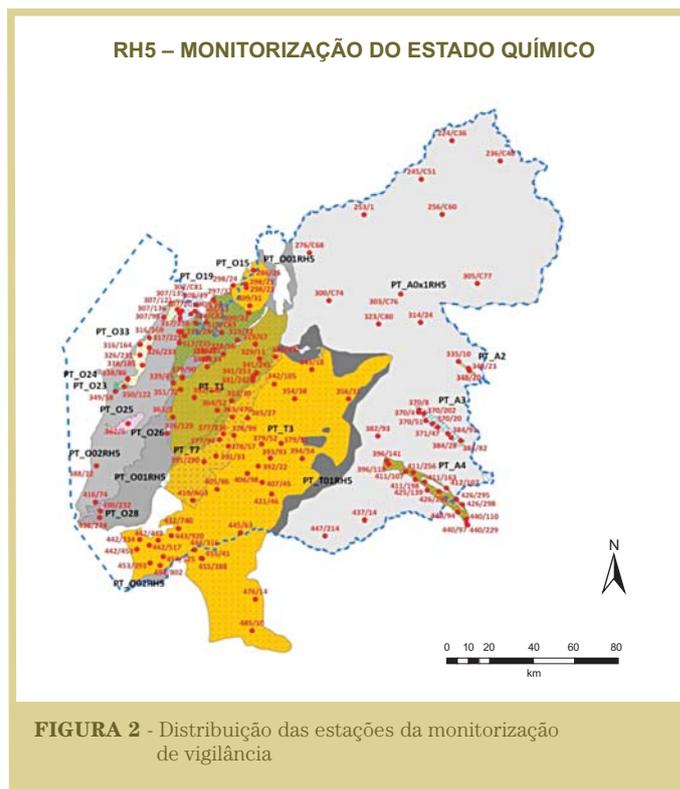
Na ARH do Tejo, I.P. o programa de monitorização preconizado para a avaliação do estado quantitativo compreende 93 pontos de observação, conforme se pode observar na Figura 1, sendo a periodicidade das observações mensal e o parâmetro medido a profundidade do nível da água nas várias massas de água.

- b) **Monitorização do estado químico** – visa proporcionar uma panorâmica coerente e completa do estado químico das águas subterrâneas em cada bacia hidrográfica e deve permitir detectar tendências a longo prazo, antropogenicamente induzidas para o aumento da concentração de poluentes e possibilitar a inversão dessas tendências. A monitorização do estado químico abrange a monitorização de vigilância e a monitorização operacional.

Para cada período de vigência de um plano de gestão de bacia hidrográfica é estabelecido um programa de vigilância. A monitorização de vigilância visa completar e validar o estudo de impacte efectuado, bem como fornecer informações destinadas a serem utilizadas na determinação de tendências a longo prazo, resultantes tanto de alterações das condições naturais como da actividade antropogénica. Serão obrigatoriamente monitorizados, para todas as massas de água, os seguintes parâmetros – pH, condutividade, azoto amoniacal, nitrato e oxigénio dissolvido.



Na área de jurisdição do ARH do Tejo, I.P. o programa de monitorização de vigilância gizado abrange 118 estações distribuídas pelas várias massas de água (Figura 2), sendo monitorizados os cinco parâmetros obrigatórios com uma periodicidade semestral, com uma campanha na estação de águas altas e a outra na estação de águas baixas.



Para as massas de água identificadas como estando em risco de não alcançar o bom estado químico, serão ainda monitorizados os parâmetros indicativos do impacto das pressões a que estão sujeitas.

Os resultados da monitorização de vigilância são utilizados para estabelecer um programa de monitorização operacional, a aplicar no período remanescente de vigência do plano. Esta monitorização visa determinar o estado químico de todas as massas ou grupos de massas de águas subterrâneas identificadas como estando em risco, bem como determinar a presença de eventuais tendências a longo prazo, antropogenicamente induzidas, para o aumento da concentração de qualquer poluente. Esta monitorização é efectuada nos intervalos entre os períodos de execução dos programas de monitorização de vigilância, com frequência e densidade de pontos suficiente para determinar o impacto das pressões pertinentes.

Na área de jurisdição da ARH do Tejo, I.P., a massa de água aluviões do Tejo foi considerada como estando em risco de não atingir os objectivos ambientais, devido à pressão resultante de fontes de poluição difusa, sendo o nitrato o parâmetro responsável. Assim, foi necessário estabelecer, para a referida massa de água em risco, um programa de monitorização operacional que compreende 48 estações de monitorização (Figura 3), sendo o nitrato o parâmetro monitorizado com uma periodicidade semestral.



- c) **Monitorização do abastecimento público** – segundo o disposto no artigo 7.º da Directiva-Quadro da Água, os Estados-Membros monitorizarão, nos termos do anexo V da mesma Directiva, as massas de água que forneçam, em média, mais de 100 m³ por dia, com o objectivo de evitar a deterioração da sua qualidade e reduzir o nível de tratamento necessários para a produção de água potável. Assim, e seguindo as orientações do “Guia para a monitorização de águas subterrâneas” elaborado pelo Grupo de Águas Subterrâneas – integrado na Estratégia Comum de Implementação da DQA, procurou-se seleccionar captações de abastecimento público representativas das origens de água (abastecem um número significativo de habitantes ou caudal de extracção significativo), onde se determinarão, num

ano do ciclo de monitorização de vigilância, os seguintes parâmetros: cinco parâmetros da monitorização de vigilância (pH, condutividade, azoto amoniacal, nitrato e oxigénio dissolvido), parâmetros microbiológicos e radioactividade.

No caso das massas de água que constituem origens de abastecimento público e que foram designadas como estando em risco, a monitorização do abastecimento público deverá realizar-se em duas fases: a primeira decorrerá durante a monitorização de vigilância e a segunda a meio do período de vigência do Plano. Os parâmetros a monitorizar em ambas as fases são os mencionados anteriormente.

Na área de jurisdição do ARH do Tejo, I.P. o programa de monitorização do abastecimento público gizado abrange 36 estações distribuídas pelas várias massas de água (Figura 4), sendo monitorizados os parâmetros mencionados superiormente com uma periodicidade semestral, com uma campanha na estação de águas altas e a outra na estação de águas baixas.



De referir que a única massa de água que se encontra em risco na Região do Tejo-Aluviões do Tejo – não constitui origem de água para abastecimento público. Assim, nesta Região não foram identificadas massas de água em risco, e que, simultaneamente, constituam origens de água para abastecimento público.

DIRECTIVA NITRATOS (Directiva nº 91/676/CEE)

A monitorização preconizada no âmbito da Directiva Nitratos visa avaliar a qualidade da água subterrânea em locais com pressão resultante da agricultura, quer seja de actividade agrícola quer seja de actividades pecuárias, conducente a uma eventual designação de zona vulnerável. A designação de zonas vulneráveis, é

o resultado da verificação da existência de actividades agrícolas, comprovadas pelo Ministério da Agricultura, e do impacto negativo das mesmas no meio hídrico subterrâneo comprovado pela monitorização, com concentrações de nitratos na água superiores a 50 mg/l.

Assim, a monitorização no âmbito desta Directiva abrange uma rede de monitorização específica para controlo do ião nitrato nas massas de água com pressão resultante da agricultura e uma rede de monitorização nas zonas vulneráveis já designadas. No primeiro caso, procurou-se seleccionar estações de monitorização localizadas junto a pressões resultantes da agricultura, quer sejam de actividade agrícola quer sejam de actividade pecuária, e sempre que possível, que fossem objecto de outra monitorização, nomeadamente, de vigilância. A monitorização nas zonas vulneráveis é coincidente com a monitorização operacional.

Para avaliação da actividade agrícola efectuou-se uma análise da carta de ocupação do solo (CORINE, 2000), tendo-se considerado como constituindo pressão no meio hídrico, apenas as terras susceptíveis de adubação.

Para avaliação da actividade pecuária existente na massa de água utilizou-se a Estratégia Nacional para os Efluentes Agro-Pecuários e Agro-Industriais (ENEAPAI, 2007), tendo-se considerado como pressão significativa os Núcleos de Acção Prioritária identificados na citada Estratégia.

A rede de monitorização específica dos nitratos compreende na região do Tejo 111 estações localizadas nas várias massas de água, enquanto a rede da zona vulnerável abrange 69 estações distribuídas pela zona vulnerável do Tejo (Figura 5), cujo último alargamento da zona vulnerável ocorreu em Outubro de 2007.

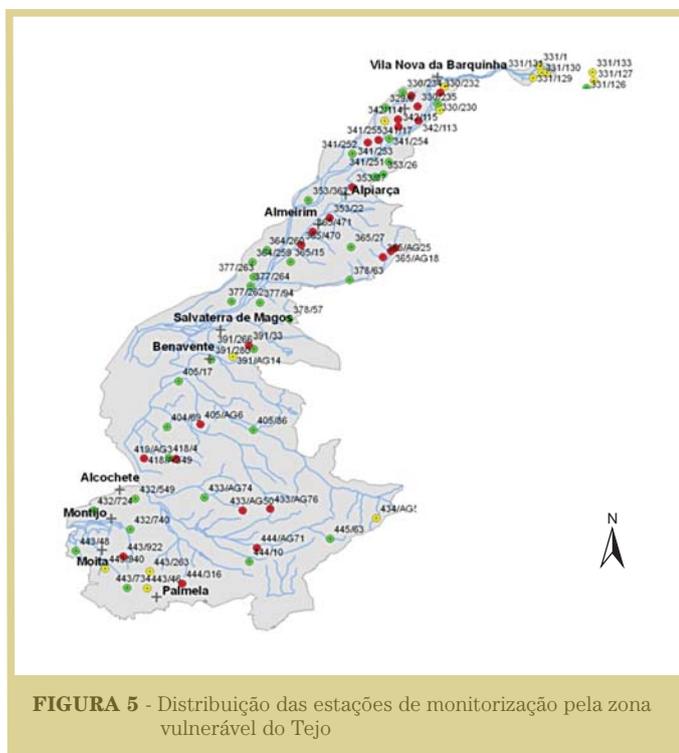


FIGURA 5 - Distribuição das estações de monitorização pela zona vulnerável do Tejo

A periodicidade das amostragens é semestral, com uma campanha na estação de águas altas e outra na estação de águas baixas, e o nitrato é o parâmetro analisado.

DIRECTIVA SUBSTÂNCIAS PERIGOSAS NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS (Directiva nº 80/68/CEE)

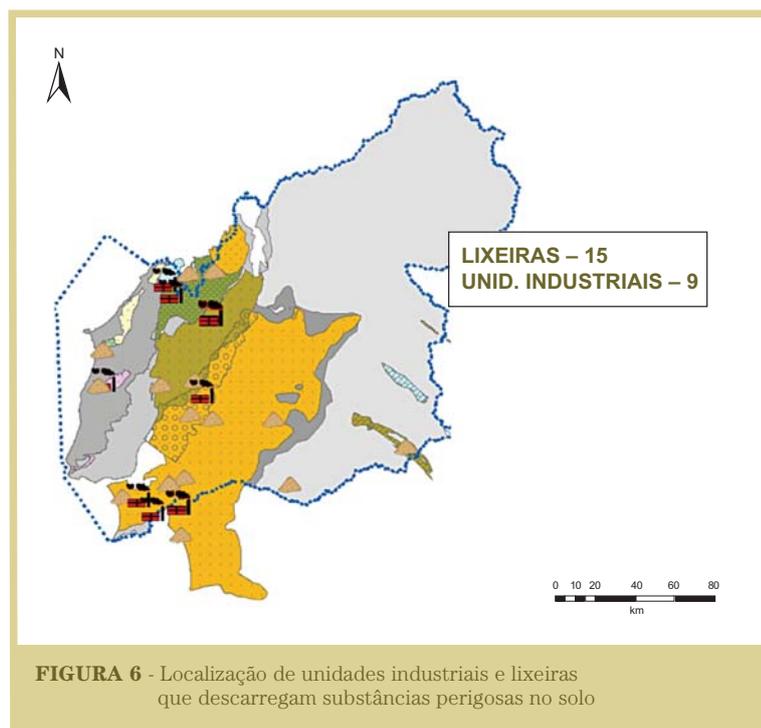
O programa de monitorização estabelecido no âmbito da Directiva das Substâncias Perigosas nas águas subterrâneas visa controlar a pressão exercida por fontes de poluição tópica no meio hídrico subterrâneo, quer sejam indústrias, quer sejam depósitos de resíduos. Neste contexto importa monitorizar, por um lado, o impacto nas águas subterrâneas da descarga de efluentes industriais no solo contendo substâncias perigosas e, por outro lado, a deposição de resíduos incluindo depósitos de resíduos e lixeiras.

Não obstante já não existirem no país lixeiras activas, considera-se que estas exercem pressão significativa no meio hídrico subterrâneo, dado que a deposição de resíduos foi efectuada no solo sem qualquer impermeabilização, persistindo o foco contaminante.

No caso das indústrias e nos depósitos de resíduos, os parâmetros poluentes que integram a monitorização correspondem aos parâmetros que se encontram na licença ambiental que é emitida para laboração da indústria. No caso das lixeiras, analisaram-se numa primeira fase todos os parâmetros das listas I (17 substâncias) e II (151 substâncias) das substâncias perigosas (Directiva nº 80/68/CEE) e, actualmente, a monitorização centra-se apenas nos parâmetros que foram detectados nas águas subterrâneas.

Na área de jurisdição do ARH do Tejo, I.P. o programa de monitorização gizado abrange 42 estações localizadas junto a unidades industriais e a lixeiras (Figura 6).

A periodicidade de amostragem é anual, face aos elevados custos que lhe estão associados. Contudo, considera-se que, assim que fosse possível, as campanhas deviam ser semestrais com uma campanha na estação de águas baixas e outra na estação de águas altas.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Face às novas exigências comunitárias, os programas de monitorização existentes foram se ajustando, no sentido de permitir dar cumprimento aos vários normativos comunitários. Salienta-se ainda que os programas de monitorização referidos anteriormente têm sido reportados para a Comissão Europeia, no âmbito de cada Directiva, pelo que se enfatiza a necessidade de dar continuidade à operação das redes de monitorização estabelecidas.

Tendo em conta os elevados custos de monitorização e a importância na continuidade da operação das redes de monitorização, tem-se procurado, sempre que possível, para uma gestão mais eficiente a nível de recursos humanos e financeiros, delinear uma monitorização integrada, onde as estações de monitorização e os parâmetros analíticos servissem mais do que um objectivo de monitorização.

Por último, destaca-se o carácter dinâmico das redes de monitorização, as quais se devem ajustar aos resultados obtidos bem como às pressões que vão surgindo, dada a necessidade de, através da monitorização, averiguar do impacto das mesmas no meio hídrico subterrâneo.

Sistemas de apoio à decisão. Conceitos e aplicações ao planeamento e gestão das águas subterrâneas

Luís Ribeiro

Professor associado com agregação, Instituto Superior Técnico,
Universidade Técnica de Lisboa.

Consultor da Administração da Região Hidrográfica do Tejo, I.P. (ARH do Tejo, I.P.)

1. DEFINIÇÃO E ESTRUTURA

Um Sistema de Apoio à Decisão (SAD) é um sistema informático integrado e interactivo, composto por instrumentos de análise e gestão de informações, criado para apoiar a tomada de decisões na resolução de problemas não estruturados de grandes dimensões.

Cada SAD foi concebido especificamente para dar resposta a problemas identificados. Usando uma arquitectura modular, o sistema pode crescer pela adição de novas funcionalidades ou componentes, dependendo da complexidade do problema.

Um SAD corresponde em geral a uma estrutura modular (Figura 1) com a integração das seguintes componentes:

- Um Sistema de Informação Geográfica (SIG);
- Um conjunto de modelos e algoritmos;
- Uma interacção com os utilizadores.

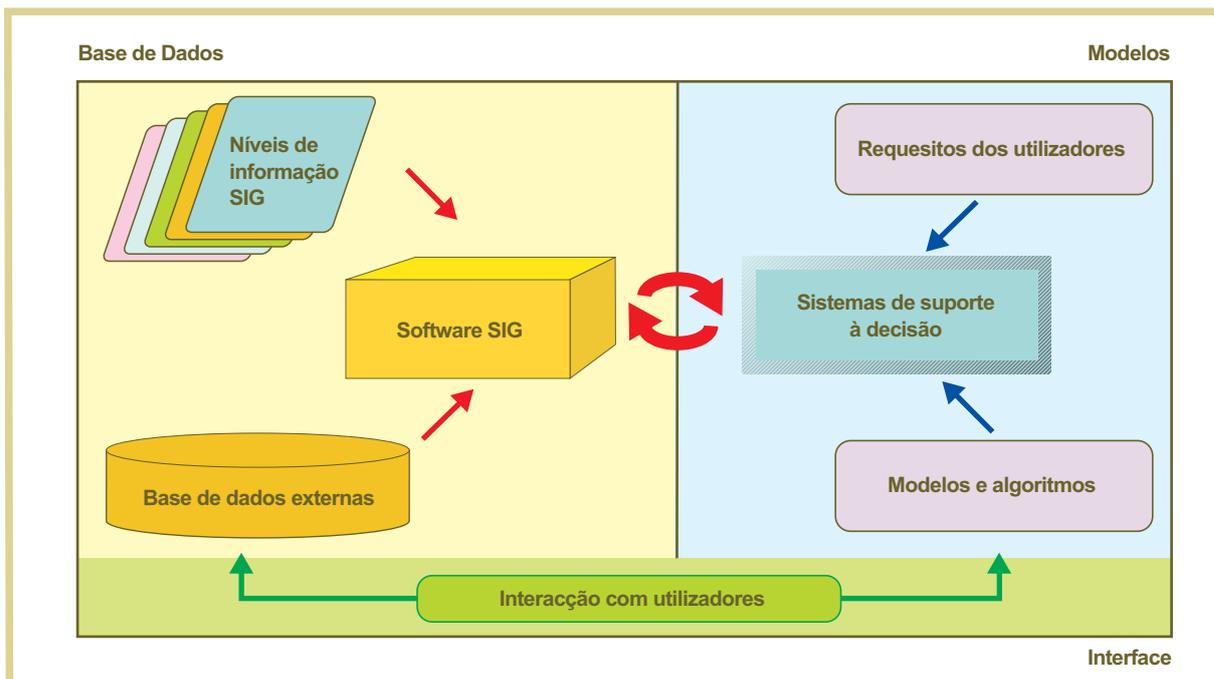


FIGURA 1 - Modelo conceptual de um Sistema de Apoio à Decisão

2. SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA

2.1 DEFINIÇÃO

Um SIG é um conjunto de procedimentos manuais ou informáticos, para armazenamento e manipulação de dados georreferenciados, tendo como componentes básicas um hardware e um software. Um SIG integra dados espaciais e de outros tipos num sistema único, permitindo combinar dados de diferentes origens.

O processo de converter mapas e outras informações espaciais em formato digital através de um SIG torna possível a utilização de métodos novos e inovadores para a manipulação e visualização de dados geográficos.

Um SIG permite conexões espaciais, que são importantes para a compreensão e gestão das diferentes actividades e recursos, por exemplo, a localização das fontes de poluição industrial e a proximidade de aglomerados populacionais.

O SIG é para a análise geográfica o que o microscópio e o telescópio foram para as ciências da vida e do espaço, respectivamente.

As vantagens de utilizar um SIG são:

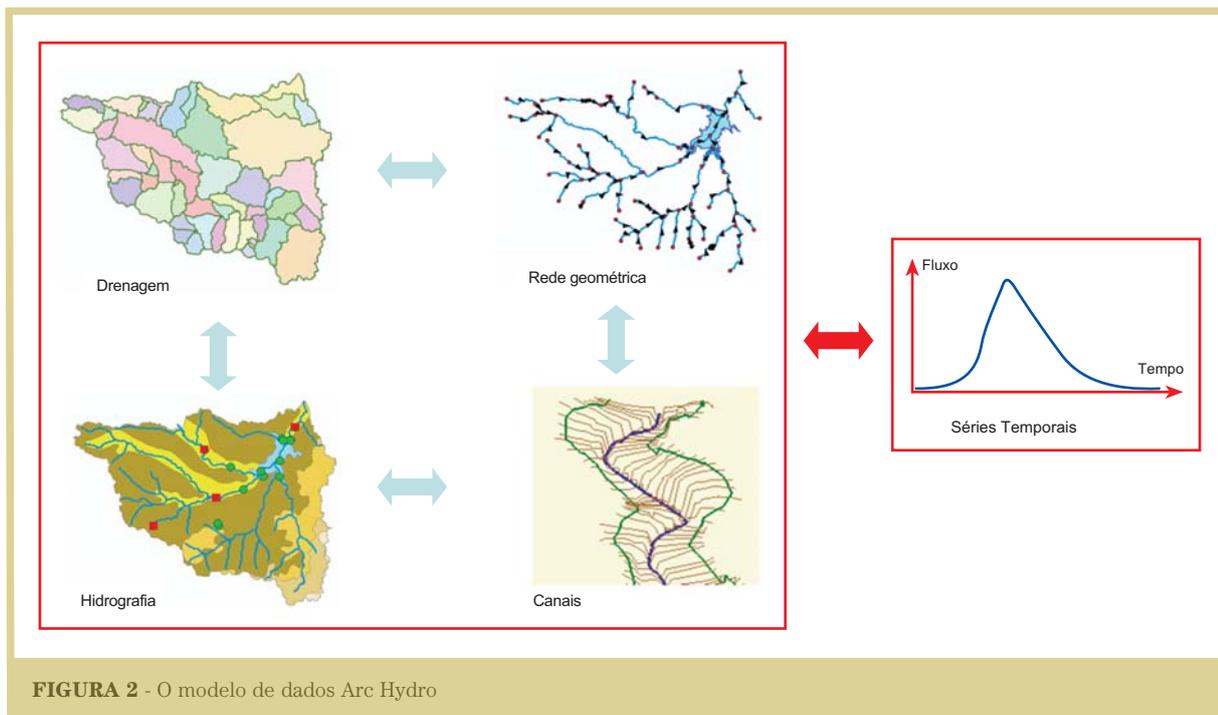
- a) Aumentar o nosso conhecimento sobre os recursos disponíveis numa área geográfica;
- b) Facilitar a formulação sobre a avaliação de diversas estratégias alternativas;
- c) Diminuir o tempo gasto com a preparação de cartas, relatórios, gráficos;
- d) Estabelecer linhas orientadoras para a recolha, armazenamento e processamento de novos dados;
- e) Melhorar o tempo de resposta aos pedidos de informações dos utilizadores;

- f) Produzir novas informações, pela habilidade de manipular dados;
- g) Facilitar o desenvolvimento de modelos dinâmicos para apoio ao planeamento.

2.2. O MODELO ARC HYDRO

No período entre 1999 e 2002, um consórcio de empresas de SIG de recursos hídricos liderado pelo Center for Research in Water Resources (CRWR) e o Environmental Systems Research Institute (ESRI), desenvolveram um modelo de dados denominado Arc Hydro com o objectivo de representar dados hidrológicos (Figura 2).

O modelo foi publicado no Verão de 2002 (Maidment, 2002) e, de então para cá, tem sido adoptado como plataforma comum a várias aplicações, como sistema de informação hidrológica no apoio ao planeamento, gestão e modelação de recursos hídricos.



2.3 O MODELO ARC HYDRO GROUNDWATER

Embora o modelo Arc Hydro tenha sido concebido para descrever os elementos hidrológicos de superfície, logo de início se concluiu que era também necessário desenvolver um modelo ArcGIS para descrever dados hidrogeológicos que pudesse de modo semelhante armazenar, compartilhar e gerir dados 3D (Nestel, 2002).

O objectivo era que o modelo integrasse funções de conectividade geo-espacial e temporal entre unidades hidro-estratigráficas e que representasse também o fluxo entre elas.

O sistema deveria, de igual modo, ter a capacidade de modelar o ciclo hidrológico, incluindo as interacções água superficial – água subterrânea no sentido de uma gestão integrada dos recursos hídricos (Winter *et al.*, 2002).

Nasceu assim o modelo Arc Hydro Groundwater (AHGW), uma base de dados hidrogeológicas geo-referenciadas em ambiente ArcGIS (Figura 3) com capacidade de armazenamento, visualização e análise de dados 3D, incluindo representações de logs litológicos de captações, perfis geológicos, aquíferos 3D, séries temporais e pré-processamento e pós-processamento de dados de modelos de simulação de escoamento subterrâneo, designadamente o código MODFLOW (Strassberg e Maidment, 2003)

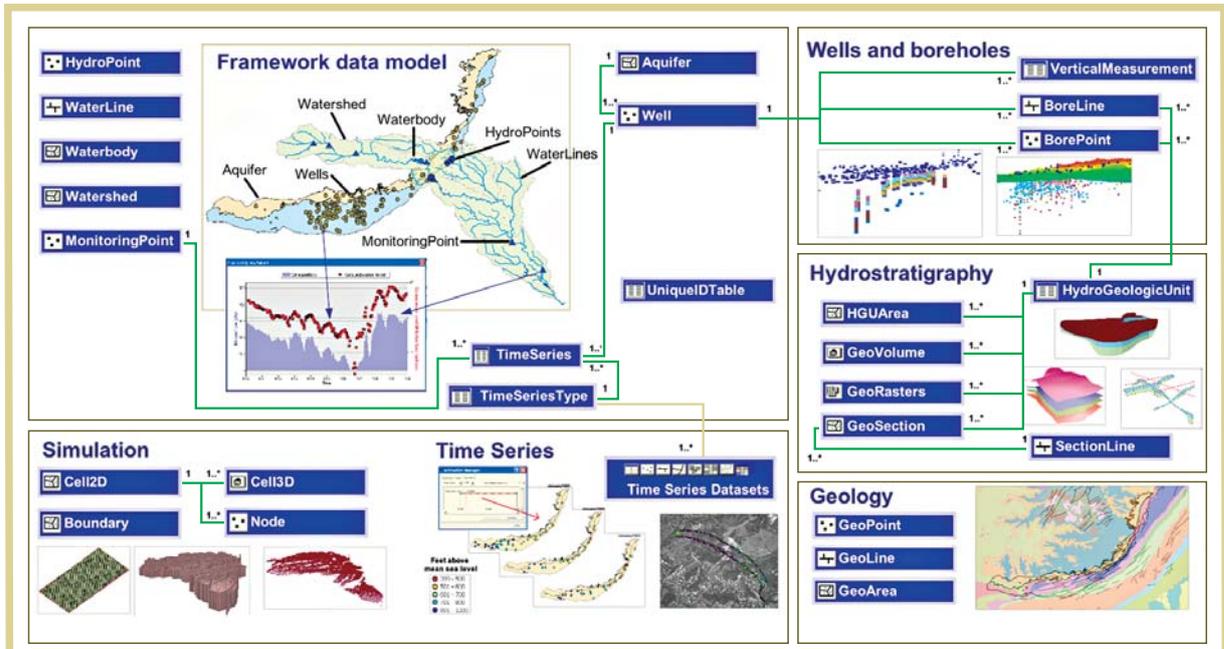


FIGURA 3 - Modelo de dados Arc Hydro Groundwater

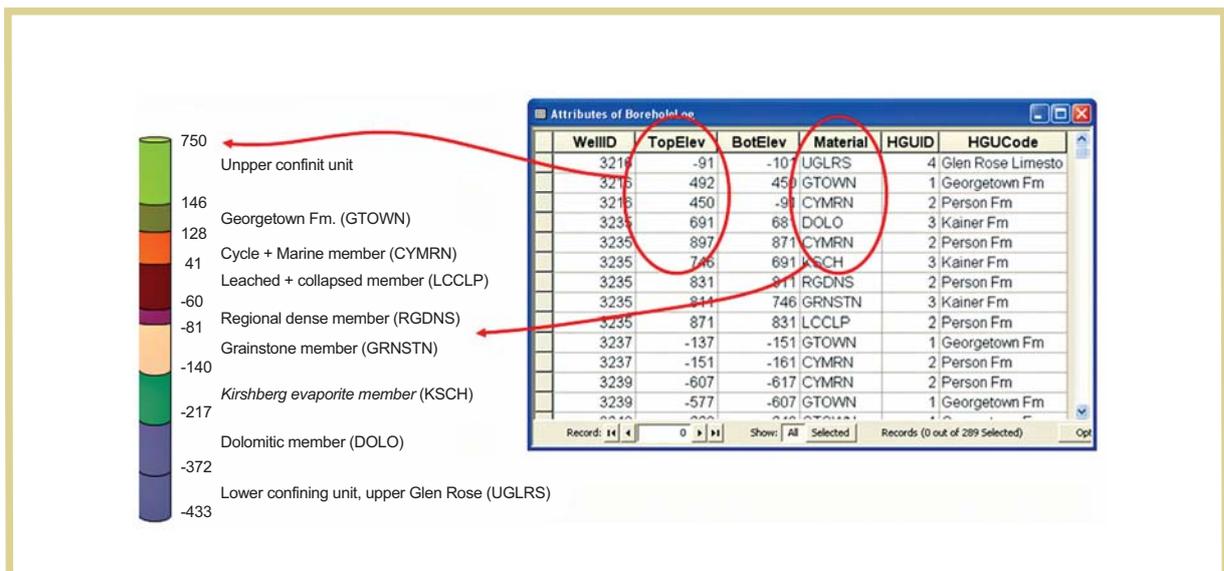


FIGURA 4 - Representação de logs litológicos no sistema AHGW

O sistema AHGW possui várias ferramentas que são usadas para importar, editar e gerir os dados hidrogeológicos. Por exemplo, Subsurface Analyst é uma funcionalidade que permite editar a informação de logs litológicos contida na base de dados (Figura 4), criar secções geológicas (Figuras 5, 6 e 7) e gerar volumes (Figura 8), enquanto o MODFLOW analyst permite criar, arquivar e visualizar o modelo MODFLOW no ArcGIS. O processamento suporta o armazenamento da estrutura da malha de diferenças finitas, a entrada de dados e a visualização de resultados.

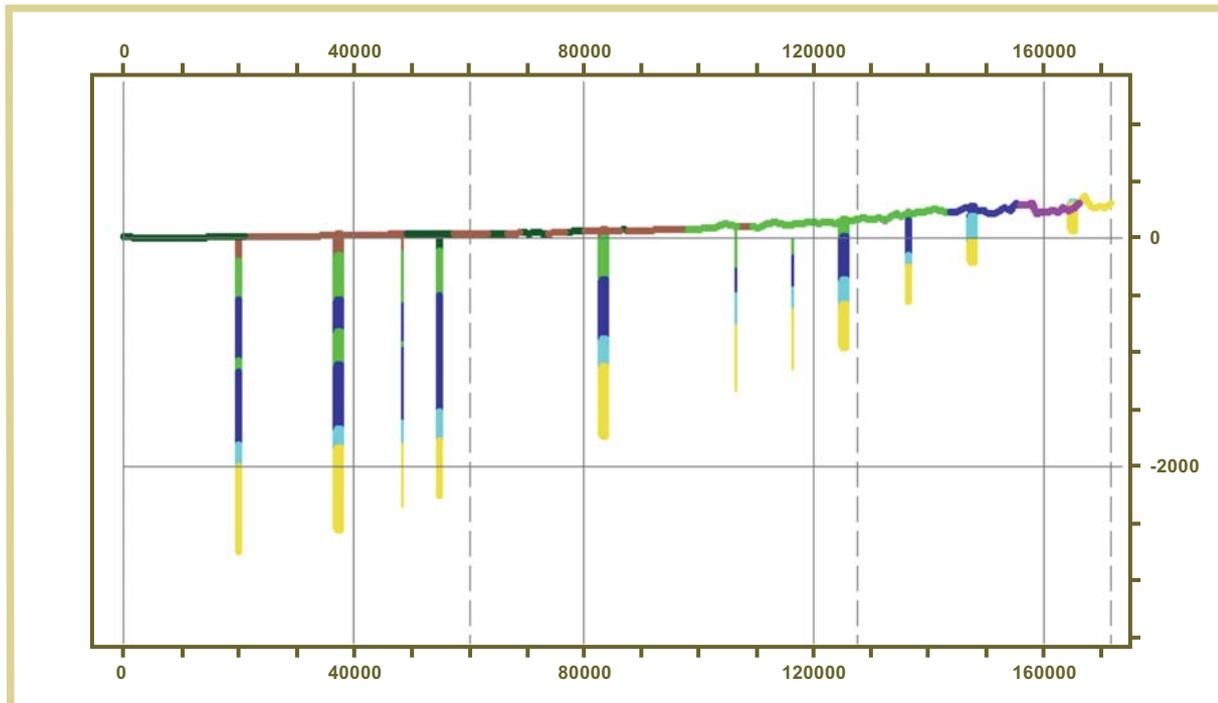


FIGURA 5 - Representação de logs litológicos numa secção no sistema AHGW

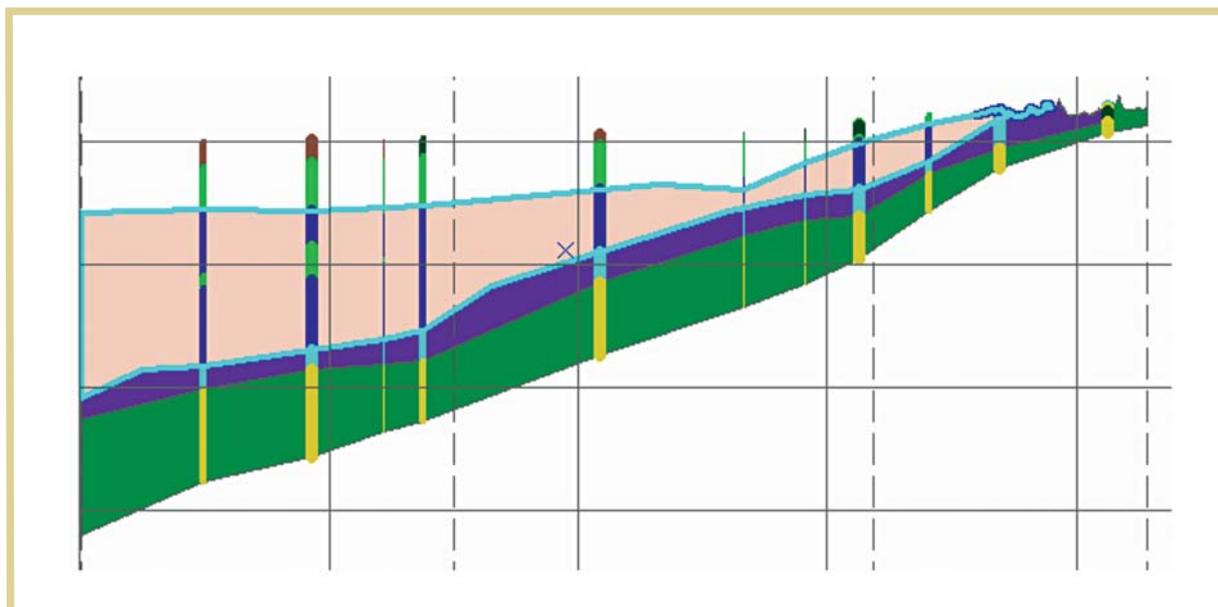


FIGURA 6 - Representação de unidades hidro-estratigráficas no sistema AHGW

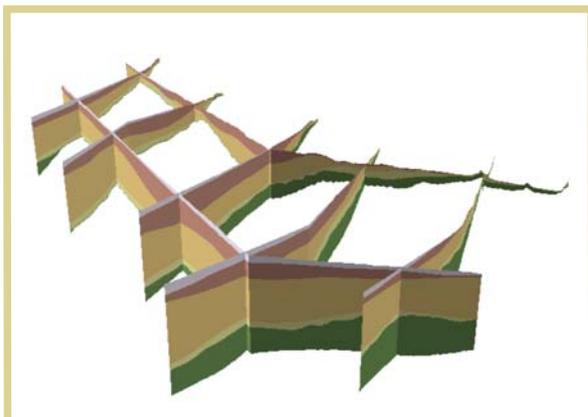


FIGURA 7 - Representação de secções hidrogeológicas no sistema AHGW

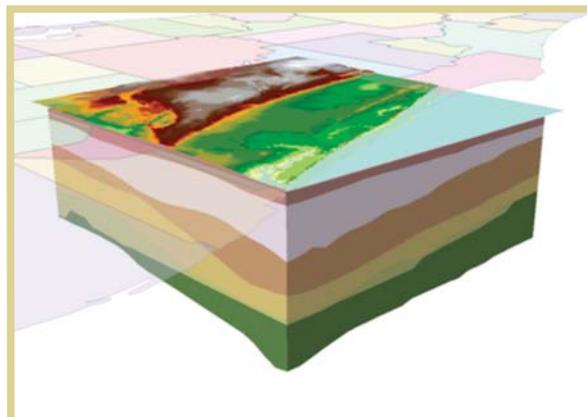


FIGURA 8 - Representação de um sistema aquífero no sistema AHGW

3. MODELOS

A inclusão de modelos determinísticos e estocásticos num SAD permite que os utilizadores e os decisores analisem os cenários futuros de disponibilidade e de qualidade da água para vários fins, de modo a formular propostas de políticas para a protecção sustentável do recurso.

Do ponto de vista da tomada de decisão, os modelos estatísticos podem ser muito úteis já que permitem, a partir de dados com representatividade espacial e temporal, produzir cartas de probabilidades, avaliar tendências ou construir índices de qualidade da água.

3.1. MÉTODOS GEOESTATÍSTICOS

Os métodos geoestatísticos são utilizados correntemente para avaliar a incerteza na estimação de variáveis hidro-geológicas.

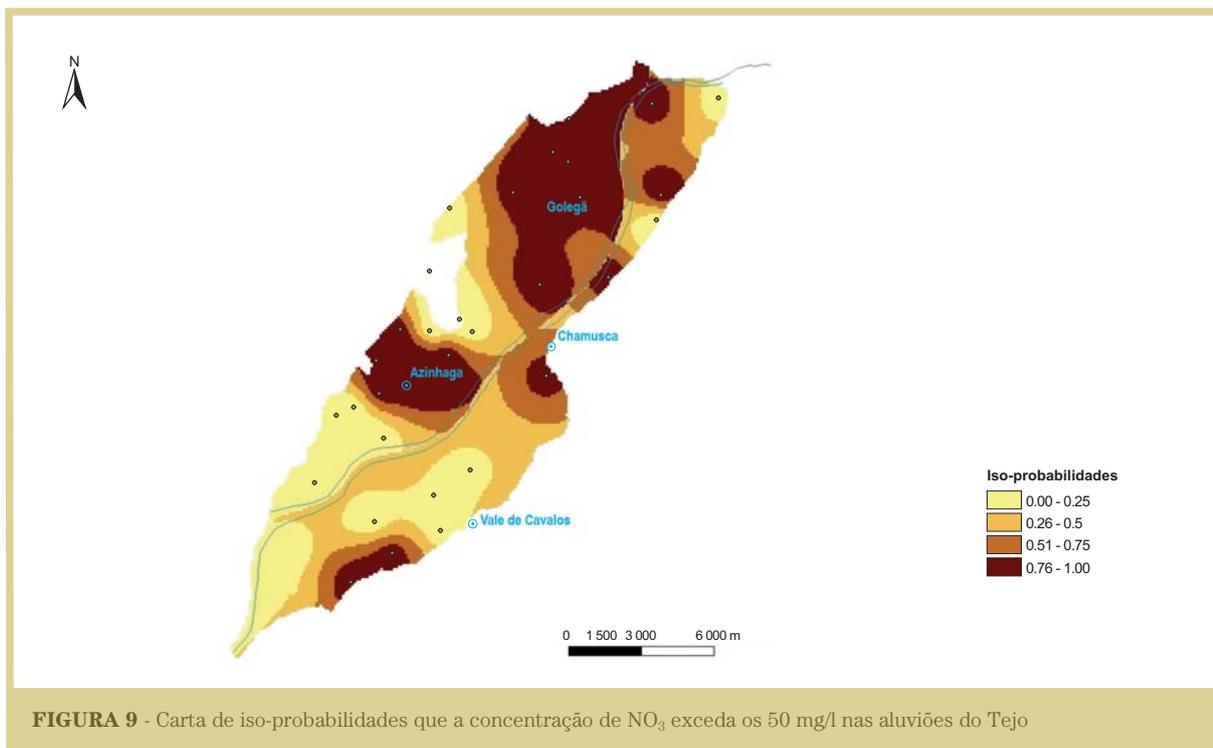
Na praxis geoestatística, a estrutura espacial da variável é descrita com base na função variograma, calculada a partir dos valores da variável medidos nos pontos das redes de monitorização.

Da análise dessa função é possível determinar a distância de intercorrelação e a magnitude dos erros de medição. Uma vez modelada a variabilidade espacial, o algoritmo de krigagem estima o valor da variável em qualquer local como uma combinação linear dos valores reais, conduzindo à interpolação espacial dos valores na área em estudo. As técnicas geoestatísticas calculam sempre um erro de estimação.

Para uma completa descrição do modelo de incerteza é utilizada em alternativa a técnica de krigagem de indicatriz. Para tal, os dados iniciais são codificados de modo binário com base em valores limite. Os resultados desta krigagem são valores entre 0 e 1 e representam as probabilidades que os valores da variável possam exceder um valor limite pré-seleccionado.

Por exemplo, num estudo de contaminação de nitratos de origem agrícola no aquífero aluvionar da Bacia do Tejo foi utilizado o valor de 50 mg/l como valor admissível (Mendes *et al.*, 2008; Mendes e Ribeiro, 2009).

Na Figura 9 está representada a carta de iso-probabilidades que a concentração de nitratos da água subterrânea possa exceder os 50 mg/l.



3.2. ANÁLISE DE TENDÊNCIAS

O objectivo da análise de tendências é testar se os valores de uma certa variável têm estatisticamente uma tendência significativa de subida ou descida para um determinado período de tempo (Helsel e Hirsch, 1993).

Mann (1945) sugeriu que o teste de correlação de Kendall fosse utilizado para avaliar estatisticamente a tendência.

O teste Mann-Kendall é um teste não paramétrico que analisa pares de observações y_i e y_j ($i > j$) investigando se $y_i > y_j$ ou $y_i < y_j$, analisando ao mesmo tempo o seu grau de significância.

Na Figura 10 estão representados os sentidos de tendências observados em séries piezométricas no período entre 1997 e 2007 no sistema aquífero Estremoz-Cano (Fialho, 2008).

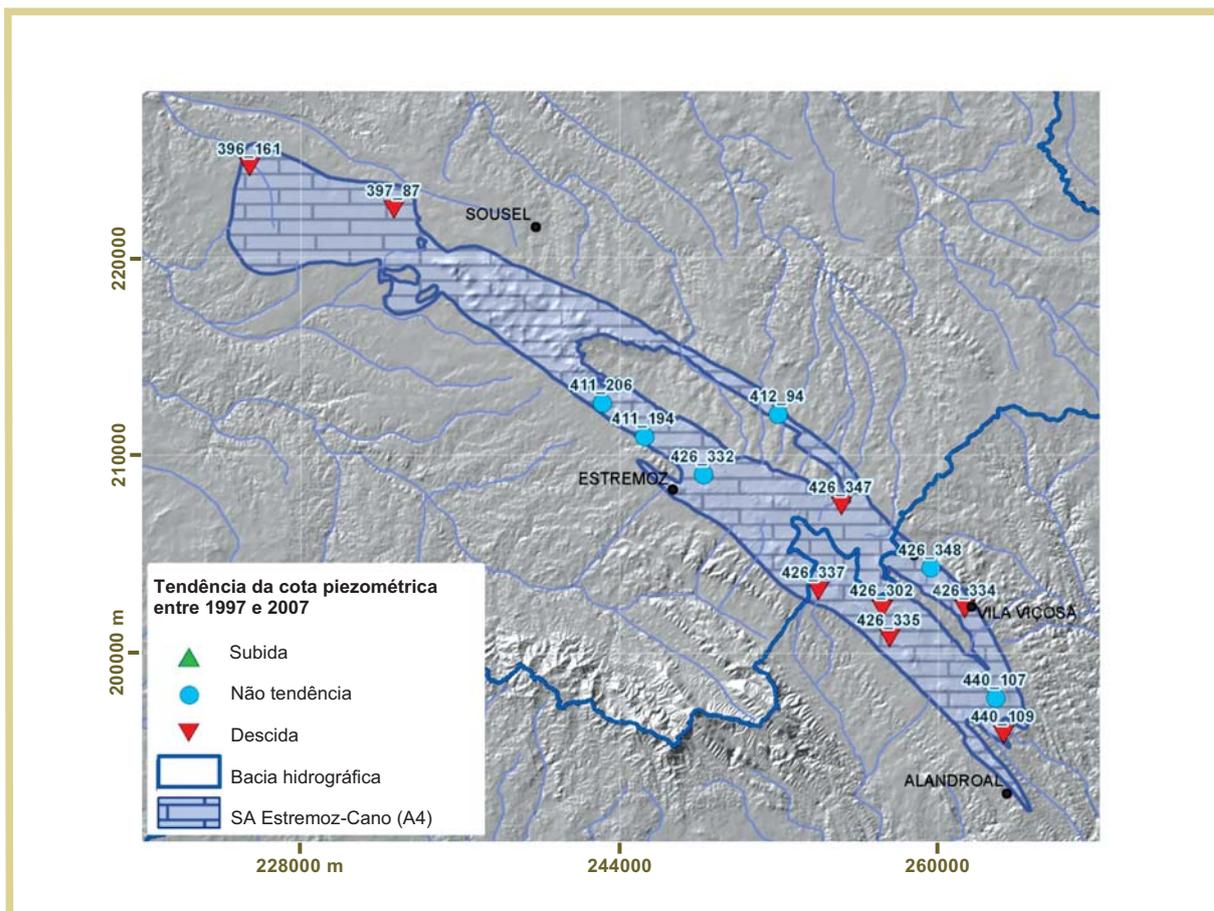


FIGURA 10 - Tendências de evolução piezométrica no sistema aquífero Estremoz-Cano

3.3. ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA

Para a construção de Índices de Qualidade da Água (IQA) é necessário proceder à selecção, normalização e agregação dos parâmetros (Stigter *et al.*, 2006).

A metodologia está baseada na definição de duas amostras fictícias de água de boa e má qualidade que, conjuntamente com os dados reais, são processados num algoritmo de análise de componentes principais.

Na fase de normalização, os valores máximos e mínimos de concentração de cada um dos parâmetros seleccionados são atribuídos às amostras de água hipotéticas.

Os valores resultantes das componentes principais das amostras reais são valores entre 0 (baixa qualidade) e 1 (alta qualidade) e correspondem aos índices finais.

Como está ilustrado nas Figuras 11 a 16 (Ribeiro *et al.* 2010), é possível agregar num só valor, o IQA, com perda mínima de informação, e os valores de concentrações de As, Cu, Mn, SO₄ e Zn observados no ponto de monitorização C3 ao longo de 1999 a 2007, com todas as vantagens que daí advém para as tomadas de decisão.

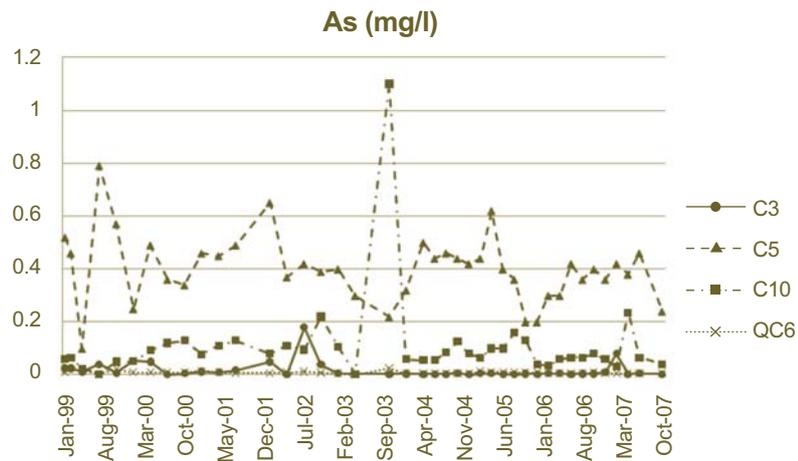


FIGURA 11 - Evolução da concentração de As na qualidade da água em 4 pontos de monitorização localizados na bacia do rio Elqui (Chile)

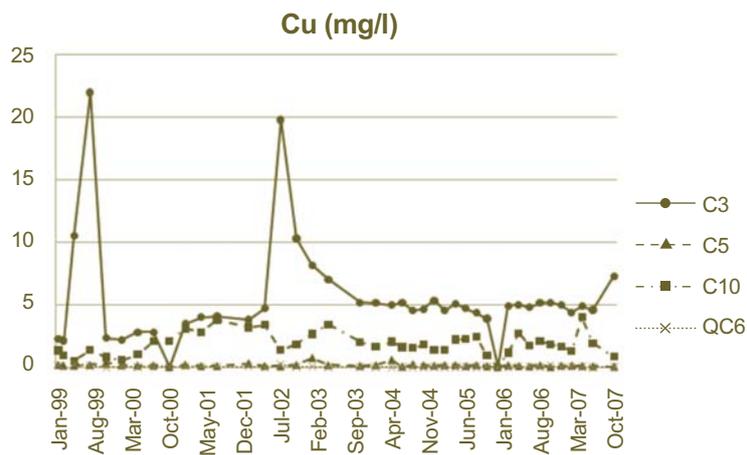


FIGURA 12 - Evolução da concentração de Cu na qualidade da água em 4 pontos de monitorização localizados na bacia do rio Elqui (Chile)

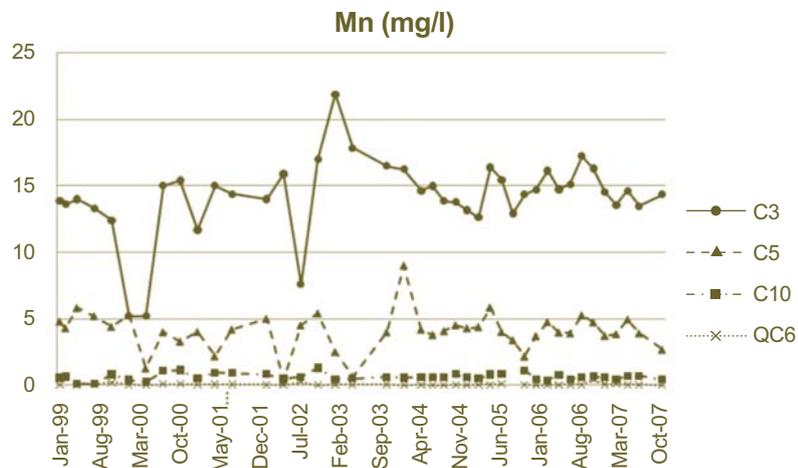


FIGURA 13 - Evolução da concentração de Mn na qualidade da água em 4 pontos de monitorização localizados na bacia do rio Elqui (Chile)

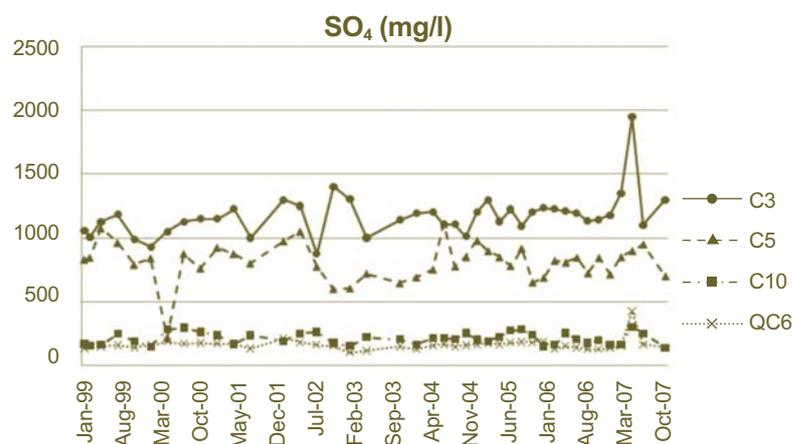


FIGURA 14 - Evolução da concentração de SO₄ na qualidade da água em 4 pontos de monitorização localizados na bacia do rio Elqui (Chile)

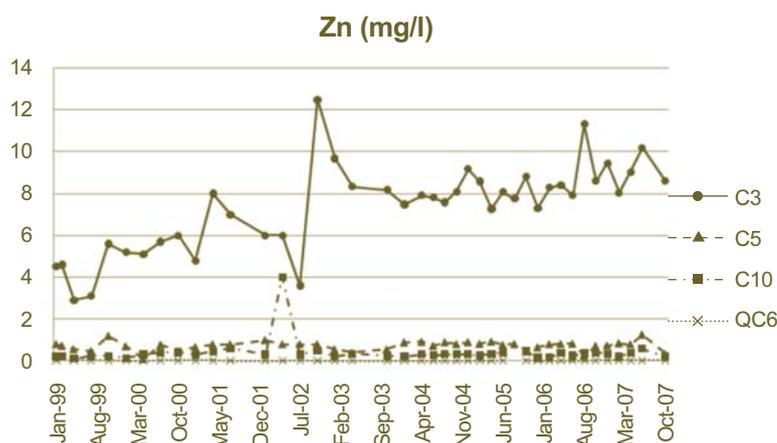


FIGURA 15 - Evolução da concentração de Zn na qualidade da água em 4 pontos de monitorização localizados na bacia do rio Elqui (Chile)

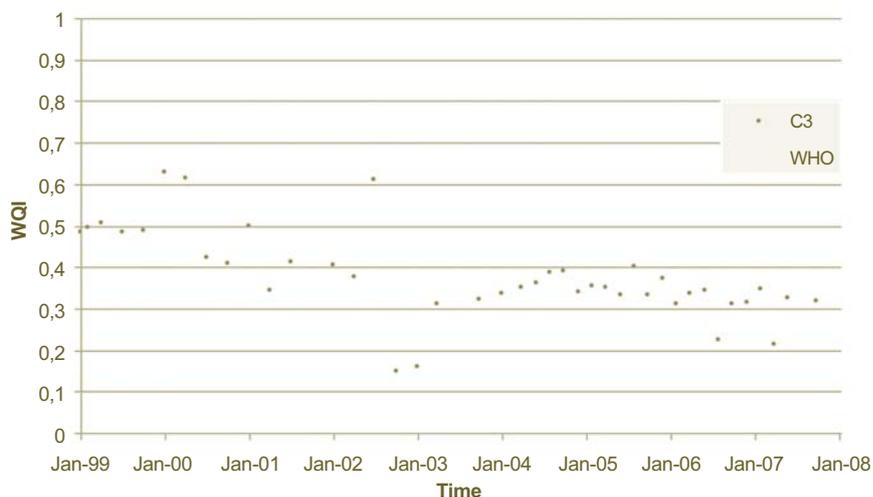


FIGURA 16 - Evolução do IQA no ponto C3 localizado na bacia do rio Elqui (Chile)

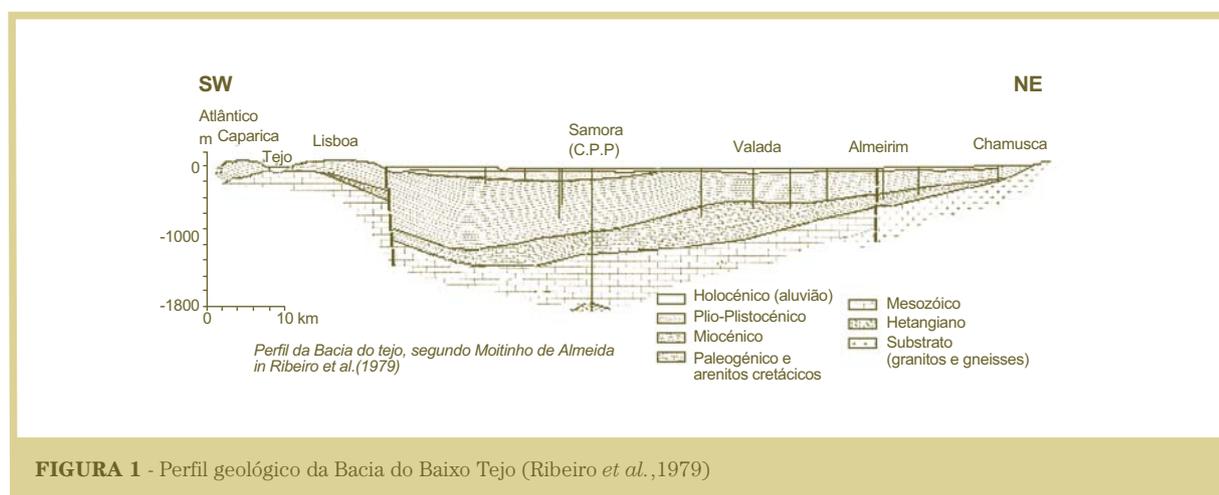
REFERÊNCIAS

- Fialho A. (2008) *Caracterização Piezométrica do Sistema Aquífero Estremoz-Cano Utilizando Métodos Geomatemáticos*, Tese de Mestrado em Georrecursos, IST.
- Helsel D. Hirsch R. (1993) *Statistical methods in water resources*, Elsevier, 539 p..
- Maidment D. R. (2002) *Arc Hydro GIS for Water Resources*.
- Mann, H. B., (1945), Nonparametric test against trend: *Econometrica* 13, 245-259.
- Mendes M. P., Ribeiro L., (2009) Nitrate probability mapping in the northern aquifer alluvial system of the river Tagus (Portugal) using Disjunctive Kriging, *Sci Total Environ*, vol 48 (5) pp.1021-1034.
- Mendes M. P., Ribeiro L., Paralta E., Batista S. Silva E., Cerejeira M.J. Leão P. (2008) – Vulnerabilidade, monitorização e risco de contaminação por nitratos na zona vulnerável do Tejo, in *Revista de Ciências Agrárias*, volume XXXI, nº1. pp.89-91.
- Nestel S. (2002) 3 Dimensional Water Information Requirements Version 0.6. Water resources information project, Ontario.
- Ribeiro L., Kretschmer N., Nascimento J., Buxo A., Rötting T., Soto G., Soto M. J., Oyarzún J., Maturana H., Oyarzún, R. (2010) Water Quality Assessment Of Elqui River (Chile) using Multivariate Statistical Techniques, *submitted to Water Research*.
- Stigter T., Ribeiro L. Carvalho Dill A. (2006) – Application of a groundwater quality index as an assessment and communication tool in agro-environmental policies – two Portuguese case studies, *Journal of Hydrology* 327: 578-591.
- Strassberg G. Maidment D. (2003) Arc Hydro Groundwater Data Model – A GIS Framework for Groundwater Information, American Geophysical Union, Fall Meeting 2003, abstract #H22F-01.
- Winter T. C., Harvey J. W., Franke O. L. and Alley W. M., (2002). Ground Water and Surface Water: a Single Resource. USGS circular 1139.

Caracterização geológica e hidrogeológica da Bacia Terciária do Tejo-Sado

João Lopo Mendonça
Hidrogeólogo

Na bacia cenozóica do Tejo-Sado, preserva-se um importante enchimento sedimentar predominantemente detrítico e de origem continental, com intercalações de formações marinhas e salobras correspondentes a máximos transgressivos (Figura 1).



A individualização da bacia do baixo Tejo foi interpretada por abatimento entre falhas sob o efeito de uma tracção secundária desenvolvida na dependência de uma compressão máxima orientada NE-SW, no Eocénico Superior e Oligocénico (Carvalho, Ribeiro & Cabral, 1983-85; Cunha, 1992).

A bacia sedimentar do Baixo Tejo corresponde, pois, a uma depressão tectónica que sofreu subsidência controlada por falhas no decurso do Neogénico. Apresenta um contorno cartográfico *grasso modo*

rectangular, alongado segundo a direcção NE-SW, e mostra, de um modo geral, um fundo de geometria regular, que se reflecte numa disposição geralmente sub-horizontal do conjunto sedimentar cenozóico. A estrutura dos sedimentos cenozóicos apresenta-se perturbada junto a alguns acidentes tectónicos principais, que delimitam depocentros e introduzem alguma complexidade na estrutura geral.

A subsidência na bacia do Baixo Tejo começou provavelmente no Miocénico Inferior (Aquitaniense), desencadeando um contexto transgressivo testemunhado pela presença de sedimentos marinhos. A subsidência prosseguiu compensando a sedimentação, de modo a acumular-se uma espessura de depósitos miocénicos que atinge cerca de 800 m em áreas de depocentro.

Embora o alinhamento pronunciado do curso do rio Tejo segundo a direcção NNE-SSW sugira a ocorrência de deformação crustal quaternária (neotectónica) à escala regional, também testemunhada por actividade sísmica, nunca se confirmou a presença de um acidente tectónico contínuo disposto ao longo do vale, correspondente a uma “falha do vale inferior do Tejo”, como é sugerido em numerosa bibliografia referenciada em Cabral (1995). De facto, os estudos geológicos recentes que se têm realizado na área, apoiados em informação geofísica (principalmente em dados de reflexão sísmica), indicam a presença de um sistema de falhas complexo, segmentado, ainda deficientemente conhecido (Figura 2).



FIGURA 2 - Modelo proposto para falhas inferidas por critérios geofísicos e/ou hidrogeológicos, a partir do estudo de furos de pesquisa de água subterrânea. Cartografia geológica adaptada. 1, aluviões fluviais holocénicas; 2, sedimentos plistocénicos e cobertura arenosa indiferenciada; 3, sedimentos pliocénicos e miocénicos; 4, falha (certa e provável); 5, falha oculta inferida (denteado no bloco deprimido); 6, povoação; 7, furo. (Mendonça e Cabral, 2003)

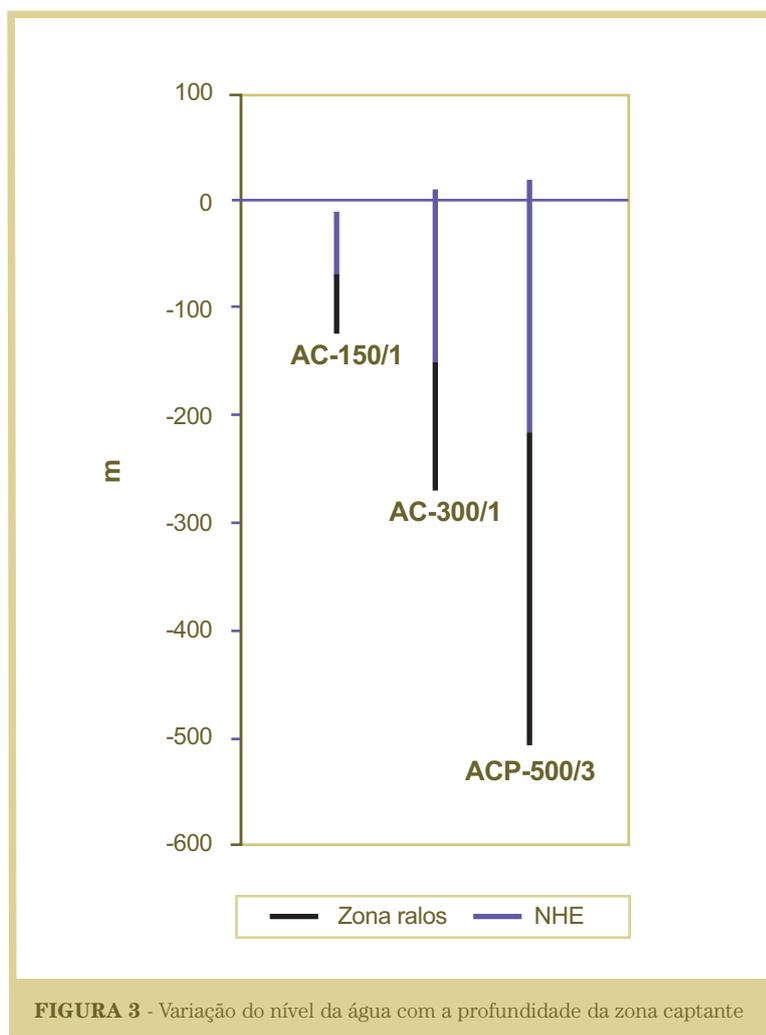
A Bacia do Baixo Tejo evoluiu, pois, em regime compressivo (ou transpressivo esquerdo?) ao longo do Neogénico e Quaternário, sendo a subsidência controlada por diversas falhas, de que se destaca um sistema

de falhas “longitudinais”, orientadas NE-SW a NNE-SSW, dispostas *en echelon*, com componentes de deslocamento inverso e de desligamento, e um sistema de falhas “transversais”, orientadas WNW-ESE, com componente importante de deslocamento vertical, funcionando como estruturas de transferência relativamente às anteriores (Cabral *et al.*, 2000; Ribeiro, Moniz & Cabral, 2000).

No que respeita às características hidrogeológicas, o modelo conceptual de fluxo na bacia do Tejo é relativamente simples e inclui dois sub-sistemas aquíferos que têm por suporte: (1) as aluviões e (2) as formações terciárias. Alguns autores (e.g. Almeida *et al.*, 2000) consideram dois sistemas aquíferos terciários distintos, um para cada margem.

Devido à forte conexão hidráulica, o rio Tejo provoca efeitos hidrodinâmicos no sub-sistema aluvionar e condiciona a qualidade da sua água.

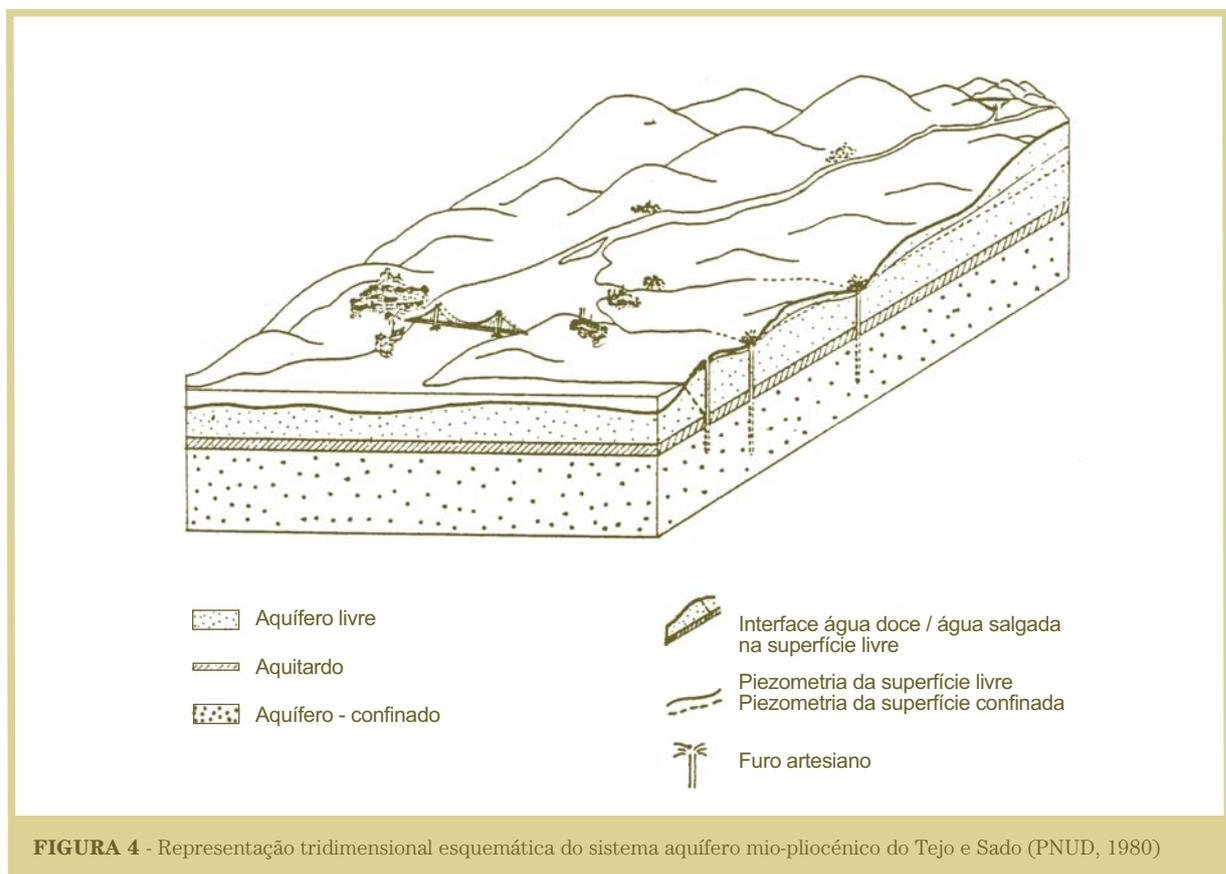
No sub-sistema aquífero terciário é possível individualizar vários tipos de escoamentos e áreas hidrogeologicamente diferenciadas. Em regime natural, o escoamento tinha uma componente transversal, das “terras altas” marginais em direcção ao Tejo, onde descarregava nas aluviões, por drenância ascendente, e uma componente longitudinal em direcção ao Oceano Atlântico segundo uma direcção que, na península de Setúbal, se aproximava da perpendicular à linha de costa, nomeadamente a sul da Cadeia da Arrábida.



Na zona central da bacia, o potencial hidráulico no sistema aquífero terciário era superior ao do aquífero aluvionar subjacente, estava acima da superfície do terreno e aumentava com a profundidade (Figura 3).

Além da recarga pela água das precipitações e das trocas com as linhas de água e unidades aluvionares adjacentes, alguns autores admitem que o sub-sistema terciário também possa receber recarga lateral proveniente das formações do Maciço Calcário Estremenho e dos calcários de Ota e Alenquer (PNUD, 1980; GESTÁGUA, 1996; Simões, 1998).

Da complexidade litológica e estrutural evidenciada, resulta um conjunto alternante de camadas aquíferas separadas por outras de permeabilidade baixa ou muito baixa (aquítardos e aquíclusos), nalguns locais com predomínio de uma ou outra classe de formações hidrogeológicas. É esta multiplicidade de formações hidrogeológicas que é agrupada e tem permitido a alguns autores considerar (esquematar) na vertical, grandes conjuntos representativos: dois ou três aquíferos separados por aquítardos (Figura 4).



Este sistema é o maior e mais importante sistema aquífero português. É a origem do abastecimento de água a importantes núcleos populacionais (toda a península de Setúbal, por exemplo), à indústria e à agricultura.

Segundo o modelo PNUD (1980), o sistema tem uma área total de cerca de 8 200 km² sem contar a área sob os estuários do Tejo e Sado e na plataforma continental; tem espessura média que varia entre 200 m e 300 m, podendo atingir 600 m ou 700 m no centro da península de Setúbal e reduzir-se a menos de 100 m no limite oriental. Um nível argiloso, com comportamento de aquíclado, encontra-se à profundidade média de 100 m.

As condições aos limites compreendem fronteiras impermeáveis, no limite oriental e sul; fronteira impermeável com locais de alimentação lateral, nos limites ocidental e norte; e potencial constante na fronteira com o oceano, localizado alguns quilómetros "off-shore".

O balanço para todo o sistema é transcrito na Tabela 1.

TABELA 1 – Balanço geral do sistema aquífero segundo PNUD (1980)

| Entradas | m ³ /s | Saídas | m ³ /s |
|----------------------------|-------------------|---------------------------------|-------------------|
| Sistema | | | |
| Infiltração das chuvas | 40,1 | Drenagem pelos rios | 42,3 |
| Infiltração nos rios | 0,2 | Saídas subterrâneas para o mar | 0,8 |
| Alimentações laterais | 1,7 | Bombagem | 5,6 |
| | 10,8 | | 3,9 |
| Drenância sistema/estuário | 0,4 | Drenância sistema/mar,estuários | 0,6 |
| Total | 55,8 | | 55,8 |

Tratando-se de um sistema aquífero extenso é possível individualizar vários tipos de escoamentos e áreas hidrogeologicamente diferenciadas (Figura 5). Assim, podem-se considerar escoamentos locais, isto é, escoamentos pouco extensos cujas áreas de descarga são as linhas de água adjacentes e as de recarga são os interflúvios. Trata-se de escoamentos onde predominam os sentidos de fluxo descendentes e laterais.

Por oposição aos escoamentos anteriores, existem os escoamentos extensos e profundos, com circulação à escala da bacia, onde se podem individualizar muito bem três áreas ou zonas de escoamento: a recarga onde o fluxo é descendente, a intermédia ou de transferência e a de descarga com fluxos ascensionais, que corresponde às áreas adjacentes ao grande eixo drenante (rio Tejo) e ao nível de base da bacia hidrográfica (nível médio no Oceano Atlântico).

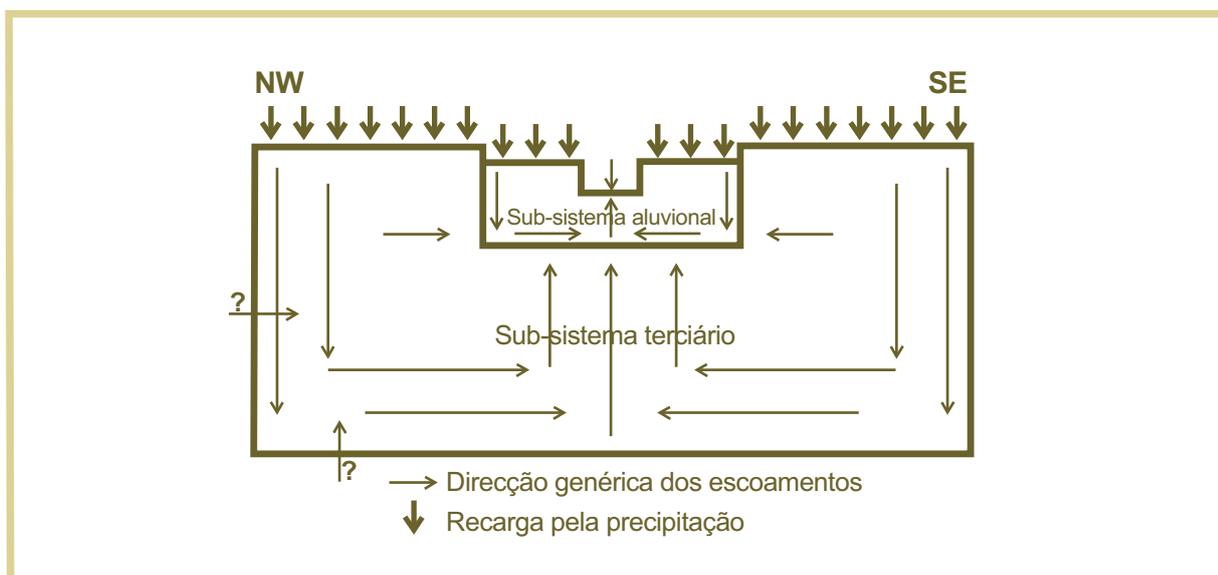


FIGURA 5 - Modelo conceptual de fluxo do Sistema Aquífero Tejo-Sado

A terceira classe corresponde a escoamentos intermédios, que podem incluir uma ou mais bacias dos tributários principais.

Este modelo conceptual e geral de escoamento é suportado por observações de níveis piezométricos na parte central da bacia (Figura 3) e na fase inicial da exploração do sistema.

A questão das fronteiras é primordial na definição do funcionamento, na conceptualização e na modelação do sistema aquífero. As fronteiras do sistema aquífero na península de Setúbal, com excepção da fronteira sul são constituídas por massas de água salgada dos estuários do Tejo e do Sado e do oceano. A interacção destes limites com o sistema aquífero não são fáceis de estabelecer e os modelos numéricos já concretizados escolhem localizações diferentes para as fronteiras com o oceano e os estuários. Como resultado desta e de outras diferenças, cada modelo fornece resultados muito distintos.

Actualmente, devido à exploração do sistema aquífero terciário, em muitas áreas da bacia, o sentido do fluxo está invertido, nomeadamente na parte central, onde o potencial hidráulico no sistema aluvionar é superior ao potencial hidráulico na parte superior do sistema aquífero terciário.

A água dos vários escoamentos interage com diferentes tipos litológicos da bacia sedimentar sob condições de pressão, temperatura, tempo de contacto e estados de saturação variáveis que explicam a evolução das características físico-químicas da água ao longo dos escoamentos e as diferentes fácies hidrogeoquímicas que se encontram.

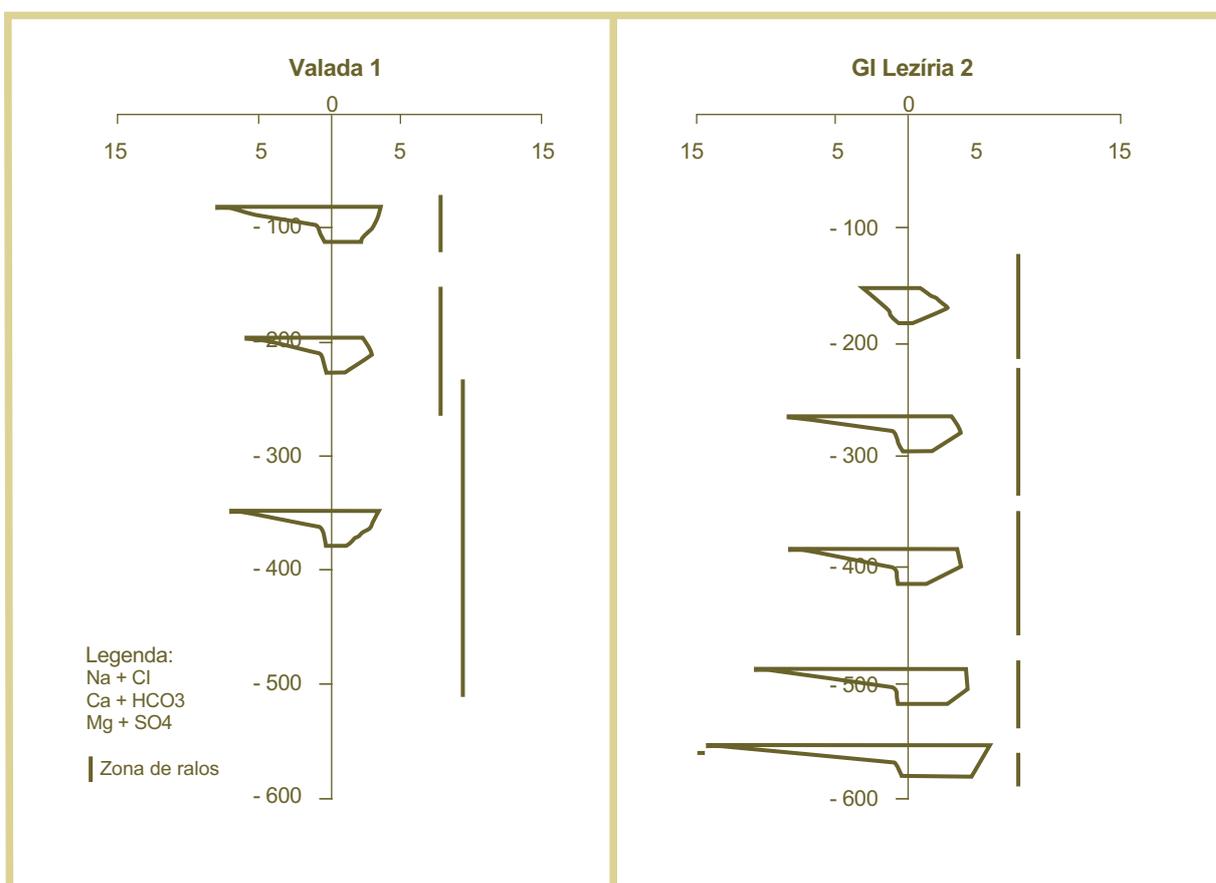


FIGURA 6 - Comparação da qualidade da água da série terciária em Valada I (Valada do Ribatejo) e no GI de Lezíria 2 (recta do Cabo)

BIBLIOGRAFIA

Almeida, C.; Mendonça, J. J. L.; Jesus, M. R. & Gomes, A. J. (2000) – Sistemas aquíferos de Portugal Continental. Centro de Geologia da Fac. Ciências Univ. Lisboa, Instituto da Água, vol. II e III.

Cabral, J. (1995) – Neotectónica em Portugal Continental. Memórias do Instituto Geológico e Mineiro, Memória 31, Lisbon, 265 pp..

Cabral, J.; Moniz, C.; Terrinha, P.; Matias, L.; & Ribeiro, P. (2000) – Analysis of seismic reflection profiles in the neotectonic characterization of the Lower Tagus Valley area. XXVII General Assembly of the European Seismological Commission, Lisbon University, 10-15 September 2000, Book of Abstracts and Papers, SSC1-07-P, 72.

Carvalho, A. M. G; Ribeiro, A. & Cabral, J. (1983-85) – Evolução paleogeográfica da bacia cenozóica do Tejo-Sado, Bol. Soc. Geol. Portugal, XXIV, pp. 209-212.

Cunha, P. M. R. R. P. (1992) – Estratigrafia e Sedimentologia dos Depósitos do Cretácico Superior e Terciário de Portugal Central, a leste de Coimbra. Dissertação de doutoramento, Univ. de Coimbra, 262p..

GESTÁGUA (1996) – Plano director de desenvolvimento do sistema de abastecimento da EPAL – Avaliação das disponibilidades – Origens subterrâneas. Consórcio PROCESL, Compagnie Generale de Eaux Portugal, Profabril. Lisboa.

Mendonça J. L.; Cabral, J. (2003) – "Identificação de falhas na Bacia Cenozóica do Tejo através de técnicas de investigação hidrogeológica". *Comum. Inst. Geolo. e Mineiro*, t. 90, pp. 91-102.

PNUD (1980) – Étude des eaux souterraines de la péninsule de Setúbal (système aquifère Mio-Pliocène du Tejo et du Sado). Rapport final sur les résultats du project, conclusions et recommandations. Programme des Nations Unies pour le Developpement, Direcção-Geral dos Recursos e Aproveitamentos Hidráulicos, Lisboa.

Ribeiro, P.; Moniz, C. & Cabral, J. (2000) – Study of active structures in the Lower Tagus Valley through satellite imagery analysis. XXVII General Assembly of the of the European Seismological Commission (ESC), Lisbon University, 10-15 September 2000, Book of Abstracts and Papers, SSC1-07-P, 71.

Simões, M. M. M. (1998) – Contribuição para o conhecimento hidrogeológico do Cenozóico na Bacia do Baixo Tejo. Tese de Doutoramento. Universidade Nova de Lisboa.

Lixiviação de azoto nas culturas regadas no norte da zona vulnerável do Tejo

Rui Marçal Fernando

Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa

INTRODUÇÃO

A actividade agrícola intensiva, particularmente a de regadio, tem impactes sobre a qualidade da água superficial e subterrânea. A massa de água subterrânea do aquífero aluvionar do Tejo (T7) foi considerada como em risco devido aos elevados teores de nitratos com origem agrícola e, como medida de protecção, foi definida a Zona Vulnerável do Tejo.

Manter uma agricultura sustentável implica a aplicação de técnicas de cultivo que minimizem a lixiviação de nitratos. Os planos de acção das zonas vulneráveis pretendem implementar regras de gestão que, maximizando a disponibilidade de azoto para a produção, condicionem os riscos da sua lixiviação.

A quantidade de adubo a aplicar deve ser calculada de modo a satisfazer as necessidades de extracção da cultura e a não conduzir a elevados valores de azoto no solo, em especial o azoto residual à colheita. Devem considerar-se as fontes naturais de azoto: o azoto mineral do solo à sementeira, o azoto da água de rega, o azoto da mineralização da matéria orgânica do solo e dos resíduos de culturas e o azoto dos estrumes e chorumes.

Dado que o movimento do azoto no solo está estreitamente ligado ao movimento da água, a redução da lixiviação passa pela implementação de práticas de gestão integrada da água e da fertilização que, mantendo elevados níveis de produção, reduzam a carga de azoto na forma solúvel presente no solo (principalmente nitrato) e a quantidade de drenagem de água. A rega pode ser controlada com maior ou menor dificuldade, de acordo com o sistema de rega e o tipo de solo. A precipitação é aleatória e a gestão das cargas de azoto no solo deve atender à probabilidade de ocorrência de fluxos de água com origem na precipitação.

O modelo RZWQM do USDA foi utilizado para avaliar a lixiviação de azoto resultante dos sistemas culturais mais importantes no Norte da Zona Vulnerável do Tejo. Numa primeira fase procedeu-se à calibração/validação do modelo utilizando dados observados em 2005 e 2006 nos dois principais tipos de solos e referentes a três culturas regadas (Figura 1).

Após calibração o modelo foi utilizado para determinar a lixiviação para diferentes níveis de fertilização e em diferentes regimes hídricos.

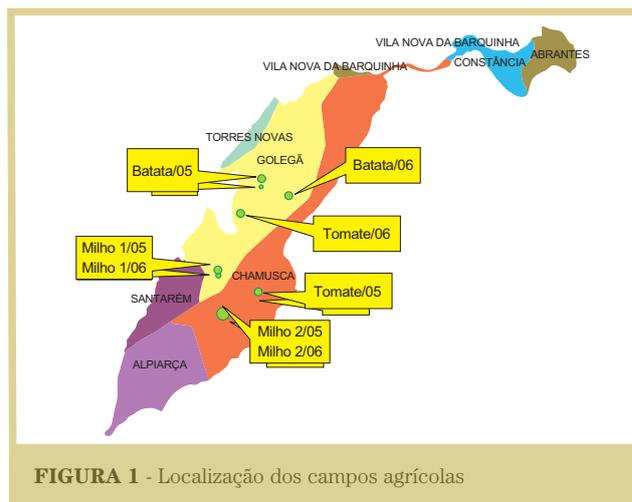


FIGURA 1 - Localização dos campos agrícolas

Os solos dominantes na zona aluvionar são os Aluviossolos Antigos de textura ligeira e os Aluviossolos Modernos de textura mediana. Os perfis texturais dos solos analisados apresentam uma grande heterogeneidade textural (Figura 2), com a ocorrência de camadas com diferente composição granulométrica, resultante da deposição de diferentes tipos de sedimentos durante o processo de formação. Esta composição estratificada determina uma elevada variabilidade das propriedades hidrodinâmicas do solo que condiciona a eficiência das técnicas de gestão da água de rega. As características hidrodinâmicas dos solos foram obtidas em laboratório e por calibração do sub-modelo hidrológico do modelo RZWQM (Figura 3).

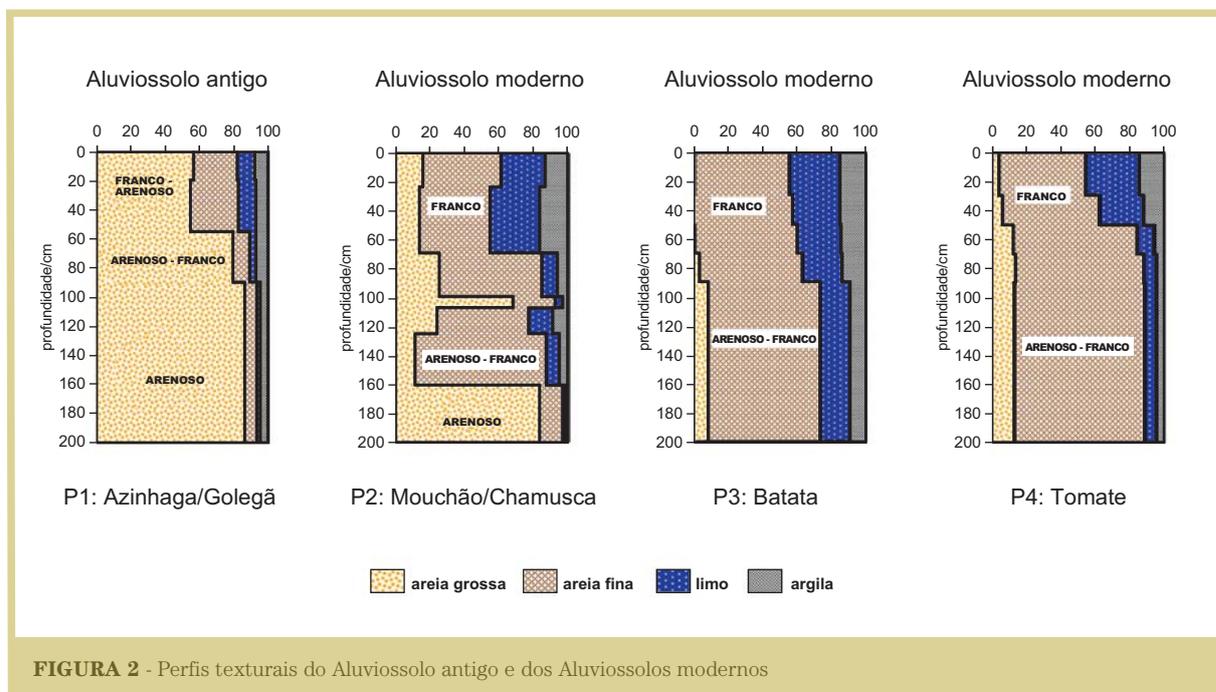


FIGURA 2 - Perfis texturais do Aluviossolo antigo e dos Aluviossolos modernos

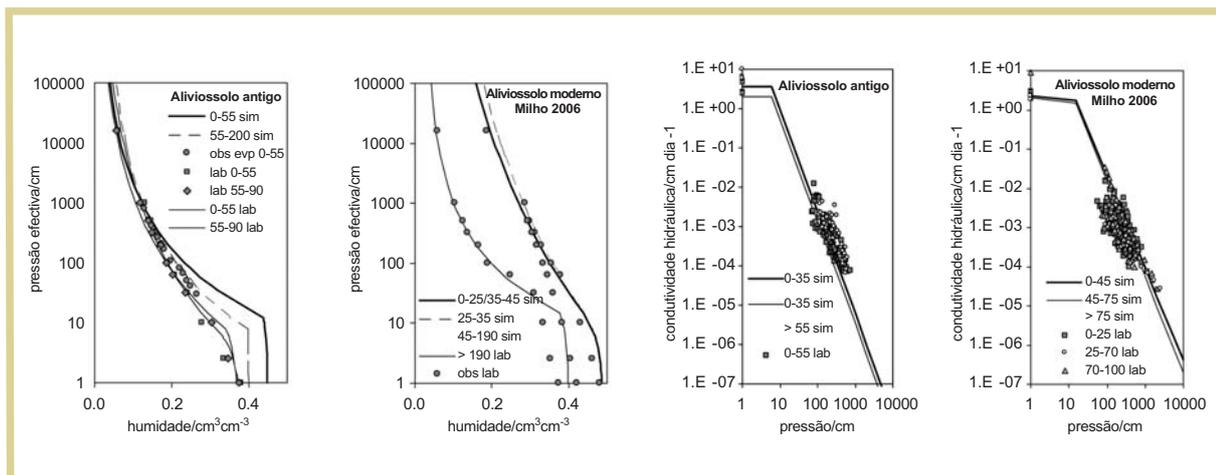


FIGURA 3 - Curvas características da água do solo e da condutividade hidráulica do solo ajustadas a dados obtidos em laboratório e obtidas após calibração do sub-modelo hidrológico

ALUVIOSSOLO ANTIGO

Para analisar o efeito de diferentes dotações de rega e de fertilização na produção de biomassa de milho e na lixiviação de azoto, foram efectuadas simulações considerando diferentes combinações de rega e fertilização. Nas condições utilizadas pelo agricultor, com fertilização de 276 kg N/ha e rega de 533 mm, a produção de biomassa foi de 22 ton/ha, a lixiviação foi de 16 kg N/ha e o azoto extraído pela rega foi de 10 kg/ha. Tomando como objectivo uma elevada produção e uma baixa lixiviação de nitratos, a melhor combinação produção/lixiviação foi obtida com a rega de 426 mm e fertilização variando entre 235-276 kg N/ha, resultando numa lixiviação de 10 kg N/ha e azoto extraído pela rega de 19 kg/ha (Figura 4). Tendo a água de rega origem no próprio aquífero, com uma concentração de NO_3 de 20 mg/l, a extracção de azoto pela rega é superior à lixiviação. A evapotranspiração da cultura foi de 626 mm.

Durante o período cultural, a lixiviação está sobretudo dependente do aumento da dotação de rega. A rega excessiva transporta o NO_3 para as camadas mais profundas, com menos raízes, e reduz a eficiência de extracção de azoto pela cultura, com conseqüente redução da produção. O agricultor produz próximo dos níveis mais elevados de produção, mas poderá reduzir a dotação de rega (diminuindo a lixiviação) e conseqüentemente reduzir a fertilização.

A aplicação máxima de adubo azotado permitida no plano de acção da Zona Vulnerável é de 300 kg N/ha. Os acréscimos de fertilização acima de 276 kg N/ha não conduziram a aumentos de produção significativos, mas podem representar significativos aumentos da lixiviação.

O aumento da fertilização só origina um aumento da lixiviação quando as regas são muito elevadas. No entanto, o excesso de fertilização aumenta o armazenamento de azoto no perfil do solo, potencialmente lixiviável pelas chuvadas de Outono-Inverno, sendo necessário analisar a lixiviação após a colheita do milho.

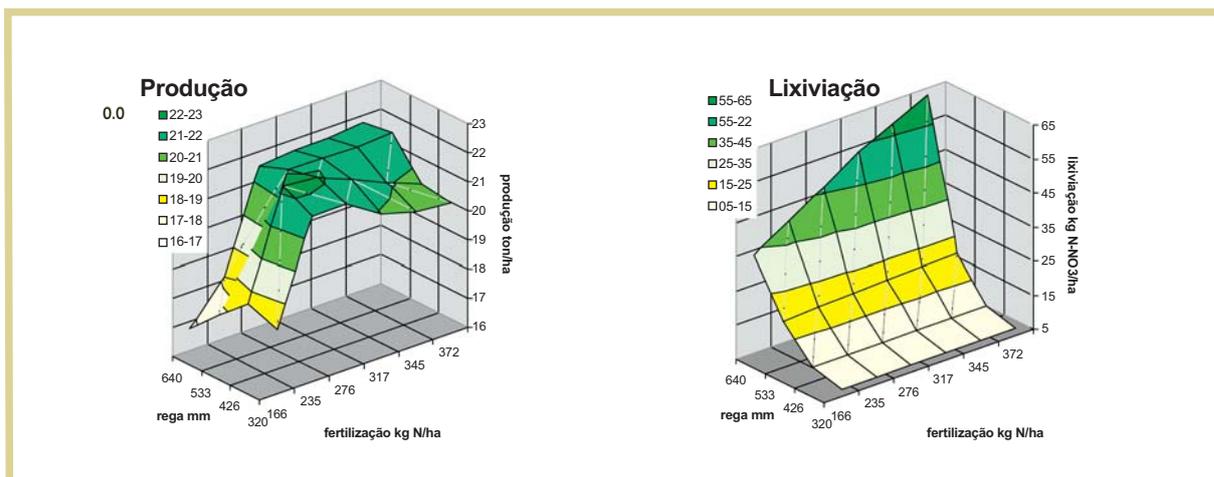


FIGURA 4 - Produção e lixiviação para diferentes combinações de rega e fertilização na cultura de milho em Aluviossolo antigo

A análise da influência das precipitações de Outono sobre a lixiviação do azoto residual à colheita foi realizada admitindo a melhor solução de rega para o milho, neste caso 426 mm, e que a cultura de milho é seguida de um coberto vegetal não fertilizado nem regado.

A análise foi efectuada para três regimes de pluviosidade com diferentes períodos de retorno. No ano de 2006 a precipitação ocorrida durante os meses de Setembro a Dezembro foi de 68 mm. A análise de frequência das séries de precipitação mostra que a probabilidade de excedência deste acontecimento é de 93 %, um ano muito seco com probabilidade de não ser excedido uma vez em 14 anos. Incluíram-se nos cenários mais dois regimes de pluviosidade, correspondentes às probabilidades de um ano médio e um ano húmido.

Verifica-se que em ano seco a cultura não contamina o aquífero (Figura 5). A lixiviação que ocorre, para qualquer nível de fertilização, é inferior ao azoto extraído pela rega (19 kg/ha). Fertilizações acima do máximo previsto para o milho no Plano de Acção da Zona Vulnerável, 300 kg N/ha, originam lixiviações de azoto nítrico superiores a 20 kg N/ha em ano médio ou húmido. Estes valores conduzem a concentrações de N-NO₃ no fluxo de drenagem da ordem de 15 mg/l, em ano médio, e de 8 mg/l em ano húmido, uma vez que a drenagem em ano húmido é superior.

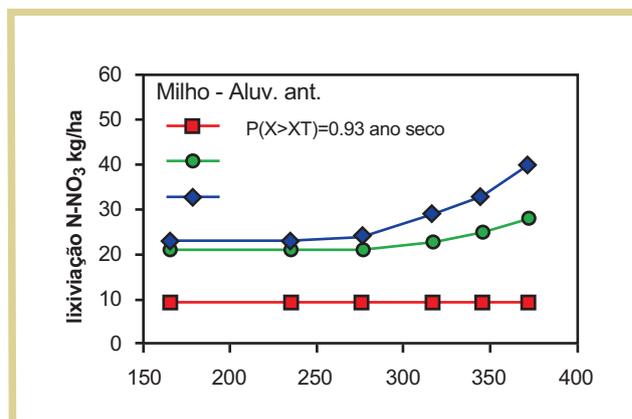


FIGURA 5 - Lixiviação de azoto nítrico para regimes de precipitação com diferente probabilidade de ocorrência. Sucessão milho - coberto vegetal em Aluviossolo antigo

Estimando a contaminação pela diferença entre o azoto lixiviado e o azoto extraído do aquífero pela água de rega, verifica-se que, para fertilizações superiores a 300 kg N/ha, em ano médio essa diferença é superior a 5 kg/ha, enquanto que em ano húmido é superior a 10 kg/ha.

ALUVIOSSOLO MODERNO

Os Aluviossolos Modernos apresentam uma importante ocupação com milho e culturas hortícolas industriais, dos quais se tomou como exemplo a batata.

Para a cultura do milho, nas condições utilizadas pelo agricultor, com fertilização de 203 kg N/ha e rega de 554 mm, a produção de biomassa foi de 17 ton/ha, a lixiviação de azoto foi nula, o azoto residual no solo foi de 32 kg N/ha e o azoto extraído pela rega foi de 29 kg/ha. A evapotranspiração da cultura foi de 633 mm.

A rega que originou melhores produções para todos os níveis de fertilização foi a de 554 mm, aplicada pelo agricultor, a qual não originou lixiviação de azoto. As dotações de rega inferiores são deficitárias e a redução da produção, para o intervalo em análise, atingiu 12 % da obtida pelo agricultor. A dotação de rega superior é excessiva e conduziu também a uma redução da produção (Figura 6).

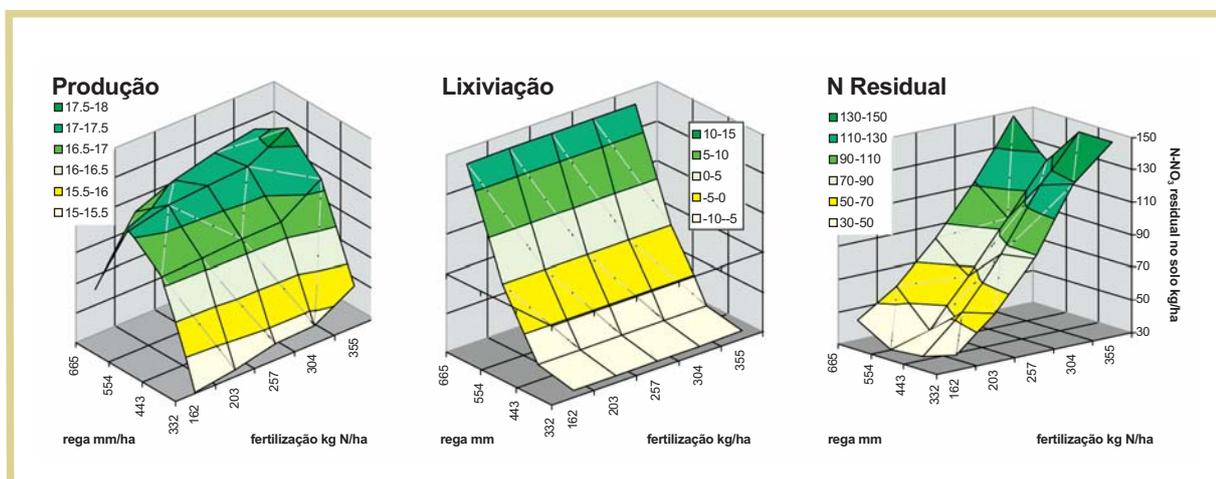


FIGURA 6 - Produção, lixiviação e azoto nítrico residual à colheita para diferentes combinações de rega e fertilização na cultura de milho em Aluviossolo moderno

A maior produção é obtida com a rega adoptada pelo agricultor e o nível maior de fertilização, mas a diferença para a produção obtida pelo agricultor é pequena, da ordem de 2,5 %. As práticas de rega e de fertilização utilizadas pelo agricultor foram correctas, resultando nas maiores produções e sem lixiviação de azoto a 0,9 m de profundidade.

A lixiviação de azoto aumenta sempre com a rega, atingindo os maiores valores para a maior fertilização. No entanto, os valores de lixiviação de nitratos não são muito elevados e tendo a água de rega origem no próprio aquífero, com uma concentração de NO₃ de 23 mg/l, a extracção de azoto pela rega é superior à lixiviação. Contudo, com o aumento da fertilização verifica-se uma acumulação de azoto nítrico residual no solo, que para fertilizações mais elevadas atinge valores superiores a 100 kg N/ha. Este nitrato é potencialmente lixiviável pelas chuvadas de Outono/Inverno. Nos Aluviossolos Modernos o azoto residual no solo à colheita é uma variável importante.

Na análise da influência das precipitações de Outono admitiu-se um cenário idêntico ao utilizado nos Aluviossolos Antigos, admitindo a melhor solução de rega para o milho, neste caso 554 mm.

Verifica-se que em ano seco a cultura não contamina o aquífero (Figura 7). A lixiviação que ocorre, para qualquer nível de fertilização, é inferior ao azoto extraído pela rega (29 kg/ha). Para anos médios ou húmidos a lixiviação de azoto nítrico é superior ao azoto extraído pela rega, e esta diferença aumenta com o aumento da fertilização. Fertilizações acima do máximo previsto para o milho no Plano de Acção da Zona Vulnerável, 300 kg N/ha, originam lixiviações de azoto nítrico superiores a 50 kg N/ha em ano médio ou húmido.

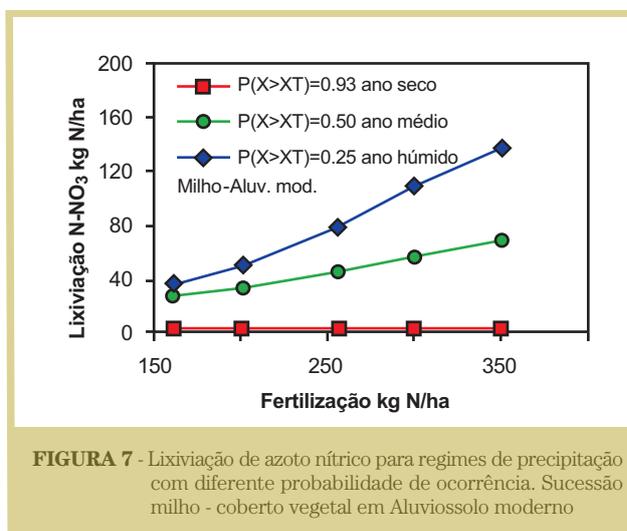


FIGURA 7 - Lixiviação de azoto nítrico para regimes de precipitação com diferente probabilidade de ocorrência. Sucessão milho - coberto vegetal em Aluviossolo moderno

Estes valores conduzem a concentrações de N-NO₃ no fluxo de drenagem da ordem de 25 mg/l, em ano médio, e de 20 mg/l em ano húmido. As fertilizações de 200 kg N/ha, utilizadas pelo agricultor, conduzem a concentrações na drenagem de 0 a 4 mg/l, respectivamente em ano médio e em ano húmido.

A diferença entre o azoto lixiviado e o azoto extraído do aquífero pela água de rega para fertilizações superiores a 300 kg N/ha, podem atingir em ano médio valores superiores a 20 kg/ha, e para ano húmido superiores a 70 kg/ha.

Na região de maior intensidade de culturas hortícolas, junto à Golegã, a água de rega, captada directamente no aquífero subjacente, apresenta valores muito elevados de nitratos (90 mg/l). No caso da batata, embora os valores de fertilização azotada aplicada pelos agricultores estejam de acordo com a ordem de grandeza das recomendações de fertilização, ao não ter sido considerada a contribuição do azoto proveniente da água de rega, a incorporação total de azoto foi muito elevada. Os valores de nitrato no solo ao longo do período cultural e à colheita foram sempre muito elevados. Esta quantidade elevada de nitratos no solo tem elevada probabilidade de ser lixiviada pelas precipitações de Outono.

As produções variaram entre 50 ton/ha, para a maior dotação de rega e menor fertilização, até 55 ton/ha, valor este que ocorreu em 3 níveis de rega, sempre com a maior fertilização. Aliás, o aumento da fertilização, em cada regime de rega, origina sempre um aumento de produção, mas também um grande aumento do azoto residual (Figura 8).

Durante o período da cultura, a dotação de rega é o factor limitante da lixiviação, qualquer que seja o nível de fertilização, e apenas quando as dotações de rega são elevadas, ocorre um aumento da lixiviação com o aumento da fertilização.

A rega aplicada pelo agricultor originou valores de lixiviação insignificantes. No entanto, o armazenamento residual de azoto nítrico é elevado (124 kg/ha) e, embora a rega tenha extraído do aquífero 81 kg/ha de N-NO₃,

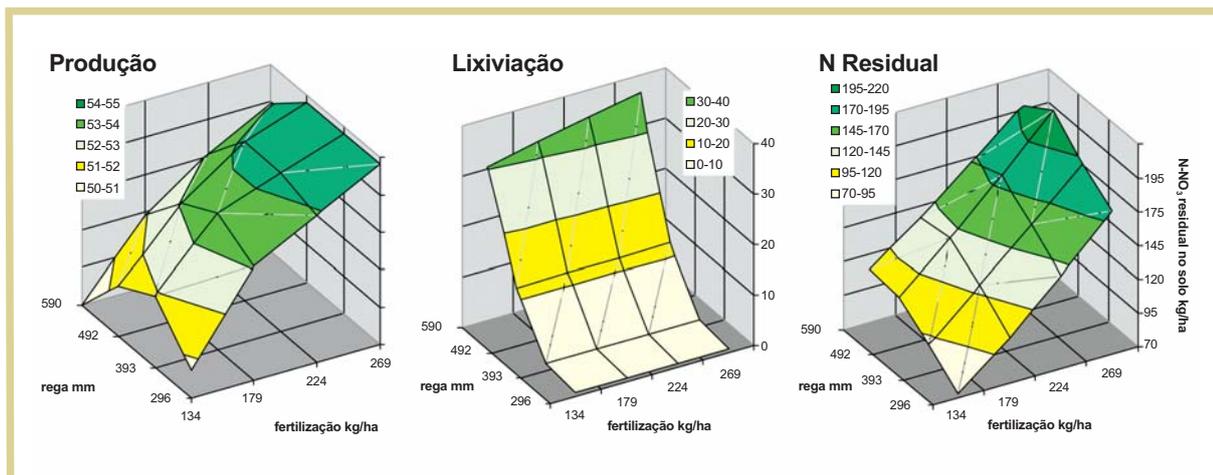


FIGURA 8 - Produção, lixiviação e azoto níttrico residual à colheita para diferentes combinações de rega e fertilização na cultura de milho em Aluviossolo moderno

as precipitações de Outono poderão facilmente lixiviar esse azoto e tornar a prática cultural contaminante do aquífero. A diminuição da fertilização, que permitirá reduzir o azoto residual para níveis de contaminação nula, implicará sempre uma redução da produção.

Na análise da influência das precipitações de Outono sobre a lixiviação do azoto residual à colheita, considerouse a cultura de batata seguida de uma cultura de couve-bróculo, plantada 18 dias após a colheita da batata e com uma duração de 100 dias, seguida de solo nú. Para a cultura da batata considerouse uma dotação de rega de 393 mm, igual à aplicada pelo agricultor e diferentes dotações de fertilização. A rega da couve-bróculo foi otimizada para uma dotação máxima de 45 % da reserva útil do solo e um intervalo mínimo entre regas de 3 dias, sendo portanto variável de acordo com o regime da precipitação.

A fertilização da couve-bróculo correspondeu a uma aplicação total de 200 kg N/ha, (limite máximo permitido pelo Plano de Acção) repartidos por 4 aplicações, uma de fundo com uma formulação de azoto amoniacal (25 kg N/ha) e os restantes 175 kg em 3 aplicações de cobertura, com uma formulação nitro-amoniacal.

Para estas condições verifica-se que em ano seco os níveis de lixiviação não são elevados. A extracção de azoto níttrico do aquífero pela água de rega foi de 118 kg/ha e a lixiviação que ocorre, para qualquer nível de fertilização, é inferior ao azoto extraído pela rega. Permanecem no solo valores elevados de azoto níttrico, variando entre 132 kg/ha, no menor nível de fertilização da batata, até 218 kg/ha para o maior nível de fertilização da batata. Esta acumulação de azoto é potencialmente lixiviável em anos húmidos seguintes, podendo-se atingir cargas contaminantes até 90 kg N/ha.

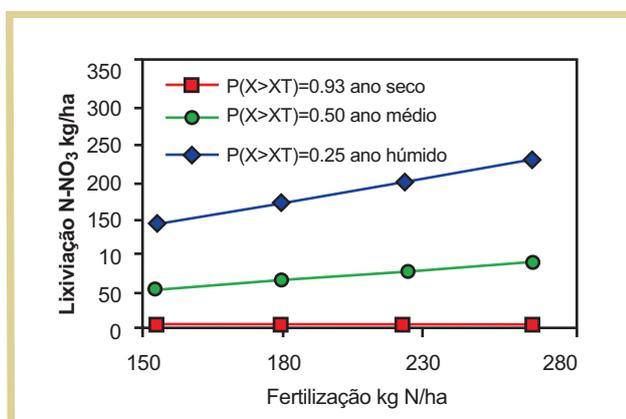


FIGURA 9 - Lixiviação de azoto níttrico para regimes de precipitação com diferente probabilidade de ocorrência. Sucessão batata - couve-bróculo em Aluviossolo moderno

Na produção intensiva de hortícolas industriais, numa sucessão batata/couve-bróculo, as quantidades máximas de fertilização permitidas pelo Plano de Acção, de 220 kg N/ha, para a batata, e de 200 kg N/ha, para a couve-bróculo, conduzem a valores de lixiviação de 80 a 200 kg N/ha, respectivamente para ano médio e ano húmido. Considerando a diferença para os cerca de 110 kg N/ha extraídos pela rega, verifica-se que em ano médio o balanço é negativo, enquanto em ano húmido se atingem valores de contaminação de 90 kg N/ha.

No entanto, enquanto a precipitação em ano húmido é capaz de lixiviar o azoto do solo até valores residuais de 10 kg N/ha, em ano médio isto não se verifica e o valor de azoto residual é da ordem de 100 kg N/ha. A acumulação deste azoto no solo é potencialmente lixiviável num ano húmido, e admitindo um teor de azoto residual no solo de 10 kg/ha, a contaminação será de 60 kg/ha.

CONCLUSÕES

As culturas hortícolas industriais apresentam elevados valores de contaminação com probabilidade de variar entre 10 e mais de 120 kg N-NO₃/ha, devido à intensa fertilização azotada praticada.

Numa sucessão de cultura hortícolas os valores de azoto no solo à plantação e os valores de azoto da água de rega deverão ser tomados em consideração nos cálculos das necessidades de fertilizante azotado, caso contrário verifica-se uma acumulação sucessiva de azoto no solo, que irá originar em anos húmidos elevados valores de contaminação. Os valores máximos de azoto a aplicar, previstos no Plano de Acção, deverão ser interpretados como o total a disponibilizar à planta, incluindo outras fontes além da fertilização. No entanto, para garantir os níveis de produção habituais, esta prática exige a adopção de técnicas de controlo da rega e de fertilização de maior precisão.

Na cultura do milho, as modernas práticas de rega e fertilização que vão sendo cada vez mais divulgadas permitem realizar uma agricultura sustentável, com reduzidos níveis de lixiviação.

Nos Aluviossolos Antigos o limite máximo de fertilização do milho apresenta, para rega controlada, valores de contaminação com 25 % de probabilidade (ano húmido) de atingir 10 kg N-NO₃/ha. Valores superiores, da ordem dos 20 kg N-NO₃/ha só ocorrerão com fertilizações excessivas. Estes solos exigem métodos de controlo da rega com maior precisão do que os Aluviossolos Modernos.

Nos Aluviossolos Modernos o limite máximo de fertilização do milho pode conduzir a valores de contaminação com 25 % de probabilidade de atingir 70 kg N-NO₃/ha. Os níveis de fertilização que vão sendo praticados (da ordem de 200 kg N/ha) apenas originam contaminações em anos húmidos (20 kg N/ha). Valores superiores, que podem atingir os 100 kg N-NO₃/ha ocorrerão em casos de fertilizações excessivas, para valores superiores aos máximos permitidos, prática que já não é usual.

Sistema Tejo-Sado: recarga de águas subterrâneas

Manuel Mendes Oliveira
Laboratório Nacional de Engenharia Civil

INTRODUÇÃO

A recarga natural constitui os recursos hídricos subterrâneos naturais renováveis. Pode-se considerar, como fontes de recarga, a recarga por infiltração da água da chuva, a recarga a partir de cursos de água (cursos de água influentes), e no caso de aquíferos multicamada a recarga a partir da drenância de camadas adjacentes.

A recarga por infiltração da água da chuva refere-se à quantidade de água que se infiltra abaixo do solo após os processos de evapotranspiração e de escoamento directo, e que vai ter um percurso subterrâneo, podendo, em condições de não exploração, ficar armazenada no aquífero ou constituir escoamento subterrâneo que posteriormente aflora à superfície, contribuindo para o escoamento dos cursos de água (escoamento de base).

O sistema Tejo-Sado é constituído pelos seguintes três sistemas aquíferos definidos em Almeida *et al.* (2000): Aluviões do Tejo, Bacia do Tejo-Sado/Margem Esquerda e Bacia do Tejo-Sado/Margem Direita.

Esta comunicação divide-se fundamentalmente em duas partes: (1) a caracterização da recarga para a primeira geração dos Planos de Bacias Hidrográficas do rio Tejo (aprovado pelo Decreto Regulamentar nº 18/2001, de 7 de Dezembro), com uma descrição sumária das metodologias utilizadas (Oliveira *et al.*, 1999), e (2) uma perspectiva das metodologias utilizáveis para o cálculo da recarga do Plano de Gestão de Região Hidrográfica do rio Tejo e da segunda geração do Plano de Bacia Hidrográfica das ribeiras do Oeste, em conformidade com os objectivos destes planos e fazendo uso das metodologias sugeridas para o seu cálculo.

QUANTIFICAÇÃO DA RECARGA NOS PLANOS DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TEJO E DAS RIBEIRAS DO OESTE

A quantificação da recarga nos Planos de Bacia do rio Tejo e das ribeiras do Oeste foi feita recorrendo a três abordagens: pesquisa bibliográfica; método da decomposição do hidrograma de escoamento superficial; método de Vermeulen *et al.* (1993).

O método da decomposição do hidrograma de escoamento superficial permite estimar a recarga por períodos de tempo através da determinação do escoamento de base de um curso de água superficial. Este escoamento de base é uma medida da descarga do sistema subterrâneo quando não há armazenamento, evaporação ou extracção de água superficial. Por sua vez, a descarga do sistema hídrico subterrâneo reflecte a recarga que ocorre nesse meio quando, na sub-bacia hidrográfica em estudo, a recarga é a única forma de entrada de água no meio subterrâneo, não há extracções nem evapotranspiração a partir da zona saturada e toda a água que deixa a zona saturada descarrega para a sub-bacia hidrográfica. Para a aplicação deste método são necessárias séries de precipitação e de escoamento superficial diárias na sub-bacia hidrográfica, tendo a metodologia da decomposição dos hidrogramas sido programada no programa DecHidr.bas (Oliveira *et al.*, 1997), que foi utilizada para os Planos de Bacia Hidrográfica, e que posteriormente sofreu actualizações como as apresentadas em Oliveira (2004), incluídas no programa DecHidr_VB.vbp.

Usando as médias dos valores anuais de escoamento de base obtidos em 11 sub-bacias hidrográficas, calculou-se a recta de regressão linear entre o escoamento de base (Eb) e a precipitação (P), que se utilizou para a estimativa da recarga das formações hidrogeológicas do Maciço Antigo na área dos Planos de Bacia Hidrográfica do rio Tejo e das ribeiras do Oeste:

$$Eb = 0,5448 \times P - 311 \quad (\text{mm/a}) \quad (\text{Eq. 1})$$

Posteriormente, a inclusão dos resultados da decomposição dos hidrogramas de escoamento superficial em duas novas sub-bacias hidrográficas levou à reformulação da equação de cálculo do escoamento de base (Oliveira, 2004):

$$Eb = 0,5210 * P - 284 \quad (\text{mm/a}) \quad (\text{Eq. 2})$$

O método de Vermeulen *et al.* (1993) permite estimar a recarga anual média utilizando como dados de entrada a precipitação anual média, o número característico de escoamento (NC) e a quantidade máxima de água disponível para evapotranspiração (AGUT), duas variáveis que dependem do material do solo e da ocupação do solo, cujas propriedades ou características foram interpretadas e tabeladas tendo em vista a definição de variáveis que permitem quantificar o NC e o AGUT. O método em questão é um método empírico que foi derivado a partir de correlações entre os resultados dos valores anuais médios de precipitação, infiltração, evapotranspiração e infiltração profunda, obtidos pelas corridas do modelo de balanço hídrico sequencial diário BALSEQ (Lobo Ferreira, 1981) em sete locais de Portugal Continental.

Para a aplicação do método de Vermeulen *et al.* (1993) sobrepuseram-se quatro bases cartográficas: o mapa de precipitação anual média, produzido no âmbito dos Planos de Bacia, o mapa de solos do Atlas do Ambiente, à escala 1:1 000 000, o mapa de ocupação do solo Corine Land Cover, à escala 1:100 000, e a carta geológica de Portugal à escala 1:500 000. Nas áreas de ocorrência das formações carsificadas, considerou-

se que o escoamento directo calculado por este método se infiltrava numa fractura ou cavidade cárstica ao fim de um determinado percurso, pelo que se adicionou o volume de escoamento directo ao volume da recarga calculada pelo método.

A Figura 1 apresenta a distribuição da recarga obtida para os Planos de Bacia do Tejo, das ribeiras do Oeste e do Sado. Nos sistemas aquíferos que constituem o sistema Tejo-Sado os valores de recarga variam entre 100 mm/ano e 572 mm/ano. O Quadro 1 apresenta, por sistema aquífero, a recarga média anual e as taxas de recarga. Note-se que os volumes de recarga apresentados referem-se exclusivamente à recarga por infiltração da água da chuva, que é sem dúvida a maior fonte de recarga das águas subterrâneas. Ao todo, na áreas dos três sistemas aquíferos, estima-se uma recarga de 1789 hm³/ano.

É de referir que em relação à distribuição da recarga representada na Figura 1, esta não representa o volume de água que recarrega uma coluna vertical do sistema aquífero. A Figura 2 mostra um modelo hipotético das linhas de fluxo do escoamento subterrâneo numa secção do sistema aquífero da Margem Esquerda, entre Mora e o estuário do Tejo a N de Alcochete, não se representando a anisotropia do meio nem a sua estrutura em camadas. A figura mostra sistemas de escoamento locais, regionais e intermédios. Pode-se verificar que, numa coluna vertical do sistema, quanto maior a profundidade, mais longo é o percurso que a água subterrânea percorreu, tendo recarregado o sistema a distâncias consideráveis que aumentam com a profundidade. O volume dessa recarga pode ter sido muito diferente do valor da recarga que ocorre na parte superior da coluna vertical em questão, devido a diferentes condições de infiltração em consequência, por um lado, de características de solo e de ocupação do solo diferentes, e, por outro lado, de condições climáticas diferentes na altura em que ocorreu a recarga. Este modelo conceptual permite também perceber que a piezometria registada a uma certa profundidade da coluna vertical é função da recarga que ocorreu numa área afastada, e não da recarga que ocorre sobre a coluna vertical. Assim, a análise da variação do nível piezométrico num determinado local só traduz a recarga que ocorreu nesse local se for medido na parte superior de um aquífero livre.

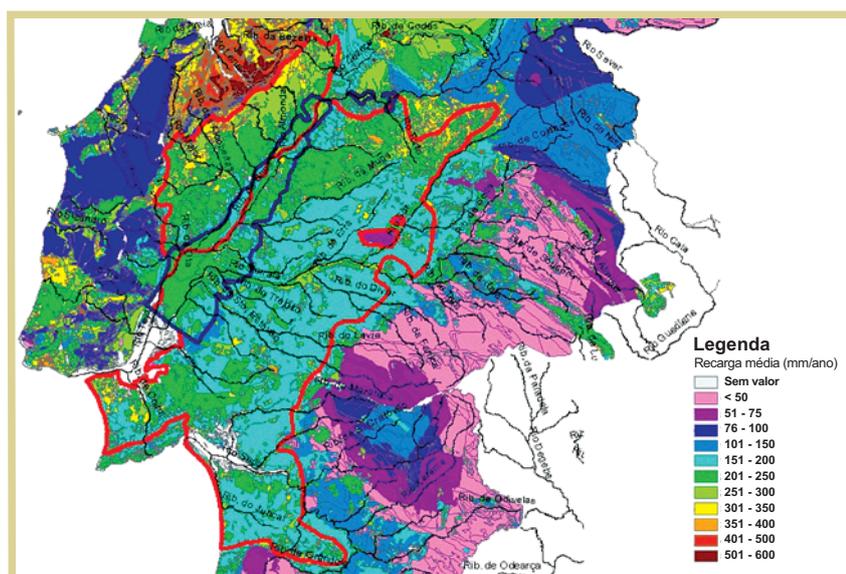


FIGURA 1 - Recarga de águas subterrâneas por infiltração da água da chuva
Fonte: Oliveira *et al.* (1999, 2001), Lobo Ferreira *et al.* (1999)

QUADRO 1 – Resultados das corridas e comparação dos valores médios obtidos pelos modelos de balanço hídrico sequencial diário e mensal

| Sistema aquífero | Recarga média (mm/a) | Recarga média (hm ³ /a) | Precipitação média (mm/a) | Taxa de recarga média (%) | Volume extraível médio (mm/a) | Volume extraível médio (hm ³ /a) |
|--------------------------------------|----------------------|------------------------------------|---------------------------|---------------------------|-------------------------------|---|
| Aluviões do Tejo | 210 | 214 | 648 | 32 | 147 | 148 |
| Bacia do Tejo-Sado / Margem Direita | 258 | 355 | 781 | 33 | 180 | 248 |
| Bacia do Tejo-Sado / Margem Esquerda | 211 | 1220 | 687 | 31 | 147 | 851 |

Fonte: adaptado de Oliveira *et al.* (1999)

De forma a garantir a manutenção do escoamento de base dos cursos de água superficiais dependentes dos sistemas aquíferos e para se ter maior confiança relativamente ao volume de águas subterrâneas captável, considerou-se que a extracção de águas subterrâneas nunca deveria exceder em 70 % o volume anual de recarga média. O Quadro 1 apresenta também o volume extraível por sistema aquífero, estimado num valor global de 1247 hm³/ano.

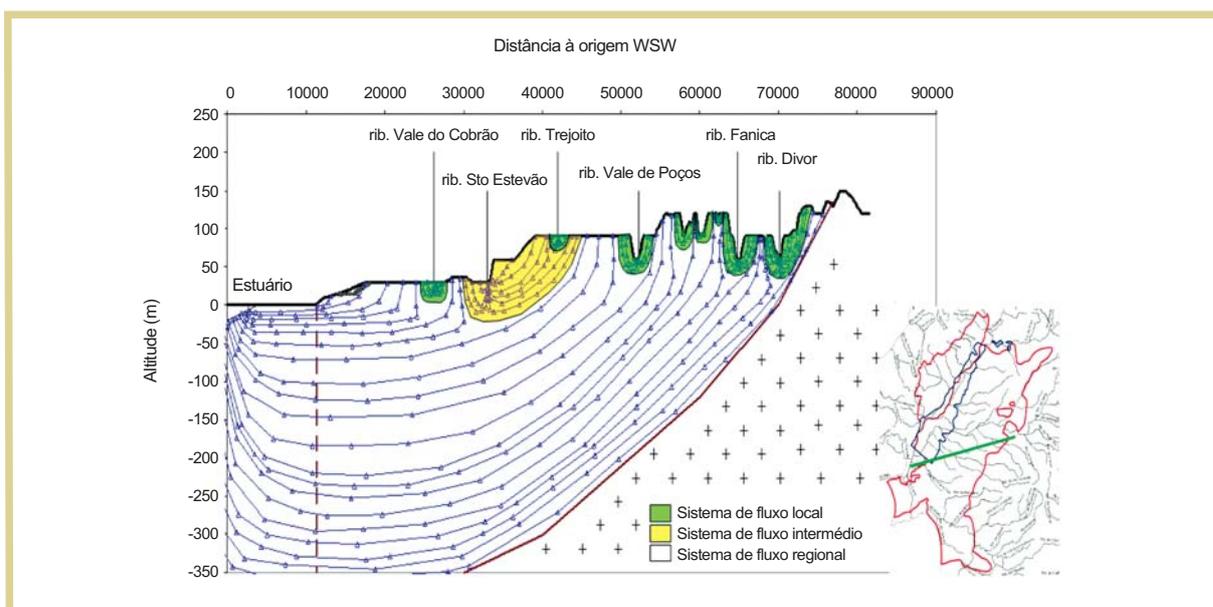


FIGURA 2 - Modelo hipotético do escoamento do sistema aquífero da Margem Esquerda

QUANTIFICAÇÃO DA RECARGA NOS NOVOS PLANOS DE GESTÃO DE REGIÃO HIDROGRÁFICA DO TEJO E DE BACIA HIDROGRÁFICA DAS RIBEIRAS DO OESTE

Para os novos Planos de Gestão de Região Hidrográfica do Tejo e de Bacia Hidrográfica das ribeiras do Oeste pretende-se, de acordo com as especificações do concurso para a sua realização, que sejam produzidos valores sazonais «tendo em vista diversos estudos, nomeadamente a modelação do escoamento subterrâneo

em regime transitório»; pretende-se também a obtenção dos valores de recarga anual média por massa de água, o que terá como objectivo, entre outros, a determinação do estado quantitativo de cada massa de água subterrânea.

Uma das formas mais adequadas para estimar a recarga espaciotemporal das águas subterrâneas é a aplicação de modelos de balanço hídrico sequencial diário (MBHSD), por permitirem estimar a recarga em função dos solos, das características de ocupação do terreno e da precipitação diária, com base em informação normalmente disponível, embora nem sempre à escala mais adequada. Na aplicação à bacia do Tejo-Sado, a maior dificuldade é a inexistência de cartografia de solos a uma escala igual ou superior à 1:100 000, na região um pouco a norte do rio Tejo, e a desactualização nalgumas áreas da cartografia existente.

Em relação à caracterização do estado quantitativo da água subterrânea, a Portaria nº 1115/2009, de 29 de Setembro, sugere que «o valor da recarga média anual pode ser determinado através do método do balanço hídrico sequencial mensal, apoiado em séries hidrometeorológicas com um mínimo de 30 anos e, sempre que possível, em validações baseadas na análise piezométrica».

Este aspecto merece reflexão uma vez que não tem sido tradição utilizar modelos de balanço hídrico sequencial mensal (MBHSM) para estimar a recarga. Por exemplo, um dos MBHSM mais utilizados, de Thorntwaite-Matter, só permite estimar excedentes hídricos mensais, correspondentes ao somatório da recarga com o escoamento directo superficial, mas não permite distinguir entre estes dois processos. Desenvolvendo um processo que permita fazer esta diferenciação, uma dificuldade maior consiste no facto dos processos que conduzem à formação dos excedentes hídricos dependerem da distribuição da precipitação, pelo que não é possível traduzi-los através de totais mensais.

Entretanto o INAG, I.P. desenvolveu uma metodologia para estimar a recarga através de um balanço hídrico sequencial mensal, aguardando-se a divulgação de um documento com a referida metodologia.

Para reflectir sobre a forma como um MBHSM pode ser utilizado para estimar a recarga, fez-se um conjunto de corridas com o MBHSM e um MBHSD, neste caso o modelo BALSEQ_MOD (Oliveira, 2004), que utilizou como opções de corrida o cálculo da infiltração usando a capacidade de infiltração do solo, e o cálculo da evapotranspiração, utilizando o balanço hídrico sequencial do solo, a partir da evapotranspiração de referência e o coeficiente cultural dual.

Considerou-se como dado de partida uma série de precipitação diária com 28 anos, a correspondente série de evapotranspiração de referência mensal e combinações de tipos de solo, com propriedades de infiltração e armazenamento distintas, e diferentes ocupações do solo (floresta de folhosas e solo descoberto).

O Quadro 2 mostra os valores médios das séries utilizadas, expressos em mm/mês, obtidos pela corrida dos dois modelos de balanço hídrico sequencial. A comparação dos valores de excedentes hídricos calculados permite verificar que o MBHSM subestima os valores obtidos pelo MBHSD, podendo para os casos estudados corresponder a um valor entre 13 % e 74 % dos valores obtidos pelo MBHSD. A Figura 3A) permite visualizar, para o caso da ocupação do solo por floresta de folhosas, a distribuição dos excedentes hídricos mensais. Pode-se verificar que no caso dos solos argiluvados, mais argilosos, com menor capacidade de infiltração, o MBHSM não estima excedentes mensais, ao contrário do MBHSD, o que se deve ao facto do MBHSM não considerar a distribuição da precipitação.

QUADRO 2 – Resultados das corridas e comparação dos valores médios obtidos pelos modelos de balanço hídrico sequencial diário e mensal

| Ocupação do solo + Solo | MBHSD (mm/mês) | | MBHSM (mm/mês) | | EXCm/EXCd | RECd/EXCm |
|-------------------------|----------------|------|----------------|------|-----------|-----------|
| | EDd | RECd | EXCd | EXCm | | |
| 311 + Al | 4 | 14 | 18 | 9 | 49% | 158% |
| 311 + Pag | 26 | 4 | 30 | 4 | 13% | 109% |
| 311 + Rg | 0 | 19 | 19 | 12 | 64% | 156% |
| 331 + Al | 4 | 23 | 27 | 20 | 74% | 115% |
| 331 + Pag | 26 | 4 | 30 | 19 | 62% | 22% |
| 331 + Rg | 0 | 28 | 28 | 20 | 71% | 142% |

Ocupação do solo: 311-Floresta de folhosas; 331-Solo descoberto. Solos: Rg-Regossolos; Al-Aluviossolos, de textura ligeira; Pag-Solos Argiluiados. EDd-escoamento directo calculado pelo MBHSD; RECd-recarga calculada pelo MBHSD; EXCd-excedentes calculados pelo MBHSD (=EDd+RECd); EXCm-excedentes calculados pelo MBHSM.

Da análise dos valores médios do Quadro 2 verifica-se também que a recarga média calculada pelo MBHSD é também superior aos próprios excedentes hídricos mensais calculados pelo MBHSM, o que dificulta a tarefa de estimar a recarga a partir dos valores obtidos pelo balanço mensal. Esta situação ganha especial importância nos muitos meses em que o MBHSM estima excedentes hídricos nulos, como se pode visualizar no exemplo da Figura 3B).

Da análise dos valores mensais não foi possível estabelecer regras que correlacionassem a recarga mensal com o excedente hídrico mensal. Daí que se tenha procurado uma função descontínua, variável não só com o valor do excedente mensal mas também com o tempo, que relacione a recarga mensal com o excedente hídrico mensal. Dado o número de situações em que o excedente mensal é nulo, houve necessidade de fazer com que essa função descontínua dependesse também da precipitação mensal.

Essa função tem a seguinte forma:

$$REC = \begin{cases} K_1 \cdot EXCm & \text{se } EXCm > 0 \\ K_2 \cdot Pm & \text{se } EXCm = 0 \end{cases} \quad (\text{Eq. 3})$$

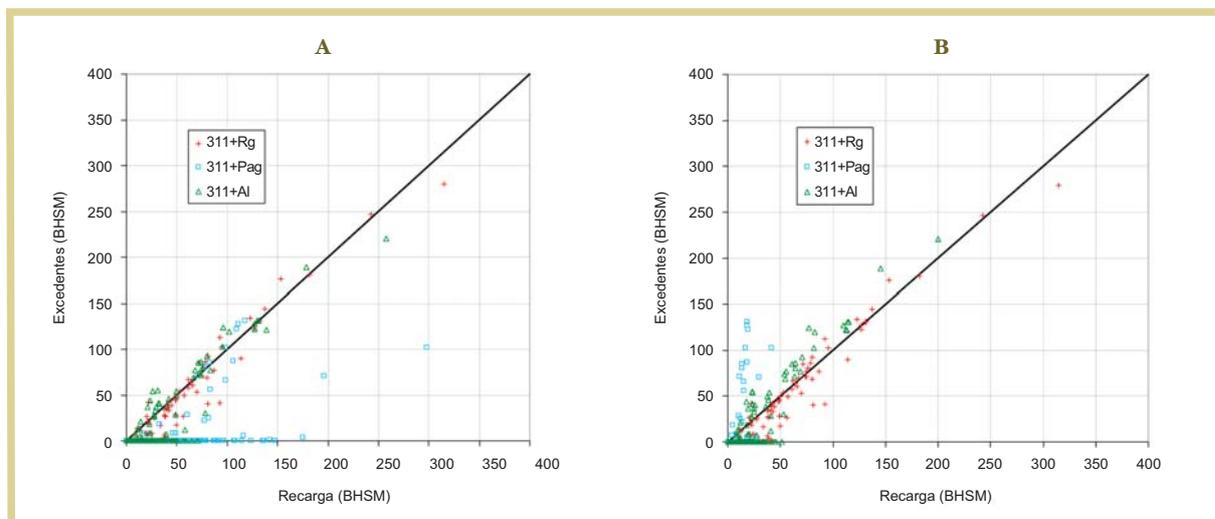


FIGURA 3 - Comparação **A** - dos excedentes hídricos mensais calculados pelos dois métodos de balanço hídrico sequencial e **B** - dos excedentes hídricos mensais calculados pelo MBHSM com as recargas mensais calculadas pelo MBHSD. Ocupação do solo: floresta de folhosas

A Figura 4 representa os valores dos coeficientes K_1 e K_2 para o caso da ocupação do solo de floresta de folhosas. Pode-se constatar o número de casos em que o parâmetro K_2 assume valores, o que significa que os excedentes mensais calculados pelo MBHSM foram nulos.

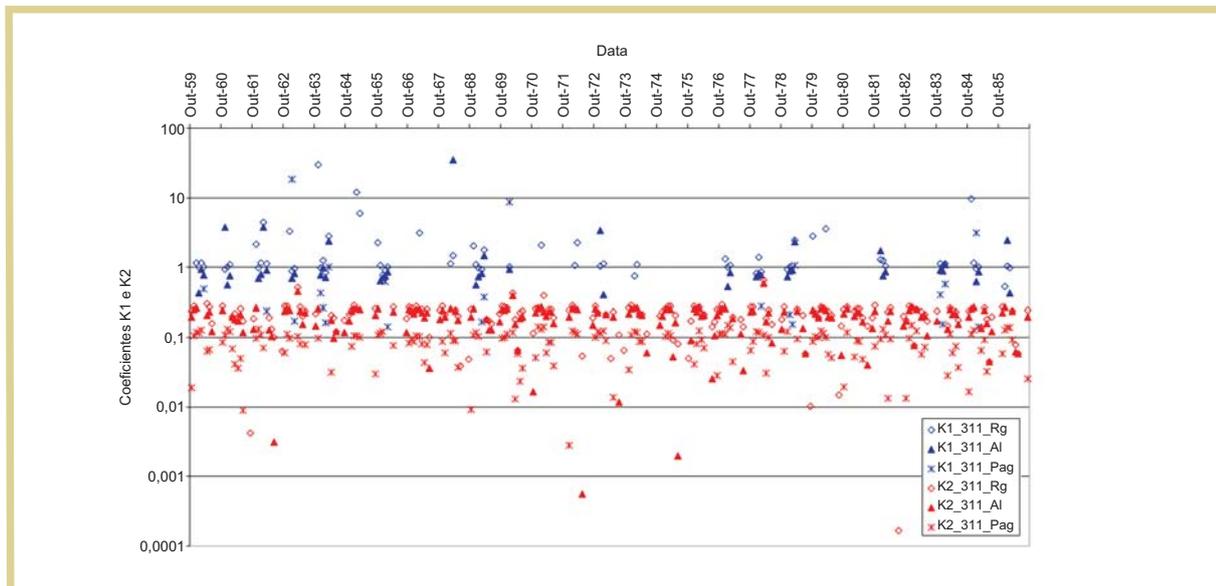


FIGURA 4 - Coeficientes K_1 e K_2 da equação 3 para o caso da ocupação do solo de floresta de folhosas

CONCLUSÃO

O método mais adequado para calcular a recarga dos sistemas aquíferos da bacia do Tejo-Sado e até da maior parte das áreas dos novos planos de bacia hidrográfica ou de gestão de região hidrográfica é o baseado nos modelos de balanço hídrico sequencial diário (MBHSD), que permite integrar as condições de ocupação do solo, as características do solo, factores geológicos, precipitações e evapotranspirações de referência. Este método permite estimar a recarga distribuída na área em estudo e ao longo do tempo.

A aplicação deste método requer os seguintes passos:

1. Divisão do sistema aquífero em áreas aproximadamente homogêneas de solo, ocupação de solo e factor geológico, formando associações [solo, ocupação do solo, factor geológico];
2. Caracterização da precipitação anual média e da evapotranspiração de referência, para cada área homogênea;
3. Caracterização dos parâmetros de corrida dos modelos de balanço hídrico, para cada área homogênea;
4. Selecção de séries de precipitação diárias e de séries de elementos climatológicos diárias ou mensais para o cálculo da evapotranspiração de referência;
5. Corrida de MBHSD para as séries de precipitação e de evapotranspiração de referência para todas as associações [solo, ocupação do solo, factor geológico].

Perspectiva-se que, no caso de não ser possível aplicar os MBHSD, por falta de informação, ou por o número de corridas desses modelos ser excessivo, se possa calcular a recarga por balanço hídrico sequencial mensal. A aplicação deste método de balanço requer à mesma que se tomem os passos 1. a 5. referidos, mas desta vez utilizando nos passos 4. e 5. locais representativos da distribuição dos processos de precipitação e de evapotranspiração de referência, e depois continuando pelos seguintes passos:

6. Corrida de MBHSM para as mesmas situações em que se correu o MBHSD;
7. Determinação dos coeficientes K_1 e K_2 da equação 3;
8. Corrida do MBHSM para as séries de precipitação de evapotranspiração de referência mensal, nas áreas localizadas fora dos locais representativos de distribuição de elementos climatológicos;
9. Cálculo da recarga mensal aplicando os coeficientes K_1 e K_2 , determinados para os locais mais próximos e para as associações [solo, ocupação do solo, factor geológico], aos valores de EXCm e de PRCm do BHSM.

O cálculo da recarga dos sistemas aquíferos da bacia do Tejo-Sado ou das restantes áreas dos planos de gestão ou de bacia hidrográfica deverá também usar outros métodos de cálculo, entre os quais se destacam o da decomposição de hidrogramas de escoamento superficial (permite estimar a recarga ao longo do tempo mas não permite estimar a recarga distribuída), ou o do balanço de cloretos (que só permite estimar valores anuais médios, mas permite considerar a sua distribuição no espaço).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almeida, C.; Mendonça, J. J. L.; Jesus, M. R. e Gomes, A. J. (2000) – "Sistemas Aquíferos de Portugal Continental", Centro de Geologia e Instituto da Água, Dezembro de 2000, 661 pp..

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. C., Moinante, M. J., Oliveira, M. M., Leitão, T. E., Novo, M. E., Moreira, P. e Henriques, M. J. (1999) – "Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Sado. 1ª Fase. Caracterização dos Recursos Hídricos Subterrâneos da Área Abrangida pelo Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Sado. Anexo Temático 4 – Recursos Hídricos Subterrâneos". Relatório Interno. LNEC-GIAS, Outubro de 1999, 258 pp..

Oliveira, M. M. (2004) – "Recarga de águas subterrâneas: Métodos de avaliação". Doutoramento em Geologia (Hidrogeologia), Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Geologia, 440 pp., 2004. Também: Teses e Programas de Investigação – TPI 42, ISBN 972-49-2093-3, Editora LNEC, 2006.

Oliveira, M. M.; Moinante, M. J.; Lobo-Ferreira, J. P. (1997) – "Cartografia Automática da Vulnerabilidade de Aquíferos com Base na Aplicação do Método DRASTIC". Relatório Final. Lisboa, LNEC, Relatório 60/97-GIAS, 535 pp..

Oliveira, M. M., Lobo-Ferreira, J. P., Novo, M. E. (1999) – Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tejo – 1.^a Fase –
– Análise e Diagnóstico da Situação Actual. Anexo Temático 4 – Recursos Hídricos Subterrâneos, Tomo B –
– Caracterização do Balanço Hídrico Subterrâneo. Estudo realizado para a Hidrotécnica Portuguesa – Con-
sultores para Estudos e Projectos Lda., Relatório PBH - Tejo Proc. 607/1/13022 – LNEC.DH.GIAS, Lisboa,
379 pp..

Oliveira, M. M., Novo, M. E., Moinante, M. J., Henriques, M. J., Lobo Ferreira, J. P. C. (2001) – "Plano de
Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Oeste. 1.^a Fase – Análise e Diagnóstico da Situação Actual. Anexo
Temático 4 – Recursos Hídricos Subterrâneos". Relatório Interno. Relatório Final, LNEC-GIAS, Janeiro de
2001, 299 pp..

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", Publicação em CD-ROM, Laboratório Nacional de Engenharia Civil,
Lisboa, 15-16 Novembro, 2001.

Vermeulen, H., Lobo Ferreira, J. P., Oliveira, M. M. (1993) – "A method for estimating aquifer recharge in
DRASTIC vulnerability mapping". Comunicação apresentada ao seminário "Águas Subterrâneas e Ambiente",
realizado pela Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH) em Lisboa, em Maio de 1993. Também
"Advances in Water Resources Technology and Management" (Ed. G. Tsakiris e M. A. Santos), "Proceedings
of the Second European Conference on Advances in Water Resources Technology and Management".
Rotterdam, A. A. Balkema, 1994.

Pesticidas em águas subterrâneas e de superfície nas bacias do rio Tejo e Ribeiras do Oeste

Emília Silva

Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa

Maria José Cerejeira

Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa

As águas subterrâneas são um recurso natural valioso que, enquanto tal, deverá ser protegido da deterioração e da poluição química. Tal protecção é particularmente importante no que respeita aos ecossistemas dependentes das águas subterrâneas e à utilização destas águas para o abastecimento destinado ao consumo humano. A fim de melhorar a qualidade das águas subterrâneas, foram estabelecidos, em finais de 2006, critérios comunitários para avaliar o estado químico de pesticidas e a inversão das tendências crescentes a nível das respectivas acumulações (Directiva nº 2006/118/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de Dezembro). No que diz respeito a substâncias activas contidas em pesticidas (incluindo os respectivos metabolitos e produtos de degradação e de reacção), o actual valor limite $0,1 \mu\text{g/l}$, que representa um critério de exclusão para fins de autorização, é considerado como a concentração máxima permitida na avaliação do bom estado químico das águas subterrâneas.

Relativamente às águas de superfície, a sua poluição química representa também um risco potencial para o ambiente aquático com efeitos como a toxicidade aguda e crónica para os organismos aquáticos, a acumulação no ecossistema e perdas de habitats e de biodiversidade, bem como uma ameaça para a saúde humana. A fim de proteger as águas de superfície, a Directiva nº 2008/105/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de Dezembro de 2008, estabelece normas de qualidade ambiental relativas a substâncias prioritárias e a determinados outros poluentes, que inclui vários pesticidas: alacloro, atrazina, clorfenvinfos, clorpirifos, diurão, endossulfão (identificada como substância perigosa prioritária, s.p.p.), hexaclorobenzeno (s.p.p.), hexaclorociclohexano (s.p.p.), isoproturão, pentaclorofenol, simazina e trifluralina.

A nível mundial, tem sido evidenciada a contaminação da água com pesticidas. Em Portugal, foram também desenvolvidos vários estudos, a maioria no âmbito de projectos de I & D (Batista *et al.*, 2000; Cerejeira *et al.*, 2005; Pereira *et al.*, 2000a; Silva *et al.*, 2009a, b; Silva-Fernandes *et al.*, 1999, 2005), particularmente no Laboratório de Ecotoxicologia do Instituto Superior de Agronomia, da Universidade Técnica de Lisboa, em colaboração com outras instituições. Os resultados obtidos, apresentados em publicações nacionais (Batista, 2003; Batista *et al.*, 2006a, b, 2007; Cerejeira, 1993; Cerejeira *et al.*, 1997, 2000a, 2007; Mendes *et al.*, 2008; Paralta *et al.*, 2001; Pereira, 2003; Pereira *et al.*, 2007) e internacionais (Batista *et al.*, 2001, 2002; Cerejeira *et al.*, 1995a, b, 2000b, 2003; Infantino *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2006, 2009a), revelaram a exposição de águas subterrâneas e de superfície a estes compostos, excedendo em muitos casos as normas de qualidade estabelecidas pela legislação comunitária. Foram ainda, identificados casos em que amostras de água superficial evidenciaram toxicidade aguda para organismos aquáticos (Cerejeira *et al.*, 1998, 1999, 2005; Pereira, 2003; Pereira *et al.*, 2000a, b, c; Silva-Fernandes *et al.*, 2005).

Alguns destes estudos, envolvendo uma abordagem integrada com trabalhos de campo, laboratório e modelação, foram realizados em ecossistemas agrícolas de batata, hortícolas, milho, pomóideas, tomate e vinha das bacias do rio Tejo e ribeiras do Oeste, nomeadamente no sistema aquífero Aluviões do Tejo, o qual integra actualmente a zona vulnerável do Tejo (Portaria nº 1366/2007, de 18 de Outubro). No mapeamento da vulnerabilidade da água subterrânea à contaminação agrícola na área da bacia sedimentar do Tejo-Sado, através da utilização de índices de vulnerabilidade intrínseca (DRASTIC e DRASTIC “Pesticide”) e específica (IS), os resultados mostraram claramente que a zona do sistema aquífero Aluviões do Tejo é de elevada vulnerabilidade à contaminação agrícola, existindo uma elevada correspondência entre as áreas com maior grau de vulnerabilidade e os valores mais elevados de frequência de detecção e/ou concentração de pesticidas e nitratos.

Tendo em conta os objectivos comunitários em vigor, o reforço dos estudos nestas zonas protegidas assume particular importância para o planeamento de medidas de protecção das massas de água de superfície e subterrâneas.

Para uma avaliação adequada do estado químico das águas subterrâneas, deve ser também considerado o impacte provável das quantidades e concentrações dos poluentes transferidos para as águas de superfície associadas e para os ecossistemas terrestres directamente dependentes. Por esta razão, tem sido também avaliada a exposição a pesticidas e efeitos tóxicos no biota aquático em águas de superfície e sedimentos provenientes dos rios Almonda, Alviela, Tejo e Zêzere no Norte da zona vulnerável em estudo. Dada a sua proximidade com a Reserva Natural Paul do Boquilobo (RNPB) foram ainda amostradas águas de superfície provenientes de valas de drenagem, localizadas na zona de uso extensivo desta Reserva, e da Alverca do Campo, onde se desenvolvem actividades agrícolas e de lazer.

Os estudos desenvolvidos pretenderam contribuir ainda para a elaboração de cartografia de risco de contaminação da água subterrânea por pesticidas, a integrar num sistema de apoio à decisão, o qual permitirá uma melhor gestão das práticas agrícolas, nomeadamente a aplicação fitossanitária no Norte da zona vulnerável do Tejo (Figura 1).

Finalmente, evidenciam-se algumas lacunas de informação que se consideram necessárias para melhorar a avaliação e a gestão da qualidade da água a pesticidas, nomeadamente:

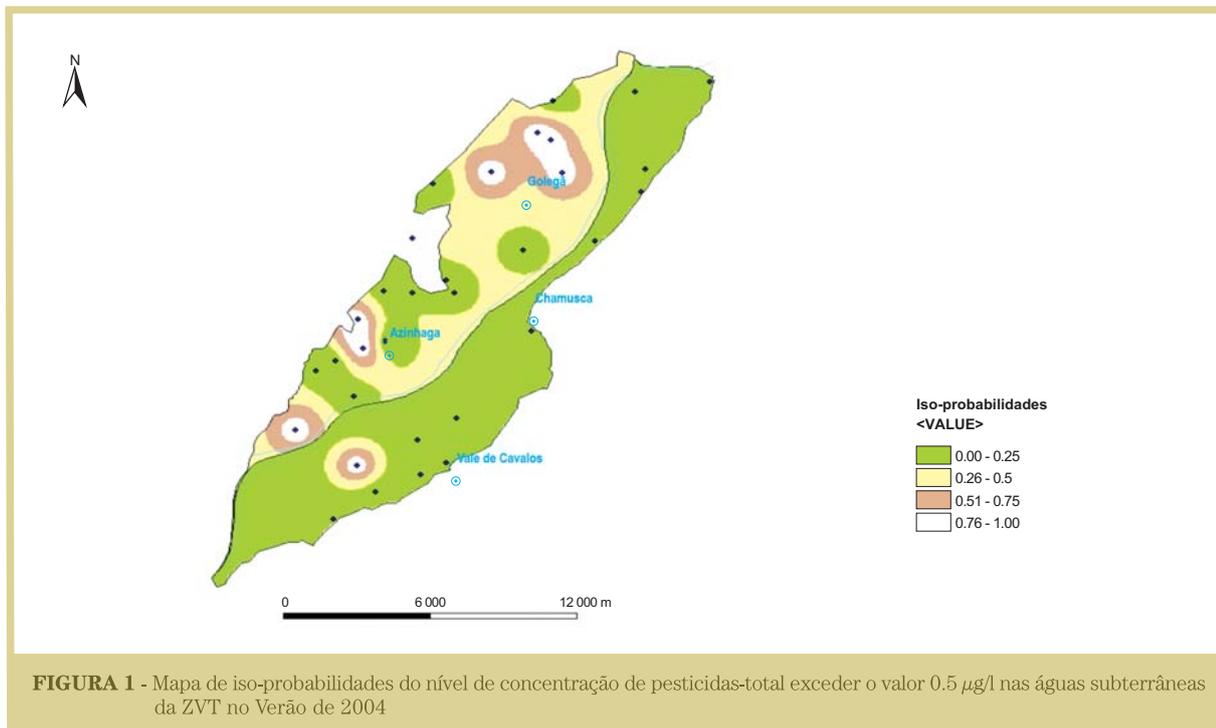


FIGURA 1 - Mapa de iso-probabilidades do nível de concentração de pesticidas-total exceder o valor 0.5 µg/l nas águas subterrâneas da ZVT no Verão de 2004

- Melhorar as informações estatísticas sobre a utilização de pesticidas em áreas agrícolas e não-agrícolas, incluindo as quantidades introduzidas (s.a.), locais e período(s) de aplicação;
- Alargar a avaliação da água a pesticidas ainda não estudados, incluindo alguns já em uso, assim como novos pesticidas;
- Melhorar a avaliação e o conhecimento dos produtos de degradação, incluindo a sua distribuição e potenciais efeitos;
- Avaliar a toxicidade de misturas de pesticidas e o seu potencial para afectar a saúde humana e o ambiente;
- Avaliar a influência das práticas agrícolas no comportamento ambiental (concentrações e transporte) de pesticidas;
- Melhorar métodos para a previsão de níveis de concentração de pesticidas em áreas não monitorizadas;
- Manter e expandir a monitorização a longo prazo para análise de tendências;
- Quantificar pesticidas na água num contexto de “recurso total”, incluindo águas subterrâneas e de superfície.

De forma a reduzir os riscos da utilização de pesticidas para o ambiente aquático e sem deixar de assegurar a necessária protecção das culturas, deverão ser adoptadas medidas, nomeadamente ao nível da formação dos utilizadores para que estes possam seleccionar o melhor dos produtos disponíveis para um determinado tratamento (substituição ao nível do utilizador), tendo em atenção o seu potencial de contaminação da água e as características dos locais a aplicar, nomeadamente a sua vulnerabilidade hidrogeológica.

REFERÊNCIAS

- Batista, S. (2003) – *Exposição da água subterrânea a pesticidas e nitratos em ecossistemas agrícolas do Ribatejo e Oeste e da Beira Litoral*. Diss. Dout., ISA, 464p..
- Batista, S., Viana, P. & Cerejeira, M. J. (2000) – *Exposição de águas subterrâneas a pesticidas e nitratos (1998-2000)*. Relatório Final do Projecto Protocolo APA (ex-DGA)/ISA, DPPF, ISA, UTL, Lisboa, 93p..
- Batista, S., Silva, E., Cerejeira, M. J. & Silva-Fernandes, A. M. (2001) – Exposure of ground water to alachlor, atrazine and metolachlor in maize areas of Ribatejo and Oeste (Portugal). *Toxicol. Environ. Chem.*, 79, 223-232.
- Batista, S., Silva, E., Galhardo, S., Viana, P. & Cerejeira, M. J. (2002) – Evaluation of pesticide contamination of ground water in two agricultural areas of Portugal. *Int. J. Environ. An. Ch.*, 82 (8-9), 601-609.
- Batista, S., Silva, E. & Cerejeira, M. J. (2006a) – Minimização da contaminação da água subterrânea através do uso sustentável de pesticidas. *Rev. Ciênc. Agr.*, XXIX, 45-57.
- Batista, S., Silva, E. & Cerejeira, M. J. (2006b) – Exposição da água subterrânea a pesticidas e nitratos em diversos ecossistemas agrícolas do Ribatejo e Oeste e da Beira Litoral (1996-2000). *Rev. Ciênc. Agr.*, XXIX, 102-116.
- Batista, S., Silva, E. & Cerejeira, M. J. (2007) – Contaminação difusa e pontual da água subterrânea com pesticidas no Ribatejo e Oeste e na Beira Litoral. *Recursos Hídricos*, 28 (1), 53-68.
- Cerejeira, M. J. (1993) – *Estudo da distribuição e destino final dos pesticidas no ambiente numa abordagem integrada. Caso da atrazina na Zona Agrária da Chamusca*. Diss. Dout., ISA, UTL, Lisboa, 222p..
- Cerejeira, M. J., Silva-Fernandes, A., Bacci, E. & Matos, J. (1995a) – Atrazine and nitrates in the drinking ground water of the Chamusca agricultural area (Portugal). *Toxicol. Environ. Chem.*, 51, 153-160.
- Cerejeira, M. J., Silva-Fernandes, A., Viana, P. & Bacci, E. (1995b) – Atrazine and nitrate levels in the ground water of irrigation wells in the agricultural area of Chamusca (Portugal). *Toxicol. Environ. Chem.*, 49, 123-128.
- Cerejeira, M. J., Batista, S., Moura, M. & Silva-Fernandes, A. (1997) – Metodologias imunoenzimáticas versus cromatografia gasosa no doseamento de atrazina em águas subterrâneas. *Rev. Ciênc. Agr.*, XX (4), 29-36.
- Cerejeira, M. J., Pereira, T. & Silva-Fernandes, A. (1998) – Use of new microbiotests with *Daphnia magna* and *Selenastrum capricornutum* immobilized forms. *Chemosphere*, 37 (14-15), 2949-2955.
- Cerejeira, M. J., Pereira, T., Silva-Fernandes, A. & Brito, F. (1999) – Preliminary toxicity evaluation of water from rice fields using cost-effective microbiotests. *Toxicol. Environ. Chem.*, 69, 373-380.

Cerejeira, M. J., Batista, S., Viana, P. & Silva-Fernandes, A. (2000a) – Dinâmica de agroquímicos no solo e água subterrânea do Ribatejo. *Rev. Ciênc. Agr.*, XXIII (1), 29-38.

Cerejeira, M. J., Silva, E., Batista, S., Trancoso, A., Centeno, M. S. & Silva-Fernandes, A. (2000b) – Simazine, metribuzine and nitrates in ground water of agricultural areas of Portugal. *Toxicol. Environ. Chem.*, 75, 245-253.

Cerejeira, M. J., Viana, P., Batista, S., Pereira, T., Silva, E., Valério, M. J., Silva, A., Ferreira, M. & Silva-Fernandes, A. M. (2003) – Pesticides in Portuguese surface and ground waters. *Water Res.*, 37, 1055-1063.

Cerejeira, M. J., Batista, S., Silva, E., Pereira, T. & Caetano, L. (2005) – Acção 19 do Projecto AGRO-DE&D 103 – Estudos ecotoxicológicos. In: A. Lima (Coord.) – *Relatório Final do Projecto AGRO-DE&D 103 “Melhoria das técnicas de produção de arroz com redução de impactes ambientais no Baixo Mondego e Vale do Tejo”*, DPPF, ISA, UTL, Lisboa, 50p..

Cerejeira, M. J., Batista, S. & Silva, E. (2007) – Gestão de Pesticidas na Protecção dos Recursos Hídricos. In *Reflexos da Água* (ed. Veiga da Cunha, L., Serra, A., Vieira da Costa, J., Ribeiro, L. & Proença de Oliveira, R.), Livro Comemorativo dos 30 anos da Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, APRH: 128-129 (ISBN 978-972-99991-4-7).

Infantino, A., Pereira, T., Ferrari, C., Cerejeira, M. J. & Di guardo, A. (2008) – Calibration and validation of a dynamic water model in agricultural scenarios. *Chemosphere*, 70 (7), 1298-1308.

Mendes, M. P., Ribeiro, L., Paralta, E., Batista, S., Silva, E., Cerejeira, M. J. & Leão de Sousa, P. (2008) – Vulnerabilidade, monitorização e risco na zona vulnerável do Tejo. *Rev. Ciênc. Agr.*, Vol. XXXI (1), 89-91.

Paralta, E., Oliveira, M. M., Batista, S., Francés, A., Ribeiro, L. F. & Cerejeira, M. J. (2001) – Aplicação de SIG na avaliação da vulnerabilidade aquífera e cartografia da contaminação agrícola por pesticidas e nitratos na Região do Ribatejo. *Actas Seminário “A hidroinformática em Portugal”*, LNEC, Lisboa, 15-16 Novembro 2001, 16p. (CD Rom).

Pereira, T. (2003) – *Impacte da utilização de pesticidas em ecossistemas orizícolas sobre a qualidade de águas superficiais*. Diss. Dout., ISA, UTL, Lisboa, 394p..

Pereira, T., Brito, F., Viana, P. & Cerejeira, M. J. (2000a) – *Exposição e efeitos de pesticidas em águas superficiais ecossistemas orizícolas (1998-2000)*. Relatório Final do Projecto DGA/ISA, DPPF, ISA, UTL, Lisboa, 175p..

Pereira, T., Cerejeira, M. J., Brito, F. & Morbey, M. A. (2000b) – Laboratory studies with microbiotests to evaluate the acute toxicity to aquatic biota of herbicides used in Portuguese paddy fields. In *New Microbiotests for Routine Toxicity Screening and Biomonitoring* (ed. Persoone, G., Janssen, C. & De Coen, W.), Kluwer Academic/Plenum Publishers, Chapter 9, 495-500.

Pereira, T., Cerejeira, M. J. & Espírito-Santo, J. (2000c) – Use of microbiotests to compare the toxicity of water samples fortified with active ingredients and formulated pesticides. *Environ. Toxicol.*, 15 (5), 401-405.

Pereira, T., Cerejeira, M. J., Viana, P. & Serôdio, L. (2007) – Pesticidas aplicados na cultura de arroz do Baixo Sado e sua influência na qualidade da água do rio Sado. *Recursos Hídricos*, 28 (1), 69-77.

Silva, E., Batista, S., Viana, P., Antunes, P., Serôdio, L., Cardoso, A. T. & Cerejeira, M. J. (2006) – Pesticides and nitrates in groundwater from oriziculture areas of the 'Baixo Sado' (Portugal). *Int. J. Environ. An. Ch.*, 86 (13), 955-972.

Silva, E., Batista, S., Caetano, L. & Cerejeira, M. J. (2009a) – Pesticide mixtures and whole toxicity in water from a vineyard area (South Portugal). *1.ª Conferência Ibérica de Viticultura e Enologia*, Pavilhão de Exposições, no Instituto Superior de Agronomia, 11 a 13 de Novembro de 2009, com. painel.

Silva, E., Caetano, L., Batista, S. & Cerejeira, M. J. (2009b) – Pesticidas em águas subterrâneas e superficiais no Norte da Zona Vulnerável do Tejo. *In Nitratos e pesticidas no Norte da Zona Vulnerável do Tejo. Caracterização, diagnóstico e medidas de adaptação* (ed. Sousa, P. L., Cerejeira, M. J., Ribeiro, L. F & Marçal, R. F), ISAPress (ISBN 978-972-8669-37-9).

Silva-Fernandes, A. M., Cerejeira, M. J., Curto, M. J. M & Centeno, M. S. L. (1999) – *Avaliação do efeito poluente dos agroquímicos em águas subterrâneas do Ribatejo e Oeste*. Relatório Final do Projecto PAMAF-IED nº4024, DPPF, ISA, UTL, Lisboa, 123p..

Silva-Fernandes, A. M., Cerejeira, M. J., Pereira, T., Batista, S., Silva, E., Caetano, L. (2005) – Relatório Final do Projecto AGRO-DE&D 24 “*Uso de pesticidas em arrozais numa perspectiva de agricultura sustentada*”, DPPF, ISA, UTL, Lisboa, 333p..

Nitratos

Maria Paula Mendes

Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa

A ZONA VULNERÁVEL DO TEJO

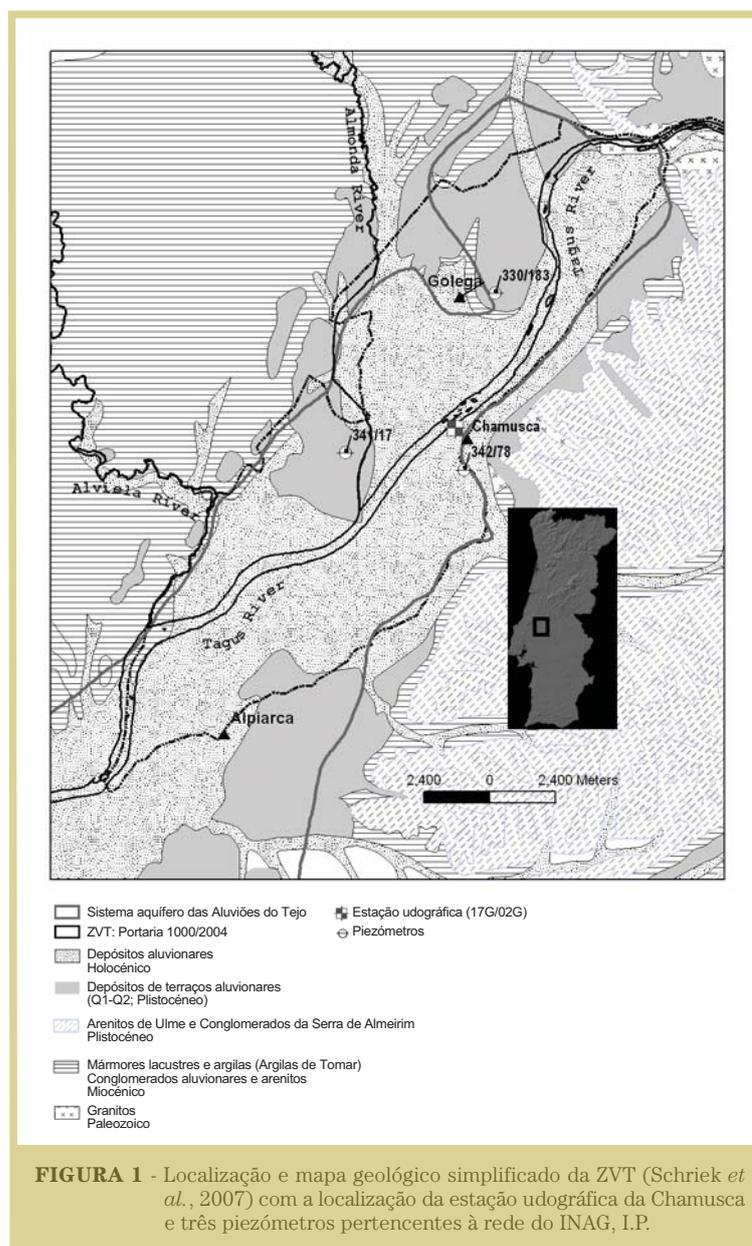
Em virtude das características hidrogeológicas e da ocupação agrícola intensiva, no dia 3 de Setembro de 2004, através da Portaria nº 1100/2004, o sector norte da zona aluvionar do Tejo foi designado zona vulnerável à poluição difusa de nitratos de origem agrícola (ZVT). Esta região, que abrange os concelhos da Golegã, Alpiarça, Santarém, Chamusca, Vila Nova da Barquinha, Constância e Torres Novas, tem uma área aproximada de 19124 há, não estando todavia integrada a área protegida do Paul de Boquilobo. Em 2006, a sua extensão foi rectificada através da Portaria nº 1433/2006, sendo alargada até ao estuário do Tejo. A partir do momento em que se designa uma área como zona vulnerável, uma das obrigações processuais é a elaboração de um plano de acção (segundo o Decreto-Lei nº 235/97, artigo 7º).

Este trabalho é parte de um longo estudo de investigação desenvolvido no âmbito do projecto Agro 530: “Plano de Intervenção e Desenvolvimento de um Sistema de Apoio à Decisão para o Norte da Zona Aluvionar do Tejo”. Um dos objectivos do projecto AGRO 530 foi contribuir para uma correcta implementação daquele plano, de maneira a que nessa zona se pratique uma agricultura sustentável e socialmente aceitável.

Nesta área, o alargamento do rio Tejo levou à deposição de sedimentos formando-se uma planície aluvial de 2 a 10 km de largura constituída por formações modernas (Holocénico) e limitada por terraços do Pleistocénico (Figura 1). As Aluviões do Tejo são uma unidade aquífera constituída por alternâncias de areias (finas e grosseiras) ou arenitos mais ou menos argilosos, argilas e lodos, por vezes intercalados por seixos e calhaus, e cuja base é um depósito de areias com seixos e calhaus. O sistema aquífero das Aluviões do Tejo pertence à unidade hidrogeológica mais produtiva de Portugal Continental: o sistema aquífero multicamada da bacia do Tejo-Sado. O escoamento subterrâneo dá-se em direcção ao rio Tejo, funcionando este como um eixo longitudinal de drenagem das Aluviões do Tejo. Os rios tributários Almonda e Alviela podem contribuir para a recarga ou descarga deste sistema aquífero, dependendo do potencial hidráulico.

A distribuição sazonal da precipitação é muito acentuada, concentrando-se no semestre húmido (Outubro – Março/Abril) cerca de 75 % da precipitação, e com ocasionais eventos extremos, como a seca no ano hidrológico de 2004/2005 e as cheias de Janeiro de 1996 e de Novembro de 1997. Oliveira *et al.*, (2000) estimou um valor anual de recarga da ordem dos 32% para uma precipitação média de 648 mm/ano.

Na Figura 1 apresentam-se as localizações da estação udográfica da Chamusca (17G/02G) e de três piezómetros (330/183, 341/17 e 342/78) pertencentes à rede de monitorização do Instituto Nacional da Água, I.P. (INAG, I.P.). Estes dados foram utilizados para avaliar o efeito da precipitação na recarga do aquífero superficial. A Figura 2 mostra a relação entre os desvios acumulados da precipitação média mensal e os níveis piezométricos monitorizados, para o mesmo período, revelando que existe uma resposta rápida do aquífero aluvionar à precipitação.



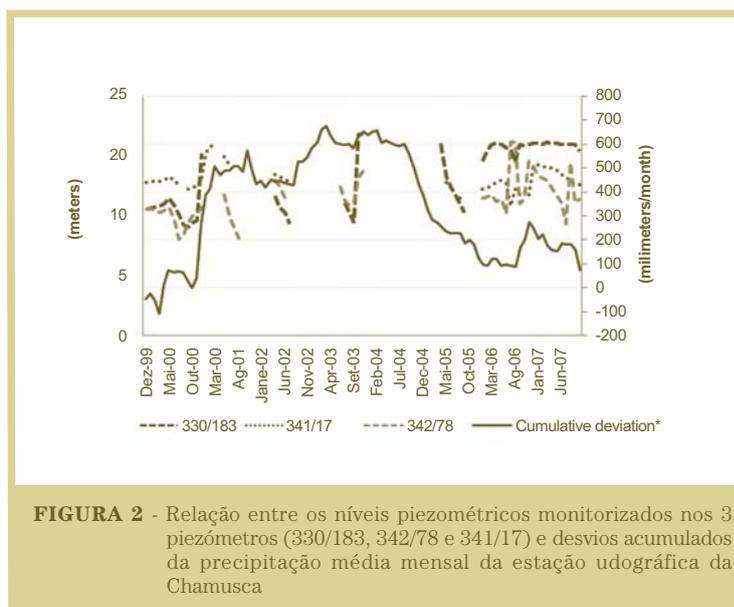


FIGURA 2 - Relação entre os níveis piezométricos monitorizados nos 3 piezómetros (330/183, 342/78 e 341/17) e desvios acumulados da precipitação média mensal da estação udoográfica da Chamusca

OCUPAÇÃO DO SOLO E VULNERABILIDADE

A ZVT é maioritariamente ocupada por actividades agrícolas, representando as culturas temporárias de regadio aproximadamente 67 % da área (Figura 3). Durante as campanhas de monitorização foi efectuado um inventário da ocupação cultural das áreas onde foram monitorizados os furos, concluindo-se que o milho era, na altura, a principal cultura da região (44 %) seguido pela beterraba e o tomate (ambos com 9 %) (Figura 3).

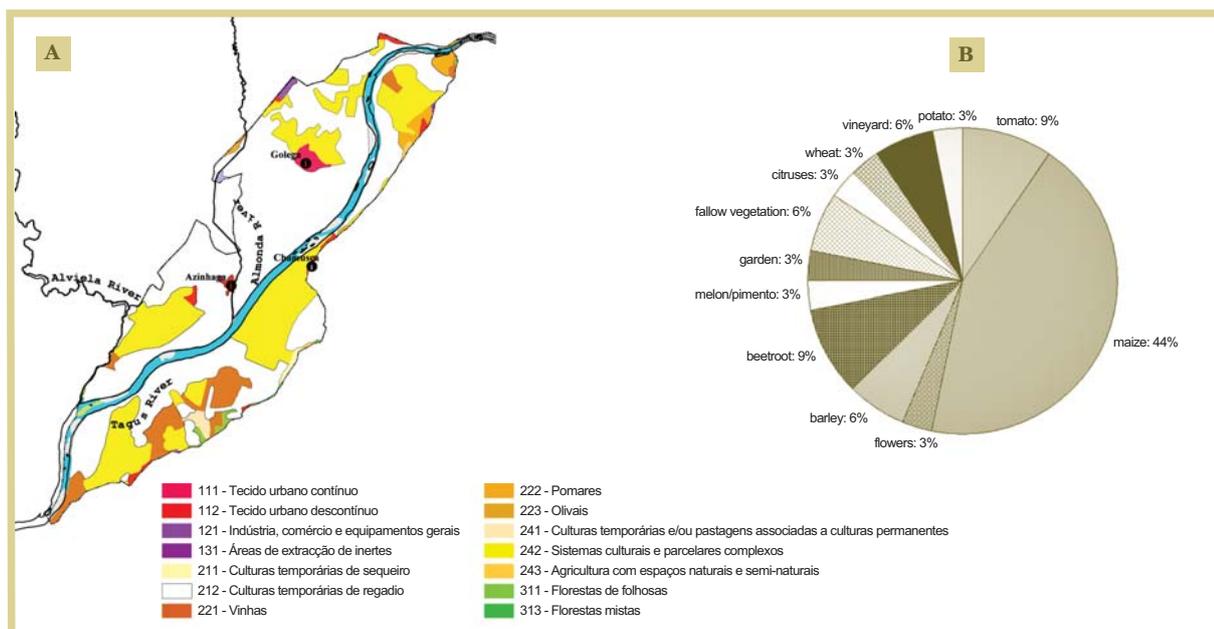
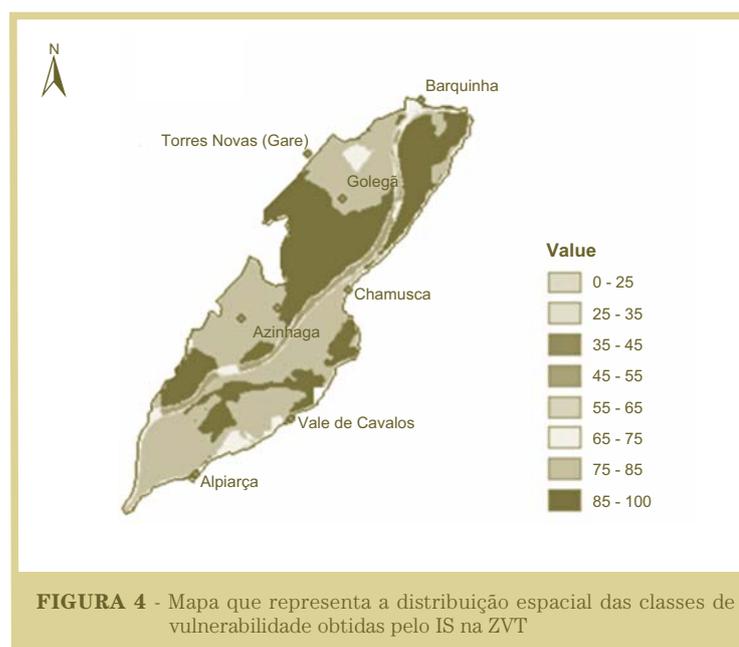


FIGURA 3 - **A** - Mapa da ocupação do solo na ZVT (Corine Land Cover, 2006); **B** - Ocupação cultural na ZVT em Julho de 2006

Os agricultores usam a água do sistema aquífero das Aluviões do Tejo para a irrigação das suas culturas. Várias técnicas de regadio são utilizadas, nomeadamente as tradicionais, como a rega por sulcos, mas também as mais tecnológicas, como a irrigação por aspersão e a microrrega (gota-a-gota e microaspersão).

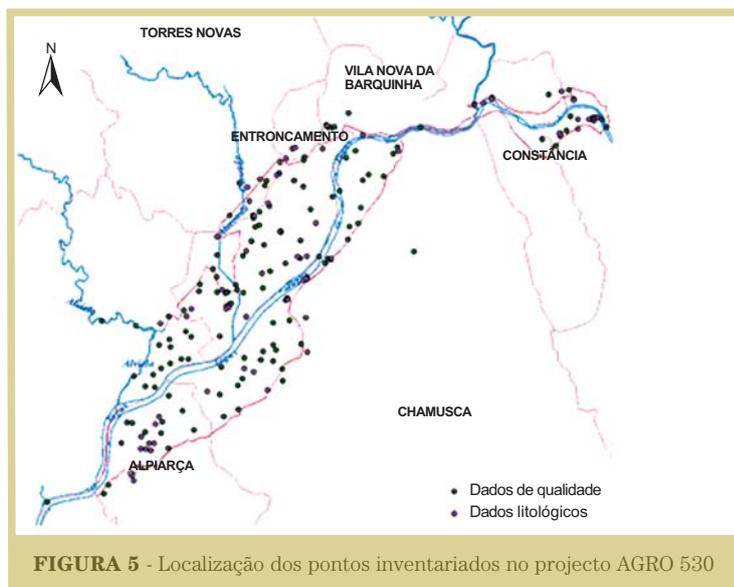
Para aferição da vulnerabilidade das Aluviões do Tejo à contaminação de origem agrícola foi utilizado o Índice de Susceptibilidade - IS - (Ribeiro, 2005), concluindo-se que esta área extensa é altamente vulnerável à contaminação de origem agrícola (Figura 4). Os valores elevados de nitratos observados em diversas captações comprovam esse facto, o que levou a Comunidade Europeia a designar, num primeiro tempo, a zona norte como zona vulnerável de acordo com a Directiva nº 91/676.



MONITORIZAÇÃO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

No decurso do projecto Agro 530, implementou-se uma rede de monitorização do estado qualitativo da água subterrânea. Recolheram-se amostras de água de origem subterrânea e superficial para análise de nitratos, pesticidas e de outros parâmetros físico-químicos. Para o estabelecimento da rede de monitorização foram inventariados 140 pontos de água (24 de origem superficial e 116 de origem subterrânea), maioritariamente localizados em áreas marcadamente de uso agrícola e com uma representatividade espacial significativa. Também foi efectuado o levantamento de informação de perfis litológicos de captações situadas na ZVT, conseguindo-se obter dados referentes a 78 captações (Figura 5).

As épocas de amostragem da água foram seleccionadas de modo a cobrir os diversos períodos de actividade agrícola, nomeadamente a rega e os tratamentos com fertilizantes e pesticidas. Deste modo, foram efectuadas campanhas nas seguintes épocas agrícolas: (a) no Verão, uma época caracterizada por um grande défice de água; esta estação corresponde à época de maturação das principais culturas na ZVT; (b) no início do Outono, quando se inicia o ano hidrológico e com a chegada das primeiras chuvas; corresponde à época da colheita ou, em alguns casos, aos estágios finais de maturação das culturas de verão; (c) na Primavera, quando se estão a iniciar, geralmente, as sementeiras das culturas de Verão ainda no semestre húmido.



ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS NITRATOS NA ÁGUA SUBTERRÂNEA

Uma análise estatística dos valores de nitratos mostrou que, tanto na margem esquerda como na margem direita das Aluviões do Tejo existe uma contaminação generalizada das águas subterrâneas, com valores medianos mais elevados na margem direita. Como se pode observar na Tabela 1 a margem direita das Aluviões do Tejo apresenta valores medianos mais elevados, com medianas acima dos 50 mg/l em quase todas as épocas. O comportamento temporal das concentrações dos nitratos ao longo do período de monitorização é semelhante para as ambas as margens do sistema aquífero das Aluviões do Tejo.

TABELA 1 - Principais estatísticas das concentrações de nitratos na água subterrânea

| Data da campanha | Margem | Nº amostras | Média | Mediana | Mínimo | Máximo | Desvio Padrão | Assimetria | Curtose | NV* % |
|---------------------------------|-----------------|-------------|-------|---------|--------|--------|---------------|------------|---------|-------|
| Verão 04 (Ag-04) | Esquerda | 30 | 37.7 | 11.5 | 1.9 | 226.1 | 52.8 | 2.06 | 4.64 | 27 |
| | Direita | 41 | 53.7 | 40.2 | 1.8 | 200.1 | 47.5 | 0.97 | 0.67 | 44 |
| Primavera 05 (Mar-05) | Esquerda | 11 | 48.8 | 42.1 | 2.0 | 181.7 | 52.6 | 1.70 | 3.68 | 45 |
| | Direita | 27 | 56.73 | 61.80 | 2.10 | 173.10 | 46.23 | 0.48 | -0.20 | 59 |
| Verão 05 (Jul-05) | Esquerda | 25 | 27.8 | 12.7 | 1.8 | 160.5 | 35.9 | 2.32 | 6.98 | 24 |
| | Direita | 31 | 49.1 | 48.9 | 1.5 | 120.9 | 35.0 | 0.24 | -0.88 | 48 |
| Outono 05 (Set-05) | Esquerda | 11 | 32.04 | 24.90 | 2.70 | 74.60 | 27.59 | 0.28 | -1.77 | 45 |
| | Direita | 23 | 56.27 | 42.00 | 2.80 | 214.70 | 52.31 | 1.36 | 2.46 | 48 |
| Primavera 06 (Abr-06) | Esquerda | 11 | 79.62 | 61.90 | 1.10 | 329.30 | 96.18 | 1.94 | 4.49 | 55 |
| | Direita | 23 | 95.75 | 95.90 | 0.84 | 356.50 | 86.10 | 1.14 | 2.29 | 65 |
| Verão 06 (Jul-06) | Esquerda | 14 | 35.4 | 36.5 | 2.4 | 77.3 | 29.8 | 0.11 | 1.84 | 36 |
| | Direita | 23 | 61.7 | 53.0 | 2.1 | 195.4 | 56.9 | 0.83 | -0.12 | 52 |
| Outono 06 (Set-06) | Esquerda | 12 | 25.33 | 21.25 | 1.60 | 64.60 | 24.06 | 0.50 | -1.32 | 25 |
| | Direita | 19 | 56.53 | 52.00 | 1.50 | 148.00 | 47.25 | 0.65 | -0.64 | 53 |

* Percentagem de amostras com concentrações de nitratos acima dos 50 mg/l.

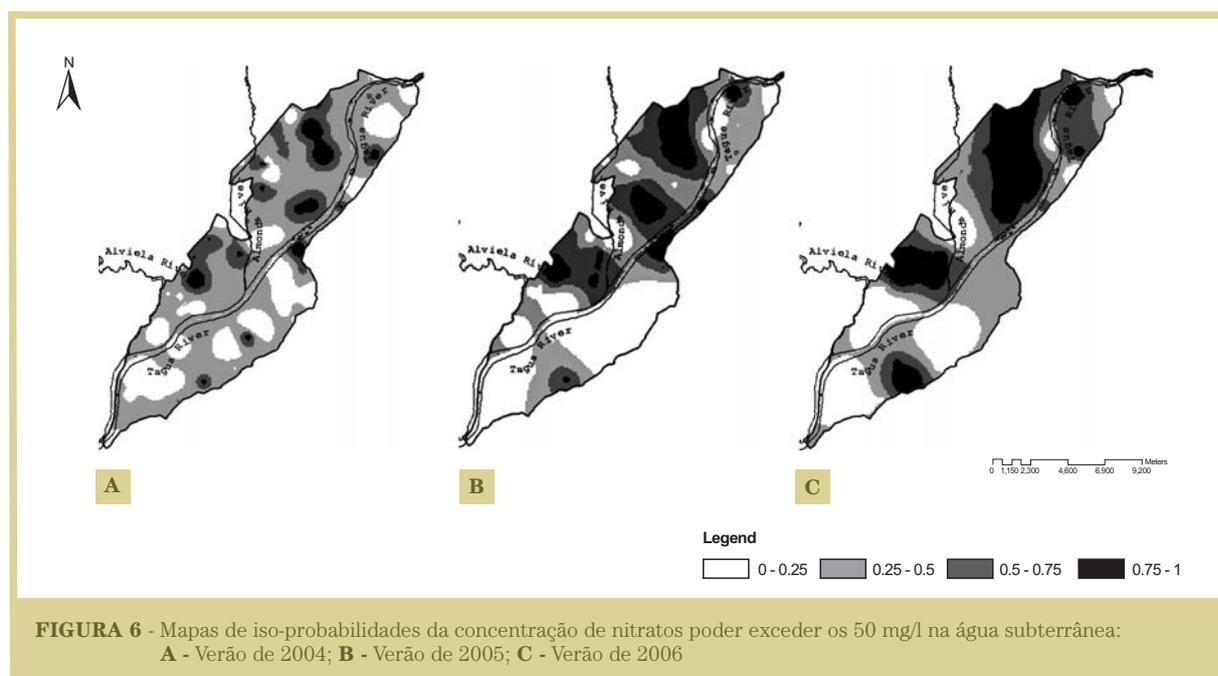
Para toda a ZVT, as concentrações mais elevadas de nitratos foram obtidas em Abril de 2006, na época de sementeira, no final do semestre húmido, obtendo-se valores medianos de 96 mg/l e de 62 mg/l, respectivamente, para as margens direita e esquerda. Nesta época, a quantidade de precipitação acumulada é um factor que promove a lixiviação dos nitratos para as camadas mais profundas, uma vez que o nível freático do aquífero se encontra mais próximo da superfície do terreno.

Por último, refere-se que a diferenciação do comportamento do estado qualitativo da água subterrânea em áreas com ocupação cultural e técnicas agrícolas idênticas pode dever-se ao comportamento da hidrodinâmica do sistema aquífero das Aluviões do Tejo (AGRO 530, 2007).

MAPAS DE ISO-PROBABILIDADES DE OCORRÊNCIA DE NITRATOS NA ÁGUA SUBTERRÂNEA

A aplicação de uma técnica geoestatística teve como finalidade a elaboração de mapas de probabilidade de ocorrência de concentrações de nitratos acima dos 50 mg/l. Estes mapas foram elaborados para a época do ano agrícola correspondente à maturação da maioria das culturas na ZVT, correspondendo à estação do Verão e em pleno semestre seco.

Para tal, foi utilizada a técnica de krigagem disjuntiva (KD) porque as concentrações de nitratos apresentavam uma grande dispersão de valores, principalmente na margem esquerda, e porque noutros métodos geoestatísticos, como a krigagem de indicatriz, é necessário a binarização dos dados (Mendes e Ribeiro, 2009).



A KD foi usada para o mapeamento da probabilidade de ocorrência de nitratos na água subterrânea considerando-se que: (1) a contaminação é um processo difuso; (2) os valores de nitratos estão espacialmente dispersos e são muito assimétricos em relação a uma distribuição normal; (3) existe um valor de corte para os nitratos correspondente ao valor de 50 mg/l estipulado pela Directivas dos Nitratos e da Água Subterrânea.

Da interpolação por KD obtêm-se mapas de iso-probabilidades da concentração de nitratos na água subterrânea poder exceder os 50 mg/l (Figura 6). A área em estudo foi classificada em quatro classes de probabilidade. Comparando-se os três mapas pode-se facilmente concluir que houve um aumento na extensão das áreas com maiores probabilidades de ocorrência de nitratos de 2004 para 2006. Os resultados mostram que na margem direita das Aluviões do Tejo, as áreas de maior probabilidade de ocorrência de teores nitratos acima dos 50 mg/l localizam-se na área envolvente da Golegã e da Azinhaga. Na margem esquerda das Aluviões, a área norte da Chamusca apresenta igualmente um maior risco de contaminação, com valores de probabilidade acima dos 75 %.

Para o mapeamento das áreas em que houve um aumento sistemático para uma classe de probabilidade de ocorrência de nitratos superior, foi criado um mapa sintético para o período dos três verões (Figura 7). As áreas delimitadas pelo mapa sintético indicam as zonas no sistema aquífero em que a probabilidade de contaminação por nitratos de origem agrícola está a aumentar e por esse motivo estas áreas devem ser prioritárias à implementação de um plano de acção, conducente à redução progressiva dos nitratos nas águas subterrâneas.

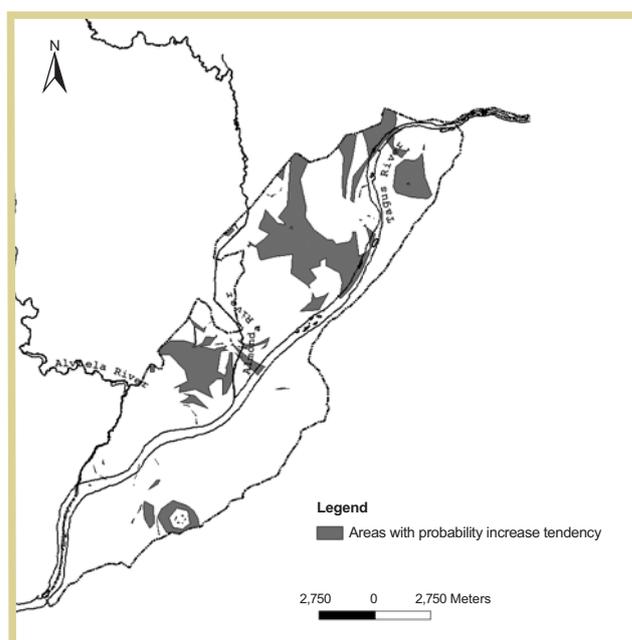


FIGURA 7 - Mapa sintético representando as áreas em que houve um aumento para uma classe de probabilidade superior ao longo dos três verões (2004 a 2006)

REFERÊNCIAS

Directive n° 91/676/EEC. Council Directive of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. Off. J. Eur. Communities 31-12-1991; L375: 1-13.

Decreto-Lei n° 235/97. Ministério do Ambiente. Diário da República, 3 de Setembro de 1997; I Série A, n° 203: 4640-4644.

Mendes M. P., Ribeiro L. (2009). Nitrate probability mapping in the northern aquifer alluvial system of the river Tagus (Portugal) using Disjunctive Kriging, *Sci Total Environ*, doi:10.1016/j.scitotenv.2009.10.069.

Portaria n° 1100/2004. Ministério da Agricultura Desenvolvimento Rural e Pescas, Ministério das Cidades Ordenamento do Território e Ambiente, Diário da República 3/09/2004; n° 208 I-Série-B: 5909-5911.

Portaria n° 1433/2006. Ministério da Agricultura Desenvolvimento Rural e Pescas, Ministério das Cidades Ordenamento do Território e Ambiente, Diário da República 27/12/2006; n° 247 Serie I: 8568-8569.

Relatório Final: Projecto AGRO 530 "Plano de Intervenção e Desenvolvimento de um Sistema de Apoio à Decisão para o Norte da Zona Aluvionar do Tejo". Medida 8 – Desenvolvimento Tecnológico e Demonstração; Acção 8.1 – Desenvolvimento Experimental e Demonstração (DE&D). Abril de 2007.

Ribeiro L. (2005). Desenvolvimento e aplicação de um novo índice de susceptibilidade dos aquíferos à contaminação de origem agrícola. 7º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, APRH, 29 Maio a 2 Junho 2005. Portugal: Évora.

Zonas Vulneráveis aos Nitratos

Teresa Godinho Tavares
Direcção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural

INTRODUÇÃO

A abordagem do tema das Zonas Vulneráveis aos Nitratos, tem que ser precedida do enquadramento legal e histórico que permita entender o seu significado, identificação e designação em Portugal.

Embora o conceito de “Zona Vulnerável” aos nitratos se aplique a qualquer massa de água de Portugal Continental e Regiões Autónomas da Madeira e dos Açores, especial relevância será dada à aplicação deste conceito sobre os recursos hídricos subterrâneos abrangidos pela área da Administração da Região Hidrográfica do Tejo, I.P. (ARH do Tejo, I.P.).

A DIRECTIVA Nº 91/676/CEE

A nível europeu registou-se, nas últimas décadas, uma tendência crescente da produtividade da agricultura, acompanhada, em simultâneo, pelo aumento da quantidade de fertilizantes aplicada às culturas.

Em termos agro-pecuários registou-se igualmente um crescimento do número de animais (quer total, quer a nível da exploração), que contribuiu para um acréscimo da carga global de azoto de origem orgânica, proveniente do estrume, exercida sobre o solo e a água.

Esta “pressão” originada quer pelo azoto e fósforo resultantes da actividade agro-pecuária, quer pelo azoto proveniente da aplicação de fertilizantes no solo agrícola, provocou um aumento da concentração de nitratos nos recursos hídricos, assim como a eutrofização de sistemas aquáticos, tendo conduzido à necessidade de se tomarem medidas legislativas, no sentido de reduzir e prevenir a poluição causada por nitratos de origem agrícola.

A Directiva nº 91/676/CEE do Conselho relativa à protecção das águas contra a poluição causada por nitratos, também denominada por “Directiva Nitratos” foi adoptada em 12 de Dezembro de 1991.

Os objectivos elencados no artigo 1º desta Directiva são a redução da poluição das águas causada ou induzida por nitratos de origem agrícola, bem como impedir a propagação dessa poluição.

Para atingir esses objectivos a Directiva apresenta uma estrutura composta por etapas, que se podem generalizar em:

- 1 – Detecção e identificação de massas de água poluídas ou susceptíveis de serem poluídas por nitratos de origem agrícola através da rede de controlo da qualidade (rede de monitorização);
- 2 – Designação de Zonas Vulneráveis aos nitratos;
- 3 – Elaboração e implementação do Código de Boas Práticas Agrícolas (CBPA);
- 4 – Elaboração e aplicação dos Programas de Acção;
- 5 – Relatório quadrienal a apresentar à Comissão (para informar o Parlamento Europeu e o Conselho do estado de execução da Directiva).

TRANSPOSIÇÃO E APLICAÇÃO EM PORTUGAL

Em Portugal esta Directiva foi transposta para o direito interno através do Decreto-Lei nº 235/97, de 3 de Setembro com a redacção dada pelo Decreto-Lei nº 68/99, de 11 de Março.

Da sua aplicação resultou, ainda no ano da transposição, a implementação da rede de controlo a nível nacional, a publicação do Código de Boas Práticas Agrícolas (CBPA) e a identificação e designação das primeiras Zonas Vulneráveis aos nitratos.

Até à actualidade foram: identificadas e designadas 16 Zonas Vulneráveis (8 em Portugal Continental sobre massas de água subterrânea e 8 na Região Autónoma dos Açores sobre lagoas); publicados Programas de Acção a aplicar sobre as Zonas Vulneráveis; efectuadas adaptações à rede de controlo de acordo com as exigências da Directiva e elaborados relatórios para a Comissão sobre o estado de execução da Directiva.

Uma das 8 Zonas Vulneráveis identificadas sobre as massas de água subterrânea encontra-se na área abrangida pela ARH do Tejo, I.P. e denominada por Zona Vulnerável do Tejo.

MASSAS DE ÁGUA SUBTERRÂNEA

Para a aplicação da Directiva e o estabelecimento de uma rede de controlo representativa contribuíram os estudos de identificação e caracterização das massas de água subterrânea.

Almeida *et al.* (1997 e 2000) identificaram e caracterizaram diferentes sistemas aquíferos na área abrangida pela ARH do Tejo, I.P. e que se encontram distribuídos pelas Unidades Hidrogeológicas da Orla Ocidental, do Maciço Antigo e da Bacia do Tejo-Sado.

Assim sendo, e de acordo com estes estudos, na área abrangida pela ARH do Tejo, I.P. encontram-se total ou parcialmente os sistemas aquíferos de:

- a) Alpedriz (O19), Caldas da Rainha-Nazaré (O33), Cesareda (O24), Maceira (O18), Maciço Calcário Estremenho (O20), Ota-Alenquer (O26), Ourém (O15), Paço (O23), Penela-Tomar (O9), Pizões-Atrozela (O28), Sicó-Alvaiázere (O11) e Torres Vedras (O25), da Orla Ocidental;
- b) Aluviões do Tejo (T7), Bacia do Tejo-Sado/Margem Direita (T1) e Bacia do Tejo-Sado/Margem Esquerda, da Bacia do Tejo-Sado (T3);
- c) Escusa (A2), Estremoz-Cano (A4) e Monforte-Alter do Chão (A3), do Maciço Antigo.

Todas estas massas de água subterrânea, assim como as do Indiferenciado da Orla Ocidental, da Bacia do Tejo e do Maciço Antigo, estão monitorizadas através da rede de controlo para aplicação da Directiva.

REDE DE CONTROLO

As redes de monitorização, em conformidade com o disposto no artigo 6º da Directiva (artigo 5º do Decreto-Lei nº 235/97, de 3 de Setembro), devem abranger as águas subterrâneas, as águas superficiais, as águas de transição e as costeiras, e fornecer uma visão global do estado das massas de água e da tendência evolutiva da concentração do parâmetro nitrato nas mesmas, assim como uma avaliação do estado trófico.

Actualmente a rede de controlo e a realização do programa de controlo é da responsabilidade da ARH territorialmente competente, sob coordenação do Instituto da Água, I.P. (INAG, I.P.). As redes de monitorização de concentração de nitratos no Continente são constituídas por 68 estações de águas superficiais (rios e albufeiras), 535 estações de águas subterrâneas, havendo 35 estações de avaliação do estado trófico e também 36 estações de águas de transição e 6 estações e águas costeiras.

Na Região Autónoma da Madeira existem 8 estações de águas superficiais (rios) e 24 de águas subterrâneas, para controlo da concentração de nitratos. Na Região Autónoma dos Açores a rede de controlo é constituída por 47 estações de águas superficiais e 79 de águas subterrâneas, havendo 11 estações (lagoas) de avaliação do estado trófico.

No caso das massas de água subterrânea, a rede deve também identificar o tipo de aquífero e exercer um controlo em função da profundidade, considerando-se as classes: freático (0-5 m), freático (5-15 m), freático (15-30 m), freático (> 30 m), cativo e cársico.

As massas de água, incluindo as subterrâneas, da ARH do Tejo, I.P. estão também abrangidas por esta rede de controlo.

CRITÉRIOS DE DESIGNAÇÃO DE ZONAS VULNERÁVEIS AOS NITRATOS

Para identificação de Zonas Vulneráveis têm que ser válidos os critérios de designação e confirmar-se que a contaminação das massas de água é de origem agrícola.

Os critérios para a designação de Zonas Vulneráveis aos Nitratos são, entre outros, os seguintes:

- Massas de água subterrânea ou massas de água superficial com concentração em nitratos superior a 50 mg/l;
- Massas de água subterrânea ou massas de água superficial que apresentem risco de conter uma concentração em nitratos superior a 50 mg/l se não se tomarem medidas minimizadoras;
- Lagoas, outras massas de água doce, estuários, águas costeiras e marinhas eutrofizadas;
- Lagoas, outras massas de água doce, estuários, águas costeiras e marinhas que possam ficar eutrofizadas se não se tomarem medidas minimizadoras.

Na prática significa que, se os valores de concentração do nitrato, registados nas diferentes estações da rede de monitorização das massas de água do Continente e das Regiões Autónomas da Madeira e dos Açores e, se a análise da tendência evolutiva deste parâmetro nessas massas de água cumprirem os critérios de designação da Directiva, verificando-se simultaneamente que a origem dessa contaminação é agrícola, então designa-se uma nova Zona Vulnerável ou, no caso de uma Zona Vulnerável já identificada revêem-se os seus limites.

Relativamente ao estado trófico, a avaliação é feita de acordo com as concentrações dos parâmetros clorofila-a e fósforo total, registados nas estações da rede de monitorização das águas das albufeiras, de transição e costeiras.

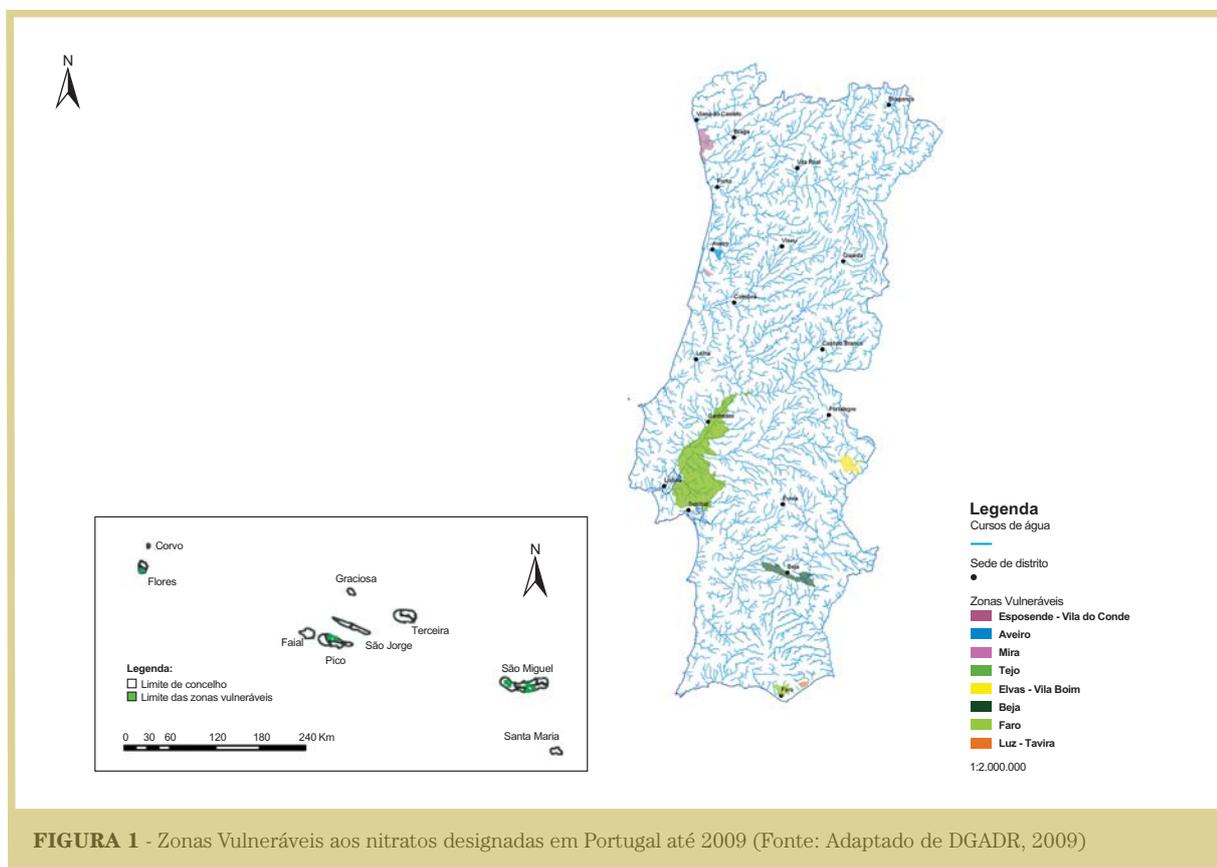
DESIGNAÇÃO DE ZONAS VULNERÁVEIS AOS NITRATOS

Alguns Estados-Membros da União Europeia optaram por efectuar uma abordagem global, designando “todo o território” como Zona Vulnerável aos nitratos; outros, como Portugal preferiram designar zonas específicas (Figura 1).

A identificação das primeiras Zonas Vulneráveis ocorreu em 1997, tendo sido designadas as Zonas Vulneráveis de Esposende-Vila do Conde, Aveiro e Faro (Portaria nº 1037/97, de 2 de Outubro).

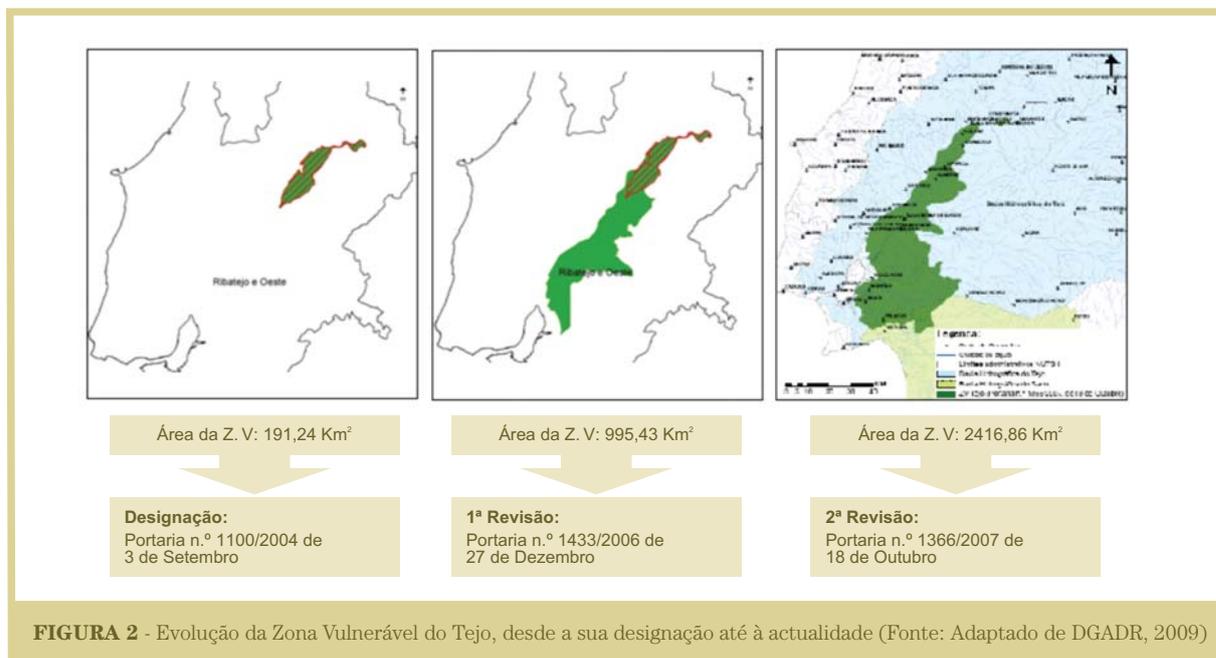
Em conformidade com o disposto no artigo 6º da Directiva devem, pelo menos de 4 em 4 anos, analisar e se necessário rever, com base nos resultados obtidos no controlo das massas de água, a lista das Zonas Vulneráveis aos nitratos. Assim sendo, foram posteriormente designadas:

- a) Nos Açores as Zonas Vulneráveis da Lagoa da Serra Devassa, da Lagoa de São Brás, da Lagoa do Congro, da Lagoa das Furnas, da Lagoa das Sete Cidades, da Lagoa do Capitão, da Lagoa do Caiado e da Lagoa Funda;
- b) No Continente as Zonas Vulneráveis de Mira, de Beja, de Luz-Tavira, de Elvas-Vila Boim e do Tejo



Na área de jurisdição da Administração da Região Hidrográfica do Tejo a rede de controlo registou situações de contaminação das águas subterrâneas por nitratos. Posteriormente, a análise conjunta dessa situação com a informação relativa ao tipo de ocupação do solo (através do Corine Land Cover) e os dados relativos à actividade agro-pecuária permitiu verificar que esta contaminação era de origem agrícola. De acordo com a informação sobre o efectivo pecuário e a sua distribuição regional, há uma pressão muito elevada da suinicultura e avicultura e pressão elevada da bovinicultura.

A Zona Vulnerável do Tejo foi designada em 2004 através da Portaria n.º 1100/2004, de 3 de Setembro e com uma área de 191,24 km² abrangia parcialmente a área do Sistema Aquífero das Aluviões do Tejo. Em 2006 foi efectuado um alargamento desta Zona Vulnerável passando a compreender uma área de 995,43 km² (Portaria n.º 1433/2006, de 27 de Dezembro). Em 2007 procedeu-se à segunda revisão de limites (Portaria n.º 1366/2007, de 18 de Outubro), alargando-se para uma área de 2416,86 km² que incide sobre os Sistemas Aquíferos das Aluviões do Tejo e da Bacia do Tejo-Sado/Margem Esquerda (Figura 2).



PROGRAMAS DE ACÇÃO E CBPA

Uma das exigências da Directiva é a elaboração de um Código de Boas Práticas Agrícolas (CBPA) que estabelece orientações de carácter geral e de boas práticas agrícolas a adoptar pelos agricultores para se minimizarem as perdas de azoto para as massas de água.

O CBPA é de aplicação obrigatória pelos agricultores nas Zonas Vulneráveis e facultativa no restante território, estando em equação a sua revisão para responder à necessidade de articulação entre os diferentes sectores da agricultura.

Para se atingirem os objectivos da Directiva, para além do CBPA, deverão ser também aplicados nas Zonas Vulneráveis os Programas de Acção, tendo em conta: os dados científicos e técnicos disponíveis, sobretudo no tocante às contribuições relativas de azoto proveniente de fontes agrícolas ou outras; e às condições do ambiente nas diferentes regiões.

Os Programas de Acção são de aplicação obrigatória, devendo os agricultores abrangidos cumprir o disposto nos mesmos.

O Programa de Acção, tendo em conta as necessidades das culturas durante o seu ciclo vegetativo, prevê e regulamenta:

- As épocas de aplicação de fertilizantes (incluindo os solos inundados ou inundáveis);
- As práticas agrícolas em terrenos declivosos;
- A aplicação de fertilizantes em terrenos adjacentes a cursos de água, a captações de água e albufeiras;
- O Plano e balanço de fertilização;

- A quantidade máxima de azoto a aplicar às culturas;
- O armazenamento e deposição de efluentes pecuários;
- O licenciamento da aplicação de efluentes pecuários;
- A gestão da rega;
- O controlo dos nitratos;
- Impõe restrições ao uso de fertilizantes orgânicos.

Para a Zona Vulnerável do Tejo estão em decurso os procedimentos conducentes à publicação do seu Programa de Acção, através de diploma legal.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Na aplicação desta Directiva e mais especificamente dos Programas de Acção existem algumas dificuldades, entre outras, a idade avançada e/ou a escolaridade incipiente de alguns agricultores, a existência de propriedade agrícola de pequena dimensão e fragmentada e o custo elevado de análises laboratoriais (ao solo e à água de rega) para sustentar uma fertilização racional.

Outros aspectos negativos que contribuem para a perda de azoto para as massas de água são a falta de sistemas de saneamento básico ou o deficiente funcionamento de alguns dos existentes, algumas deficiências de construção ou conservação das captações de água subterrânea (furos).

Contudo, existem também aspectos positivos a considerar na aplicação da Directiva sendo estes, entre outros, uma maior sensibilização dos agricultores a esta problemática e a alteração de determinadas práticas agrícolas através da implementação do Código de Boas Práticas Agrícolas e dos Programas de Acção, designadamente no tocante ao maior controlo da fertilização, da rega e ao armazenamento de efluentes pecuários.

Também a melhoria da qualidade dos Programas de Acção e a publicação de legislação que, embora não decorra directamente desta Directiva, está relacionada com o sector agro-pecuário, nomeadamente os diplomas do Regime de Exercício da Actividade Pecuária (REAP), do Plano Gestão de Efluentes (PGE) pecuários e da valorização agrícola de lamas, pelo que contribuirá para se alcançarem os objectivos da Directiva.

Outras medidas relacionadas com a melhoria do tratamento das águas residuais urbanas ou com a aplicação de boas técnicas de construção e conservação de captações de água subterrânea (furos) terão igualmente um impacto positivo.

Assim sendo, a aplicação desta Directiva tem permitido alcançar alguns progressos nomeadamente: a identificação de zonas onde as massas de água apresentam contaminação por nitratos de origem agrícola e uma maior consciência e sensibilização dos agricultores para a necessidade de se aplicarem boas práticas agrícolas, que permitam reduzir as perdas de azoto para as massas de água.

No entanto, para se alcançarem inteiramente os objectivos da Directiva ter-se-á que continuar a fazer o controlo sobre as massas de água, a designar Zonas Vulneráveis sempre que se justifique e sobre estas últimas aplicar os Programas de Acção.

BIBLIOGRAFIA

Almeida, C. *et al.* (2000) – “Sistemas Aquíferos de Portugal Continental”. FCUL/INAG, I.P..

Decreto-Lei nº 235/97, de 3 de Setembro, publicado no D. R. nº 203/97, Série I-A.

Decreto-Lei nº 69/99, de 11 de Março, publicado no D. R. nº 59/99, Série I-A.

INAG, I.P. (1997) – “Definição, Caracterização e Cartografia dos Sistemas Aquíferos de Portugal Continental”. Estudo coordenado pelo Professor Costa Almeida (FCUL).

Relatório 2004-2007 – “Poluição provocada por Nitratos de origem Agrícola “Directiva 91/676/CEE”. Ministério do Ambiente, Ordenamento do território e Desenvolvimento Regional. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das pescas. Lisboa, Julho de 2008.

DGADR – Direcção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural (2009).
<http://www.dgadr.pt>

SNIRH – Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (2009).
<http://www.snirh.inag.pt>

Exploração e protecção das águas subterrâneas em sistemas cársicos

Carlos Costa Almeida
Hidrogeólogo

INTRODUÇÃO

Desde há muito que os aquíferos cársicos têm sido encarados como uma das principais fontes de água para abastecimento às populações e para o regadio, tendo tido uma importância histórica no desenvolvimento de muitos países, nomeadamente na bacia mediterrânica: França, Itália, Grécia, Espanha, Croácia, Eslovénia, Bósnia-Herzegovina, Turquia, etc. (Biondić & Bakalowicz, 1995). O nosso país não é excepção, sendo muitos concelhos abastecidos, ou tendo sido, por águas com origem em calcários. Esses concelhos situam-se sobretudo na Estremadura e Beira Litoral (Lisboa, Cantanhede, Condeixa-a-Nova, Alcobaça, Alvaiázere, Peniche, Pombal, Porto de Mós, etc.), Alentejo (Sousel, Borba, Estremoz, Alandroal, etc.) e Algarve (Almeida, 1992, Almeida *et al.*, 1995b, Almeida *et al.*, 2000). O abastecimento domiciliário a Lisboa iniciou-se após a construção do aqueduto do Alviela, que transportava para a capital uma parte do caudal da nascente do rio com o mesmo nome. Posteriormente, o abastecimento foi reforçado com caudais captados por furos, perto das nascentes cársicas da Ota e de Alenquer (Paradela & Zbyszewski, 1971).

O aumento do consumo obrigou à utilização de outras origens, sendo, na actualidade, a origem superficial a mais importante. No entanto, as captações acima referidas continuam a ser importantes.

CARACTERÍSTICAS DA CIRCULAÇÃO EM AQUÍFEROS CÁRSICOS

As regiões cársicas apresentam, em geral, características especiais que resultam do facto das rochas ali existentes possuírem uma solubilidade apreciável, o que, aliado a outros factores, favorece uma drenagem subterrânea elevada. Em consequência disto a drenagem superficial é quase sempre escassa, ou inexistente

(Bakalowicz *et al.*, 1995). Podem-se ainda referir outros aspectos particulares, como algumas formas de relevo (lapiás, depressões fechadas, vales cegos ou vales secos, etc.). Por outro lado, assinala-se a existência de nascentes, em geral muito caudalosas, quase sempre associadas a redes extensas de galerias.

Para que um maciço calcário evolua até atingir as características acima referidas são necessárias algumas condições: o maciço deve apresentar à partida uma rede mais ou menos desenvolvida de descontinuidades (fracturas, diaclases, planos de estratificação, etc.) e terá de existir uma zona de recarga e uma zona de descarga a fim de se dar a evacuação, para o exterior, do material dissolvido. A título de exemplo, a nascente do Alviela extrai, anualmente, cerca de 24 000 toneladas de calcário, correspondentes à escavação de um volume de quase 10 000 m³ (Almeida, 1992).

À medida que se dá a evolução da drenagem de um maciço, acentua-se a sua heterogeneidade pois os sistemas de fracturas, inicialmente mais aptos à circulação, serão os mais alargados por dissolução, evoluindo no sentido de constituírem eixos principais de drenagem. Assim, com o tempo, acentua-se o contraste entre as permeabilidades dos vários sistemas de fracturas, estabelecendo-se uma hierarquização semelhante à de uma rede hidrográfica subaérea. Isto conduz à existência de grande variação espacial das propriedades hidráulicas. Este aspecto constitui um dos grandes problemas quando se pretende captar água através de furos, pois por vezes, ao lado de uma nascente caudalosa ou de um furo muito produtivo pode ter-se outro, ou outros, praticamente secos.

Para descrever o comportamento hidráulico dos aquíferos cársicos pode-se, conceptualmente, considerar a existência de dois meios com propriedades muito diferentes: um constituído por uma rede de colectores com permeabilidade elevada mas capacidade de armazenamento escassa e outro constituído por blocos com permeabilidade baixa mas capacidade de armazenamento considerável, devido à existência de numerosas fissuras e poros de pequenas dimensões. Às grandes fracturas e galerias cabe o papel transmissivo, isto é o de transportar a água através do maciço, na direcção das zonas de descarga, enquanto que ao conjunto dos blocos cabe o papel capacitivo, isto é o de armazenar a água.

A existência daqueles dois domínios entrosados reflecte-se no regime de escoamento das nascentes cársicas, podendo o hidrograma destas ser decomposto em troços, correspondentes ao esgotamento de cada um dos subsistemas. Assim, o caudal forte que sucede a uma forte recarga diminui, em geral, bastante rapidamente, em consequência da elevada permeabilidade e fraco poder de armazenamento dos sistemas de fracturas alargadas e galerias. Segue-se um período prolongado, caracterizado por caudais mais fracos mas com um decréscimo mais lento, correspondente ao escoamento do sistema de blocos. Quase sempre ocorre, ainda, um sistema com características intermédias entre os dois atrás referidos, correspondente a redes de galerias de pequeno diâmetro.

Num gráfico onde se represente o logaritmo do caudal de uma nascente *versus* o tempo, cada um daqueles subsistemas é representado por troços de recta com inclinações diferentes (Figura 1). Esse esgotamento pode ser descrito por uma equação do tipo $Q = Q_0 \times \exp(-\alpha t)$, onde Q representa o caudal relativo ao tempo t , decorrido a partir do início do escoamento de um episódio de recarga, Q_0 o caudal máximo, correspondente a $t = 0$, e α a constante de esgotamento (Crispim, J. A., 1995). Quanto maior for esta constante mais rapidamente se dá o esgotamento do sistema a ela associado.

Do exposto, pode-se concluir que o poder regulador dos aquíferos cársicos repousa sobretudo no sistema de blocos, pois neste o tempo de residência da água é muito mais prolongado.

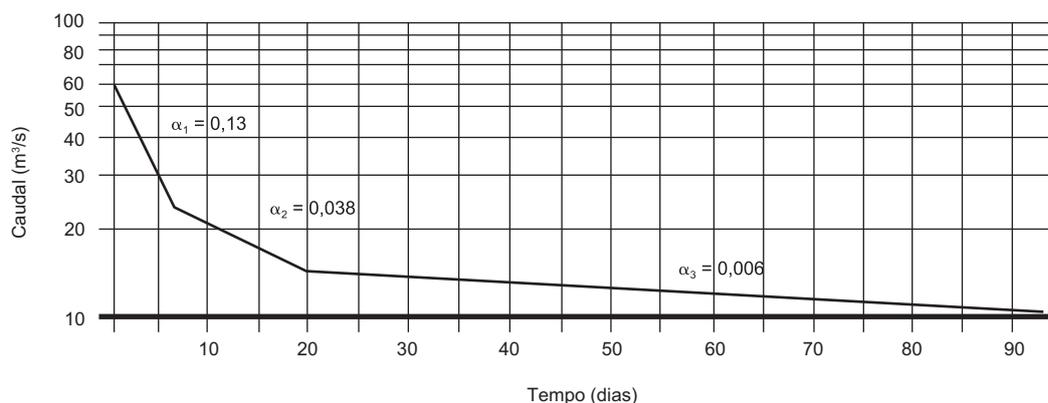


FIGURA 1 - Exemplo de hidrograma de uma nascente cársica

QUALIDADE E PROTECÇÃO DAS ÁGUAS EM AQUÍFEROS CÁRSICOS

Em condições normais a qualidade da água proveniente dos aquíferos cársicos é bastante boa, pelo que a sua protecção constitui um objectivo importante. No entanto, dada a elevada vulnerabilidade daqueles aquíferos, essa protecção apresenta diversas dificuldades de ordem prática. A importância dos aquíferos cársicos ao nível de muitos países da UE e a preocupação com a sua vulnerabilidade justificou a criação de um projecto (COST 65 - Hydrogeological aspects of groundwater protection in karstic areas) com o objectivo de estudar os vários aspectos mais relevantes para a sua protecção. Um dos grupos de trabalho teve como objectivos a identificação e caracterização das origens de contaminação mais frequentes, a determinação dos contaminantes principais e a comparação do seu comportamento nos aquíferos cársicos e porosos (Almeida *et al.*, 1995a).

No que respeita ao comportamento dos aquíferos cársicos em relação à contaminação podem-se referir os seguintes aspectos mais relevantes:

- Possuem escassa capacidade de filtração, absorção e adsorção de que resulta um rápido transporte dos contaminantes;
- Devido às elevadas velocidades de escoamento da água subterrânea e, por consequência, tempo de residência curto, alguns processos de decaimento são pouco efectivos e os contaminantes atingem rapidamente as nascentes e captações;
- Em contrapartida, as condições oxidantes que são comuns nas águas dos aquíferos cársicos contrariam a presença de elevadas concentrações de alguns contaminantes como por exemplo amónio, ferro, manganês e alguns outros metais pesados.

A poluição dos aquíferos cársicos pode ser sazonal (descargas de lagares de azeite), accidental (derrames, descargas de efluentes), ou permanente, como resultado da presença de estradas e auto-estradas, aterros e lixeiras, depósitos de materiais contaminantes, agricultura e aglomerados urbanos sem rede de saneamento ou com saneamento deficiente.

A poluição proveniente dos aglomerados urbanos é composta fundamentalmente por metabolitos de compostos orgânicos, fosfatos, boro, amónio, nitrito, nitrato, detergentes, bactérias e vírus (Almeida *et al.*, 1995a). Recentemente, começa-se a dar atenção à presença de concentrações vestigiais de medicamentos, nomeadamente estrogéneos, etc.

Metais pesados têm sido também detectados, sobretudo quando efluentes industriais se misturam com os efluentes urbanos. Outra origem importante de poluição é a escorrência pluvial (em áreas urbanas ou agrícolas) que contém diversos tipos de contaminantes, como sejam hidrocarbonetos e óleos, fertilizantes, pesticidas, etc.

A contaminação resultante do rejeito de efluentes industriais pode ser muito variada, em função do tipo de indústria. No caso do Maciço Calcário Estremenho, onde se inclui a bacia dos Olhos de Água do Alviela, podem ser referidos os originados por indústrias têxteis (produtos usados em tinturaria, por exemplo), curtumes (carbono orgânico e crómio) e oficinas.

Roturas ocultas em depósitos enterrados de combustíveis, relativamente comuns, podem originar fontes permanentes de poluentes derivados de hidrocarbonetos.

Nas regiões cársicas, depressões naturais, algares e pedreiras abandonadas são usados muitas vezes como depósitos clandestinos de lixos, alguns perigosos, tais como embalagens usadas de pesticidas, cadáveres de animais, etc. Dada a elevada permeabilidade vertical destas regiões, os contaminantes atingem facilmente a zona saturada.

Os lixiviados resultantes de aterros sanitários são ricos em CBO, azoto orgânico e amónio. Compostos inorgânicos (Cl e Na, por ex.) podem exceder concentrações que ultrapassam um grama por litro. Este tipo de lixiviados induz no meio condições altamente redutoras que favorecem a presença e transporte de alguns metais pesados, especialmente Fe e Mn. As referidas condições são também responsáveis pela presença de gases como metano e sulfureto de hidrogénio.

As escorrências provenientes de estradas e auto-estradas contêm hidrocarbonetos, óleos e metais pesados. Podem ser também origem potencial de poluentes diversos resultantes de derrames acidentais.

Os impactes na água subterrânea originados pelas actividades agrícolas são devidos ao uso de fertilizantes e pesticidas e ao armazenamento ou dispersão de estrumes nos terrenos.

A maior parte dos fertilizantes usados são produzidos pela indústria química, embora dejectos de origem humana e animal também sejam frequentemente usados como fertilizantes orgânicos. A consequência mais frequente das actividades agrícolas é o aumento de nitratos nas águas subterrâneas. Outros componentes dos fertilizantes, como os fosfatos e o potássio, são muito menos mobilizáveis.

A contaminação resultante dos efluentes de pecuárias consiste principalmente em compostos nitrogenados, matéria orgânica e microrganismos (coliformes fecais, etc.). A rejeição, por vezes maciça, de efluentes de suiniculturas, tem representado um dos maiores problemas que afecta a qualidade de algumas captações, por vezes levando mesmo ao seu abandono.

Dadas as características especiais dos aquíferos cársicos a sua protecção implica metodologias específicas. Hoetzel *et al.* (1995) resumem as principais abordagens utilizadas em alguns países europeus. A imple-

mentação de medidas de protecção deve ter em conta a definição da bacia de alimentação da captação e a caracterização das fontes de contaminação.

O articulado do Decreto-Lei nº 382/99, de 22 de Setembro, fornece uma base legal para a protecção da qualidade das águas dos sistemas cársicos, mas é necessário ter em consideração a especificidade daqueles. De facto, em muitas regiões cársicas a definição de perímetros de protecção baseada no tempo de transporte corresponderia, em geral, a áreas tão extensas que se torna na prática impossível impor todas as restrições previstas na lei (Matthess *et al.*, 1985). O que se poderá fazer nestes casos é otimizar o compromisso entre a protecção necessária e suficiente do recurso hídrico subterrâneo e a regulamentação das actividades já implantadas ou a implantar (Alföldi, 1986). Isto é, deve-se assegurar o máximo de segurança sem que a extensão e as servidões excessivas inviabilizem a sua aplicação. Esta filosofia já está consagrada no nº 2 do Artigo 3º do Decreto-Lei nº 382/99, de 22 de Setembro, ao estabelecer que a definição dos perímetros de protecção obedece a critérios económicos, para além de critérios geológicos e hidrogeológicos.

Na definição da zona de protecção imediata deverão ser incluídas cavidades que ocorram nas imediações da captação e que possam dar origem à sua contaminação. Dada a elevada velocidade de circulação, muitas vezes as zonas de protecção intermédia e alargada (50 dias e 3 500 dias) são coincidentes. O diploma acima referido prevê ainda que se possam incluir zonas de protecção especial, como por exemplo sumidouros que permitam uma conexão hidráulica muito rápida com a captação.

No caso dos sistemas cársicos, a definição dos perímetros passa pela delimitação das áreas de alimentação de cada nascente ou captação, tarefa que apresenta grandes dificuldades devido ao padrão altamente complexo do escoamento naqueles meios. A maneira mais segura de fazer essa delimitação é através de operações de traçagem, isto é, da introdução de uma substância (traçador) cuja presença é posteriormente detectada nos locais de descarga da área onde a mesma foi introduzida. Os produtos mais usados são os traçadores corados (fluoresceína sódica e rodamina), alguns sais (cloreto de sódio, iodetos, etc.) ou bacteriófagos (vírus que parasitam certas bactérias). No entanto, tais operações são muitas vezes difíceis de executar, por falta de condições hidrológicas ou de locais de injeção, e de custo elevado, de modo que o seu número é quase sempre limitado. Por vezes, as experiências de traçagem fornecem resultados inesperados: zonas drenadas, simultaneamente, por mais do que uma nascente, outras em que a direcção de drenagem muda durante o ano, etc. (Crispim, 1986, Crispim, 1987, Crispim, & Lopes, 2007, Lopes *et al.*, 2007).

Quando não se dispõe de dados de traçagens nem de observação directa obtida em estudos espeleológicos, a delimitação das bacias é feita com base em critérios litológicos, estruturais e geomorfológicos, entre outros, devendo ser realizadas por especialistas com um elevado grau de conhecimento da região, o que não exclui, mesmo assim, alguma incerteza.

Os estudos que têm vindo a ser realizados permitem concluir que a maior parte dos problemas que afectam a qualidade da água nos nossos sistemas cársicos estão relacionados com a ocorrência de aglomerados urbanos que não dispõem de um adequado sistema de saneamento, a rejeição de efluentes de suiniculturas, aviários, etc., a rejeição de efluentes industriais para cavidades cársicas e utilização de pedreiras abandonadas ou depressões cársicas naturais para depósito de sucatas ou de resíduos perigosos.

Consequentemente, a protecção das captações passa pela eliminação ou neutralização de todas as origens acima referidas. Além disso, deverá ser interdita a instalação de estações de tratamento de águas residuais, ou, no caso de já existirem, a obrigatoriedade da rejeição dos efluentes tratados se fazer para fora das zonas

protegidas; a existência de lagos e quaisquer obras ou escavações destinadas à recolha e armazenamento de efluentes ou águas contaminadas, susceptíveis de se infiltrarem; a aplicação de pesticidas móveis e persistentes na água ou que possam formar substâncias tóxicas, persistentes ou bioacumuláveis; armazenamento e manuseamento de combustíveis e óleos; nas pedreiras deverão ser interditas as actividades susceptíveis de causar impacto negativo na qualidade da água como a lavagem de britas e descarga de lamas, etc.; as vias de comunicação asfaltadas, com trânsito significativo, deverão possuir valetas impermeabilizadas que atravessem as zonas de protecção de modo a que a descarga de efluentes se faça para fora de região calcária ou para bacias de retenção/decantação com sistema de tratamento adequado.

A implementação destas medidas deverá ser acompanhada de campanhas de sensibilização das populações, de forma a consciencializá-las para a importância da protecção dos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS

Alföldi, L. (1986) – Groundwater Protection in Porous, Fractured and Karstic Aquifer Systems (General report), in *Symposium on Groundwater Protection Areas (19th Congress of IAH)*, Proceedings, Novinar Publ. House, Czechoslovakia, vol. XIX, part 2, pp. 89-103.

Almeida, C. (1992) – Aspectos da Exploração e Protecção dos Recursos Hídricos em Regiões Calcárias. Lisboa, Revista *Indústria da Água*, nº 6, pp. 51-52.

Almeida, C., Biondić, B., Hertelendi, E., Hinić, V., Morell, I. (1995a) – Pollutants and Pollutant Transport in Karst Areas, COST action 65, Hydrogeological aspects of groundwater protection in karstic areas, Final Report, EUR16547 EN pp. 371-380.

Almeida, C., Silva, M. L. & Crispim, J. A. (1995b) – COST 65 – National Report for Portugal. Hydrogeological Aspects of Groundwater Protection in Karstic Areas, Final Report, EUR16547 EN. pp. 211-220.

Almeida, C., Mendonça, J. L., Jesus, M. R. & Gomes, A. J. (2000) – Sistemas Aquíferos de Portugal Continental. Centro de Geologia da Universidade de Lisboa / Instituto da Água. 661 p. Lisboa.

Bakalowicz, M., Drew, D., Orvan, J., Pulido-Bosch, A., Šalaga, I., Šarin, A., Tulipano, L. (1995) – The Characteristics of Karst Groundwater Systems, COST action 65, Final Report, EUR16547 EN pp. 359-369.

Biondić, B., Bakalowicz, M. (1995) – Hydrologic Aspects of Groundwater Protection in Karstic Areas, COST action 65, Final Report, EUR16547 EN pp. 3-7.

Crispim, J. A. (1986) – Traçagens com uranina em Minde. II Congr. Nacional de Geologia, Programa e Resumos, Maleo 2 (13): 16-17. Soc. Geol. Portugal. Lisboa.

Crispim, J. A. (1987) – Circulação subterrânea na zona norte das Serras de Ansião (Maciço de Sicó-Alvaiázere, Portugal), *Geolis, Rev. de Geologia Aplicada e do Ambiente*, vol. I, pp. 92-99.

Crispim, J. A. (1995) – Dinâmica Cárstica e Implicações Ambientais nas Depressões de Alvados e Minde. Tese Doutor. Univ. Lisboa. 394 p..

Crispim, J. A. & Lopes, L. M. (2007) - Ligação hidrológica entre o Algar da Lomba e a nascente do Regatinho (Minde, Portugal), Comunicação apresentada ao Simpósio Ibero-americano sobre o Património Geológico, Arqueológico e Mineiro em Regiões Cársticas, Batalha 2007.

Hoetzi, H., Adams, B., Adwell, R., Daly, D., Herlicska, H., Hummer, G., De Ketelaere, D., Silva, M. L., Šindler, M. and Tripet, J. P. (1995) – Regulations, in *COST action 65*, Final Report, EUR16547 EN pp. 403-434.

Lopes, L. M., Crispim, J. A. & Henriques, J. M. (2007) – Traçagem da circulação subterrânea entre a depressão do Mindinho e o Polje de Minde (Mira de Aire, Portugal), Comunicação apresentada ao Simpósio Ibero-americano sobre o Património Geológico, Arqueológico e Mineiro em Regiões Cársticas, Batalha 2007.

Matthess, G., Foster, S. S. D. & Skinner, A. C. (1985) – Theoretical background hydrogeology and practice of groundwater protection zones, IAH, International Contributions to Hydrogeology, 6.

Paradela, P.L. & Zbyszewski, G. (1971) – Hidrogeologia Geral do Centro e Sul de Portugal. I Congresso Hispano-Luso-Americano de Geologia Económica. Livro-Guia da Excursão nº 9. Direcção Geral de Minas e Serviços Geológicos. Lisboa. 123 pág..

Sistema Aquífero de Escusa (Castelo de Vide)

José Paulo Monteiro
Universidade do Algarve

INTRODUÇÃO

A formação carbonatada de Escusa desenvolve-se em afloramentos descontínuos, desde as proximidades de Castelo de Vide para SE, até S. Julião junto à fronteira com Espanha. O único sector desta formação estudada de forma aprofundada, sob o ponto de vista hidrogeológico, é o seu extremo NW, que constitui o núcleo da zona de fecho do sinclinal (periclinal) Ordovícico-Silúrico-Devónico da Serra de S. Mamede, entre Castelo de Vide e a povoação de Porto Espada, situada cerca de 9 km para SE. A extensão deste sector do sistema aquífero de Escusa é de aproximadamente 8 km². O seu escoamento anual médio estima-se em 3.5×10⁶ m³/ano. Este volume de escoamento diz respeito apenas à recarga autóctone, ou seja, gerada exclusivamente pela precipitação sobre a parcela do território onde ocorrem as rochas carbonatadas. O volume de água que de facto escoia em média anualmente nestas rochas é superior, dado que estas ocupam o fundo de um vale, cujas vertentes são muito declivosas e constituídas por rochas essencialmente xistentas, onde a infiltração é muito baixa. Por consequência, o escoamento superficial gerado nestas vertentes dirige-se para o fundo do vale onde acaba por infiltrar-se lateralmente nas rochas carbonatadas (contribuindo assim para a sua recarga alóctone).

A fotografia seguinte, em conjunto com o esquema geológico muito sintético (sem qualquer pretensão de rigor estrutural) ilustram a forma em “U” do vale descrito no parágrafo anterior.

Um aspecto interessante, que pode igualmente ser observado na Figura 1, é o facto das formações essencialmente xistentas do Silúrico e do Devónico, pouco permeáveis, que constituem a base e limites laterais do aquífero carbonatado (Devónico), constituírem igualmente o tecto “impermeável” de um aquífero artesiano fracturado Ordovícico, no qual o furo repuxante desenhado no esquema explora, para engarrafamento e venda, uma água muito conhecida em Portugal.

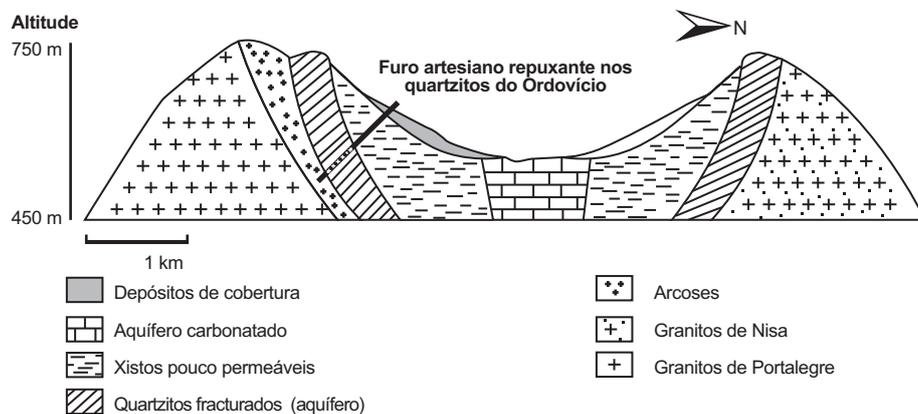


FIGURA 1 - Fotografia e corte transversal esquemático do sinclinal de Castelo de Vide

O facto de nos 64 pontos de água inventariados nesta área (e em todos os estudos referenciados sobre a hidrogeologia desta região) nunca ter sido verificada nenhuma violação dos valores paramétricos de qualidade da água para consumo humano (com excepção de detecções em pontos de água, numa área muito precisa, no interior de um perímetro urbano), mostra bem a riqueza hidrogeológica desta parte do território continental português e a importância da sua preservação.

O CAUDAL DE BASE DO RIO SEVER E A FRONTEIRA COM ESPANHA

O mapa da Figura 2 mostra que a densidade de drenagem na área do aquífero carbonatado (mancha branca no mapa debruada a vermelho) é praticamente nula, ao contrário do que acontece na região circundante, onde esta é muito elevada. Isto deve-se naturalmente à elevada taxa de infiltração na área das rochas carsificadas que é de cerca de 50 % da precipitação, que nesta área, é de aproximadamente 900 mm/ano.

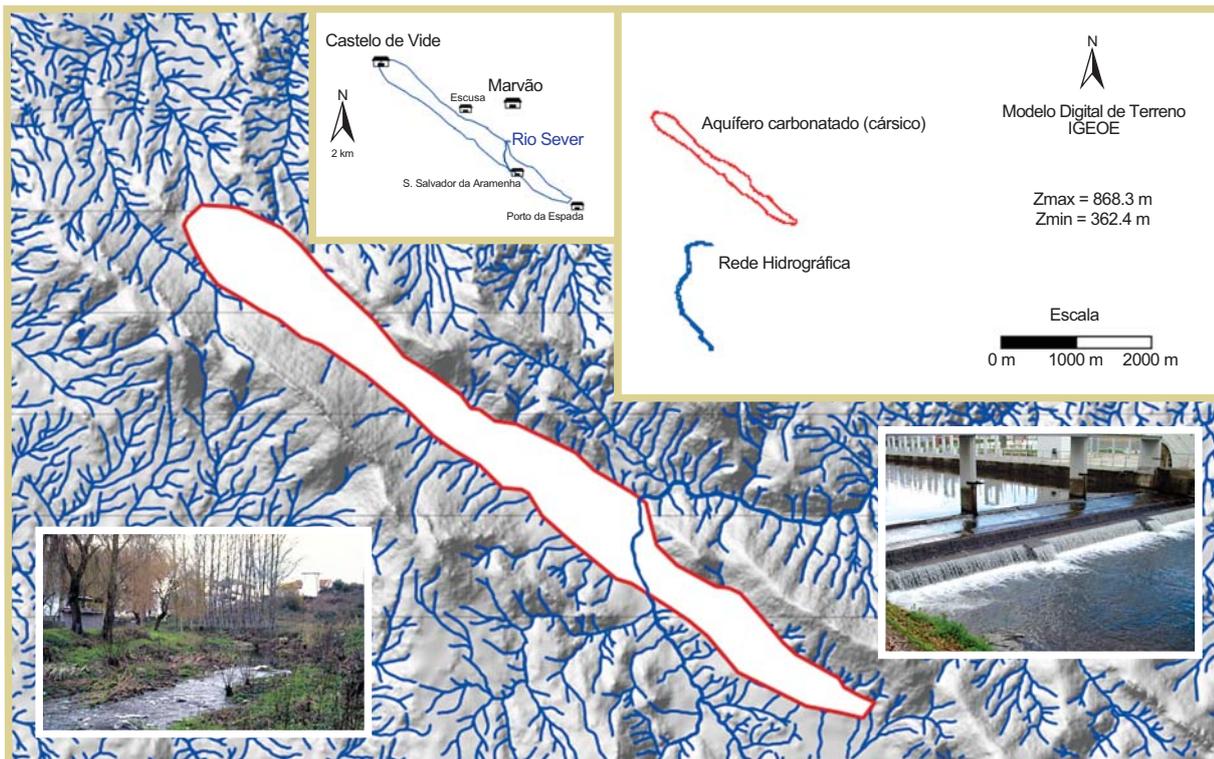


FIGURA 2 - Rede hidrográfica e relevo nas imediações do sistema aquífero de Escusa (Castelo de Vide)

O único curso de água que atravessa o aquífero muda de nome no seu percurso sobre a formação carbonatada. A denominação muda de “Ribeira de Porto Espada”, a montante do aquífero, para “rio Sever” a jusante do aquífero. Mais adiante, um pouco para Este da área cartografada, este curso de água vai constituir a linha de fronteira entre Portugal e Espanha até às Portas do Rodão, onde o rio Tejo entra em Portugal. Ou seja, o caudal de base do rio Sever é assegurado pela descarga natural deste sistema aquífero o que mostra, de forma muito clara, que este rio é um ecossistema dependente da água subterrânea. As fotografias deste curso de água, a montante e a jusante do aquífero mostradas na Figura 2, mostram bem a diferença no regime de escoamento deste curso de água nestes dois pontos. O Modelo conceptual de escoamento que explica as transferências do aquífero para o rio Sever ilustra-se em corte na Figura 3. As encostas verdejantes que circundam Castelo de Vide devem igualmente a sua existência a uma área de descarga secundária do sistema aquífero na área de Castelo de Vide.

É ainda interessante referir que é possível distinguir claramente a hidroquímica em cada um dos subsectores identificados neste corte pelo respectivo sentido de escoamento. Também a evolução temporal da piezometria do aquífero apresenta, em cada um destes sectores, ritmos de resposta perfeitamente diferenciados, perante os sinais de entrada dos episódios de recarga.

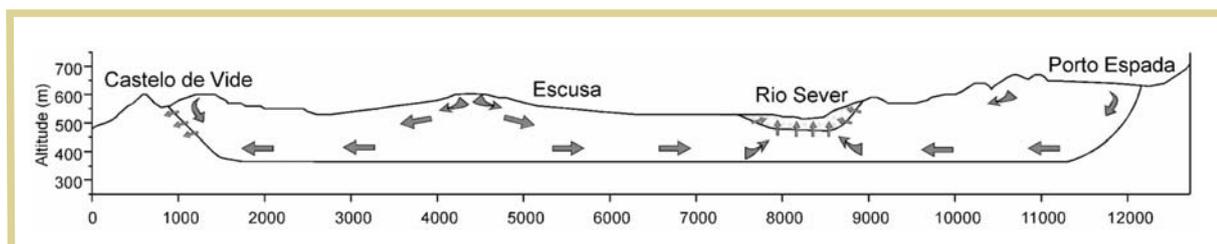


FIGURA 3 - Modelo conceptual de funcionamento hidráulico do sistema aquífero de Escusa entre Castelo de Vide e Porto Espada

Este sistema aquífero é pois um extraordinário “laboratório natural” pois apresenta todas as características típicas dos grandes sistemas cársicos a uma escala relativamente fácil de monitorizar e interpretar. Seria pois muito interessante estabelecer uma rede de monitorização deste sistema que poderia constituir um verdadeiro campo experimental de investigação de processos físicos, químicos e ecológicos, envolvendo vários sistemas hidrológicos em interacção com uma paisagem com baixa densidade populacional, em equilíbrio com a natureza, numa área partilhada com Espanha. Aqui fica pois identificado um possível “laboratório natural”, adequado à satisfação das necessidades de investigação, associadas às políticas de gestão integrada de recursos hídricos entre Portugal e Espanha, no contexto da Bacia Internacional do Tejo.

MODELAÇÃO MATEMÁTICA DO AQUÍFERO

O sistema aquífero de Escusa (Castelo de Vide) foi utilizado em vários projectos de investigação como caso de estudo para a análise das potencialidades e limitações de aplicabilidade de diversas metodologias de investigação hidrogeológica. Na maioria dos casos, os trabalhos efectuados relacionaram-se com a transposição de metodologias bem estabelecidas para aplicação em meios porosos à investigação de meios cársicos (que são meios de porosidade dupla). A necessidade deste tipo de abordagem prende-se com a dualidade dos meios cársicos em termos de recarga (difusa e concentrada), em termos de circulação profunda (rápida em condutas e lenta na matriz rochosa) e em termos de descarga (difusa, por exemplo no contacto com litologias adjacentes, como acontece na área de Castelo de Vide, e concentrada, com forte variabilidade temporal, como acontece no rio Sever). Em alguns casos, este sistema aquífero foi estudado através da aplicação de metodologias especificamente concebidas para a investigação de aquíferos cársicos. É o caso da aplicação de um modelo de escoamento em elementos finitos que permite a simulação de escoamentos concentrados e difusos em simultâneo, na mesma rede de escoamento, utilizando elementos finitos unidimensionais, bidimensionais e tridimensionais. Antes da sua aplicação ao sistema aquífero de Escusa (Castelo de Vide), este tipo de modelos tinha sido utilizado exclusivamente em investigação hidrológica de carácter teórico.

Um aspecto interessante das lições aprendidas com a aplicação deste modelo neste caso de estudo foi o facto de não se conseguirem compatibilizar facilmente as observações no terreno com a sua aplicação teórica. De facto, sempre que se admitia a existência de uma rede de condutas cársicas, controlando o escoamento regional à escala de todo o aquífero, verificava-se a existência de uma total ausência de sectores diferenciáveis em mapas piezométricos, observados nos “sistemas aquíferos reais”. Tornou-se pois necessário considerar que existiam determinados sectores da rede de condutas regionais que, por alguma razão, tinham pouca eficácia em termos de conexão hidráulica com a rede de condutas regionais de outros sectores do aquífero. O caso de estudo deste sistema aquífero facultou a possibilidade de sugerir que a deficiente conexão hidráulica de determinados sectores da rede de condutas regionais com as áreas de descarga de aquíferos cársicos poderia fazer-se pela identificação de quebras regionais sistemáticas de potenciais hidráulicos. Existem várias justificações possíveis para a perda de eficácia de determinados sectores de condutas, em termos de condutividade hidráulica. Por exemplo, o seu preenchimento que pode ocorrer através de diversos processos descritos detalhadamente na literatura sobre geologia e morfologia de regiões cársicas. É curioso acrescentar que foi frequente a identificação de furos com água “vermelha”, associada à respectiva extracção em captações mal construídas que arrastam argila de cavidades preenchidas nesses “locais de quebra de potenciais” sistematicamente identificados em sectores muito bem definidos do sistema

aquífero. Este facto mostra que o preenchimento argiloso de áreas muito carsificadas poderia ser uma das origens associadas à baixa permeabilidade de alguns sectores de condutas cársicas. Nas Figuras 4 e 5, ilustra-se, respectivamente, a rede de elementos finitos usada neste modelo e uma figura que identifica os pontos da rede de condutas que se considerou terem “deficiente eficácia no controlo regional de escoamento”, como atrás referido.

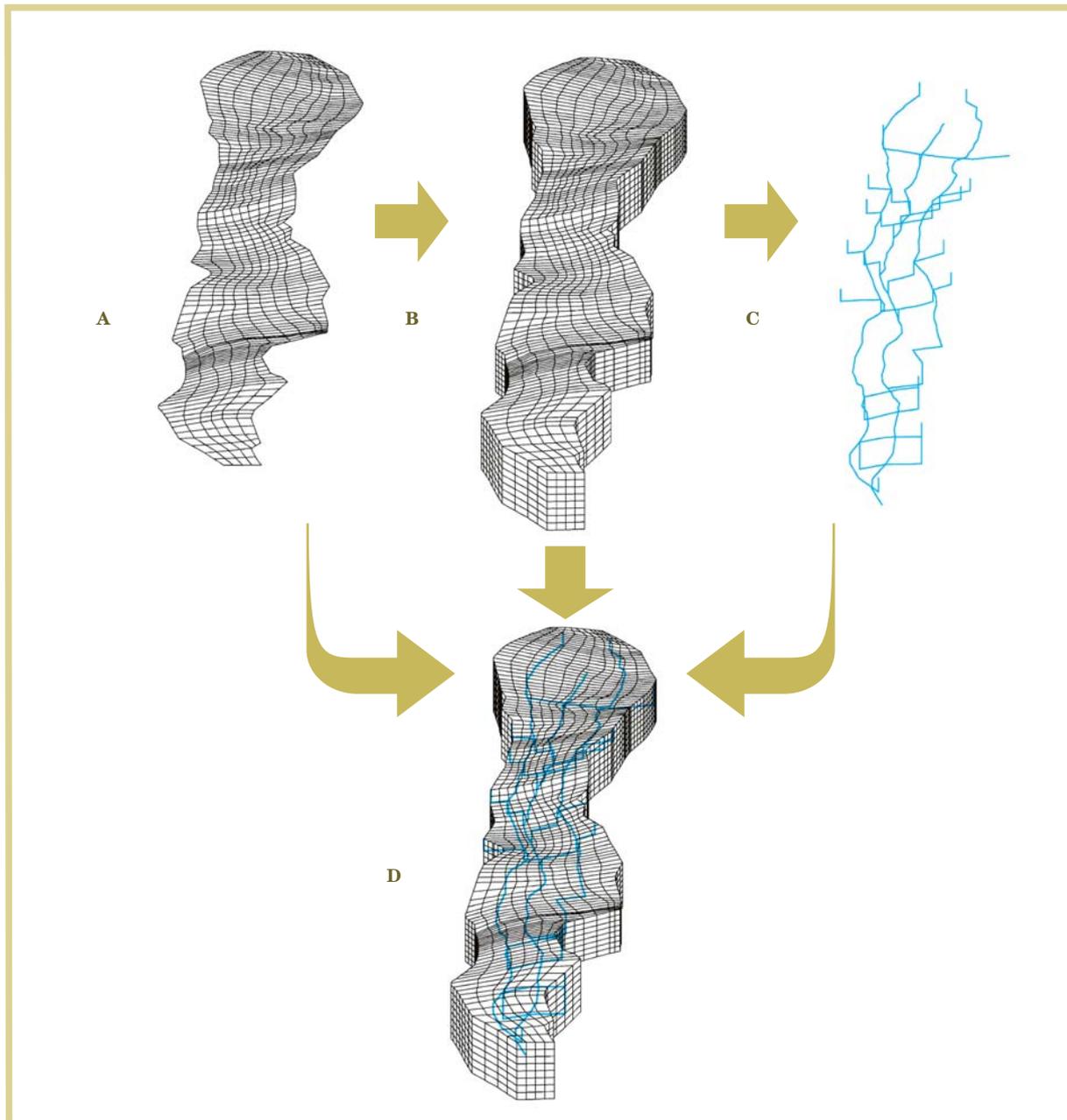


FIGURA 4 - Rede de elementos finitos constituída por elementos unidimensionais, bidimensionais e tridimensionais: **A** - superfície 2-D do topo do modelo, no qual é simulada a infiltração difusa, construída com elementos quadriláteros quadráticos de 8 nós; **B** - Elementos 3-D que representam os volumes rochosos de baixa permeabilidade, construídos com hexaedros quadráticos de 20 nós; **C** - Elementos 1-D quadráticos com 3 nós, que definem a rede de condutas cársicas, usada para simular os canais de dissolução de alta condutividade hidráulica. Estes canais estão conectados à superfície topográfica, nos locais onde existem sumidouros, junto ao limite do aquífero. Nestes pontos, os cursos de água provenientes das litologias circundantes de baixa permeabilidade infiltram-se (recarga concentrada). Finalmente, **D** - todos os componentes da rede de elementos finitos juntos. Existem 42841 nós na rede. A dimensão do modelo ao longo do seu eixo é de 8951 m. O aquífero está representado com uma sobre elevação da escala vertical correspondente ao triplo da escala horizontal.

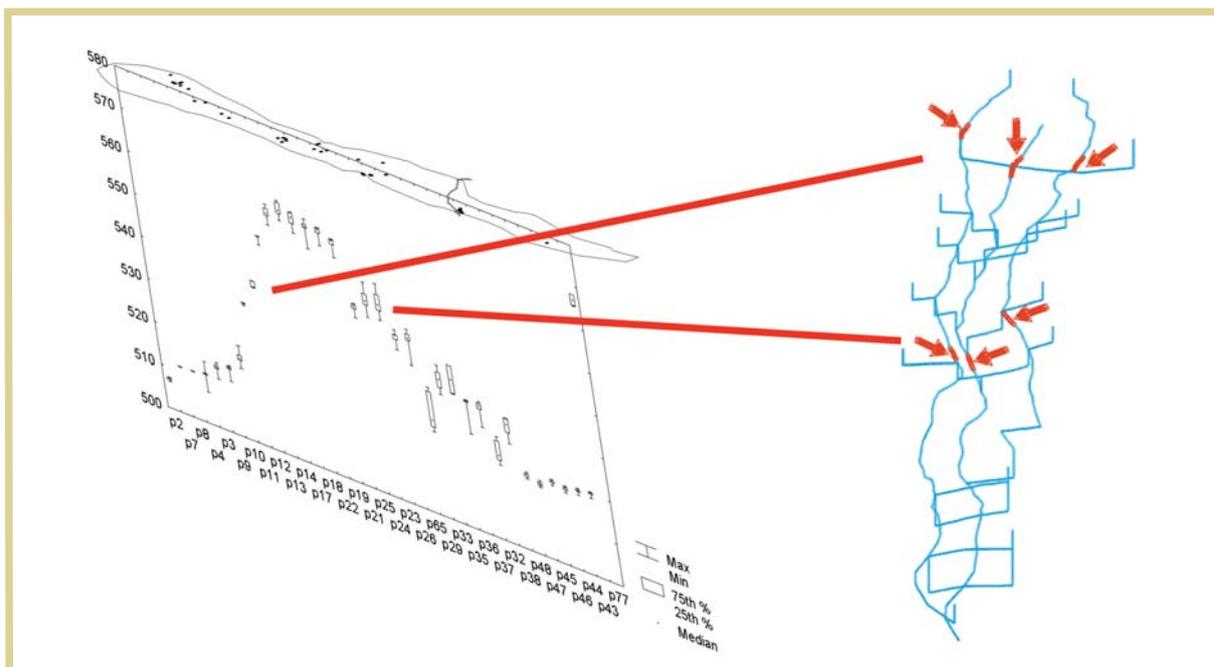


FIGURA 5 - Representação esquemática da relação entre os valores regionais de piezometria, resultantes da monitorização dos potenciais hidráulicos no sistema aquífero e os locais onde se considerou que as condutas cársicas, no modelo, tinham valores mais baixos de permeabilidade do que os correspondentes ao “caso particular de escoamento sem obstáculos”, que caracterizam os parâmetros atribuídos à generalidade dos elementos unidimensionais da rede de elementos finitos

Este tipo de representação dos fenómenos de escoamento permitiu a geração de imagens tridimensionais animadas muito interessantes, que permitem como que “espreitar” para representações de algo que, provavelmente, nunca poderá vir a ser visto: o padrão regional interno de escoamento de um aquífero cársico. Estas animações numéricas correspondem a instantes de simulações transitórias de episódios de recarga, efectuadas a partir de ficheiros com mais de um milhão de linhas, pois são sequências de centenas de potenciais calculados ao longo do tempo para cada um dos mais de 40 000 nós do modelo (Figura 6).

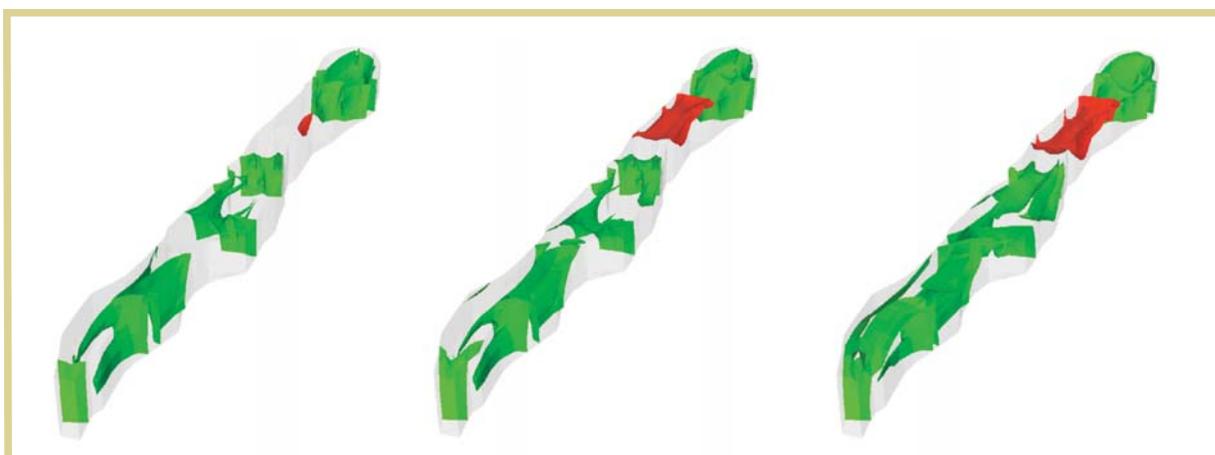


FIGURA 6 - Representação gráfica tridimensional e propagação transitória do potencial hidráulico no interior do modelo ao longo de três diferentes instantes durante um episódio de recarga. Notar a propagação mais rápida através das condutas cársicas ao longo dos sumidouros onde são infiltrados os cursos de água de superfície. Para facilitar a identificação da área central, com menor eficácia de conexão hidráulica com as áreas de descarga naturais do aquífero, esta tem os potenciais representados a vermelho

O PASSADO E POSSÍVEIS DESENVOLVIMENTOS FUTUROS

O sistema aquífero de Escusa (Castelo de Vide) foi estudado de forma descontínua no tempo, desde o final da década de 80 e até ao final do século passado. As campanhas de monitorização, essenciais ao desenvolvimento destes estudos, foram efectuadas primeiro no âmbito de um projecto de investigação desenvolvido na Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e, posteriormente, num projecto desenvolvido no Centro de Geosistemas do Instituto Superior Técnico de Lisboa. A síntese destes trabalhos e a sua publicação foram posteriormente efectuados na Universidade do Algarve. De salientar, durante todo este percurso, a voluntoriosa continuidade da monitorização semanal dos pontos de água efectuada, através do esforço individual dos funcionários do Parque Natural da Serra de S. Mamede (sem qualquer financiamento disponível para este fim). Durante todo este período, foram identificadas prioridades que permitiriam aprofundar a linha de investigação descrita sumariamente neste texto. A principal seria a instalação de uma rede automática de monitorização de níveis piezométricos e de caudais do rio Sever. Note-se que a monitorização da descarga natural do aquífero poderia ser efectuada a partir da medição dos caudais do rio Sever em dois pontos a poucas centenas de metros um do outro: imediatamente a montante e jusante da sua passagem sobre as rochas carbonatadas no sinclinal de Castelo de Vide. A diferença entre os caudais medidos nestes dois locais corresponde às saídas naturais provenientes de dois dos três sectores do aquífero, identificados no corte da Figura 3. A este respeito é importante referir que os dados necessários para aprofundar a análise de eficiência das metodologias de estudo e investigação de meios cársicos exigem a monitorização das variáveis hidrológicas com passos de tempo muito curtos (por exemplo horários, ou mesmo inferiores). Isto porque as respostas destes sistemas hidrológicos aos episódios de recarga são muito rápidas.

Muitas outras prioridades e objectivos, ambiciosos quer em termos científicos, quer em termos de apoio à decisão para a gestão da água, poderiam ser estabelecidos através do estudo desta área. Por exemplo, a investigação das relações entre a evolução espacial e temporal da qualidade da água, e o funcionamento hidrodinâmico aqui sumariamente apresentado. Também esse objectivo obrigaria a uma monitorização detalhada do sistema, neste caso com o custo acrescido de dizer respeito a parâmetros químicos, de determinação mais onerosa do que a monitorização das variáveis de estado hidrodinâmicas anteriormente referidas.

Existem certamente necessidades mais prementes relacionadas com a gestão das águas subterrâneas na bacia do Tejo do que as linhas de trabalho sugeridas ao longo deste texto. Por exemplo, a monitorização quotidiana e implementação de modelos de aplicação corrente em hidrologia aplicada, muito menos dispendiosos do que aqueles que aqui foram apresentados, a outros sistemas aquíferos, muito mais importantes, da mesma bacia hidrográfica. Apesar disso, seria interessante no futuro reflectir a possibilidade da implementação de projectos conjuntos entre a Administração de Região Hidrográfica, a autoridade de gestão da água, e responsáveis pela gestão da bacia em Espanha, envolvendo eventualmente universidades dos dois países, de forma a aprofundar o estado actual do conhecimento sobre este sistema aquífero. Como anteriormente referido neste texto, este é um extraordinário “laboratório natural”, pois apresenta todas as características típicas dos grandes sistemas cársicos a uma escala relativamente fácil de monitorizar e interpretar. Seria pois muito interessante estabelecer uma rede de monitorização e modelação continuada deste sistema. Este poderia constituir um verdadeiro campo experimental de investigação de processos físicos, químicos e ecológicos, envolvendo vários sistemas hidrológicos em interacção com uma paisagem com baixa densidade populacional, em equilíbrio com a natureza, numa área partilhada com Espanha. Aqui fica pois identificado um possível “laboratório natural”, adequado à satisfação das necessidades de investigação, associadas às políticas de gestão integrada de recursos hídricos entre Portugal e Espanha, no contexto da Bacia Internacional do Tejo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Kiraly L., Perrochet P., Rossier Y. (1995) – Effect of epikarst on the hydrograph of karst springs : a numerical approach. Bull. Centre Hydrogéol. Neuchâtel n°14, p. 199-220.

Monteiro, J. P.; Silva, M. L. (1992a) – Estudo hidrogeológico dos calcários dolomíticos de escusa (Portalegre). Rev. Assoc. Port. Rec. Hídr. (APRH) Lisboa. pp. 13-19.

Monteiro, J. P.; Silva, M. L. (1992b) – Aspectos da hidrogeologia e qualidade das águas associadas à formação Carbonatada de Escusa (Castelo de Vide). Geolis, Vol. VI, fasc. 1 e 2. Lisboa pp. 19-32.

Monteiro, J. P. (1993) – Hidrogeologia da formação carbonatada de escusa (Castelo de vide). Dissertação Apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa para a obtenção do grau de Mestre em Geologia Aplicada. Lisboa. 170 pp..

Monteiro, J. P. (2001) – Calculation of equivalent hydraulic conductivity as unknown variable of a boundary value problem in a carbonate aquifer (Castelo de Vide, Portugal). 3rd International Conference on Future Groundwater resources at risk. UNESCO. Lisboa. 8 pp..

Monteiro, J. P. (2001) – Characterisation of A Carbonate Aquifer For The Application of A Regional Discrete Continuum Flow Model (Castelo De Vide Carbonate Aquifer - Alentejo, Portugal). Thesis presented to the Faculty of Sciences of the Neuchâtel University to fulfil the requirements for the title of Docteur ès Sciences. Neuchâtel Centre of Hydrogeology - CHYN. Switzerland. 143 pp..

Monteiro, J. P.; Ribeiro, L. (2002) – Characterization of a Carbonate Aquifer for the Application of a Regional Discrete Continuum Flow Model. Acta Universitatis Carolinae - Geologica. 2002, 46 (2/3), pp. 382-386.

Perrochet, P. (1995) – Finite hyperelements: a 4D geometrical framework using covariant bases and metric tensors. Comm. In numerical methods in engineering. Vol. 11. pp. 525-534.

Silva, J. M.; Camarinhas, M. V. F. (1961) – Estudo Económico dos Calcários de Marvão. Est.Not. e Trab. do Serv. Fom. Min., Vol. XV, pp. 315-430.

Mais referências e os trabalhos acima referenciados podem obter-se no link:

<http://sites.google.com/site/jppmonteiro/>

Sistema Aquífero Estremoz-Cano

Carla Pinto Midões

Laboratório Nacional de Energia e Geologia

Augusto Marques da Costa

Laboratório Nacional de Energia e Geologia

INTRODUÇÃO

O sistema aquífero Estremoz-Cano situa-se no Nordeste Alentejano, nas bacias hidrográficas do Tejo e do Guadiana. Corresponde a um aquífero carbonatado de grande importância regional, uma vez que é responsável pelo abastecimento público de cinco concelhos: Sousel, Estremoz, Borba, Vila Viçosa e Alandroal, sendo ainda vital para a actividade agrícola e indústria extractiva, fortemente implantadas na região.

Com uma área total de 202,1 km² o sistema aquífero alonga-se segundo uma direcção NW-SE entre a região do Cano e o Alandroal, sendo constituído essencialmente pelo denominado anticlinal de Estremoz e a aplanção do Cano (Figura 1).

O sistema aquífero Estremoz-Cano, dado o seu interesse e importância regional, já foi alvo de inúmeros estudos, teses e projectos em que o LNEG esteve envolvido, dos quais se destacam:

- ERHSA – (1996/1999) - Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo. Projecto financiado pela Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Alentejo, que teve como objectivo principal dotar as entidades da gestão dos recursos hídricos da região de instrumentos que lhes permitissem gerir os recursos existentes;
- Cartografia Temática do Anticlinal como Instrumento de Ordenamento do Território e Apoio à Indústria Extractiva, o qual teve acolhimento financeiro no Eixo Prioritário 2 do Programa Operacional da Região Alentejo 2000-2006, no âmbito da medida AIZM – Acção Integrada da Zona dos Mármore (FEDER). Os estudos decorreram entre 2000-2008 tendo sido desenvolvidos pelo LNEG (então IGM) e Cevalor em

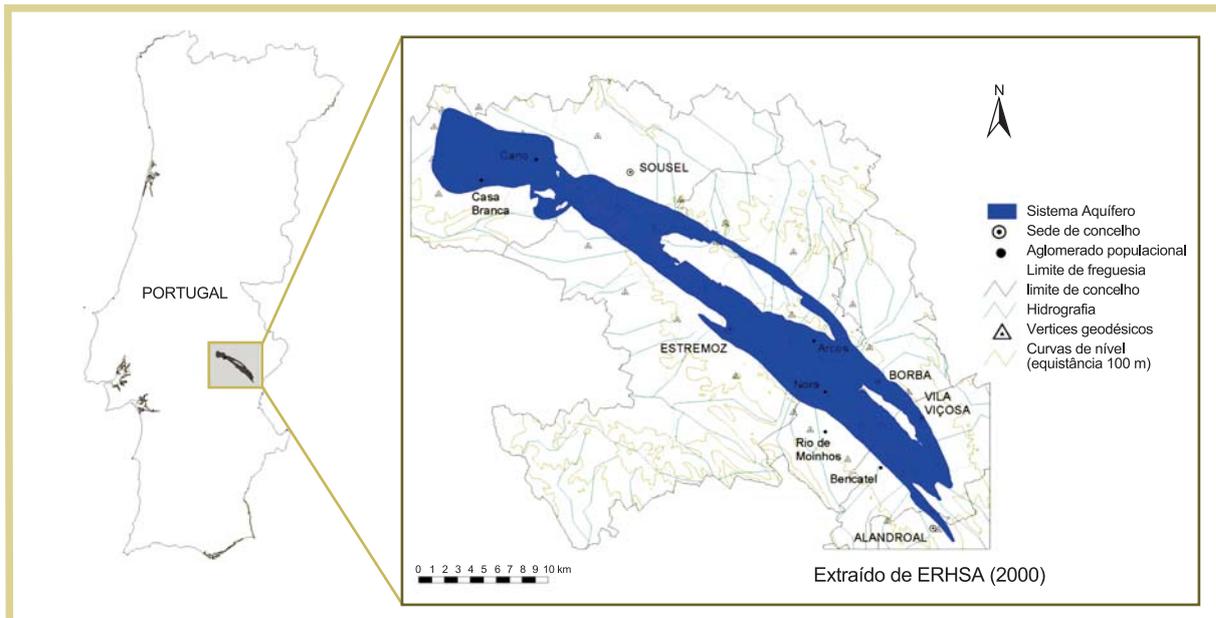


FIGURA 1 - Enquadramento geográfico do sistema aquífero Estremoz-Cano

quatro unidades de ordenamento do Anticlinal de Estremoz: UNOR 1 - CRUZ DOS MENINOS/GLÓRIA; UNOR 2 - CARRASCAL/ENCOSTINHA, UNOR 3 - VIGÁRIA/MONTE D'EL REI e UNOR 5 - PARDAIS. Este projecto teve por objectivo construir um instrumento que desse apoio à tomada de decisão, gestão e planeamento da actividade extractiva. A metodologia desenvolvida teve presente a necessidade de compatibilização da actividade mineira com a preservação ambiental no ordenamento territorial e baseou-se na análise de indicadores geológicos, hidrogeológicos e ambientais, indispensáveis na melhoria do uso e organização do espaço, na protecção do ambiente e no aumento da qualidade de vida das populações.

No que se refere a estudos académicos poderão ser citados os seguintes:

- CUPETO, C. (2003) – A água como factor de gestão planeamento e desenvolvimento integrado. Sistema Aquífero Estremoz-Cano (A4) Zona dos Mármore. Dissertação apresentada à Universidade de Évora, para obtenção do grau de Doutor em Geologia Aplicada e do Ambiente. Évora.
- CUPETO, C. (1991) – Contribuição para o conhecimento hidrogeológico do maciço calcário de Estremoz (Cano-Sousel). Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, para obtenção do grau de Mestre em Geologia Aplicada e do Ambiente. Lisboa.
- FIALHO, A. (2009) – Caracterização Piezométrica do Sistema Aquífero Estremoz-Cano Utilizando Métodos Geomatemáticos. Dissertação apresentada ao Instituto Superior Técnico da Universidade Técnica de Lisboa, para obtenção do grau de Mestre em Georrecursos. Lisboa.
- MIDÕES, C. (1999) – Contribuição para o conhecimento hidrogeológico das formações carbonatadas paleozóicas do anticlinal de Estremoz. Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, para obtenção do grau de Mestre em Geologia Aplicada e do Ambiente. Lisboa.

CLIMATOLOGIA

Climatologicamente, a região estudada apresenta um clima temperado, moderadamente chuvoso, com períodos plurianuais de seca. A precipitação média anual ronda os 637 mm e a temperatura média anual é de 16,2°C. Esta região caracteriza-se pela existência de fortes amplitudes térmicas diurnas e anuais, consequência da forte influência da massa continental Ibérica, da reduzida altitude e da forte insolação estival. Origina-se assim clima seco, sujeito a fortes geadas, sendo o Inverno frio e o Verão muito quente.

GEOLOGIA

O sistema aquífero Estremoz-Cano está inserido na zona estrutural designada por Ossa Morena (ZOM) – uma das principais unidades tectono-estratigráficas do orógeno hercínico que se desenvolveu entre o Devónico e o Carbónico (Ribeiro *et al.*, 1979; Oliveira *et al.*, 1991).

O anticlinal de Estremoz constitui uma estrutura hercínica que deve a sua forma actual à segunda fase de dobramento que originou dobras que apresentam vergência para NE, planos axiais subverticais e eixos com orientação geral NW-SE, mergulhando para os fechos em periclinal nas extremidades NW e SE (Carvalhosa *et al.*, 1987).

O maciço carbonatado de Estremoz é constituído pela formação dolomítica, datada do Câmbrico inferior, com espessura superior a 300 m, sendo formada por calcários dolomíticos, mármore (segundo Vintém) e na base por conglomerados, arcoses e vulcanitos ácidos (Lopes, 1995).

No topo desta formação surge um horizonte silicioso, descontínuo, actualmente interpretado como marcador de importante lacuna resultante da exposição sub-aérea dos calcários dolomíticos durante o Câmbrico médio e superior, o que terá provocado, localmente, carsificação e silicificação.

Sobre o horizonte silicioso ocorre o Complexo Vulcano-Sedimentar Carbonatado de Estremoz. A sedimentação deste complexo inicia-se com um episódio vulcânico, seguido de deposição carbonatada que, progressivamente, vai ganhando maior importância, até atingir espessuras bastante elevadas. A deposição destes sedimentos, hoje transformados em mármore pelo metamorfismo regional, termina com um novo episódio vulcânico bimodal (Vintém *et al.*, 2003). Os vulcanitos e os sedimentos carbonatados sucedem-se de forma irregular ao longo do anticlinal.

A aplanagem do Cano é representada pela formação detrítica de Vale de Guizo, de idade Paleogénica, e corresponde a uma alternância de conglomerados, arenitos arcósicos e sedimentos silto-argilosos, frequentemente calchificados.

A alteração do maciço carbonatado de Estremoz está principalmente ligada a fenómenos de dissolução, que originam a formação de solos residuais do tipo “terra rossa”, de desenvolvimento muito irregular e a formação de cavidades e condutas cársticas.

Estes fenómenos de dissolução da rocha carbonatada são promovidos pela circulação de água subterrânea através de diaclases e falhas, originando o conseqüente alargamento destas estruturas e podendo conduzir ao colapso da estrutura cársica (Figura 2).



FIGURA 2 - A - Espessura irregular de solo de alteração; B - Exemplos de dissolução do mármore devido à circulação subterrânea; C - Circulação subterrânea activa

HIDROGEOLOGIA

O sistema aquífero Estremoz-Cano associado ao anticlinal de Estremoz corresponde a um aquífero do tipo cársico/fissurado, com um comportamento essencialmente livre. As intercalações de metavulcanitos no seio das formações carbonatadas constituem, por vezes, níveis confinantes, comportando-se então o aquífero, localmente, como um sistema confinado (Figura 3).

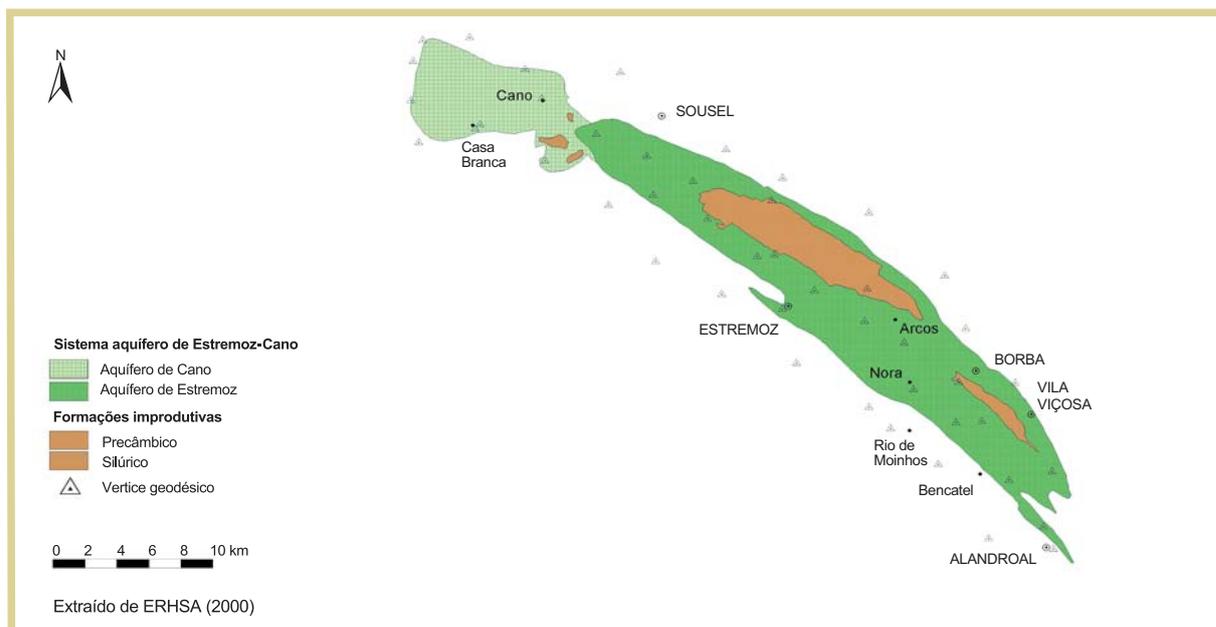


FIGURA 3 - Enquadramento hidrogeológico do sistema aquífero Estremoz-Cano

Os calcários de Cano suportam um aquífero do tipo poroso com comportamento livre, recarregado subterraneamente na zona de fecho do anticlinal de Estremoz (Costa, 1985; Cupeto, 1991). Trabalhos posteriores revelam a existência de grandes heterogeneidades neste meio, provavelmente relacionadas com a alteração pedogénica desta formação.

CARACTERIZAÇÃO HIDRODINÂMICA

A produtividade média das captações é da ordem dos 7 l/s. O volume anual de recursos hídricos subterrâneos renováveis calculado foi da ordem dos 38,6 hm³/ano, para a área total de sistema aquífero considerada, onde a rede de drenagem é incipiente e o valor de precipitação ocorrida é de 637 mm/ano.

Os valores de transmissividade obtidos neste sistema variam entre 53 e 2847 m²/dia e o coeficiente de armazenamento, sendo menos variável, situa-se entre os 10⁻³ e os 10⁻².

A definição da superfície piezométrica neste tipo de sistemas aquíferos reveste-se de grandes dificuldades, uma vez que os fenómenos de fracturação e carsificação conferem elevada variabilidade ao fluxo hídrico subterrâneo (Figura 4).

Contudo, as observações efectuadas do nível piezométrico, ao longo de mais de 10 anos, permitiram elaborar algumas hipóteses no que se refere às direcções preferenciais de circulação da água subterrânea.

Verifica-se neste sistema a existência de 2 sectores com comportamentos distintos no que se refere à circulação subterrânea. Esta divisão faz-se a partir de Estremoz, correspondendo um sector à metade SE do anticlinal de Estremoz, até ao Alandroal e outro à área do anticlinal que se estende até ao contacto com os calcretos da povoação do Cano.

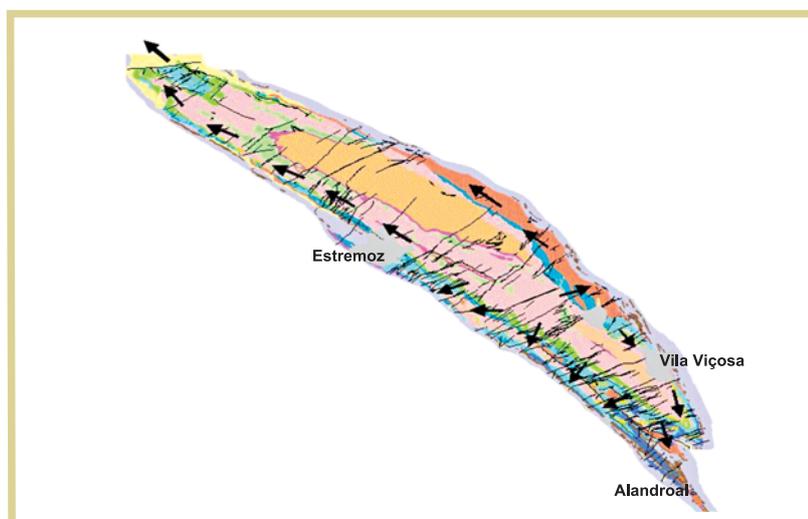
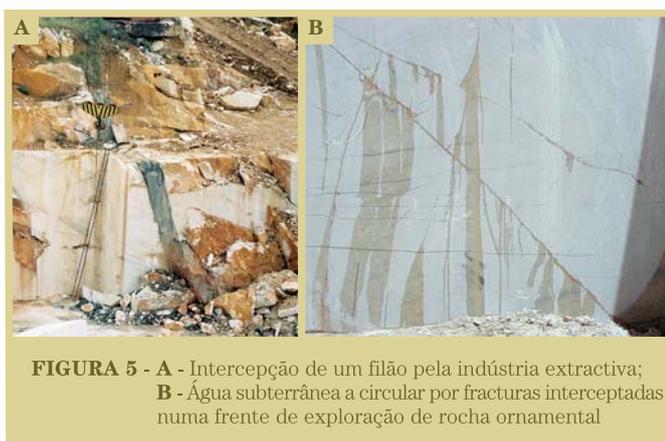


FIGURA 4 - Representação esquemática das direcções preferenciais do sentido de fluxo da água subterrânea no anticlinal de Estremoz (Midões, 1999)

Na metade SE do anticlinal, a compartimentação desta estrutura é particularmente evidente na piezometria, através da qual se podem definir vários subsistemas de escoamento subterrâneo radial em direcção aos flancos do anticlinal. Os filões transversais (NE-SW), designados localmente por “cabos reais”, comportam-se preferencialmente como barreiras hidráulicas. As falhas constituem condutas hidráulicas, que tendem a promover a carsificação, estando relacionadas com inúmeras emergências naturais, situadas no contacto entre as rochas carbonatadas e as de natureza xistenta (Figura 5).



Na metade NW do anticlinal os níveis piezométricos medidos e a inexistência de nascentes nos flancos do anticlinal sugerem que o sentido de fluxo da água subterrânea se processe de SE para NW. Este comportamento actual do fluxo hídrico subterrâneo estará na origem de um aporte considerável de água subterrânea para a formação dos calcretos do Cano.

Provavelmente, terá sido um comportamento semelhante no passado que esteve na origem de fenómenos de calchificação das formações paleogénicas que se localizam a NW do anticlinal de Estremoz. Esta alteração pedogénica e epigénica sobre-imposta aos sedimentos na zona de Casa-Branca-Cano, deu origem a calcários e/ou crostas calcárias (calcretos), concreções e margas carbonatadas, de cor esbranquiçada, cujas características hidráulicas, principalmente nos primeiros 40 m de profundidade, lhes conferem elevado interesse hidrogeológico (Notícia explicativa da Folha 32-C Avis, 1/50 000, *in press*).

As variações litológicas laterais e verticais da unidade dos calcretos, conferem-lhe elevada heterogeneidade, em particular na condutividade hidráulica, o que leva a que nesta formação haja captações com caudais consideráveis mas também uma elevada percentagem de furos improdutivos.

CARACTERIZAÇÃO HIDROQUÍMICA

Do ponto de vista hidroquímico, as águas subterrâneas do sistema aquífero Estremoz-Cano apresentam uma fácies bicarbonatada cálcica a calco-magnésiana.

Os vários estudos realizados nos últimos anos, revelaram que cerca de 20 % das águas analisadas neste sistema excedem o teor de 50 mg/l em nitratos. De um modo geral, as concentrações mais elevadas encontram-se em pontos de água localizados em terrenos agrícolas.

No que se refere aos restantes iões principais analisados (Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , HCO_3^- , Cl^- e SO_4^{2-}), estes encontram-se, de uma maneira geral, dentro dos valores paramétricos legislados.

A condutividade eléctrica obtida na totalidade das águas analisadas apresenta valores acima dos $400 \mu\text{s}/\text{cm}$. Os metais pesados analisados (Cu, Cr, Fe, Ni, Mn, Zn e Al) apresentaram teores dentro dos valores máximos admitidos para consumo humano, impostos por lei, com excepção do ferro que apresentou situações de incumprimento (Figura 6).

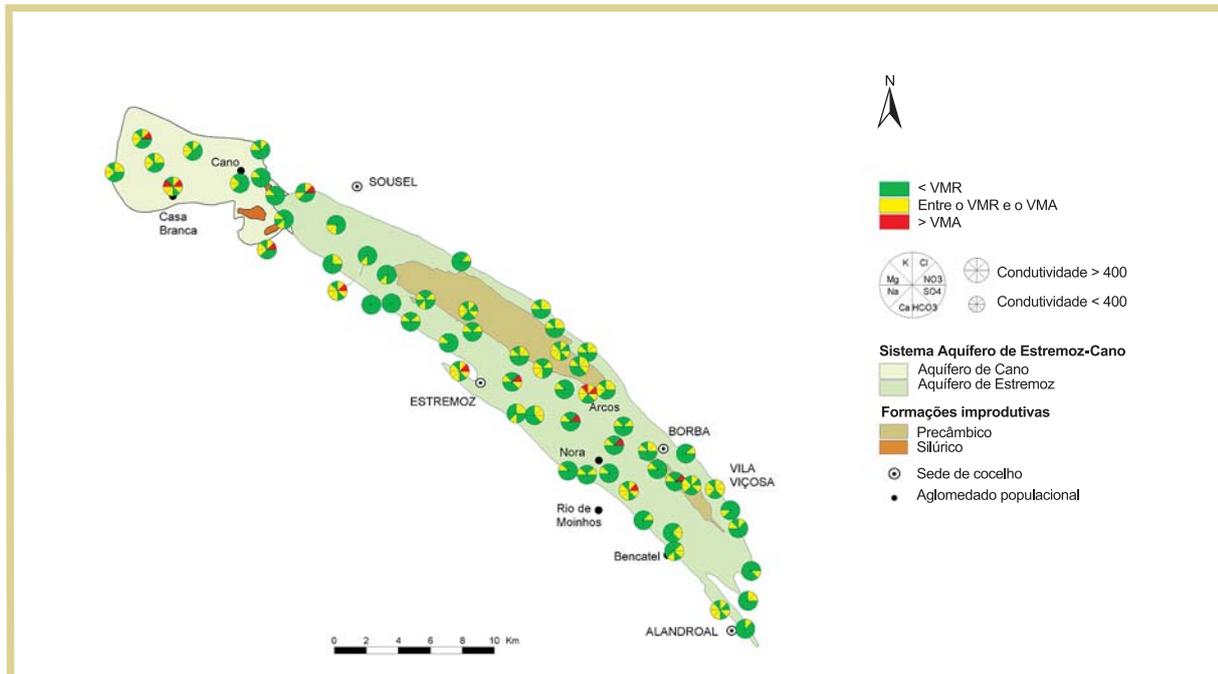


FIGURA 6 - Representação da qualidade química das águas analisadas, tendo em conta os valores legislados para consumo humano

QUALIDADE DA ÁGUA PARA USO AGRÍCOLA

A classificação da água quanto à sua aptidão para uso agrícola (rega) foi feita com base na classificação do U. S. Salinity Laboratory Staff. As classes encontradas são do tipo $\text{C}_2\text{-S}_1$ e $\text{C}_3\text{-S}_1$. Neste sistema a água subterrânea não apresenta qualquer perigo de alcalinização, no entanto apresenta perigo médio a alto de salinização no caso de solos com drenagens deficientes.

VULNERABILIDADE À POLUIÇÃO

Os factores intrínsecos do sistema aquífero Estremoz-Cano conferem-lhe elevada vulnerabilidade à poluição. Destes factores, destacam-se a reduzida espessura de solo de alteração, a ocorrência de numerosos sumidouros/algares e a existência de desenvolvidas condutas cársicas resultantes de fenómenos de carsificação, onde a propagação de poluentes se faz rapidamente.

As actividades agrícola e pecuária que se praticam na região constituem importantes focos de poluição, o que é comprovado pelos resultados analíticos de alguns dos pontos de água, que apresentavam fortes indícios de contaminação por nitratos. Os casos mais preocupantes foram detectados nas regiões de Casa Branca (113 mg/l), Romeiras (120 mg/l), Sta. Vitória do Ameixial (85 mg/l), Cardeais (113 mg/l), Arcos (92 mg/l), Álamo (80 mg/l) e Barro Branco (75 mg/l).

Tendo por base inúmeros estudos já realizados, e de forma a salvaguardar os recursos hídricos subterrâneos, parte do sistema aquífero Estremoz-Cano irá ser proposta como Zona Vulnerável (ZV) em relação aos nitratos.

PRINCIPAIS FOCOS POTENCIAIS DE CONTAMINAÇÃO

No sistema aquífero Estremoz-Cano os principais focos potenciais de contaminação prendem-se com a existência de lixeiras, matadores, lagares, fossas sépticas, descargas de efluentes industriais e domésticos e com a existência de explorações agrícolas.

No que se refere à indústria extractiva, não foram detectados quaisquer indícios de contaminação associados directamente às técnicas de extracção de rocha ornamental. De facto, as análises realizadas em pontos de água situados nos principais núcleos de extracção, não revelaram quaisquer valores acima dos valores paramétricos ou valores anómalos. Foram pesquisados iões maioritários e vestigiários, incluindo metais pesados, hidrocarbonetos totais, fenóis, óleos e gorduras. Apenas em pedreiras inactivas se constatou alguma degradação da qualidade microbiológica da água.

Podemos então referir que as principais consequências da indústria extractiva estão relacionadas com:

- aumento da concentração de partículas sólidas em suspensão nas linhas de água, resultantes da serragem de blocos de acções de remoção de solo, etc.;
- poluição provocada por derrame accidental de óleos ou combustíveis;
- degradação da qualidade microbiológica da água em pedreiras inactivas (as pedreiras são transformadas em depósitos de entulhos, sucata, resíduos industriais, animais mortos, etc.);
- degradação paisagística da região provocada pelo tipo de explorações a céu aberto (na paisagem alternam escombrelas e pedreiras);
- rebaixamento do nível piezométrico (pedreiras com profundidade superior a 100 m), que conduz à diminuição da produtividade de furos, poços e nascentes.

CONCLUSÕES

O sistema aquífero Estremoz-Cano apresenta algumas particularidades hidrogeológicas resultantes do enquadramento estrutural e geomorfológico que lhes confere características comuns às dos aquíferos do tipo cársico-fissurados. Este tipo de aquíferos concilia uma elevada capacidade de armazenamento com uma capacidade de regularização superior à dos aquíferos cársicos “clássicos”.

Os aquíferos cársicos-fissurados como o sistema aquífero Estremoz-Cano, possuem uma pequena capacidade de auto-depuração, devido a uma ausência quase total de filtração e a uma velocidade de circulação elevada, que pode atingir vários quilómetros por dia. Por esta razão, e sendo a água subterrânea um recurso estratégico para esta região, aterros sanitários, postos de abastecimento de combustível ou qualquer outra infra-estrutura susceptível de poluir, deve ser localizada preferencialmente no exterior deste maciço carbonatado; caso não seja viável evitar uma localização no interior do maciço, haverá que avaliar devidamente os possíveis processos de contaminação e prever um plano de monitorização e de intervenção adequados.

Atendendo à vulnerabilidade destas formações carbonatadas, e ao facto do abastecimento público e actividades agrícola e industrial dependerem exclusivamente das águas subterrâneas, várias medidas devem ser tomadas de forma a preservar a qualidade deste recurso na região:

- execução de captações com isolamento dos níveis iniciais;
- definição de perímetros de protecção no que respeita às origens de água para abastecimento;
- controlo de equipamentos abandonados nas pedreiras (activas e inactivas);
- recolha de óleos usados e outras medidas de segurança respeitantes ao funcionamento de infra-estruturas como as oficinas e serviços gerais;
- recolha e tratamento de efluentes associados à actividade pecuária;
- recuperação ambiental das pedreiras abandonadas, por forma a não constituírem depósitos de materiais obsoletos e a reduzirem a área de contacto directo entre o meio superficial e subterrâneo.

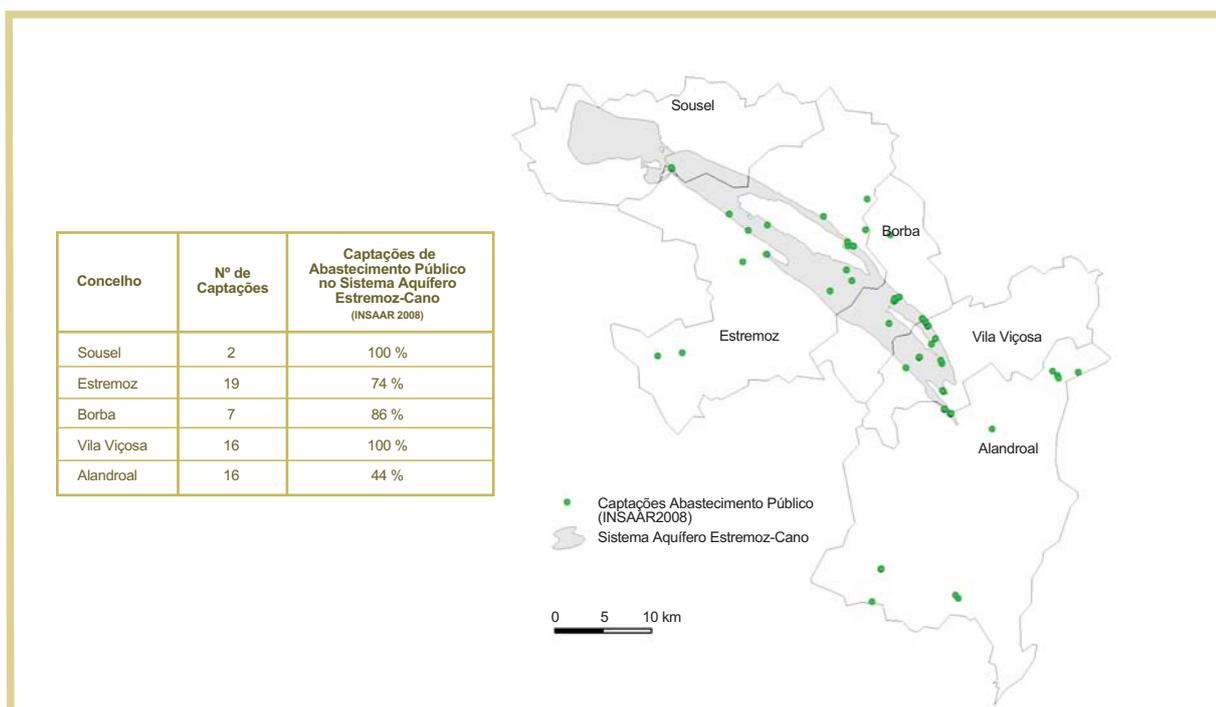


FIGURA 7 - Distribuição dos sistemas de abastecimento público no sistema aquífero Estremoz-Cano

Neste sistema aquífero os furos para abastecimento público são, geralmente, antigos e pouco profundos (Figura 7). A captação de caudais significativos a pequena profundidade faz com que estes sistemas sejam vulneráveis a quaisquer descidas de níveis piezométricos, relacionadas com períodos de seca prolongados. Como medida de adaptação face a possíveis cenários resultantes das alterações climáticas, deveria fazer-se um diagnóstico da vulnerabilidade dos vários sistemas de abastecimento público, nomeadamente através da identificação da posição das zonas produtivas de cada furo em relação ao respectivo nível dinâmico (furo em exploração).

BIBLIOGRAFIA

Carta Geológica de Portugal à escala 1:50000. Notícia explicativa da Folha 32-C Avis (*in press*). Laboratório Nacional de Energia e Geologia.

Carvalhosa, A. B., Gonçalves, F. e Oliveira, V. (1987) – *Carta Geológica de Portugal à escala 1:50000*. *Notícia explicativa da folha 36-D do Redondo*. Lisboa, Serv. Geol. de Portugal.

Costa, A. (1985) – Características Hidrogeológicas dos Principais Afloramentos de Formações Carbonatadas do Substrato Hercínico no Alentejo. *Congresso sobre o Alentejo*. Semeando novos Rumos, vol. II. Évora, p. 657-665.

Cupeto, C. (2003) – A água como factor de gestão planeamento e desenvolvimento integrado. Sistema Aquífero Estremoz-Cano (A4) Zona dos Mármore. Dissertação apresentada à Universidade de Évora, para obtenção do grau de Doutor em Geologia Aplicada e do Ambiente. Évora.

Cupeto, C. (1991) – Contribuição para o conhecimento hidrogeológico do maciço calcário de Estremoz (Cano-Sousel). Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, para obtenção do grau de Mestre em Geologia Aplicada e do Ambiente. Lisboa.

ERHSA – (1996/1999) – Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo. Projecto financiado pela Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Alentejo.

Fialho, A. (2009) – Caracterização Piezométrica do Sistema Aquífero Estremoz-Cano Utilizando Métodos Geomatemáticos. Dissertação apresentada ao Instituto Superior Técnico da Universidade Técnica de Lisboa, para obtenção do grau de Mestre em Georrecursos. Lisboa.

Lopes, J. L. (1995) – *Caracterização geológico-estrutural do flanco Sudoeste do anticlinal de Estremoz e suas implicações económicas*. Dissertação de mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.

Midões, C. (1999) – Contribuição para o conhecimento hidrogeológico das formações carbonatadas paleozóicas do Anticlinal de Estremoz. Dissertação de mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, 155 p..

Oliveira, J. T., Oliveira, V. & Piçarra, J. M. (1991) – Traços gerais da evolução tectono-estratigráfica da Zona de Ossa Morena, em Portugal: síntese crítica do estado actual dos conhecimentos. *Comun. Serv. Geol. Portugal, Tomo 77*, pp. 3-26.

Ribeiro, A., Antunes, M. T., Ferreira, M. P., Rocha, R. B., Soares, A. F., Zbyszewsky, G., Moitinho de Almeida, F., Carvalho, D. & Monteiro, J. H. (1979) – Introduction à la géologie générale du Portugal. pp. 114. Serviços Geológicos de Portugal.

Vintém, C., Sobreiro, S., Henriques, P., Falé, P., Saúde, J., Luís, G., Midões, C., Antunes, C., Bonito, N., Dill, A. C. & Carvalho, J. (2003) – Cartografia Temática do Anticlinal como Instrumento de Ordenamento do Território e Apoio à Indústria Extractiva. Relatório Interno de Instituto Geológico e Mineiro e CEVALOR para “AIZM – Acção Integrada da Zona dos Mármore (FEDER), Eixo Prioritário 2 do PORA – Programa Operacional Regional do Alentejo 2000-2006”.

Sistema Aquífero Monforte-Alter do Chão: Resultados obtidos no âmbito do Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo (ERHSA)

Judite Fernandes

Laboratório Nacional de Energia e Geologia

Alain Francés

Laboratório Nacional de Energia e Geologia

RESUMO

O sistema aquífero Monforte-Alter do Chão é um dos principais sistemas do nordeste alentejano, abastecendo as populações de Alter do Chão, Alter Pedroso, Cabeço de Vide, Vaiamonte e Monforte. O sistema tem tido um papel regulador nos recursos hídricos, minimizando as consequências que decorrem das secas periódicas e assumindo uma importância estratégica no desenvolvimento social e económico da região.

No âmbito do Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo (ERHSA) dinamizado pela CCDR Alentejo e financiado pelo programa PORA foi possível, neste sistema, construir piezómetros para integrar a rede regional de monitorização da ARH do Tejo, I.P., estabelecer um modelo conceptual do funcionamento hidráulico, estimar o volume de recursos renováveis, avaliar a sua produtividade, determinar fácies hidrogeoquímicas, avaliar a qualidade e quantidade de água para consumo humano e para rega, inventariar os focos de contaminação pontual e difusa, testar um índice de susceptibilidade para contaminantes de origem agrícola e definir perímetros de protecção das captações para abastecimento público (Fernandes, 2001).

Toda a informação obtida foi utilizada no estabelecimento de princípios e recomendações com vista ao planeamento e gestão dos recursos hídricos da região.

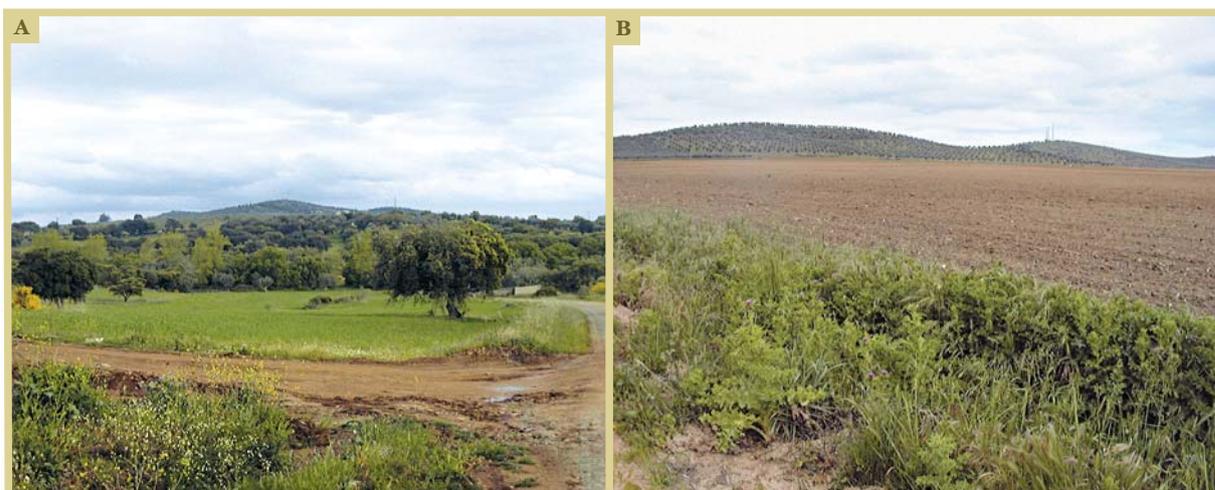


FIGURA 1 - Aspectos do Sistema Aquífero. **A** - Cabeço de São Miguel; **B** - Cabeços contínuos alinhados segundo a direcção NW-SE

1. INTRODUÇÃO

O sistema aquífero Monforte-Alter do Chão será aqui caracterizado do ponto de vista geológico, climatológico, hidrodinâmico e hidroquímico. Este estudo representa o trabalho de várias equipas, quer do Laboratório Nacional de Energia e Geologia, nomeadamente as Unidades de Águas Subterrâneas, Geologia e Cartografia Geológica, Geofísica e Sondagens, quer de diversos organismos com os quais se estabeleceram protocolos de colaboração, tais como o LIRIO - Pólo de Estremoz da Universidade de Évora, Centro de Geo-Sistemas do Instituto Superior Técnico, Centro de Geologia da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Centro de Hidrogeologia da Universidade de Neuchâtel - Suíça, entre outros.

2. ENQUADRAMENTO GEOGRÁFICO E GEOMORFOLÓGICO

Com uma área de cerca de 100 km², o sistema tem a forma de uma elipse alongada com o eixo maior orientado sensivelmente NW-SE e cujos extremos se materializam nas povoações de Alter do Chão e Monforte. A área inclui ainda os aglomerados populacionais de Alter Pedroso, Cabeço de Vide e Vaiamonte (Figura 2), distribuindo-se pelos concelhos de Alter do Chão, Fronteira e Monforte. Em termos cartográficos, encontra-se definido nas folhas 358, 370, 371 e 384 da Carta Militar de Portugal à escala 1/25 000.

Do ponto de vista geomorfológico, a região faz parte da extensa superfície de erosão alentejana, embora a área do sistema se destaque pelos relevos residuais contínuos que apresenta, associados às rochas gabróicas e calcárias e alinhados segundo a direcção NW-SE, sublinhando a deformação varisca (Figura 2).

No entanto a topografia é suave, caracterizada por vales amplos e declives pouco acentuados. As áreas com cotas mais baixas situam-se junto à povoação de Alter do Chão, Termas de Cabeço de Vide e no vale da Ribeira Grande junto a Monforte.

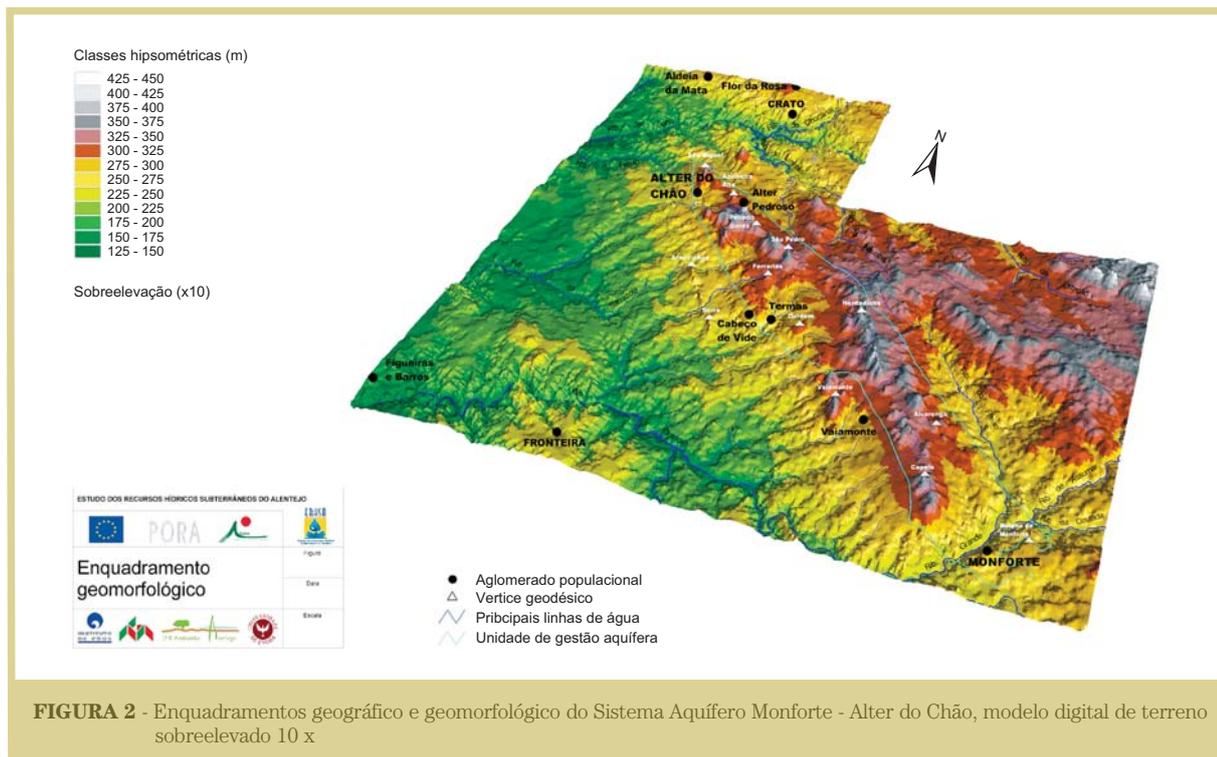


FIGURA 2 - Enquadramentos geográfico e geomorfológico do Sistema Aquífero Monforte - Alter do Chão, modelo digital de terreno sobrelevado 10 x

As linhas de água apresentam uma orientação preferencial NE-SW, com o sentido de escoamento divergente para NE e SW, formando uma rede com traçado sub-paralelo. Existem ainda algumas linhas de água com orientação N-S e sentido de escoamento para S. O desenvolvimento das linhas de água é incipiente, uma vez que nos encontramos, sobretudo, numa zona de cabeceiras. As que têm alguma expressão no sistema designam-se de N para S por Ribeira de Alter, Ribeira do Papa Leite, Ribeira de Vide, Ribeira do Carrascal, Ribeira do Pau e Ribeira Grande. Têm um regime temporário, intermitente, estando os caudais dependentes de episódios chuvosos nas respectivas bacias. Existem, no entanto, as que mantêm algum escoamento dependente de nascentes.

3. ENQUADRAMENTO GEOLÓGICO

Como seria de esperar, a circulação das águas subterrâneas em maciços de rochas cristalinas é extremamente influenciada, quer pelos aspectos litológicos, quer pelas estruturas geradas durante os episódios orogénicos que afectaram a região.

Do ponto de vista litológico, verifica-se que o sistema aquífero se localiza na clara dependência quer dos calcários e dolomitos cristalinos, atribuídos ao Câmbrio nos trabalhos de Gonçalves (1971) e Gonçalves *et al.* (1973, 1975, 1978), quer das rochas básicas e ultrabásicas e respectivas corneanas de contacto (Figura 3).

Quanto ao controlo estrutural, ele faz-se aqui sentir a dois níveis: i) a um nível regional a orientação geral do sistema, NW-SE, é devida às principais estruturas geradas durante as fases dúcteis da orogenia Varisca; ii) no entanto, é o sistema de fracturas gerado durante os episódios frágeis tardi-variscos (principalmente NNE-SSW e ENE-WSW), que vai condicionar os escoamentos superficial e subterrâneo.

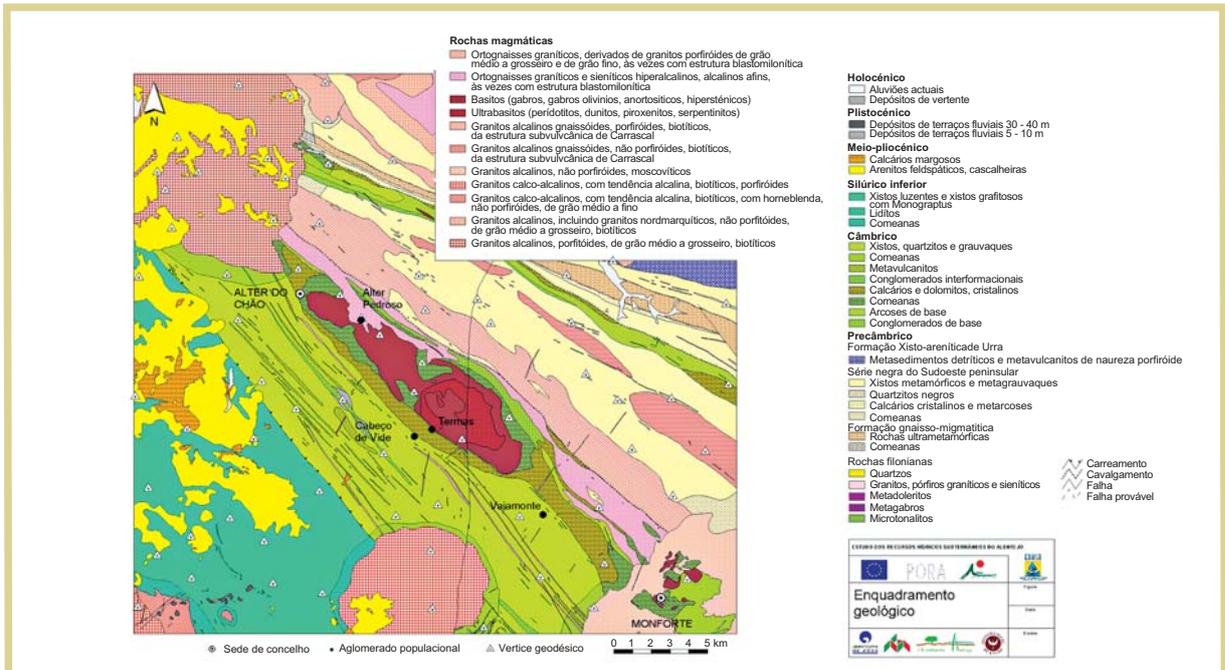
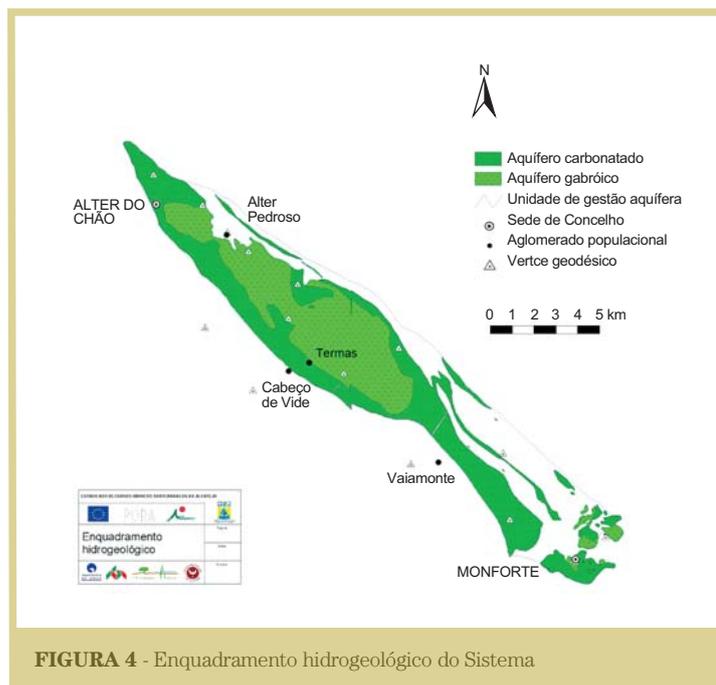


FIGURA 3 - Enquadramento geológico da região de Monforte-Alter do Chão

4. ENQUADRAMENTO HIDROGEOLÓGICO

O sistema aquífero Monforte-Alter do Chão resulta da conexão hidráulica entre um aquífero central (30 km²), que corresponde ao Maciço Básico e Ultrabásico de Alter do Chão-Cabeço de Vide, e um aquífero periférico envolvente (39 km²) de calcários dolomíticos, dolomitos e mármore calcíticos, do Câmbrico (Figura 4).



A intrusão do maciço na série carbonatada provocou uma auréola de metamorfismo de contacto, de extensão variável, de corneanas quartzíticas, pelíticas e calco-silicatadas. No núcleo do sistema aquífero encontram-se rochas básicas e ultrabásicas, parcial ou totalmente serpentinizadas, como os gabros, piroxenitos, dunitos e peridotitos

A área total de afloramento das formações aquíferas é de 69 km². No entanto, como aquelas se apresentam nalguns locais bastante segmentadas, optou-se por definir uma envolvente que funciona como unidade de gestão do sistema, com cerca de 100 km².

O sistema é livre nas formações que o suportam, apresentando características do tipo cársico-fissurado nos calcários e dolomitos, e do tipo fracturado, nas formações gabróicas. É recarregado directamente através da precipitação, não parecendo existir qualquer cedência de água a partir das formações encaixantes. Possui uma descarga natural durante todo o ano, através de nascentes, que se situam ao longo do bordo SW, no contacto entre a formação carbonatada e os xistos.

5. BALANÇO HÍDRICO

A caracterização climática teve como principal objectivo estimar o volume de recursos hídricos disponíveis na região e quantificar as entradas anuais no sistema aquífero.

O valor obtido para a precipitação média anual, para as estações udométricas de Alter do Chão, Cabeço de Vide e Monforte, ponderada pelo método de Thiessen é de 631 mm.

Para a estação climatológica Crato-Chança, mais próxima, efectuou-se o cálculo do balanço sequencial mensal de água no solo pelo método de Thornthwaite e Mather. Verifica-se que existe um défice hídrico no período de Junho a Outubro e um superavit hídrico no período de Dezembro a Abril, de 189 mm, que poderá alimentar o escoamento superficial.

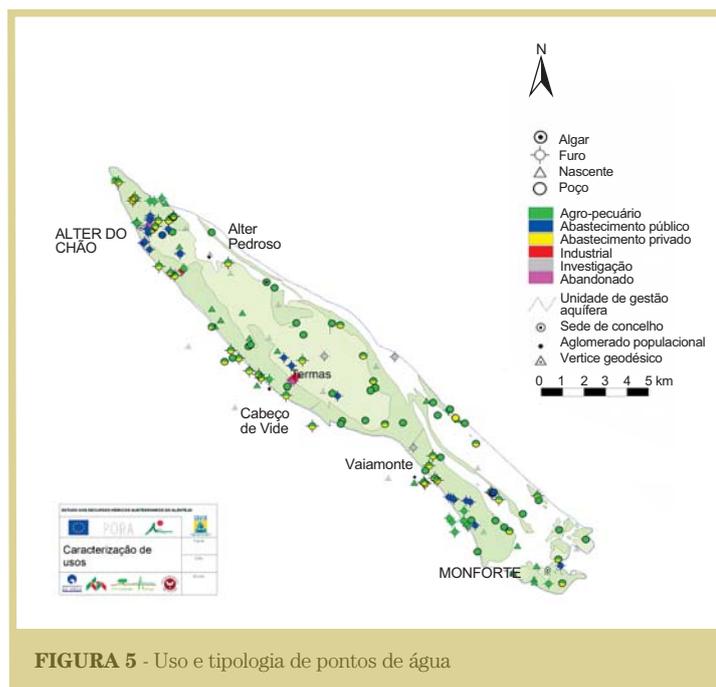
Estimou-se por métodos expeditos, como o balanço de cloretos, que 13 % da precipitação ocorrida corresponde à infiltração eficaz, com base no teor em cloreto de 18 amostras de água da chuva e de 22 amostras de água subterrânea para o mesmo período.

Estima-se a recarga em:

- $631 \text{ mm (Precip.)} \times 69160951 \text{ m}^2 \text{ (área do sistema)} \times 0,13 \text{ (Inf. Eficaz)} = 5673272811 \text{ l/ano}$;
- O volume de recursos hídricos subterrâneos renováveis será da ordem de 5,67 hm³/ano.

6. UTILIZAÇÕES DA ÁGUA SUBTERRÂNEA E PRODUTIVIDADES

Encontram-se inventariados no sistema 152 pontos de água, dos quais 79 correspondem a furos, 5 a sondagens, 46 a poços e 22 a nascentes. O tipo de utilização dado a cada ponto de água pode ser visualizado na Figura 5.



O abastecimento público é assegurado por 30 pontos de água, dos quais 6 pertencem ao concelho de Fronteira e abastecem Cabeço de Vide, 10 pertencem a Monforte e 14 a Alter do Chão. Os números aqui apresentados reportam-se ao ano de 2000, incluem os furos de reserva e no caso de Cabeço de Vide, as nascentes existentes nas Termas utilizadas frequentemente pela população.

Os sistemas de abastecimento são suficientes para satisfazer as necessidades actuais e futuras, dado que os estudos demográficos apontam para uma estabilização do número de habitantes.

Em termos de produtividade, verifica-se que 50 % dos furos nas formações carbonatadas têm caudais compreendidos entre 1,8 e 6 l/s atingindo os valores máximos 16 l/s. Os caudais medidos nas nascentes do aquífero cársico-fissurado oscilam entre 0,09 e 0,86 l/s.

Nas formações básicas e ultrabásicas conhecem-se 5 valores de caudal de furos camarários: i) no extremo norte da mancha, junto de Alter do Chão, os furos fornecem 1,69 e 1,99 l/s; ii) junto a Cabeço de Vide os furos fornecem caudais de 5,5, 10,5 e 16 l/s. Os caudais das nascentes oscilam entre 0,2 e 2 l/s.

Para ambos os aquíferos os furos mais produtivos situam-se no bordo SW do sistema.

A formação dos ortognaisses graníticos e sienitos hiperalcalinos tem baixa produtividade com caudais compreendidos entre 0,04 e 1,67 l/s.

7. REDE DE MONITORIZAÇÃO

Estabeleceu-se uma rede de monitorização piezométrica constituída por 52 pontos de água especialmente distribuídos e 5 piezómetros, 3 dos quais construídos para o efeito e 2 cedidos por um particular (Herde da Torre de Palma) e pela Câmara Municipal de Alter do Chão.

Efectuaram-se entre Julho de 1997 e Fevereiro de 2000, periodicamente, 11 campanhas de medições do nível piezométrico e dos parâmetros temperatura, condutividade, pH, potencial redox e nitratos. Na rede de monitorização da qualidade efectuaram-se 110 análises físico-químicas para quantificação dos principais aniões e catiões nas águas, em três épocas diferentes, águas baixas de 1997, águas altas de 1997/1998 e águas baixas de 1998.

7.1 EXECUÇÃO DE SONDAGENS VERTICAIS E ENSAIOS DE CAUDAL

Realizaram-se 3 sondagens de prospecção hidrogeológica, pela Unidade de Sondagens/LNEG, designadas por SDH Azinhal, junto a Vaimonte, SDH Sto. António das Paredes, junto a Cabeço de Vide, e SDH Vale Doce situada a cerca de 6 km a ENE da povoação de Cabeço de Vide (Quadro 1).

| QUADRO 1 – Piezómetros do Sistema Monforte-Alter do Chão | | | | | | | |
|--|------------------------------|--------------|--------------|----------|----------|---|--------------------|
| Nº carta 1/250000 | Designação | Coord. M (m) | Coord. P (m) | Cota (m) | Prof (m) | Litologia | Data de construção |
| 384 | SDH Azinhal | 253585 | 237765 | 315 | 112.48 | calcários | 11-11-98 |
| 371 | SDH Sto. António das Paredes | 249395 | 242090 | 296 | 60.25 | gabros e rochas ultrabásicas | 2-12-99 |
| 371 | SDH Vale Doce | 252710 | 242060 | 335 | 60.03 | ortognaisses graníticos e sienitos hipercalinos | 3-5-99 |

Cada sondagem foi objecto de uma caracterização litológica e estrutural de pormenor, realizada pelo LIRIO/EU, e de diagrfias eléctricas, nucleares, temperatura, condutividade do fluido e fluxo, realizadas pela Unidade de Geofísica/LNEG.

À profundidade de 30 m e no final de cada sondagem realizaram-se ensaios de caudal com sistema de *air-lift*, que permitiram estimar o grau de produtividade da captação em construção e obter uma primeira aproximação de parâmetros hidráulicos dos aquíferos bombeados.

No troço dos 0 aos 30 m da SDH Azinhal obteve-se uma transmissividade de 204 m²/dia. No troço dos 82,5 aos 112, 5 m obteve-se um rebaixamento residual de 35 cm, pelo que o cálculo de 139 m²/dia para a transmissividade não é real.

Na SDH Sto. António das Paredes ensaiou-se os primeiros 29 m e obteve-se uma transmissividade de 282 m²/dia. No segundo ensaio a transmissividade é de 110 m²/dia, com um rebaixamento residual de 15 cm considerado pouco significativo.

A SDH Vale Doce embora realizada numa zona bastante facturada evidenciou: i) a fraca permeabilidade dos ortognaisses graníticos e sienitos hipercalinos no flanco NE da estrutura e ii) ao não existir cedência de água dos calcários e conglomerados para estas formações, a eventual recarga nos cabeços da Herdadinha do Nabo e de Santo Cristo, gerará um fluxo no sentido SW.

Foram definidas as colunas de entubamento e construíram-se piezómetros, tendo em vista o estabelecimento de uma rede de monitorização piezométrica no sistema aquífero.

O facto de estes piezómetros possuírem uma caracterização, tanto quanto possível, completa, é uma garantia fundamental na fiabilidade dos dados hidrogeológicos obtidos, transformando-os nos pontos mais fiáveis da rede de monitorização piezométrica.

8. MODELO DE CIRCULAÇÃO

Os dados de piezometria foram processados utilizando técnicas geoestatísticas, nomeadamente a variografia para identificar e caracterizar a estrutura subjacente à variável e a estimação por Krigagem.

As 7 superfícies piezométricas geradas ao longo do ano hidrológico mostram que à escala regional a tendência do fluxo subterrâneo é no sentido de SW, excepto no extremo sul do sistema que tende para SE (Figura 6).

Os sentidos preferenciais do escoamento subterrâneo são concordantes com os sentidos de escorrência das linhas de água e com o padrão de distribuição espacial das nascentes ao longo do bordo SW da estrutura.

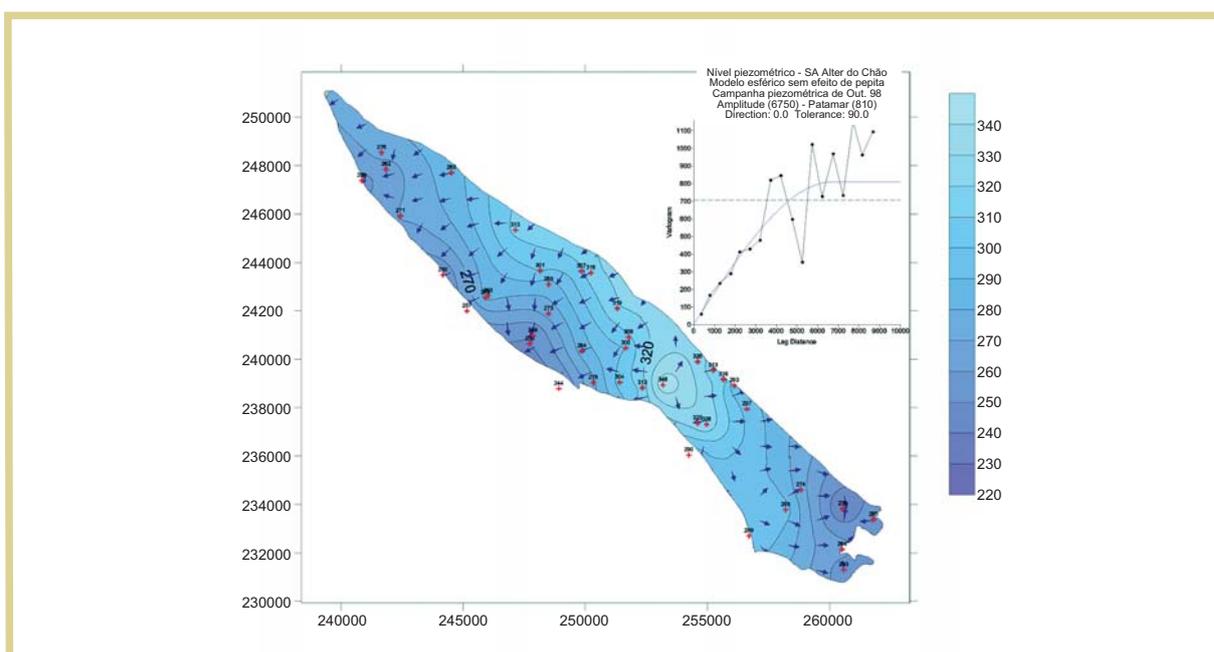


FIGURA 6 - Superfície piezométrica e sentidos de fluxo em Outubro de 1998

9. HIDROGEOQUÍMICA

As fácies hidrogeoquímicas dominantes são do tipo bicarbonatada cálcica e calco-magnésiana (Figura 7). Junto a Cabeço de Vide, no bordo sul da mancha de gabros, a fácies é bicarbonatada magnésiana. A água das termas de Cabeço de Vide apresenta um perfil hidroquímico distinto das restantes, do tipo cloretada-bicarbonatada sódica, com pH de 11, resíduo seco de 230 mg/l e uma temperatura de 22 °C.

Globalmente, são águas de boa qualidade para abastecimento público, contudo o valor máximo admissível, definido pelo Decreto-Lei nº 236/98, de 1 de Agosto, é excedido, nalguns casos, nos parâmetros nitrato e magnésio e apenas em dois pontos no potássio (Figura 7). O enriquecimento em magnésio é natural e deve-se à circulação das águas nos gabros serpentinizados. O excesso de nitrato na parte sudeste do sistema tem origem na lixiviação de solos agrícolas intensamente adubados.

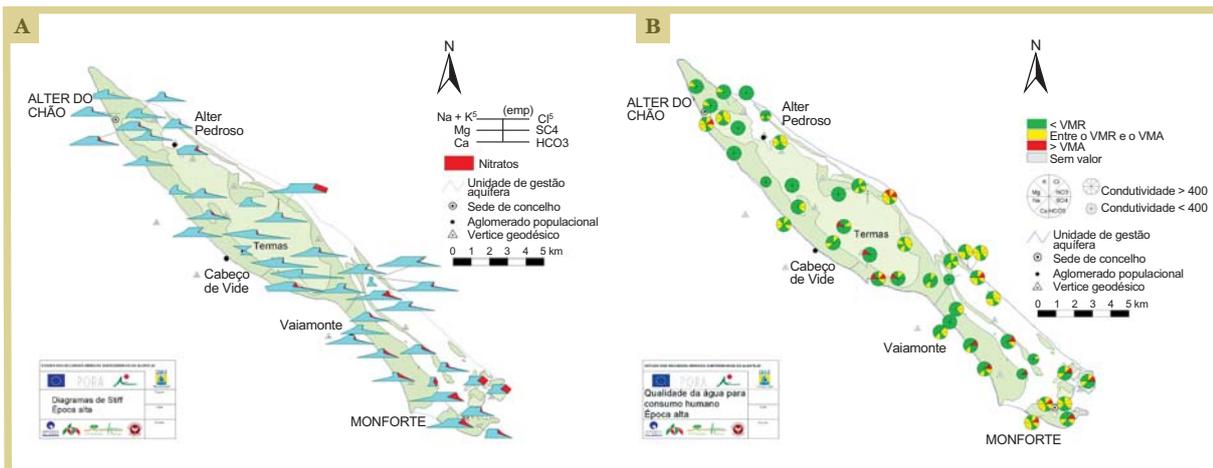


FIGURA 7 - Época de águas altas de 1997/1998: **A** - Diagramas de Stiff e **B** - Qualidade da água para consumo humano segundo os valores máximos recomendáveis (VMR) e admissíveis (VMA) definidos no Decreto-Lei nº 236/98, de 1 de Agosto

Em termos de qualidade para rega e segundo os critérios do United States Salinity Laboratory Staff (USSLS), as águas representam um baixo perigo de alcalinização dos solos e um médio, por vezes alto, perigo de salinização dos mesmos.

10. CONTAMINAÇÃO PONTUAL E DIFUSA

10.1 INVENTÁRIO DOS FOCOS DE CONTAMINAÇÃO

O sistema é afectado por diversos focos de contaminação pontual e áreas em que a contaminação é difusa (Figura 8). As áreas de contaminação difusa são aquelas em que se pratica agricultura intensiva com aplicação de grandes quantidades de adubos azotados e fosfatados e as boviniculturas em regime extensivo. Os focos

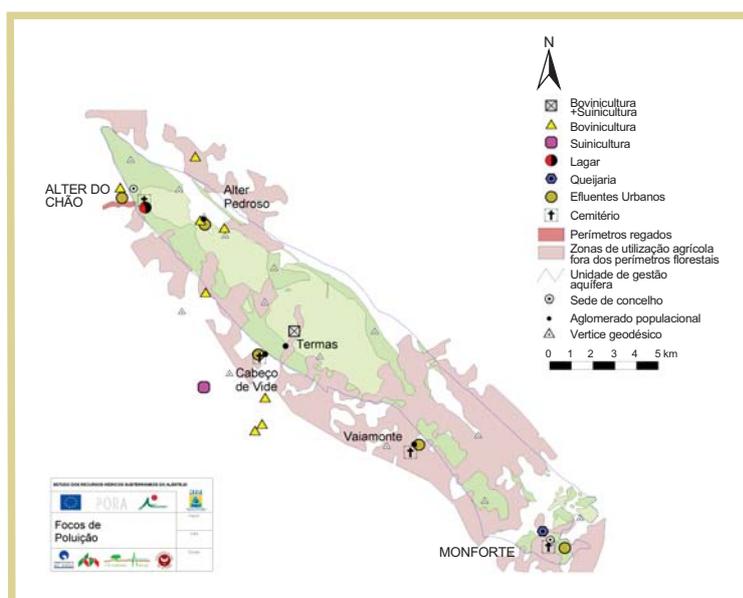
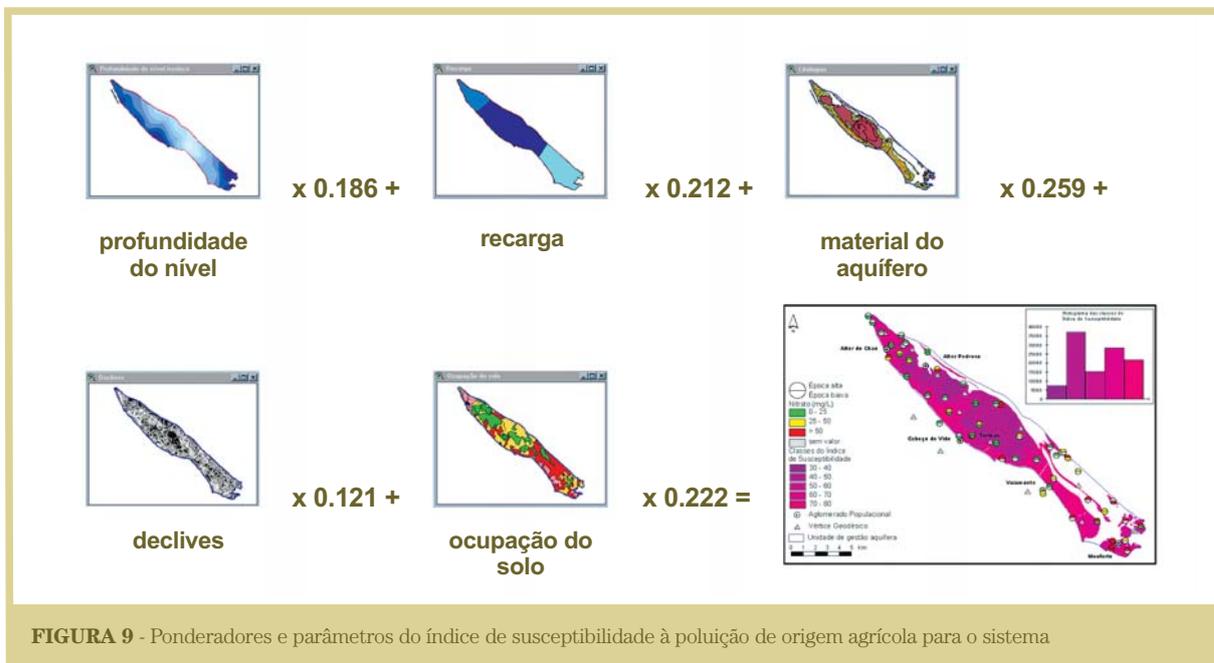


FIGURA 8 - Inventário de focos de contaminação pontual e difusa, reportado a 1999

de contaminação pontual são as suiniculturas, descargas nas linhas de água de colectores de águas residuais, domésticas e de pequenas indústrias transformadoras (lagar de azeite em Alter do Chão, queijaria de Monforte), descargas de ETARs, fossas sépticas, antigas lixeiras, cemitérios, entre outros.



10.2. VULNERABILIDADE À POLUIÇÃO

Para avaliar a vulnerabilidade dos sistemas à contaminação de origem agrícola foi desenvolvido no âmbito do ERHSA (Ribeiro, 2000) um índice de susceptibilidade (Figura 9).

Resumidamente, trata-se de uma adaptação do DRASTIC, tendo-se retirado os parâmetros impacto da zona não saturada, tipo de solo e condutividade hidráulica, considerados dispensáveis ou redundantes em contaminantes do tipo conservativo, e acrescentado o parâmetro ocupação do solo.

Neste Sistema, as zonas com maior índice de susceptibilidade à contaminação de origem agrícola correspondem essencialmente às áreas com agricultura intensiva, aos teores elevados de nitrato nas águas subterrâneas e às formações carbonatadas.

10.3. PROTECÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

A recarga dá-se de uma forma mais ou menos homogénea em toda a área aflorante, com a superfície freática a acompanhar o modelado topográfico, não parecendo existir áreas de recarga preferencial. Eventualmente, no Outeiro dos Ferreiros e no Monte de Almanhares onde se detectaram algares, indicadores de alguma carsificação, e no topo dos cabeços, onde a espessura de solo diminui, poder-se-á falar de áreas mais favoráveis à recarga. Perante esta situação, constata-se que toda a área aflorante do sistema é vulnerável à poluição. Assim, e tendo em vista a protecção e preservação da qualidade do recurso subterrâneo, deverão ser incentivadas medidas como: i) a aplicação do Código de Boas Práticas Agrícolas e ii) a consagração deste

sistema aquífero como um recurso estratégico e vulnerável nos Planos Directores Municipais, Planos Regionais de Ordenamento do Território e Planos de Gestão da Região Hidrográfica.

Foram delimitados os perímetros de protecção das captações de água subterrânea para abastecimento público (Decreto-Lei nº 382/99, de 22 de Setembro) e discriminados os usos do solo para a zona imediata, intermédia e alargada (Figura 10).

A construção de futuras captações deverá ser direccionada para áreas onde o índice de susceptibilidade do aquífero seja menor, afastadas de focos de contaminação pontual e difusa e das áreas de propagação dos contaminantes, tendo em conta as direcções do fluxo superficial e subterrâneo.

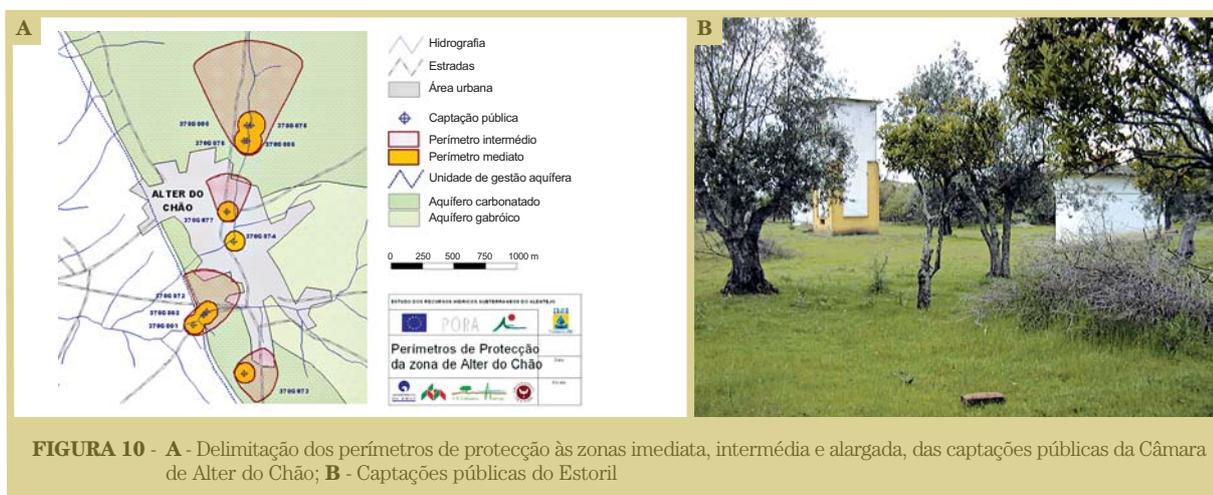


FIGURA 10 - **A** - Delimitação dos perímetros de protecção às zonas imediata, intermédia e alargada, das captações públicas da Câmara de Alter do Chão; **B** - Captações públicas do Estoril

11. CONCLUSÕES

Com o projecto ERHSA foi possível aprofundar o conhecimento do sistema aquífero Monforte - Alter do Chão e contribuir para a definição de princípios e recomendações de apoio à gestão dos recursos hídricos e do território.

BIBLIOGRAFIA

FERNANDES, J. (2001) – Sistema Aquífero Monforte-Alter do Chão. Fichas dos Sistemas Aquíferos do Alentejo – Anexo II do Relatório Técnico do ERHSA (IGM). Publicado pela Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Alentejo, Évora, 139 pp..

O sistema aquífero do Maciço Calcário Estremenho: Características e importância das traçagens para o conhecimento da circulação subterrânea

José António Crispim
Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa

ENQUADRAMENTO

Os relevos da Cordilheira Central prolongam-se para sudoeste pelas serras calcárias da Beira Litoral e Estremadura. A unidade destas é quebrada pela Bacia Cretácica de Ourém e pela zona deprimida entre Rio Maior e Cercal, individualizando o maciço de Sicó-Alvaiázere, o Maciço Calcário Estremenho e a Serra de Montejunto. Em todos estes relevos os afloramentos calcários são envolvidos por rochas detríticas ou com cariz nitidamente margoso, o que ajuda a salientar não só o contraste morfológico como os outros aspectos fisiográficos. Fernandes Martins em 1949 (Martins, 1949), ao definir a unidade geomorfológica que designou por Maciço Calcário Estremenho, salientou a coincidência de os limites mais nítidos seguirem a curva de nível dos 200 m. Esta característica é patente na análise de um mapa hipsométrico mas a observação de uma carta geológica permite verificar também a razoável coincidência destes limites com os limites geológicos das rochas calcárias jurássicas (Zbyszewski *et al.*, 1960, 1961, 1971, 1974; Teixeira *et al.*, 1968). As unidades elevadas identificadas são a Serra dos Candeeiros, a oeste, o Planalto de Santo António, no centro, e o Planalto de S. Mamede e a Serra de Aire, a leste. Entre estas unidades desenvolvem-se corredores deprimidos entre falhas com direcção noroeste e nor-nordeste que se cruzam na região de Porto de Mós. Ao longo do primeiro situam-se as depressões de Alvados e Minde, enquanto que ao longo do segundo se abre a depressão da Mendiga, cujo bordo oeste é sublinhado pela passagem do acidente diapírico de Fonte da Bica-Porto de Mós.

CARACTERÍSTICAS

A definição do sistema aquífero (Almeida *et al.*, 2000b) teve em conta não apenas as considerações geomorfológicas, mas sobretudo os limites da cartografia geológica, nomeadamente a passagem dos termos essencialmente carbonatados aos argilosos do Jurássico superior (“Camadas de Montejunto” a “Camadas de Alcobaça”).

O aquífero principal é constituído por rochas calcárias do Dogger e do Malm com uma espessura que varia entre 300 e 1500 m (Manuppella *et al.*, 1985 ; Crispim, 1992). A base destas formações compreende os primeiros termos calcários do Aaleniano, os calcários do Bajociano, os calcários dolomíticos da passagem do Bajociano ao Batoniano, os calcários do Batoniano e do Caloviano e também os calcários, conglomerados calcários e calcários margosos do Oxfordiano.

O muro do aquífero principal é constituído pelas margas e calcários margosos do Toarciano e Aaleniano, enquanto que o tecto pode ser constituído pelos argilitos e margas do Kimeridgiano, pelas argilas e arenitos do Titoniano ou pelos arenitos do Cretácico.

O sistema aquífero tem uma área de cerca de 770 km² (Almeida *et al.*, 2000b) e a precipitação varia entre os 1 000 e 1 600 mm/ano. Com valores médios da precipitação eficaz podem estimar-se os recursos renováveis entre 300 e 500 hm³/ano (Crispim & Monteiro, 1990; Novo *et al.*, 1991; Oliveira *et al.*, 1994; Almeida *et al.*, 2000b). O valor menor é praticamente assegurado pela produção das nascentes principais: Alviela, com cerca de 120 hm³/ano, Almonda com cerca de 100 m³/ano e Lis, com cerca de 60 hm³/ano. Estes recursos estão repartidos por três bacias hidrográficas diferentes e além das nascentes principais pode individualizar-se um conjunto de outras sub-bacias, a maior parte relacionadas com nascentes temporárias. A área de drenagem efectiva atribuível a cada uma não é fácil de delimitar, dado tratar-se de aquíferos cársicos e não haver estudos de traçagem na maior parte das áreas, pelo que o esboço apresentado na Figura 1 é apenas uma esquematização grosseira. Deste modo, observa-se que à Bacia Hidrográfica do Lis se podem associar: as nascentes do Lis que drenam directamente o bloco de calcários e calcários margosos do Jurássico médio e superior do Planalto de S. Mamede; as nascentes de Reixida que drenam, directamente ou através das formações margocalcárias do Jurássico superior, não só estas formações mas certamente também algumas áreas do Planalto de S. Mamede; as nascentes de Fonte dos Marcos e Rio Seco são também responsáveis pela drenagem de sectores menores dos afloramentos calcomargosos do Jurássico superior a oeste da falha do Reguengo; as nascentes do vale do Alcaide drenam já sectores do polje de Alvados; as nascentes da Fórnea apenas serão responsáveis por pequena faixa de terrenos ao longo da Costa de Alvados; as nascentes do Lena, de que se destaca a do Olho de Água da Ribeira de Cima, recebem águas de uma parte da terminação setentrional do Planalto de Santo António e da parte norte da depressão da Mendiga. Para as Bacias do Oeste drenam as nascentes de Chiqueda, cuja influência se deve estender a grande parte da Serra dos Candeeiros, com excepção da parte sul.

As restantes nascentes estão associadas à Bacia Hidrográfica do Tejo: a área atribuída à nascente do Almonda, baseada em pressupostos geológicos, não parece em conformidade com o seu caudal e produção anual; a nascente dos Olhos de Água do Alviela, além de drenar grande parte do Planalto de Santo António, estende também a sua influência ao Planalto de S. Mamede, através do Polje de Minde, como comprovam as traçagens efectuadas (Crispim, 1986, 1995); a nascente de Vila Moreira compartilha águas com as

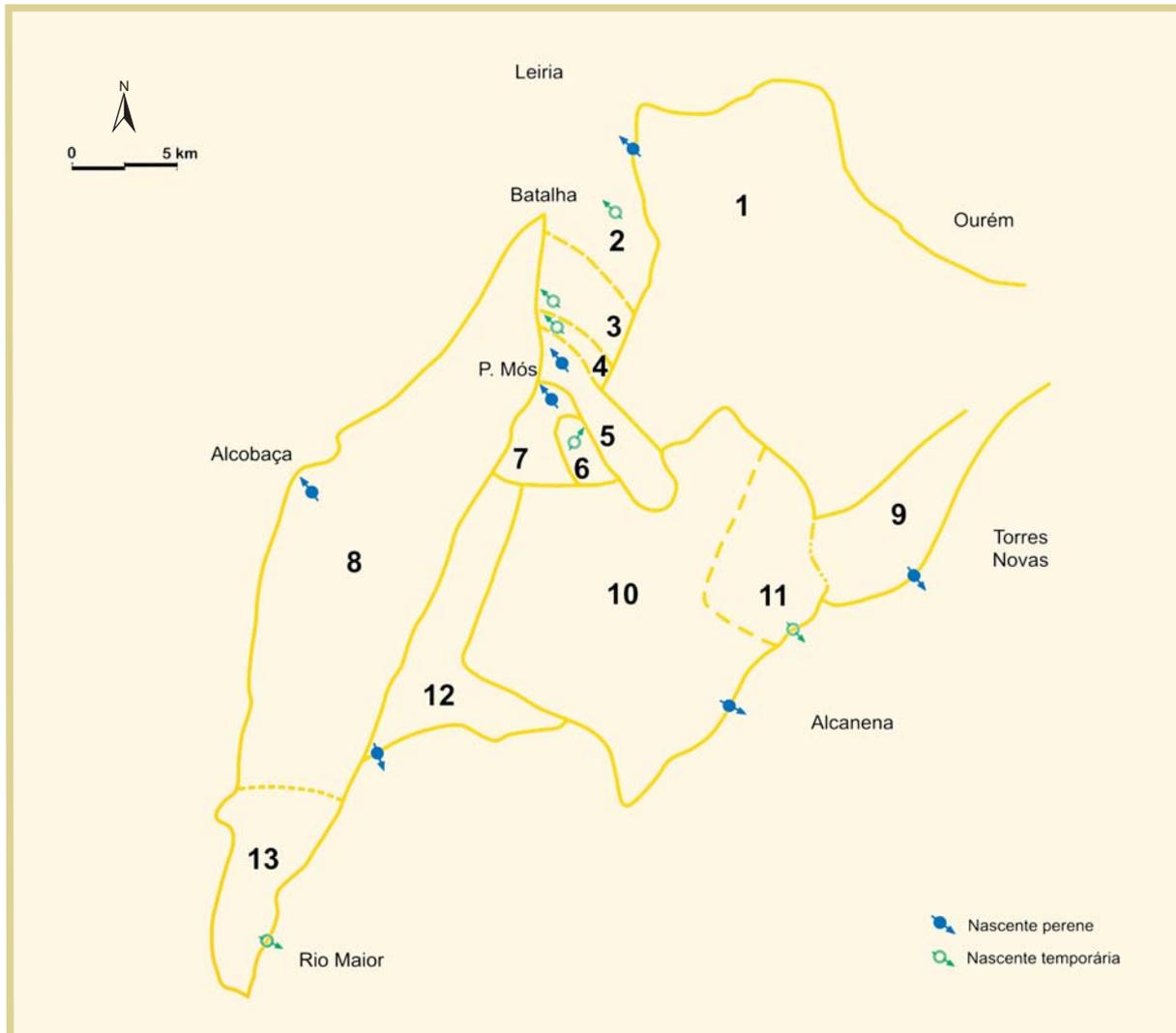


FIGURA 1 - Bacias e sub-bacias no Sistema Aquífero do Maciço Calcário Estremenho. Para a Bacia Hidrográfica do Lis: **1** - Lis; **2** - Reixida; **3** - Fonte dos Marcos; **4** - Rio Seco; **5** - Alcaide; **6** - Fórnea; **7** - Lena. Para a Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Oeste: **8** - Chiqueda. Para a Bacia Hidrográfica do Tejo: **9** - Almonda; **10** - Alviela; **11** - Vila Moreira; **12** - Alcobertas; **13** - Bocas do Rio Maior

nascentes do Alviela e Almonda, como também foi comprovado por traçagens (*ibidem*); a nascente do Olho de Água de Alcobertas drena o bloco de calcários e calcários margosos do Jurássico superior da depressão da Mendiga, embora com caudal reduzido; finalmente, às várias nascentes das Bocas de Rio Maior deve ser atribuída uma área compreendendo a terminação meridional da Serra dos Candeeiros e a sua continuação para sul sob os sedimentos detríticos mesocenozóicos.

As águas do Sistema Aquífero do Maciço Calcário Estremenho são em geral bicarbonatadas cálcicas, raramente calcomagnesianas, raras vezes têm valores significativos de cloretos e sódio, são medianamente mineralizadas e são duras a muito duras (Almeida *et al.*, 2000b). Em 55 % das amostras analisadas (*ibidem*) é excedido o VMR da condutividade, e em apenas 10 % e 20 % é excedido o VMR dos nitratos e cloretos, respectivamente.

AMEAÇAS À QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Na extensa área do sistema aquífero existem várias ameaças à qualidade das águas subterrâneas (Fleury, 1940; Crispim & Monteiro, 1990; Almeida *et al.*, 1996; Rodrigues & Lopes, 1998). A primeira a ter em conta é a elevada densidade populacional, mais importante nos núcleos de Mira de Aire e Minde mas alastrando a áreas ao longo do IC2 e na região de Fátima. Em geral, os sistemas de saneamento são deficientes ou inexistentes. O atravessamento por importantes eixos viários como o IC2, a A1 e as N243 e 356 também são factor de preocupação devido à constante libertação de hidrocarbonetos e metais pesados para os solos. Mira de Aire e Minde foram até há pouco os únicos núcleos industriais da região mas têm vindo a ser secundados por outras áreas cujo levantamento de risco potencial está por efectuar. A agropecuária, com a suinicultura tradicionalmente mais concentrada na região de Chãos (Alcobertas), ocupa algumas áreas dispersas pela depressão da Mendiga e pelos planaltos de S. Mamede e Santo António, neste último caso, particularmente, gado bovino em sistema de produção extensiva. Os lagares de azeite estão em declínio na área do maciço. As três últimas unidades a laborar até há pouco tempo situam-se em Serro Ventoso, Serra de Santo António e Vale da Serra.

Uma das ameaças mais duradouras e que maior área ocupa é patrocinada pela actividade da indústria da extracção de pedra. Em particular, a extracção de pedra para calçada e de lajes provoca a destruição do epicarso em largas áreas da bacia de alimentação. A rede organizada de pequenas cavidades cársicas ligadas às condutas verticais do topo da zona vadosa é substituída por uma camada de solo com reduzida permeabilidade (técnica comum para a “reabilitação de pedreiras”) cobrindo blocos calcários também com permeabilidade reduzida, perdendo-se a função de regularização da infiltração e armazenamento desempenhada pelo epicarso. O resultado previsível é o aumento da evaporação e/ou do escoamento superficial, modificação do regime hidrológico, diminuição dos recursos anuais, com picos de caudal menores mas relativamente mais acentuados, menor disponibilidade em águas médias e baixas e diminuição da qualidade das águas, nomeadamente devido ao aumento do arraste de finos. Tenha-se presente que um bom aquífero cársico depende de um epicarso bem desenvolvido e estruturado e que a diferença entre um maciço constituído por calcários (rocha com permeabilidade muito reduzida), um maciço fracturado (permeabilidade baixa a média) e um maciço carsificado (permeabilidade elevada) é função do tempo, na escala $10^4 - 10^7$ anos. Portanto, a destruição do epicarso compromete drasticamente o funcionamento do aquífero cársico e é praticamente irreversível.

CONTRIBUIÇÃO DAS TRAÇAGENS

O estudo dos aquíferos cársicos engloba várias abordagens. A primeira consiste no estudo geológico, desde a interpretação do comportamento dos vários tipos litológicos das formações que constituem o aquífero, passando pelo estudo da influência da estrutura e da tectónica, de modo a caracterizar a matriz de fracturação, identificar blocos com comportamento individualizado e hierarquizar o papel dos vários acidentes tectónicos na circulação subterrânea (Crispim, 1987, 1992, 1993, 2009). A análise dos hidrogramas e dos quimiogramas permite avaliar o grau de carsificação, a hierarquização e o desenvolvimento dos vários subsistemas (Crispim, 1995). A investigação espeleológica, incluindo a exploração subaquática, permite que as hipóteses baseadas na interpretação dos dados geológicos de superfície sejam testadas pois constitui o meio de observação directa da constituição do aquífero, desde o epicarso e zona vadosa até à zona freática.

As traçagens são uma metodologia com ampla aplicação em aquíferos cársicos. As técnicas têm vindo a ser melhoradas, particularmente no que respeita à utilização de traçadores fluorescentes, sendo actualmente

possível a monitorização em contínuo da passagem de vários traçadores em simultâneo. Todavia, a aplicação destas técnicas exige que algumas características físicas dos aquíferos se observem, nomeadamente a existência de pontos de injeção dos traçadores e pontos de recuperação, estando os estudos condicionados pela sua distribuição na área do maciço. No caso do Maciço Calcário Estremenho, a área com melhores características é o Polje de Minde pois está sobranceiro a três nascentes importantes e tem sumidouros com escoamento concentrado que podem ser utilizados para injeção dos traçadores (Figura 2). Foi na década de oitenta do século passado que se levou a cabo a primeira experiência de traçagem da circulação subterrânea no Polje de Minde com a utilização de traçadores fluorescentes (Crispim, 1986). Nos anos seguintes, e apesar de várias experiências falhadas, o Polje de Minde continuou a ser alvo de traçagens, em águas médias ou altas e recorreu-se também à utilização de grutas e furos de captação para injeção dos traçadores ou seguimento da sua passagem ou chegada (Crispim, 1995; Crispim & Lopes, 2007; Lopes *et al.*, 2007).

Neste momento foram já traçados eixos da circulação afluentes ao polje e eixos de descarga para as nascentes do bordo do maciço. No primeiro caso incluem-se traçagens entre as depressões periféricas do Mindinho e Covão do Coelho e entre grutas situadas na vertente nordeste, tendo como pontos de injeção os sumidouros

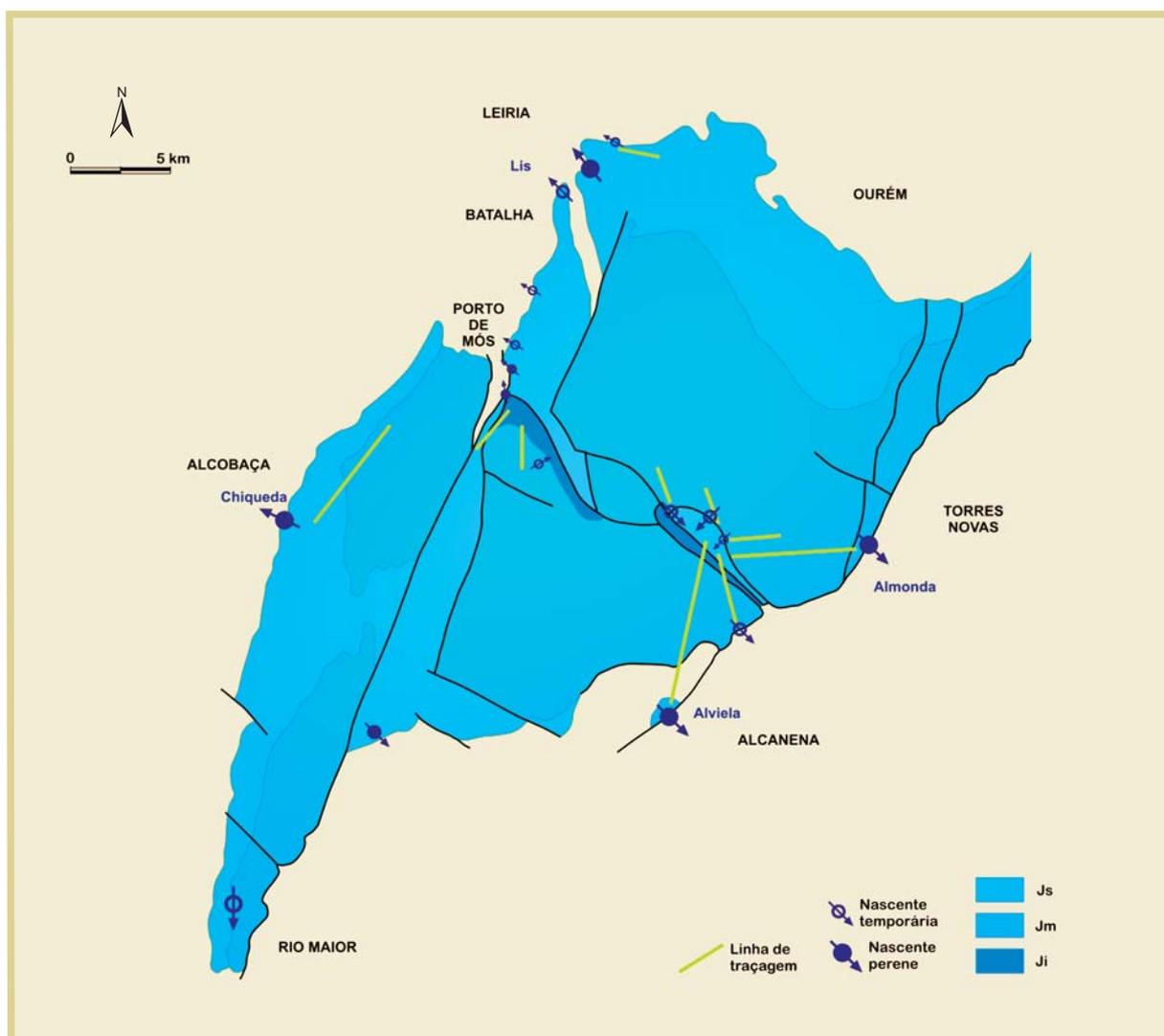


FIGURA 2 - Linhas de traçagem no Sistema Aquífero do Maciço Calcário Estremenho

da depressão do Mindinho, a Gruta dos Moinhos Velhos e o Algar da Lomba, e como pontos de recolha positiva do traçador a nascente do Olho de Mira, a nascente da Pena, a Gruta da Contenda e a nascente do Regatinho. No segundo caso incluem-se várias traçagens entre sumidouros situados na parte sul do polje e as nascentes do Almonda, Vila Moreira e Alviela, efectuadas quer no início da cheia do polje, quer em plena cheia, recorrendo a mergulho para injectar o traçador, quer ainda após esvaziamento do polje, através de injeção forçada.

Também a região de Chão das Pias, sobranceira às nascentes do Lena e da Fórnea, beneficiando da existência de um algar com circulação activa, foi alvo de várias experiências de traçagem. O traçador injectado no Algar da Arroteia, em Chão das Pias, foi recolhido em apenas uma das nascentes do Lena. O aparecimento de águas ruças noutra das nascentes do Lena justificou a realização de uma traçagem a partir do algar utilizado como esgoto dos efluentes de um lagar de azeite em Serro Ventoso, tendo-se confirmado positiva a ligação entre estes dois pontos.

Na região de Fontes e Cortes, foi estudada a circulação entre perdas subfluviais da Ribeira de Abadia e as nascentes do Lis. Neste caso verificou-se que a circulação subterrânea se dirige para pequenas nascentes situadas logo abaixo no mesmo vale e não atinge as nascentes do Lis.

Outro sector onde foram realizadas experiências de traçagem com sucesso foi na plataforma carsificada de Aljubarrota. A ribeira que percorre temporariamente o Vale do Mogo tem um sumidouro (Algar do Covão) a sul de Pedreiras. As águas que se infiltram neste sumidouro reaparecem a jusante nas nascentes de Chiqueda, voltando a juntar-se à ribeira após um percurso subterrâneo.

Verifica-se com estes casos de estudo que as experiências de traçagem podem confirmar o que seria dedutível através da interpretação geológica mas também podem revelar situações anómalas. Entre estas estão a demonstração da existência no Polje de Minde de uma difluência para as bacias do Alviela e do Almonda, embora ainda não se compreenda como ocorre a divergência de fluxo. Por outro lado, comprovou-se que a falha da Costa de Minde, que põe em contacto formações carsificáveis do Jurássico médio e superior com rochas margosas do Jurássico inferior, supostamente impermeáveis, não constitui barreira à circulação subterrânea. Situação idêntica foi revelada na traçagem de Serro Ventoso, onde se verificou que as águas

QUADRO 1 - Síntese dos valores obtidos para a velocidade média e máxima num conjunto de traçagens no Sistema Aquífero do Maciço Calcário Estremenho

| | Distância (km) | Vm (m/h) | VM (m/h) |
|-------------------------|----------------|----------|----------|
| Chão das Pias | 2.4 | 68 | 70 |
| Chão das Pias (O. Água) | | 61 | 102 |
| Parramau - Alviela | 7.8 | 144 | 456 |
| Parramau - Alviela | | 194 | 277 |
| Parramau - Vila Moreira | 4.0 | 162 | 306 |
| Parramau - Vila Moreira | | 158 | 234 |
| Zé Lenha - Vila Moreira | 4.6 | 194 | 269 |
| Zé Lenha - Vila Moreira | | 119 | 218 |
| Zé Lenha - Almonda | 6.9 | 241 | 375 |
| Zé Lenha - Almonda | | 191 | 248 |
| Zé Lenha - Almonda | | 238 | 365 |
| A. Lomba - Regatinho | 1.4 | 106 | 197 |
| Mindinho - Olho de Mira | 1.0 | 50 | 70 |

subterrâneas atravessam as falhas da Costa da Mendiga e percorrem o Jurássico inferior até às nascentes do Lena. Ainda neste sector, inesperada também, mas confirmando a circulação cársica em condutas independentes, é a situação de a circulação subterrânea observada no Algar da Arroiteia se dirigir para apenas uma das várias nascentes do Lena sem distribuir águas pelas restantes nascentes situadas bastante próximo.

Finalmente, o já razoável número de experiências de traçagem efectuadas no sistema aquífero do Maciço Calcário Estremenho permite ter uma ideia da gama de velocidades da circulação subterrânea (Quadro 1). Embora representativas sobretudo do regime de circulação em águas altas, observa-se que os valores mais baixos da velocidade média rondam os 60 m/h enquanto que os valores mais elevados da velocidade máxima se situam no intervalo dos 200-300 m/h mas podem aproximar-se dos 500 m/h. Estes valores dão bem a ideia da rapidez com que um eventual episódio de contaminação se pode propagar aos furos de captação e às nascentes, mas por outro também indicam que muito rapidamente o aquífero retoma as condições iniciais relativamente à qualidade da água.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho é uma contribuição do projecto "Interpretação da confluência e difluência das águas subterrâneas no polje de Minde como meio para perspectivar a correcta protecção dos recursos - WATERMIND", (POCI/CTE-GEX/59086/2004).

BIBLIOGRAFIA

Almeida, C. A., Crispim, J. A., Silva, M. L. & Paralta, E. (2000a) – Hidrogeologia, in *Not. Expl. da Folha 27-A, Carta Geol. de Port. na Esc. 1:50.000*, Manuppella, G. (coord.). Inst. Geol. e Mineiro, Lisboa, pp. 116-131.

Almeida, C. A., Mendonça, J. L., Jesus, M. R. and Gomes, A. J. (2000b) – Sistemas Aquíferos de Portugal Continental. Centro de Geologia da Universidade de Lisboa/Instituto da Água. 661 p. Lisboa.

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, pp. 211-220.

Crispim, J. A. (1986) – Traçagens com Uranina em Minde. 2º Congresso Nacional de Geologia, Maleo, 2 (13), Lisboa, pp. 16-17.

Crispim, J. A. (1987) – Evolução da hidrologia subterrânea na Gruta de Moinhos Velhos (Mira de Aire), *Algar; Bol. Soc. Port. Espeleologia*, 1, pp. 3-8. Lisboa.

Crispim, J. A. (1992) – Características cársicas das rochas carbonatadas da região central do Maciço Calcário Estremenho, *Algar; Bol. Soc. Port. Espeleologia*, 3, pp. 9-18. Lisboa.

Crispim, J. A. (1993) – Algumas considerações sobre a estrutura geológica dos poljes de Alvados e Minde, *Algar; Bol. Soc. Port. Espeleologia*, 4, pp. 13-26. Lisboa.

Crispim, J. A. (1995) – Dinâmica Cársica e Implicações Ambientais nas Depressões de Alvados e Minde. Ph. D. Thesis, Univ. Lisboa, GeoFCUL, 394 p..

Crispim, J. A. (2009) – Evolution of Portuguese karst regions in a basin-inversion setting: importance of faulting and confinement on cave development and spring location. Proceedings of the 15th International Congress of Speleology, vol. 2, p. 819-824. Kerrville.

Crispim, J. A. & Lopes, L. M. (2007) – Ligação hidrológica entre o Algar da Lomba e a nascente do Regatinho (Minde, Portugal), Actas do Simpósio Ibero-americano sobre o Património Geológico, Arqueológico e Mineiro em Regiões Cársicas, p. 19-22, SEDPGYM, Batalha.

Crispim, J. A. & Monteiro A. R. (1990) – Nota preliminar sobre a contaminação de algumas nascentes do Maciço Calcário Estremenho. Geolis, vol. IV (1 e 2), Lisboa, pp. 173-176.

Fleury, E. (1940) – Les eaux du groupe de l'Alviela ou des grandes résurgences des calcaires jurassiques des Olhos de Água, d'Ota et d'Alenquer. In *Relatório sobre o Tratamento das Águas de Lisboa*, Anexo IV, M.O.P.C., pp. 129-191. Lisboa.

Lopes, L. M., Crispim, J. A. & Henriques, J. M. (2007) – Traçagem da circulação subterrânea entre a depressão do Mindinho e o Polje de Minde (Mira de Aire, Portugal), Actas do Simpósio Ibero-americano sobre o Património Geológico, Arqueológico e Mineiro em Regiões Cársicas, p. 13-17, SEDPGYM, Batalha.

Manuppella, G., Balacó Moreira, J. C., Graça e Costa, J. R. & Crispim, J. A. (1985) – Calcários e dolomitos do Maciço Calcário Estremenho. Estudos Notas e Trabalhos, DGGM, T. 27, pp. 3-48.

Martins, A. F. (1949) – Maciço Calcário Estremenho. Coimbra, 229 p..

Novo, M. E., Roque, A., Cabral, M., Jorge, C. & Lobo-Ferreira, J. P. (1991) – Inventário dos Recursos Hídricos Subterrâneos. Caracterização da Qualidade das Águas e Vulnerabilidade dos Aquíferos da Região Centro. Relatório 213/91-GIAS, LNEC, Lisboa.

Oliveira, M. M. & Lobo-Ferreira, J. P. (1994) – Desenvolvimento de um Inventário das Águas Subterrâneas de Portugal: Metodologias de Análise da Recarga de Aquíferos. Relatório 319/94-GIAS, LNEC, Lisboa, 111 p..

Rodrigues, J. C. & Lopes, P. J. (1998) – Caracterização Hidrogeoquímica da Região do Vale da Serra. Relatório inédito. DGUA.

Teixeira, C., Zbyszewski, G., Torre de Assunção & Manuppella, G. (1968) – Carta Geológica de Portugal na Escala de 1:50000 e Notícia Explicativa da Folha 23-C, Leiria. Serv. Geol. Portugal, Lisboa, 99 p..

Zbyszewski, G., Camarate França, J. & Veiga Ferreira, O. (1961) – Carta Geológica de Portugal na Escala de 1:50.000 e Notícia Explicativa da Folha da Folha 26-B, Alcobaça. Serv. Geol. Portugal, Lisboa, 51 p..

Zbyszewski, G., Manuppella, G. & Veiga Ferreira, O. (1971) – Carta Geológica de Portugal na Escala de 1:50000 e Notícia Explicativa da Folha 27-C, Torres Novas. Serv. Geol. Portugal, Lisboa, 46 p..

Zbyszewski, G., Manuppella, G., Veiga Ferreira, O., Mouterde, R., Ruget-Perrot, Ch. & Torre de Assunção, C. (1974) – Carta Geológica de Portugal na Escala de 1:50000 e Notícia Explicativa da Folha 27-A, Vila Nova de Ourém. Serv. Geol. Portugal, Lisboa, 82 p..

Zbyszewski, G. & Moitinho de Almeida (1960) – Carta Geológica de Portugal na Escala de 1:50000 e Notícia Explicativa da Folha 26-D, Caldas da Rainha. Serv. Geol. Portugal, Lisboa, 56 p..

Sistema aquífero de Ourém

João Nascimento

Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa

INTRODUÇÃO

O sistema aquífero de Ourém corresponde a uma bacia sedimentar com uma área de 316 km², do Cretácico, localizada na Unidade Hidrogeológica da Orla Ocidental.

Localiza-se essencialmente dentro dos limites do concelho de Ourém (259 km²), ocupando ainda parte dos concelhos de Pombal (38 km²), Leiria (9 km²), Tomar (9 km²) e Alvaiázere (menos de 1 km²). As bacias hidrográficas representadas neste aquífero são a do rio Mondego, rio Lis e rio Tejo, sendo esta última a principal bacia drenante das ribeiras da área do sistema aquífero. Desta forma, encontra-se na área de administração da ARH do Tejo, I.P. (Figuras 1 e 2).

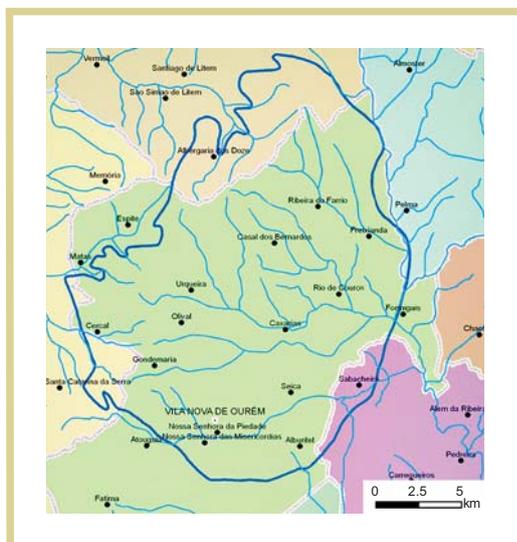


FIGURA 1 - Enquadramento geográfico

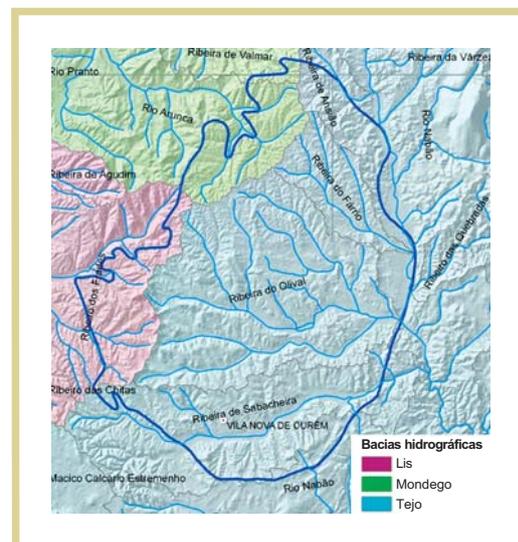


FIGURA 2 - Enquadramento hidrográfico

A formação geológica que sustenta o sistema aquífero de Ourém denomina-se por Complexo Detrítico Cretácico, nomeadamente os conglomerados da Caranguejeira (Figura 3). Esta formação é constituída por arenitos mais ou menos grosseiros e conglomerados de matriz argilosa, com um carácter mais fino da base para o topo. É frequente a presença de intercalações argilosas (Manupella *et al.*, 2000). A espessura desta formação poderá variar entre 75 e 200 m (Almeida *et al.*, 2000).

Na parte Sul do aquífero, nas vertentes afloram geralmente calcários do Cenomaniano, de espessura variável entre 10 e 70 m. Localmente, estas formações poderão comportar-se como aquíferos.

O Miocénico e o Plio-quadernário estão representados por arenitos, grés, arcoses, argilas e margas, assentes na formação anterior. Apesar de localmente poder ter espessuras na ordem dos 100 m, o seu interesse aquífero é limitado.

HIDROGEOLOGIA

Classifica-se este sistema aquífero como poroso, multicamada, sendo em algumas áreas semi-confinado a confinado. Assenta essencialmente na formação dos Arenitos do Carrascal (Complexo detrítico do Cretácico).

Paralta (1995) apresenta valores de transmissividade resultantes de quatro ensaios de bombagem, estando estes entre os 35 e 680 m²/dia. O mesmo autor apresenta dois valores de coeficiente de armazenamento de 4×10^{-5} e 8×10^{-5} , característicos de aquíferos confinados.

As produtividades variam essencialmente entre os 0 e os 25 l/s, com uma média de 4,5 l/s (Almeida *et al.*, 2000), tratando-se desta forma de um aquífero com produtividades médias a baixas.

No que respeita aos volumes renováveis, não existe ainda um valor consensual, sendo apresentados valores entre os 20,1 e 30,2 hm³/ano por Paralta (1995), 87 hm³/ano por Oliveira e Lobo Ferreira e 10 hm³/ano por Almeida *et al.* (2000). Para a difícil previsão deste valor contribui o desconhecimento dos volumes extraídos pelos particulares, o volume drenado pelos furos com artesianismo repuxante, assim como a dificuldade em se conhecer o escoamento de água superficial que drena das sub-bacias hidrográficas presentes no aquífero. Neste último caso, as dificuldades prendem-se com o facto de o aquífero estar localizado na vertente das bacias hidrográficas do Mondego, Lis e Tejo, sendo difícil quantificar o escoamento em cada uma delas. Acresce o facto de que a estação hidrométrica “AGROAL” (15G/02H), que monitoriza o escoamento do Rio Nabão, além das sub-bacias do Tejo presentes no aquífero, mede também o escoamento de uma extensa área externa ao aquífero, que por sua vez recebe água proveniente dos aquíferos Sicó-Alvaiázere e Penela-Tomar.

Uma campanha de medições de níveis piezométricos elaborada em Setembro de 2007 indica um sentido de fluxo de NW-SE a Norte da Ribeira de Olival e de W-E a sul do mesmo rio (Figura 4). Esta configuração demonstra que a recarga dever-se-á dar preferencialmente na área NW do aquífero.

As duas direcções de fluxo preferenciais convergem numa área onde é comum encontrar furos com artesianismo repuxante, podendo estes debitar cerca de 5 l/s durante todo o ano.

As séries piezométricas resultantes das campanhas de monitorização elaboradas pela ARH do Tejo, I.P. e por um projecto a decorrer no CVRM - Centro de Geosistemas do Instituto Superior Técnico, que visa a

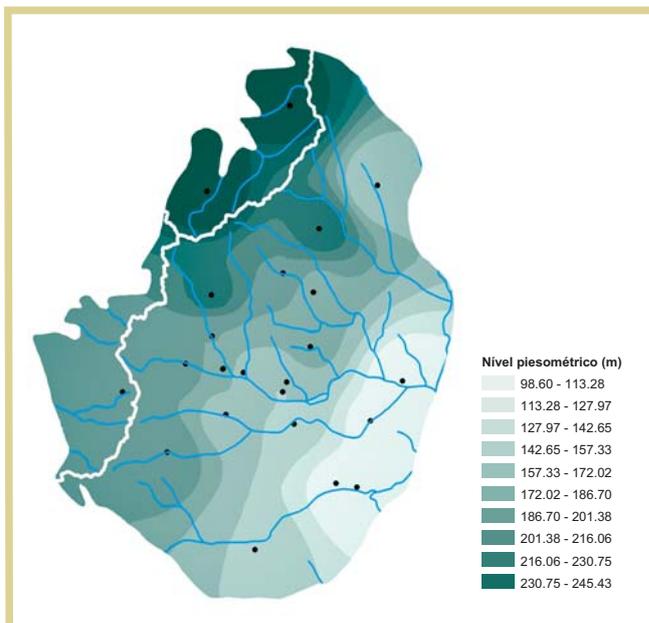


FIGURA 4 - Superfície piezométrica

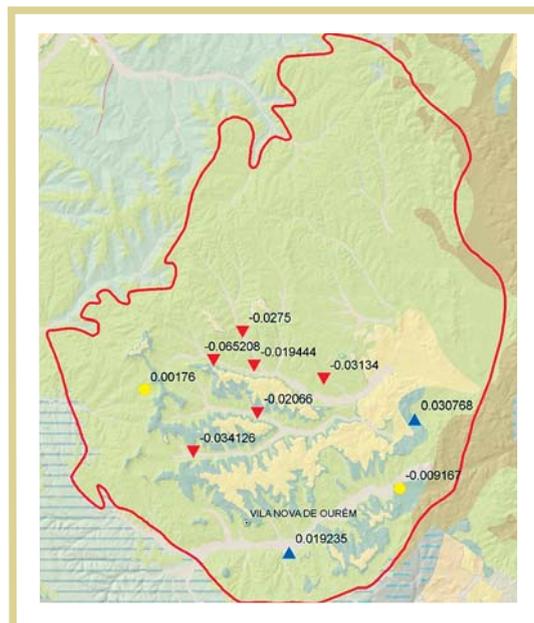


FIGURA 5 - Tendência temporal da piezometria

modelação matemática do aquífero, comprovam que nos últimos anos o sistema aquífero tem sido submetido a um cenário de sobre-exploração (Figura 5).

QUALIDADE DA ÁGUA

Relativamente à qualidade da água deste aquífero há a salientar a sua fácies cloretada sódica ou bicarbonatada-cálcica de mineralização média a baixa (Almeida *et al.*, 2000).

Paralta (1995) elaborou uma campanha de amostragem em 1995, de onde se conclui que, à data da campanha, a água era no geral de boa qualidade para consumo humano, ainda que por vezes ocorressem concentrações de nitrato mais elevadas e valores de dureza total baixos para um consumo continuado da água. Relativamente ao uso da água para fins agrícolas, esta situa-se essencialmente na classe C₁-S₁ ou C₂-S₁, o que confirma a sua aptidão para rega.

Refira-se que no âmbito do projecto em desenvolvimento no CVRM/IST irão ser feitas novas campanhas de amostragem, pelo que estas classificações poderão ser actualizadas.

PRINCIPAIS UTILIZADORES

O abastecimento público, quer pela sua natureza prioritária, quer pelo volume extraído, é o utilizador por excelência deste sistema aquífero. Destes utilizadores destacam-se a “Veolia Água - Compagnie Générale des Eaux Portugal” que abastece a população do concelho de Ourém (88 %) e a Câmara Municipal de Pombal (12 %). Pelo gráfico da Figura 6 observa-se que o volume utilizado para abastecimento público tem-se mantido estável nos últimos anos, sendo de aproximadamente 2,6 hm³ anuais.

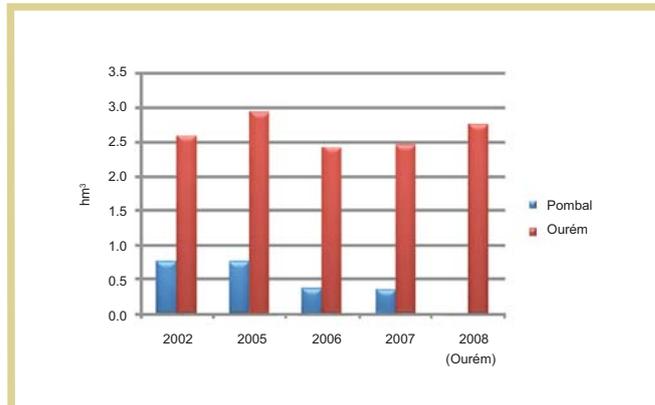


FIGURA 6 - Volumes extraídos para abastecimento público

Dada a natureza do tecido urbano no sistema aquífero de Ourém, o maior número de captações está associado a casas individuais onde a água é utilizada para consumo humano e para rega de pequenos espaços verdes particulares e/ou áreas hortofrutícolas. Pela natureza deste uso poder-se-á considerar que a água captada por este tipo de utilizadores terá uma percentagem considerável de retorno ao sistema.

No que respeita ao uso industrial, apesar de existirem muitas indústrias de pequena dimensão, os areiros destacam-se pelo volume de água necessário para a sua laboração. No entanto, também as taxas de retorno tendem a ser consideráveis.

Refira-se ainda que, pela qualidade hiposalina do aquífero, alguns fontanários associados a furos com artesianismo repuxante têm uma forte tradição popular.

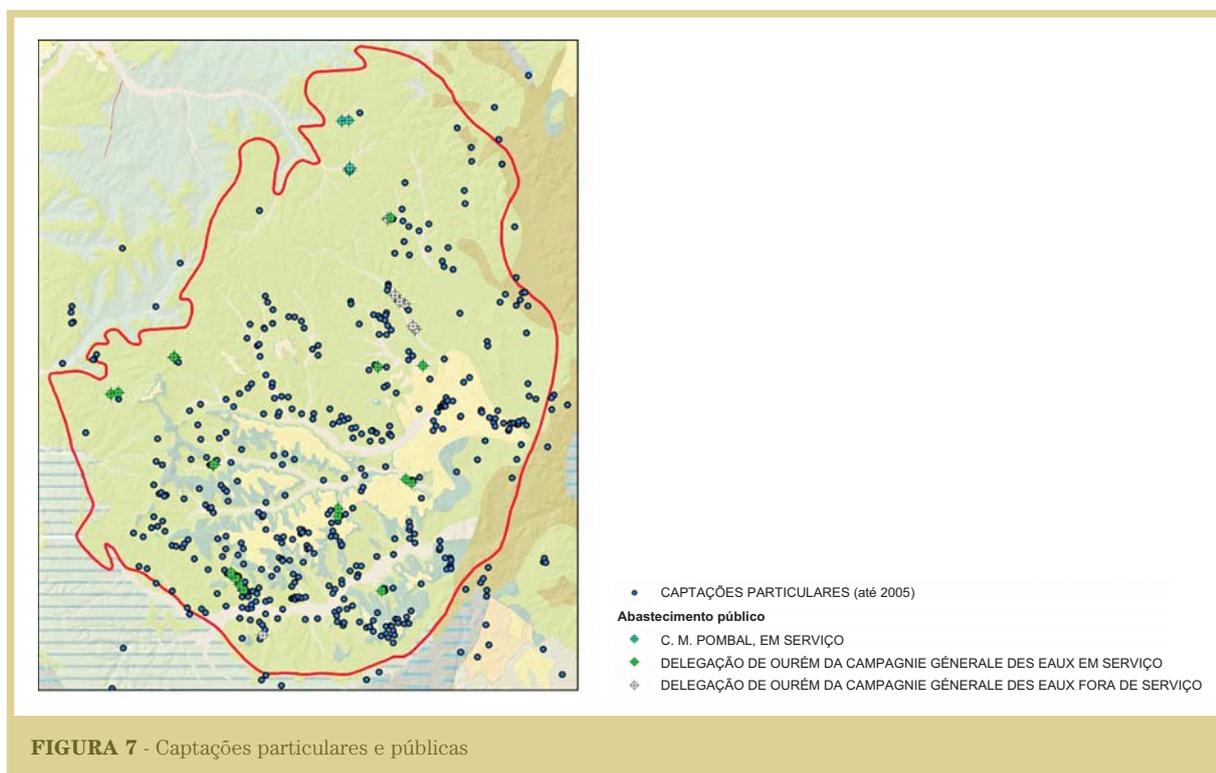


FIGURA 7 - Captações particulares e públicas

A Figura 7 mostra o número de captações inventariadas no sistema aquífero. Apesar do mapa apenas apresentar as captações licenciadas pela ARH do Tejo, I.P. até 2005 e as captações públicas em serviço no ano de 2007, permite antever a complexidade de gestão dos recursos hídricos.

DESAFIOS FUTUROS

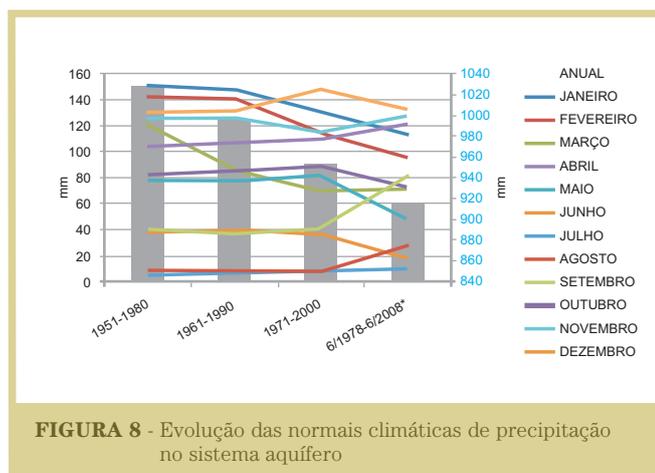
Uma variação sistemática dos níveis piezométricos ao longo de um período de tempo significativo resulta, regra geral, de um desequilíbrio da relação recarga/descarga, sendo que descarga inclui as extracções para uso humano, assim como as descargas naturais.

Desta forma, um cenário de sobre-exploração do aquífero poder-se-á dever a uma diminuição da recarga (natural ou retorno dos utilizadores) e/ou ao aumento da descarga (natural ou antrópica).

A evolução dos níveis piezométricos verificada no sistema aquífero de Ourém permite concluir que se está presentemente num período de sobre-exploração, uma vez que a diminuição dos níveis é evidente, quer na rede operada pela ARH do Tejo, I.P. quer pelo CVRM/IST.

A manutenção de um cenário de sobre-exploração, que na prática significa uma redução contínua dos volumes disponíveis, leva num primeiro plano a um aumento generalizado dos consumos energéticos para extracção, abandono das captações menos profundas e redução da contribuição do aquífero para as ribeiras, com impactos nos ecossistemas associados. Em última análise levará ao esgotamento do volume de água economicamente viável para exploração. Outro potencial efeito resultante do rebaixamento da superfície piezométrica será ao nível da qualidade da água.

Uma análise aos valores das normais climatológicas de precipitação verificadas na estação da Freixianda (cod. SNIRH: 15G/03), permite concluir que tem ocorrido uma significativa diminuição dos valores de precipitação. Na Figura 8 é possível verificar que nos meses de Janeiro a Março tem ocorrido uma diminuição acentuada dos valores de precipitação.



A uma redução da precipitação dos meses tipicamente mais pluviosos corresponde uma diminuição acentuada das normais climatológicas anuais, tendo ocorrido uma diminuição de 10% da precipitação num período correspondente a quatro normais climatológicas.

Como resultado deste facto, qualquer plano para a gestão de massas de água terá que considerar estas rápidas alterações no panorama climatológico de Portugal.

Uma vez que se prevê que esta tendência de diminuição da precipitação se mantenha no curto e médio prazo, urge intervir na componente de exploração.

Desta forma, variáveis como volumes exploráveis pelos diferentes grupos de utilizadores com diferentes prioridades de acesso à água, direito à existência de captações que debitam por artesianismo repuxante caudais bastante elevados, manutenção de um dado nível piezométrico estratégico, importância do aquífero para os ecossistemas associados, contributo do aquífero para os caudais de rios e ribeiras ou outras variáveis naturais ou antrópicas deverão ser contabilizadas e optimizadas num sistema de apoio à decisão assente num modelo numérico calibrado.

BIBLIOGRAFIA

Almeida, C.; Mendonça, J. J. L.; Jesus M. R.; Gomes, A. J. (2000) – “Sistemas aquíferos de Portugal Continental”, Instituto da Água (INAG, I.P.).

Manuppella, G.; Telles Antunes, M.; Costa Almeida, C. A.; Azerêdo, A. C.; Barbosa, B.; Cardoso, J. L.; Crispim, J. A.; Duarte, L. V.; Henriques, M. H.; Martins, L. T.; Ramalho, M. M.; Santos, V. F.; Terrinha, P. – (2000) Carta Geológica de Portugal na escala 1/50 000 e Notícia explicativa da folha 27 - A “VILA NOVA DE OURÉM”. Serviços Geológicos de Portugal. Lisboa.

Oliveira, M., M., Lobo Ferreira, J., P. (1994) – Desenvolvimento de um Inventário das Águas Subterrâneas de Portugal: Metodologias de Análise da Recarga de Aquíferos. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Relatório LNEC 319/94 - GIAS.

Paralta, E. A. (1995) – Contribuição para o Estudo Hidrogeológico da Bacia de Ourém. Lisboa. Departamento de Geologia da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Estágio Profissionalizante em Geologia Aplicada e do Ambiente.

Hidrogeologia geral do Sistema Aquífero de Torres Vedras

António Vieira da Silva

Hydromodelo – Estudos e Projectos Hidrogeológicos, Unipessoal, Lda.

Este sistema aquífero está caracterizado, de forma sumária, na publicação da DSRH - INAG, I.P. (Fev/1997 e revisões posteriores) - “Definição, Caracterização e Cartografia dos Sistemas Aquíferos de Portugal Continental”. A matéria hidrogeológica foi adoptada, em parte, de um estudo realizado por Palma & Vieira da Silva, 1982.

A comunicação apresentada por um dos autores, na sessão de debate sobre “Águas Subterrâneas na Bacia do Tejo e Ribeiras do Oeste” (13/Nov/2009), descreve com mais pormenor a geologia e hidrogeologia deste sistema aquífero, constituindo um resumo do estudo acima mencionado.

ENQUADRAMENTO E CONSTITUIÇÃO GEOLÓGICA

As séries sedimentares que constituem este sistema aquífero pertencem, na sua maioria, ao designado “Cretácico Inferior de Torres Vedras”, que é uma unidade menor da Bacia Mesozoica Ocidental.

O afloramento desta unidade tem a forma ilustrada na Figura 1, com dimensões, longitudinal e transversal, respectivamente, de 20 km e 6 km.

As fácies dominantes são continentais, depositadas num longo período de regressão marinha. Trata-se de grés feldspáticos de granularidade variável, geralmente mal calibrados, com numerosas intercalações argilo-siltíticas e mais escassos níveis conglomeráticos.

No entendimento dos autores, as fácies gresosas e greso-argilosas de culminação do Jurássico Superior regional também integram o sistema aquífero. Em profundidade estes sedimentos jurássicos tornam-se,

progressivamente, mais argilosos e ocorrem calcários gresosos, margas e calcários margosos, sendo difícil precisar a base do sistema aquífero.

A espessura máxima da série sedimentar que suporta o sistema aquífero não deve ultrapassar os 250 m.

ESTRUTURA GERAL E FRONTEIRAS DO SISTEMA AQUÍFERO

A estrutura geral do Cretácico Inferior de Torres Vedras é dominada por dobras sinclinais suaves, de grande raio de curvatura, orientadas a NW-SE, WNW-ESE e NE-SW. As camadas apresentam-se pouco inclinadas, geralmente menos de 10°, exceptuando-se as zonas marginais de contacto com o Jurássico, a Leste e a Sul (Figura 1).

Em termos de mega-fracturação, o grande afloramento Cretácico apresenta dois sectores principais. Um sector Sul, fortemente fracturado, incluindo as povoações de Paul e Casal Corado (Figura 1). No perfil da Figura 2, estão assinaladas neste sector algumas falhas, identificadas por sísmica petrolífera (Ferreira, Gentil Casimiro, 1958). Um sector centro-Norte, aparentemente pouco tectonizado, provavelmente com fracturação crescente na aproximação à fronteira oriental (Serra de Montejunto).

A leste, o Cretácico Inferior contacta com formações jurássicas que, pela posição elevada, geometria e litologia pelítica, constitui um limite bem definido, com reduzida comunicação hidráulica com o sistema aquífero.

O contacto Sul é tectónico, em grande extensão, e faz-se com possantes camadas argilo-margosas do Jurássico Superior. Contudo, as numerosas falhas que provavelmente atravessam o acidente tectónico E-W, podem permitir a concentração e circulação de água subterrânea de Norte para Sul.

A Norte, a Oeste e em profundidade, o contacto do sistema aquífero com as camadas pouco permeáveis do Jurássico Superior argilo-margoso, reduzem a possibilidade de trocas hídricas subterrâneas com o encaixante.

CARACTERIZAÇÃO HIDRÁULICA DO SISTEMA AQUÍFERO

O sistema aquífero é do tipo “multicamada”, devido às numerosas intercalações lenticulares argilosas. A permeabilidade do sistema é do tipo misto, por porosidade intergranular e fracturação. Com base na interpretação sistemática de diagrfias geofísicas, realizadas em 18 furos de captação, foi possível reconhecer a supremacia das camadas gresosas sobre os níveis pelíticos, e a menor lateralidade destes (furos realizados por A. Cavaco, Lda.).

Os referidos furos de captação, utilizados no abastecimento público regional, constituem-se em 4 pólos, Ramalhal, Maxial, Paúl e Casal Corado, e foram ensaiados durante períodos suficientemente longos, para se estimarem as transmissividades locais do sistema. Apuraram-se valores entre 15 e 235 m²/dia, reflexo da

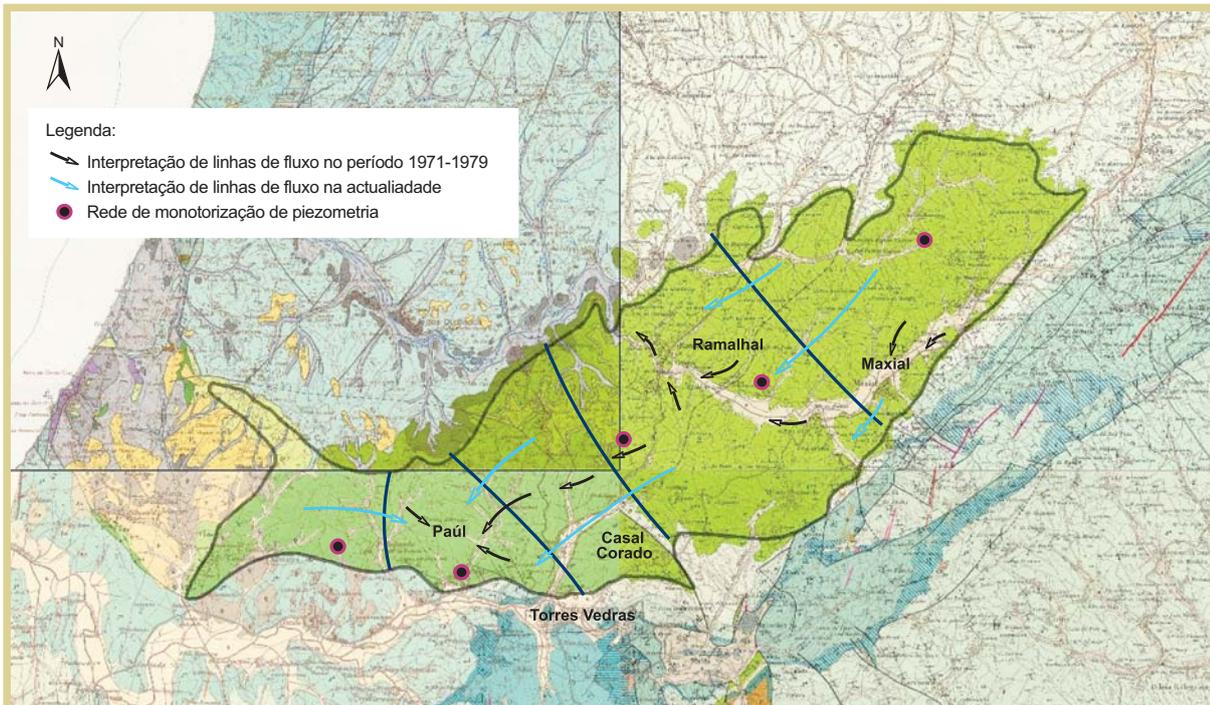


FIGURA 1 - Delimitação do sistema aquífero de Torres Vedras e interpretação de padrões gerais de fluxo

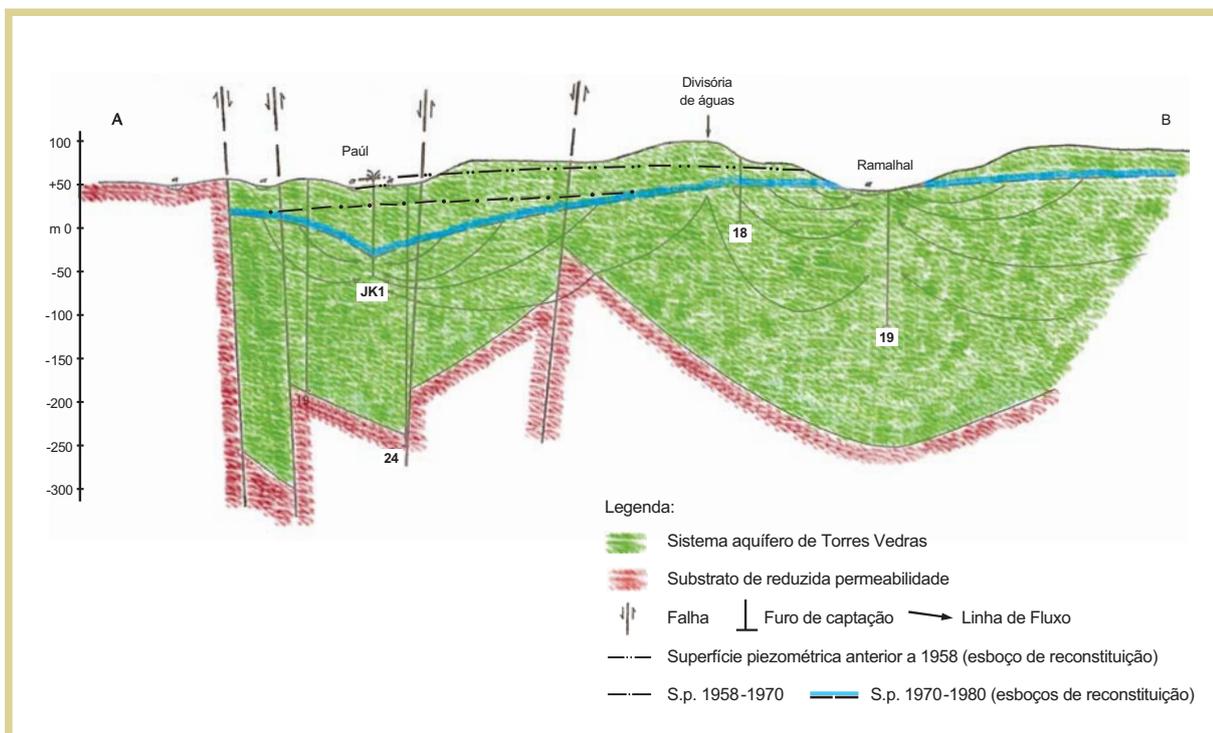


FIGURA 2 - Perfil geológico e hidrológico longitudinal ao sistema aquífero

heterogeneidade do meio aquífero. As maiores transmissividades observam-se no pólo de Ramalhal e as menores em Maxial.

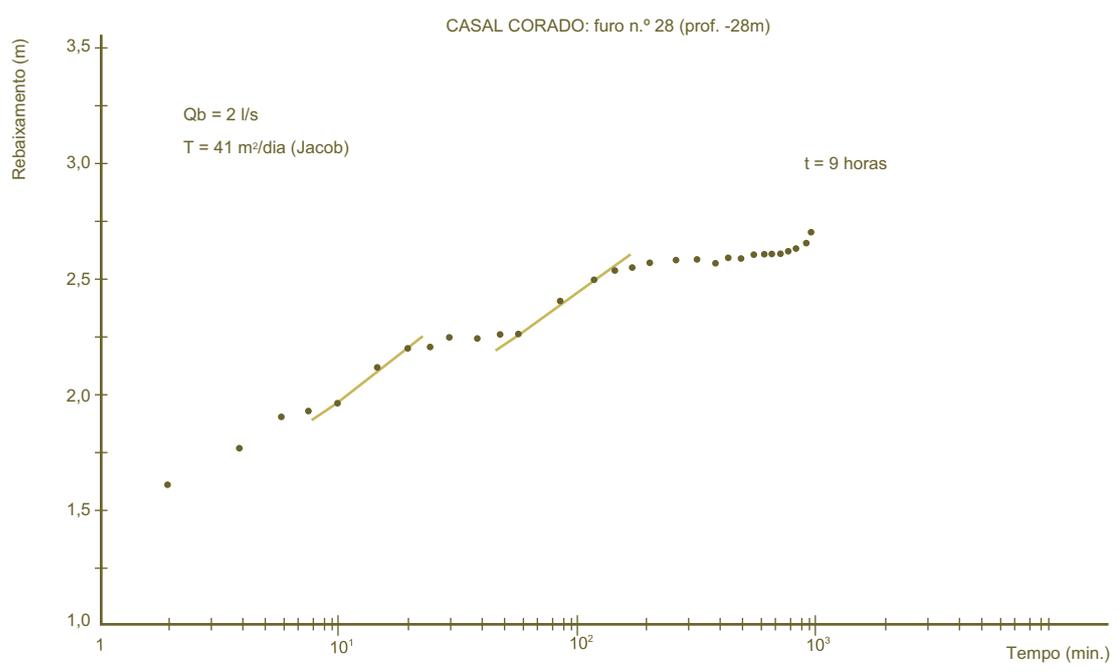
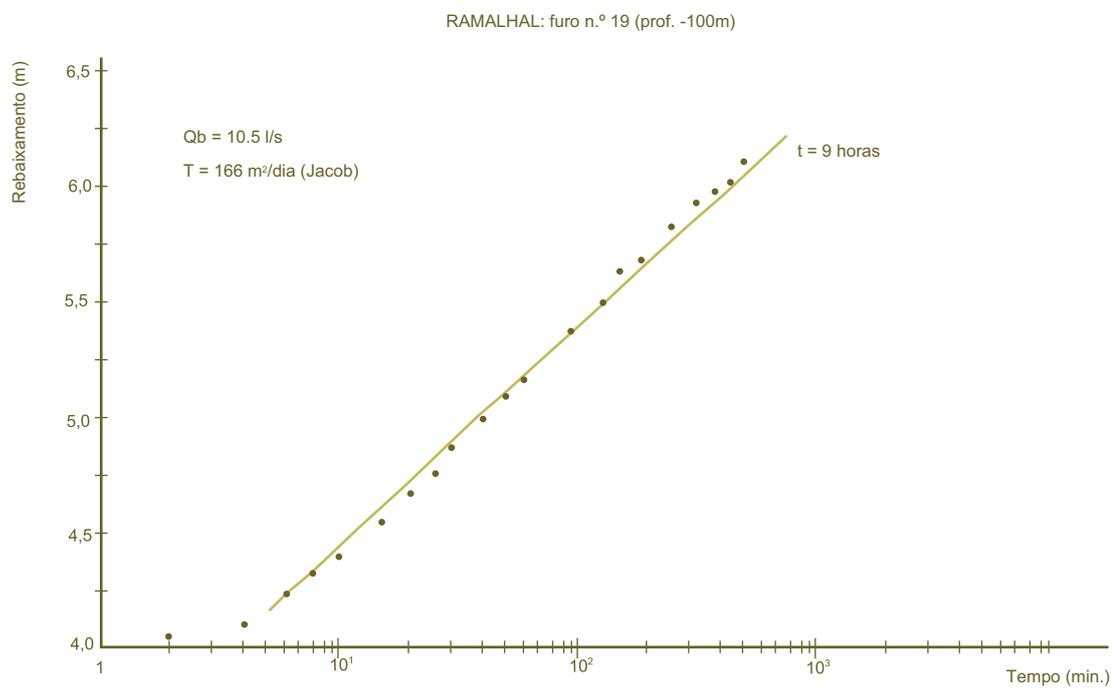


FIGURA 3 - Ensaios de bombagem realizados nos furos n.º 19 (Ramalhal) e n.º 28 (Casal Corado)

A maioria dos caudais de ensaio situam-se entre 5 e 10 l/s e foram fixados em função do conhecimento e da experiência de exploração adquiridos ao longo do tempo.

O coeficiente de armazenamento estima-se entre 10^{-4} e $1,5 \times 10^{-4}$, com base numa única situação de ensaio.

Os caudais específicos, calculados a partir dos mesmos ensaios, variam desde 0,2 e 2,1 l/sm. A distribuição geográfica deste indicador de rendimento e produtividade sustentada mostra a mesma zonalidade: valores maiores em Ramalhal e menores em Maxial.

Em profundidade, consideraram-se 2 classes de captações: “furos intermédios”, captando até à cota aproximada de -100 m (relativamente à cota zero das cartas militares, 1/25.000) e “furos profundos”, captando a mesma sequência sedimentar dos intermédios, mais as camadas produtivas subjacentes à cota -100 m, até um máximo de -270 m.

Em Ramalhal, todas as captações são furos intermédios. Em Maxial, 65 % das captações são furos profundos. Recordando que as maiores e menores transmissividades e caudais específicos se observam, respectivamente, em Ramalhal e Maxial, conclui-se que a primeira centena e meia de metros de sedimentos tem, claramente, melhor produtividade do que as camadas inferiores do sistema aquífero.

A Figura 3 constitui a representação gráfica dos ensaios realizados em 2 furos intermédios, que ilustram o padrão dominante nos 18 ensaios analisados. São representações semi-logarítmicas dos pares rebaixamento/ tempo de bombeamento, cujo perfil e andamento sugerem o predomínio da componente porosa sobre a fissural, na formação da permeabilidade.

MODELO GERAL DE FLUXO SUBTERRÂNEO

Nas Figuras 1 e 2, está ensaiada uma interpretação do modelo de fluxo subterrâneo, reportada à década de setenta, correspondendo a um período de grandes extracções nos 4 pólos já mencionados. Este padrão estava fortemente condicionado pelos depressões piezométricas induzidas pelas extracções, particularmente em Paúl.

No perfil da Figura 2 fazem-se, ainda, tentativas de reconstituição do andamento geral da superfície piezométrica, em período anterior a 1958 e entre esta data e 1970, com base em informação histórica referida em relatórios de captação.

Nos últimos anos, o abastecimento público na área do sistema aquífero tem sido feito com recurso a fonte externa. Os antigos furos de captação, são mantidos em regime de reserva estratégica.

A rede de monitorização piezométrica operada pela ARH do Tejo, I.P., compreende 5 estações de registo (furos abandonados) de níveis de água subterrânea, dentro do perímetro do sistema aquífero. Na Figura 1 é indicada a sua localização.

A partir de uma planta de classes piezométricas, definida pelo histórico de monitorização disponibilizada pela ARH do Tejo I.P., parece razoável a proposição do padrão actual de fluxo subterrâneo (“linhas de fluxo”, a azul na Figura 1).

CARACTERIZAÇÃO HIDROQUÍMICA DO SISTEMA AQUÍFERO

A caracterização hidrogeoquímica do sistema aquífero foi efectuada, em 1982, com os resultados analíticos de uma campanha de colheitas de água nos 18 furos de abastecimento público, em actividade nessa data.

A maioria dos “furos intermédios” capta água cloretada sódica, fracamente mineralizada, de reacção muito ácida. A maioria dos “furos profundos” capta água fraca a medianamente mineralizada, mista (bicarbonatada/ cloretada - calco/sódica), de reacção moderadamente ácida. Alguns furos profundos, muito localizados, apresentam água mais mineralizada, bicarbonatada cálcica, de reacção neutra. Quantitativamente, a mineralização varia entre 10 e 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e o pH, no intervalo 5,5 a 6,5.

Esta diferenciação hidroquímica vertical é coerente e acompanha a zonalidade geoquímica das séries sedimentares em profundidade.

AGRADECIMENTOS

Os autores do estudo hidrogeológico em referência, Neves Palma e Vieira da Silva, exprimem os seus agradecimentos ao Professor J. Lopo Mendonça, que pôs o maior empenho e esforço pessoais na obtenção, compilação, reprodução e envio para Barcelona, de um valioso conjunto de relatórios técnicos referentes aos 18 furos de captação mencionados nesta comunicação.

REFERÊNCIAS

Neves Palma & Vieira da Silva (1982) – Estudo hidrogeológico do Sistema Aquífero de Torres Vedras - Barcelona.

Ferreira, Gentil Casimiro (1958) – Subsídio para o conhecimento do Cretácico inferior da região de Torres Vedras.

A. Cavaco, Lda. – 18 relatórios de furos de captação.

O Papel das Águas Subterrâneas no Abastecimento Público: As Águas Subterrâneas no Sistema de Abastecimento da EPAL

Mário Maria

Empresa Portuguesa das Águas Livres, S.A.

RESUMO

Detendo na primeira metade do século passado uma total preponderância no sistema de produção da EPAL, a água de origem subterrânea tem vindo progressivamente a perder essa relevância, tanto devido às suas peculiaridades de natureza qualitativa como quantitativa.

Se por um lado o aumento da população servida e do consumo *per capita* elevou o montante global do fornecimento para quantitativos dificilmente sustentáveis por recurso exclusivo à água subterrânea, os consumidores orientaram também a sua preferência para uma água com características organolépticas substancialmente diferentes das usualmente associadas à água proveniente do subsolo.

Assim, na actualidade, e apesar de deter um potencial de produção que ronda um quarto da capacidade total do sistema de abastecimento da EPAL, a exploração da água de origem subterrânea orienta-se, sobretudo, para a regulação do escoamento em superfície livre nos aquedutos. Contudo, a sua maior importância revela-se no plano estratégico, dado contribuírem para a redundância e diversificação das origens de água.

Será precisamente neste plano estratégico que se desenvolverão os futuros esforços da EPAL neste âmbito, quer promovendo as melhores condições para a preservação do existente, quer procurando a sua ampliação numa perspectiva que visa a constituição de um credível recurso de emergência.

CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA PRODUTIVO DA EPAL

Para suprir as necessidades dos 35 municípios abastecidos pelo seu sistema, numa média de 660 mil metros cúbicos por dia, a EPAL detém uma capacidade de produção de cerca de 1,1 milhões de metros cúbicos por dia. Cerca de um quarto deste quantitativo, mais precisamente 265 mil metros cúbicos por dia, correspondem a um potencial de proveniência subterrânea consubstanciado em 41 furos activos (este valor potencial inclui o montante relativo à captação superficial dos Olhos de Água, visto se tratar de uma água com origem subterrânea).

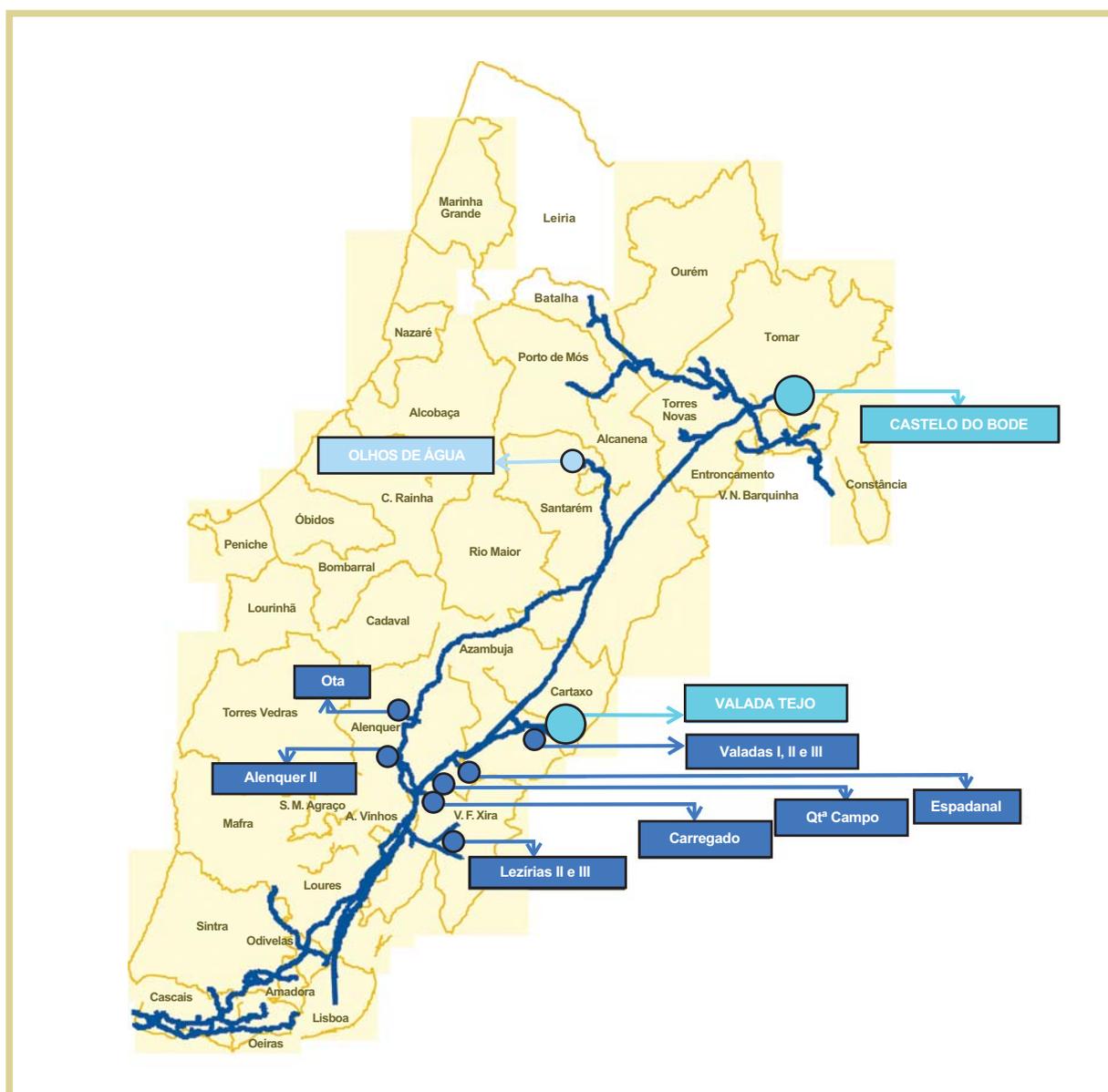


FIGURA 1 - Sistema de abastecimento da EPAL

Apesar da sua potencial significância, o contributo das captações subterrâneas para o montante efectivo de produção no ano de 2009 quedou-se nos 8 %, distribuídos da seguinte forma (Figura 2):

| Características Geológicas | Captação | | Volumes Produzidos em 2009 (m ³) |
|----------------------------|---|----------------------------|--|
| Calcário Jurássico |  | Ota | 5.675.656 |
| | | Alenquer | 6.491.690 |
| Formação do Miocénico |  | Lezírias II e III | 7.457.427 |
| | | Valada I (furos profundos) | 0 |
| Aluviões Recentes |  | Quinta do Campo | 0 |
| | | Carregado | 0 |
| | | Espadanal | 0 |
| | | Valada I, II e III | 0 |

FIGURA 2 - Volumes produzidos em 2009 por origem subterrânea

Esta realidade nada tem de excepcional, assentando num uso sistemático das captações da Ota, Alenquer e Lezírias. Todas as restantes, excepção feita aos furos profundos de Valada I, são de utilização extremamente condicionada, dada a forte destabilização qualitativa que provocam.

CARACTERIZAÇÃO DAS CAPTAÇÕES DE ORIGEM SUBTERRÂNEA

Nos quadros seguintes encontram-se sintetizadas as principais características das captações subterrâneas que integram o Sistema de Abastecimento da EPAL.

| Denominação | Furo | Profundidade (m) | Potencial de Produção (m ³ /dia) | Caracterização da Água | |
|--------------------|------------------------------------|------------------|---|------------------------|---|
| Qualidade Inferior | Qt ^a do Campo [1962/67] | P1 | 54,8 | 4.000 | Água dura, rica em sódio, com temperatura próxima do VMA da Classe A1. O ferro, manganês, bário, azoto amoniacal, nitratos, sódio e cloretos apresentam-se em concentrações muito elevadas comprometendo a respectiva utilização para abastecimento. A última utilização remonta ao ano 2000. |
| | | P2 | 50,5 | 3.000 | |
| | Carregado [1935/73] | P1 | 50.4 | 4.000 | Água muito dura, rica em sódio, com temperatura próxima do VMA da Classe A1. O ferro, manganês, azoto amoniacal, sódio e potássio apresentam-se em concentrações muito elevadas comprometendo a respectiva utilização para abastecimento. A última utilização remonta ao ano 2000. |
| | | P3 | 41.7 | 4.000 | |
| | | P4 | 39.2 | 4.000 | |
| | Espadanal [1956] | P1 | 51,3 | 4.000 | Os parâmetros mais problemáticos são: ferro, manganês, azoto amoniacal, sódio e sulfatos. Devido a esta característica não é utilizado desde o ano de 1996. |

FIGURA 3 - Quinta do Campo, Espadanal e Carregado (Aluvião Recente)

| Denominação | | Furo | Profundidade (m) | Potencial de Produção (m ³ /dia) | Caracterização da Água |
|--------------------------|---|------|------------------|---|--|
| ↑ Qualidade Crescente | Alenquer [1956/62]  | P1 | 26,5 | 14.500 | Água equilibrada, tendencialmente incrustante. Boa qualidade microbiológica, embora com contaminações pontuais, especialmente no Furo P2. Tanto as características geológicas como a proximidade com a linha da água são determinantes para a ocorrência destes episódios. |
| | | P3 | 60,0 | 6.500 | |
| | | P2 | 52,0 | 21.500 | |
| | Ota [1958]  | P3 | 120,0 | 4.000 | Água equilibrada, tendencialmente incrustante. Valores muito pontuais de azoto amoniacal superiores ao VMR da classe A1. Boa qualidade microbiológica, embora com contaminações pontuais, especialmente no Furo P1. Tanto as características geológicas como a proximidade com a linha da água são determinantes para a ocorrência destes episódios. |
| | | P2 | 36,6 | 11.500 | |
| | | P1 | 32,6 | 8.000 | |

FIGURA 4 - Alenquer e Ota (Aquífero Cársico)

| Denominação | | Furo | Profundidade (m) | Potencial de Produção (m ³ /dia) | Caracterização da Água |
|--------------------------|--|---------|------------------|---|--|
| ↑ Qualidade Crescente | Lezírias II [2001/04]  | 5 furos | ≈ 500 | 6.000 (cada) | Água clorurada sódica e bicarbonatada sódica. Boa qualidade microbiológica. Parâmetros mais problemáticos: ferro, manganês, bário, cloretos e sódio. |
| | | 5 furos | ≈ 250 | | |
| | Lezírias III [1984]  | 2 furos | ≈ 500 | 5.500 (cada) | |
| | | 2 furos | ≈ 250 | | |

FIGURA 5 - Lezírias (Formação do Miocénio)

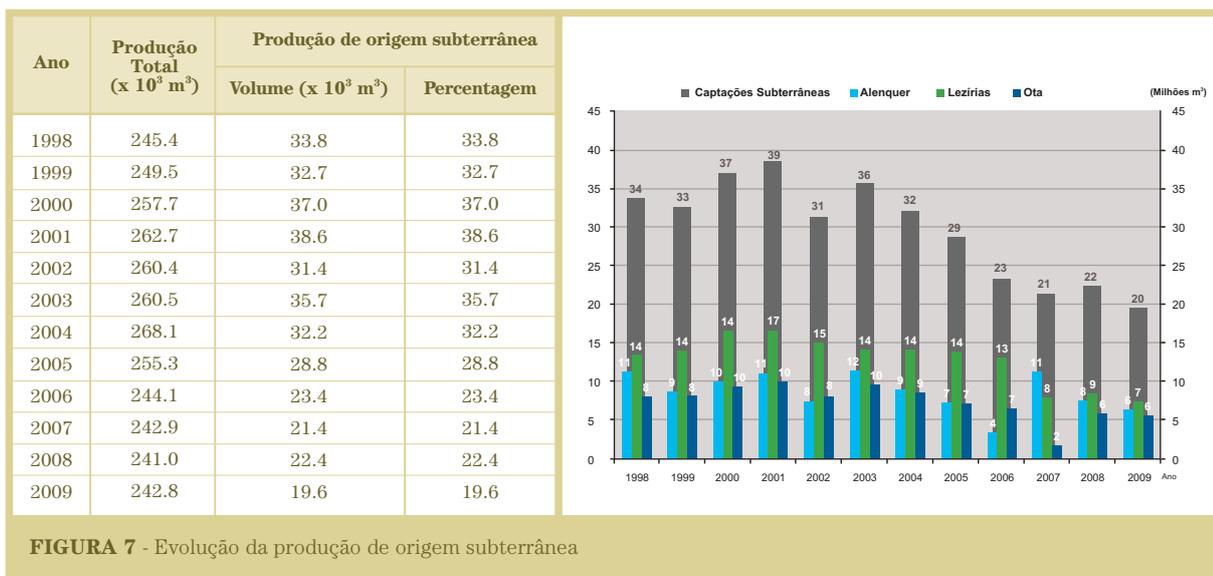
| Denominação | | Furo | Profundidade (m) | Potencial de Produção (m ³ /dia) | Caracterização da Água | |
|--------------------------|--|------------------------------|----------------------------|---|--|---|
| ↑ Qualidade Crescente | Valada I [1970]  | P19 | 502,0 | 4.000 | Água macia com temperaturas sistematicamente superiores ao VMA. Os parâmetros físico-químicos são normalmente inferiores aos VMR da Classe A1. | |
| | | P20 | 519,0 | 4.000 | | |
| | | P21 | 515,0 | 4.500 | | |
| | Aluvião Recente | Valada I [1952/75] | 5 furos | ≈ 502,0 | 5.50 (cada) | Água macia com temperaturas sistematicamente superiores ao VMA. Os parâmetros físico-químicos problemáticos são: ferro, bário, azoto amoniacal, cloretos, sódio e turvação. |
| | | | Valada II [1951] | 3 furos | ≈ 519,0 | |
| | | Valada III [1982] | | 4 furos | ≈ 515,0 | |

FIGURA 6 - Valada (Formação do Miocénio e Recente)

EVOLUÇÃO DA PRODUÇÃO DE ORIGEM SUBTERRÂNEA

No início da década de 80, para valores de consumo que se quedavam em cerca de metade da actualidade, as origens subterrâneas ainda detinham uma preponderância idêntica à das origens superficiais. No entanto, nas duas últimas décadas o contributo da água com origem subterrânea tem registado um decréscimo muito acentuado, facto que se tornou particularmente evidente a partir de 1987 com a entrada em funcionamento do subsistema de Castelo do Bode, com uma capacidade de produção de 375 mil metros cúbicos por dia nesse ano de arranque. O crescimento galopante das necessidades tornou inevitável o recurso em grande escala à superior massa de água superficial, tendo os consecutivos acréscimos da capacidade de produção do subsistema de Castelo do Bode, até aos actuais 625 mil metros cúbicos por dia, sido decisivos para a diluição da importância das captações subterrâneas.

Um outro efeito reforça esta tendência: estabilizada a procura, num contexto de plena suficiência quantitativa, o paradigma centra-se numa crescente exigência do cliente ao nível da qualidade. Esse aspecto favorece fortemente as soluções assentes em processos de tratamento robustos, que garantem o controlo e a estabilidade do produto final.



MONITORIZAÇÃO E CONTROLO DA PRODUÇÃO DE ORIGEM SUBTERRÂNEA

A exploração das captações subterrâneas é assegurada através do sistema de telegestão, realidade que para além de permitir o respectivo comando à distância, permite ainda a supervisão em contínuo das variáveis que melhor reflectem o estado do funcionamento. Nestas variáveis incluem-se as de natureza quantitativa como, por exemplo, a altura da água acima do eixo da bomba, o caudal, as pressões na compressão, e as de natureza qualitativa, como sejam a turvação, a condutividade, a temperatura, o potencial redox, o pH e os “consumos” de cloro.

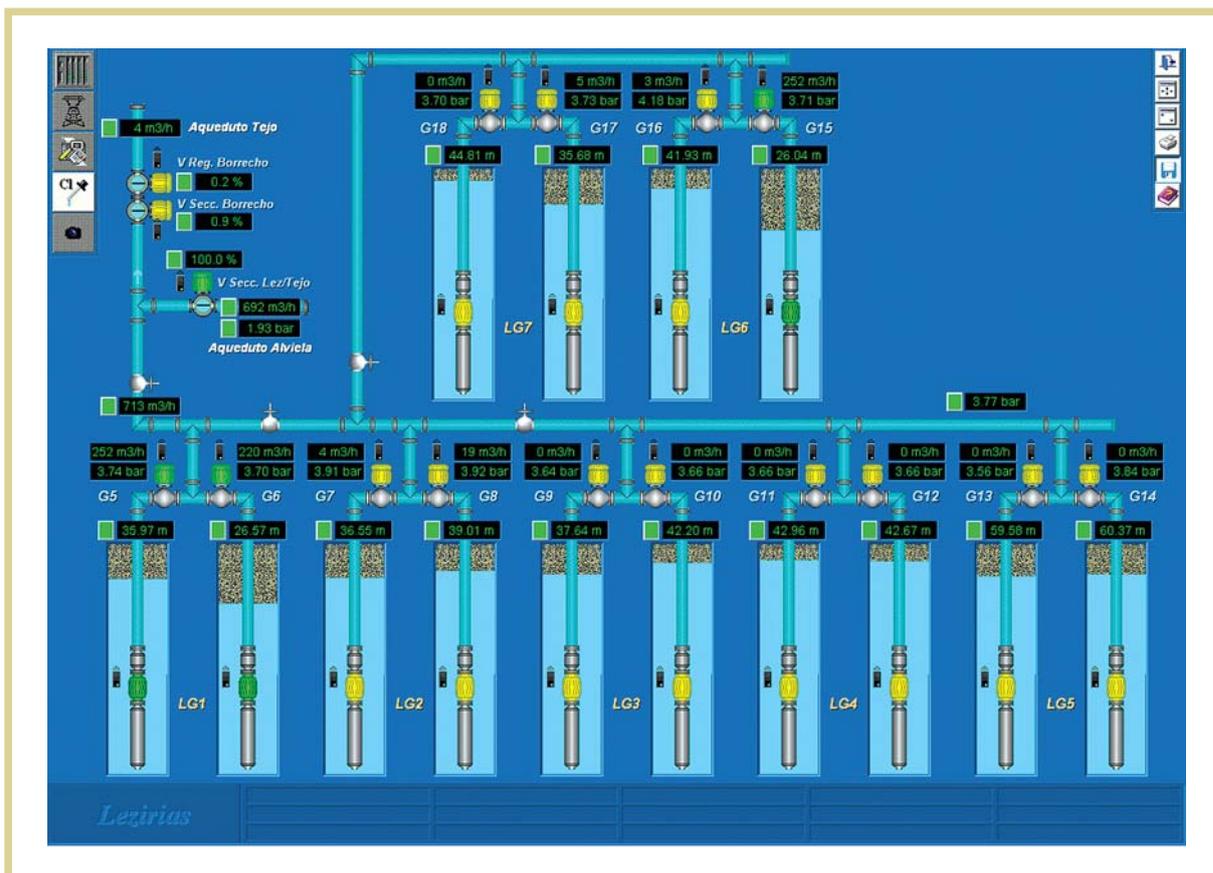


FIGURA 8 - Monitorização e controlo dos furos das Lezírias

O tratamento aplicado consiste na desinfecção por injeção de cloro gás. O doseamento deste oxidante é regulado de uma forma automática em função do teor pretendido, do caudal a tratar e do respectivo consumo inicial. Este último dado permite o ajuste fino da cloragem, sendo fornecido por analisador on-line instalado a jusante do ponto de injeção.

FUTUROS DESAFIOS

É possível antever que a EPAL adoptará a curto-médio prazo, essencialmente, uma estratégia de preservação da sua produção subterrânea. Isto porque, independentemente da sua evidente perda de relevância na operação diária do sistema de abastecimento, cresce o interesse no seu contributo para o aumento da segurança do serviço, criando redundância e diversificando as origens.

Com a delimitação dos “perímetros de protecção” e emissão dos respectivos títulos de utilização, disporá a EPAL de um importante instrumento para atingir este objectivo, ao possibilitar uma actuação mais efectiva.

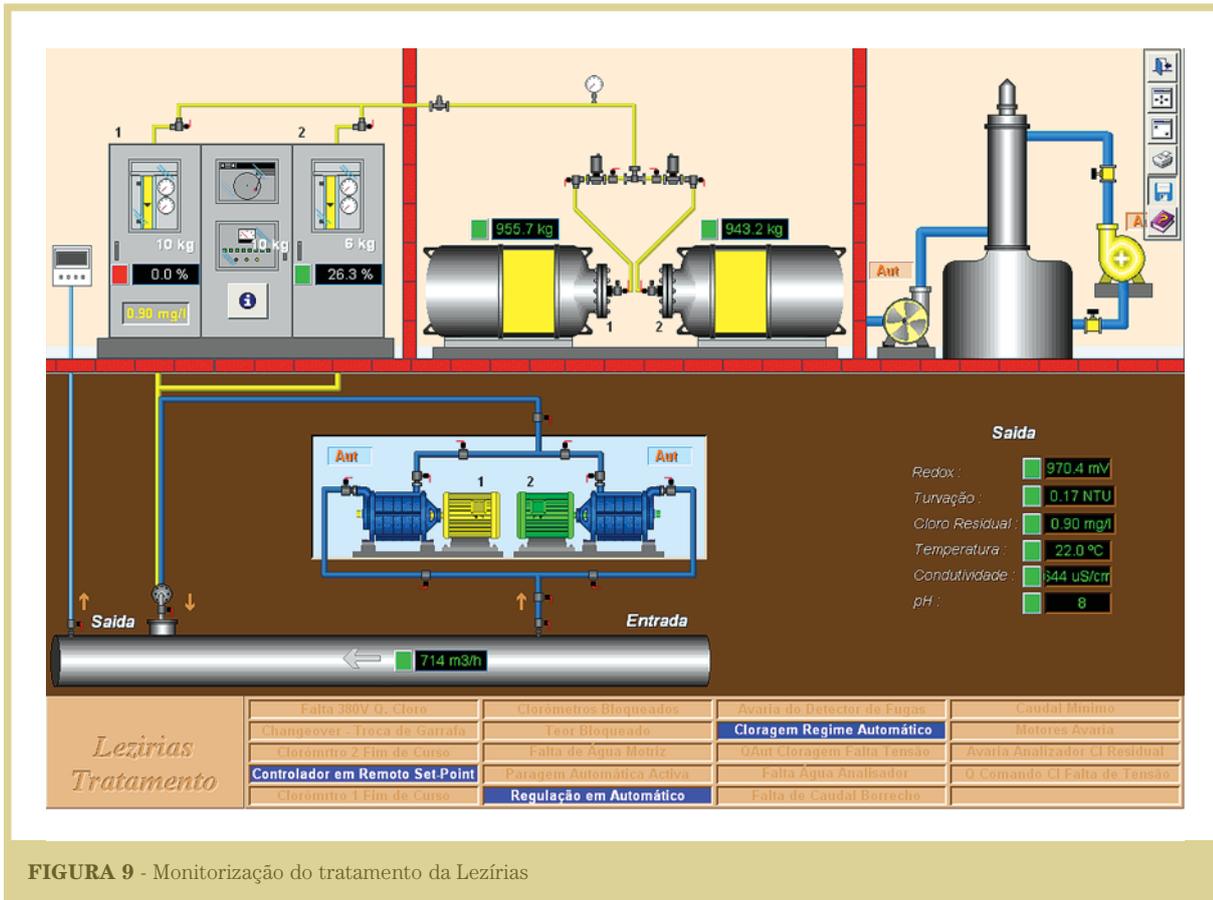


FIGURA 9 - Monitorização do tratamento da Lezírias

O conceito de “perímetro de protecção” encerra em si mesmo um esforço de supervisão e de zelo sobre as áreas envolvidas. A criação ou o reforço dos protocolos de comunicação com as entidades responsáveis ou com intervenção nas áreas intermédias e alargadas será uma boa medida para fomentar o controlo pretendido.

Entretanto, todos os fundamentos que justificam a preservação das actuais captações motivam também o interesse na sua ampliação. A associação de captações subterrâneas de má qualidade com técnicas de tratamento extremamente fiáveis e compactas, de custo cada vez mais competitivo, proporciona a visão de um novo e aliciente universo de soluções de emergência.

As águas subterrâneas no abastecimento da Comunidade Autónoma de Madrid

Rafael Fernández Rubio

Prémio Rei Jaime I para a Protecção do Meio Ambiente,
Catedrático Emérito de Hidrogeologia da Universidade Politécnica de Madrid
Doutor *Honoris Causa* pela Universidade de Lisboa

David Lorca Fernández

Engenheiro Técnico de Minas, Chefe de Projetos da FRASA Engenheiros Consultores

INTRODUÇÃO

O rio Tejo, o maior da Península Ibérica (1 008 km), atravessa-a de Este a Oeste, dos Montes Universais até desaguar no Oceano Atlântico em Lisboa. Na sub-bacia média-alta, e na sua margem direita, localiza-se a Comunidade Autónoma de Madrid, que se encontra na totalidade nesta bacia hidrográfica.

Nesta comunidade, sobre uma superfície de 8 022 km², vive uma população estimada de 6 271 638 habitantes (Instituto Nacional de Estatística, 2008), o que supõe uma densidade de quase 782 habitantes por quilómetro quadrado, em contínuo crescimento (775 034 habitantes no ano 1900). A esta população, e os consequentes efeitos do consumo de água, soma-se também o facto de Madrid se ter convertido, nos últimos anos, num pólo industrial de primeira magnitude.

Uma referência comparativa desta evolução verifica que, em meados do século XIX, a população de Madrid era de 220 000 habitantes, que contavam com uma dotação de água de 7 l diários por pessoa (incluindo: bebida, higiene pessoal e domiciliária, rega de ruas e espaços verdes). Este consumo era garantido mediante as captações denominadas “*Viagens de água*”, que consistiam numa rede de galerias de origem árabe (segundo o modelo dos kanats), com um comprimento de 124 km.

Para atender à procura actual de água, dispõe-se de um conjunto de barragens, situadas na Serra de Madrid, que, não obstante a sua importante capacidade (946 hm³) é insuficiente em determinados períodos do ano

(especialmente em épocas de seca), ou então, encontram-se afastadas de alguns núcleos a abastecer, apesar de uma importante rede de condutas.

Para complementar os recursos hídricos necessários, conta-se com as águas subterrâneas, a partir de importantes aquíferos existentes nesta Comunidade Autónoma.

Estas águas subterrâneas procedem principalmente do aquífero detrítico Terciário de Madrid (ADTM) e, em menor proporção, do aquífero calcário Cretácico do bordo da Serra de Madrid, principalmente no seu sector NE. Outros aquíferos locais, de menor dimensão, relacionam-se com as aluviões do próprio rio Tejo e dos seus afluentes Jarama, Guadarrama e Alberche; e, como testemunho, com águas subterrâneas nos materiais ígneos e metamórficos (granitos, gnaisses, xistos e quartzitos) do bordo setentrional (Somosierra, serra da Guadarrama e extremo oriental da serra de Gredos), que ultrapassam a altitude de 2 000 m.

Nesta síntese vamos dedicar atenção às características do ADTM e às intervenções neste aquífero, a partir de informação que acumulámos ao longo de muitos anos de investigação hidrogeológica, e da informação cedida principalmente por Bernardo López-Camacho (CYII¹ e CHT²), José Antonio Iglesias (CYII), Mercedes Echegaray (CHT), e María Loreto Fernández (IGME³). A todos o agradecimento mais sincero pelas suas muito valiosas contribuições, e pela sua amizade.

GESTÃO DAS ÁGUAS NA COMUNIDADE AUTÓNOMA DE MADRID

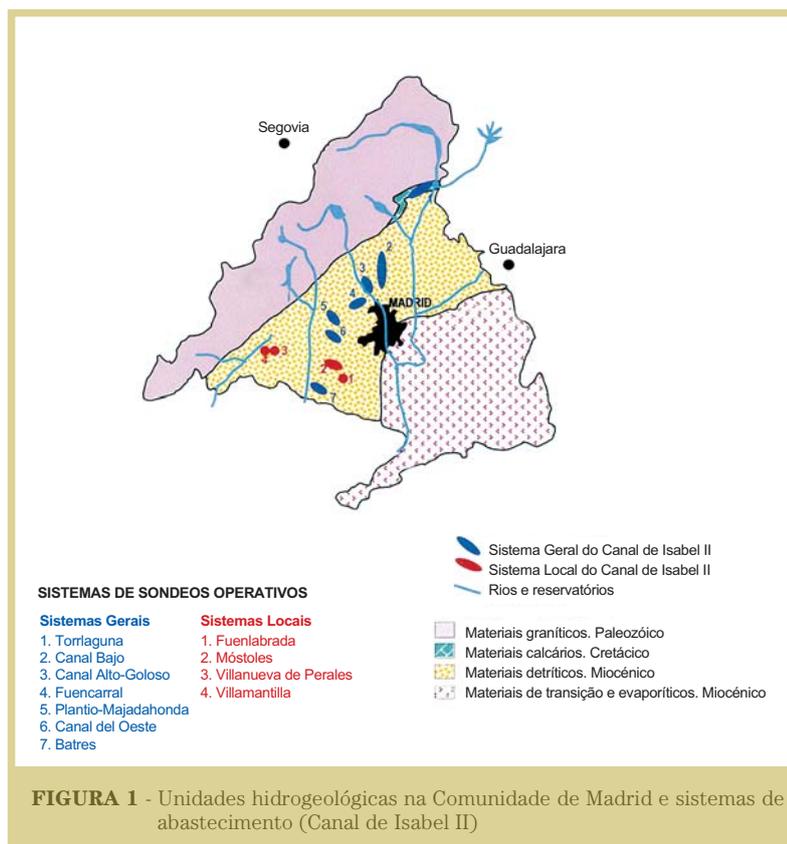
A região em estudo tem características continentais, afastadas de áreas marítimas. Apresenta um clima continental, com distribuição das chuvas muito irregular, e com valores de contribuições anuais que vão de um mínimo de 228,8 mm (ano hidrológico 1992/93), até um máximo de 1 738,5 mm (ano hidrológico 1940/41).

Como consequência dessa irregularidade, e da dimensão relativamente reduzida das bacias hidrográficas que alimentam as barragens que abastecem Madrid, as curvas de contribuições e de evolução de água armazenada apresentam grandes diferenças anuais. Devido a esta realidade há a necessidade de conscientizar os utilizadores na economia do consumo de água.

Igualmente, num esforço de gestão de problemas de abastecimento, o Canal de Isabel II (responsável pelo abastecimento e saneamento de águas da Comunidade de Madrid), tem um programa informático para ajudar na tomada de decisão com respeito à conveniência de um maior ou menor contributo de águas subterrâneas na rede de abastecimento, através da captação mediante sondagens profundas.

Neste sentido, terá que destacar-se que o contexto hidrogeológico da Comunidade de Madrid é relativamente simples (embora em detalhe apresente alguma complexidade). Assim, cabe diferenciar várias unidades, pelo seu comportamento hidrogeológico (Figura 1):

¹CYII: Canal de Isabel II. ²CHT: Confederação Hidrográfica do Tejo. ³IGME: Instituto Geológico e Mineiro de Espanha.



- **Sistema de granitóides e rochas metamórficas.** Constitui toda a franja montanhosa NW do Sistema Central, que é a divisória hidrográfica e hidrogeológica com a bacia do rio Douro. São materiais de natureza “impermeável”, mas com presença de águas subterrâneas na rede de fracturas e nos materiais de alteração superficial. Não constituem aquíferos de interesse regional, embora possam contribuir com águas de excelente qualidade para atender necessidades locais, incluindo engarrafamento de água mineral-natural. Nestes materiais, construíram-se uma série de barragens, para regulação e aproveitamento das águas de escoamento superficial.
- **Aquífero calcário cretácico.** Corresponde aos sedimentos da transgressão Albiano – Cenomaniano (Figura 2), que avançou de Este sobre o cratão de rochas ígneas e metamórficas, depositando-se inicialmente cascalhos e areias (na frente de avanço da transgressão), que são cobertas por sedimentos calcários, bem estratificados e com desenvolvimento de uma importante permeabilidade por carsificação. Contém águas de infiltração directa e escoamento superficial (nalguns casos também com recarga induzida por barragens superficiais, que alagam os afloramentos calcários). Estas águas, de boa qualidade, são captadas por uma série de sondagens que, no caso do Canal de Isabel II, constituem fundamentalmente “campo de furos” nas proximidades de Torrelaguna (a NE da Comunidade de Madrid).
- **Aquífero detrítico Terciário de Madrid (ADTM).** Encostado aos materiais anteriores, depositaram-se os materiais da depressão tectónica do Tejo, a partir de grandes acarreios fluviais, com transição granulométrica decrescente do pé da serra para SW, chegando a superar os 3 000 m de espessura no centro da depressão (embora a espessura aproveitável hidrogeologicamente possa chegar aos 700 m, já que a maior profundidade aumenta sensivelmente a salinidade). Este material procede do desmantelamento dos

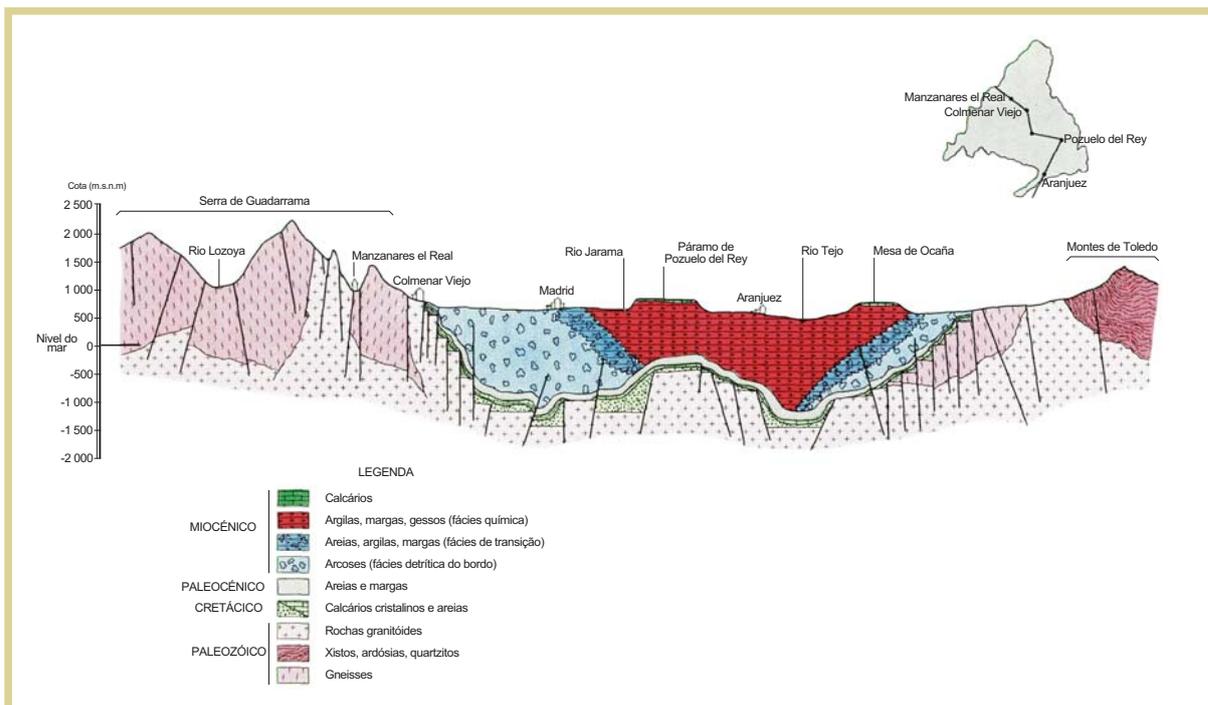


FIGURA 2 - Secção geológica simplificada (ITGE, 1989)

relevos paleozóicos e mesozóicos. O aquífero semiconfinado e multicamada integra múltiplas intercalações permeáveis de areias e cascalhos (em forma de lenticulas), envoltos por uma matriz limo-argilosa com comportamento de aquitardo. O fluxo subterrâneo no sistema segue o modelo clássico de Toht. As reservas máximas utilizáveis do aquífero estimam-se entre 2 000 e 4 000 hm³, e os recursos renováveis utilizáveis entre 130 e 150 hm³/ano. A qualidade da água diminui (por incremento de salinidade), com o afastamento ao bordo da depressão.

De acordo com informação do Escritório do Plano Hidrológico (dados recolhidos até ao ano 2004), o inventário de pontos de água da Comunidade de Madrid totaliza 29 039; destes, 910 têm mais de 100 m de profundidade, localizando-se mais de 50% nas imediações de Madrid.

- **Sistema evaporítico Terciário.** Em transição lateral gradual, em direção a SW, passa-se do ADTM a materiais cada vez mais argilosos com fácies evaporíticas (principalmente gessos). Nestes materiais a presença de aquíferos vê-se empobrecida pela alta salinidade das águas, que reduz muito as suas possibilidades de utilização para consumo humano, rega e indústria. Finalmente, forma-se o depósito de calcários lacustres do Pontienne, em depósitos tabulares, que hoje se traduzem em amplas superfícies que se prolongam para além da Comunidade de Madrid, para Toledo e Guadalajara, dando lugar à presença de águas subterrâneas cujo aproveitamento se encontra muito condicionado pela falta de estruturas geológicas acumulativas, embora resolvam problemas locais de abastecimento de águas para diferentes usos.
- **Aluviões do Quaternário.** Estendem-se seguindo a rede fluvial, embora possam estar interconectadas às águas superficiais (leitos dos rios), ou isoladas delas (terraços pendurados), sendo objecto de aproveitamento mediante obra de captação de reduzida profundidade, com caudais muito variáveis em função das relações aquífero-rio.

Neste contexto hidrogeológico regional o maior interesse pelas suas reservas e recursos, como já assinalámos, é o ADTM, seguido do aquífero calcário cretácico.

O primeiro foi dividido, com critérios não hidrogeológicos, em várias massas de água subterrânea (segundo nomenclatura da Directiva-Quadro da Água), e nele as captações realizam-se maioritariamente mediante sondagens profundas que, no caso de captações do Canal de Isabel II se localizam em grande número nas proximidades imediatas das suas condutas de abastecimento, em especial no caso dos denominados “campos de furos”, o que permite a adução imediata da água bombeada à rede de fornecimento. Independentemente, existem muitas outras captações de uso privado.

TECNOLOGIA DE CAPTAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Na captação de águas subterrâneas no ADTM, por parte do Canal de Isabel II, produziram-se avanços tecnológicos importantes na execução de sondagens profundas, que têm associados um incremento muito notório nos caudais captados e, também, na vida útil das perfurações e nas garantias de qualidade da água extraída. Expor aqui essa tecnologia obrigaria a ir muito além da extensão desejável deste trabalho, por isso vamos destacar só alguns aspectos singulares.

Em primeiro lugar salienta-se a localização das sondagens dentro de amplos sectores do ADTM que reúnem características adequadas, pela proximidade a instalações do sistema geral de abastecimento, grandes condutas, depósitos ou estações de tratamento, facilitando assim a incorporação imediata destas águas (que não requerem nenhum tratamento especial), e o acesso imediato a estes recursos, ao mesmo tempo que se conta com infra-estruturas adequadas (de maneira particular nos “campos de furos”).

Previamente ao início destas perfurações, atende-se ao processo administrativo para cumprir todas as condicionantes legais, incluindo as referentes a tramitações ambientais. Uma vez na posse destas autorizações, e com o projecto completo da obra e a correspondente adjudicação ao empreiteiro, realiza-se a preparação do estaleiro, adequado para a provisão e utilização dos materiais requeridos, o armazenamento e evacuação das lamas de perfuração, e a final operação de limpeza, desenvolvimento e bombeamento, com rejeição adequada das águas produzidas nestas operações. No início realiza-se uma supervisão contínua dos trabalhos junto da sondagem, a cargo de um hidrogeólogo com ampla experiência. Especial atenção dedica-se à escavação das balsas, com grande capacidade, dada a profundidade e diâmetro das perfurações, e impermeabilizadas com geomembrana se os materiais escavados apresentam permeabilidade que possa dar lugar a fugas da água armazenada.

A perfuração segue um desenho preestabelecido de todo o seu desenvolvimento, para o que contribui o amplo conhecimento adquirido do aquífero, e a experiência já ganha. Tratam-se de sondagens realizadas a rotação com circulação inversa e utilização de trépano, de acordo com as características litológicas dos materiais a atravessar. A sequência normal de diâmetros é a seguinte: início da perfuração com diâmetro de 1000, 800 ou 600 mm, até 12 a 24 m de profundidade; perfuração a 800, 600 ou 500 mm, até uma profundidade média de 80 m; perfuração da parte superior do aquífero explorado a 700, 600 ou 500 mm, até os 450 m aproximadamente, para continuar até ao final a 350 mm, podendo alcançar os 800 m de profundidade.

As máquinas de perfuração, para os diâmetros e profundidades a alcançar, são equipamentos de grande porte e prestação, e requerem condições autónomas de transporte e instalação, devido aos frequentes problemas de limitação do espaço útil no estaleiro; normalmente são sondas com altura de mastro de 10 a 12 m, equipadas com travesseiro hidráulico que possa oscilar ou mesa de rotação rotary. Isto faz com que sejam poucos os empreiteiros de perfuração que disponham do equipamento e experiência requerida para executar estas sondagens de captação. O revestimento inicia-se com 750 mm de diâmetro, para terminar em 500-400 mm, embora na parte inferior captada, abaixo da câmara de bombeamento (em geral a mais de 450 m de profundidade) possam colocar-se tubagens de 250 mm de diâmetro.

Além da experiência das equipas de trabalho, que permite executar as obras de forma eficaz, melhorando os rendimentos posteriores do bombeamento, é básico o controlo da qualidade dos materiais utilizados na construção das sondagens.

Durante a perfuração intensificam-se as operações de controlo pelo hidrogeólogo supervisor, com presença muito frequente na obra, principalmente para o controlo de lamas (percentagem de areias, densidade, filtrado, viscosidade), o que leva ao esvaziamento e limpeza das balsas cada vez que se ultrapassam os estritos parâmetros de controlo fixados. Simultaneamente com o avanço da perfuração, extrai-se uma coluna de material em cada metro (bastante representativa na perfuração com circulação inversa), descrevendo a litologia com o maior rigor possível, e armazenando em bolsas numeradas as amostras tomadas *in loco*, para qualquer comprovação posterior.

Na etapa final da perfuração realiza-se sistematicamente o registo geofísico contínuo de radiação gamma natural, potencial espontâneo, resistividade, temperatura, inclinação e separação. Este registo interpretado conjuntamente pelo especialista geofísico e o supervisor hidrogeólogo, é fundamental para a aceitação da obra (inclinação).

De acordo com este registo e com a coluna litológica obtida, define-se a coluna de tubagens, com a inclusão de secções de tubos com e sem ralos (em geral a primeira secção com ralo situa-se a partir dos 90-100 m de profundidade). As secções de tubos, adaptadas às longitudes perfeitamente estabelecidas e verificadas, numeram-se exterior e interiormente, antes de se proceder à sua soldadura e introdução na sondagem.

Os tubos eletro-soldados, de aço ao carbono, introduzem-se com um cone soldado no seu extremo inferior, assim como com os adequados centradores, distribuídos ao longo da coluna de tubagens, e as braçadeiras que impedem que a mesma se danifique. A soldadura das tubagens, dada a sua grande tonelagem, realiza-se com grande precisão por pessoal especializado, com inspeção de cada cordão de solda.

A areia natural necessária é calculada de acordo com o volume do espaço anular e é seleccionada pela granulometria, em função das características do aquífero e das ranhuras dos ralos. Utiliza-se areia calibrada, normalmente proveniente de explorações de areias do Albiano. O fluxo de introdução da areia é lento e contínuo, através de aberturas que permitem limitar o caudal, e interrompe-se quando se alcança a profundidade estabelecida para a cimentação da secção superior de tubos, deixando instalado um tubo auxiliar para completar o enchimento, uma vez que se produzem assentamentos das areias nas operações de limpeza e desenvolvimento.

Continuando, realizam-se as operações de limpeza para eliminar a argila depositada nas paredes (“*cake*”) e também parte da intercalada na formação. Para isso, utilizam-se as técnicas de “*air lift*”, mediante

utilização dos adequados polifosfatos diluídos, e agitação provocada pela injeção e libertação de ar comprimido. Segue-se normalmente uma operação prolongada de agitação mediante pistão, em frente às secções com ralos, para o assento e empacotamento da areia colocada no espaço anular, de modo a eliminar uma parte da fracção fina do aquífero.

Segue-se a operação de desenvolvimento mediante ar comprimido, com o método de poço fechado, para extrair os finos das secções com ralos. Nestes locais, podem utilizar-se “*pakers*”, de modo a aumentar a eficiência individual sobre a secção aquífera com materiais finos.

Depois de executada a sondagem, realizam-se os testes de avaliação, comprovando-se minuciosamente a idoneidade do circuito de evacuação da água bombeada para um leito público, não afectando instalações ou propriedades alheias, já que os caudais e volumes a evacuar podem ser importantes. Estes testes controlam tanto o caudal bombeado (tubo do Pitot ou dispositivo similar), como o nível da água na própria sondagem e noutros locais situados na envolvente (piezómetros). O ensaio realiza-se com caudais escalonados crescentes, que se incrementam quando ocorrem pseudo-estabilizações de nível e a água aclara-se. O estabelecimento da relação caudais-rebaixamentos permite obter uma primeira aproximação à curva característica da sondagem.

Finalmente, depois de uma pausa para recuperação do nível até uma posição de quase equilíbrio, realiza-se um ensaio de bombeamento de grande duração a caudal constante (Figura 3), seguido do ensaio de recuperação, com os correspondentes controlos de caudal e níveis. Durante estes ensaios realizam-se medições frequentes de condutividade, temperatura e pH da água, que contribuem com informação valiosa relativa ao percurso da água. São ainda colhidas amostras de água para determinações analíticas em laboratório, que acrescentarão informação valiosa e permitirão definir a adequação desta água para a sua finalidade.

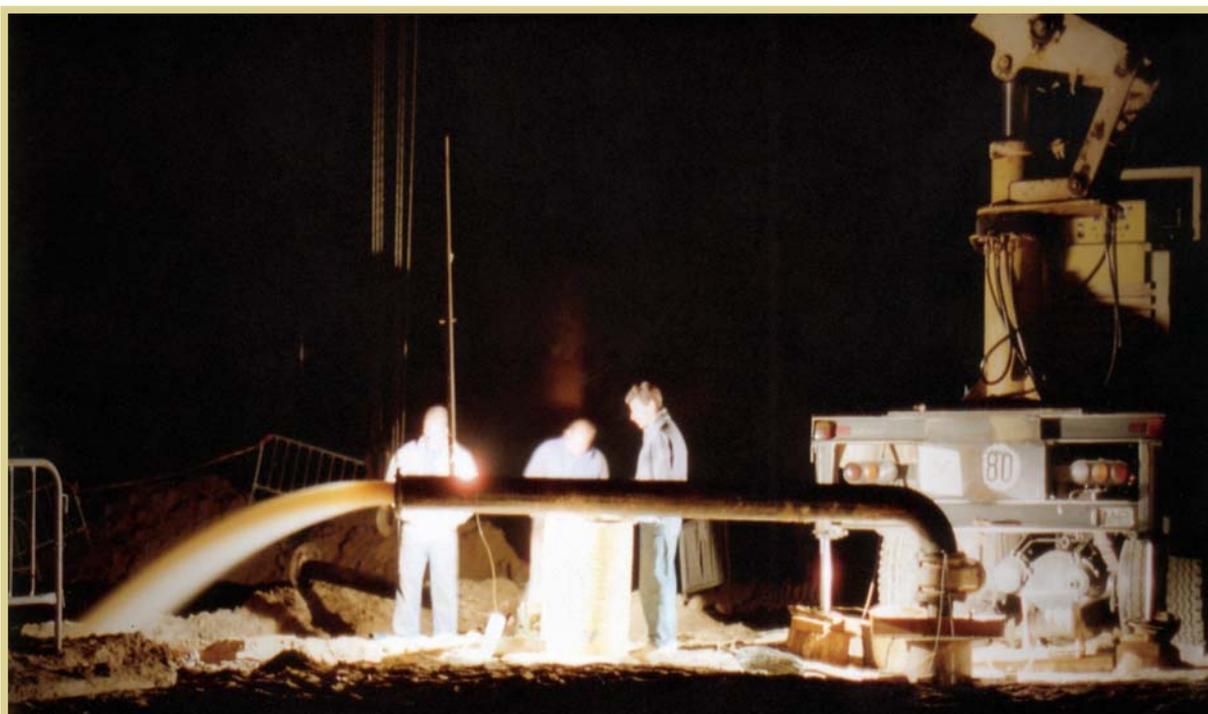


FIGURA 3 - Ensaio de bombeamento no aquífero detrítico Terciário de Madrid

Realiza-se um registo de vídeo, para analisar o estado interior da coluna completa de tubagens, confirmar a adequada colocação dos ralos, a eliminação de argila, a turbidez da água, o depósito no fundo da tubagem e os fluxos de água entre secções de ralos.

Em seguida, é o momento de cimentar o espaço anelar exterior, limpar a captação, restaurar o local de trabalho e entregar a sondagem para a sua entrada em funcionamento, que incluirá a instalação do equipamento de extração, assim como a sua ligação à rede de controlo global.

Temos que dizer que é realmente espectacular o rendimento destas sondagens do Canal de Isabel II, dado que indubitavelmente há um custo importante pela aplicação desta rigorosa tecnologia, mas os caudais, em 80% dos casos, situam-se entre 80 e 120 l/s, chegando a superar, nalguns casos, os 150 l/s, e conseguindo-se um longo período de vida (Figura 3).

Finalmente instalam-se aparelhos programáveis, que permitem registar os parâmetros desejados e as operações realizadas. No equipamento eletromecânico das sondagens, destaca-se a instalação de reguladores de velocidade e a alimentação dos grupos electro-bombas em meia tensão, para melhorar a eficiência energética, dada a grande variação do nível dinâmico com o passar do período de bombeamento a que se vêem submetidas estas sondagens. Igualmente, está a proceder-se à instalação de proteção catódica monitorada, com excelentes resultados na conservação das tubagens de impulsão.



FIGURA 4 - Instalação de equipamento de extração em sondagem profunda (Foto: Canal de Isabel II)

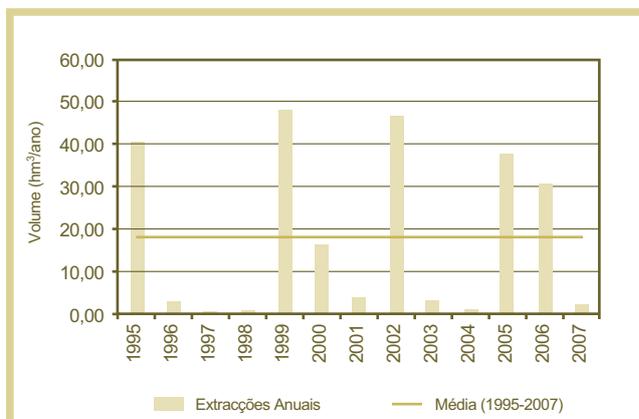


FIGURA 5 - Extrações anuais dos “campos de poços” do Canal de Isabel II desde 1995 até 2007

O Canal de Isabel II conta assim com 74 sondagens de captação no ADTM, com capacidade de contribuição até 75 hm³ num ano de seca, enquanto que o aquífero calcário retácico pode contribuir entre 5 a 12 hm³/ano. O objetivo futuro é dispor de uma capacidade de captação de águas subterrâneas compreendida entre 100 e 120 hm³/ano (Figura 4).

Em todo caso, e dado que a extração de águas subterrâneas, por parte do Canal de Isabel II, é função das contribuições pluviométricas do correspondente ano hidrológico (Figura 5), os volumes anuais captados são muito variáveis.

PROBLEMAS HIDROGEOLÓGICOS

No ADTM surgem vários problemas, alguns de origem natural e outros antrópicos. Entre os primeiros pode destacar-se a presença de arsénio em concentrações superiores às normas de qualidade estabelecidas, especialmente no sector NE (Figura 6).

Por outro lado, os rebaixamentos piezométricos podem favorecer as contribuições de nitratos e pesticidas, relacionados com as práticas agrícolas (embora a profundidade de várias dezenas, e inclusive mais de cem metros, do nível piezométrico seja uma boa salvaguarda para a qualidade), assim como os locais onde existem captações abandonadas e mal seladas.

Entre os problemas provocados pelas actuações antrópicas podem destacar-se: descidas de nível piezométrico em determinados sectores, motivadas por extrações excessivas (muitas vezes, por falta de controlo rigoroso); prováveis reduções na recarga natural, como consequência de amplas urbanizações e

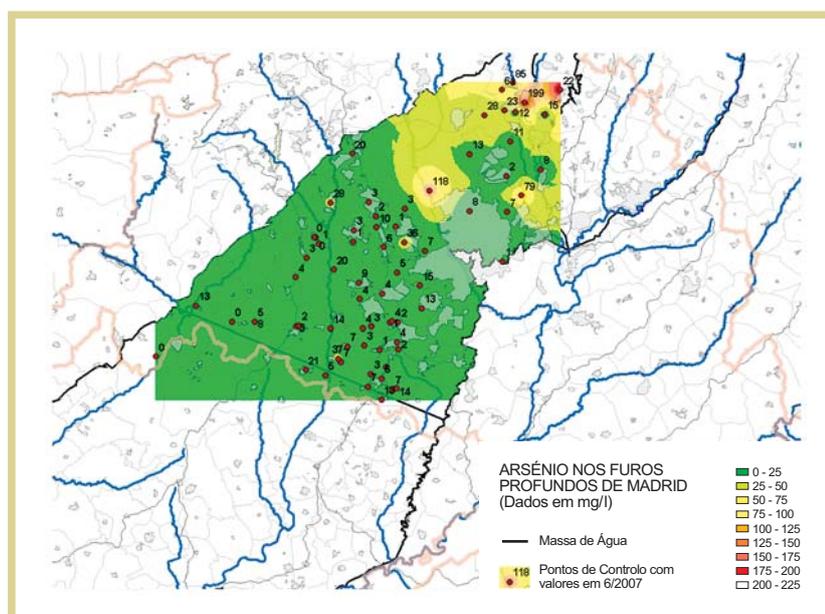


FIGURA 6 - Distribuição de arsénio no aquífero detrítico Terciário de Madrid (Fonte: Plano Hidrológico da Bacia do Tejo)

construções em área urbana (embora em amplas zonas se localizem sobre interflúvios de baixa permeabilidade); alterações das relações aquífero-rio, (às vezes com a vantagem de o aquífero contribuir, com seu poder regulador, para o sistema, e a desvantagem de afectação das zonas húmidas superficiais e redução de escoamento superficial).

Todos estes aspectos são considerados pela Confederação Hidrográfica do Tejo, ao analisar a qualidade das massas de água, no contexto da Directiva-Quadro da Água.

RECARGA ARTIFICIAL DO AQUÍFERO DETRÍTICO TERCIÁRIO DE MADRID

Por tudo o que acabamos de expor, o ADTM pode ser considerado como uma reserva estratégica de água em períodos de estiagem, ou para situações de seca, ou com carácter preventivo das mesmas nos estádios de aproximação aos referidos cenários.

A estratégia inicial do Canal de Isabel II, para o seu aproveitamento adequado, consistia em pôr em funcionamento as sondagens em média durante um ano em cada quatro, coincidindo com os períodos de seca, e deixando recuperar os níveis piezométricos durante três anos, dada a sua reduzida recarga natural e permeabilidade. Mas a frequência de uso foi muito maior (Figura 7).

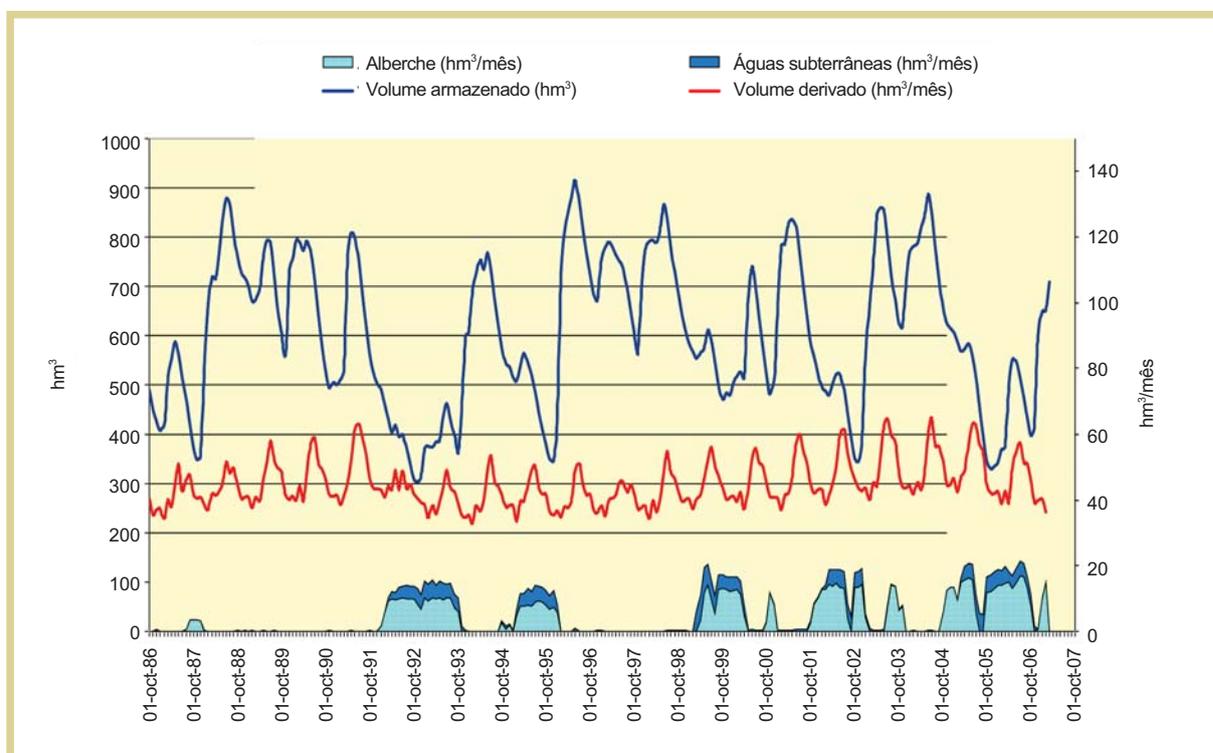


FIGURA 7 - Utilização de águas subterrâneas como recurso estratégico em épocas de seca, pelo Canal de Isabel II (López-Camacho e Iglesias, 2007)

No regime real de exploração, observa-se que as extracções, tanto do Canal de Isabel II como de iniciativa privada, produzem descidas do nível de água especialmente concentradas em determinados sectores (Figura 8).

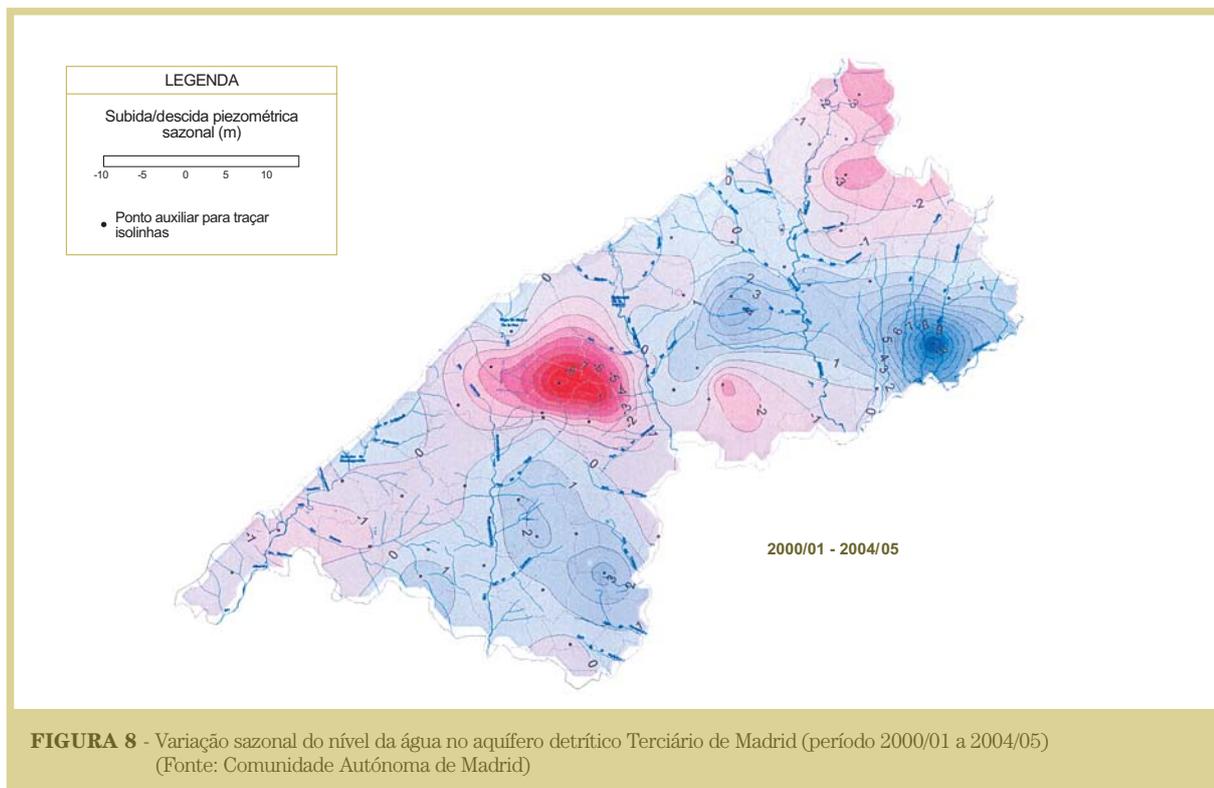


FIGURA 8 - Variação sazonal do nível da água no aquífero detrítico Terciário de Madrid (período 2000/01 a 2004/05)
(Fonte: Comunidade Autónoma de Madrid)

Essa evidência levou a que se procedesse à sua recarga artificial quando se dispõe de excedentes de águas superficiais, não só para recuperar as descidas de nível após a campanha de extracções, mas também para o armazenamento temporário das águas, dadas às suas adequadas características e devido à procura em épocas de estiagem ou seca.

Uma vantagem indubitável é que, para esta recarga artificial pode utilizar-se água do sistema de distribuição, quando se dispõe de água em abundância nas barragens do sistema, contribuindo-se assim para melhorar a gestão hídrica conjunta.

A situação é também favorável porque as captações no ADTM encontram-se a jusante da rede de instalações de tratamento de águas do Canal de Isabel II, o que permite dispor de água de qualidade adequada para a recarga artificial, com ausência de sólidos em suspensão.

Por outro lado, o facto de os níveis piezométricos se encontrarem a profundidades de 80 a 120 m, permite contar com essa altura manométrica para introduzir água nas secções arenosas através das sondagens verticais. Ao mesmo tempo, nessas sondagens estão instalados equipamentos de bombeamento que permitem a extracção periódica de água, evitando que a colmatção se pudesse produzir por sólidos em suspensão na água injectada e, inclusivamente, por barreiras de ar injectado.

Neste quadro, o Canal de Isabel II realizou a modelação numérica de compatibilidade entre a água do aquífero e a água injectada, tendo em conta que a temperatura da água de recarga (8 a 10 °C) é menor que a da água do aquífero (18 a 25 °C), e que também é diferente a mineralização. A conclusão é que a mistura estaria subsaturada em todos os componentes, excepto em oxi-hidróxidos de ferro e manganês, acontecendo o mesmo na reacção da água de mistura com a matriz sólida do aquífero. Assim, dadas as concentrações relativamente baixas nestes minerais, os volumes de precipitado seriam pequenos em função dos volumes de água a recarregar por sondagem, e a colmatção poderia ser eliminada mediante bombeamentos de limpeza.

Para realizar os correspondentes ensaios e preparar a recarga artificial, adequar a metodologia, resolver dificuldades inerentes ao sistema e avaliar os volumes de água que se podem injectar (e os efeitos sobre a massa de água subterrânea), realizaram-se experiências iniciais de recarga. Posteriormente, seleccionaram-se e equiparam-se três estações experimentais em sectores sujeitos a condições hidrogeológicas e regimes de exploração diferentes.

Entre as experiências mais recentes realizadas consideramos a apresentada por López-Camacho (2009), na sondagem de Casilla Valverde (Figura 9), com quatro fases que totalizaram 920 000 m³ (Tabela 1), e em La Cabaña (Figura 10), com cinco fases que totalizaram 1 025 000 m³ (Tabela 2).

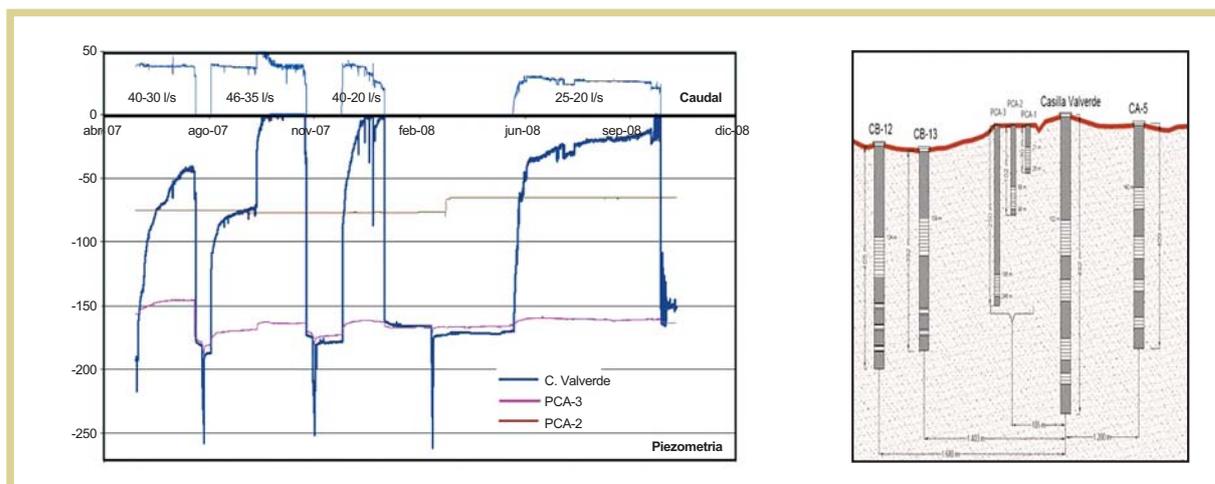


FIGURA 9 - Recarga artificial em Casilla Valverde (López-Camacho, 2009)

TABELA 1 - Recarga artificial em Casilla Valverde (López-Camacho, 2009)

| Período | Caudal (l/s) | Volume recarga (m ³) |
|-------------------------|--------------|----------------------------------|
| 30/05/2007 - 24/07/2007 | 38 | 181 070 |
| 08/05/2007 - 06/11/2007 | 39 | 305 900 |
| 10/12/2007 - 18/01/2008 | 34 | 116 691 |
| 21/06/2008 - 07/10/2008 | 27 | 315 992 |
| Total | | 919 653 |

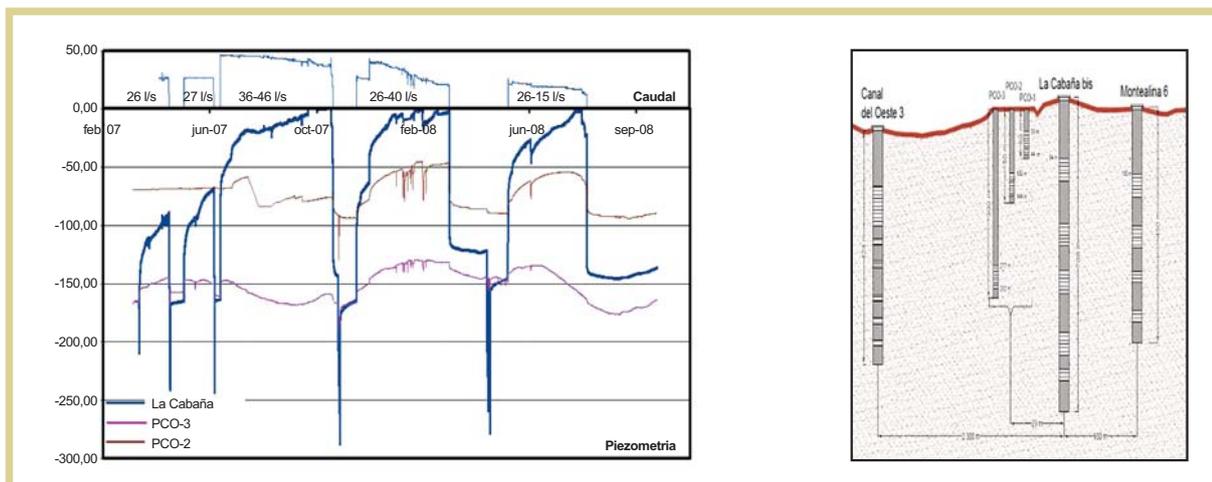


FIGURA 10 - Recarga artificial em La Cabaña (López-Camacho, 2009)

TABELA 2 - Recarga artificial em La Cabaña (López-Camacho, 2009)

| Período | Caudal (l/s) | Volume recarga (m ³) |
|-------------------------|--------------|----------------------------------|
| 19/03/2007 - 22/04/2007 | 26 | 78 353 |
| 08/05/2007 - 11/06/2007 | 27 | 77 376 |
| 19/06/2007 - 23/10/2007 | 40 | 459 338 |
| 19/11/2007 - 24/03/2008 | 29 | 260 911 |
| 07/05/2008 - 04/08/2008 | 19 | 148 781 |
| Total | | 1 024 758 |

Concluisse alcançada é que se pode conseguir uma capacidade nominal de recarga artificial de 30-40 hm³/ano, convertendo actuais sondagens de extracção em sondagens de extracção-recarga.

AGRADECIMENTOS

Tudo o que aqui se apresentou é apenas uma breve síntese de alguns aspectos significativos do ADTM, apresentada a partir de informação própria, a que se somam documentos procedentes principalmente do Canal de Isabel II, da Confederação Hidrográfica do Tejo, e do Instituto Geológico e Mineiro de Espanha, entidades a que agradecemos o ter podido utilizar tão valiosa informação.

BIBLIOGRAFIA

Área de Calidad de Aguas. Confederación Hidrográfica del Tajo. 2008. Red de control de calidad de las aguas subterráneas. Resultados analíticos.

Dirección General del Agua. Ministerio de Medio Ambiente. 2004. Estudio inicial para la identificación y caracterización de las masas de aguas subterráneas de las cuencas intercomunitarias. Tajo. Propuesta de Masas de Agua Subterránea.

FRASA, Ingenieros Consultores, 2004. Informe hidrogeológico de síntesis del acuífero terciario detrítico de Madrid.

Iglesias, J. A.; Sánchez, E.; López-Camacho, B.; Muñoz, A.; Cabrera, E.; Pérez, J. M^a. 2001. El uso conjunto en el abastecimiento de agua de Madrid: recarga artificial. *Hidropres Tecnología y gestión del agua*, nº 31: 20-30.

IGME. 2009. Encomienda de gestión para la realización de trabajos científico-técnicos de apoyo a la sostenibilidad y protección de las aguas subterráneas. Demarcación Hidrográfica 031: Tajo. En elaboración. Instituto Tecnológico Geominero de España. 1989. Las aguas subterráneas en España. Estudio de Síntesis. 591 pp..

López-Camacho, B. 2009. La recarga artificial en la planificación hidrológica. Presentación powerpoint.

López-Camacho, B. e Iglesias, J. A. 2000. Las aguas subterráneas en los abastecimientos. Un decenio de experiencias del Canal de Isabel II. *Rev. Obras Públicas*. 41-56.

López-Camacho, B. e Iglesias, J. A. 2007. Gestión de los recursos hídricos en el sistema de abastecimiento de la Comunidad de Madrid. V Congr. Nac. de Ingeniería Civil, Desarrollo y Sostenibilidad en el Marco de la Ingeniería. Col. Ing. Caminos, Canales y Puertos. Madrid.





Sintra

TÍTULO

Aquíferos das Bacias Hidrográficas do Rio Tejo
e das Ribeiras do Oeste

AUTOR

ARH do Tejo, I.P.
Departamento de Recursos Hídricos Interiores - DRHI

EDITOR

ARH do Tejo, I.P.

FOTOGRAFIA

RCL / Rui Cunha ©

DISTRIBUIÇÃO

ARH do Tejo, I.P.,
Rua Braamcamp, 7, 1250-048 Lisboa

1ª EDIÇÃO

Abril © 2010

DESIGN E PRODUÇÃO

Arte Final, Design e Publicidade, Lda. / GIO

ISSN

1647-4007

ISBN

978-989-96162-5-7

DEPÓSITO LEGAL

310170/10

PUBLICAÇÕES EDITADAS

- 01 - Rio Tejo - As Grandes Cheias 1800-2007
João Mimoso Loureiro
- 02 - Estratégia para Protecção e Valorização do Litoral
- 03 - Referências Históricas da Medição das Alturas Hidrométricas e dos Caudais nos Cursos de Água
João Mimoso Loureiro
- 04 - O Plano de Ordenamento do Estuário do Tejo - Saberes e Reflexões
- 05 - Os Planos de Ordenamento da Orla Costeira - Balanço e Reflexões
- 06 - Aplicações de Modelos Matemáticos nas Bacias Hidrográficas do Rio Tejo e das Ribeiras do Oeste
António Carmona Rodrigues

PRÓXIMAS PUBLICAÇÕES

- Aspectos da Bacia Hidrográfica do Rio Tejo e sua Navegabilidade - Colectânea de Textos
- Projecto Setúbal (1980) - Estudo das Águas Subterrâneas da Península de Setúbal
Ed. Luís Ribeiro e Braga dos Santos
- Sistemas de Apoio ao Planeamento e Gestão na Bacia do Rio Tejo
Rui Rodrigues e Cláudia Brandão



Rua Braamcamp, n.º 7 • 1250-048 Lisboa • PORTUGAL
Telf.: +351 211 554 800 • Fax: +351 211 554 809
www.arhtejo.pt