



ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DOS RECURSOS HÍDRICOS



ASSOCIAÇÃO INTERNACIONAL DE HIDROGEÓLOGOS
GRUPO ESPAÑOL

Jornadas Luso-Espanholas

AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO SUL DA PENÍNSULA IBÉRICA



Faro, 23 a 26 de Junho de 2003

Editores: LUÍS RIBEIRO, BARTOLOMÉ ANDREO,
F. PEIXINHO DE CRISTO, XAVIER SÁCHEZ-VILA

Patrocinadores:



OBJECTIVOS

A zona sul da Península Ibérica caracteriza-se pela existência de formações geológicas muito variadas, coexistindo unidades aquíferas de baixa e de alta produtividade em ambientes climáticos caracterizados em geral por uma baixa a média pluviosidade. Acresce que esses sistemas encontram-se sujeitos a ameaças de vários tipos principalmente aquelas que decorrem da sobreexploração das águas subterrâneas nas zonas costeiras de que resulta em geral intrusão marinha, e aquelas que provêm da utilização intensiva e irracional de adubos, fertilizantes e produtos fitofarmacêuticos nos solos agrícolas, o que acarreta um acréscimo significativo de nitratos e de pesticidas nas águas subterrâneas muito para além dos limites estipulados pelos normativos legislativos.

No seguimento dos princípios que orientaram as I Jornadas hispano-lusas, que se realizaram na Corunha em 2000, sob o grande tema: *As Águas Subterrâneas no Nordeste da Península Ibérica*, realça-se o papel das águas subterrâneas no planeamento dos recursos hídricos das bacias hidrográficas dos 2 países. Considerando a similitude de problemas hidrogeológicos existentes nesta região da Península Ibérica, a APRH, em conjunto com os grupos português e espanhol da AIH organizaram umas II Jornadas Luso-Espanholas deste vez sobre *As Águas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica* que tiveram lugar em Faro de 23 a 27 de Junho de 2004.

Nestas Jornadas, cujas actas ora se apresentam, tiveram como objectivo oferecer, mais uma vez, aos associados da APRH e da AIH, à comunidade hidrogeológica em geral, às autoridades administrativas da água de Portugal e de Espanha e aos seus gestores, uma oportunidade para debaterem os aspectos mais relevantes do papel que as águas subterrâneas desempenham nestas regiões, onde em geral os recursos hídricos não são muito abundantes e são vulneráveis.

Pretendeu-se que o intercâmbio de ideias e experiências fosse enriquecedor e construtivo permitindo construir as bases para um correcto planeamento e gestão dos recursos hídricos subterrâneos, nomeadamente no contexto das políticas comunitárias de água traçadas pela actual Directiva 2000/60/CE.

TEMAS

- 1 - Gestão, monitorização e protecção das águas subterrâneas
- 2 - Recarga de aquíferos
- 3 - Modelação conceptual, analítica e numérica.
- 4 - Hidrogeoquímica e qualidade da água subterrânea
- 5 - Contaminação das águas subterrâneas por actividades agrícolas
- 6 - As águas subterrâneas e as actividades mineiras
- 7 - Recursos hidrominerais e recursos geotérmicos
- 8 - As águas subterrâneas e as grandes obras de engenharia

COMISSÃO ORGANIZADORA

Luís Ribeiro (APRH) - Presidente
F. Peixinho de Cristo (AIH-GP)
Carlos Calado (AIH-GP)
Marques da Costa (AIH-GP)
Teresa Leitão (APRH),
João Lopo Mendonça (APRH)
Joaquim Braga dos Santos (INAG)
Leitão de Freitas (DRALG)
José Paulo Monteiro (UALG)
Conceição Martins (Secretariado da APRH)

COMISSÃO CIENTÍFICA

Para além dos nomes da Comissão Organizadora fazem parte da Comissão Científica os seguintes elementos:

Amélia Dill (IGM)
António Chambel (UE)
Antonio Pulido (U. Almería),
Marques da Silva (UA)
Bartolomé Andreo (U. Málaga)
Carlos Costa Almeida (FCUL)
Javier Samper (U. Coruña)
José António Crispim (FCUL)
José Capilla (U. Politecnica Valencia)
José Manuel Marques (IST),
João Paulo Lobo-Ferreira (LNEC)
Juan Martínez Rubio (Tragsatec)
Manuel Oliveira Silva (FCUL)
Martim Portugal Ferreira (UC)
Xavier Sánchez-Vila (U Politecnica de Catalunya)

PATROCINADORES

- Fundação Oriente
- Instituto da Água
- Universidade do Algarve

APOIOS

- Vórtice
- Unicer Fundação Oriente Instituto da Água Universidade do Algarve
- Carvalho Coimbra & Esteves

ÍNDICE

TEMA 1 – Gestão, Monitorização e Protecção das Águas Subterrâneas

| | |
|--|----|
| CONTRIBUTION A L'IDENTIFICATION DE L'AQUIFERE HAUTERIVIEN PAR HYDRODYNAMISME, HYDROCHIMIE, ISOTOPIE EN ZONE SEMI ARIDE: ZONE COTIERE D'ESSAOUIRA (MAROC)- <i>M. BAHIR ; J. L. MENDONÇA ; M. MENNANI ; M. O. SILVA</i> | 13 |
| ANÁLISE E PROCESSAMENTO DE IMAGENS DE DETECÇÃO REMOTA PARA A DEFINIÇÃO DO PARQUE NATURAL HIDROGEOLÓGICO DE MOURA – <i>T. BARATA; E. OLIVEIRA; P. PINA; L. RIBEIRO</i> | 23 |
| O ORDENAMENTO SUSTENTÁVEL DO TERRITÓRIO COMO FERRAMENTA PARA O PLANEAMENTO DOS RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS – APLICAÇÃO A UM AQUÍFERO COSTEIRO DO ALGARVE – <i>H. S. FERREIRA; A. B. LEITÃO; A. R. SALGUEIRO; L. RIBEIRO</i> | 29 |
| GESTÃO OPTIMIZADA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: APLICAÇÃO AO CASO DE ESTUDO DO ABASTECIMENTO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO CONCELHO DE PALMELA - <i>J. P. L. FERREIRA; E. e MIGLIARI</i> | 43 |
| MONITORIZAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS NO ALENTEJO – <i>A. MATOSO; A. FIALHO</i> | 51 |
| OS FENÓMENOS DE SECA E O ABASTECIMENTO PÚBLICO NO ALENTEJO. ACÇÕES EM CURSO E PERSPECTIVAS FUTURAS - <i>A. FIALHO; A. MATOSO; A. M. COSTA</i> | 63 |
| DELIMITAÇÃO DE PERÍMETROS DE PROTECÇÃO DE CAPTAÇÕES DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DESTINADAS AO ABASTECIMENTO PÚBLICO DO CONCELHO DE MONTEMO-O-NOVO – <i>M. J. MOINANTE; L. RIBEIRO</i> | 71 |
| EVOLUÇÃO DO USO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NAS REDES URBANAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO ENTRE ALBUFEIRA E QUARTEIRA (ALGARVE CENTRAL) – <i>J.P. MONTEIRO; R.R. MARTINS; P.NUNES; A.DIOGO</i> | 83 |
| UTILIZAÇÃO CONTROLADA E SUSTENTÁVEL DE AQUÍFEROS COSTEIROS. ESTUDOS PARA O APROVEITAMENTO DOS RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS DISPONÍVEIS NO SISTEMA AQUÍFERO MEXILHOEIRA GRANDE – <i>N. HAIE; J. F. F. SILVA</i> | 95 |

TEMA 2 – Recarga de Aquíferos

| | |
|---|-----|
| SINGULARIDADES DE LA RECARGA EN PEQUEÑOS ACUIFEROS KÁRSTICOS DE REGIONES SEMIÁRIDAS. EJEMPLO DEL VENTÓS (ALICANTE, SE DE ESPAÑA) <i>J.M. ANDREU; A. PULIDO-BOSCH; E GARCÍA-SÁNCHEZ;M.A. LEMA; A. VELLEJOS; J. BELLOT; E. CHIRINO</i> | 109 |
| DATOS PRELIMINARES DEL APORTE DE CLORURO AL TERRENO POR DEPOSICIÓN TOTAL EN ESPAÑA <i>E. CUSTÓDIO; F. J. ALCALÁ-GARCIA</i> | 117 |
| CÁLCULO DE RECARGA DOS SISTEMAS AQUÍFEROS DE QUARTEIRA E DE ALBUFEIRA-RIBEIRA DE QUARTEIRA RECORRENDO A UMA ACTUALIZAÇÃO (DO MODELO DE BALANÇO HÍDRICO SEQUENCIAL DIÁRIO) QUE UTILIZA O COEFICIENTE CULTURAL DUAL NA ESTIMATIVA DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO REAL <i>M. M. OLIVEIRA</i> | 125 |

TEMA 3 – Modelação Conceptual, Analítica e Numérica

| | |
|---|-----|
| MODELO DE FUNCIONAMENTO DO SISTEMA AQUÍFERO DA BACIA DO SADO: RESULTADOS ESOTÓPICOS E FISCOQUÍMICOS – <i>P. G. FERNANDES; P. M. M. CARREIRA; M. O. SILVA</i> | 139 |
| SÍNTESE BIDIMENSIONAL DOS MODELOS CONCEPTUAIS DE FUNCIONAMENTO HIDRÁULICO DE SEIS SISTEMAS AQUÍFEROS DO ALGARVE – <i>J. P. MONTEIRO; L. NUNES; R. MARTINS; T. STIGTER</i> | 149 |
| REALIDADE VIRTUAL NO AQUÍFERO DE CASTELO DE VIDE – <i>C. T. RIBEIRO; J. P. MONTEIRO; L. RIBEIRO; J. NASCIMENTO; S. AMARO</i> | 161 |
| A ATRIBUIÇÃO DE PROPRIEDADES A REDES NÃO ESTRUTURADAS DE ELEMENTOS FINITOS TRIANGULARES <i>J. VIEIRA; J. P. MONTEIRO</i> | 173 |

TEMA 4 – Hidrogeoquímica e Qualidade da Água Subterrânea

| | |
|---|-----|
| ÁGUAS SULFÚREAS NA FAIXA PIRITOSA ALENTEJANA. – C. CALADO; A. CHAMBEL | 185 |
| QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DAS ÁREAS ENVOLVENTES DO ESTUÁRIO DO RIO GUADIANA E ZONAS ADJACENTES –T. E. LEITÃO; M. J. MOINANTE; J. P. L. FERREIRA..... | 197 |
| CARACTERIZACIÓN HIDROGEOQUÍMICA DE LAS ANOMALÍAS TERMALES EN EL BAJO ANDARAX (ALMERIA, SE ESPAÑA) - F. S. MARTOS; A. PULIDO BOSH; A. VALLEJOS; L. MOLINA; J. GISBERT..... | 211 |
| LA CALIDAD NATURAL DE REFERENCIA DEL AGUA SUBTERRÂNEA EN SUS DIVERSOS ASPECTOS RELACIÓN COM LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA EN ESPAÑA – P. NIETO; E. CUSTODIO; M. MANZANO | 221 |
| ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DA APLICAÇÃO DE MÉTODOS INDEXADOS DE AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE À POLUIÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS – M. M. OLIVEIRA; J. P.L. FERREIRA | 229 |

TEMA 5 Contaminação das Águas Subterrâneas por Actividades Agrícolas

| | |
|---|-----|
| ESTIMATIVA DO VOLUME E DA QUALIDADE EM NITRATOS DA ÁGUA SUBTERRÂNEA QUE ESCOA PARA O ESTUÁRIO DO RIO GUADIANA, NA ZONA DO SAPAL DE CASTRO MARIM C. DIAMANTINO; M. M. OLIVEIRA; J. P. L. FERREIRA | 243 |
| ANÁLISE MULTIVARIADA (ACP) NA IDENTIFICAÇÃO DE CONTAMINAÇÕES POR ACTIVIDADES AGRÍCOLAS E PECUÁRIAS. SISTEMAS AQUÍFEROS DA BACIA DE SINES – P. G. FERNANDES; P. M. M. CARREIRA; M. O. SILVA ... | 255 |
| CONSIDERACIONES SOBRE LA SELECCIÓN DE REDES DE CONTROL DE CALIDAD DE AGUAS. IMPLEMENTACIÓN Y PROBLEMÁTICA – S. JARRETO; A. PULIDO BOSH; Á. FERNÁNDEZ; L. DANIELE..... | 265 |
| CARACTERIZAÇÃO HIDROQUÍMICA DAS ROCHAS ÍGNEAS E METAMÓRFICAS DA ZONA DE OSSA-MORENA E DO SISTEMA AQUÍFERO ÉVORA-MONTEMOR-CUBA (SECTOR DE MONTEMOR-O-NOVO) NO CONCELHO DE MONTEMOR-O-NOVO – M. P. MENDES; L. RIBEIRO | 273 |
| CONSIDERACIONES SOBRE LA CONTAMINACIÓN AGRÍCOLA DE LAS AGUAS SUBTERRÂNEAS EM EL CAMPO DE DALÍAS (ALMERÍA). – L. MOLINA; A. VALLEJOS; A. PULIDO BOSCH; F. S. MARTOS..... | 283 |
| ANÁLISE COMPARATIVA DE DOIS ÍNDICES DE POLUIÇÃO AGRÍCOLA NO SISTEMA AQUÍFERO DOS GABROS DE BEJA (SECTOR DA MARGEM ESQUERDA DO RIO GUADIANA – E. M. SERRA; E. A. PARALTA; J. N. NASCIMENTO; L. RIBEIRO..... | 291 |
| MONITORIZAÇÃO E MODELAÇÃO ESTOCÁSTICA DA CONTAMINAÇÃO POR NITRATOS DO AQUÍFERO GABRO-DIORÍTICO NA REGIÃO DE BEJA – RESULTADOS, CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES E. A. PARALTA; L. RIBEIRO..... | 301 |
| UTILIZAÇÃO DE ESTATÍSTICA MULTIVARIADA PARA CONSTRUÇÃO DE ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA SUBTERRÂNEA EM DUAS ÁREAS DE ACTIVIDADE AGRÍCOLA NO ALGARVE – T. STIGTER; L. RIBEIRO..... | 313 |
| APLICAÇÃO DE ANÁLISE FACTORIAL DAS CORRESPONDÊNCIAS PARA COMPREENDER OS MECANISMOS DE CONTAMINAÇÃO AGRÍCOLA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS – T. STIGTER; L. RIBEIRO | 323 |

TEMA 6 – As Águas Subterrâneas e as Actividades Mineiras

| | |
|---|-----|
| MONITORIZACIÓN DEL MOVIMIENTO DEL AGUA A TRAVÉS DE UNA Balsa DE LOGOS RESIDUALES MINEROS EM LA FAJA PIRÍTICA IBÉRICA (SO DE LA PENÍNSULA IBÉRICA) – A. BLANCO; A. LLORET; J. CARRERA; M. W. SAALTINK; P. ACERO; C. AYORA; J. M. NIETO | 337 |
| EVOLUCIÓN Y EFICIENCIA DE FUNCIONAMIENTO DE UNA BARRERA PERMEABLE REACTIVA ACCIDENTE MINERO DE AZNALCOLLAL – ALUVIAL RÍO AGRIO SEVILLA - ESPAÑA – J. BOLZICCO; J. CARRERA; C. AYORA..... | 349 |
| CONTAMINAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NA ÁREA DA MINA ABANDONADA DE SÃO DOMINGOS J. L. MENDONÇA; T. SILVEIRA; M. FRESCATA; D. PICA..... | 359 |

TEMA 7 – Recursos Hidrominerais e Recursos Geotérmicos

| | |
|--|-----|
| AS ÁGUAS MINERAIS DE MONCHIQUE. PROPOSIÇÃO DE UM MODELOS HIDROGEOLÓGICO CONCEPTUAL – C. CALADO; A. V. SILVA | 371 |
| RECURSOS HIDROMINERAIS DO ALENTEJO E ALGARVE – M. C. LOURENÇO | 381 |
| ÁGUAS MINERAIS DE CABEÇO DE VIDE – PROPOSTA DE UM MODELO CONCEPTUAL DE CIRCULAÇÃO J. M. MARQUES; M. ANDRAD; F. GOFF; M. J. MATIAS; M. J BASTO; R. C. GRAÇA; P. M. CARREIRA; L. AIRES-BARROS; L. ROCHA..... | 389 |

TEMA 8 – As Águas Subterrâneas e as Grandes Obras de Engenharia

| | |
|--|-----|
| APLICAÇÃO DE MODELOS ANALÍTICOS NO PROJECTO DE REBAIXAMENTOS DE NÍVEL QUÍFERO EM OBRAS DE ENGENHARIA - O CASO DA CONSTRUÇÃO DO HYDROLIFT DA LISNAVE EM SETÚBAL- A L. C. MEDEIROS; J. L. MENDONÇA | 405 |
| IMPACTE DA VIA RODOVIÁRIA (IC1) SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA DO SISTEMA AQUÍFERO QUERENÇA – SILVES (ALGARVE) – E. REIS; M. F. ALPENDURADA; C. GAGO; L. FREITAS | 417 |

TEMA 1

**GESTÃO, MONITORIZAÇÃO E PROTECÇÃO DAS ÁGUAS
SUBTERRÂNEAS**

CONTRIBUTION A L'IDENTIFICATION DE L'AQUIFERE HAUTERIVIEN PAR HYDRODYNAMISME, HYDROCHIMIE, ISOTOPIE EN ZONE SEMI ARIDE : ZONE COTIERE D'ESSAOUIRA (MAROC)

Mohamed BAHIR

Laboratoire d'Hydrogéologie, Faculté des Sciences Semlalia, B.P. 2390, Marrakech, Maroc, bahir@ucam.ac.ma

João L. MENDONÇA

Departamento de Geologia, Faculdade da Ciências da Universidade de Lisboa, Portugal, lopomend@fc.ul.pt

Mohamed MENNANI

Laboratoire d'Hydrogéologie, Faculté des Sciences Semlalia, B.P. 2390, Marrakech, Maroc, bahir@ucam.ac.ma

Manuel O. SILVA

Departamento de Geologia, Faculdade da Ciências da Universidade de Lisboa, Portugal, mosilva@fc.ul.pt

RÉSUMÉ

La zone étudiée fait partie des zones arides du Maroc, avec des précipitations inférieures à 300mm. Elle est située à une quarantaine de kilomètres au sud d'Essaouira. Elle s'étend depuis l'anticlinal d'Amsittène au nord à l'oued Igouzoullene au sud, sur 100 km² et compte environ 40 000 habitants répartis en plusieurs villages. L'étude des affleurements (lithologie et structure) ainsi que celle des sondages mécaniques a permis de distinguer plusieurs niveaux aquifères dans la zone côtière d'Essaouira. Parmi les unités hydrostratigraphiques, l'Hautérivien reste l'un des niveaux les plus importants par ses caractéristiques lithologiques et structurales. Sur le plan hydrodynamique, l'impact de la sécheresse qu'a connu le Maroc ces deux dernières décennies n'a pas eu le même effet sur l'aquifère Hautérivien en comparaison avec d'autres aquifères de la région étudiée où on a assisté à une baisse généralisée des niveaux piézométriques. En effet, de par sa nature tantôt libre tantôt captif, a globalement eu un bon comportement face au stress hydrique. Cet aquifère joue un rôle très important dans l'alimentation en eau potable des habitants de la région. L'étude de la qualité de l'eau s'avère donc nécessaire. Dans ce sens, deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées en Février 1996 et Février-Mars 1997 en vue d'analyses chimiques et isotopiques ainsi que la caractérisation hydrodynamique de l'aquifère. A l'instar de la majorité des points d'eau de la zone côtière d'Essaouira qui dépassent les normes de potabilité en certains éléments, notamment en chlorures, sodium et nitrates pour l'aquifère Hautérivien, ce dernier présente une potabilité permanente entre les qualités passable, médiocre, mauvaise. Sur le plan isotopique, cet aquifère reçoit une recharge à partir des pluies efficaces sans que celles-ci ne soient soumises à une évaporation. Cette recharge s'effectue à une altitude de 400 mètres sur ses affleurements situés sur le flanc sud de l'anticlinal d'Amsittène.

Mots clés : Hautérivien, sécheresse, hydrodynamique, hydrochimie, Essaouira.

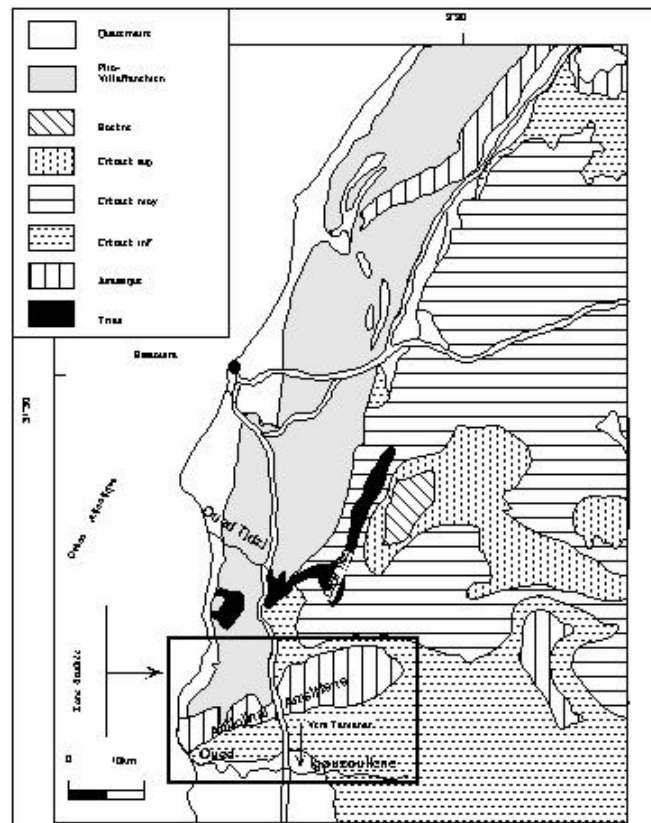
1 INTRODUCTION

La zone côtière d'Essaouira comprend une série stratigraphique qui s'échelonne du Trias au Quaternaire, abritant ainsi plusieurs aquifères dont le plus important d'après les dernières investigations hydrogéologiques est l'Hautérivien. Il est formé en général d'argiles marneuses et silteuses plus ou moins altérées et fracturées, alternant avec des niveaux de calcaires siliceux durs, fracturés ainsi que des calcaires dolomitiques fracturés, renfermant une nappe tantôt libre, tantôt captive dont le mur est formé de marnes valanginiennes.

Les aquifères fissurés et/ou karstifiés renferment le plus souvent d'importantes potentialités hydrogéologique. Cependant leur exploitation et leur mise à jour se heurtent à des problèmes dus essentiellement aux aléas des écoulements souterrains dans ces milieux très hétérogènes. Au Maroc, les aquifères karstiques renferment plus de 70 % des eaux souterraines du pays (ABOUFIRASSI *et al.*, 1991). Ces aquifères sont surtout localisés au niveau de la chaîne atlasique.

Fracturation et caractérisation hydrodynamique

L'étude de la fracturation constitue une approche indispensable pour toute étude hydrogéologique des aquifères fissurés (RAZACK, 1986), car elle permet de déterminer les directions des fractures susceptibles d'être empruntées par les écoulements souterrains et constituer des sites favorables à l'implantation des forages.



L'interprétation des résultats a permis de déceler deux familles de fractures ;

-La première présente une densité de $0,01\text{cm}^{-1}$ et une direction moyenne N75. Sa fréquence dix fois moins importante par rapport à la deuxième compense sa longueur et son ouverture réduite.

-La deuxième famille présente une direction moyenne N140. Sa densité dix fois plus faible $0,001\text{cm}^{-1}$ par rapport à la première est compensée par sa longueur importante de plus de 50 m et des ouvertures qui pouvaient atteindre 20 cm.

Selon la disponibilité et la répartition des points d'eau, deux campagnes piézométriques ont été réalisées en Août 1976 et en Février-Mars 1997 permettant d'établir des cartes piézométriques.

L'interprétation des cartes sur la base de ces campagnes, ainsi qu'une comparaison entre celles des hautes eaux et celles des basses eaux, sont faites en tenant compte des paramètres qui peuvent influencer la piézométrie de cet aquifère, à savoir : la géométrie du substratum et les précipitations.

La nappe de l'Hautérivien est limité au Nord par l'Anticlinal d'Amsittène, au sud par l'oued Igouzoullene, à l'ouest par l'océan Atlantique et à l'Est par des formations crétacées inférieures (figure 1, 2).

A l'aide des mesures du niveau d'eau dans certains puits et forages effectués par l'administration de l'Hydraulique en Août 1976, une esquisse piézométrique de l'aquifère Hautérivien a été réalisée. Elle permet de distinguer un sens d'écoulement global du NE vers le SW. Le plan d'eau est situé à 320 m en amont et 80 m en aval, le gradient hydraulique est voisin de 3,2 %. Lors de la campagne de Février-Mars 1997, les données des relevés piézométriques ont permis de tracer la carte piézométrique de cet aquifère en cette période. Cette carte montre des courbes isopièzes dont l'altitude varie entre 320 m en amont et 120 m en aval. Comme dans le cas de la piézométrie du mois d'Août 1976, le sens d'écoulement est du NE vers le SW, avec un gradient hydraulique fort en amont, de l'ordre de 5,7 % et faible en aval où il ne dépasse pas 2,6 %. Le sens d'écoulement global du NE vers le SW est imposé par le flanc sud de l'anticlinal d'amsittene. L'étude piézométrique lors des deux campagnes pour l'aquifère Hautérivien a montré que l'Océan Atlantique constitue l'exutoire principal des eaux souterraines.

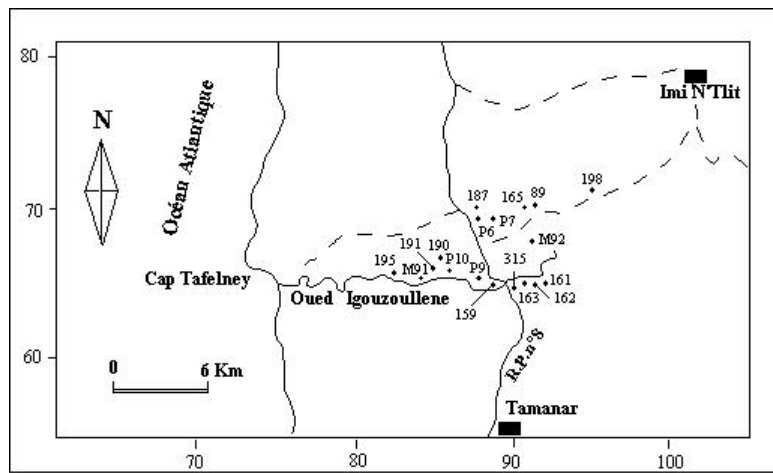


Figure 2 Situation des points d'eau de l'aquifère Hautérivien.

Une comparaison des cartes piézométriques réalisées en Août 1976 (figure 3) et Février-Mars 1997 (figure 4) au sein des puits ayant connu des mesures de leur plan d'eau dans les deux périodes (tableau.1), laisse apparaître soit une diminution lorsque l'aquifère Hautérivien est libre, soit une augmentation des niveaux piézométriques, quand il est captif.

Dans sa partie libre, l'impact de la sécheresse qu'a connu le Maroc pendant cette période (4 cycles de sécheresse sur un ensemble de 11 cycles depuis le début du siècle) a eu le même effet que sur la nappe Plio-Quaternaire située dans la partie nord de la zone étudiée où on a assisté à une baisse généralisée des niveaux piézométriques. Il en résulte que la nature de l'aquifère est déterminante dans la réponse de celui-ci face aux aléas climatiques.

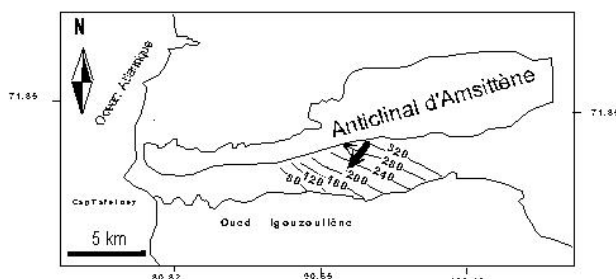


Figure 3 Carte piézométrique (Août 1976)

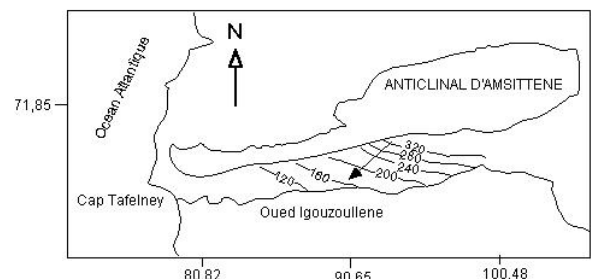


Figure 4 Carte piézométrique (Fév-Mars 97)

Dans sa partie captive et à l'instar de l'aquifère Barrémien-Aptien situé dans la même zone, l'aquifère Hautérivien n'a pas réagi de la même manière face au stress hydrique, confirmant par ailleurs aussi qu'une bonne année pluvieuse, en l'occurrence celle de 1996/97 (680mm à la station Adamna) après l'année la plus sèche du siècle au Maroc, peut rétablir et faire remonter le niveau piézométrique dans l'aquifère.

Tableau 1 : Variations piézométriques au sein de l'aquifère Hautérivien

| N°RE | X | Y | Z | H1(1976) | H2(1997) | H2-H1 | Aquifère |
|--------|-------|-------|-------|----------|----------|--------|-------------|
| 161/51 | 94,7 | 63,55 | 175 | 168,9 | 166,4 | -2,5 | Hautérivien |
| 163/51 | 93,65 | 63,5 | 166 | 151,85 | 141,8 | -10,05 | Hautérivien |
| 165/51 | 94,2 | 68,45 | 305 | 296,55 | 299,3 | 2,75 | Hautérivien |
| 187/51 | 90,8 | 68,2 | 305,2 | 300,51 | 300,66 | 0.15 | Hautérivien |
| 195/51 | 85,1 | 64,05 | 91,6 | 84,33 | 88,90 | 4.57 | Hautérivien |

En ce qui concerne la détermination des caractéristiques hydrodynamiques de l'aquifère Hautérivien basé sur les méthodes d'interprétation des pompages d'essai (THEIS, 1935 ; JACOB, 1963 ; DE MARSILY, 1981), deux essais de pompage ont été réalisés sur les quatre ayant intéressé la partie sud de la zone côtière d'Essaouira. C'est un nombre trop restreint pour renseigner sur les caractéristiques hydrauliques de l'aquifère, toutefois ces essais ont fourni des transmissivités faibles avec des rabattements élevés.

Tableau 2 : Résultats des pompages d'essai des points d'eau captant l'aquifère Hautérivien.

| Point d'eau | Durée de l'essai (heure) | Transmissivité (m ² /s) | Débit (l/s) | Perméabilité (m/j) | Rabattement |
|-------------|--------------------------|------------------------------------|-------------|--------------------|-------------|
| 161/51 | 74,5 | $6,75 \cdot 10^{-5}$ | 6 | 0,25 | 8,85 |
| 315/51 | 24 | $1,15 \cdot 10^{-4}$ | 9,6 | 0,17 | 38 |

2 HYDROCHIMIE

L'étude du chimisme des eaux a pour but d'identifier les faciès chimiques des eaux, leurs qualités et potabilités, ainsi que leur aptitude à l'irrigation. Elle permet de suivre aussi l'évolution spatiale des paramètres physico-chimiques et d'estimer leur origine, en les corrélant avec la géologie et la piézométrie (BACKALOWICS, 1979). Sachant que la minéralisation des eaux dans les différents aquifères peut provenir :

- des apports météoriques (pluies et évaporation) ;
- de l'acquisition des éléments chimiques par la dissolution ou de l'altération des minéraux du réservoir ;
- des apports de surface (lessivage du sol et lixiviation de la matière organique) ;
- des processus d'échange de base entre les eaux et le milieu aquifère ;

La quasi totalité des points d'eau de l'aquifère sont destinés à l'alimentation en eau potable et de façon plus modeste pour l'irrigation de terres agricoles. Pour être utilisée, l'eau doit répondre à certaines normes qui varient en fonction du type d'utilisation. Dans ce but, un échantillonnage portant sur vingt points d'eau captant l'aquifère Hautérivien a été réalisé durant les campagnes de Février 1996 et Février-Mars 1997.

Durant les deux campagnes (figures 5 et 6), l'Hautérivien montre un faciès chimique mixte : il est bicarbonaté-sodique, bicarbonaté-calciq, bicarbonaté-magnésien, où sulfaté-sodique en amont, en rapport avec la matrice calcaro-dolomitique et calcaro-marneuse de l'aquifère. Dans les parties centrale et avale, il est chloruré-sodique où l'influence des terrains triasiques salifères riches en halites est fortement sentie (PERETSMAN, 1985 ; CLEMENT et HOLSER, 1988 ; HOLSER *et al.*, 1988), ainsi que par le lessivage des aérosols et des embruns par les pluies efficaces, vue la proximité du secteur d'étude de la mer.

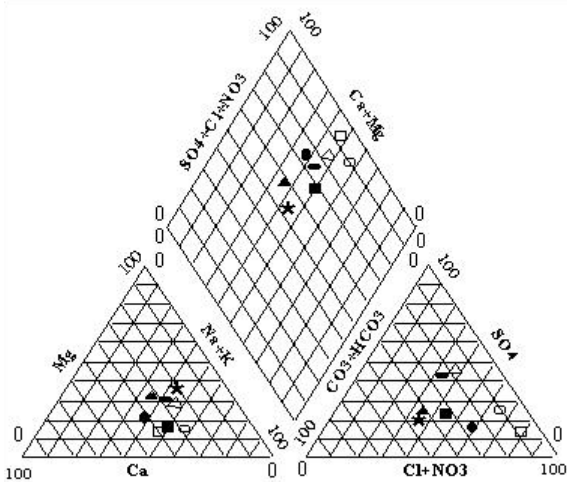


Figure 5 Diagramme Piper (Fev 96)

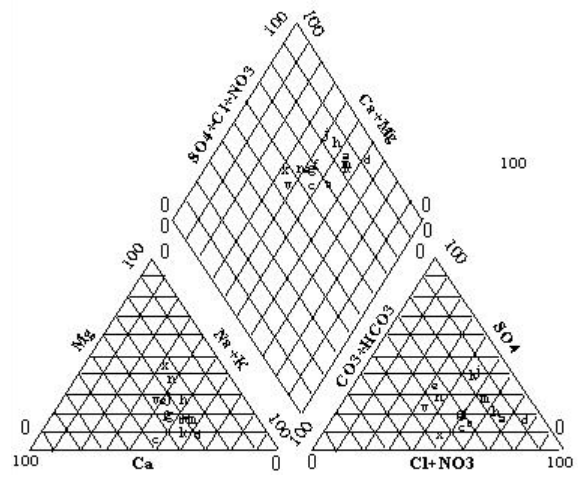


Figure 6 Diagramme Piper (Fev/Mars 97)

Le report des résultats des analyses des eaux de l'aquifère Hautérvien sur les diagrammes triangulaires de Piper, permet d'estimer les pourcentages des éléments chimiques et leur classification et de vérifier s'il y a des concentrations ou des dilutions de certains éléments d'une campagne à une autre.

Dans le diagramme des anions de la représentation de piper pour la campagne de Février 1996, il y a trois groupes de points à évolution vers le pôle chloruré, sulfaté et bicarbonaté. tandis que dans le diagramme des cations, les points se répartissent en un seul groupe à évolution vers le pôle sodique à l'exception du puits M91 à évolution calcique.

Alors que dans la campagne de Février-Mars 1997, dans le diagramme des anions, on distingue un seul groupe à évolution vers le pôle chloruré. Dans le diagramme des cations, on distingue un seul groupe : le pôle sodique.

On constate qu'il y eu inversion des classifications entre les sulfates et les carbonates causée par une légère diminution des teneurs en sulfates et une légère augmentation des carbonates au cours de la deuxième campagne. Tandis que pour les cations, les classifications n'ont pas changé, avec cependant une modeste augmentation des teneurs en ces éléments durant la campagne de Février-Mars 1997.

Pour le sodium et les chlorures, la répartition de ces deux éléments se corrèlent bien avec celle des conductivités électriques (tableau 3). Les zones à forte teneurs en ces éléments sont observées vers l'Ouest, le NW en rapport avec la présence des terrains triasiques salifères et l'influence des aérosols et embruns marins.

L'origine des carbonates est également endogène, en raison de la nature calcaire de la matrice de l'aquifère. Pour les carbonates, les concentrations varient entre un minimum de 158,6 mg/l (puits P6) et 563.64 mg/l (puits 198/51). Les teneurs élevées sont observées vers le Sud-ouest et le Sud-est.

Pour la conductivité électrique, les valeurs minimales et maximales sont respectivement 1153 μ S/cm (puits 163/51) et 4600 μ S/cm (puits M92). Une augmentation des valeurs vers l'Est est notée, en rapport avec l'augmentation des minéralisations dans cette zone. Le tableau 2, permet de voir que la conductivité électrique est fortement corrélée aux ions sodium, chlorures.

Tableau 3 : Matrice de corrélation de l'aquifère Hautérivien (campagne Février-Mars 1997)

| | | | | | | | | | |
|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| T° | 1.00 | | | | | | | | |
| CE | 0.84 | 1.00 | | | | | | | |
| HCO3 | 0.04 | 0.28 | 1.00 | | | | | | |
| Cl | 0.20 | 0.98 | 0.32 | 1.00 | | | | | |
| SO4 | 0.52 | 0.66 | 0.04 | 0.53 | 1.00 | | | | |
| Ca | 0.19 | 0.71 | 0.28 | 0.61 | 0.71 | 1.00 | | | |
| Mg | 0.30 | 0.81 | 0.12 | 0.84 | 0.53 | 0.24 | 1.00 | | |
| Na | 0.22 | 0.97 | 0.26 | 0.98 | 0.58 | 0.60 | 0.81 | 1.00 | |
| K | 0.22 | 0.30 | 0.51 | 0.26 | 0.40 | 0.61 | 0.01 | 0.26 | 1.00 |
| | T° | CE | HCO3 | Cl | SO4 | Ca | Mg | Na | K |

D'autre part, durant la campagne de Février-Mars 1997, la température des points d'eaux de l'aquifère Hautérivien varie entre 17 °C (puits 195/51) et 24 °C (puits 161/51). Une diminution des valeurs respectivement vers l'Ouest a été observée, en rapport avec le rapprochement de la surface piézométrique de la surface du sol. Par contre les eaux profondes du sud-est montrent des températures plus élevées.

3 POTABILITE ET QUALITE DES EAUX

Tous les points d'eau de l'aquifère Hautérivien, à part quelques rares cas sont destinés à l'alimentation en eau potable. Les normes de potabilité de l'O.M.S. relatives à la qualité des eaux sont représentées dans le tableau suivant où les concentrations sont en mg/l. :

Tableau 4 : Normes de potabilité de l'O.M.S. (1984)

| Paramètres | pH | Cl ⁻ | SO4 ⁻ | NO3 ⁻ | Mg ⁺⁺ | Na ⁺ |
|---------------|---------|-----------------|------------------|------------------|------------------|-----------------|
| Normes O.M.S. | 6,5-8,5 | 250 | 400 | 45 | 150 | 200 |

L'Hautérivien présente une potabilité permanente entre les qualités passable, médiocre et mauvaise. La majorité des points d'eau dépassent les normes de potabilité en certains éléments, notamment en chlorures, sodium et nitrates (15 % des points présentent des teneurs en nitrates supérieures à la norme O.M.S. (BAHIR *et al.* sous presse ; JEH, 2001). Ceci est dû d'une part à l'influence des terrains salifères sur la plupart des eaux souterraines de l'aquifère et à la proximité de cette zone de l'Océan Atlantique (action des embruns marins et des aérosols et par endroit de l'intrusion marine) et par les mauvaises conditions de protection des points d'eau. D'autre part les variations climatiques marquées par un contexte de sécheresse prolongé ces dernières années, avec une évaporation intense touchant plus particulièrement la partie libre de l'aquifère Hautérivien, sont également responsable de la dégradation de la qualité aboutissant à une concentration en éléments chimiques.

4 ISOTOPIE

Depuis les années soixante, l'utilisation des isotopes stables du milieu est devenue difficilement contournable dans le domaine de l'évaluation de la ressource et les travaux sont nombreux qu'on pourrait citer à cet égard : CRAIG (1961) ; AIEA (1981 ; 1983) ; DANSGARD (1964) ; FONTES (1976 ; 1985 ; 1989) ; PAYNE (1967) ; FRITZ et FONTES (1980) ; FONTES et EDMUNDS (1989).

Dans la zone côtière d'Essaouira, le fonctionnement hydrodynamique est fortement influencé par la structure, notamment les plis et failles qui conditionnent les écoulements et les sorties. En application dans la zone d'étude, les isotopes stables l'oxygène-18 et le deutérium peuvent apporter des éléments de réponse dans la détermination des aires et des conditions de recharge des nappes ainsi que leur relations.

L'origine des précipitations est à dominance océanique dans la zone d'étude et pour avoir un ordre de grandeur sur leur teneur isotopique, la valeur moyenne de l'oxygène-18 des points mesurés dans les stations au Maroc et dans les stations de l'AIEA les plus proches est de $-5,5 \delta\%$. Par conséquent les eaux de l'aquifère Hautérien devraient avoir des teneurs en oxygène-18 très proches, en l'absence de tout phénomène évaporatoire des précipitations, le mélange avec les eaux de surface ou des eaux saumâtres ou avec des eaux océaniques, qui provoqueront un enrichissement en teneurs.

Dans l'aquifère Hautérien, le nombre de points d'eau analysé pour l'oxygène 18 est très restreint, mais permet d'avoir une première approche des teneurs en O^{18} des eaux souterraines ainsi qu'une estimation de leurs altitude de recharge.

Tableau 5 : Teneurs en oxygène-18 et deutérium de quelques points d'eau de l'aquifère Hautérien.

| Point d'eau | Altitude | Profondeur totale(m) | O^{18} Fév.96 | O^{18} Juin. 96 | O^{18} Nov.96 | H^2 Nov.96 |
|-------------|----------|----------------------|-----------------|-------------------|-----------------|--------------|
| 163/51 | 166 | 40 | -3,47 | | | -18 |

Ainsi se dégage une teneur moyenne de $-3,5 \delta\%$ en O^{18} pour l'aquifère Hautérien.

L'altitude de recharge estimée dans la zone côtière d'Essaouira d'après la géologie de la région pour l'Hautérien est de 400 mètres à peu près au niveau des affleurements hautériens sur le flanc sud de l'anticlinal d'Amsittène, est compatible avec celle calculée à partir de l'équation du gradient régional de l'oxygène-18 avec l'altitude, établie par BOUCHAOU *et al.* (1995) dans l'Atlas de Béni-Mellal et confirmé par BAHIR *et al.* (2001) dans le bassin de Meskala-Kourimat.

$\delta O^{18} = -3 \cdot 0.0026 \times \text{altitude}$; (avec $r = 0,96$) et qui a donné pour altitude de recharge 400 mètres.

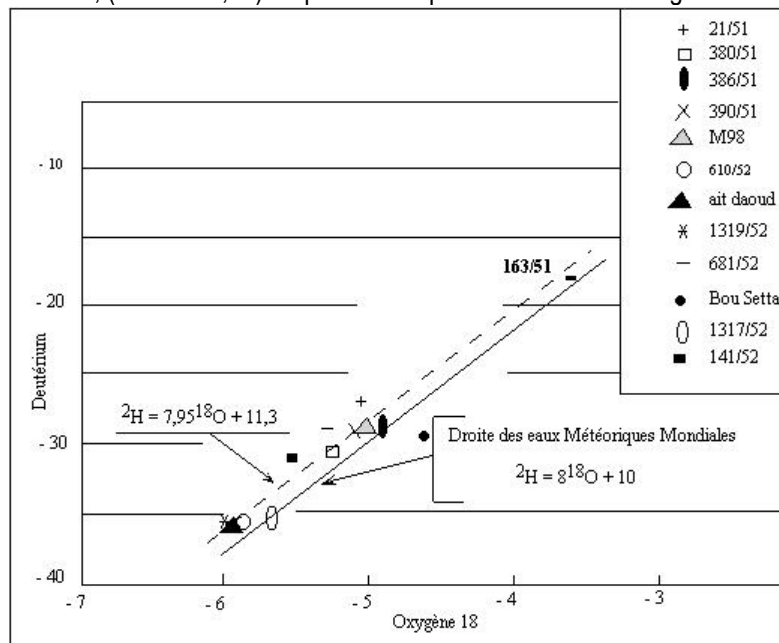


Figure 7 Relation $^{18}O/2H$ dans le bassin synclinal d'Essaouira.

Lors de la campagne de novembre 1996, 12 points d'eau du bassin synclinal d'Essaouira captant les différents aquifères ont été analysés pour le deutérium et l'oxygène-18. Ces analyses permettent de situer les points d'eau sur un diagramme ($O^{18} - H^2$), corrélation qui fournit une droite météorique locale d'équation : $\delta H^2 = 7,95 \times \delta O^{18} + 11,3$, proche de la droite météorique mondiale (DMM) de pente 8 avec un excès de deutérium voisin de 10

(Craig, 1961). Ceci traduit un régime océanique des précipitations sans évaporation notable. La projection du point d'eau 163/51 (figure 7) sur ce même diagramme confirme que la recharge de l'aquifère Hautérivien s'effectue par des pluies qui s'infiltrent rapidement sans être soumises à une évaporation.

CONCLUSION

L'étude de la fracturation sur les affleurements de l'aquifère Hautérivien a permis de mettre en évidence deux directions de fractures. La première a une direction atlantique N140, subméridienne et la deuxième de type atlasique N75, confirmant ainsi le caractère hétérogène et les résultats mitigés des essais de pompage de la formation aquifère.

L'étude de la piézométrie a montré que l'écoulement des eaux souterraines se fait du nord-est au sud-ouest, avec pour exutoire l'Océan Atlantique et une alimentation par l'oued Igouzoullène.

Dans un contexte de rareté que connaît le Maroc depuis plus de deux décennies, l'aquifère Hautérivien joue un rôle de plus en plus important dans l'alimentation en eau potable des habitants de la zone côtière d'Essaouira en raison de sa bonne réaction sur le plan hydrodynamique, car il a bien réagi d'une manière globale face au stress hydrique.

A l'instar de la majorité des points d'eau de la zone côtière d'Essaouira qui dépassent les normes de potabilité en certains éléments, notamment en chlorures, sodium et nitrates (3 points d'eau sur 20) pour l'aquifère Hautérivien, ce dernier présente une potabilité permanente entre les qualités passable, médiocre, mauvaise. En raison d'une part de l'influence des terrains salifères sur la plupart des eaux souterraines de l'aquifère et la proximité de cette zone de l'Océan Atlantique (action des embruns marins et des aérosols et par endroit de l'intrusion marine) et des mauvaises conditions de protection des points d'eau pour les nitrates. D'autre part les variations climatiques marquées par un contexte de sécheresse prolongé ces dernières années sont également responsable de la dégradation de la qualité aboutissant à une concentration de tous les éléments chimiques.

Sur le plan isotopique, l'aquifère Hautérivien reçoit une recharge à partir des pluies efficaces sans que celles-ci ne soient soumises à une évaporation. Cette recharge s'effectue à une altitude de 400 mètres d'altitude sur ses affleurements situés sur le flanc sud de l'anticlinal d'Amsittène.

BIBLIOGRAPHIE

- ABOUFIRASSI M., EL HEBIL A., BAHIR M. (1991) – "Hydrogéologie des milieux fissurés : Milieux carbonates et milieux du socle". *Eau et développement*, 11, Juin 1991, pp.62-68.
- A.I.E.A. - Stable isotope hydrology. Deuterium and oxygen 18 in the water cycle. Technical Reports Series, n° 210, 1981, 339 pp.
- A.I.E.A. - *Guidebook on nuclear techniques in hydrology*. Technical Reports Series, n°91, 1983, 439 pp.
- BACKALOWICS M. - Contribution de la géochimie à la connaissance de l'aquifère karstique et de la karstification. Thèse de Doctorat ès-Science, Université de Paris, 1979.
- BAHIR M., JALAL M., BLAVOUX B. - "Apports de l'Hydrochimie Isotopique à la connaissance des zones de recharge en zones arides et semi-aride : Cas du bassin de Meskala-Kourimat". *Journal of Environmental Hydrology*, March 2001, pp.1-10.
- BOUCHAOU L. - Fonctionnement des aquifères atlasiques et relation avec les aquifères de la plaine de Tadla : Cas de l'Atlas de Béni-Mellal et la plaine de Tadla (Maroc). Thèse d'Etat ès-Sciences, Univ. Cadi Ayyad, Marrakech, 1995.
- BOUCHAOU L., MICHELOT J. C., CHAUVE P., MANIA J. et MUDRY J. - "Apports des isotopes stables à l'étude des modalités d'alimentation des aquifères du Tadla (Maroc) sous climat semi-aride", *C.R. Acad. Sci. Paris*, 320, série II a, 1995, pp. 95-101.
- CLEMENT G. P. et HOLSTER T. W. - "Geochemistry of Moroccan evaporites in the setting of the north Atlantic rift". *J. Afr. Earth Sci.*, 17, 1988, pp. 150.

- CRAIG H. - "Standard for reporting concentrations of deuterium and oxygen-18 in natural waters", *Science*, 133, 1961, pp 1833-1834.
- DANSGAARD W. - "Stable isotopes in precipitations". *Tellus*, 16, 1964, pp. 169-192.
- DE MARSILY G. - *Hydrogéologie quantitative*. Edition Masson, 1981.
- FONTES J. C. - Isotopes du milieu et cycle des eaux naturelles : quelques aspects. Thèse d'Etat. Paris 6, 1976, 208 pp.
- FONTES J. C. - "Considerations on groundwater dating using environmental isotopes. Hydrogeology in the services of Mans" in Mem. 18th IAH Congress, Cambridge, 1985, pp. 118-154.
- FONTES J. C. - "Isotopes et ressources en eau". *Hydrogéologie*, 3, 1985, pp. 135-142.
- FONTES J. C., EDMUNDS W. M. - The use of environmental isotope techniques in aride zone hydrology. A critical review. UNESCO, Paris, 1989, 75 pp.
- FRITZ P., FONTES J. C. - *Handbook of environmental isotope geochemistry*. Elsevier, Amsterdam, 1, 1980, pp. 75-140.
- HOLSTER W. T., CLEMENT G. P., JANSKA L. F. et WADE J. A. - "Evaporite deposits of the north Atlantic rift", in: *Triassic-Jurassic rifting, part B*, édité par W. Manspizer, Elsevier, 1988, pp. 526-556.
- JACOB C. E. - "Correction of drawdown caused by a pumped well tapping less than the full thickness of an aquifer", in édité par R. Bentall, U. S. Geol. Survey, Water Supply Paper 1536-I, 1963, pp. 272-282.
- PAYNE B. R. - *Contribution of isotopes techniques to the study of some hydrological problems*, in Isotope techniques in the hydrologic cycle - geophysical monograph édité par G.E. Stout, Series, 11, 1967 pp. 62-68.
- PERETSMAN G. S. - Geochemical and petrographic analysis of early Mesozoic evaporites from Morocco : Implications for the evolution of the north Atlantic rift. Thesis Oregon, 1985, 86 pp.
- RAZACK M. (1986) - "Approche probabiliste de l'étude en subsurface de la géométrie des réservoirs fissurés. Effet d'échelle d'investigation". *Hydrogéologie*, 2, 1986, pp. 215-230.
- THEIS C. V. - "The relation between the lowering of the piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using groundwater storage". *Am. Geophys. Union Trans.* 16, 1935, pp. 519-524

ANÁLISE E PROCESSAMENTO DE IMAGENS DE DETECÇÃO REMOTA PARA A DEFINIÇÃO DO PARQUE NATURAL HIDROGEOLÓGICO DE MOURA

Teresa BARATA

Elisabete OLIVEIRA

Pedro PINA

Luís RIBEIRO

*CVRM / Centro de Geo-Sistemas
Instituto Superior Técnico, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa, PORTUGAL
tbarata, eoliveira, ppina, nrrib}@alfa.ist.utl.pt*

RESUMO

Os aquíferos cársicos são sistemas complexos e extremamente vulneráveis à contaminação e a alterações originadas pelas acções do homem nos ecossistemas locais, tornando-se de especial interesse a análise das fontes de contaminação, as áreas de recarga e as direcções locais e regionais de fluxo. Estas razões justificam a criação de um Parque Natural Hidrogeológico, o qual à semelhança de outros parques para outros recursos naturais, permitirá a protecção de um recurso natural sensível

O aquífero carbonatado cársico de Moura-Ficalho, que é uma das mais importantes reservas de água na região do Alentejo, é o presente objecto de estudo para a definição de um Parque Natural Hidrogeológico. Esta região caracteriza-se por condições climáticas, geográficas, geológicas e um potencial hídrico que a tornam ideal para o estudo de metodologias aplicadas à gestão de sistemas cársicos em regiões secas, mas com importante procura de água. O seu estudo tem vindo a ser efectuado com várias metodologias de carácter multidisciplinar que permitirão desenvolver ferramentas integradas de gestão que podem depois ser utilizadas como auxiliares de decisão. De entre os vários métodos utilizados realçam-se os seguintes: geofísica, detecção remota, análise de imagem, geoestatística, análise multivariada de dados e modelação matemática.

Neste artigo descreve-se alguma da contribuição que pode ser dada pela análise e processamento de imagens digitais de detecção remota (satélites Landsat TM e ETM+). O principal interesse da sua utilização reside na possibilidade de obter uma cobertura periódica e global da região em estudo. Além disso, as imagens são adquiridas de uma forma homogênea, abrangendo várias regiões do espectro electromagnético, o que facilita a obtenção de informação em domínios que não são directamente acessíveis à visão humana (imagens em domínios para além da região visível do espectro electromagnético), e que aumentam a discriminação entre as várias classes da paisagem terrestre. No entanto, é importante realçar que tal estudo será feito de uma forma indirecta, uma vez que se está a estudar um recurso subterrâneo com técnicas e metodologias que permitem obter, na sua maioria, imagens da superfície terrestre. Torna-se por isso fundamental, efectuar o cruzamento de informação obtida através das imagens de detecção remota (cartas de uso do solo actualizadas, imagens de teores de humidade do solo e índices de vegetação) com outro tipo de informação (piezometria, qualidade de água, mapas de vulnerabilidade, modelos digitais de terreno, ...).

Key words: groundwater, vulnerability, remote sensing, image analysis, contamination.

1 INTRODUÇÃO

Os aquíferos cársicos são sistemas complexos e extremamente vulneráveis à contaminação e a alterações originadas pelas acções do homem nos ecossistemas locais, tornando-se de especial interesse a análise das fontes de contaminação, as áreas de recarga e as direcções locais e regionais de fluxo. Estas razões justificam a criação de um Parque Natural Hidrogeológico, o qual à semelhança de outros parques para outros recursos naturais, permitirá a protecção de um recurso natural sensível. A sua construção tem como tarefa principal o estudo dos fenómenos e a sua evolução natural, sem restrições *a priori* quanto ao uso do solo. O Parque Natural Hidrogeológico funciona como um laboratório natural, à escala real, onde as interacções entre as componentes do ciclo hidrológico, as actividades humanas e os ecossistemas são estudadas como um todo. Esta abordagem requer a análise do ciclo hidrológico em corte vertical entre a baixa atmosfera e a base dos aquíferos. É portanto uma abordagem mais rica que as abordagens clássicas nas quais o ciclo hidrológico é interrompido no topo dos aquíferos. Por forma a preservar a perspectiva global do ciclo é necessário conhecer os fenómenos nas zonas de transição: atmosfera - água (fundamentalmente entre a zona vadosa e a zona saturada); água superficial - água subterrânea. Nestas zonas de transição as alterações das condições físico-químicas são acompanhadas por alterações bióticas importantes. Dadas as relações entre a componente biótica e abiótica, uma não deve ser estudada sem o conhecimento da outra.

O aquífero carbonatado cársico de Moura-Ficalho, que é uma das mais importantes reservas de água na região do Alentejo, é o presente objecto de estudo para a definição de um Parque Natural Hidrogeológico. Esta região caracteriza-se por condições climáticas, geográficas, geológicas e um potencial hídrico que a tornam ideal para o estudo de metodologias aplicadas à gestão de sistemas cársicos em regiões secas, mas com importante procura de água. O seu estudo tem vindo a ser efectuado com várias metodologias de carácter multidisciplinar que permitirão desenvolver ferramentas integradas de gestão que podem depois ser utilizadas como auxiliares de decisão. De entre os vários métodos utilizados realçam-se os seguintes: geofísica, detecção remota, análise de imagem, geoestatística, análise multivariada de dados e modelação matemática.

Neste artigo descreve-se alguma da contribuição que pode ser dada pela análise e processamento de imagens digitais de detecção remota (satélites Landsat TM e ETM+). O principal interesse da sua utilização reside na possibilidade de obter uma cobertura periódica e global da região em estudo. Além disso, as imagens são adquiridas de uma forma homogénea, abrangendo várias regiões do espectro electromagnético, o que facilita a obtenção de informação em domínios que não são directamente acessíveis à visão humana (imagens em domínios para além da região visível do espectro electromagnético), e que aumentam a discriminação entre as várias classes da paisagem terrestre. No entanto, é importante realçar que tal estudo será feito de uma forma indirecta, uma vez que se está a estudar um recurso subterrâneo com técnicas e metodologias que permitem obter, na sua maioria, imagens da superfície terrestre. Torna-se por isso fundamental, efectuar o cruzamento de informação obtida através das imagens de detecção remota (cartas de uso do solo actualizadas, imagens de teores de humidade do solo e índices de vegetação) com outro tipo de informação (piezometria, qualidade de água, mapas de vulnerabilidade, modelos digitais de terreno, ...).

2 PROCESSAMENTO DAS IMAGENS DE SATÉLITE

A principal informação de detecção remota utilizada consiste em imagens multitemporais do satélite Landsat 5 TM (resolução espacial de 30 metros por pixel). Os canais dos sensores a bordo do satélite permitem obter informação no domínio do visível (vermelho, verde e azul) e do infravermelho (próximo, médio e longínquo), mas a sua manipulação directa, ou seja, a extracção de informação a partir das diferentes imagens em níveis de cinzento correspondentes a cada comprimento de onda é, por vezes, insuficiente. Através de combinações aritméticas e/ou algébricas entre as várias imagens originais, é possível, entre outras opções, construir imagens artificiais que correspondem a variáveis indirectas com um significado físico concreto. Tendo em consideração estes aspectos, foram definidos três conjuntos de imagens a construir para toda a região de Moura-Ficalho, para cada uma das datas das imagens utilizadas (Março de 1995, Agosto de 1995 e Setembro de 1998):

actualização da actual carta de uso de solos CORINE datada de 1987

imagem de índice de vegetação

imagem de teor de humidade

Refira-se que o pré-processamento das imagens de satélite consistiu na aplicação de sequência típica através da sua correcção geométrica (atribuição de um referencial geográfico a cada uma das imagens) e radiométrica (atenuação dos efeitos atmosféricos e os erros resultantes da calibração dos detectores).

2.1. Actualização de carta de uso de solos

A carta de uso de solos mais actual que existe desta região remonta a 1987 (carta de uso dos solos do programa CORINE), tornando-se por isso necessário efectuar a sua actualização. Tal facto tem vindo a ser efectuado recorrendo às imagens disponíveis nas várias datas. Assim, um dos principais objectivos da utilização de imagens de detecção remota consiste em analisar as imagens e orientar essa análise de forma a que seja possível extrair informação passível de ser utilizada na criação de imagens temáticas, que traduzam determinados fenómenos da superfície terrestre. A criação de imagens temáticas efectua-se a partir da classificação digital que consiste em atribuir aos elementos de uma imagem categorias ou classes temáticas. No caso concreto da detecção remota o objectivo é classificar os seus elementos de duas ou várias imagens, de acordo com a ocupação da superfície terrestre. Por outras palavras, se o sensor durante a sua trajectória capta radiancias que não são mais do que a expressão de diferentes tipos de ocupação terrestre, então importa substituir esses valores pelas respectivas coberturas. O problema da classificação que analisado desta forma parece simples, isto é, uma simples substituição de valores numéricos por classes temáticas, na realidade é bastante mais complexo, tendo por isso suscitado diferentes abordagens. Esta complexidade é o resultado de variados factores, que vão desde a aquisição da imagem até à fase de classificação propriamente dita.

É comum encarar a classificação como sendo supervisionada ou não supervisionada, dependendo a sua escolha do conhecimento que o utilizador possui da região de estudo. Ambos os métodos podem ser considerados como classificação *pixel a pixel*, isto é, cada *pixel* da imagem é quase sempre classificado individualmente, sem ter em conta a relação espacial existente entre si e os seus vizinhos, ou seja, tratam-se de classificações puramente espectrais.

Existe no entanto uma limitação comum a todos estes métodos, que reside na dificuldade de lidar com as formas das nuvens de pontos das classes consideradas, quando projectadas no espaço das variáveis que vão intervir na classificação. Isto significa que nenhum destes métodos considera a possibilidade de modelar geometricamente as nuvens de pontos. Se as nuvens de pontos são simples e não se sobrepõem, não constituem nenhum obstáculo à classificação. Contudo, caso se esteja perante situações mais complexas, em que as formas das nuvens são irregulares e complexas, ou ainda se a sobreposição entre as diferentes classes é elevada, então existem sérios problemas em utilizar essas nuvens na classificação. Qualquer um dos métodos anteriormente referidos, parte do princípio que é necessário refazer toda a amostragem das classes para encontrar novas projecções que reduzam a complexidade das nuvens. Para colmatar essa dificuldade, foram desenvolvidos algoritmos de modelação das nuvens, recorrendo à morfologia matemática (Barata, 2001), que permitem criar “melhores” fronteiras de decisão entre as várias classes e consequentemente obter com melhores taxas de classificação em comparação com métodos clássicos (Barata e Pina, 2002).

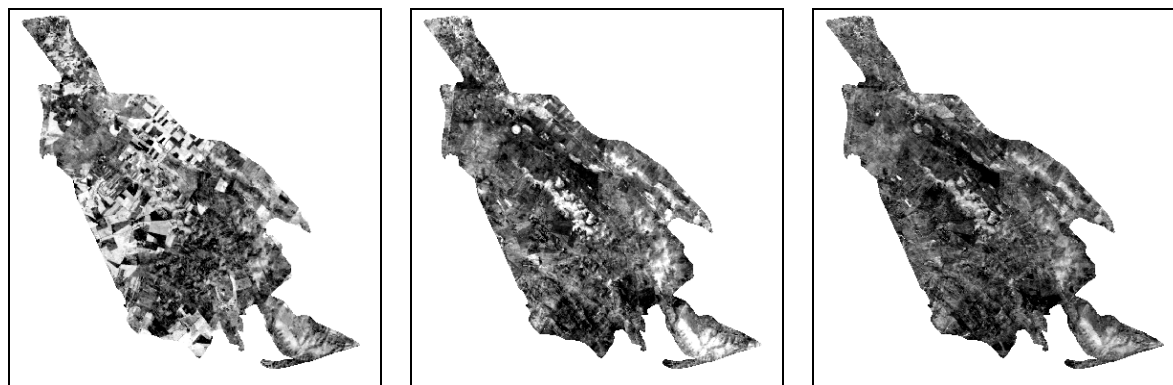
2.2 Imagem de teor de humidade

O teor de humidade nos solos pode ser obtido através de uma combinação adequada das bandas originais do sensor TM, a bordo do satélite Landsat 5. Esta transformação permite encontrar um novo sistema de eixos, e denomina-se transformação *Tasseled Cap* (TTC). Este conceito foi desenvolvido por Kauth e Thomas (1976), com o objectivo de prever colheitas agrícolas a partir de imagens Landsat MSS. Através de um novo sistema de coordenadas, esta transformação permite encontrar três novos eixos com um significado físico preciso (humidade, brilho, índice de “verde”), com o propósito de clarificar a separabilidade existente entre vegetação e solos. Assim, a partir da TTC é possível encontrar um novo espaço de variáveis que melhor se ajusta ao comportamento espectral dos solos e vegetação. Na base da forma em “gorro” típica que se obtém por aplicação desta transformação, que aliás originou a sua designação, surge a linha de solos, onde se situam diferentes tipos de solos consoante a sua cor. Os solos mais escuros ou mais claros constituem as extremidades desta

linha. À medida que a vegetação se desenvolve, a sua reflectância aumenta com o eixo que representa a imagem do infravermelho próximo até alcançar a máxima maturidade. Durante a senescência, a actividade vegetativa decresce até se atingir novamente a linha de solos.

Posteriormente Crist (1983) e Crist e Cicone (1984) desenvolveram uma maneira de poder aplicar a TTC a imagens Landsat TM, a partir de três componentes que definem um plano de solos, um plano de vegetação e a transição entre solos e vegetação. Para encontrar os três novos eixos (brilho, verde e humidade) a partir das imagens Landsat TM, é necessário utilizar diferentes coeficientes de transformação. Para mais detalhes consultar Mather (1999) ou Lillesand e Kieffer (2000).

A aplicação da TTC às imagens da região de Moura-Ficalho apresenta-se na figura 1, para 3 períodos distintos: Março de 1995, Agosto de 1995 e Setembro de 1998. O nível de cinzento de cada pixel da imagem (área de 900 m²) é directamente proporcional ao teor de humidade: zonas mais claras indicam maior teor de humidade, enquanto zonas mais escuras indicam baixo teor ou ausência de humidade. Analisando visualmente as figuras, verifica-se uma diferença significativa entre a imagem de Inverno (Março de 1995) e as imagens de Verão (Agosto de 1995 e Setembro de 1998): na primeira os teores são mais elevados e estão espacialmente mais dispersos enquanto que no segundo conjunto esses valores são menores e encontram-se espacialmente concentrados (é importante agora verificar a que zonas no terreno e no aquífero correspondem essas regiões). Verifica-se também que entre as duas imagens de Verão, a de 1995 apresenta valores de humidade mais elevados do que a de 1998.



(a) Março de 1995

(b) Agosto de 1995

(c) Setembro de 1998

Figura 1 – Imagens de teor de humidade nos solos (região do aquífero de Moura-Ficalho)

2.3 Imagem de índices de vegetação

A criação de uma imagem relativamente à vegetação e ao seu grau de maturidade pode ser efectuada de variadas formas combinando as bandas iniciais do satélite Landsat 5 TM. Os índices de vegetação não são mais do que quocientes efectuados entre imagens, e encontram aplicação em muitas situações que exijam a discriminação de fenómenos com comportamentos espectrais bastante distintos ou ainda quando se pretende atenuar os efeitos topográficos, que dificultam bastante a interpretação de imagens. A utilização dos quocientes como uma forma de distinguir coberto vegetal de outro tipo de ocupação de solos, advém do facto de a vegetação ter um comportamento espectral que se caracteriza por uma elevada reflectância na região do infravermelho, em especial no infravermelho próximo, sendo a reflectividade no domínio do visível bastante menor. O contraste que se verifica entre imagens da região vermelha e do infravermelho, permite assim diferenciar vegetação de outro tipo de objectos ou classes, como por exemplo, solos. Caso a vegetação não seja saudável, devido a longos períodos de seca ou a doenças provocadas por pragas, por exemplo, verifica-se um decréscimo da sua reflectividade no infravermelho próximo e um aumento da reflectividade na região vermelha. Consequentemente, o contraste entre imagens que abranjam estas duas regiões é bastante menor do que o que se verifica quando se está em presença de vegetação sã, em virtude de na região do vermelho os solos se caracterizarem por uma reflectância considerável, tornando difícil a separabilidade entre solos e vegetação insana.

A maioria dos índices de vegetação baseiam-se não só na transformação *Tasseled Cap*, como também neste comportamento espectral e assumem que a presença de solos nus numa imagem permite definir uma hipotética linha de solos, que separa a vegetação de todos os outros tipos de fenómenos. Como as imagens que intervêm nos índices de vegetação são as imagens do vermelho e infravermelho próximo, a projecção dos níveis digitais destas duas imagens, num espaço constituído pelas imagens do vermelho e infravermelho próximo, permite assumir que existe uma linha de solos, que descreve a variação espectral dos solos sem existência de vegetação. São exemplos destes índices o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*) e RVI (*Ratio Vegetation Index*). Existem outros índices que consideram que as linhas de vegetação são paralelas à linha de solos e então estes índices medem a distância perpendicular entre o nível digital de um pixel e a linha de solos. Alguns exemplos destes índices, designados por índices *perpendiculares*, são o PVI (*Perpendicular Vegetation Index*), WdVI (*Weighted Difference Vegetation Index*), DVI (*Difference Vegetation Index*), GVI (*Green Vegetation Index*). Apesar dos inúmeros índices de vegetação existentes na bibliografia, o NDVI é considerado um dos índices mais robustos e menos sensíveis a efeitos atmosféricos e ao ruído que possa estar presente nas imagens. Tal facto torna o NDVI um dos índices mais utilizados e sempre com excelentes resultados e, como tal, neste trabalho a escolha recaiu sobre este índice. Para uma revisão mais detalhada e crítica sobre índices de vegetação sugere-se, entre outros, a consulta de Lillesand e Kieffer (2000) e Mather (1999).

Várias imagens destes índices têm vindo a ser construídas para a região de Moura-Ficalho. Na figura 2, apresentam-se as imagens que se obtiveram para o índice NDVI para as mesmas 3 datas da figura 1. As conclusões que se podem tirar de uma análise comparativa das 3 imagens são análogas às anteriores: a vegetação apresenta um maior grau de maturidade e encontra uma maior expressão na imagem de Inverno do que nas datas de Verão. Tal constatação não surpreende, uma vez que os períodos longos de Verão e consequentemente de seca, conduz a um maior estado de senescência de vegetação. Além disso, como se sabe, nesta região em estudo e particularmente nesta altura do ano, a paisagem é bastante mais árida e pouco diversificada sob o ponto de vista de vegetação, o que se traduz por índices de vegetação com pouca expressão que se traduzem por valores baixos nas imagens (áreas escuras).

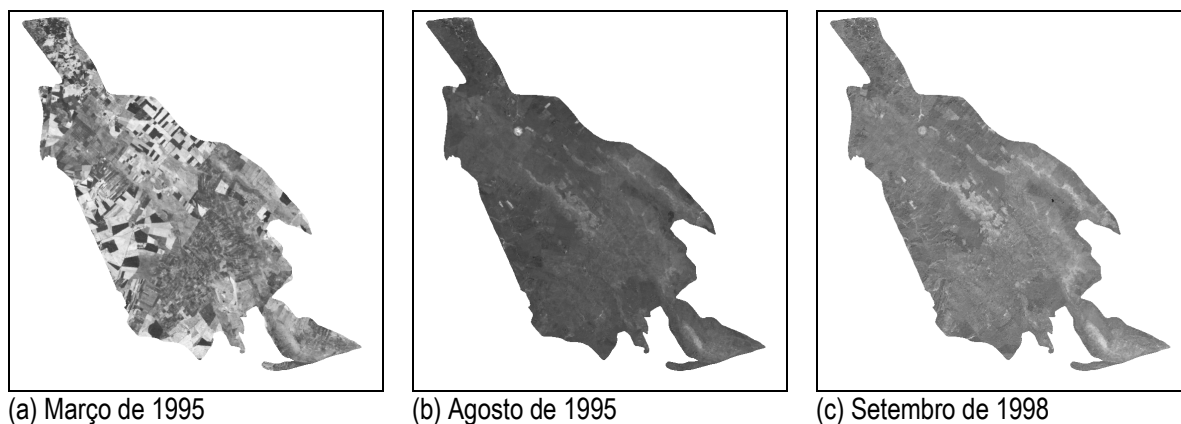


Figura 2 – Imagens de índice de vegetação (região do aquífero de Moura-Ficalho)

3 DISCUSSÃO E TRABALHO FUTURO

A obtenção de várias imagens correspondentes a várias variáveis pode ser efectuada para grandes extensões da paisagem sem dificuldades adicionais, quer do ponto de vista algorítmico quer do ponto de vista computacional. Uma vez definidas essas variáveis (que tipos de imagens de humidade, quais os índices de vegetação mais adequados para a região em estudo) a obtenção das imagens correspondentes torna-se quase rotineira, devendo-se ter no entanto todo o cuidado na calibração das imagens dos diferentes períodos e de diferentes sensores (por exemplo, nas imagens do Landsat 5 TM).

Para o caso da análise multitemporal da mesma variável existem já abordagens metodológicas publicadas (Mather, 1999) que estão presentemente a ser testadas nesta região. Por outro lado, o cruzamento das

diferentes imagens obtidas através da detecção remota com outro tipo de imagens construídas a partir de trabalhos no campo exige presentemente um esforço e cuidado maiores, sendo objecto de desenvolvimento de novas metodologias e novos algoritmos.

AGRADECIMENTOS

Este artigo resulta de actividades de investigação que têm vindo a ser desenvolvidas no âmbito do projecto *HIDROPARK – Desenvolvimento de metodologias para o parque natural hidrogeológico de Moura* (referência PNAT/1999/CTE/15040).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Barata T., 2001, Classificação do Coberto Florestal em Imagens de Detecção Remota Através de uma Metodologia Baseada na Morfologia Matemática, Tese de Doutoramento, IST, Lisboa.

Barata T., Pina P., 2002, Construction of decision region borders by geometric modelling of the training sets. Application to land cover classes in remotely sensed images, in Talbot H. & Beare R. (eds.), *Mathematical Morphology*, 147-156, CSIRO Publishing, Sydney.

Crist E.P., 1983, The tasselled cap – A preliminary formulation, *Proceedings of the Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data*, 357-364, Purdue, USA.

Crist E.P., Cicone R.C., Application of the tasselled cap concept to simulated Thematic Mapper data, *Photogrammetric Engineering of Remote Sensing*, 50, 343-352, 1984.

Kauth R.K., Thomas G.S., 1976, The tasselled cap. A graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by Landsat, *Proceedings of the Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data*, 41-51, Purdue, USA.

Lillesand T., Kieffer R., 2000, *Remote sensing and image interpretation*, 4th edition, John Wiley & Sons, New York.

Mather P.M., 1999, *Computer Processing of Remotely-sensed Images*, 2nd edition, John Wiley & Sons.

Serra J., 1982, *Image analysis and mathematical morphology*, Academic Press, London.

Soille P., 1999, *Morphological image analysis. Principles and applications*, Springer, Berlin.

O ORDENAMENTO SUSTENTÁVEL DO TERRITÓRIO COMO FERRAMENTA PARA O PLANEAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS. APLICAÇÃO A UM AQUÍFERO COSTEIRO PORTUGUÊS.

Helena S. FERREIRA

Eng^a do Ambiente, candidata a doutoramento em Engenharia do Ambiente pelo IST, CVRM – Centro de Geossistemas do IST, Av. Rovisco Pais 1, 1049-001, Lisboa, +351 21 841 72 47, helena.ferreira@ist.utl.pt

André Botequilha LEITÃO

Eng^o Biofísico, Mestre em Georrecursos pelo IST, Doutor em Engenharia do Ambiente pelo IST, CVRM – Centro de Geossistemas do IST, Av. Rovisco Pais 1, 1049-001, Lisboa, +351 21 841 72 47 e Department of Landscape Architecture and Regional Planning, University of Massachusetts at Amherst, Infirmary Way, 209 Hills North, Amherst MA 01003, USA, +001 413 545 66 44

Ana Rita SALGUEIRO

Licenciada em Geologia, Mestre em Georrecursos pelo IST, candidata a doutoramento em Ciências da Engenharia pelo IST CVRM – Centro de Geossistemas do IST, Av. Rovisco Pais 1, 1049-001, Lisboa, +351 21 841 72 47

Luís RIBEIRO

Professor Auxiliar do Instituto Superior Técnico, Presidente do CVRM – Centro de Geossistemas do IST, Av. Rovisco Pais 1, 1049-001, Lisboa, +351 21 841 72 47

RESUMO

O presente artigo apresenta um caso de estudo que ilustra a aplicação de alguns princípios e ferramentas propostos no âmbito do Método-Quadro do Ordenamento Sustentável do Território (OST, no original em inglês – Framework Method for Sustainable Land Planning) ao planeamento de recursos hídricos, mais precisamente a um aquífero costeiro afectado por intrusão marinha, localizado numa bacia hidrográfica da Região do Algarve – em Portimão (Sistema aquífero da Mexilhoeira Grande – Portimão). Este aquífero tem vindo a ser submetido a exploração intensa, devida principalmente ao crescimento urbano exponencial concentrado junto à costa, originado pelas actividades turísticas. Foram elaborados dois cenários futuros de planeamento de modo a explorar as possíveis consequências de diferentes políticas ou estratégias territoriais na qualidade/quantidade da água subterrânea. Os principais resultados apontam para (1) o pequeno impacte da impermeabilização causada pela mancha urbana na recarga, (2) a principal causa da salinização ser a extracção localizada de grandes quantidades de água e (3) a necessidade de rever as actuais zonas de protecção às águas subterrâneas. Estes resultados, obtidos numa primeira aproximação, poderão ser aprofundados por futuros desenvolvimentos.

Palavras-chave: Ordenamento Sustentável do Território, Recursos Hídricos Subterrâneos, Ecologia da Paisagem, Cenários de Crescimento Urbano, Intrusão Marinha.

1 INTRODUÇÃO

O crescimento urbano constitui uma das mais prementes questões que se colocam ao planeamento físico. A proporção da população urbana cresceu de 14% em 1900 para quase 50% no presente (ROSEN 2000) e a tendência é para continuar a aumentar. As orlas das zonas urbanas são particularmente afectadas por este fenómeno (LANDIS *et al* 1998). Segundo NAVEH (1998), no Mediterrâneo esta questão é especialmente preocupante, sendo os problemas agravados pelo rápido crescimento do turismo, assim como pela intensificação do uso do solo agro-industrial e pela expansão urbano-industrial acompanhada de desertificação de outros locais. Cerca de 1/3 do turismo mundial dirige-se ao Mediterrâneo: no Verão cerca de 115 milhões de turistas estrangeiros passam as suas férias nesta região, ao que se soma 100 milhões de turistas nacionais (PETRUS e MANERA 1997). O Mediterranean Blue Plan (1988 *in* NAVEH 1998) estima que a população nas zonas costeiras, as quais já possuem a maior concentração de usos urbanos e industriais, duplicará em 2025, atingindo os 550 milhões de pessoas. O número de turistas aumentará nessa altura para 220 milhões.

Portugal, apesar da sua posição periférica relativamente ao Mediterrâneo, é um exemplo paradigmático desta tendência com metade da sua população concentrada no litoral. O litoral Sul (Algarve) tem também sofrido nas décadas mais recentes uma grande pressão turística, tal como aliás o Sul de Espanha ou a costa da Ligúria em Itália (GROVE *et al.* 1993 *in* NAVEH 1998, PETRUS e MANERA 1997, INAG 1999).

A escassez de água doce e a degradação da sua qualidade são crescentemente uma realidade tanto a nível mundial (UNESCO–WWAP 2003), como nacional (INAG 1999). Estas questões agudizam-se particularmente em regiões com climas secos, como é o caso do Algarve. Neste contexto os aquíferos, se convenientemente geridos, possuem uma enorme importância enquanto reservas de água de qualidade para abastecimento (INAG, 1999). O seu papel ecológico é também de realçar, uma vez que, em alguns casos, alimentam o sistema superficial possibilitando a manutenção de zonas húmidas mesmo durante os períodos mais quentes e secos (ALVES *et al.* 2002).

O trabalho apresentado nesta comunicação foi desenvolvido no âmbito do projecto “Simulação e Optimização de Sistemas Aquíferos Sujeitos a Intrusão Salina” (SALSIM - Ref^a. FCT/POCTI/ECM/2512/95). O objectivo principal deste projecto foi a modelação da intrusão marinha num aquífero costeiro. No entanto, pretendeu-se contribuir com indicações úteis para o melhoramento do estado actual do aquífero estudado, as quais se consideram intrinsecamente ligadas aos usos do solo e actividades presentes e futuros na área de estudo. O presente artigo descreve a componente de planeamento espacial do projecto. Embora esta tenha sido secundária neste último, procurou-se no entanto contribuir para um planeamento mais sustentável deste recurso e do território em causa.

A sustentabilidade é um objectivo inerente e fundamental do planeamento espacial (VAN LIER 1998, BOTEQUILHA LEITÃO 2001). No entanto são necessárias ferramentas operacionais para concretizar este objectivo. Nesta perspectiva entende-se que: (1) o conhecimento sobre os sistemas ecológicos é a base científica fundamental para planear e gerir sistemas sustentáveis; (2) o holismo e a teoria dos sistemas abrem novas perspectivas e fornecem visões mais amplas ao planeamento; (3) entende-se a paisagem como uma unidade apropriada para o planeamento sustentável; (4) o estabelecimento de relações entre a estrutura do território (a sua organização espacial) e as suas várias funções (ecológicas) é crucial para a compreensão do funcionamento das paisagens; estas são igualmente importantes para modelar e antecipar as consequências ecológicas potenciais que estão subjacentes às diferentes alternativas de planeamento espacial; (5) finalmente, as actividades humanas têm que ser consideradas como parte dos sistemas ecológicos. A ciência da Ecologia da Paisagem dá resposta a todas estas questões, fornecendo ferramentas conceptuais e analíticas úteis, em particular as métricas da paisagem, para ultrapassar as barreiras que existem entre o planeamento espacial e a ecologia. Acrescentadamente, e de modo a contribuir para uma sustentabilidade social das soluções de planeamento, é necessário realçar a importância de assegurar, igualmente uma equidade dos sistemas sociais e sua compatibilidade com os sistemas ecológicos. O princípio da interdependência articula o conceito de que todos os processos que ocorrem num determinado território influenciam-se mutuamente estando intimamente ligados, seja espacial ou temporalmente, o que é válido tanto para os processos ditos mais “naturais” (geobiofísico, como o processo de intrusão marinha), como para processos tipicamente culturais ou antropogénicos (como a urbanização).

Neste contexto alargou-se o âmbito inicial do projecto SALSIM, e incluíram-se alguns dos diferentes componentes dos sistemas naturais e sociais. O método de planeamento aplicado nesta componente do

SALSIM foi proposta por BOTEQUILHA LEITÃO (2001) como o Método-Quadro do Ordenamento Sustentável do Território (OST¹). Procuraram-se identificar os processos-chave da paisagem em estudo, determinantes do funcionamento global do sistema, incluindo o ciclo da água nos seus subsistemas superficial e subterrâneo.

O OST tem por objectivo geral fornecer um enquadramento teórico para a integração coerente e sistemática de um conjunto de princípios e ferramentas que possam contribuir para uma maior sustentabilidade no âmbito do Planeamento Espacial, seja ao nível sectorial, seja ao nível mais abrangente do Ordenamento do Território (Figura 1). O OST propõe uma abordagem interdisciplinar, que tem por objectivo potenciar a integração de várias áreas do conhecimento, como as ciências naturais, sociais, da engenharia, da computação, etc., e as humanidades. Esta metodologia baseia-se na ciência da Ecologia da Paisagem como a sua plataforma científica (pivot). Esta ciência transdisciplinar serve de elemento de integração entre as outras disciplinas que se entendem como fundamentais para promover um ordenamento mais sustentável dos nossos sistemas territoriais, como sejam a sociologia, a história, a economia, a geologia, a biologia, a matemática, etc.. BOTEQUILHA LEITÃO (2001) propôs a utilização de um conjunto de princípios e ferramentas para o OST que permitem caracterizar e modelar as características dos sistemas territoriais de uma forma holística, através dos seus componentes estruturais, e dos seus processos ou funções. Torna-se assim possível considerar as interrelações que ocorrem entre os vários elementos territoriais, e os seus processos, incluindo as que se dão entre os sistemas naturais e humanizados. Esta abordagem permite compreender melhor, e modelar a dinâmica territorial de uma forma não sectorial (águas, agricultura, floresta, urbanização, etc.), mas global, potencialmente gerando soluções mais sustentadas, tanto ao nível espacial como ao longo do tempo. O OST está estruturado segundo cinco fases de planeamento, tal como se pode verificar na Figura 1.

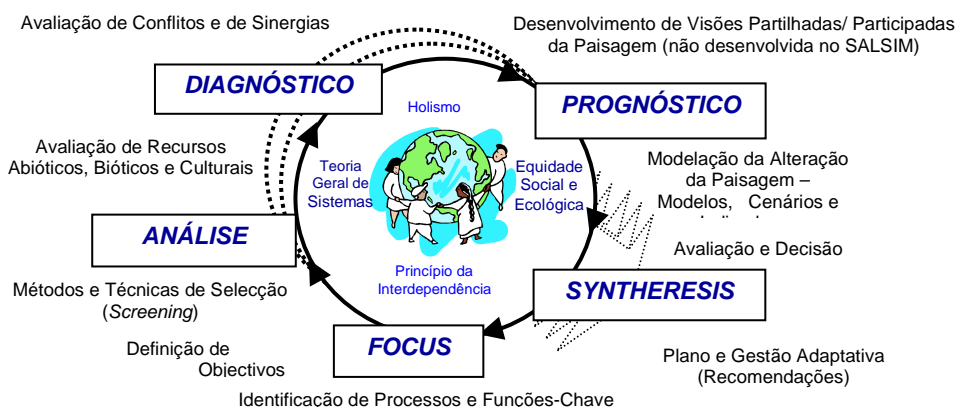


Figura 1. O processo do Ordenamento Sustentável do Território (OST), e as suas cinco fases: *Focus*, *Analysis*, *Diagnosis*, *Prognosis*, e *Sintheresis*. O OST é visto como um processo cíclico, iterativo e dinâmico (BOTEQUILHA LEITÃO 2001)

O OST, encarado enquanto espaço de resolução de problemas, (1) procura estabelecer um equilíbrio entre as necessidades humanas (básicas) e a integridade ecológica, e ao longo do tempo; (2) considera a sustentabilidade como um requisito que deverá ser integrado desde o início do processo de planeamento; (3) foca-se no sistema onde se insere o recurso, e não somente no recurso *per se*; (4) considera o espaço e o tempo como dimensões fundamentais para a sustentabilidade; (5) argumenta pela simbiose entre humanidades, ciências naturais e sociais (transdisciplinaridade); (6) procura a proactividade no planeamento; (7) promove a participação do público no processo de planeamento; (8) promove o uso de técnicas de gestão adaptativas; (9) promove a coesão e a sustentabilidade cultural; e (10) advoga o uso de técnicas e métodos avançados como base para um planeamento mais eficaz.

¹ No original em inglês – Framework Method for Sustainable Land Planning

Sob uma perspectiva vertical o OST fornece uma “caixa de ferramentas”, onde os conceitos e métricas provenientes da Ecologia da Paisagem, com a sua aproximação espacial à paisagem como unidade de planeamento, são a plataforma de integração das restantes ferramentas propostas.

Este método foi aplicado ao planeamento de recursos minerais (BOTEQUILHA LEITÃO E MUGE 2001), ao planeamento em Conservação da Natureza em Áreas Protegidas – Parque Natural de Sintra-Cascais (BOTEQUILHA LEITÃO 2001), em Áreas Suburbanas em Springfield, Massachusetts, EUA (BOTEQUILHA LEITÃO AND AHERN 2002), e ao planeamento de Corredores Verdes (BOTEQUILHA LEITÃO AND AHERN in press). No presente artigo apresenta-se uma primeira aplicação desta abordagem ao planeamento de recursos hídricos. Na literatura da especialidade é possível encontrar muitos exemplos do uso dos conceitos e métricas da Ecologia da Paisagem ao planeamento de recursos hídricos (NAIMAN 1996, GROVE e BURCH 1997, PICKETT *et al.* 1997, BARTEN 1998, JONES *et al.* 2001, FRANCE 2002 entre muitos outros).

A componente cultural é abordada no âmbito do OST, pela integração de conceitos e métodos provenientes de diversas ciências sociais e humanas desde a história da paisagem aos métodos colaborativos. O OST pretende assim contribuir para o movimento da disciplina do planeamento em direcção à transdisciplinaridade, tal como proposto por diversos autores e particularmente por NAVEH (2001).

É de salientar que nem todas as componentes englobadas no OST foram aplicadas no trabalho que agora se apresenta. De facto, o que se desenvolveu até agora constitui apenas uma primeira aproximação ao problema, esperando-se de futuro poder aprofundar o que agora se apresenta.

O presente artigo encontra-se estruturado de acordo com as 5 fases de planeamento propostas no OST: *Focus*, *Análise*, *Diagnóstico*, *Prognóstico* e *Syntheresis* (BOTEQUILHA LEITÃO 2001, BOTEQUILHA LEITÃO e AHERN 2002). Esta estrutura foi útil na estruturação do trabalho desenvolvido. Argumentamos que esta estrutura poderá ajudar os leitores a segui-lo e compará-lo com outros trabalhos estruturados nos mesmos termos, assim como pode contribuir para uma comunicação mais clara e mais objectiva da informação científica a uma audiência leiga.

2 METODOLOGIA

2.1 Focus

Nesta fase pretende-se identificar as questões de planeamento mais importantes, assim como os métodos e técnicas para os abordar. Os indicadores e índices ambientais são extremamente úteis na redução da dimensão original das variáveis em estudo, e assim na simplificação da complexidade original dos sistemas em estudo. Idealmente, é nesta fase que se inicia o processo de participação pública, na definição de visões partilhadas preliminares .

O presente trabalho focou-se na água subterrânea, uma vez que o seu objectivo final é contribuir para solucionar os problemas de quantidade e qualidade da mesma, com especial relevo para a salinização. Os restantes elementos da paisagem que poderiam ser analisados no âmbito do OST (ex: socio-economia, água superficial) são abordados apenas na sua relação com a água subterrânea. É de referir no entanto, que a água subterrânea pode ser encarada por si só como um indicador da “saúde” de uma bacia hidrográfica (MUELLER *et al* 2002). Simultaneamente analisaram-se os aspectos ligados ao desenvolvimento urbano na área de estudo, com especial destaque para a zona costeira, de maior concentração demográfica, uma vez que este foi identificado como sendo o principal processo antropogéneo a agir na paisagem.

2.2 Análise

A área de estudo (AE) localiza-se na região do Algarve, nos concelhos de Portimão (maioritariamente) e de Monchique (Figura 2). A AE ocupa 12 982 ha, o que inclui o Sistema Aquífero da Mexilhoeira Grande-Portimão (SA-MGP) e as bacias hidrográficas das duas ribeiras nele influentes (Torre e Farelo). O fluxo principal dá-se de norte para sul. O SA-MGP é um sistema multicamada composto por um aquífero cársico, de idade Jurássica, e outro poroso, de idade Miocénica, que se sobrepõe ao primeiro (SALGUEIRO e RIBEIRO 2001).

Até há poucos anos a principal fonte de água para consumo humano na AE, assim como em todo o Algarve era de origem subterrânea. Presentemente toda a água consumida provém de albufeiras, devido à elevada procura

e à grave salinização de muitos aquíferos (incluindo o SA-MGP). No entanto, dado o aumento da população durante os meses de Verão e ao clima seco e quente que então se faz sentir, os sistemas aquíferos constituem importantes reservas estratégicas.

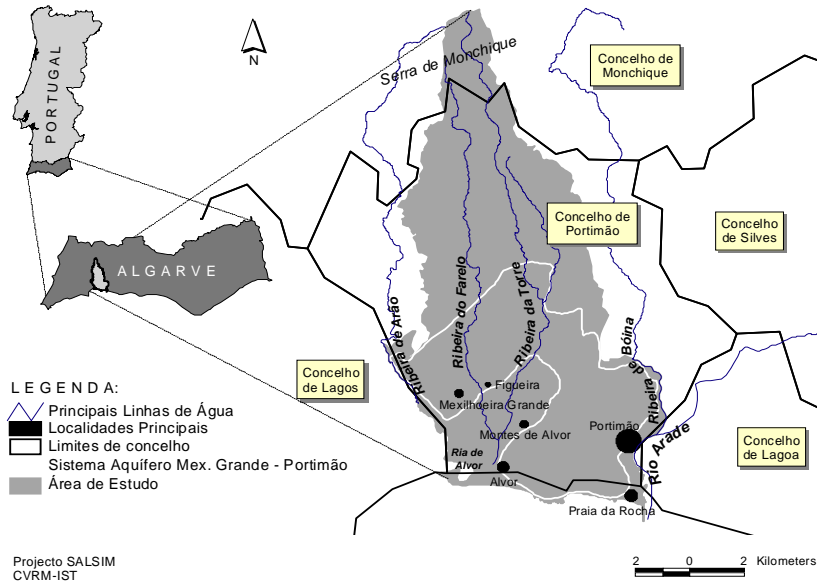


Figura 2 – Área de estudo, limite do sistema aquífero da Mexilhoeira Grande – Portimão, principais cursos de água e localidades da área de estudo

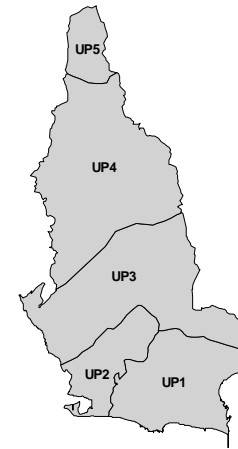


Figura 3 – Unidades de Paisagem na área de estudo.

Para efeitos de estruturação da análise, diagnóstico e fases subsequentes, a AE foi dividida em 5 sub-sistemas ou zonas homogêneas – unidades de paisagem (UP) (Figura 3). A principal característica da AE é a sua assimetria litoral-interior (N-S), ou seja, litoral-serra, que se revela tanto nas componentes naturais como nas antropogêneas. O trabalho desenvolvido até ao presente momento envolve apenas as UP1, UP2 e UP3, uma vez que é nestas que se concentra quase exclusivamente o processo de crescimento urbano. As principais características destas UPs são:

UP1 – planalto de baixa altitude, quente e seco, constituído principalmente por materiais detríticos. Corresponde aproximadamente à camada aflorante do Miocénico. É uma zona muito urbanizada, a qual concentra a grande maioria da população da AE (cerca de 93%);

UP2 – contém a Ria de Alvor e as zonas agrícolas em seu redor;

UP3 – planalto atravessado por vales declivosos associados às principais linhas de água, ocupado por agricultura (maioritariamente pomares extensivos). Corresponde aproximadamente à camada aflorante jurássica do SA-MGP. Tem poucos habitantes, os quais se concentram em algumas poucas localidades.

O turismo é a principal actividade económica do Algarve e da AE, estando a agricultura, a pesca e a indústria em declínio (CMP 1994; DRAOT ALGARVE 2002). A influência do turismo é sazonal, já que a principal atracção é o produto sol-praia, levando à duplicação, triplicação ou mesmo mais dos habitantes durante a estação alta. Estes concentram-se principalmente na UP1. Este fenómeno, que se iniciou na década de '60, tem-se acentuado, provocando um crescimento urbano rápido, concentrado e maioritariamente caótico (CMP 1994; DRAOT ALGARVE 2002).

2.3 Prognóstico

Para a AE foram elaborados dois cenários futuros de planeamento de modo a explorar as possíveis consequências de diferentes políticas ou estratégias territoriais na qualidade/quantidade da água subterrânea. É de realçar que cenários de planeamento não são planos, mas sim ferramentas de planeamento proactivas que permitem visualizar as consequências potenciais de alternativas de ordenamento.

Esta técnica tem sido utilizada tanto na Europa como nos EUA para explorar as consequências de possíveis políticas globais (GREEUW *et al.* 2000, ALCAMO 2001), como no planeamento espacial (FREEMARK *et al.* 1996, STEINITZ *et al.* 1997, 1998, BOTEQUILHA LEITÃO 2001, AHERN 2002, BOTEQUILHA LEITÃO e AHERN 2002, MUELLER *et al.* 2002). Esta técnica tem vindo igualmente a ser utilizada no planeamento de recursos hídricos e de bacias hidrográficas. (STEINITZ *et al.* 1997, BOTEQUILHA LEITÃO 2001, Botequilha Leitão and Ahern 2002, Mueller *et al.* 2002). Segundo FREITAS (2002) é urgente desenvolver técnicas de cenários que combinem dados ecológicos, históricos e sócio-económicos para avaliar a vulnerabilidade dos ecossistemas à alteração do uso do solo, em particular na Região Mediterrânica.

Para este estudo foram desenvolvidos os dois seguintes cenários (Figura 2): (1) o Cenário das Tendências (CT) – que representa a evolução da paisagem se não se alterarem os instrumentos actuais de ordenamento (BOTEQUILHA LEITÃO 2001, AHERN 2002), permitindo visualizar as suas futuras consequências; – e (2) o Cenário denominado de Desenvolvimento Sustentável (CDS) – que representa o resultado de uma evolução onde se promove a preservação de algumas componentes ecológicas, com destaque para as áreas de recarga do aquífero. Ambos os cenários simulam o crescimento urbano entre 1991 (cartografia de uso do solo mais recente – CNIG, 1990) e 2021, simulado com base em estatísticas relativas ao concelho de Portimão e à década de 1990 (DRAOT ALGARVE não publicado). O que os distingue são as diferentes estratégias na distribuição espacial do crescimento urbano (Quadro 1, Figura 4), já que não foram simuladas outras dinâmicas além desta última, e que se assumiu uma procura idêntica (quantidade e localização) em ambos os cenários. De modo a avaliar os impactes resultantes, estes cenários são ambos comparados com o Cenário da Situação Actual (Situação de Referência - SREF).

Quadro 1 - Critérios de simulação do crescimento urbano para os dois cenários construídos

| Áreas submetidas a crescimento urbano | |
|---|--|
| Cenário Tendências | Cenário Desenvolvimento Sustentável |
| <ul style="list-style-type: none"> • Áreas urbanizáveis do PDM Portimão (considerando um factor de incumprimento); • Prioridade para os actuais 3 eixos preferenciais de crescimento (Portimão-Praia da Rocha, Praia da Rocha – Alvor e Portimão para Oeste); | <p><i>O crescimento urbano dá-se, por ordem de prioridade, em:</i></p> <p>1^a - Áreas que não possuem nenhuma das características abaixo listadas;</p> <p>2^a - Usos do solo com algum interesse ecológico (pomares tradicionais, matos ...).</p> <p>3^a - Declives > 15%; linhas de água, costa, Ria de Alvor e respectiva zona envolvente; zonas de infiltração elevada; usos do solo com interesse ecológico (pinhais mansos, sobreirais, medronhais, folhosas, ...);</p> <p>4^a - áreas de máxima infiltração;</p> <p><i>e dentro de cada uma das zonas acima</i></p> <p>1^a - Áreas urbanizáveis do PDM Portimão;</p> <p>2^a - Outras áreas;</p> |

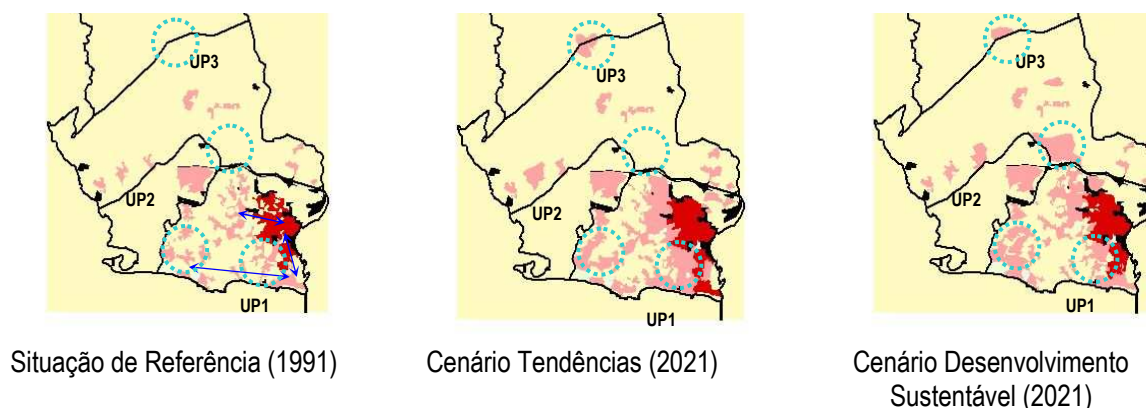


Figura 4 – Zonas urbanas (consolidadas a vermelho, não consolidadas a rosa) e equipamentos e infraestruturas (a negro) na Situação de Referência e nos 2 Cenários. As setas a azul representam as principais tendências de expansão urbana actuais. As diferenças entre a Situação de Referência, e os 2 Cenários estão exemplificadas pelos círculos a azul .

Foi calculada a sobreposição entre Áreas de Infiltração Máxima (AIM) (através da metodologia descrita em OLIVEIRA e LOBO FERREIRA 2002) e as zonas com estatuto de protecção do PDM (Reserva Ecológica Nacional – REN – e Zonas Verdes de Protecção e Equilíbrio Ambiental - ZVPEA) na Situação de Referência (SREF). Foram também contabilizadas as AIM urbanizadas nos cenários. Foi ainda calculada a recarga para a SREF e cenários, segundo método proposto em OLIVEIRA (não publicado). Realizou-se ainda uma projecção do consumo de água, com base nas quantidades de água extraídas pela Câmara Municipal de Portimão (CMP) para abastecimento público² na década de 90 e no crescimento populacional previsto.

3 RESULTADOS

3.1 Diagnóstico

O principal processo-chave identificado na AE é o crescimento urbano (concentrado no litoral), sendo neste que o presente trabalho se focou.

O processo de intrusão marinha está ligado a um balanço hídrico desequilibrado caracterizado por um défice de água doce. Na sua origem pode estar uma extracção excessiva, uma recarga deficiente ou ambas. O estabelecimento de uma relação entre estes dois processos (crescimento urbano e salinização) permite inferir futuras consequências.

3.2 Prognóstico

Nos Quadro 2 a Quadro 5 sintetizaram-se os resultados obtidos nos cenários CT e CDS (2021), na sua comparação com a Situação de Referência (SREF) baseada em dados de 1991:

² Os furos da CMP eram responsáveis, quando em funcionamento, pela maioria da extracção na AE. No entanto, a estes haveria que adicionar as restantes extracções menores, para as quais porém não existem dados.

Quadro 2 - Zonas urbanas e infraestruturas na SREF e Cenários

| UP | Zonas urbanas e infraestruturas (ha) | | | Variação (ha) | | Variação (%) | |
|--------------------|--------------------------------------|-------------|-------------|---------------|-------------|--------------|-------------|
| | 1991 (SREF) | 2021 (CT) | 2021 (CDS) | SREF -> CT | SREF -> CDS | SREF -> CT | SREF -> CDS |
| UP1 | 848 | 1330 | 1240 | 482 | 392 | 57 | 46 |
| UP2 | 144 | 146 | 144 | 2 | 0 | 1 | 0 |
| UP3 | 164 | 266 | 376 | 102 | 212 | 62 | 129 |
| Total (5UP) | 1162 | 1772 | 1760 | 610 | 604 | 52 | 52 |

Quadro 3 - Sobreposição entre áreas de infiltração máxima (AIM) e zonas com estatuto de protecção na situação de referência (Reserva Ecológica Nacional – REN – e Zonas Verdes de Protecção e Equilíbrio Ambientais – ZVPEA)

| UP | AIM (ha) | REN (ha) | Área comum (ha) | % de AIM não classificada como REN | Área de AIM não classificada como REN (ha) |
|--------------|-------------|-------------|-----------------|------------------------------------|--|
| UP1 | 809 | 165 | 10 | 99 (77 ZVPEA) | 801 (622 ZVPEA) |
| UP2 | 187 | 451 | 21 | 89 | 166 |
| UP3 | 2475 | 2577 | 1869 | 25 | 619 |
| Total | 3471 | 3194 | 1900 | 45 | 1562 |

Quadro 4 - Áreas de máxima infiltração ocupadas por zonas urbanas nos cenários (CT e CDS)

| UP | Total AIM (ha) | AIM (S REF) | | AIM (CT) | | AIM (CDS) | | AIM “perdidas” (%) | | Diferença de AIM “perdidas” entre CT e CDS |
|--------------|----------------|-------------|-----------|------------|-----------|------------|-----------|--------------------|----------|--|
| | | ha | % | ha | % | ha | % | CT | CDS | |
| UP1 | 809 | 228 | 28 | 394 | 49 | 255 | 31 | 20 | 3 | 18 |
| UP2 | 187 | 14 | 7 | 14 | 7 | 14 | 7 | 0 | 0 | 0 |
| UP3 | 2476 | 123 | 5 | 209 | 8 | 133 | 5 | 3 | 0 | 3 |
| Total | 3472 | 365 | 11 | 617 | 18 | 402 | 12 | 7 | 1 | 6 |

Quadro 5 - Recarga e Consumo de água do SA-MGP

| Ano / Situação | Recarga (m³/ano) | Consumo (m³/ano) |
|----------------|-----------------------------|--|
| 1991 (SREF) | 11 613 749 | 3 495 502 (30% da recarga) |
| 2021 (CT) | 11 419 494 (-1.7 % da SREF) | 5 383 074 (47% da recarga; +54% do que SREF) |
| 2021 (CDS) | 11 482 234 (-1.1 % da SREF) | |

O CT introduz um crescimento urbano superior na UP1 do que o CDS, enquanto na UP3 se passa o oposto (Quadro 2). A UP2 mantém-se praticamente inalterada face à SREF, para ambos os cenários. O crescimento urbano verificado tanto na UP1 como na UP3 situa-se sempre acima dos 45%, destacando-se o valor de 129% registado para a UP3 no CDS. Em ambos os cenários, o crescimento urbano dá-se predominantemente, em termos de área ocupada, na UP1, enquanto em termos percentuais é na UP3 que se regista uma maior variação.

No Quadro 3 verifica-se a elevada percentagem de AIM não classificada como REN ou ZVPEA na UP1 (99% / 77%) e UP2 (89%). É no entanto de salientar que, em termos de área, o problema tem uma dimensão semelhante nas UP1 e UP3 (cerca de 620 ha).

No Quadro 4 verifica-se que é na UP1 e no CT que, em termos percentuais, mais AIM são ocupadas pelo crescimento urbano (20%), embora, em termos de área seja também de referir o caso da UP3 no CT.

No Quadro 5 verifica-se a pequena alteração nos valores de recarga calculados para a SREF e para ambos os cenários. É no entanto de salientar que a recarga calculada é menor para o CT do que para o CDS. Verifica-se ainda que o consumo projectado para 2021, apesar de ter sofrido um aumento considerável face à SREF (54%) continua a constituir menos de 50% da recarga calculada para qualquer dos cenários.

4 DISCUSSÃO

Os valores do Quadro 2 mostram a grande dimensão do crescimento urbano nas UP1 e UP3 em ambos os cenários. Verifica-se ainda que o CDS desloca parte do crescimento urbano da UP1 para a UP3: o crescimento das áreas urbanas verificado na UP1 diminui cerca de 10% do CDS para o CT, enquanto aumenta cerca de 70% na UP3, atingindo o valor de 129% face à SREF. Estes valores indicam que o CT, ao contrário do CDS que foi construído com base na preservação dos valores ecológicos principais, implica a urbanização de áreas (na UP1) com maior valor ecológico do que outras que são preservadas (na UP3). Assim parece ser necessário equacionar em termos futuros a deslocação de parte do crescimento urbano da UP1 para a UP3, para garantir uma melhor preservação das áreas ecologicamente interessantes. Tal implica em simultâneo equacionar em termos práticos o grande crescimento das áreas urbanas da UP3, para que este ocorra de forma sustentável.

No Quadro 3 verifica-se que há pouca coincidência entre as AIM e a REN / ZVPEA. Este facto é especialmente relevante na UP1. Como consequência as AIM que foram ocupadas por crescimento urbano no CT foram significativamente mais (18%) do que no CDS (Quadro 4), no qual as AIM tinham uma baixa prioridade para a construção. O CDS pareceu portanto conseguir proteger melhor estas áreas. Por outro lado os dados do Quadro 3, nomeadamente o facto de existirem largas áreas de classificadas como REN que não correspondem a AIM, permitem suspeitar da existência de algumas áreas indevidamente classificadas como tal. De facto, apesar de existirem outros critérios de classificação para a REN, parte destas áreas localizam-se em zonas que não parecem corresponder a qualquer outro desses critérios. Tal é justificável pela evolução do conhecimento sobre as AIM desde a data em que foram definidos os limites da REN.

A recarga não foi significativamente afectada pelo crescimento urbano (ou seja, pela impermeabilização por este causada) (

Quadro 5). Pelo contrário o acréscimo de consumo foi bastante importante. Verifica-se assim que o impacte das zonas urbanas no SA-MGP deve-se quase integralmente à extracção de água – sendo portanto independente da localização das zonas urbanas. Há no entanto que salientar que (1) num cenário mais extremo (tecido urbano mais denso, ou maior crescimento) os impactes na recarga poderão ser mais importantes e a sua diferença entre cenários maior e (2) não foram estudados os impactes do crescimento urbano na *qualidade* da água, o que possivelmente colocará em causa a referida independência do impacte das zonas urbanas da sua localização.

Comparando a recarga com o consumo (Quadro 5), verifica-se que a recarga excede largamente este último, mesmo se se considerar a hipótese extrema de, em 2021, as origens superficiais terem sido abandonadas, sendo o abastecimento feito integralmente por água subterrânea. Aparentemente parece não haver justificação em termos do balanço hídrico global para a grave situação de salinização do SA-MGP. No entanto, tendo em conta (1) que as extracções da CMP se encontravam concentradas num único local e (2) que o SA-MGP é heterogéneo, conclui-se que muito provavelmente a questão se coloca antes em termos de balanços hídricos locais - o rebaixamento local provocado pela extracção é mais rapidamente compensado por água do mar do que por água doce proveniente de outras zonas do aquífero.

5 CONCLUSÕES / RECOMENDAÇÕES (SINTHERESIS)

Dos resultados obtidos emergem as seguintes recomendações preliminares em termos de planeamento e gestão do SA-MGP:

Os *limites da REN / ZVPEA* na área de estudo deveriam ser *revisados* de forma a *integrar as AIM* delineadas por OLIVEIRA e LOBO FERREIRA (2002), em especial na UP1, o que implicaria também a reformulação das zonas urbanizáveis;

Caso não existam outras razões para essa classificação, *algumas áreas poderiam ser objecto de revisão do seu estatuto como REN*, devido a poderem ter sido indevidamente consideradas como AIM;

O *principal impacte do crescimento urbano* no balanço hídrico *deriva das extracções* e não da impermeabilização. No entanto estes resultados poderão derivar do facto de se terem utilizado na simulação do crescimento urbano classes com um grau de impermeabilização médio (e não total, como no caso de áreas urbanas consolidadas). Recomenda-se pois a determinação dos volumes de água que podem ser extraídos, e da localização das extracções, de modo a garantir a gestão sustentável deste recurso;

O crescimento urbano deve ser acompanhado de uma *gestão adequada dos consumos de água*, minimizando perdas, aumentando a reciclagem, incentivando a poupança, etc.

Os perímetros urbanos devem contemplar uma rede ecológica (integrando por exemplo as áreas incluídas na ZVPEA, entre outras) que, conjuntamente com a REN promova a continuidade das estruturas ecológicas não só ao nível das bacias hidrográficas estudadas, mas de todo o concelho de Portimão. A continuidade das principais estruturas ecológicas das bacias hidrográficas consideradas considera-se essencial para a circulação de energia, materiais e espécies. Mais concretamente, considera-se que esta rede verde urbana, ao promover a continuidade dos processos naturais em todo o concelho, tem um papel fundamental na circulação de ar fresco, água limpa, de nutrientes, de espécies (flora e fauna) provenientes das áreas mais florestais e rurais do concelho, a montante, às áreas mais urbanizadas localizadas perto da costa. Ao mesmo tempo estas áreas com uma função ecológica principal poderão constituir locais de recreio e lazer para as populações disfrutarem, como por exemplo os corredores ribeirinhos das linhas de água principais, devidamente recuperados, arborizados, e geridos em conformidade.

6 POSSÍVEIS DESENVOLVIMENTOS FUTUROS

Entre os possíveis desenvolvimentos futuros do presente trabalho contam-se:

Determinação dos impactes locais da extracção de água;

Determinação dos impactes ao nível da qualidade da água dos processos de origem humana que ocorrem no terreno (urbanização, florestação com espécies não autóctones, expansão da agricultura intensiva, etc.);

Melhoramento os cenários já desenvolvidos (introduzindo outras dinâmicas além da urbanização) e eventualmente desenvolver outros;

Determinação das melhores práticas disponíveis para compatibilização de áreas de protecção com actividades humanas;

Calibração dos modelos em função dos resultados dos cenários;

Contribuição para a *revisão de algumas zonas da REN* no concelho de Portimão;

Envolvimento dos agentes locais no processo de planeamento e gestão deste recurso, e do território;

SIMBOLOGIA

AE – Área de estudo

AIM – Áreas de infiltração máxima

CDS – Cenário de Desenvolvimento Sustentável

CMP – Câmara Municipal de Portimão
CT – Cenário de Tendência
OST – Ordenamento Sustentável do Território
PDM – Plano Director Municipal
REN – Reserva Ecológica Nacional
SA-MGP – Sistema Aquífero da Mexilhoeira Grande – Portimão
SREF – Situação de Referência
UP – Unidade de paisagem
ZVPEA – Zonas Verdes de Protecção e Equilíbrio Ambiental

AGRADECIMENTOS

Agradece-se à Câmara Municipal de Portimão e ao Instituto Geográfico do Exército (IGeoE) a cedência de cartografia, à Direcção Regional do Ambiente do Algarve (DRAOT Algarve) a cedência de vasta e muito útil informação e à Fundação para a Ciência e a Tecnologia o financiamento dado ao projecto SALSIM no âmbito do Programa POCTI (Ref.^a FCT/POCTI/ECM/2512/95), assim como o financiamento da pesquisa de Helena Ferreira (através do referido projecto).

BIBLIOGRAFIA

- Ahern, J.F. - *Greenways as strategic landscape planning: theory and applications*. Tese de Doutoramento. Universidade de Wageningen, Holanda, 2002.
- ALCAMO, J. - *Scenarios as tools for international environmental assessments*. Experts' corner report, Prospects and Scenarios No 5. Centre for Environmental Systems Research, University of Kassel, Germany. Editado por European Environmental Agency, 2001.
- ALVES, M.H., BERNARDO, J.M., RIBEIRO, L., MATIAS, P. – *Contributos para a Determinação do Caudal Ecológico em Portugal Continental*. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos e Instituto da Água. 2002.
- Barten, P.K., Kyker-Snowman, T., Lyons, P.J., Mahlstedt, T., O'Connor, R., Spencer, B.A. – “Massachusetts: managing a watershed protection forest” *Journal of Forestry*, Agosto de 1998.
- Botequilha Leitão, A. - *Sustainable Land Planning. Towards a Planning Framework. Exploring the role of Landscape Statistics as Operational Planning Tools*. Tese de Doutoramento. Instituto Superior Técnico. Universidade Técnica de Lisboa, 2001.
- Botequilha Leitão, A., Ahern, J. – “Applying Landscape Ecological Concepts and Metrics in Sustainable Land Planning”. *Landscape and Urban Planning*, 59, 2002, pp. 65-93.
- CMP – Câmara Municipal de Portimão - *Relatório do Plano Director Municipal*. 1994.
- CNIG – Centro Nacional de Informação Geográfica. *Cartografia de Ocupação do Solo*. 1:25 000. 1990.
- DRAOT Algarve (não publicado) – Direcção Regional de Ambiente e Ordenamento do Território do Algarve. *Relatório Preliminar de Caracterização e Diagnóstico*. 2002.
- France, R.L. (Editor) - *Handbook of water sensitive planning and design. Integrative studies in water management and land development*. Lewis Publishers, 2002.
- Freemark, K., Hummon, C., White, D.; Hulse, D. - *Modeling risks to biodiversity in past, present and future landscapes*. Technical report No. 268, Canadian Wildlife Service, Headquarters, Environment Canada, Ottawa K1A 0H3, 1996.

- Freitas, H. - Summary and Conclusions of Session 1 "Protective measures and mitigation of threats". E-conference on "Scientific Responses to Threats to Mediterranean Ecosystems: mitigation, restoration, conservation". Organizado pelo Ministry of Environment, Government of Catalonia, e Universidad de Alcala, Espanha; o Centre for Ecology and Hydrology Banchory, UK; e a Universidade de Coimbra, Portugal, 15-28 Abril de 2002. Web site at URL: [Http://www.gencat.es/mediamb/bioplatform](http://www.gencat.es/mediamb/bioplatform).
- Greeuw, S.C.H., van Asselt, M.B.A., Grosskurth, J., Storms, C.A.M.H., Rijkens-Klomp, Rothman, D.S.; Rotmans, J. - *Cloudy crystal balls. An assessment of recent European and global scenario studies and models*. Experts' corner report "Prospects and Scenarios No 4, Environmental Issues Series No 17. European Environment Agency. Copenhagen, 2000.
- Grove, J.M.; Burch, W.R. – "A social ecology approach and applications of urban ecosystems and landscape analyses: A case study of Baltimore, Maryland". *Urban Ecosystems*, 1, 1997, pp. 259-275.
- INAG – Instituto da água - *Plano Nacional da Água*. 1999.
- Jones, K.B., Neale, A.C., Nash, M.S., Remorte, R.D. van, Wickham, J.D., Riitters, K.H.; O'Neill, R.V. – "Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: A multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic Region". *Landscape Ecology*, 16, 2001, pp. 301-312.
- Landis, J.D., Monzon, J.P., Reilly, M. and Cogan, C. – "Development and Pilot Application of the California Urban and Biodiversity Analysis (CURBA) Model". *In Anais da ESRI '98 User Conference [on-line paper]*.
- Mueller, A., France, R.; Steinitz, C. – "Aquifer recharge management model: Evaluating the impacts of urban development on groundwater resources (Galilee, Israel)" in *Handbook of water sensitive planning and design. Integrative studies in water management and land development*. Editado por R.L. France Lewis Publishers, 2002, pp. 615-633.
- Naveh, Z. – "The role of landscape ecology in the Mediterranean" in *Anais do 1º Conferência Nacional de Ecologia da Paisagem Challenges for Mediterranean landscape ecology: the future of cultural landscapes – examples from the Alentejo region*. Montemor-o-Novo (Portugal), 1998.
- NAVEH, Z. – "Ten major premises for a holistic conception of multifunctional landscapes". *Landscape and Urban Planning*, 57, 2001, pp. 269-284.
- Oliveira, M. - Estimativa da Recarga e Cartografia da Vulnerabilidade à Poluição das Águas Subterrâneas utilizando o Método DRASTIC de uma Área Estendida do Sistema Aquífero da Mexilhoeira Grande-Portimão. Versão de trabalho de 2002-07-11 de documento a incluir no relatório final do Projecto SALSIM. Não publicado.
- Oliveira, M., Lobo Ferreira, J.P - "Proposta de uma metodologia para a definição de áreas de infiltração máxima" in *Anais do 6º Congresso Nacional da Água*, Porto, 18-22 Março de 2002.
- Petrus, J.M.; Manera, C. – "Keys to sustainable development in long-established tourist destinations, using the Balearic Islands as an example" *In Anais da International Conference in Environmental Challenges in an Expanding Urban World and the Role of Emerging Information Technologies*. Editado por J. Reis Machado and J. Ahern. Centro Nacional de Informação Geográfica (CNIG). Costa da Caparica, Portugal, pp. 403-410. 1997.
- Pickett, S.T.A., Burch, W.R., Dalton, S., Foresman, T.W. Grove, J.M.; Rowntree, R. – "A conceptual framework for the study of human ecosystems in urban areas". *Urban Ecosystems*, 1, 1997, pp. 185-199.
- Rosen, C. (Editor) - *World Resources 2000-2001: People and Ecosystems*. UNDP, UNEP, WB, WRI. Elsevier Science, Oxford, 2000.
- Salgueiro, A.R.; Ribeiro, L. – "Assessment of Saltwater Intrusion Risk at Mexilhoeira Grande – Portimão Aquifer (Portugal) by Indicator Geostatistics" in *Anais da First International Conference on Saltwater Intrusion and Coastal Aquifers - Monitoring, Modeling, and Management*. Essaouira, Morocco, April 23–25, 2001
- Steinitz, C. (Editor) and The Students of the Fall 1996 Design Studio. *An Alternative Future for the Region of Camp Pendleton, California*. Harvard Graduate School of Design. Cambridge, Massachusetts, USA. On-line report on the Harvard GSD Website www.gsd.harvard.edu/depts/larchdep/research/pendleton/. , 1997.

Steinitz, C., Flaxman, M., Mueller, A., Tepper, S., Tsumamal, V.; Zyroff, D. (Editors) and The Students of the ISCAR Studio. *Alternatives Futures in the Western Galilee, Israel*. Harvard Graduate School of Design. Cambridge, Massachusetts, USA, 1998.

UNESCO – WWAP (World Water Assessment Program) - *Water for People, Water for Life*. Executive Summary of the United Nations World Water Development Report. <http://www.unesco.org/water/wwap/wwdr/index.shtml>. 2003.

Van Lier, H.N. – “Sustainable land use planning. An editorial commentary”. *Landscape and Urban Planning*, 41, 1998, pp. 79-82.

GESTÃO OPTIMIZADA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: APLICAÇÃO AO CASO DE ESTUDO DO ABASTECIMENTO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO CONCELHO DE PALMELA (PORTUGAL)

João Paulo Lobo FERREIRA

Investigador-Coordenador com Habilitação, Chefe do Núcleo de Águas Subterrâneas do Departamento de Hidráulica e Ambiente do Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Av. Do Brasil 101, 1700-066 Lisboa, Tel. +351.1.8443609, Fax: +351.1.8443016, E-mail: lferreira@lnec.pt, <http://www.dh.lnec.pt>

Emanuele MIGLIARI

Engenheiro Civil, Bolseiro de Investigação do Programa da Comissão Europeia (DGXII) LEONARDO - Projecto SPES/UETP TECHWARE-Itália, no Grupo de Investigação de Águas Subterrâneas do Departamento de Hidráulica do Laboratório Nacional de Engenharia Civil, em 1996 e 1997

RESUMO

Nesta comunicação desenvolve-se o tema da gestão otimizada de recursos hídricos subterrâneos. Apresenta-se o caso-de-estudo do concelho de Palmela, para o qual se desenvolveu um modelo de gestão das águas subterrâneas do aquífero confinado da península de Setúbal (o subsistema mio-pliocénico do sistema aquífero da margem esquerda do Tejo e Sado).

Palavras-chave: Águas subterrâneas, gestão de aquíferos, simulação hidrogeológica, modelação matemática, Palmela.

1 INTRODUÇÃO

Esta comunicação é dedicada à aplicação de técnicas de optimização linear ao caso de estudo do abastecimento de águas subterrâneas do concelho de Palmela, localizado na península de Setúbal, em Portugal (cf. Figura 1). O concelho de Palmela, com uma área aproximada de 500 km², é um dos maiores dos nove concelhos em que a península de Setúbal se divide. Confronta com o concelho de Montijo, a N, com o concelho de Setúbal e com o estuário do rio Sado a S, com o concelho de Vendas Novas a E e com os da Moita e Seixal a W. Uma caracterização da área de estudo é apresentada em OLIVEIRA, MOINANTE e LOBO FERREIRA (1994). Esses autores desenvolvem os aspectos mais relevantes da caracterização geológica e hidrogeológica da península de Setúbal.

Na península de Setúbal as águas subterrâneas têm uma importância primordial para a satisfação das necessidades hídricas tanto para o abastecimento doméstico, como para o industrial e para o agrícola. De acordo com um recente estudo realizado pela EPAL (Empresa Portuguesa das Águas Livres), as águas subterrâneas correspondem a cerca de 99% do total do abastecimento à península de Setúbal.

O concelho de Palmela tem sido caracterizado por um contínuo desenvolvimento urbano e industrial, o que motivou o crescimento das necessidades de água especialmente após o estabelecimento da Auto Europa Ford-VW, no início da década de 90. Os recursos hídricos subterrâneos do concelho de Palmela constituem uma parte dos recursos hídricos dos sistemas aquíferos da península de Setúbal, que podem ser divididos em:

um aquífero superficial livre (que se exemplifica em [http://www.dha.lnec.pt/nas/portugues/actividade.html#Modelação do Escoamento](http://www.dha.lnec.pt/nas/portugues/actividade.html#Modelação_do_Escoamento) com base num cenário de desenvolvimento estudado por OLIVEIRA, MOINANTE e LOBO FERREIRA, 1994);

um aquífero;

e um aquífero confinado mio-pliocénico (exemplificado na Figura 1, tendo em consideração as extracções existentes em 1994, de acordo com os cálculos de OLIVEIRA, MOINANTE e LOBO FERREIRA, 1994).

Os dados necessários à modelação do caso de estudo de Palmela foram extraídos da base de dados de águas subterrâneas do LNEC, denominada <INVENTAR> (cf. LOBO-FERREIRA e OLIVEIRA, 1993). Referem-se às captações da aquífero confinado mio-pliocénico, correspondendo:

às características físicas das captações existentes (diâmetro, profundidade, posição dos ralos),

aos níveis piezométricos,

aos caudais específicos ou dados de produtividade (caudal extraído por unidade de rebaixamento).

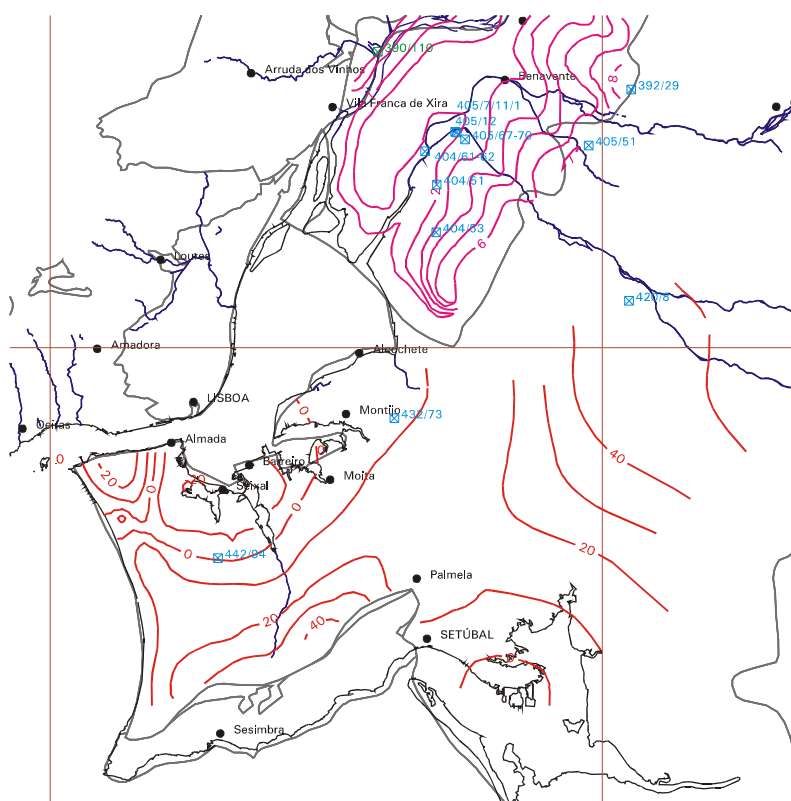


Figura 1 Piezometria do aquífero confinado mio-pliocénico da península de Setúbal, apresentada por OLIVEIRA *et al.* (2000) para uma situação em regime estacionário

2 OBJECTIVOS HÍDRICOS

Os modelos decisoriais contribuem para guiar os agentes de decisão na elaboração de políticas sustentáveis de exploração de recursos hídricos. O estudo desenvolvido por MIGLIARI e LOBO-FERREIRA (1997) é um primeiro passo de um modelo mais complexo a desenvolver no futuro. O seu objectivo, e também o desta comunicação, é mostrar que um modelo linear em regime permanente, mesmo não considerando os aspectos relacionados com o transporte da água, é já uma ferramenta importante para otimizar a exploração de campos de captações existentes.

A aplicação do modelo foi exemplificada para a satisfação das necessidades hídricas domésticas, industriais e agrícolas da península de Setúbal, estimadas por HP (1994). Nesse estudo foram considerados dois cenários de desenvolvimento económico e social: um cenário mais optimista (*i.e.* com maior desenvolvimento) e um cenário mais prudente (*i.e.* com menor desenvolvimento). No Quadro 1 apresentam-se os valores estimados por HP (1994) para a denominada Zona B da península de Setúbal, que engloba o concelho de Palmela.

Na aplicação que se apresenta visa-se a análise do aquífero confinado mio-pliocénico. Não foram consideradas as necessidades hídricas agrícolas, por se ter admitido que elas provinham do aquífero superficial. Para as necessidades hídricas municipais e industriais, consideraram-se os seguintes valores:

caudal a satisfazer para o cenário de menores necessidades de água = $7,5 \cdot 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$

caudal a satisfazer para o cenário de maiores necessidades de água = $8,3 \cdot 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$

Quadro 1 - Necessidades de água estimadas para o concelho de Palmela

| Necessidades de água | Zona B | | Palmela | |
|----------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | Caudais máx. | Caudais mín. | Caudais máx. | Caudais mín. |
| Municipal | 41,1 | 34,5 | 13,7 | 11,5 |
| Industrial | 53 | 47,9 | 17,7 | 16 |
| Agrícola | 84,7 | | 28,2 | |

NB: (valores referentes ao ano 2000, segundo HP (1994), em $\text{m}^3 \cdot 10^6$)

3 FORMULAÇÃO DO PROBLEMA DE GESTÃO

O problema de gestão consistiu, como já foi referido anteriormente, na determinação da melhor política de extracção de águas subterrâneas do aquífero confinado mio-pliocénico, por forma a satisfazer as necessidades de água domésticas e industriais no horizonte em análise, exemplificadas para o ano 2000 segundo as estimativas de HP (1994), sem causar esgotamento de reservas ou outras situações ambientais negativas, como por exemplo a indução de recargas de menor qualidade. Tiveram-se em consideração as características e os limites físicos dos sistemas aquíferos da península de Setúbal. Formulou-se o problema de optimização do seguinte modo:

Variáveis de decisão

Q_n = caudal de extracção na captação n

Função objectivo

$$\min z = \sum_n C_n Q_n$$

onde C_n são pesos ou coeficientes de penalização aplicados a cada captação de forma a se poderem determinar as captações mais desfavoráveis e as mais convenientes. Orientou-se a selecção dos coeficientes de penalização em função dos dados de produtividade das captações.

Restrições

Objectivo hídrico: satisfação das necessidades de água

$$\sum_n Q_n = D$$

onde D é o valor total da procura. Foram considerados os objectivos de cada cenário de desenvolvimento apresentado (*cf.* Quadro 1).

Capacidade de extracção

$$Q_n \leq Q_n^*$$

onde Q_n^* é o caudal de dimensionamento da captação n

Restrições relativas aos rebaixamentos

$$s_m \leq s_m^*$$

onde o termo do lado direito representa o máximo rebaixamento admitido ou fisicamente possível na captação m.

Estabeleceram-se as restrições de rebaixamento de acordo com o seguinte conjunto de prioridades:

o nível de água não pode baixar além da cota do primeiro ralo, a contar da superfície do solo;

as captações profundas não podem provocar o esvaziamento de formações aquíferas mais superficiais, que fornecem água a poços e furos de poucos metros de profundidade, satisfazendo as necessidades de água da agricultura.

Rebaixamentos excessivos aumentariam a infiltração de águas de menor qualidade, com contaminantes provenientes do aquífero superior.

Ignorou-se a interacção águas superficiais - águas subterrâneas uma vez que não há rios ou zonas húmidas importantes na região em estudo. Em caso contrário a sua protecção teria sido uma das prioridades a ter em consideração nas restrições sobre rebaixamentos.

4 SOLUÇÃO DO PROBLEMA DE GESTÃO

Como é conhecido, para um aquífero confinado não há inconveniente matemático em se usar o princípio da sobreposição, uma vez que é válida a linearidade da equação do escoamento. De acordo com a definição de MADDOCK III (1972), o rebaixamento em regime permanente no local m, é expresso por:

$$s_m = \sum_n R_{mn} Q_n$$

onde R_{mn} é um elemento genérico da matriz de resposta do sistema hidrogeológico (em regime permanente) e representa o rebaixamento no local m devido a uma solicitação unitária atribuída à captação n. A matriz de resposta necessita de ser gerada apenas uma vez, anteriormente ao processo de optimização. Aplicando as restrições de rebaixamento e relacionando-as com os coeficientes de influência da matriz de resposta gerada, o comportamento hidráulico do aquífero, ou melhor o comportamento simulado, é incorporado no modelo de optimização:

$$s_m = \sum_n R_{mn} Q_n \leq s_m^*$$

A matriz de resposta do aquífero confinado mio-pliocénico de Palmela foi gerada usando um modelo de escoamento desenvolvido para a península de Setúbal, com o programa MODFLOW (cf. MCDONALD e HARBAUGH, 1988), por OLIVEIRA, MOINANTE e LOBO-FERREIRA (1994). Na Figura 2 apresenta-se a malha do modelo, formada por elementos de 1×1 km, e a localização das captações.

Na Figura 3 apresenta-se o critério usado para gerar os coeficientes de penalização da função objectivo, visando-se determinar a localização mais conveniente das captações em função da sua produtividade. Admitiram-se quatro intervalos de produtividades. Foram atribuídos a cada intervalo coeficientes de penalização apropriados.

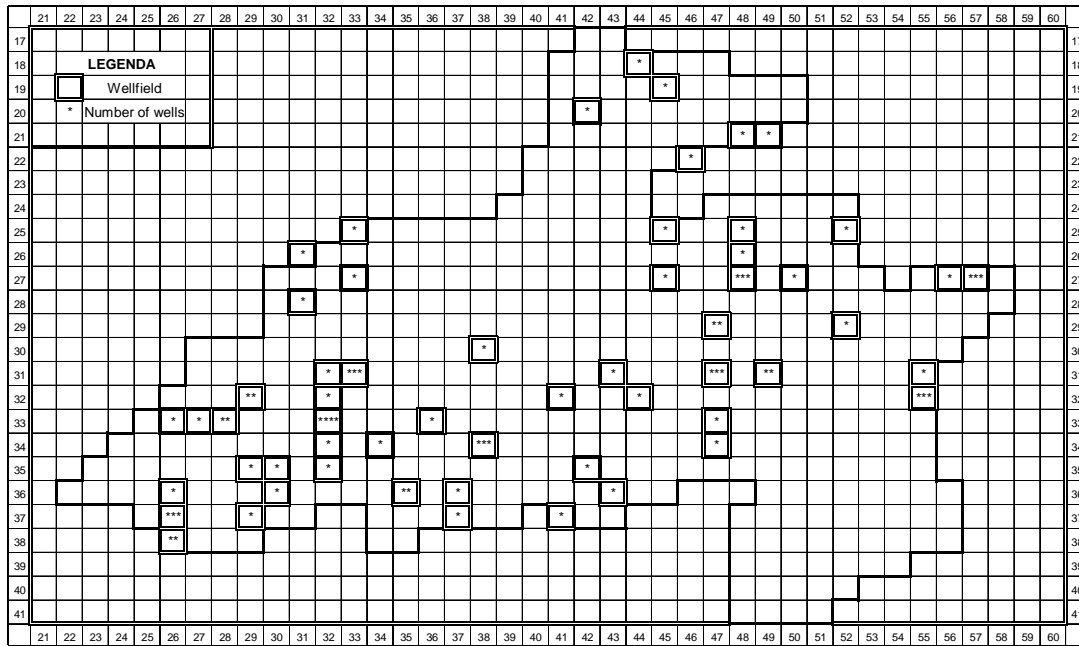


Figura 2 - Localização das captações na malha do modelo

A Figura 4 mostra as restrições de bombagem assumidas por razões do equipamento hidráulico existente nas captações. Foram também introduzidas as restrições de rebaixamento função da cota dos ralos. Finalmente, as restrições adoptadas dependeram ainda dos restantes critérios de gestão (para evitar um esvaziamento excessivo do aquífero superficial, e não aumentar a vulnerabilidade do aquífero confinado mio-pliocénico). Contudo, estas últimas restrições são muito menores que as primeiras.

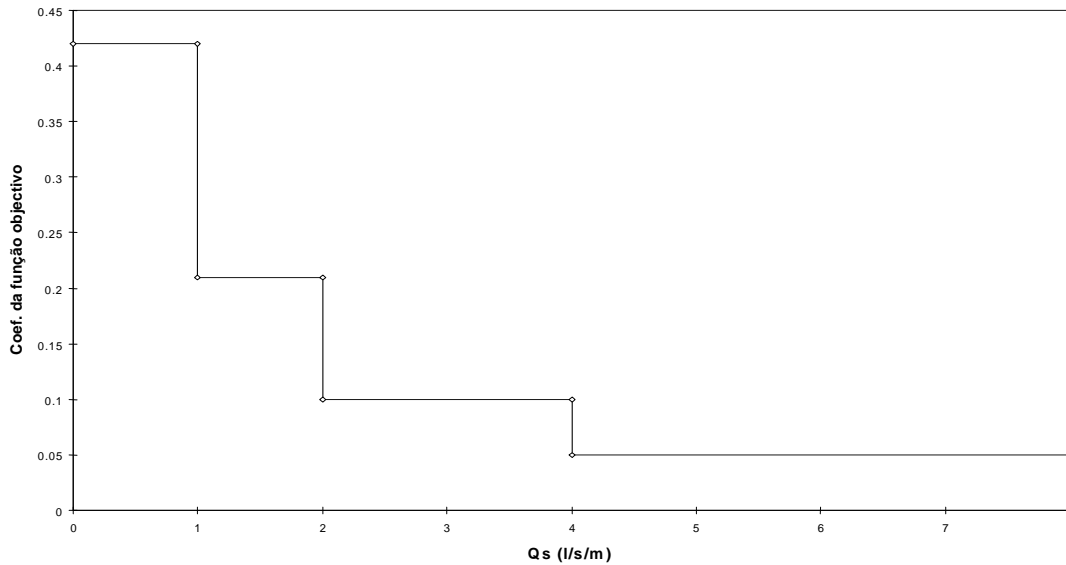


Figura 3 - Coeficientes de penalização atribuídos com base nas produtividades das captações

O problema de optimização linear foi resolvido com um algoritmo *simplex*, utilizando o programa LINDO (cf. SCHRAGE, 1991), para os objectivos hídricos relacionados com os cenários de menor e de maior desenvolvimentos. Na Figura 5 (extraída de MIGLIARI e LOBO-FERREIRA, 1997) apresenta-se um exemplo dos resultados obtidos para o cálculo dos caudais de bombagem optimizados, para o cenário de maior exploração. Outros resultados, obtidos por MIGLIARI e LOBO-FERREIRA (1997), são apresentados, como exemplo, na Figura 6 São relativos à distribuição dos rebaixamentos provocados pelo cenário de maior exploração.

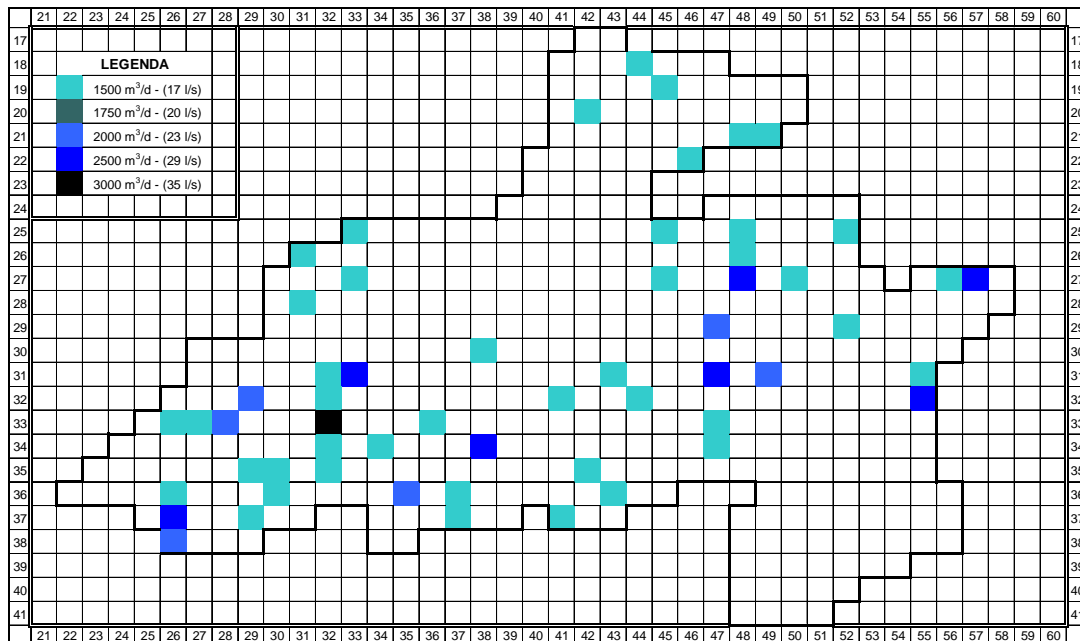


Figura 4 - Exemplo das restrições do modelo de gestão de Palmela: caudais de bombagens

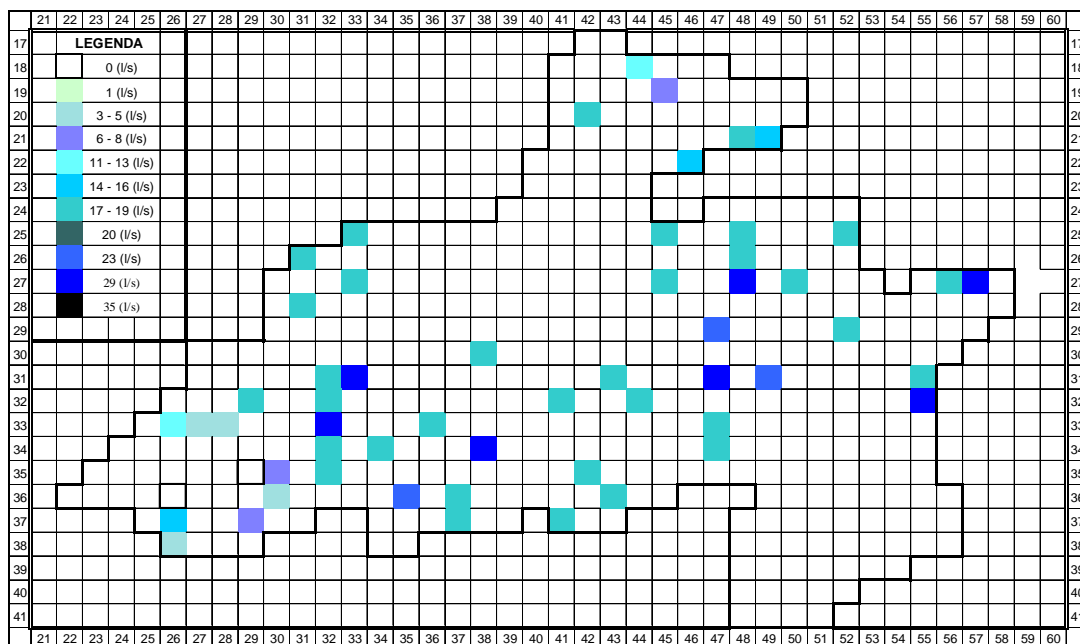


Figura 5 - Exemplo de resultados do modelo de gestão de Palmela: caudais de bombagens otimizados, para o cenário de maior exploração

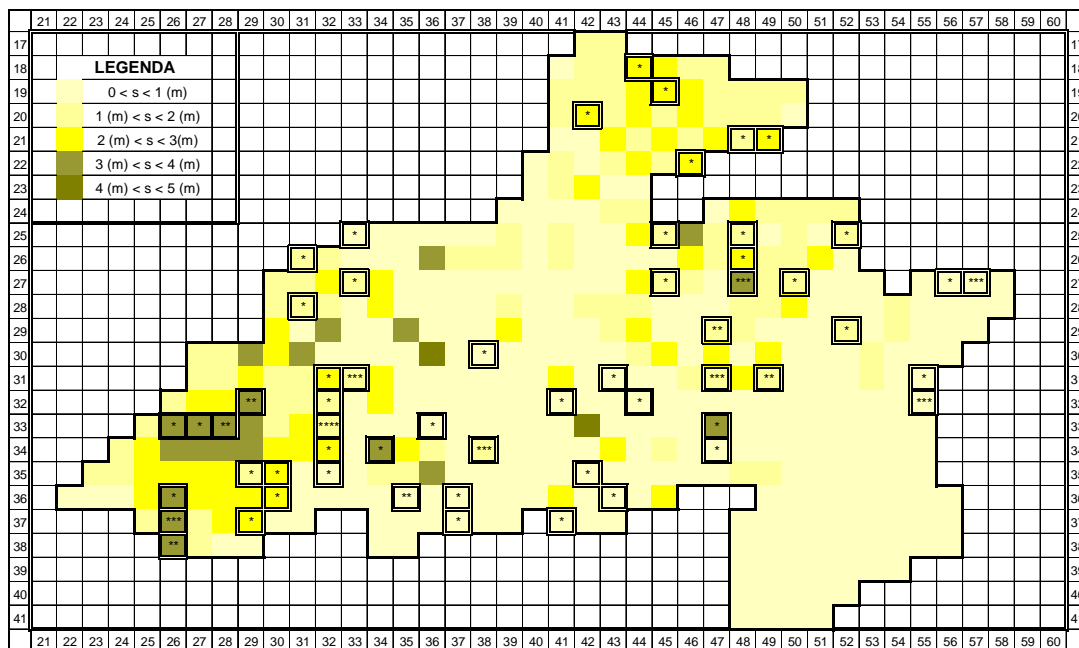


Figura 6 - Exemplo de resultados do modelo de gestão de Palmela: rebaixamentos provocados pelo cenário de maior exploração.

5 SÍNTESE, CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA MELHORAR O MODELO APRESENTADO

Em MIGLIARI e LOBO-FERREIRA (1997) apresentou-se um modelo de gestão linear em regime permanente desenvolvido para o cálculo de uma política otimizada de exploração das captações profundas de águas subterrâneas que abastecem o concelho de Palmela. Após minimização da função objectivo escolhida, o modelo permitiu satisfazer os requisitos de dois cenários de desenvolvimento previstos por HP (1994) para o concelho de Palmela, no ano 2000. O processo de optimização foi induzido por coeficientes de penalização relacionados com os dados disponíveis da produtividade das captações, tendo-se visado a identificação dos locais de maior produtividade. Como resultado, quantitativamente mais consistente com os objectivos seleccionados, obteve-se a localização das captações no sector noroeste da área de estudo.

A área noroeste poderá estar, eventualmente, afastada de centros de consumo de água, como por exemplo a fábrica da Ford-WV.

Trata-se de uma limitação do modelo de gestão apresentado, que poderá, num desenvolvimento futuro, vir a ser mitigada introduzindo-se na função objectivo coeficientes de penalização relacionados com a distância existente entre as zonas de captação e as áreas de consumo. Não se dispunha em 1997, ano de elaboração do estudo apresentado por MIGLIARI e LOBO-FERREIRA (1997), de dados desagregados e de objectivos hídricos, *i.e.* de um mapa com os centros e os respectivos valores de consumos de água do concelho de Palmela. Não se dispunha também de informação sobre as características da rede de distribuição de água.

Dispondo-se destes dados poder-se-á, caso haja interesse institucional para tal, reequacionar a função objectivo e as restrições do modelo apresentado, incluindo a análise dos consumos hídricos agrícolas, que se consideram provenientes do aquífero livre superficial. Nesse caso, um modelo de gestão mais complexo poderá vir a ser desenvolvido com o objectivo de se optimizarem as extracções de águas subterrâneas para o abastecimento doméstico, industrial e agrícola da península de Setúbal, no período 2001-2020. Tal estaria de acordo com os objectivos e os programas de acção recentemente estabelecidos nos Planos de Bacia Hidrográfica dos rios Tejo e do rio Sado, financiados pelo Instituto da Água e pela Direcção Regional do Ambiente e Ordenamento do Território do Alentejo (e cuja discussão pública se desenvolveu no primeiro semestre de 2001).

O novo modelo de gestão poderia, em primeiro lugar, incluir uma análise em regime variável dos sistemas aquíferos existentes na península de Setúbal, incluindo o aquífero superficial livre, de forma a se poderem gerar

matrizes de influência para diversos períodos de *stress* hídrico, no período 2001 - 2020. Em segundo lugar os rebaixamentos induzidos no aquífero livre deveriam ser comparados com a espessura saturada do próprio aquífero, por forma a se poder avaliar com rigor se a transmissividade pode ser considerada constante na equação de base do escoamento subterrâneo. Dito de outro modo, se a aplicabilidade da condição linear ao aquífero superficial carece de validação. Se os rebaixamentos no aquífero superficial não forem pequenos quando comparados com a própria espessura saturada do aquífero, então a geração de apenas uma matriz de resposta anteriormente à aplicação da fase de optimização não é suficiente. Os coeficientes de influência deverão, nesse caso, ser reavaliados durante o processo de optimização e a solução obtida iterativamente. Ou então poder-se-á considerar uma nova equação, por exemplo consultando as sugestões apresentadas por MADDOCK (1974), que incluía as características de não-linearidade do aquífero livre.

AGRADECIMENTOS

Agradece-se o apoio financeiro tanto do LNEC como da Comissão Europeia para o desenvolvimento dos estudos de base e a elaboração desta comunicação, suportados pelo Projecto de Investigação Programada do LNEC intitulado "Gestão Optimizada de Aquíferos" (Proc. 607/11/13098), durante o quinquénio 1996/2000, o qual contou com a colaboração do Ing. Emanuele Migliari, Bolseiro Comunitário (DGXII) do Programa LEONARDO - Projecto SPES/UETP TECHWARE-Itália, em 1996 e 1997.

Agradece-se à Prof. Maria da Conceição Cunha, da Universidade de Coimbra a revisão do texto relativo à *Gestão Optimizada de Aquíferos*, Capítulo Quinto de LOBO FERREIRA (2000), de onde se extraiu e adaptou esta comunicação.

BIBLIOGRAFIA

HP – "Estudo de caracterização dos aquíferos e dos consumos de água na península de Setúbal". Lisboa, Hidrotécnica Portuguesa, Estudos e Projectos de Engenharia, Lda., 1994.

LOBO FERREIRA, J. P. – "Inventariando, Monitorizando e Gerindo de Forma Sustentável Recursos Hídricos Subterrâneos. A Situação Portuguesa, os Desafios da União Europeia e a Globalização". Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Teses e Programas de Investigação Nº 14, 2000, pp. 431.

LOBO FERREIRA, J.P. e OLIVEIRA, M.M. - "Desenvolvimento de um Inventário das Águas Subterrâneas de Portugal - Caracterização dos Recursos Hídricos Subterrâneos e Mapeamento DRASTIC da Vulnerabilidade dos Aquíferos de Portugal". Relatório Final. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Relatório nº 179/93 - GIAS, 1993, pp. 285.

MADDOCK, T. III - "Nonlinear technological functions for aquifers whose transmissivities vary with drawdown". *Water Resources Research Vol. 10, No. 4*, 1974, pp. 877- 881.

MADDOCK, T. III - "Algebraic Technological Function from a Simulation Model", *Water Resources Research, Vol 8, No 1*, 1972, pp.129 -134.

MIGLIARI, E. e LOBO FERREIRA, J. P. - "Groundwater Optimal Management. A Literature Review and an Application to Palmela Water Supply System". Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Relatório 215/97 - GIAS, 1997, pp.105.

OLIVEIRA, M.M., MOINANTE, M.J. e LOBO FERREIRA, J.P.– "Estudo da Caracterização dos Aquíferos e dos Consumos de Água na Península de Setúbal". Contribuição do LNEC para o Relatório da HP. Relatório Final. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Relatório 37/94 - GIAS, 1994, pp. 124.

SCHRAGE, L. – "LINDO User's manual, The Scientific Press", Graduate School of Business, University of Chicago, Chicago, 1991.

MONITORIZAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS NO ALENTEJO

André MATOSO

Geólogo, Chefe da Divisão de Monitorização Ambiental - Direcção Regional do Ambiente e do Ordenamento do Território-Alentejo (DRAOT-Alentejo), Rua do Eborim n.º 18 4º Piso 7004-054 Évora, +351.266.738100, andre.matoso@drarn-a.pt

Alice FIALHO

Engª dos Recursos Hídricos, Consultora da DRAOT – Alentejo, AquaEPS, Lda, Rua Fernanda Seno Lote 30 1D 7005-485, Évora, +351.266.085737, aquaeps@clix.pt, alice.fialho@drarn-a.pt

RESUMO

A Direcção Regional do Ambiente e do Ordenamento do Território-Alentejo (DRAOT-Alentejo) iniciou em 2000, a operação de uma rede de monitorização de águas subterrâneas, abrangendo a área geográfica da sua actuação.

Os pontos de monitorização localizam-se fundamentalmente nas áreas de maior produtividade hidrogeológica das várias formações geológicas do Alentejo, mas também nas de menor produtividade.

A actual monitorização é composta por uma rede de qualidade, constituída por 107 pontos de água, dos quais, 67 constituem origens de abastecimento público, e uma rede piezométrica composta por 99 pontos de observação, sendo actualmente operados pela DRAOT-Alentejo 55 pontos.

A informação recolhida, é disponibilizada ao público em www.drarn-a.pt e www.snirh.inag.pt.

Palavras Chave: Aquífero, monitorização, rede, qualidade, piezometria.

1 INTRODUÇÃO

A Direcção Regional do Ambiente e do Ordenamento do Território-Alentejo (DRAOT-Alentejo) iniciou em 2000, a operação de uma rede de monitorização de águas subterrâneas, abrangendo a área geográfica da sua actuação, face à importância de se dispor e disponibilizar informação actualizada respeitante a níveis piezométricos e a dados de qualidade desta componente dos recursos hídricos.

Esta rede de monitorização permite avaliar e prever o estado destes recursos, face às várias utilizações existentes e constitui um importante instrumento de apoio à gestão dos recursos hídricos regionais.

Toda a informação recolhida no âmbito desta rede de monitorização, é posteriormente tratada e regularmente divulgada através dos Anuários de Recursos Hídricos do Alentejo, disponíveis ao público no *site* oficial da DRAOT Alentejo, em www.drarn-a.pt.

2 ENQUADRAMENTO REGIONAL

O Alentejo, com uma população da ordem dos 530.000 hab., localiza-se no Sul de Portugal, região do país onde os recursos hídricos são menos abundantes e o período seco se faz sentir com maior intensidade.

As formações geológicas desta região são principalmente granitos, xistos, calcários cristalinos, grauvaques e quartzitos, afectados em diversas épocas por fenómenos de compressão e ou distensão, predominando os aquíferos fracturados, que se caracterizam por elevada heterogeneidade.

De acordo com a cartografia dos sistemas aquíferos de Portugal Continental [ALMEIDA *et al.*(2000)] e do projecto Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo (ERHSA) [JAN *et al.* (2003)], nesta região individualizam-se diversos sistemas aquíferos associados às seguintes unidades hidrogeológicas: Maciço Antigo e Bacia Terciária do Tejo-Sado (Figura 1).

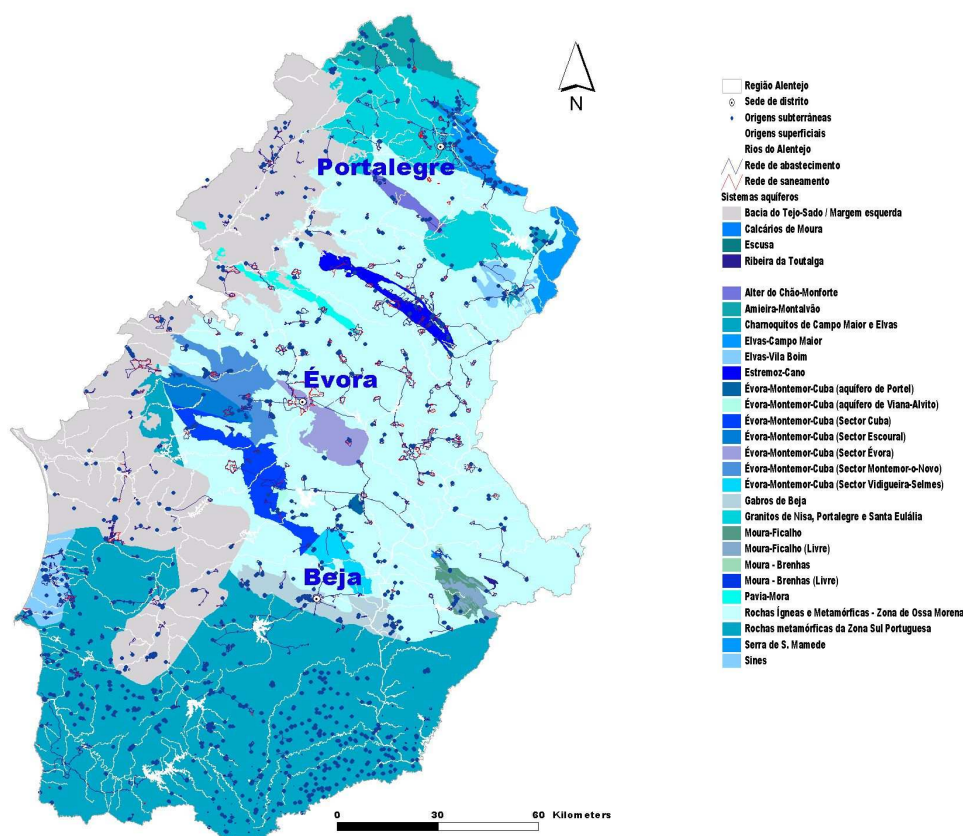


Figura 1 – Sistemas Aquíferos do Alentejo.

Os sistemas aquíferos do Maciço Antigo, apesar de muito heterogéneos, devido às características de escassez de recursos hídricos superficiais, durante o período seco, e às características de dispersão populacional desta região, têm um papel fundamental no suporte ao abastecimento público e a actividades agro-pecuárias, como é o caso dos sistemas aquíferos de Escusa, Monforte-Alter do Chão, Elvas-Vila-Boim, Estremoz-Cano, Évora-Montemor-Cuba, Gabros de Beja, Moura-Ficalho e Sines.

O sistema aquífero da Bacia do Tejo-Sado/Margem Esquerda e Bacia de Alvalade é do tipo multicamada, poroso, muito mais produtivo, se bem que nos bordos da bacia apresente um carácter mais irregular devido à menor espessura das formações que o constituem.

O abastecimento de água às populações, a partir de origens subterrâneas, faz-se actualmente com base em 1285 captações distribuídas pelos diversos sistemas aquíferos, mas também pelas zonas de menor produtividade.

Assim os pontos de monitorização localizam-se, fundamentalmente, nas áreas de maior produtividade hidrogeológica das várias formações geológicas do Alentejo, mas também nas de menor produtividade.

2.1 Rede de monitorização

A actual monitorização é composta por uma Rede de Qualidade, constituída por 107 pontos de água (entre furos, poços e nascentes), 67 dos quais constituem origens de abastecimento público. A Rede Piezométrica definida é composta por 99 pontos de observação, sendo actualmente operados pela DRAOT-Alentejo 55 pontos (Figura 2).

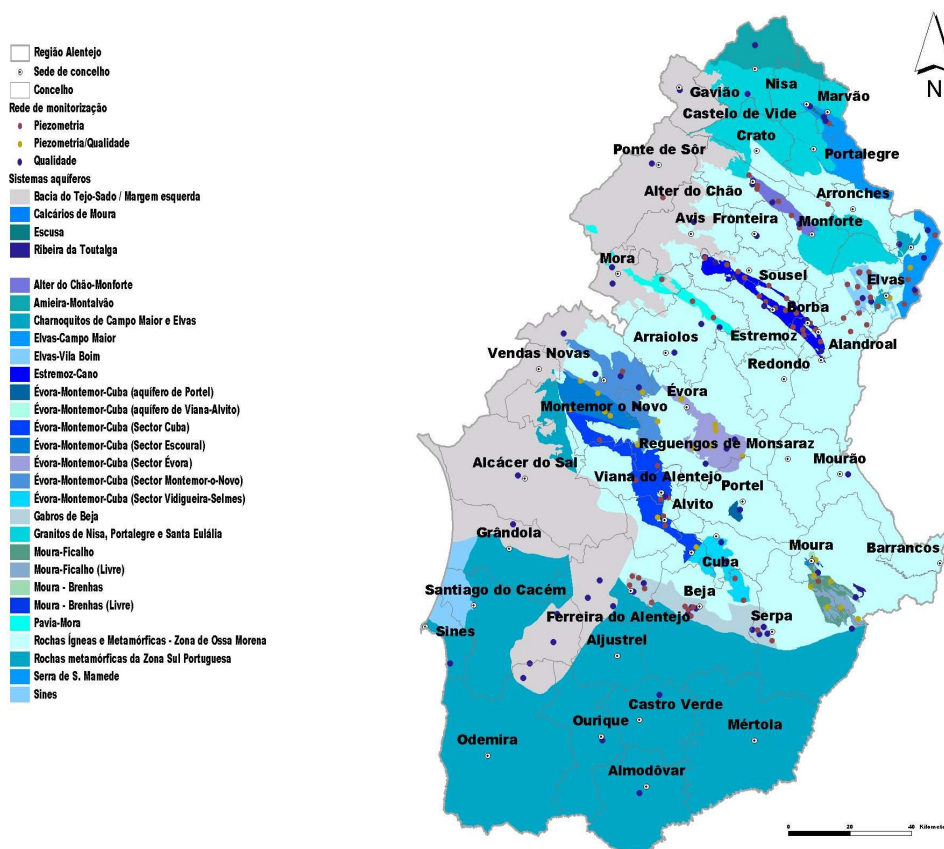


Figura 2 – Rede de Monitorização.

A amostragem na rede de qualidade realiza-se em duas campanhas anuais, correspondentes aos semestres seco e húmido. Os parâmetros analisados variam consoante a campanha de colheita: no semestre seco, entre Maio e Setembro, analisam-se os parâmetros temperatura, pH, condutividade, cloreto, sulfato, fosfato, azoto amoniacal, nitrato e nitrito; no semestre húmido, entre Outubro e Abril, além dos parâmetros anteriormente referidos, são ainda efectuadas determinações analíticas de cálcio, magnésio, sódio, potássio, bicarbonato, alumínio, manganês, ferro, cobre, e, no caso das rochas cristalinas, a sílica. Quanto a parâmetros microbiológicos, determinam-se, no semestre húmido, coliformes totais, coliformes fecais e estreptococos fecais.

3 SISTEMAS AQUÍFEROS

3.1 Rede de Qualidade

Apresenta-se uma síntese das principais características dos sistemas aquíferos e sectores sobre os quais incidem acções de monitorização e que têm vindo a revelar problemas de qualidade, principalmente a nível de

teores em nitratos. Nos gráficos com a evolução dos parâmetros cloreto, nitrato e sulfato, apresenta-se a pior e a melhor situação relativamente ao parâmetro nitrato, respectivamente à esquerda e à direita, registadas entre Julho de 2000 e Maio de 2003, com excepção dos sistemas aquíferos de Moura-Ficalho e de Évora-Montemor-Cuba (Sector de Évora), onde apenas se apresentam valores até ao último trimestre de 2002.

3.1.2 Sistema Aquífero Monforte-Alter do Chão (Figura 3)

| | |
|--|---|
| Área Total (km ²) | 69 |
| Área de Recarga(km ²) | 69 |
| Precipitação Média Anual (mm) | 604 |
| Recarga Média Anual (mm) | 82 |
| Recurso Renovável Anual (hm ³ /ano) | 5.7 |
| Litologia | Calcários e Dolomitos, Rochas básicas e ultra-básicas |
| Abastecimento Público | Alter do Chão, Monforte, Fronteira |
| Piezometria (nº pontos amostrados) | 6 |
| Qualidade (nº pontos amostrados) | 4 |

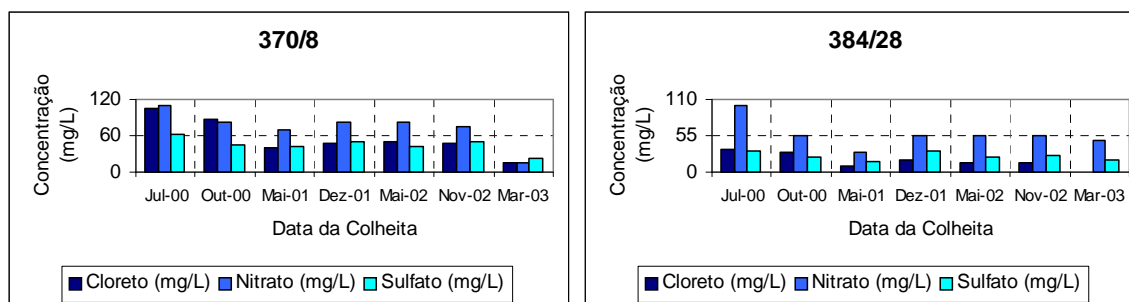
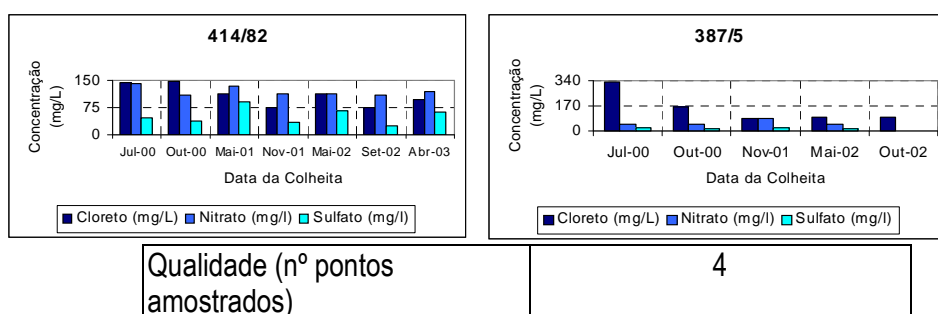


Figura 3 – Principais Características e Evolução da Concentração de Cloreto, Nitrato e Sulfato.

3.1.3 Sistema Aquífero Elvas-Campo Maior (Figura 4)

| | |
|------------------------------------|----------------------------------|
| Área Total (km ²) | 176 |
| Área de Recarga(km ²) | 176 |
| Precipitação Média Anual (mm) | 573 |
| Litologia | Depósitos terciários |
| Fácies | Bicarbonatada Calco-Magnesiânica |
| Abastecimento Público | Elvas |
| Piezometria (nº pontos amostrados) | 5 |



| | |
|----------------------------------|---|
| Qualidade (nº pontos amostrados) | 4 |
|----------------------------------|---|

Figura 4 – Principais Características e Evolução da Concentração de Cloreto, Nitrato e Sulfato

3.1.4 Sistema Aquífero Elvas-Vila Boim (Figura 5)

| | |
|--|--------------------------------|
| Área Total (km ²) | 113 |
| Área de Recarga(km ²) | 113 |
| Precipitação Média Anual (mm) | 599 |
| Recarga Média Anual (mm) | 150 |
| Recurso Renovável Anual (hm ³ /ano) | 17 |
| Litologia | Calcários |
| Fácies | Bicarbonatada Calco-Magnésiana |
| Abastecimento Público | Elvas |
| Piezometria (nº pontos amostrados) | 10 |

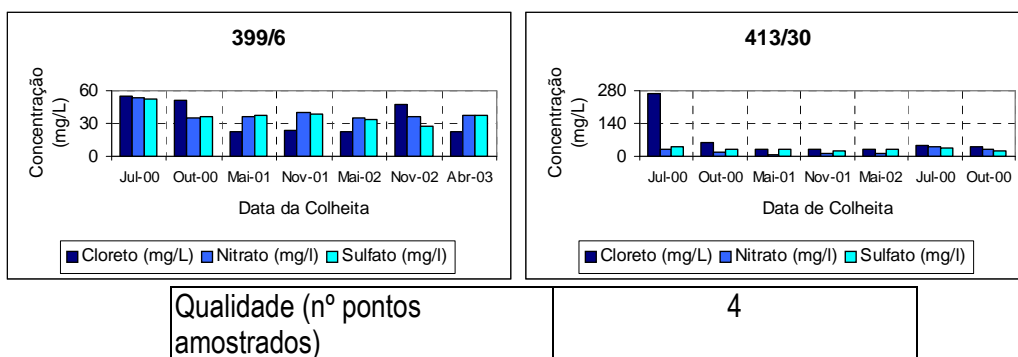


Figura 5 – Principais Características e Evolução da Concentração de Cloreto, Nitrato e Sulfato.

3.1.5 Sistema Aquífero Estremoz-Cano (Figura 6)

| | |
|--|---|
| Área Total (km ²) | 202 |
| Área de Recarga(km ²) | 202 |
| Precipitação Média Anual (mm) | 573 |
| Recarga Média Anual (mm) | 167 |
| Recurso Renovável Anual (hm ³ /ano) | 38 |
| Litologia | Calcários |
| Fácies | Bicarbonatada Cálcica Calco-Magnésiana |
| Abastecimento Público | Estremoz; Alandroal; Borba; Vila Viçosa; Sousel |
| Piezometria (nº pontos amostrados) | 18 |

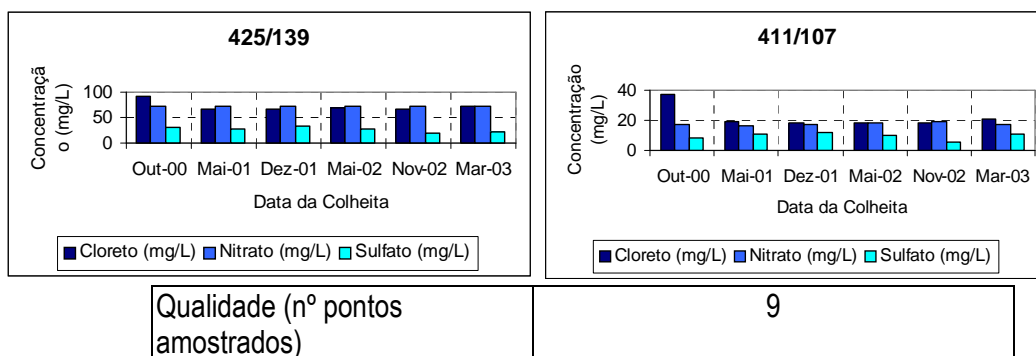


Figura 6 – Principais Características e Evolução da Concentração de Cloreto, Nitrato e Sulfato.

3.1.6 Sistema Aquífero Évora-Montemor-Cuba (Sector de Évora) (Figura 7)

| | |
|--|---|
| Área Total (km ²) | 255 |
| Área de Recarga(km ²) | 255 |
| Precipitação Média Anual (mm) | 650 |
| Recarga Média Anual (mm) | 65 |
| Recurso Renovável Anual (hm ³ /ano) | 16.6 |
| Litologia | Gnaisses; Migmatitos; Granodioritos e Quartzodioritos |
| Fácies | Bicarbonatada Mista |
| Abastecimento Público | Évora |
| Piezometria (nº pontos amostrados) | 7 |

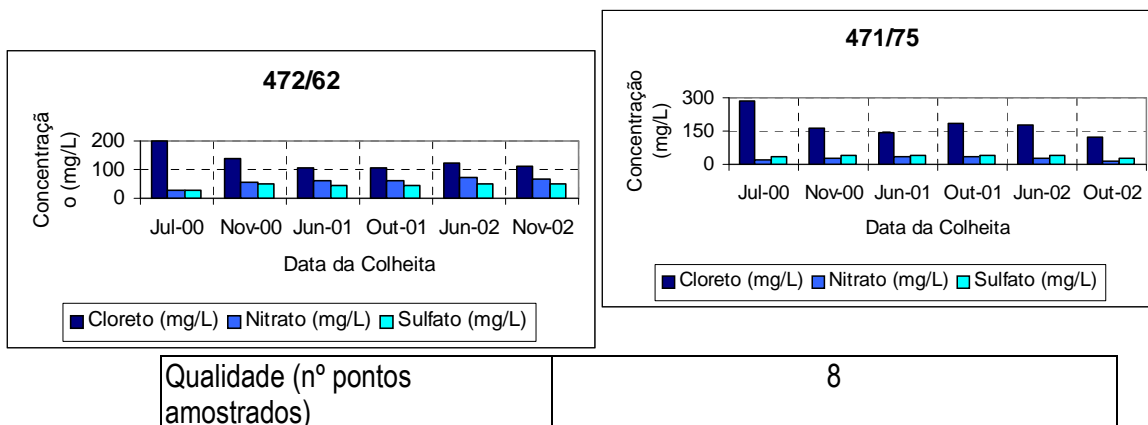


Figura 7 – Principais Características e Evolução da Concentração de Cloreto, Nitrato e Sulfato.

3.1.9 Sistema Aquífero Moura-Ficalho (Figura 8)

| | |
|--|-------------------------------------|
| Área Total (km ²) | 191 |
| Área de Recarga(km ²) | 81 |
| Recarga Média Anual (mm) | 139 |
| Recurso Renovável Anual (hm ³ /ano) | 11 |
| Litologia | Calcários |
| Fácies | Bicarbonatada Cálcico Magnesiana |
| Utilizadores | Moura |
| Piezometria (nº pontos amostrados) | 8 |

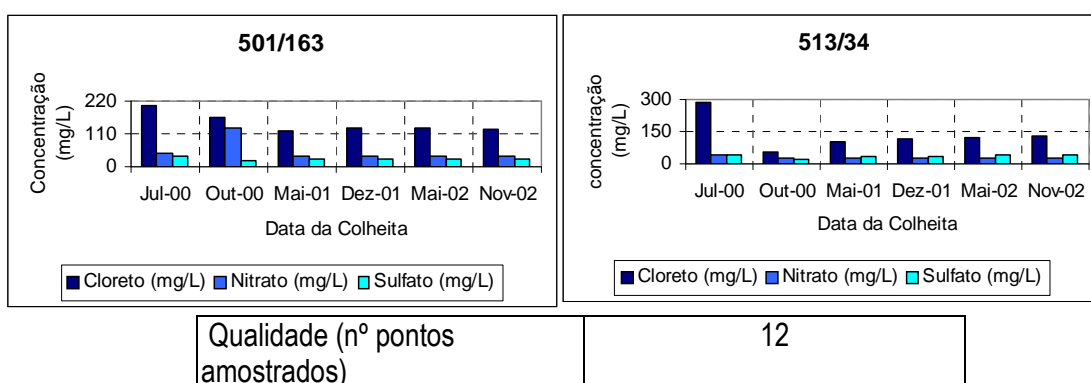


Figura 8 – Principais Características e Evolução da Concentração de Cloreto, Nitrato e Sulfato.

3.1.10 Sistema dos Gabros de Beja (Figura 9)

| | |
|--|--|
| Área Total (km ²) | 347 |
| Área de Recarga(km ²) | 347 |
| Precipitação Média Anual (mm) | 540 |
| Recarga Média Anual (mm) | 54 |
| Recurso Renovável Anual (hm ³ /ano) | 18.7 |
| Litologia | Gabros |
| Fácies | Bicarbonatada Cálcica e Calco- Magnesiana |
| Abastecimento Público | Beja; Serpa; Ferreira do Alentejo |
| Piezometria (nº pontos amostrados) | 13 |

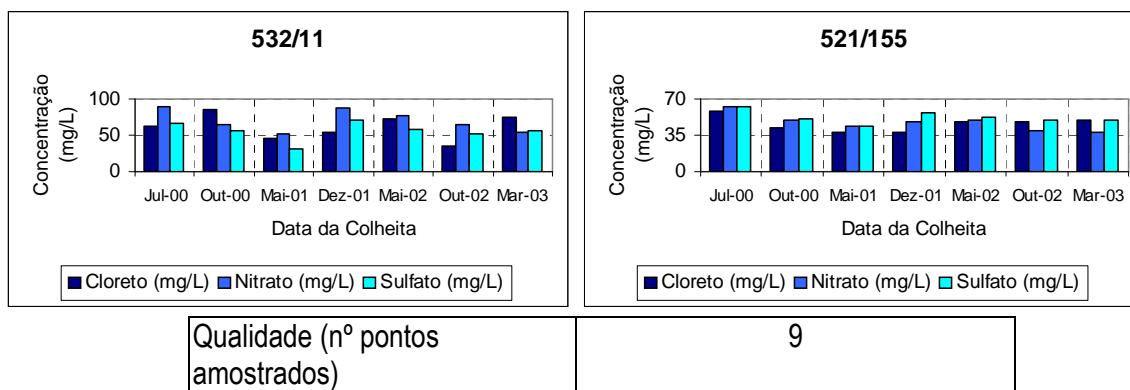


Figura 9 – Principais Características e Evolução da Concentração de Cloreto, Nitrato e Sulfato.

Com base no conhecimento da ocupação do solo nas áreas envolventes dos pontos apresentados e na análise global dos dados de monitorização, conclui-se que os valores elevados de cloretos, nitratos e sulfatos, se devem fundamentalmente à contaminação difusa de origem agrícola, podendo certas actividades agro-industriais, como por exemplo as ligadas às conservas agro-alimentares, ser também responsáveis pelo acréscimo dos valores de cloretos.

3.1.11 Origens de abastecimento público

Nas Figuras 10 e 11 apresenta-se um quadro com a classificação da qualidade da água subterrânea, correspondente a uma amostragem em 65 origens de abastecimento público que integram a rede de monitorização da DRAOT Alentejo, distribuídas por concelho; esta amostragem decorreu nos meses de Outubro e Novembro de 2002. A classificação abrange os parâmetros microbiológicos determinados no semestre húmido (coliformes totais, coliformes fecais e estreptococos fecais) e baseia-se no disposto no Artigo 15º do Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto, indicando a representação a vermelho valores superiores ao VMR (Valor Máximo Recomendado), e a verde valores iguais ou inferiores ao VMR.

| Concelho | Coliformes totais | Coliformes fecais | Estreptococos fecais |
|----------------------|--------------------------|--------------------------|-----------------------------|
| Alandroal | 0 | 0 | 0 |
| Alcácer do Sal | 26 | 0 | 0 |
| Almodôvar | 3 | 0 | 0 |
| Alter do Chão | 0 | 0 | 0 |
| | 0 | 0 | 0 |
| Alvito | 0 | 0 | 0 |
| Arraiolos | 20 | 0 | 3 |
| | 26 | 0 | 5 |
| Arronches | 0 | 0 | 0 |
| Avis | 13 | 1 | 0 |
| Beja | 22 | 3 | 4 |
| | 9 | 0 | 0 |
| | 61 | 0 | 0 |
| Borba | 2 | 0 | 0 |
| | 0 | 0 | 0 |
| Campo Maior | 11 | 2 | 0 |
| Castelo de Vide | 140 | 0 | 4 |
| | 0 | 0 | 0 |
| Castro Verde | 0 | 0 | 0 |
| Elvas | 0 | 0 | 0 |
| | 120 | 7 | 4 |
| Estremoz | 5 | 0 | 1 |
| | 0 | 0 | 0 |
| Évora | 80 | 9 | 30 |
| | 0 | 0 | 1 |
| | 5000 | 640 | 140 |
| Ferreira do Alentejo | 3 | 0 | 0 |
| | 2 | 0 | 0 |
| | 0 | 0 | 0 |
| | 0 | 0 | 0 |
| | 9 | 1 | 1 |
| Gavião | 0 | 0 | 0 |
| Grândola | 4 | 0 | 0 |
| A1 | VMR=50/100ml | VMR=20/100 ml | VMR=20/100ml |

Figura 10 – Classificação da Água para Consumo Humano.

| Concelho | Coliformes totais | Coliformes fecais | Estreptococos fecais |
|-------------------|---------------------|----------------------|----------------------|
| Marvão | 0 | 0 | 0 |
| | 70 | 0 | 0 |
| Monforte | 0 | 0 | 19 |
| | 0 | 0 | 0 |
| | 0 | 0 | 0 |
| Montemor-o-Novo | 230 | 0 | 0 |
| | 2 | 0 | 0 |
| | 0 | 0 | 0 |
| | 2800 | 620 | 330 |
| Mora | 16 | 0 | 6 |
| Moura | 12 | 0 | 0 |
| | 0 | 0 | 0 |
| Mourão | 50 | 2 | 0 |
| Nisa | 22 | 0 | 12 |
| | 60 | 7 | 1 |
| Odemira | 0 | 0 | 0 |
| Ourique | 2 | 0 | 0 |
| Ponte de Sôr | 0 | 0 | 0 |
| Portalegre | 0 | 0 | 0 |
| Portel | 3530 | 1120 | 330 |
| Santiago do Cacém | 0 | 0 | 0 |
| | 3 | 0 | 1 |
| | 24 | 15 | 1 |
| Serpa | 0 | 0 | 0 |
| | 2000 | 66 | 44 |
| | 1 | 0 | 0 |
| Sines | 3 | 0 | 0 |
| Sousel | 0 | 0 | 0 |
| Viana do Alentejo | 32 | 6 | 0 |
| Vidigueira | 2 | 0 | 0 |
| Vila Viçosa | 1 | 0 | 0 |
| | 0 | 0 | 0 |
| A1 | VMR=50/100ml | VMR=20/100 ml | VMR=20/100ml |

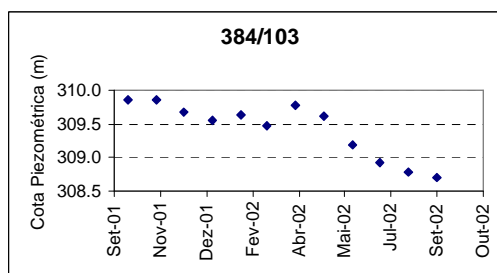
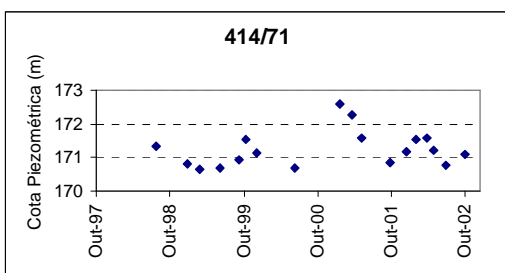
Figura 11 – Classificação da Água para Consumo Humano (Continuação).

As águas com pior qualidade na origem foram identificadas nos concelhos de Évora, Montemor-o-Novo, Serpa e Portel. Nos três primeiros casos, as captações em causa são estruturas do tipo poço, muito superficiais, suscitando-se a existência de mistura de águas; no caso de Portel, a contaminação apresentada pode eventualmente estar associada à técnica de recolha, na medida em que ainda não foi possível equipar a captação com as condições mais adequadas para este efeito.

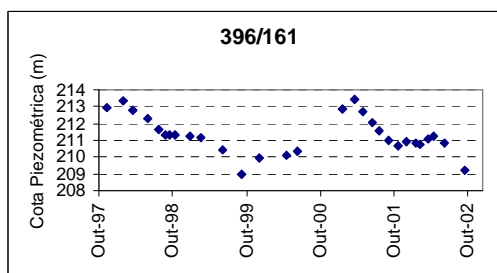
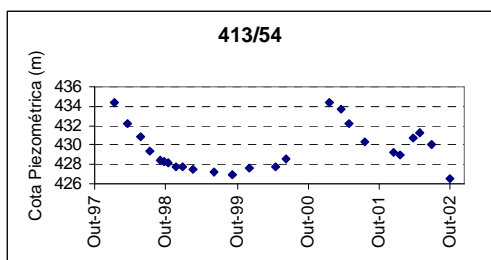
Relativamente às restantes origens, o principal problema associa-se aos coliformes totais, nos concelhos de Beja, Castelo de Vide, Elvas, Évora, Marvão, Montemor-o-Novo e Nisa.

3.2 Rede de piezometria

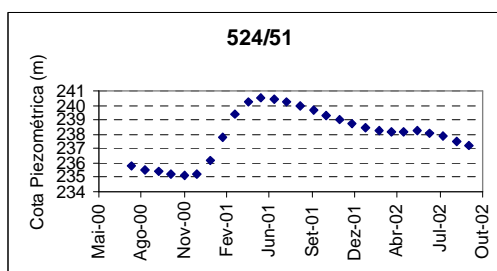
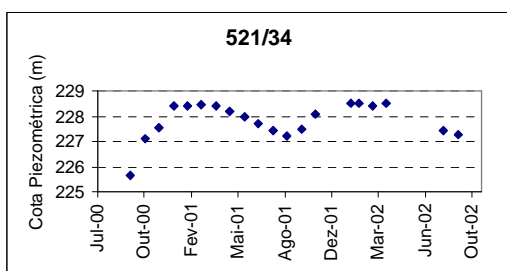
A Rede Piezométrica instalada, permite obter informação da evolução dos níveis aquíferos nos sistemas aquíferos de Monforte-Alter do Chão, Elvas-Campo Maior, Elvas-Vila Boim, Estremoz-Cano, Gabros de Beja e Moura-Ficalho, a qual se encontra representada nos gráficos seguintes (Figuras 12 a 17).



Figuras 12 e 13 - Sistemas Aquíferos de Monforte-Alter do Chão e Elvas-Campo Maior.



Figuras 14 e 15 - Sistemas Aquíferos de Elvas-Vila Boim e Estremoz-Cano.



Figuras 16 e 17 - Sistemas Aquíferos dos Gabros de Beja e Moura-Ficalho.

Da análise destes gráficos, dado tratar-se de aquíferos livres a semi-confinados, verifica-se a forte dependência da reposição dos níveis aquíferos da ocorrência de precipitação.

4 DESENVOLVIMENTOS FUTUROS

Para além das acções de monitorização levadas a cabo com um carácter convencional e periodicidade regular, a DRAOT Alentejo considera fundamental promover a instrumentação e automatização das estações da rede piezométrica, bem como de outras novas estações que se torna necessário implementar, para substituir determinados pontos que apresentam deficiências de acessibilidade e de representatividade dos sistemas aquíferos onde se localizam, dotando-as de instrumentos que permitam obter uma maior autonomia nos registos piezométricos. Assim, em 2002 iniciaram-se os procedimentos com vista à execução de 11 piezómetros e posterior automatização da aquisição de dados, no sistema aquífero da Bacia do Tejo-Sado/Margem Esquerda. Posteriormente, será desenvolvido o mesmo tipo de intervenção nos restantes sistemas aquíferos do Alentejo.

BIBLIOGRAFIA

JAN, L. et al. – Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo – ERHSA. Évora (Portugal), CCR-Alentejo, 2003.

MATOSO, A. et al. – Anuário de Recursos Hídricos do Alentejo 2001/02. Évora (Portugal), DRAOT – Alentejo, 2003.

MATOSO, A. et al. – Anuário de Recursos Hídricos do Alentejo 2000/01. Évora (Portugal), DRAOT – Alentejo, 2002.

MATOSO, A. et al. – Anuário de Recursos Hídricos do Alentejo 1999/2000. Évora (Portugal), DRAOT – Alentejo, 2001.

ALMEIDA, C. et al. – Sistemas Aquíferos de Portugal Continental. Lisboa (Portugal), Centro de Geologia da FCUL; INAG, 2000.

OS FENÓMENOS DE SECA E O ABASTECIMENTO PÚBLICO NO ALENTEJO - ACÇÕES EM CURSO E PERSPECTIVAS FUTURAS

Augusto Marques da COSTA

*Hidrogeólogo, Assessor Principal do Departamento de Hidrogeologia do IGM – Instituto Geológico e Mineiro, Estrada da Portela –
Zambujal – 2721-866 ALFRAGIDE, +351.21.4705541, augusto.costa@igm.pt*

André MATOSO

*Geólogo, Chefe da Divisão de Monitorização Ambiental - Direcção Regional do Ambiente e do Ordenamento do Território Alentejo
(DRAOT-Alentejo), Rua do Eborim n.º 18 4º Piso 7004-054 Évora, +351.266.738100, andre.matoso@drarn-a.pt*

Alice FIALHO

*Eng^a dos Recursos Hídricos, Consultora da DRAOT – Alentejo, AquaEPS, Lda, Rua Fernanda Seno Lote 30 1D 7005-485, Évora,
+351.266.085737, aquaeps@clix.pt; alice.fialho@drarn-a.pt*

RESUMO

A última seca grave observada no Alentejo terminou após o Verão de 1995, com restrições severas na distribuição de água às populações em vários municípios, tais como Serpa (apenas 2 ou 3 horas de abastecimento por dia) e Beja.

Estas situações resultam principalmente de:

- Grandes rebaixamentos observados nos furos de captação, que se traduzem em períodos de funcionamento cada vez menores;
- Diminuição dos volumes de água armazenados nas principais albufeiras que constituem origens de abastecimento público, conduzindo a situações graves de degradação da qualidade, devido a fenómenos de eutrofização.

Para minimizar os efeitos destes fenómenos, importa aproveitar todas as estruturas naturais (aquíferos) ou artificiais (barragens) susceptíveis de armazenar água, de modo a poder ser utilizada nesses períodos de escassez e adoptar diversas acções minimizadoras, que se reflectam nos seguintes aspectos:

- a) Melhorar a eficiência dos sistemas de captação, adução e distribuição de água;
- b) Diversificação das origens de água destinada ao abastecimento público;
- c) Definir e implementar zonas de protecção das captações destinadas ao abastecimento público;
- d) Monitorizar os aquíferos explorados e as captações de abastecimento público, no que respeita a níveis piezométricos e a caudais de extracção;
- e) Reduzir as quantidades de contaminantes nas áreas de recarga de aquíferos e, simultaneamente, intensificar a sua exploração de forma a fazer baixar a concentração de nitratos na água subterrânea por diluição;
- f) Avaliar a viabilidade de implementação de sistemas de abastecimento com origens mistas.

Palavras Chave: Alentejo, seca, abastecimento, populações, minimização.

1 INTRODUÇÃO

O abastecimento público na região Alentejo tem tido uma grande evolução nas últimas décadas, sobretudo no que respeita à população servida. Contudo persistem alguns problemas e emergem outros, sobretudo no que respeita aos níveis de garantia do abastecimento e no que respeita à qualidade da água distribuída. Alguns trabalhos de investigação recentemente desenvolvidos, inserem-se neste quadro de melhoria dos níveis de atendimento e de melhoria da qualidade do abastecimento. Nesta comunicação apresentam-se algumas linhas de acção em curso ou que se encontram prefiguradas nas conclusões do Projecto *Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo* (ERHSA) [JAN *et al.* (2003)], em articulação com os Planos de Bacia Hidrográfica (PBH).

2 HIDROGRAFIA

A região Alentejo distribui-se principalmente pelas bacias hidrográficas dos seguintes rios: (Figura 1)

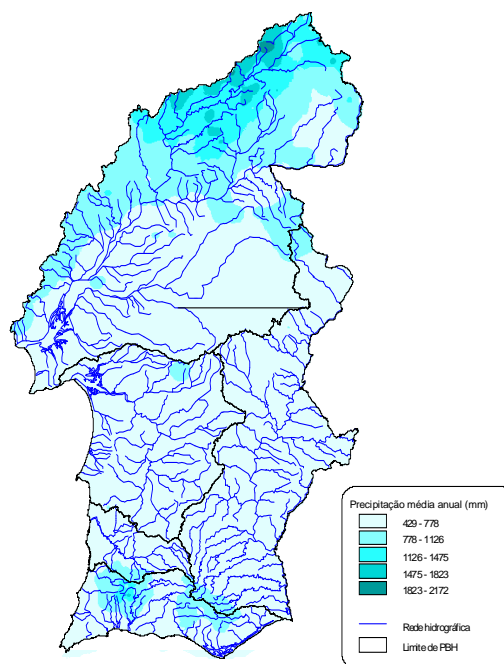


Figura 1 – Bacias Hidrográficas dos Rios Tejo, Guadiana, Sado, Mira e Ribeiras do Algarve;

Distribuição da precipitação média anual no Alentejo.

- Tejo (6.747 km², correspondente a 25% da área do Alentejo);
- Guadiana (10.164 km², correspondente a 37.7 % da área do Alentejo);
- Sado (7.258 km², representando 27% da área do Alentejo);
- Mira (1.579 km², representando 5.9% da área do Alentejo).

3 PRECIPITAÇÃO

A região é caracterizada pela existência de vastas áreas de precipitação total anual média baixa, como se pode observar na Figura 1. Na mesma, pode constatar-se uma diminuição deste parâmetro climático de Norte para Sul e de Oeste para Leste, condicionada principalmente pela distância ao Oceano Atlântico e pela orografia, existindo algumas áreas com precipitações médias anuais inferiores a 500 mm/ano.

A distribuição da precipitação ao longo do ano é marcadamente sazonal, caracterizada por uma concentração de cerca de 80% do total anual no período húmido (Outubro a Março). Além disso, a irregularidade deste factor ao longo do ano também se reflecte no facto de o número de dias por ano, com precipitação acima dos 10 mm/dia, variar entre 11 e 43 dias por ano.

A irregularidade interanual da precipitação é evidenciada pela razão entre os totais anuais em anos húmido e seco, sempre superior ou igual a 3.5.

4 TEMPERATURA DO AR E EVAPOTRANSPIRAÇÃO

A temperatura do ar também é um factor climático importante no que respeita aos recursos hídricos, por ter grande influência na evapotranspiração.

Por razões semelhantes às que controlam a distribuição espacial da precipitação, também a temperatura do ar aumenta de Norte para Sul e de Oeste para Leste, fazendo coincidir as áreas de mais baixa precipitação, com as de mais elevadas temperaturas médias do ar.

A temperatura média mensal dos valores médios diários, varia gradualmente ao longo do ano atingindo um máximo em Julho/Agosto, entre 21 °C e 24 °C e um mínimo entre 9 °C e 11 °C, durante Janeiro.

O número de dias com temperatura máxima diária superior a 25 °C, varia nesta região entre 50 e 120 dias, ocorrendo entre Março e Setembro.

Comparando as várias bacias hidrográficas envolvidas, conclui-se que o máximo de evapotranspiração, calculado pelo método de Penman-Monteith, se atinge na bacia do rio Guadiana, com 1240 m/ano.

5 GEOLOGIA E GEOMORFOLOGIA

Segundo Mariano Feio (1951) e Mariano Feio & Martins (1993), o Alentejo é uma peneplanície, constituída por diferentes fragmentos resultantes da fracturação. Assim a região assemelha-se a um mosaico não nivelado e as diferenças de altitude são em geral pequenas, como são os degraus que se constituem. Um dos degraus mais acentuados é o que resulta da chamada “falha da Vidigueira”, que está muito bem marcado a sul da serra de Portel. Este acidente tectónico marca a separação entre o Alto (a Norte) e o Baixo Alentejo (a Sul). Ambas as sub-regiões pertencem à mesma peneplanície, uma vez que se nivelam a Leste (na margem esquerda do rio Guadiana).

Do ponto de vista geotectónico, o Alentejo é essencialmente constituído pelo Maciço Ibérico, representando o sector mais contínuo do substrato Varisco Europeu. Também inclui a bacia Mesozóica de Santiago do Cacém, definida por diversos pequenos afloramentos, constituindo uma área reduzida (menos de 0.1% da área total da região) de rochas essencialmente carbonatadas de idade Jurássica. A maior parte da área desta bacia sedimentar encontra-se sob coberturas Terciárias e Quaternárias, essencialmente detríticas, o que justifica a importância hidrogeológica desta bacia. Estas coberturas desenvolvem-se numa faixa litoral descontínua, frequentemente pouco espessa, indiscriminadamente sobre formações Mesozóicas e Paleozóicas.

No interior, algumas depressões tectónicas estão preenchidas com depósitos Terciários, geralmente muito argilosos e pouco espessos (18 m ou menos). A bacia de Alvalade constitui uma excepção: a profundidade do substrato é maior e constituem-se várias camadas porosas, originando níveis aquíferos confinados (aquífero Alvalade-Ermidas). As outras depressões tectónicas (como Moura-Marmelar, Montoito e pequenas partes da bacia de Badajoz), por vezes originam pequenos aquíferos de interesse local. Algumas formações basais da bacia sedimentar Terciária do Tejo, no Norte desta região, bem como os depósitos Cenozóicos da bacia sedimentar do Tejo e Sado, no sector Noroeste da região, constituem vários níveis aquíferos importantes.

No que respeita ao soco, segundo Julivert *et al.* (1974), definem-se cinco zonas principais Variscas na Península Ibérica e três destas estão representadas no Alentejo. De Norte para Sul estas zonas geotectónicas são:

- Zona Centro Ibérica (ZCI), que ocupa menor extensão e é composta pelo chamado “Grupo das Beiras”, constituído por xistos e metagrauques (Câmbrico). Sobre esta sequência encontram-se formações de

quartzitos, xistos argilosos e calcários, por vezes intruídos por rochas eruptivas. Estes maciços intrusivos são essencialmente ácidos, constituídos por granitos Variscos e ante-Variscos.

- Zona de Ossa-Morena (ZOM), que é constituída essencialmente por rochas metamórficas (xistos, anfibolitos, etc.) e rochas eruptivas ácidas e básicas (granitos, dioritos e gabros). Também existem pequenas áreas com outras litologias, como xistos argilosos e grauvaques, calcários, dolomitos e mármore, de idades que vão do Precâmbrico ao Devónico superior. Em algumas áreas, existem coberturas Cenozóicas, discordantes sobre as formações do soco. A ZOM cavalga a Norte a ZCI através da zona de cisalhamento Tomar-Badajoz-Córdoba e a Sul a Zona Sul Portuguesa (ZSP), através do cavalgamento de Ferreira-Ficalho;

- Zona Sul Portuguesa (ZSP), é essencialmente constituída por xistos e metagrauvaques com idades que vão do Devónico ao Carbónico inferior. Com muito menor extensão encontram-se afloramentos de rochas siliciosas, quartzitos, metavulcanitos ácidos e básicos e rochas calcárias.

Em cada uma das zonas sumariamente caracterizadas definem-se diversos sectores, como se poderá observar no capítulo da Geologia do Relatório Final do ERHSA.

6 HIDROGEOLOGIA

A compilação da informação dispersa por várias entidades sobre os recursos hídricos subterrâneos do Alentejo, seguida de um extenso trabalho de campo e de laboratório que se desenvolveu durante o ERHSA, possibilitou intensificar a caracterização dos aquíferos reconhecidos e a identificação de novos sistemas aquíferos, bem como a caracterização da aptidão hidrogeológica das principais formações geológicas. O mapa reproduzido na Figura 2 é um dos resultados do projecto SIG desenvolvido durante o ERHSA e nele estão representados os principais Sistemas Aquíferos que foram objecto de estudos específicos. A cada sistema corresponde uma Ficha de Aquífero, com informação mais detalhada, incluindo mapas a escalas maiores sobre a geologia, piezometria, hidroquímica e qualidade da água e ainda modelos conceptuais de funcionamento hidráulico e a caracterização destes recursos hídricos, nos aspectos quantitativo e qualitativo.

Em diversos destes sistemas aquíferos foram implementadas redes de monitorização específicas, de níveis piezométricos e de qualidade, para o que se construíram e equiparam piezómetros com sistemas electrónicos de medição e registo de níveis. O Instituto Geológico e Mineiro (IGM), no caso dos Sistemas Aquíferos de Monforte-Alter do Chão, Estremoz-Cano, Moura-Ficalho e Gabros de Beja, mediante o estabelecimento de um protocolo de cooperação técnica com a Direcção Regional do Ambiente e do Ordenamento do Território – Alentejo (DRAOT Alentejo), colabora na manutenção e operação destas estruturas de acordo com o programa de monitorização estabelecido pela DRAOT Alentejo.

Apesar de algumas dificuldades e restrições, tem sido possível ao IGM articular algumas das redes de monitorização criadas durante o ERHSA, com outros projectos de âmbito mais local, como o projecto FCT *Metodologias para o Desenvolvimento do Parque Natural Hidrogeológico de Moura* (PNAT/1999/CTE/15040).

De uma forma muito geral pode dizer-se que o Alentejo é uma região muito heterogénea no que respeita a recursos hídricos subterrâneos, principalmente resultante da diversidade litológica da região e das suas características tectónicas. Mesmo alguns aquíferos que se constituem em depósitos sedimentares Cenozóicos têm algum controlo tectónico e algumas dessas falhas desempenham um importante papel no escoamento hídrico subterrâneo, além de terem estado na origem das depressões tectónicas posteriormente preenchidas. Contudo, a maior parte dos aquíferos da região são fissurados e, entre estes, os que se originaram em rochas carbonatadas foram particularmente beneficiados, no que respeita à permeabilidade pelo desenvolvimento de processos de carsificação. Em alguns dos casos estudados com maior detalhe, verificou-se também que a acção conjunta da carsificação e da actividade tectónica, associada a condições geomorfológicas favoráveis, aumentaram também a respectiva capacidade de armazenamento. A título de exemplo, refira-se que em sondagem mecânica realizada na cidade de Moura, foram identificados níveis aquíferos confinados repuxantes entre os 85 e 690 metros de profundidade. Naturalmente apenas são explorados os níveis pouco profundos deste aquífero, que é o principal objecto de estudo do projecto FCT anteriormente referido.

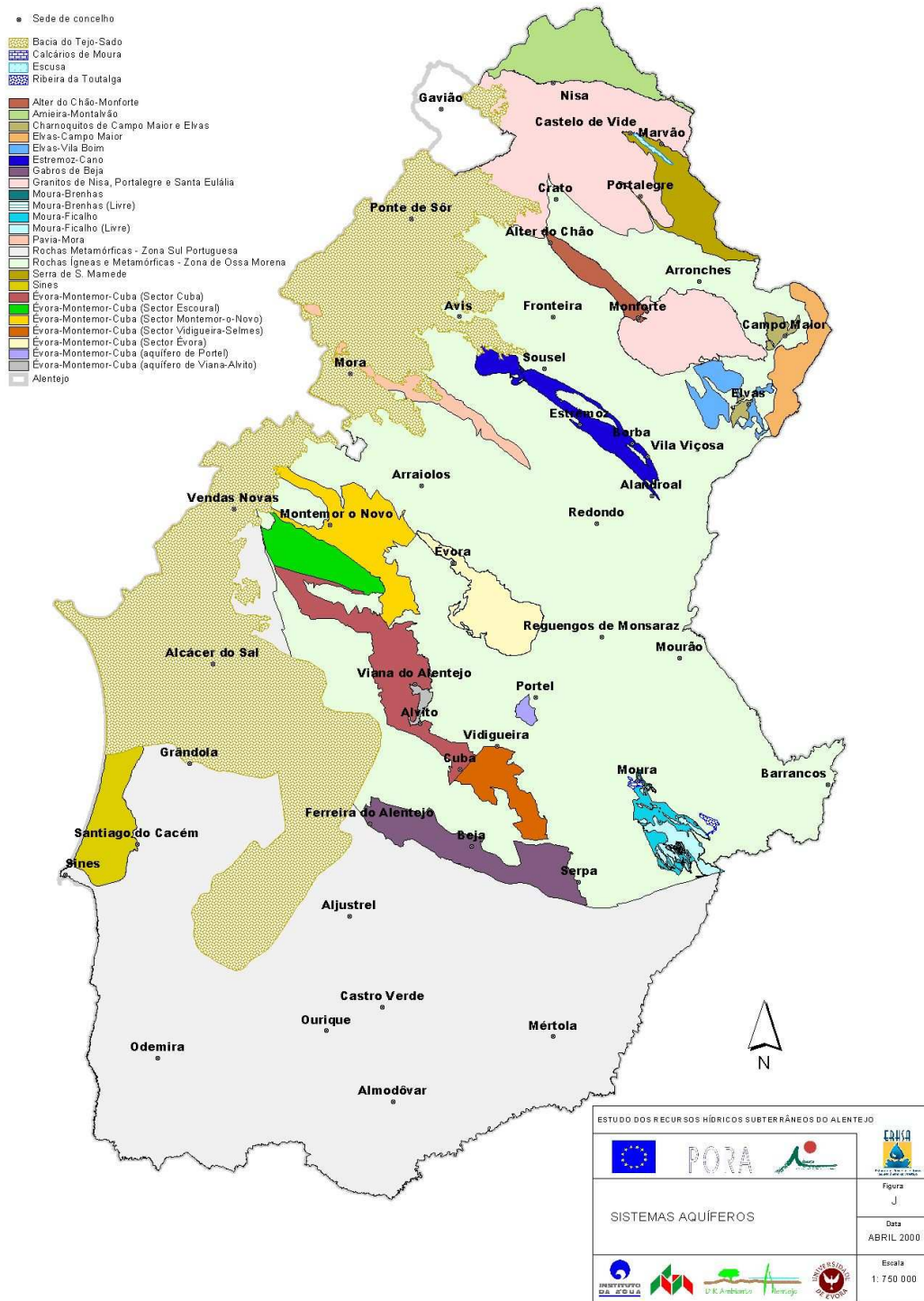


Figura 2 – Mapa dos sistemas aquíferos do Alentejo. (Adaptado do Atlas dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo – ERHSA 2003)

A maior parte do Alentejo é constituída por diferentes tipos de xistos, grauvaques e rochas eruptivas, quer ácidas quer básicas, que constituem aquíferos fissurados. Alguns destes, especialmente os que estão relacionados com as rochas básicas e ultrabásicas associadas ao cavalgamento de Ferreira-Ficalho (que separa a ZOM e a ZSP),

são particularmente produtivos e têm recursos muito significativos. Os processos de meteorização originaram uma cobertura argilosa que tem uma elevada capacidade de armazenamento de água e também, ao formar as fendas de retracção das argilas nos períodos quentes, vai abrir canais preferenciais de recarga para o sistema fissurado subjacente.

No que respeita à qualidade da água subterrânea como origem para o abastecimento público, no ERHSA foram considerados os parâmetros pH, nitrato, sulfato, dureza total, sódio, magnésio e potássio (com valores de, pelo menos VMA, definidos no Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto) e foram analisados estatisticamente dois períodos: águas altas (Inverno e início da Primavera) e águas baixas (Verão e início do Outono). No gráfico da Figura 3 apresentam-se os resultados obtidos para o período de águas altas, com base em 972 análises. Os dois períodos não diferem significativamente.

Nº de Parâmetros superiores ao VMA (águas altas)

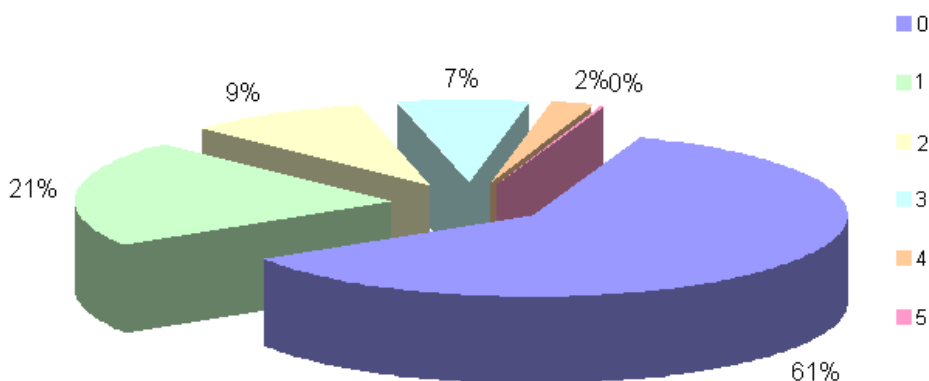


Figura 3 – Distribuição percentual das classes com o n.º de parâmetros acima do VMA para a época de águas altas.

A análise mais detalhada destes resultados permitiu identificar dois tipos de contaminação na região:

- a) Contaminação resultante de processos naturais, como as baixas taxas de infiltração eficaz associadas a elevados valores de evapotranspiração e a posterior interação água-rocha, que justifica alguns excessos de cloreto e sulfato, em particular a sul, onde as disponibilidades hídricas também são em geral menores;
- b) Contaminação de origem antropogénica, que se traduz especialmente ao nível da concentração do ião nitrato.

Esta última está predominantemente relacionada com a actividade agrícola e com desajustamentos na utilização de fertilizantes. A análise da distribuição espacial deste parâmetro denuncia esta relação e levanta algumas suspeitas no que respeita a outros contaminantes também utilizados nesta actividade, mas que não tiveram a mesma abordagem sistemática no âmbito do ERHSA.

A concentração em nitratos nas águas subterrâneas são já preocupantes. De facto, em alguns dos aquíferos importantes da região, como é o caso dos Gabros de Beja, já existem vastas áreas com concentrações bastante acima dos 50 mg/L (VMA), sobre o que haverá outras comunicações.

Ainda de acordo com os resultados globais do ERHSA, verifica-se que a mediana dos valores determinados para o nitrato se situa entre 15 e 19 mg/L (ver Tabela 1).

O facto de os valores dos 1º, 2º e 3º quartis serem ligeiramente inferiores em período de águas altas, corroborado pela análise mais detalhada da evolução temporal deste parâmetro nos principais sistemas aquíferos, parecem denunciar a possibilidade de se iniciar um processo de regeneração destas águas mediante

a adopção do Código das Boas Práticas Agrícolas. Esta modificação urgente nas práticas agrícolas deverá ser associada à continuação ou mesmo intensificação da exploração destas origens, sem o que o efeito de diluição será mais lento.

Tabela 1 – Principais estatísticas para o nitrato na época de águas altas e águas baixas.

| Nitrato | Águas altas | Águas baixas |
|----------------|-------------|--------------|
| Nº de amostras | 972 | 506 |
| Min (mg/L) | 0.10 | 0.00 |
| 1ºQ (mg/L) | 3.10 | 5.93 |
| 2ºQ (mg/L) | 15.05 | 19.05 |
| 3ºQ (mg/L) | 43.95 | 44.08 |
| Max (mg/L) | 598.30 | 304.20 |

7 FENÓMENOS DE SECA E ACÇÕES MINIMIZADORAS

As características climáticas e geológicas do Alentejo fazem da água um recurso frequentemente escasso em vastas áreas e durante períodos de tempo mais ou menos prolongados, verificando-se ciclicamente crises no abastecimento público resultantes destes fenómenos de seca, bem como prejuízos nas actividades agrícola e pecuária, que constituem importantes sectores económicos da região.

Estas situações resultam principalmente de:

Grandes rebaixamentos observados nos furos de captação, que se traduzem em períodos de funcionamento cada vez menores;

Diminuição dos volumes de água armazenados nas principais albufeiras que constituem origens de abastecimento público, conduzindo a situações graves de degradação da qualidade, devido a fenómenos de eutrofização.

A última crise grave observada no Alentejo, terminou após o Verão de 1995 e implicou restrições severas na distribuição de água às populações em vários municípios, tais como Serpa (apenas 2 ou 3 horas de abastecimento por dia) e Beja.

Assim sendo, para minimizar os efeitos destes fenómenos naturais importa aproveitar todas as estruturas naturais (aquíferos) ou artificiais (barragens) susceptíveis de armazenar água, de modo a poder ser utilizada nesses períodos de escassez e adoptar um conjunto de acções minimizadoras, entre as quais se destacam as seguintes:

- Rever os sistemas de captação e adução de água, de forma a melhorar a sua eficiência (existem captações em funcionamento com mais de 40 anos que, como é natural, já são pouco eficientes);
- Rever os sistemas de distribuição de água, frequentemente com várias dezenas de anos e com graves perdas (em Moura, por exemplo, o consumo de água médio por habitante ultrapassa os 300 L/dia);
- Sempre que for técnica e economicamente viável, diversificar as origens de água destinada ao abastecimento público. A prática tem demonstrado que a substituição de origens subterrâneas por origens superficiais está longe de ser satisfatória (exemplo: casos de Beja e, mais recentemente, de Serpa e Alvito). Nas duas primeiras situações referidas, houve necessidade de reactivar alguns dos furos de captação, entretanto abandonados, o que já contribuiu para mais alguma degradação das mesmas;

- d) Definir zonas de protecção das captações destinadas ao abastecimento público e implementá-las legalmente, por forma a controlar as actividades potencialmente poluentes e assim contribuir para a redução da quantidade de contaminantes para as águas subterrâneas;
- e) Monitorizar as captações de abastecimento público, no que respeita a níveis piezométricos e a caudais de extracção, mediante a instalação de sensores adequados e de sistemas electrónicos de registo de dados;
- f) Monitorizar níveis piezométricos representativos da quantidade de água dos aquíferos explorados;
- g) Reduzir as quantidades de contaminantes nas origens do processo (principalmente a actividade agrícola) e, simultaneamente, intensificar a sua exploração de forma a fazer baixar a concentração de nitratos na água subterrânea por diluição;
- h) Avaliar a viabilidade de implementação de sistemas de abastecimento com origens mistas, superficiais e subterrâneas, nomeadamente nos sistemas que abastecem Beja, Évora, Serpa e Mértola.

Não foram identificadas situações de sobreexploração de aquíferos no Alentejo, de acordo com os resultados do projecto ERHSA. No respectivo relatório final sugere-se que a intensificação da exploração, desde que acompanhada de acções para controlar as quantidades de contaminantes nas origens, contribuirá para uma melhoria da qualidade da água subterrânea, devendo orientar-se os sistemas de abastecimento público neste sentido.

BIBLIOGRAFIA

- JAN, L. *et al.* – *Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo – ERHSA*. Évora (Portugal), CCR-Alentejo, 2003.
- FEIO, M. - A Evolução do Relevo do Baixo Alentejo e Algarve. Estudo de Geomorfologia. In *Com. Serv. Geol. Port.*, t. XXXII, 2ª parte, Lisboa, 303-504 pp, 1951.
- Feio, M. *et al.* - O Relevo do Alto Alentejo (traços essenciais). In *Finisterra*, Vol. XXVIII, Números 55-56, Lisboa, 149-199 pp, 1993.
- JULIVERT, M. *et al.* – Mapa tectónico de la Península Ibérica y Baleares. Escala 1/1 000 000 IGME, 1-101 pp., 1974.

DELIMITAÇÃO DE PERÍMETROS DE PROTECÇÃO DE CAPTAÇÕES DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DESTINADAS AO ABASTECIMENTO PÚBLICO DO CONCELHO DE MONTEMOR-O-NOVO

Maria João MOINANTE

*Mestre em Georrecursos, Assistente de Investigação no Núcleo de Águas Subterrâneas do DHA/LNEC
Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, Portugal
Tel: 351 21 844 3538, Fax: 351 21 844 3016, Email: mjmoicante@lneec.pt*

Luís RIBEIRO

*Professor Auxiliar, CVRM - Centro de Geossistemas do Instituto Superior Técnico
Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa, Portugal, Tel: 351 21 841 78 34, E-mail: nlrib@alfa.ist.utl.pt*

RESUMO

Apresenta-se o trabalho desenvolvido no âmbito de uma dissertação de mestrado apresentada no Instituto Superior Técnico da Universidade Nova de Lisboa, para obtenção do grau de mestre em Georrecursos (Moinante, 2002). A dissertação constitui um dos resultados do Estudo *Metodologias para a Implementação de Perímetros de Protecção de Captações de Águas Subterrâneas* (Plano de Investigação Programada do LNEC - PIP 21052).

Na definição de zonas de protecção em torno de captações de abastecimento público do concelho de Montemor-o-Novo (captações do sub-sistema de Amoreira da Torre), são aplicados três métodos analíticos, nomeadamente o método do raio fixo calculado (sugerido pela legislação em vigor), o método de Wyssling e o método de Krijgsman e Lobo Ferreira, bem como o método numérico *ASMWIN*. Os resultados obtidos são comparados entre si e com a legislação.

Por fim, é utilizada a modelação estocástica utilizando o modelo construído no *ASMWIN*, de modo a considerar a incerteza associada à distribuição da condutividade hidráulica no aquífero, resultando outras possíveis formas dos perímetros de protecção.

Palavras-Chave: Águas subterrâneas, protecção de aquíferos, método analítico, modelação numérica, modelação estocástica.

1 INTRODUÇÃO

Apesar de ser inquestionável a importância que as águas subterrâneas assumem em termos de quantidade, nem sempre é tida em conta essa importância na manutenção da sua qualidade natural.

Apesar de melhor protegidas que as águas superficiais, as águas subterrâneas, quando alcançadas por poluentes, recuperam a sua qualidade mais dificilmente e de forma mais dispendiosa, sendo igualmente dispendioso o desenvolvimento de recursos alternativos. A agravar, a poluição de um aquífero é normalmente detectada muito tempo depois de se iniciar o fenómeno de poluição, altura em que o volume de formação aquífera afectada é considerável.

Os perímetros de protecção constituem uma das formas mais antigas de proteger uma captação de água subterrânea por implicarem restrições na utilização do terreno envolvente. Com a sua definição pretende-se

evitar os elevados custos e demoras associados à recuperação das águas subterrâneas, e também proteger e garantir a sua qualidade a longo prazo de modo a assegurá-la para as futuras gerações.

2 O PERÍMETRO DE PROTECÇÃO

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

Com a delimitação dos perímetros de protecção em torno de uma captação pretende-se (a) evitar a chegada de substâncias poluentes à captação, (b) assegurar a atenuação do poluente durante o seu percurso entre o foco de poluição e a captação, por actuação dos processos naturais de diluição e de autodepuração, (c) recorrer, atempadamente, a fontes de abastecimento alternativas em caso de descargas acidentais de poluentes que coloquem em perigo o sistema de abastecimento público e (d) garantir a protecção das águas subterrâneas no interior da zona de contribuição da captação.

De um modo geral, as zonas englobadas num perímetro de protecção são, do interior para a periferia: (a) zona de protecção imediata ou de restrições absolutas, (b) zona de protecção intermédia ou de restrições máximas, e (c) zona de protecção alargada ou de restrições moderadas.

Em determinadas situações podem também ser definidas zonas de protecção especial, no caso de aquíferos cársicos ou fracturados, e zonas de protecção perante a intrusão salina, em regiões costeiras.

Em Portugal, a definição da dimensão dos perímetros de protecção encontra-se actualmente legislada no Decreto-Lei 382/99, de 22 de Setembro de 1999, que estabelece as normas e os critérios de delimitação dos *perímetros de protecção* de captações de águas subterrâneas. Este Decreto-Lei:

obriga à definição da zona de protecção imediata em todas as captações destinadas ao abastecimento público, e à definição de todas as zonas de protecção previstas no Decreto-Lei, em captações destinadas ao abastecimento público de aglomerados populacionais superiores a 500 habitantes ou cujo caudal de exploração seja superior a 100 m³/dia;

refere que a definição das zonas de protecção deve ter como base estudos hidrogeológicos e económicos que permitam definir as características do aquífero, as condições da captação e os caudais de exploração; caso não se torne possível a realização desses estudos, pode recorrer-se ao método do raio fixo calculado ou a outro método considerado mais adequado;

interdita ou condiciona, em cada uma das zonas de protecção, as actividades e instalações susceptíveis de contaminar as águas subterrâneas.

3 METODOLOGIAS DE DELIMITAÇÃO DE PERÍMETROS DE PROTECÇÃO

Apresentam-se os métodos aplicados na delimitação das diferentes zonas de protecção em redor das captações de águas subterrâneas do concelho de Montemor-o-Novo utilizadas como caso de estudo.

3.1 Raio Fixo Calculado

O raio do perímetro de protecção é definido com base numa equação analítica que utiliza o tempo de propagação do poluente até à captação. Admite-se que a captação é a única a drenar o aquífero e que não existem direcções preferenciais de fluxo, com todas as linhas de corrente a convergir para a captação.

O único parâmetro hidrogeológico necessário é a porosidade, e a equação a utilizar é a seguinte:

em que:

Q - caudal de exploração da captação (m^3/d)
 t - tempo de propagação (d)
 n - porosidade eficaz do aquífero
 H - espessura saturada na captação (m)
 r - raio do perímetro de protecção (m) (incógnita).

$$Q.t = n.\pi.H.r^2 \Leftrightarrow r = \sqrt{\frac{Q.t}{n.H.\pi}} \quad (1)$$

3.2 Método de Wyssling (considera a ocorrência de gradiente hidráulico)

Aplicável no caso de aquíferos porosos homogêneos, considerando captações em extracção e superfícies piezométricas inclinadas. Para além da porosidade utiliza também a condutividade hidráulica e o gradiente hidráulico e, recorrendo às equações apresentadas em seguida, permite determinar as distâncias de protecção a jusante e a montante da captação:

em que:

$$v_e = \frac{K.i}{n} \quad (2)$$

v_e - velocidade eficaz (m/d)
 n - porosidade eficaz

$$l = v_e.t \quad (3)$$

t - tempo de propagação (d)

$$S_0 = \frac{+l + \sqrt{l(l+8X_0)}}{2} \quad (4)$$

S_0 - distância correspondente ao tempo t no sentido do fluxo (a montante da captação) (m)

$$S_u = \frac{-l + \sqrt{l(l+8X_0)}}{2} \quad (5)$$

S_u - distância correspondente ao tempo t no sentido contrário ao do fluxo (a jusante da captação) (m).

3.3 Método de Krijgsman e Lobo Ferreira

Aplicável em aquíferos de carácter livre, incidindo particularmente na zona de protecção intermédia definida na legislação portuguesa e cuja dimensão corresponde a um tempo de propagação de 50 dias.

Krijgsman e Lobo Ferreira (2001) apresentam três equações para o cálculo das três dimensões da zona de protecção intermédia de uma captação, a montante, a jusante e também na perpendicular à direcção de fluxo, considerando:

$$x = 2.K.i.\sqrt{\frac{\pi.b.t}{Q.n}} \quad (6)$$

em que:

K = condutividade hidráulica (m/d)
 n = porosidade eficaz
 i = gradiente hidráulico (obtido a partir do nível freático)
 b = espessura do aquífero (m)
 Q = caudal de extracção ou produtividade média das formações (m^3/d)
 t = tempo de propagação (d).

$$F = \frac{2.\pi.K.b.i}{Q} \quad (7)$$

Distância de protecção a montante: $r_{m\acute{a}x} = \frac{(0,00002.x^5 - 0,00009.x^4 + 0,015.x^3 + 0,37.x^2 + x)}{F} \quad (8)$

[não devem ser utilizados parâmetros que conduzam a valores de x superiores a 18]

Distância de protecção a jusante: $r_{m\acute{i}n} = \frac{(0,042 x^3 - 0,37 x^2 + 1,04 x)}{F} \quad (9)$

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

Distância de protecção perpendicular à direcção de fluxo:
$$r_p = 4 \sqrt{\frac{Q}{nb}} \quad (10)$$

[equação do RFC substituindo t por 50 dias e que representa o valor máximo de r_p , que ocorre no caso de gradiente hidráulico nulo; sobreavalia a distância r_p (até um máximo de 15 metros) não havendo risco de subavaliação]

3.4 Programa ASWIN (Aquifer Simulation Model)

Modelo de fluxo e transporte de água subterrânea, bidimensional e de diferenças finitas.

O módulo *ASMPATH* permite efectuar o traçamento de partículas no sentido inverso ao do fluxo subterrâneo e definir as isócronas de acordo com os valores de tempo introduzidos pelo utilizador.

O *Field Generator* é uma das ferramentas de modelação disponíveis, permitindo gerar campos de valores de transmissividade e condutividade hidráulica distribuídos heterogeneamente. Possibilita ao utilizador simular estatisticamente os efeitos e influências das heterogeneidades de pequena escala desconhecidas (Chiang *et al.*, 1998).

4 APLICAÇÃO AO CASO DE ESTUDO DO SECTOR DE MONTEMOR-O-NOVO

As captações utilizadas na componente prática deste trabalho localizam-se no sector de Montemor-o-Novo do sistema aquífero de Évora-Montemor-Cuba, entidade hidrogeológica desenvolvida no Maciço Antigo e definida durante o Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo (ERHSA) (Figura 1).

O sector de Montemor-o-Novo tem uma constituição de origem ígnea e metamórfica, de idade hercínica. Em termos hidrogeológicos, corresponde a um meio heterogéneo onde a circulação da água subterrânea se assume como típica (1) de meios porosos na parte superior alterada, (2) de meios com porosidade dupla na parte intermédia, e (3) de meios fracturados na parte inferior junto à rocha sã (Fialho *et al.*, 1998).

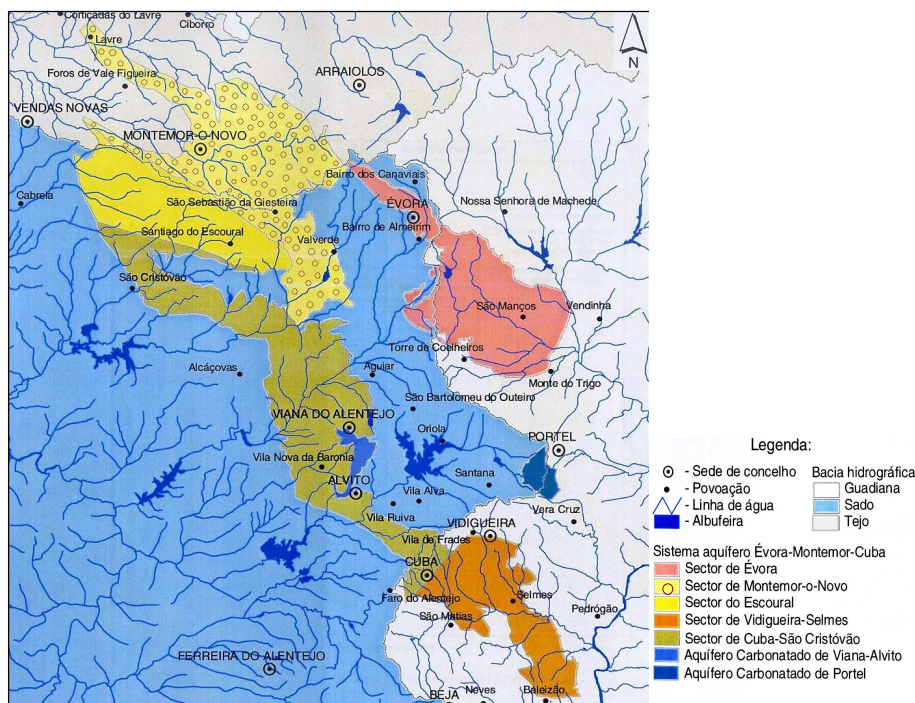


Figura 1 Localização do sistema aquífero Évora-Montemor-Cuba, do qual faz parte o sector de Montemor-o-Novo (adaptada do ERHSA).

A espessura de alteração é muito variável, entre 20 e 60 metros (comunicação oral da Dr.^a Alice Fialho, em Março de 2002) e a maioria das captações da região explora as formações alteradas. Devido ao grau de alteração que apresenta, a parte superior foi aqui considerada como aquífero livre de carácter poroso (areia argilosa), assumindo-se uma porosidade eficaz (n) de 10% (valor mínimo a atribuir a formações de natureza arenosa, segundo o Decreto-lei 382/99).

4.1 Captações de Abastecimento Público

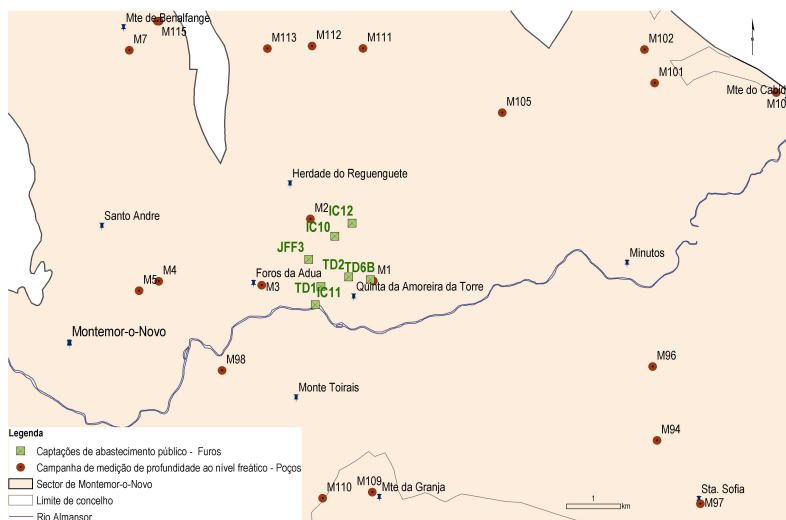


Figura 2 Localização das captações que constituem o sub-sistema de Amoreira da Torre, destinadas ao abastecimento público de Montemor-o-Novo.

Para a aplicação dos métodos de definição de perímetros de protecção, foram seleccionados sete furos do concelho de Montemor-o-Novo utilizados para abastecimento público e que constituem o sub-sistema de Amoreira da Torre (carta topográfica nº 447, na escala 1:25 000) (Figura 2).

As características dos furos são apresentadas no Quadro 1, com base em informação fornecida pela Câmara Municipal de Montemor-o-Novo.

Em Fevereiro de 2002, os furos TD1, TD2, TD6B e JFF3 encontravam-se ainda parados, apesar de já equipados.

Quadro 1 Características dos furos do sub-sistema de Amoreira da Torre.

| Furo | M (m) | P (m) | Cota do terreno (m) | Profundidade (m) | Profundidade do nível freático (m) | Profundidade da base do aquífero (m) | Espessura saturada (m) | Data |
|------|--------|--------|---------------------|------------------|------------------------------------|--------------------------------------|------------------------|------------|
| TD1 | 197396 | 187822 | 234 | 31 | 0,8 | 22 | 21,2 | 12/10/1976 |
| TD2 | 197910 | 188000 | 236 | 31 | 0,9 | 17 | 16,1 | 12/10/1976 |
| TD6B | 198310 | 187950 | 236 | 31 | 3,6 | 31 | 27,4 | 17/11/1977 |
| JFF3 | 197169 | 188326 | 238 | 45 | 1,56 | 21 | 19,44 | 05/02/1996 |
| IC10 | 197652 | 188754 | 244 | 49 | 4,3 | - | 25 | 14/02/2000 |
| IC11 | 197292 | 187483 | 219 | 85 | 3 | - | 25 | 14/02/2000 |
| IC12 | 197971 | 188998 | 250 | 65 | 5 | - | 25 | 14/02/2000 |

NOTA: os relatórios de construção dos furos IC10, IC11 e IC12, não apresentam colunas litológicas, não sendo possível determinar a profundidade do aquífero nem a espessura saturada; neste caso assumiu-se um valor de 25 metros.

Nos relatórios de execução dos furos, foram apenas encontrados dois valores de transmissividade (T): 173 m^2/dia no furo TD6B e 115 m^2/dia no furo JFF3. Com base nesses valores e no da espessura saturada, determinou-se a respectiva condutividade hidráulica: $K = 6,3 m/dia$ e $K = 5,9 m/dia$, respectivamente. Para os restantes furos assumiu-se $K = 6 m/d$.

A informação sobre os caudais extraídos nos furos foi cedida pela Câmara Municipal de Montemor-o-Novo e é referente ao ano de 2000. Em cada um dos furos IC10, IC11 e IC12, estavam previstos caudais de extracção entre 226,8 e 252 m^3/dia . Optou-se por utilizar o caudal máximo previsto. A avaliação do gradiente hidráulico (i) foi feita a partir de um Modelo Digital de Terreno (MDT) (Quadro 2).

Quadro 2 Caudais extraídos e gradiente hidráulico nos furos do sub-sistema de Amoreira da Torre.

| Furo | Caudal de extracção (m ³ /dia) | Gradiente hidráulico |
|------|---|----------------------|
| TD1 | 200,8 | 0,022 |
| TD2 | 278,8 | 0,014 |
| TD6B | 6,3 | 0,013 |
| JFF3 | 25,3 | 0,01 |
| IC10 | 252 | 0,02 |
| IC11 | 252 | 0,023 |
| IC12 | 252 | 0,034 |

4.2 Aplicação dos Métodos Analíticos na Definição dos Perímetros de Protecção

Na delimitação das três zonas de protecção aplicando os três métodos analíticos referidos anteriormente, foi utilizado o critério temporal com tempo de propagação igual a (a) 24 horas, para a zona de protecção imediata (tal como referido em ITGE, 1991), (b) 50 dias, para a zona de protecção intermédia (valor sugerido na legislação), e (c) 3500 dias, para a zona de protecção alargada (valor sugerido na legislação).

4.2.1 Análise Comparativa dos Resultados Obtidos com a Aplicação de Métodos Analíticos

Zona de protecção imediata

O Quadro 3 resume os resultados obtidos para a zona de protecção imediata, verificando-se que os valores são muito semelhantes. Os valores obtidos com o método do raio fixo calculado estão inseridos nos intervalos de valores resultantes dos outros dois métodos, tratando-se apenas de um único valor, por não considerar o gradiente hidráulico. Os resultados obtidos são muito inferiores ao valor de 40 metros referido no Decreto-lei 382/99 para a zona de protecção imediata.

Quadro 3 Resultados obtidos por aplicação dos três métodos analíticos na determinação da dimensão da zona de protecção imediata.

| Furo | Zona de protecção imediata | | | | |
|------|----------------------------|----------|---------|---------------------------|---------|
| | Raio fixo calculado | Wyssling | | Krijgsman e Lobo Ferreira | |
| | | montante | jusante | montante | jusante |
| TD1 | 5,5 | 6,2 | 4,9 | 6,5 | 4,8 |
| TD2 | 7,4 | 7,9 | 7 | 8 | 7,1 |
| TD6B | 0,9 | 1,4 | 0,5 | 1,5 | 0,4 |
| JFF3 | 2 | 2,4 | 1,8 | 2,5 | 1,7 |
| IC10 | 5,7 | 6,3 | 5,1 | 6,6 | 5 |
| IC11 | 5,7 | 6,4 | 5 | 6,7 | 4,9 |
| IC12 | 5,7 | 6,8 | 4,7 | 7,2 | 4,5 |

Zona de protecção intermédia

O Quadro 4 apresenta os resultados obtidos para a zona de protecção intermédia. Com o método do raio fixo calculado obtém-se novamente um único valor de r que é, de um modo geral, inferior aos valores obtidos nos outros dois métodos relativamente à distância a montante dos furos, e superior, no caso da distância a jusante. Esta situação não se verifica no caso dos furos TD6B e JFF3, no que respeita ao método de Krijgsman e Lobo Ferreira, por se tratarem de caudais de extracção muito baixos e por esta metodologia sugerir uma distância de protecção mínima de 25 metros, por segurança.

Aplicando o disposto no anexo do Decreto-lei 382/99 verificar-se-ia que: (a) as zonas de protecção intermédia e alargada não teriam que ser delimitadas no caso dos furos TD6B e JFF3 por apresentarem caudais de

exploração inferiores a 100 m³/dia, e (b) os resultados que se apresentam inferiores a 60 metros teriam que ser substituídos por esse valor (aquífero de tipo 2).

Quadro 4 Resultados obtidos por aplicação dos três métodos analíticos na determinação da dimensão da zona de protecção intermédia.

| Furo | Zona de protecção intermédia | | | | | |
|------|------------------------------|----------|---------|---------------------------|---------|---------------|
| | Raio fixo calculado | Wyssling | | Krijgsman e Lobo Ferreira | | |
| | | montante | jusante | montante | jusante | perpendicular |
| TD1 | 38,8 | 84 | 18 | 93,1 | 25 | 38,9 |
| TD2 | 52,5 | 77,6 | 35,6 | 85,4 | 29,2 | 52,6 |
| TD6B | 6,1 | 41,7 | 0,9 | 43,4 | 25 | 25 |
| JFF3 | 14,4 | 35,4 | 5,9 | 39 | 25 | 25 |
| IC10 | 40,1 | 80,1 | 20,1 | 88,9 | 25 | 40,2 |
| IC11 | 40,1 | 86,5 | 18,6 | 95,9 | 25 | 40,2 |
| IC12 | 40,1 | 115,9 | 13,9 | 126,8 | 25 | 40,2 |

Zona de protecção alargada

No Quadro 5 são sintetizados os resultados obtidos para a zona de protecção alargada. O método de Krijgsman e Lobo Ferreira não se aplica neste caso ($x > 18$).

Os valores obtidos por aplicação do método de Wyssling para a distância de protecção a jusante dos furos TD6B e JFF3 são muito baixos, o que se deverá aos pequenos caudais aí explorados. Por outro lado, os valores referentes à distância de protecção a montante implicam uma área muito vasta. Aplicando o disposto no Decreto-lei 382/99, os resultados inferiores a 500 metros teriam que ser substituídos por esse valor.

Quadro 5 Resultados obtidos por aplicação dos métodos do raio fixo calculado e de Wyssling na determinação da dimensão da zona de protecção alargada.

| Furo | Zona de protecção alargada | | |
|------|----------------------------|----------|---------|
| | Raio fixo calculado | Wyssling | |
| | | montante | jusante |
| TD1 | 324,9 | 4627,7 | 22,7 |
| TD2 | 439,3 | 3004,2 | 64,2 |
| TD6B | 50,6 | 2857,4 | 0,9 |
| JFF3 | 120,4 | 2072 | 7 |
| IC10 | 335,2 | 4226,6 | 26,6 |
| IC11 | 335,2 | 4777,1 | 23,5 |
| IC12 | 335,2 | 7155,7 | 15,7 |

4.3 Aplicação do Modelo Numérico *ASMWIN* na Definição dos Perímetros de Protecção

Utilizou-se o programa *ASMWIN* na construção de um modelo numérico de uma zona do sector de Montemor-o-Novo, para posterior comparação com os resultados obtidos na aplicação dos métodos analíticos. A área foi discretizada em células quadradas com 100 metros de lado (71 colunas e 57 linhas), num total de 4047 células.

O modelo considera uma única camada de espessura variável, correspondente ao aquífero livre captado, cujo topo é representado pela superfície topográfica (MDT). Os valores atribuídos aos diferentes parâmetros foram os seguintes: Piezometria inicial = MDT; Condutividade hidráulica = 6 m/d em toda a área modelada; Porosidade eficaz = 0,1, tal como nos métodos analíticos; Caudais de extracção = valores utilizados na aplicação dos

métodos analíticos, totalizando um caudal captado de 1268 m³/d; Recarga = 170 mm/ano = 0,0005 m/d (Oliveira, 2002).

Utilizou-se o cálculo do traçamento de partículas no sentido inverso ao do fluxo (*backward particle tracking*), obtendo-se a projecção dos percursos seguidos pelas partículas nos períodos de tempo previamente definidos. Para a zona de protecção imediata o percurso das partículas ao fim de 1 dia é muito curto. As zonas de protecção intermédia e alargada obtidas são apresentadas nas Figuras 3 e 4.

Na Figura 3 detectam-se algumas diferenças na distância percorrida pelas partículas nos diferentes furos.

No caso da zona de protecção alargada, observa-se a sobreposição dos percursos seguidos por algumas partículas durante 3500 dias, o que conduz a uma sobreposição das isócronas de alguns furos (Figura 4).

4.4 Análise Comparativa dos Resultados Obtidos pela Aplicação dos Métodos Analíticos e do Método Numérico

Como se pode verificar pela observação das Figuras 3 e 4, no modelo de fluxo a deslocação das partículas para jusante dos furos parece ser mínima. A aplicação dos métodos de Wyssling e de Krijgsman e Lobo Ferreira conduziu igualmente a valores francamente baixos. O mesmo não se pode dizer quanto ao método do raio fixo calculado, uma vez que o raio determinado é igual em redor de todo o furo, verificando-se uma protecção provavelmente excessiva a jusante. De qualquer modo, é essencial a definição de uma distância mínima de protecção, por precaução.

Nos Quadros 6 e 7 são apresentados os resultados obtidos em cada um dos métodos, relativamente às zona de protecção intermédia e alargada, a montante dos furos.

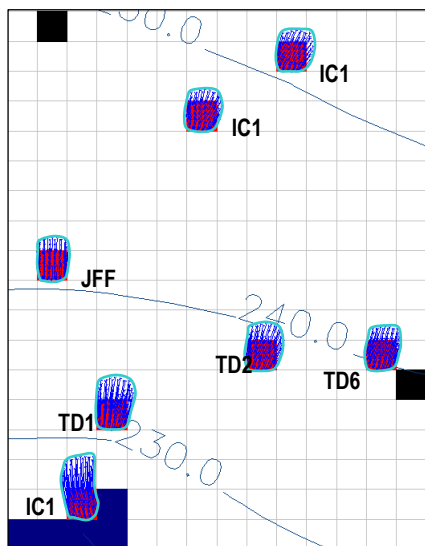


Figura 3 Percurso seguido pelas partículas ao fim de 50 dias.

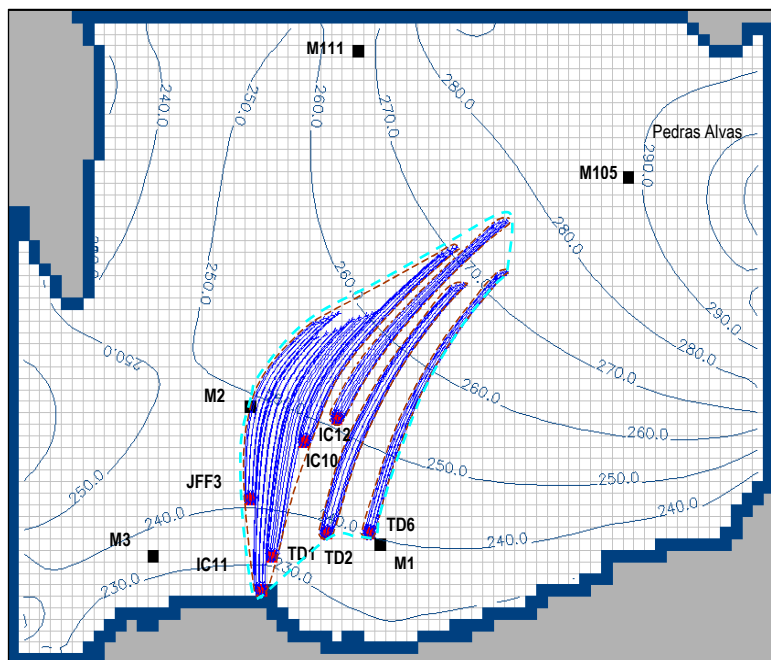


Figura 4 Percurso seguido pelas partículas durante 3500 dias.

As principais diferenças encontradas devem-se essencialmente ao facto de, nos métodos analíticos, as captações constituírem entidades individuais, utilizando-se parâmetros de um só ponto do aquífero. Tal não sucede no modelo numérico, onde as captações são consideradas em simultâneo e onde é modelado o fluxo de toda uma área que apresenta determinados parâmetros hidráulicos. Neste caso, os perímetros de protecção não apresentam uma forma elíptica, ao contrário dos resultados dos métodos analíticos.

Quadro 6 Resultados da aplicação dos três métodos analíticos e do método numérico, na determinação da dimensão da zona de protecção intermédia, a montante dos furos.

| Furo | Zona de protecção intermédia | | | |
|------|------------------------------|----------|---------------------------|-----------------|
| | Raio fixo calculado | Wyssling | Krijgsman e Lobo Ferreira | Modelo de Fluxo |
| TD1 | 38,8 | 84 | 93,1 | 73 |
| TD2 | 52,5 | 77,6 | 85,4 | 58 |
| TD6B | 6,1 | 41,7 | 43,4 | 45 |
| JFF3 | 14,4 | 35,4 | 39 | 46 |
| IC10 | 40,1 | 80,1 | 88,9 | 40 |
| IC11 | 40,1 | 86,5 | 95,9 | 117 |
| IC12 | 40,1 | 115,9 | 126,8 | 40 |

Quadro 7 Resultados da aplicação de dois métodos analíticos e do método numérico, na determinação da dimensão da zona de protecção alargada, a montante dos furos.

| Furo | Zona de protecção alargada | | |
|------|----------------------------|----------|-----------------|
| | Raio fixo calculado | Wyssling | Modelo de Fluxo |
| TD1 | 324,92 | 4642,7 | 2125 |
| TD2 | 439,34 | 3004,2 | 2325 |
| TD6B | 50,62 | 2857,4 | 2400 |
| JFF3 | 120,44 | 2072 | 1625 |
| IC10 | 335,2 | 4226,6 | 2000 |
| IC11 | 335,2 | 4777,1 | 2225 |
| IC12 | 335,2 | 7155,7 | 2125 |

5 A MODELAÇÃO ESTOCÁSTICA NA DEFINIÇÃO DOS PERÍMETROS DE PROTECÇÃO

A heterogeneidade dos sistemas geológicos influencia os padrões espaciais dos parâmetros hidráulicos, nomeadamente a condutividade hidráulica K , condicionando as trajectórias e os tempos de propagação dos poluentes nas unidades aquíferas.

As simulações estocásticas permitem conhecer a incerteza associada à distribuição desconhecida (a pequena escala) dos parâmetros hidrogeológicos utilizados nos modelos de fluxo e de transporte, assumindo que os parâmetros hidrogeológicos são variáveis aleatórias (Chiang *et al.*, 1998). O método de Monte Carlo permite gerar valores aleatórios, criando distribuições estocásticas de condutividade hidráulica ou de transmissividade. Utilizando o *Field Generator*, que corre independentemente do *ASMWIN* e que utiliza o método de Monte Carlo na geração de valores, podem ser gerados campos de transmissividade (T) ou de condutividade hidráulica (K) distribuídos aleatoriamente, permitindo ao utilizador realizar simulações estocásticas com o *ASMWIN*. Para tal assume-se que a condutividade hidráulica apresenta distribuição log-normal.

5.1 Aplicação da Modelação Estocástica ao Caso de Estudo

Depois de introduzidos os valores necessários (média = $\log K = 0,78$ e desvio padrão = $0,3$), efectuaram-se cinco realizações para cada valor de t , resultando cinco distribuições diferentes de condutividade hidráulica. Realizaram-se novas simulações que conduziram a diferentes trajectórias das partículas e, conseqüentemente, a diferentes zonas de protecção.

Para $t = 1$ dia não se detectam diferenças significativas uma vez que o percurso seguido pelas partículas num dia é muito curto. Deste modo, nas Figuras 5 e 6 são apresentados alguns dos resultados obtidos para $t = 50$ dias e $t = 3500$ dias, sendo possível detectar algumas diferenças nos percursos. Observam-se algumas das muitas formas que as zonas de protecção dos furos podem assumir em função de K , salientando assim a

incerteza associada à distribuição deste parâmetro e também a importância que este parâmetro assume na definição dos perímetros de protecção.

A modelação numérica constitui uma ferramenta robusta na definição de zonas de protecção relativamente aos métodos analíticos mas, ao ser assumida uma distribuição homogénea da condutividade hidráulica, não são consideradas as heterogeneidades existentes no seio do aquífero que condicionam a distribuição espacial dos parâmetros hidrogeológicos. Por essa razão, os resultados do modelo numérico podem e devem ser enriquecidos recorrendo à modelação estocástica de modo a prever a incerteza que resulta da delimitação dos perímetros de protecção.

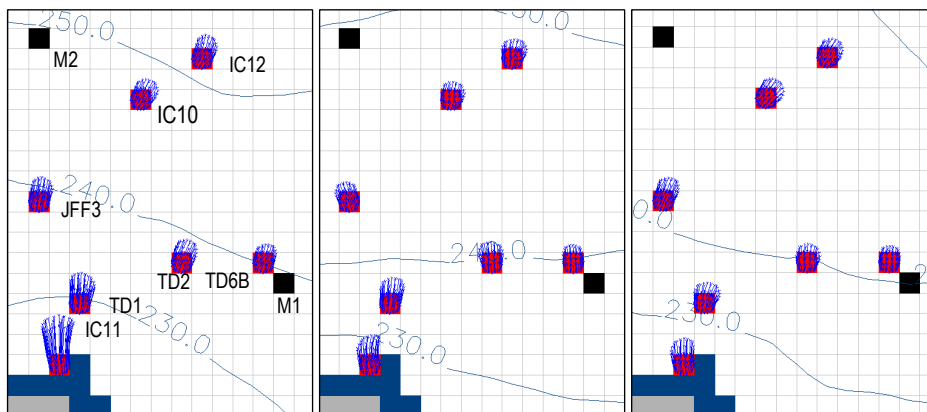


Figura 5 Zonas de protecção intermédia obtidas em três realizações, para $t = 50$ dias.

CONCLUSÕES

Embora de fácil aplicação, os métodos analíticos consideram as captações como entidades isoladas. Os métodos numéricos consideram as captações em simultâneo e implantadas num sistema hidrogeológico caracterizado por alguma heterogeneidade.

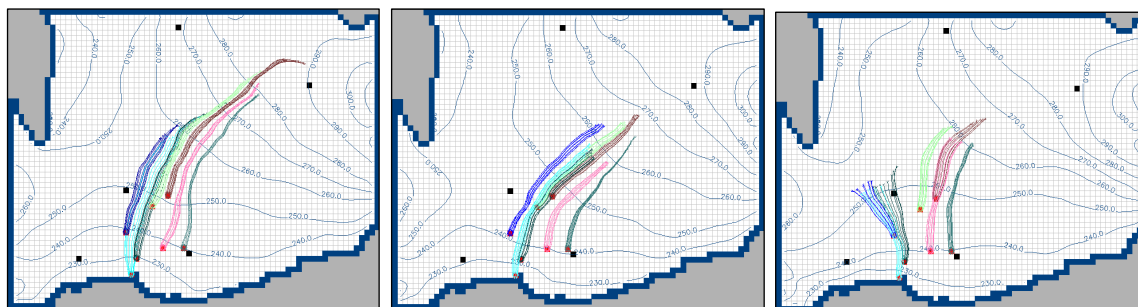


Figura 6 Zonas de protecção alargada obtidas em três realizações, para $t = 3500$ dias.

Devido à escassez de informação, a modelação numérica foi desenvolvida utilizando uma distribuição homogénea da condutividade hidráulica. A simulação estocástica de K posteriormente efectuada permitiu obter diferentes cenários da variabilidade espacial da condutividade hidráulica.

As novas zonas de protecção obtidas representam algumas das muitas formas que podem assumir consoante a distribuição espacial de K gerada aleatoriamente, evidenciando a incerteza associada à variabilidade deste parâmetro no aquífero e também a importância que assume na definição dos perímetros de protecção.

Os modelos numéricos constituem uma ferramenta robusta na definição das zonas de protecção de captações de águas subterrâneas relativamente aos métodos analíticos, mas os resultados obtidos devem ser enriquecidos

recorrendo à modelação estocástica, de modo a prever a incerteza associada aos parâmetros do aquífero com evidentes reflexos ao nível da delimitação dos perímetros de protecção.

A aplicação dos diferentes métodos permite concluir que, em determinados casos, o Decreto-Lei conduz a limites de protecção mais extensos que o necessário.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CHIANG, W.H., KINZELBACH, W. e RAUSCH, R. (1998) - *Aquifer Simulation Model for Windows ASMWIN*. 1998.

FIALHO, A., CHAMBEL, A. e ALMEIDA, C. (1998) - Caracterização Hidráulica de Aquíferos Fracturados por Modelos de Porosidade Dupla no Concelho de Évora. Lisboa, Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, 4º Congresso da Água: A Água como Recurso Estruturante do Desenvolvimento, 23 a 27 de Março de 1998.

ITGE (1991) - *Guía Metodológica para la Elaboración de Perímetros de Protección de Captaciones de Aguas Subterráneas*. Madrid, Instituto Tecnológico GeoMinero de España, Dezembro, 1991.

KRIJGSMAN, B. e LOBO FERREIRA, J.P.C. (2001) - *A Methodology for Delineating Wellhead Protection Areas*. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Informação Técnica de Hidráulica, INCH 7, ISBN 972-49-1882-3, 2001.

MOINANTE, M.J. (2002) - *Delimitação de Perímetros de Protecção de Captações de Águas Subterrâneas. Estudo Comparativo Utilizando Métodos Analíticos e Numéricos*. Dissertação elaborada no Laboratório Nacional de Engenharia Civil para obtenção do Grau de Mestre em Georrecursos pela Universidade Técnica de Lisboa, defendida em Novembro de 2002.

OLIVEIRA, M.M. (2002) - *Cartografia da Vulnerabilidade à Poluição das Águas Subterrâneas do Concelho de Montemor-o-Novo Utilizando o Método DRASTIC*. Estudo realizado para a Câmara Municipal de Montemor-o-Novo. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Relatório 46/02 - GIAS.

EVOLUÇÃO DO USO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NAS REDES URBANAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO ENTRE ALBUFEIRA E QUARTEIRA (ALGARVE CENTRAL)

J. P. MONTEIRO

Doutor em Hidrogeologia, Univ. do Algarve (FCMA) e CVRM (IST), Campus de Gambelas, 8005-139, Faro, +351.289.800900, jpmonte@ualg.pt

R. R. MARTINS

Eng.º do Ambiente, Univ. do Algarve (FCMA), Campus de Gambelas, 8005-139, Faro, +351.289.800900, ricmartins@mail.telepac.pt

P. NUNES

Eng.º do Ambiente, Univ. do Algarve, Campus de Gambelas, 8005-139, Faro, +351.289.800900, paulo_nunespt@yahoo.com.br

A. DIOGO

Eng.ª do Ambiente, Univ. do Algarve, Campus de Gambelas, 8005-139, Faro, +351.289.800900, anacdiogo@hotmail.com

RESUMO

Apresenta-se a caracterização evolutiva das extracções de água subterrânea efectuadas nos sistemas aquíferos de Albufeira-Ribeira de Quarteira e de Quarteira destinadas às redes públicas de abastecimento. Estes sistemas ocupam uma área de cerca de 140 km² no Algarve central e suportaram, até recentemente, a totalidade das redes públicas de abastecimento dos núcleos urbanos da faixa litoral dos concelhos de Albufeira e de Loulé.

O estudo realizado foi conduzido numa perspectiva histórica, tendo incidido sobre dados compreendidos entre os anos de 1991-2001 para o sistema de Albufeira-Ribeira de Quarteira e anos de 1979-1999 para o sistema de Quarteira. Procedeu-se à recolha, tratamento e análise de dados relativos à extracção de água subterrânea para abastecimento público em captações camarárias situadas nos dois sistemas aquíferos.

Apesar de ser possível efectuar estimativas indirectas dos consumos por núcleo urbano a partir, por exemplo de dados demográficos, a reconstituição histórica dos dados de extracção por captação são essenciais para que possam ser efectuadas simulações do funcionamento hidráulico dos aquíferos recorrendo a modelos matemáticos hidrogeológicos de parâmetros distribuídos.

A recolha da informação respeitante ao regime de exploração destes sistemas aquíferos, constitui uma das vertentes de recolha e tratamento da informação de base necessária para a implementação de modelos de simulação do funcionamento hidráulico dos aquíferos desta região actualmente em curso na Universidade do Algarve. Apresenta-se um exemplo de aplicação destes dados para simular o impacto do funcionamento destas captações no balanço hidrológico, à escala regional, utilizando um modelo numérico implementado para os dois sistemas aquíferos referidos.

Palavras-chave: Sistemas aquíferos, Balanço hídrico, Captações subterrâneas, Modelos numéricos de escoamento.

1 INTRODUÇÃO

Existem diversos métodos directos (baseados na utilização de aparelhos de medida que registam o volume de extracção individual de cada captação) e indirectos (baseados em técnicas que permitem estimar o volume total de extracções de um conjunto de captções) concebidos com o fim de quantificar o volume de exploração de aquíferos. Os métodos indirectos têm um campo de aplicabilidade mais vasto na quantificação dos volumes de extracção associados aos usos agrícolas do que no estabelecimento de estimativas de extracções destinadas a suprir redes de abastecimento público. Uma excelente síntese de várias metodologias directas e indirectas empregues em Espanha para quantificar a exploração de aquíferos associada a usos agrícolas encontra-se disponível nas actas do III Congresso Ibérico Sobre Gestão e Planeamento da Água. São exemplos deste tipo de metodologias aplicações baseadas no uso de imagens de satélite e sistemas de informação geográfica (SIG), FERNÁNDEZ (2002); VENTURA (2002), o tratamento de estatísticas agrárias BAUTISTA (2002); o tratamento de dados respeitantes ao balanço hídrico de aquíferos CALVETE (2002), o tratamento de dados de consumo de energia eléctrica CAMPOS (2002) e a implantação de contadores individuais nas captções. Destaca-se como exemplo de aplicação desta última metodologia o desenvolvimento de um projecto de grande envergadura baseado na instalação de 4820 caudalímetros nos cerca de 8000 Km² ocupados pelos aquíferos na área Norte da bacia do Guadiana que se encontram em regime de sobre-exploração MORA (2002).

No caso da quantificação dos volumes de exploração de aquíferos destinados a suprir o abastecimento de núcleos urbanos (redes de abastecimento público) é possível efectuar estimativas indirectas de extracções a partir, por exemplo, de dados demográficos. No entanto, a reconstituição histórica dos dados de extracção por captação são essenciais para que possam ser efectuadas simulações do funcionamento hidráulico dos aquíferos recorrendo a modelos matemáticos hidrogeológicos de parâmetros distribuídos. Por consequência, a utilização de métodos indirectos é pouco útil quando se tem como objectivo avaliar o impacte do funcionamento destas captções à escala requerida para planear e gerir captções em sectores dos aquíferos costeiros do Algarve onde se verifiquem, por exemplo, efeitos indesejáveis como intrusão salina associados à sobre-exploração ou mau dimensionamento de captções individuais.

Deste modo, no presente caso de estudo, a quantificação do regime de exploração de aquíferos associada ao abastecimento público foi efectuada a partir de dados respeitantes à exploração individual de captções camarárias implantadas nos dois sistemas aquíferos em estudo. O trabalho foi efectuado numa perspectiva histórica, tendo incidido sobre dados compreendidos entre os anos de 1991-2001 para o sistema de Albufeira-Ribeira de Quarteira e anos de 1979-1999 para o sistema de Quarteira. A recolha e tratamento dos dados efectuada mostraram que não é possível reconstituir de forma exaustiva o registo histórico da captação das águas subterrâneas para abastecimento público por métodos directos nas últimas décadas. No entanto a importância relativa de cada um dos principais núcleos de bombagem, os respectivos valores máximos instantâneos de extracção e a identificação das captções usadas de forma contínua e sazonal permitiram que se aumentasse consideravelmente a possibilidade de avaliar o impacte da intervenção humana no funcionamento hidráulico dos aquíferos à escala dos sectores mais afectados pelos núcleos de extracção usados para abastecimento público.

Estes dados são essenciais para complementar a informação pré-existente respeitante a estimativas do balanço hídrico efectuadas em vários trabalhos respeitantes a esta região, nos quais foram apontados valores de extracção anuais médios sem que estes fossem desagregados por captação. A análise dos mapas de bombagem por captação individual permitiram que no presente trabalho se efectuasse a organização da informação de forma a tornar possível a análise do regime de exploração dos aquíferos em regime transitório.

2 EVOLUÇÃO DO USO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA ÁREA EM ESTUDO

O litoral algarvio sofreu importantes transformações nas últimas décadas, sobretudo a partir dos anos 60, em resultado do forte aumento do turismo e também devido à mudança no tipo de agricultura praticada que foi mudando progressivamente de sequeiro para regadio. A actual política definida pelo governo português no que respeita ao abastecimento público assenta numa estratégia que consiste em privilegiar o dimensionamento de soluções técnicas baseadas no uso de águas captadas em barragens. Por consequência, os especialistas em recursos hídricos familiarizados com esta realidade poderão considerar que, sob o ponto de vista prático, é

anacrónica a temática desenvolvida na presente comunicação. De facto, na região Algarve podem identificar-se três períodos distintos na história recente do uso dos recursos hídricos subterrâneos: (1) um período (passado) correspondente a cerca de três décadas em que estes foram explorados de forma intensa e constituíram o suporte de todos os tipos de uso; (2) um período (actual) no qual se verifica uma importante diminuição do volume de extracções associadas ao suprimento das necessidades relacionadas com o abastecimento urbano e (3) um período (futuro) em que prevemos a implementação de um esquema de uso conjunto, no qual parte das captações de abastecimento público actualmente abandonadas serão reactivadas. Sendo assim, considera-se que é útil que se avalie o impacte do funcionamento das captações que durante as últimas décadas suportaram integralmente o abastecimento público.

Apesar da forte diminuição do volume de extracção nestas captações parte delas continua a ser usada para abastecimento público. Deste modo o momento actual é especialmente propício para que o respectivo uso seja optimizado, já que a capacidade instalada de extracção é muito superior à utilizada o que permite que se melhore substancialmente a planificação do seu uso. Por outro lado, dado que os volumes de exploração dos aquíferos relacionados com a agricultura e irrigação de campos de espaços verdes turísticos (sobretudo campos de golfe) continua a crescer é essencial que se avalie em que medida a diminuição de extracções associadas ao abastecimento público pode contribuir para que em determinados sectores dos aquíferos se intensifique o uso da água sem que daí advenham fenómenos indesejáveis de degradação da qualidade da água associados à sobre-exploração dos aquíferos.

A relevância da caracterização do historial da exploração dos aquíferos relaciona-se igualmente com o facto de todos os estudos hidrogeológicos regionais efectuados nesta região terem sido efectuados durante o período de uso mais intenso das captações de abastecimento público agora maioritariamente desactivadas. Sendo assim, as actuais circunstâncias são especialmente favoráveis para que se avalie em que medida a capacidade instalada de bombagem afecta os sectores onde estas captações estão implantadas.

2.1 - O uso de águas subterrâneas destinadas a abastecimento público nas últimas décadas

2.1.1 - Sistema aquífero de Albufeira-Ribeira de Quarteira

Albufeira foi abastecida até finais da década de 50 por apenas um poço de 33 m de profundidade, prolongado por três furos situado em Olhos de Água. Este poço aberto em formações Miocénicas produzia um caudal de 20 l/s. No final da década de 70, existiam 5 captações camarárias implantadas no Miocénico que totalizavam uma capacidade de extracção de 100 l/s. No início da década de 80 o concelho de Albufeira utilizava 8 furos situados entre Albufeira e a Ribeira de Quarteira, para abastecimento da rede camarária. Essas captações atingiam profundidades compreendidas entre os 61 e 180 m e produziam caudais de 17 a 45 l/s. O total de extracções nestas 8 captações em 1980 foi de 1.5×10^6 m³, o que corresponde a uma caudal médio de cerca de 45 l/s (ALMEIDA & SILVA, 1990). Este valor situava-se, por consequência, muito abaixo da capacidade de extracção instalada nos furos camarários. É necessário ainda considerar que parte importante do Concelho de Albufeira, já nesta altura, possuía diversas áreas residenciais e turísticas com abastecimentos autónomos, suportados igualmente por captações implantadas no sistema aquífero de Albufeira (por exemplo a Quinta da Balaia, Açoteias, Balaia, Alfamar e Montechoro). Deste modo existem muitas dezenas de furos explorados para abastecimento público que não estão incluídos nos valores disponíveis atrás referidos, respeitantes ao volume de extracções efectuado com esse fim.

Durante a execução do presente trabalho foi possível obter confirmação por parte da Câmara Municipal de Albufeira que, no final da década de 90, existiam 26 captações implantadas no sistema aquífero de Albufeira-Ribeira de Quarteira exploradas para abastecimento público. O número total de captações inventariadas neste aquífero é superior a 200.

A partir de Julho de 2000 iniciou-se o fornecimento de água de superfície no concelho de Albufeira pelo Sistema do Barlavento, primeiro pelo ponto de entrega “Pinhal de Albufeira” num total de 1 464 400 m³ até ao final desse ano. No ano 2001, entraram em funcionamento mais dois pontos de entrega – “Mosqueira” em Fevereiro e “Bemparece” em Abril – que juntamente com “Pinhal de Albufeira” forneceram um total de 6 600 906 m³ de água nesse ano. Estes pontos de entrega correspondem a reservatórios, a partir dos quais é distribuída a água pelo concelho. No ano 2002, até Setembro, foram fornecidos 6 389 744 m³ de água ao concelho através deste sistema. Estes valores, que permitem uma fácil caracterização dos volumes de água consumidos nas redes

públicas de abastecimento, anteriormente alimentadas pelas captações de água subterrânea, constituem valores de referência muito úteis para que se avalie a dimensão das lacunas respeitantes aos dados de extracções efectuadas nos aquíferos. De facto, os valores entregues no ano em que cessou o funcionamento da maior parte das captações de água subterrânea são certamente muito semelhantes aos volumes extraídos por estas nos últimos anos do seu funcionamento.

2.1.2 Sistema Aquífero de Quarteira

No que respeita ao sistema aquífero de Quarteira ALMEIDA & SILVA (1992) apresentaram uma síntese na qual são caracterizadas as captações implantadas neste sistema aquífero, destinadas ao abastecimento de vários núcleos urbanos do Concelho de Loulé no início da década de 90. O abastecimento público de água a Quarteira era feito a partir de 3 captações instaladas perto da estrada que liga Quarteira às Quatro-Estradas e 2 situadas a Oeste da vila, perto do complexo turístico de Vilamoura. Estes furos, que atingem profundidades compreendidas entre 80 e 210 m que produzem caudais entre 13 e 35 l/s, foram construídos nas décadas de 60 e 70, excepto um que foi construído já na década de 80. Também no caso destes sistemas aquíferos existem áreas urbanizadas cujo abastecimento era efectuado e gerido por empresas turísticas. Por exemplo, No complexo turístico de Vilamoura foram construídas a partir de 1965 várias captações, situadas entre a Quinta de Quarteira a Oeste e a vila de Quarteira a Leste, com profundidades que variam entre 36 e 123 m, produzindo caudais que variavam entre 50 e 95 l/s. Apesar de relacionado com o abastecimento de uma área industrial refere-se ainda, pela sua relevância, o abastecimento autónomo da CIMPOR, situado na área Norte deste sistema aquífero que é efectuado desde 1973 a partir de 6 captações, encontrando-se ainda em uso 5 delas.

No final da década de 90 o número total de captações identificadas durante o presente trabalho, implantadas no sistema aquífero de Quarteira, destinadas a abastecimento público e exploradas pela Câmara Municipal de Loulé era de 15. No entanto, é possível que existam mais pois, ao contrário do que se passa para o sistema aquífero de Albufeira, não foi ainda possível uma confirmação definitiva de quantas das 427 captações inventariadas no sistema de Quarteira são ou foram usadas por esta câmara para abastecimento público.

Em Janeiro de 1999 iniciou-se o fornecimento de água de superfície com o Sistema do Sotavento no ponto de entrega “Loulé (Oriental)” que fornece água a Quarteira, Vale Lobo, Quinta do Lago e Fonte da Pipa num total de 1 488 984 m³ nesse ano. Os volumes entregues na fase inicial de abastecimento a partir de águas de superfície é mais uma vez essencial para tentar quantificar as lacunas respeitantes aos volumes de exploração de captações de água subterrânea usados para abastecimento público. A partir do ano 2000 entraram em funcionamento mais dois pontos de entrega – “Boliqeime” em Julho e “Pinhal de Vilamoura” em Outubro. Estes forneceram, juntamente com o ponto de entrega “Quarteira” um total 3 616 422 m³ de água ao município. Em Junho de 2001, é iniciado o funcionamento de mais um ponto de entrega – R4 – que, no entanto, é desactivado na época Baixa (01/10/2001 a 06/06/2002 e desde 01/10/2002) por dificuldades de operação para caudais baixos. Assim este reservatório é utilizado como reforço apenas durante a época Alta.

No ano 2001, foram entregues um total de 6 479 001 m³ de água. 54.87% deste volume foi entregue no ponto de entrega de “Pinhal de Vilamoura” e 34.01% no de “Quarteira”. Actualmente, o Município de Loulé é abastecido exclusivamente pela empresa Águas do Algarve, S.A., e deixou de recorrer ao uso de águas subterrâneas para abastecimento público.

3 ANÁLISE TRANSITÓRIA DESAGREGADA DOS VOLUMES DE EXTRACÇÃO

Os dados mensais de extracção para cada núcleo de bombagem são relativos aos anos de 1991-2001 para o sistema de Albufeira-Ribeira de Quarteira e 1979-1999 para o sistema de Quarteira. Apesar dos registos dos dados recolhidos se encontrarem organizados por captação os resultados são apresentados na presente comunicação em agrupamentos que se denominaram “núcleos de bombagem”.

No Quadro 1 apresentam-se os vários núcleos de bombagem para os dois sistemas aquíferos em estudo e na Figura 1 descreve-se esquematicamente a sua localização.

Quadro 1 – Núcleos de bombagem nos sistemas aquíferos de Albufeira-Ribeira de Quarteira e Quarteira.

| Aquífero de Albufeira-Ribeira de Quarteira | Aquífero de Quarteira |
|--|-----------------------|
| Cerro do Ouro | Boliqueime |
| Ferreiras | Quarteira |
| Pinhal | Almargem |
| Várzeas de Quarteira | Cimpor |
| Olhos de Água | Morgadinho |
| | Lusotur |

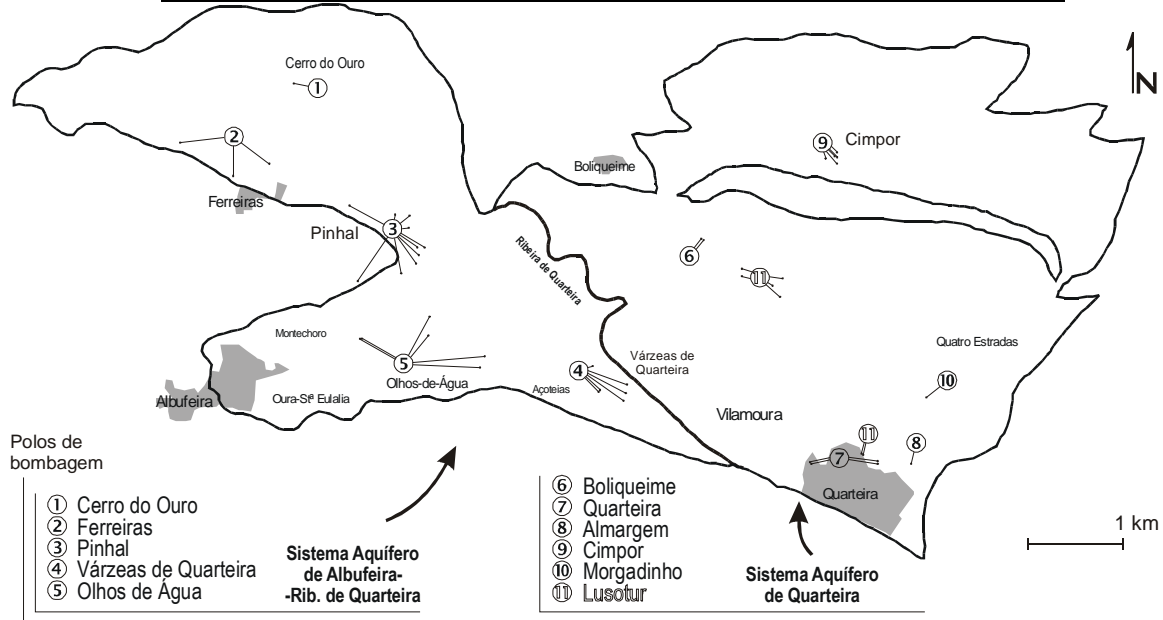


Figura 1 – Esquema de Localização dos núcleos de bombagem no sistema aquífero de Albufeira-Ribeira de Quarteira e no sistema aquífero de Quarteira. Os pontos ligados por linhas aos algarismos representam as captações de água subterrânea

Chama-se a atenção para o facto de não terem sido ainda tratados os dados de bombagem referentes às captações pertencentes ao polo de bombagem nº11 (Lusotur). No entanto dada a sua importância a nível regional, indica-se a localização destas captações.

Os dados de extracção disponíveis respeitantes a grande parte destas captações não se encontravam armazenados em suporte informático, pelo que a respectiva organização foi muito morosa, tendo sido efectuada durante vários meses no âmbito da disciplina de projecto da licenciatura em Engenharia do Ambiente da UALG por DIOGO e NUNES (2003). Nas páginas seguintes apresenta-se uma síntese gráfica dos registos obtidos neste trabalho.

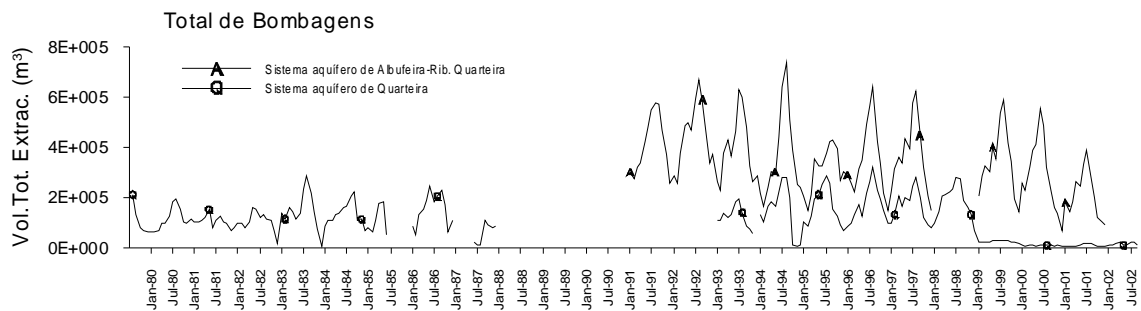


Figura 2 – Gráficos dos valores de extracção totais do conjunto dos núcleos de bombagem considerados para o

sistema aquífero de Albufeira-Ribeira de Quarteira e para o sistema aquífero e de Quarteira.

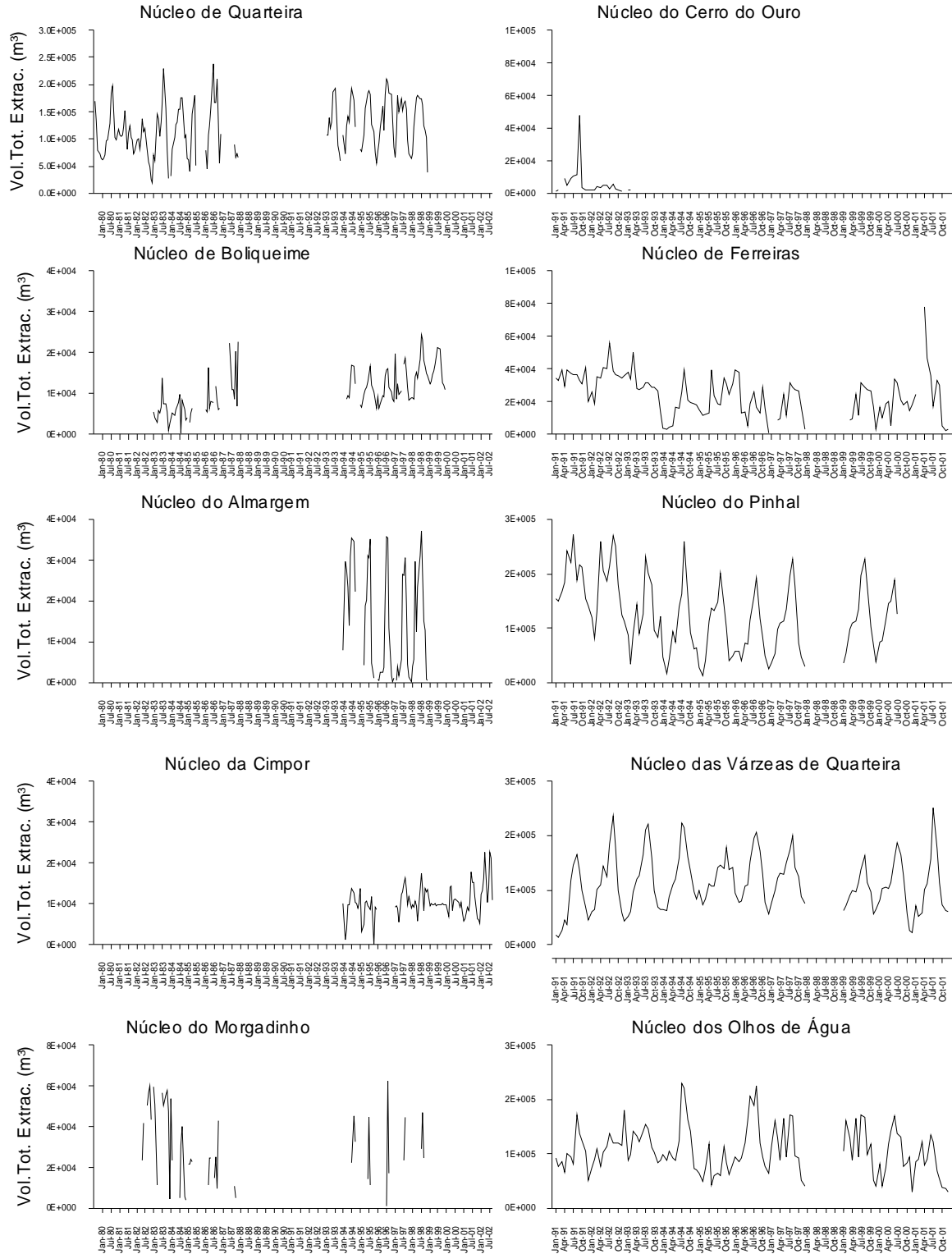


Figura 3 – Gráficos dos valores de extração nos núcleos de bombagem considerados para o sistema aquífero de Quarteira (coluna da esquerda) e sistema aquífero de Albufeira-Ribeira de Quarteira (coluna da direita).

4 EXEMPLO DE APLICAÇÃO DOS DADOS DE BOMBAGEM PARA AVALIAÇÃO DO SEU IMPACTE NO BALANÇO HIDROGEOLÓGICO REGIONAL

Apresentam duas variantes de um modelo numérico em elementos finitos implementado para os sistemas aquíferos de Albufeira-Ribeira de Quarteira e de Quarteira (MONTEIRO *et. al.*, 2002a), através das quais é possível efectuar uma primeira análise do impacto das bombagens efectuadas nas captações para abastecimento público à escala dos sectores do aquífero onde estas se encontram implantadas. Dadas as características da simulação efectuada (regime permanente) os valores totais de recarga e as saídas naturais para a linha de costa e para a Ribeira de Quarteira podem ser directamente comparados com os valores de recarga calculados pelos autores que definiram o modelo conceptual utilizado. De facto, eliminando o termo transitório na equação diferencial que controla o escoamento em meios porosos saturados obtém-se:

$$\text{div} \left(-[T] \overrightarrow{\text{grad } h} \right) + Q = 0 \quad (1)$$

Em que T (transmissividade) é o parâmetro conductivo bidimensional [$L^2 T^{-1}$], h é o potencial hidráulico [L] e Q são as entradas e saídas [$L^3 T^{-1} L^{-3}$]. Usando esta equação o balanço total simulado é igual a zero, ou seja, as entradas e saídas no sistema têm o mesmo valor. A influência das captações no funcionamento hidráulico do aquífero foi ilustra-se através das variantes descritas nos parágrafos seguintes.

A aplicação do método dos elementos finitos para resolução de problemas de escoamento subterrâneo baseia-se na subdivisão do domínio em estudo em "elementos finitos". Cada um destes elementos é definido, nos exemplos aqui apresentados, por três nós que definem um triângulo. A cada elemento é posteriormente atribuído um valor de transmissividade e um valor de coeficiente de armazenamento. Em seguida a equação diferencial que descreve o escoamento subterrâneo é integrada para cada elemento. Obtém-se deste modo um sistema de equações lineares, cujo número correspondente ao total de nós que definem a rede de fluxo. A resolução do sistema de equações assim obtido permite o cálculo dos potenciais hidráulicos e dos débitos entrando ou saindo em cada nó. Para a obtenção de uma solução para o problema definido é necessário impor valores de potenciais ou débito em um ou em vários nós, de acordo com um modelo conceptual previamente definido e que se supõe descrever adequadamente as relações hidráulicas entre o domínio de escoamento e o seu meio circundante

A implementação deste tipo de modelos exige o manuseamento de uma grande quantidade de informação respeitante à caracterização dos aquíferos aos níveis da sua geometria, distribuição espacial e evolução temporal de variáveis de estado, condições de fronteira e parâmetros hidráulicos. Para resolver o problema de manipular todos estes dados, a informação necessária para caracterizar os sistemas aquíferos a estes níveis foi carregada num sistema de informação geográfica (SIG). De modo a transportar os dados de caracterização dos aquíferos para o modelo de escoamento, desenvolveu-se uma aplicação informática que consiste numa plataforma de compatibilidade entre os modelos em elementos finitos desenvolvidos e o SIG. Esta plataforma de compatibilidade (FEMLINK) foi desenvolvida na linguagem Avenue (Monteiro *et al.* 2002a). Esta aplicação permite que a informação armazenada no SIG possa ser transferida de forma automática para o modelo. Do mesmo modo, os resultados gerados pelo modelo podem ser exportados, de forma a ser confrontados com os dados relativos à evolução das variáveis de estado usando o SIG.

A rede de fluxo em elementos finitos usada para as simulações efectuadas representa-se na figura 4.

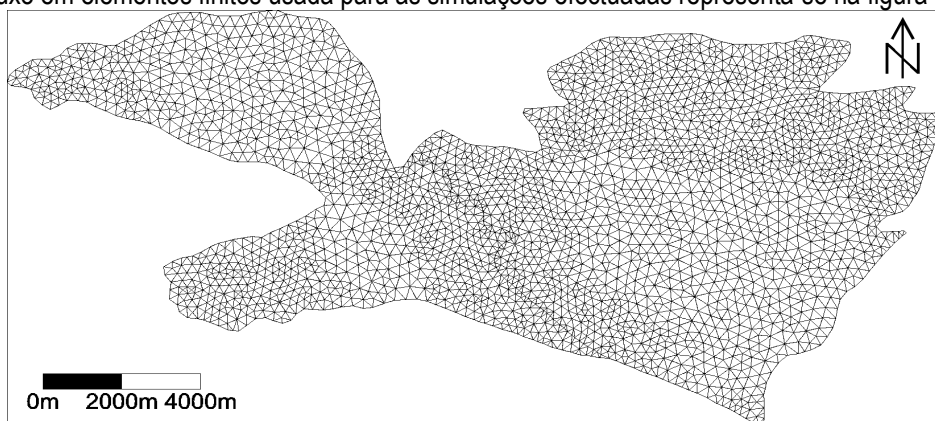


Figura 4 – Tipologia da rede em elementos gerada para os sistemas aquíferos de Albufeira-Ribeira de Quarteira e de Quarteira.

Numa primeira variante do modelo, o balanço calculado corresponde a um valor de recarga = valor de descarga = 22.45×10^6 m³/ano (quadro 2). Neste caso simula-se apenas o balanço hídrico natural, pelo que as captações não estão em funcionamento. Os valores de recarga utilizados foram definidos em função da fracção da precipitação infiltrada em cada uma das litologias aflorantes na área do sistema aquífero (valores propostos em ALMEIDA *et. al.* 2000). O balanço calculado neste caso sintetiza-se no Quadro 2.

Quadro 2. Dados de síntese da simulação representada na figura 5 (variante 1).

| | |
|--|-----------|
| Balanço recarga-descarga [m ³ /ano] | 4.517E-07 |
| Entradas por alimentação distribuída [m ³ /ano] | 2.245E+07 |
| Saídas em nós com potencial imposto [m ³ /ano] | 2.245E+07 |
| Saídas em nós com débito imposto [m ³ /ano] | 0.000E+00 |
| Área total do domínio de escoamento [km ²] | 140.972 |

A segunda variante difere da anterior apenas pela introdução das captações de abastecimento público implantadas na região considerada. Deste modo, esta simulação representa a exploração do aquífero com este fim, sobrepostas às condições naturais de funcionamento hidráulico destes sistemas aquíferos. A partir da recolha e organização dos dados de extracção apresentados nas secções anteriores optou-se por apresentar uma simulação em que os valores de bombagem são os máximos imediatamente antes da sua diminuição (ano de 1999 para o sistema de Albufeira-Ribeira de Quarteira e ano de 1998 para o sistema de Quarteira). Mais uma vez, o balanço calculado para as classes de infiltração definidas corresponde a um valor de recarga = valor de descarga = 22.45×10^6 m³/ano. No entanto, desta vez, o valor das saídas naturais (para a Ribeira de Quarteira e para o Oceano) é inferior a este valor pois tem de diminuir-se à descarga natural o volume de água extraída pelas captações implantadas no modelo (quadro 3).

Quadro 3. Dados de síntese da simulação representada na figura 6 (variante 2).

| | |
|--|-----------|
| Balanço recarga-descarga [m ³ /ano] | 4.061E-07 |
| Entradas por alimentação distribuída [m ³ /ano] | 2.245E+07 |
| Saídas em nós com potencial imposto [m ³ /ano] | 1.401E+07 |
| Saídas em nós com débito imposto [m ³ /ano] | 8.433E+06 |
| Área total do domínio de escoamento [km ²] | 140.972 |

A comparação das duas variantes do modelo discutidas nos parágrafos anteriores é efectuada na figura 5, onde se apresentam: (1) a distribuição espacial das equipotenciais para a primeira variante em que se simula o balanço natural do aquífero; (2) a distribuição espacial das equipotenciais para a segunda variante, em que se simulam as extracções extracções camarárias sobrepostas ao balanço hídrico natural e (3) uma mapa que representa as diferenças entre estas duas variantes que, na prática, corresponde a um mapa do rebaixamentos produzidos pelas bombagens efectuadas nestas captações.

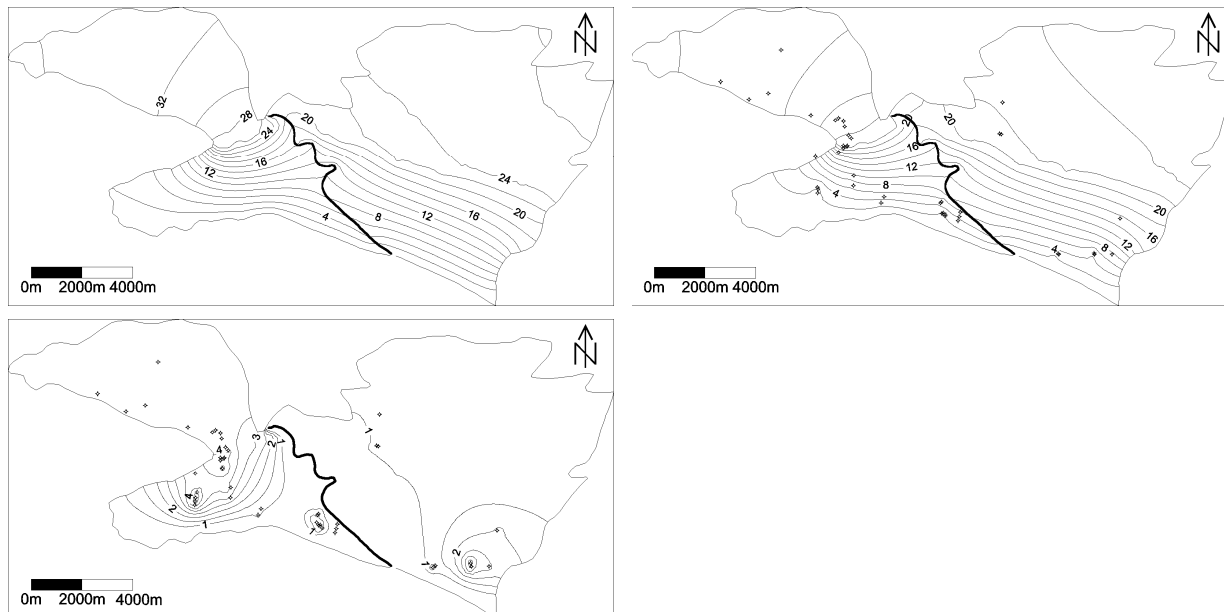


Figura 5 – Equipotenciais geradas a partir dos resultados de uma simulação numérica de escoamento tendo em conta apenas as condições naturais (em cima à esquerda), e a partir dos resultados de uma simulação tendo em conta as bombagens em captações camarárias sobrepostas ao funcionamento hidráulico dos sistemas (em cima à direita). Mapa de resíduos produzido para as duas simulações anteriores que representa a deformação nas equipotenciais produzidas pelas bombagens (em baixo).

Chama-se a atenção para o facto dos balanços apresentados neste quadro corresponderem a variantes do modelo efectuadas antes da reformulação das alimentações distribuídas simuladas por VIEIRA e MONTEIRO e por MONTEIRO *et. al.* (presente congresso) que, no caso dos sistemas aquíferos de Albufeira-Ribeira de Quarteira e de Quarteira, conduziram a valores de recarga totais cerca de 8% superiores aos calculados com as variantes do mesmo modelo aqui discutidas. No entanto, o impacto na deformação das equipotenciais das extracções consideradas não deverão diferir de forma significativa após a injeção dos novos valores de recarga nos modelos apresentadas na figura 5.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O trabalho de recolha organização e tratamento de dados de extracção obtidos para captações individuais implantadas nos aquíferos de Albufeira-Ribeira de Quarteira e de Quarteira para abastecimento público mostrou que não é possível efectuar uma caracterização completa do regime de exploração destes aquíferos por métodos directos. No entanto a importância relativa de cada um dos principais núcleos de bombagem, os respectivos valores máximos instantâneos de extracção e a identificação das captações usadas de forma contínua e sazonal permitiram que se aumentasse consideravelmente a possibilidade de avaliar o impacto da intervenção humana no funcionamento hidráulico dos aquíferos à escala dos sectores mais afectados pelos núcleos de extracção usados para abastecimento público. No entanto, uma vez que no caso de captações com outros tipos de usos (sendo as mais importantes as usadas para irrigação) os dados são ainda mais escassos, é essencial que se planeiem no futuro estratégias indirectas que permitam a quantificação da intervenção humana no balanço hidrológico dos aquíferos do Algarve. Em todo o caso, a continuação da análise das extracções individuais usadas nas antigas captações de abastecimento público constitui, sem dúvida, um acervo de informação indispensável para a análise da intervenção humana nos sectores do aquífero em que estas se

encontram implantadas. A actual capacidade instalada de extracções por parte das câmaras é actualmente muito superior à utilizada. Todos os estudos hidrogeológicos regionais para os sistemas aquíferos considerados neste trabalho efectuados nos últimos 20 anos correspondem à análise dos sistemas afectados pelas extracções cuja caracterização se apresentou. Deste modo, a possibilidade de avaliar o impacte destas captações no funcionamento hidráulico dos sistemas aquíferos coloca-se pela primeira vez nas circunstâncias actuais de uso da água.

Os valores individuais para numerosas captações respeitantes à evolução temporal das bombagens efectuadas, apesar das lacunas detectadas, permitem uma análise dos sistemas muito mais detalhada da que a anteriormente disponível. O detalhe dos dados actualmente compilados poderá ainda ser complementado pois algumas das fontes de informação disponíveis ainda não foram analisadas exaustivamente. No entanto, provavelmente, não será possível aumentar muito mais o detalhe respeitante aos dados individuais de bombagem aqui apresentados sem que se ponha em prática um programa de registo directo das captações implantadas nestes aquíferos. Os dados apresentados no presente artigo serão usados num futuro próximo para que se efectue uma análise do impacte do funcionamento destas captações em regime transitório. Por outro lado existe um vasto campo aberto à quantificação de bombagens por métodos indirectos que se espera poder efectuar num futuro próximo. Este trabalho será efectuado simultaneamente com o desenvolvimento de trabalhos de investigação actualmente em curso, relacionados com a caracterização de parâmetros hidráulicos à escala regional nos aquíferos em estudo de modo que se aumente o realismo das simulações efectuadas.

AGRADECIMENTOS

Agradecem-se os dados fornecidos e dúvidas esclarecidas à empresa das Águas do Algarve, S. A., à Câmara Municipal de Albufeira, à Câmara municipal de Loulé, à Cimpor, S. A. e à Direcção Regional do Ambiente e Ordenamento do Território do Algarve. Finalmente agradece-se à FCT pelo financiamento concedido para a realização deste trabalho.

BIBLIOGRAFIA

- ALMEIDA, C.; MENDONÇA, J.L.; JESUS, M.R.; GOMES, A.J; – “*Sistemas Aquíferos de Portugal Continental*”, Relatório. INAG, Lisboa. 2000.
- ALMEIDA, C.; SILVA, M.L. – “*Hidrogeologia do Miocénico entre Albufeira e Ribeira de Quarteira*”. Geolis, vol. IV (1 e 2), 1990, pp. 199 - 216.
- ALMEIDA, C.; SILVA, M.L. – “*Hidrogeologia do Sistema Aquífero de Quarteira (Algarve)*” Geolis, vol. VI, vol. I e II, Lisboa, 1992, pp. 61 - 79.
- BAUTISTA, A.M. – “*Evaluación de Extracciones a Partir de las Estadísticas Agrárias*”, in Actas do III Congresso Ibérico Sobre Gestão e Planeamento da Água, Sevilha (Espanha), 13 - 17 Novembro 2002, pp 161 - 174.
- CALVETE, J.S. – “*Evaluación de las Extracciones de Agua Subterrânea Mediante Balances Hídricos*”, in Actas do III Congresso Ibérico Sobre Gestão e Planeamento da Água, Sevilha (Espanha), 13 - 17 Novembro 2002, pp. 175 - 197.
- CAMPOS, J.C.R. – “*Evaluación de Extracciones a Partir del Consumo Energético*”, in Actas do III Congresso Ibérico Sobre Gestão e Planeamento da Água, Sevilha (Espanha), 13 - 17 Novembro 2002, pp. 141 - 160.
- DIOGO, A., NUNES. P - *Uso de Águas Subterrâneas no Abastecimento Público do Algarve Central*. Relatório de Proj. Tecnológico. Universidade do Algarve .Engenharia do Ambiente, FCMA, 2003, 31pp.
- FERNÁNDEZ, S.C. – “*Aplicaciones de la Teledetección y SIG al Control y Cuantificación de las Extracciones de Agua Subterrânea*”, in Actas do III Congresso Ibérico Sobre Gestão e Planeamento da Água, Sevilha (Espanha), 13 - 17 Novembro 2002, pp. 125 - 141.

MONTEIRO, J.P.; MARTINS, R.R.; SANTOS, I.J.– “Implementação de ferramentas de pré e pós processamento para um modelo em elemento finitos usando um SIG”. In Actas do 6º Congresso da Água. Tema: Planeamento e Gestão dos Recursos Hídricos. APRH. Porto. 18 - 22 Março 2002, pp 315-316. (a)

MONTEIRO, J.P.; SANTOS, J.; MARTINS, R.R.– “Avaliação dos impactes associados a alterações no regime de exploração de sistemas aquíferos do Algarve Central usando modelos numéricos”. in Actas do III Congresso Ibérico Sobre Gestão e Planeamento da Água, Sevilha (Espanha), 13 - 17 Novembro 2002. pp 717-724. (b)

MONTEIRO, J. P.; NUNES, L.; VIEIRA, J.; STIGTER, T.; MARTINS, R.; SANTOS, I. J.; REIS, M. E. - “Síntese Bidimensional dos Modelos Conceptuais de Funcionamento Hidráulico de Seis Sistemas Aquíferos do Algarve”, in Jornadas Luso-Espanholas Sobre as Águas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica, Universidade do Algarve, Faro (Portugal), 23 – 27 Jun, 2003.

MORA, J.D. – “Experiencia en la Implantación de Contadores en los Acuíferos de la Cuenca Alta del Guadiana”, in Actas do III Congresso Ibérico Sobre Gestão e Planeamento da Água, Sevilha (Espanha), 13 - 17 Novembro 2002, pp. 69 - 72.

VENTURA, V.C. – “Fundamentos Teóricos del Control de las Extracciones Mediante Teledetección”, in Actas do III Congresso Ibérico Sobre Gestão e Planeamento da Água, Sevilha (Espanha), 13 - 17 Novembro 2002, pp. 89 - 104.

VIEIRA, J., MONTEIRO, J.P. - Atribuição de Propriedades a Redes não Estruturadas de Elementos Finitos Triangulares (Aplicação ao cálculo da recarga de sistemas aquíferos do Algarve). Actas das *Jornadas Luso-Espanholas Sobre as Águas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica*, Universidade do Algarve, Faro (Portugal), 23-27 Jun, 2003.

UTILIZAÇÃO CONTROLADA E SUSTENTÁVEL DE AQUÍFEROS COSTEIROS ESTUDOS PARA O APROVEITAMENTO DOS RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS DISPONÍVEIS NO SISTEMA AQUÍFERO MEXILHOEIRA GRANDE - PORTIMÃO

Júlio F. F. da SILVA

*Assistente do Departamento de Eng^a Civil da Universidade do Minho, Azurém 4800-058 Guimarães, Portugal
253510207, juliofs@civil.uminho.pt*

Naim HAIE

*Prof. Associado do Departamento de Eng^a Civil da Universidade do Minho, Azurém 4800-058 Guimarães, Portugal
253510205, naim@civil.uminho.pt*

RESUMO

Neste trabalho aplicar-se-á ao sistema aquífero Mexilhoeira Grande - Portimão um modelo de gestão de aquíferos costeiros que permite a utilização controlada e sustentável da água subterrânea. Este modelo socorre-se de técnicas de optimização e de modelos de simulação da intrusão salina.

O caso real analisado constitui um exemplo das dificuldades de gestão dos recursos hídricos disponíveis em zonas costeiras. Sendo a utilização da água subterrânea economicamente interessante, aconselhariam os princípios de gestão de recursos hídricos o aproveitamento da água que se escoia inevitavelmente para o mar. No entanto, esta utilização deve respeitar regras para que seja possível manter sob controlo a intrusão marinha. Neste relato apresenta-se um estudo em que se simula a manutenção de algumas captações, no entanto com um esquema de funcionamento que permite manter sob controlo a interface água salgada / água doce.

Dada a incerteza associada à caracterização hidrogeológica do aquífero, determinam-se as melhores políticas de extracção de água subterrânea face a diversos cenários da condutividade hidráulica.

Introduz-se o conceito de distância de segurança em relação a pontos de controlo. Realizam-se diversos estudos que resultam na determinação das melhores políticas de extracção em função da distância máxima admitida ao ponto de controlo. Estes resultados constituem informação adicional para a fundamentação de decisões inerentes à exploração dos sistemas de captação de água, ou seja ficam quantificados os resultados económicos versus risco de intrusão salina que o decisor pretende assumir.

Palavras-chave: Gestão integrada de águas subterrâneas e águas superficiais, Intrusão salina, Modelação de águas subterrâneas, Optimização da exploração de aquíferos, Optimização global.

1 INTRODUÇÃO

Neste trabalho testa-se o modelo de gestão preconizado para a determinação de políticas de utilização de aquíferos costeiros, aplicando-o a um caso concreto. A região costeira a estudar localiza-se no sul de Portugal, concretamente no concelho de Portimão. O sistema de abastecimento de água a este concelho algarvio apoiou-se, até há pouco tempo, em captações subterrâneas implantadas no aquífero designado de Mexilhoeira Grande - Portimão. Este aquífero esteve nas últimas décadas sujeito a uma forte pressão. A análise dos dados históricos relativos à qualidade da água bruta dos furos dos antigos Serviços Municipalizados de Portimão (S.M.P.) revela que a condutividade e os teores de cloretos no aquífero apresentavam em 95-96 (data dos últimos registos disponíveis) valores superiores aos recomendáveis e admissíveis pelas normas de qualidade da água em vigor, pelo que para manter estas origens a água deveria ser sujeita a tratamento para a remoção de sais até níveis aceitáveis, ou seja o custo de produção de água para abastecimento público seria agravado.

Actualmente, o abastecimento de água é realizado essencialmente a partir do sistema adutor do Barlavento, gerido pela empresa Águas do Algarve.

De acordo com os relatórios de actividades e de contas da empresa herdeira dos S.M.P., a Empresa Municipal de Águas e Resíduos de Portimão E.M.A.R.P. (2000), o custo da água subterrânea era “metade do custo da água comprada à empresa Águas do Algarve”, ou seja 0,16 €/m³. Assim, mesmo com um eventual acréscimo para a melhoria da qualidade da água captada no aquífero Mexilhoeira Grande Portimão, o custo de abastecimento com água subterrânea será economicamente interessante. A gestão racional de recursos hídricos em zonas costeiras recomenda o aproveitamento da água disponível ao invés de a deixar escoar-se para o mar. No entanto, interessa manter sob controlo a intrusão salina. Assim, o principal problema a resolver será determinar a extracção máxima permitida para que a interface fique além de determinada distância admissível.

Numa primeira etapa interessa estudar quais deveriam ser as políticas de extracção para que fosse possível manter pelo menos algumas origens subterrâneas. Assim, numa análise rápida interessará seleccionar os furos que quando em funcionamento apresentavam os valores mais baixos nos teores de cloretos e as maiores capacidades de extracção. Este trabalho constitui o primeiro relato de alguns estudos desenvolvidos para o aproveitamento dos recursos hídricos disponíveis nas zonas costeiras. Devido à limitação de espaço, neste artigo far-se-á a descrição, a título de exemplo, de algumas ferramentas que podem ser usadas para o estabelecimento de medidas que permitam a utilização controlada de aquíferos costeiros.

O estudo inicia-se pela caracterização geral do sistema aquífero. Descrever-se-á sumariamente os fundamentos da modelação matemática / numérica do fenómeno intrusão salina e das técnicas de optimização empregues. Apresentar-se-ão os resultados do modelo de gestão face a diversos cenários dos elementos base, designadamente da condutividade hidráulica. Determinam-se as extracções máximas admissíveis para que sejam respeitadas sucessivas distâncias entre a interface e os pontos de controlo. Finalmente, far-se-á a análise de resultados e apresentadas as respectivas conclusões.

2 DESCRIÇÃO DO MODELO GLOBAL DE GESTÃO

Um modelo global de gestão de sistemas aquíferos costeiros deve socorrer-se de diversas ferramentas matemático-numéricas, desde a modelação de sucessões cronológicas das solicitações de água, análise geoestatística dos parâmetros que caracterizam o aquífero, a estimação da recarga, etc., no entanto as componentes principais são as técnicas de optimização e os modelos de simulação da intrusão salina.

Os problemas de gestão dos sistemas aquíferos costeiros são melhor resolvidos adoptando uma perspectiva de análise regional. A questão que nos propomos tratar relaciona-se com a definição das melhores estratégias de gestão dos recursos hídricos disponíveis nas regiões costeiras para que seja possível extrair continuamente dos aquíferos a água doce que se escoar em direcção ao mar. O modelo de gestão deve determinar as extracções, as quantidades para recarga e os caudais a contratar à origem superficial para que seja possível manter sob controlo a intrusão salina, ou seja que as captações não sejam invadidas pela água salobra ou salgada. Assim, na selecção dos modelos matemáticos / numéricos para a simulação da intrusão salina não deve esquecer-se que o objectivo é evitar que a água salobra chegue aos pontos de controlo e não o conhecimento da concentração de sais em dado local. Os modelos de interface brusca, conforme constata Essaid (1990) revelam-

se mais conservadores, isto é colocam-se pelo lado da segurança, na definição da posição da interface água doce / água salgada.

A determinação das políticas optimizadas de gestão dos recursos hídricos disponíveis em regiões costeiras necessita de uma adequada formulação matemática do problema e da selecção das ferramentas de simulação do escoamento e de optimização apropriadas.

3 FORMULAÇÃO MATEMÁTICA DO PROBLEMA

Nos aquíferos costeiros as extracções desregradas e excessivas poderão provocar o avanço da água salobra / salgada na direcção do continente. O modelo de gestão tem por objectivo definir as melhores políticas para o abastecimento de água a regiões costeiras, garantindo as quantidades solicitadas pelos utilizadores, maximizando os resultados económicos e mantendo sob controlo a invasão de água salgada marinha. Este propósito pode ser expresso matematicamente por uma função que represente a soma dos benefícios e dos custos da exploração do sistema de abastecimento, bem como os encargos com a recarga artificial e as despesas com a reabilitação do aquífero.

O objectivo económico pode ser representado pela maximização dos resultados obtidos ao longo do período de análise, calculados para a mesma referência temporal. Uma expressão geral possível para a função objectivo será:

$$\max Z1 = \sum_{i=1}^N \sum_{t=1}^T \left[b_i Q_i^{\beta 1} - \left(c_{1i} d_i^{\alpha 1} + c_{2i} Q_{i,t}^{\beta 2} (H_{i,0} - h_{i,t})^{\alpha 2} + c_{3i} Q_{i,t}^{\beta 3} \right) \right] \quad (1)$$

sendo: N - O número de captações; T - O período de gestão; b_i - benefício pela extracção ($\text{€}/\text{L}^3$); c_1, c_2, c_3 - Coeficientes de custo c_1 = Custo de construção e instalação equipamento ($\text{€}/\text{L}$), c_2 = Custo de elevação ($\text{€}/\text{L}^3/\text{L}$); c_3 = Custo de tratamento ($\text{€}/\text{L}^3$); d_i - Profundidade da captação; $H_{i,0}$ - A cota piezométrica de elevação; $h_{i,t}$ - A cota do nível da água na captação i no instante t ; $Q_{i,t}$ - O caudal extraído da captação i no instante t .

O controlo da intrusão salina no aquífero será realizado impondo um valor máximo para a distância entre do "pé" da interface e pelo menos um ponto de controlo, eventualmente a captação mais próxima do mar. Pretendendo que os pontos de controlo não sejam invadidos, poderemos limitar o avanço do pé da interface, pelo que deverá respeitar:

$$(x_{pe})_i \leq (x_{pc} - d_s)_i \quad \forall i, \quad i=1,2,\dots,N_{pc} \quad (2)$$

em que: $(x_{pe})_i$ - cota do pé da interface; x_{pc} - cota do ponto de controlo; d_s - distância segurança admissível entre a interface e o ponto de controlo; N_{pc} - número de pontos de controlo.

As restrições são relativas à garantia das solicitações, aos limites de extracção de cada captação ou às cotas piezométricas mínimas:

$$\sum Q_{i,t} \geq D_t \quad i = 1, \dots, N; t = 1, \dots, T \quad (3)$$

$$Q_{i,\min}^t \leq Q_i^t \leq Q_{i,\max}^t \quad i = 1, \dots, N; t = 1, \dots, T \quad (4)$$

$$h_i^t \geq h_0^t \quad i = 1, \dots, N; t = 1, \dots, T \quad (5)$$

em que: D_t é a solicitação no instante t ; Q_{\min} e Q_{\max} os limites de extracção em cada captação; h_0 a cota piezométrica mínima admissível.

4 TÉCNICAS DE OPTIMIZAÇÃO

A resolução do problema enunciado envolve a utilização de modelos de simulação e de optimização não lineares que se revelam computacionalmente complexos. Defendemos que a melhor solução pode ser encontrada adoptando uma metodologia multi-etápica com um grau progressivo de complexidade que envolve o recurso a hipóteses simplificativas na primeira etapa e o recurso a duas técnicas de optimização: uma baseada no

conceito de gradiente e uma heurística de optimização global. Os algoritmos evolutivos têm uma capacidade de se adaptar a problemas não lineares e descontínuos, geralmente encontrados neste tipo de sistemas.

Os algoritmos genéticos (A.G.) são uma técnica de optimização global que iniciam a procura do óptimo global a partir de um conjunto de pontos e trabalham simultaneamente com diversas eventuais soluções. Os (A.G.) usam perturbações aleatórias na procura da melhor solução e a informação da função objectivo é usada directamente sem ser necessário trabalhar com derivadas. Informação mais detalhada sobre esta técnica de optimização pode ser encontrada em MICHALEWICZ (1994).

5 MODELOS DE SIMULAÇÃO DA INTRUSÃO SALINA

As equações que caracterizam o escoamento num sistema aquífero costeiro podem ser definidas aplicando a expressão de Darcy a cada lado da interface:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[(K_{xx})_d \frac{\partial h_d}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[(K_{yy})_d \frac{\partial h_d}{\partial y} \right] - \frac{\partial}{\partial z} \left[(K_{zz})_d \frac{\partial h_d}{\partial z} \right] + Q_d = S_d \frac{\partial h_d}{\partial t} \quad (6)$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[(K_{xx})_s \frac{\partial h_s}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[(K_{yy})_s \frac{\partial h_s}{\partial y} \right] - \frac{\partial}{\partial z} \left[(K_{zz})_s \frac{\partial h_s}{\partial z} \right] + Q_s = S_s \frac{\partial h_s}{\partial t} \quad (7)$$

Em que: x, y - coordenadas, d água doce; s a água salgada; h - altura piezométrica, Q - caudal extraído ou injectado, S - coeficiente de armazenamento, t - tempo.

A resolução da equação diferencial que caracteriza o escoamento pode realizar-se por via analítica, nalguns casos, e mais genericamente por via numérica. Defendemos que o estudo de sistemas complexos e de grande dimensão deve iniciar-se com o recurso a modelos conceptuais simples para numa segunda fase ser usado um modelo numérico, necessariamente mais refinado.

Strack (1976) desenvolveu uma solução exacta para caracterizar o escoamento em aquíferos costeiros com uma linha de costa recta, diversas captações localizadas a x_i do mar e o respectivo caudal Q_i . O potencial é definido, usando o método das imagens, por:

$$\phi = \frac{q}{K} x + \sum_{i=1}^n \frac{Q_i}{4\pi K} LN \left[\frac{(x - x_i)^2 + (y - y_i)^2}{(x + x_i)^2 + (y - y_i)^2} \right] \quad (8)$$

onde (x_i, y_i) e Q_i são, respectivamente, as coordenadas e o caudal da captação i .

6 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O sistema aquífero da Mexilhoeira Grande - Portimão localiza-se no litoral do concelho de Portimão, ou seja no Barlavento Algarvio e na Orla Meridional Portuguesa e abrange as bacias hidrográficas das Ribeiras do Barlavento e do Rio Arade. A área do sistema aquífero é de aproximadamente 50 km². De acordo com INAG (2000) os contornos do aquífero são definidos a sul pelo oceano Atlântico e a norte pelas formações do Hetangiano, sendo os limites laterais definidos pela ribeira do Arão a oeste pela ribeira de Boina a este. A espessura do aquífero apresentará valores entre 60 e 110 m e a transmissividade entre 85 a 2300 m²/dia. Salgueiro (2001) ensaiou diversos valores da condutividade, desde 4 a 259,2 m/dia, tendo decidido usar 212,9 m/dia para a análise do escoamento regional. Experimenta para valores da espessura do aquífero 60, 150 e finalmente 110 m.

Os dados sobre as principais captações existentes no sistema aquífero podem ser encontrados nos documentos dos Serviços Municipalizados de Portimão (S.M.P.) e no trabalho elaborado por Rosa (1997). Os S.M.P. fizeram o registo das extracções mensais nas suas captações entre Maio de 1983 e Dezembro de 1996. Devido à degradação da qualidade da água na origem, os furos localizados mais a sul foram sucessivamente abandonados e construídos novos mais a norte. A região tem outras origens, designadamente a origem superficial do grande sistema adutor do Barlavento Algarvio que abastece actualmente a quase totalidade do sistema de distribuição de água a Portimão.

As utilizações de água em Portimão têm crescido substancialmente ao longo dos últimos 20 anos. Os dados recolhidos junto dos S.M.P. e da empresa que lhe sucedeu a a E.M.A.R.P. indicam que o crescimento na década de 90 foi significativo. De facto, a utilização anual em 1999 cresceu 1,26 milhões de m³ em relação a 1992. A utilização média diária anual foi em 2002 de 16.647 m³/dia.

7 ESTUDOS PARA A GESTÃO CONTROLADA E SUSTENTÁVEL DO AQUÍFERO

Como a água subterrânea apresenta um custo menor relativamente às origens alternativas então interessa que a interface fique próximo da cota máxima admissível. Admitindo o conceito de distância de segurança em relação a pelo menos um ponto de controlo, a interface não deverá ultrapassar a cota cujo valor é calculado retirando à cota do ponto de verificação o valor da distância máxima admitida. Realizando estudos para diversas eventuais distâncias de segurança disponibilizam-se resultados que poderão ajudar na melhor fundamentação de decisões.

Conforme se constatou na breve descrição da hidrogeologia da área de estudo, os parâmetros base que caracterizam o aquífero são de difícil definição, existindo mesmo uma grande heterogeneidade de valores, pelo que interessa analisar os efeitos desta incerteza nos resultados do modelo de optimização-simulação. Assim, serão realizados estudos para diversos eventuais valores da condutividade hidráulica (100, 150, 200 e 250 m/dia).

Face aos elevados teores de cloretos que em 1995-1996 existiam na maioria dos furos dos S.M.P. pretende estudar-se a possibilidade de manter a extracção de água subterrânea, no entanto mantendo sob controlo a interface água salobra / água doce. Esta hipótese será eventualmente viável à custa da redução das extracções. Analisando os dados relativos aos furos que estavam em actividade em 1995 e 1996 verifica-se que os primeiros candidatos a continuar a extracção serão os que estão implantados mais a norte, ou seja as captações designadas por JCS5 e JCS9. Como o furo JCS5 é dos dois o que está implantado mais a sul, então será o ponto mais desfavorável em termos de intrusão salina, pelo que será considerado como ponto de controlo ou de verificação.

O objectivo prende-se com a determinação dos caudais a extrair pelas captações subterrâneas (já existentes) e do caudal a solicitar ao sistema de abastecimento do barlavento (fornecedor exterior) para satisfazer a solicitação e manter sob controlo o avanço da intrusão marinha. A solicitação pretendida é de 12.000 m³/dia, eventualmente o valor de um dia útil do mês de menor utilização.

Os limites superiores para as extracções dos furos foram definidos adoptando os valores máximos registados em 1995.

Quadro 1 - Limites de funcionamento das origens.

| Designação da captação | Q_{min} | Q_{max} |
|------------------------|-----------------------|-----------------------|
| | (m ³ /dia) | (m ³ /dia) |
| <i>QJCS5</i> | 0 | 5280 |
| <i>QJCS9</i> | 0 | 1800 |

sendo: *QJCS5* - Extracção diária no furo *JCS5*; *QJCS9* - Extracção diária no furo *JCS9*

No quadro seguinte estão registados os valores máximos permitidos extrair no aquífero se a condutividade apresentar o valor de 150 m/dia em função da distância de segurança (*ds*) que o decisor pretenda admitir.

Quadro 2 - Valores máximos das extracções versus d_s e respectivos custos se $K = 150$ m/dia.

| d_s (m) | Q_{JCS5} (m ³ /dia) | Q_{JCS9} (m ³ /dia) | Q_s (m ³ /dia) | $Custo\ sub$ (€/dia) | $Custo\ total$ (€/dia) |
|--------------|-------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------|-------------------------|---------------------------|
| 100.00 | 4109.92 | 1800.00 | 5909.92 | 1318.18 | 3267.01 |
| 200.00 | 4229.65 | 1800.00 | 6029.65 | 1344.52 | 3255.04 |
| 300.00 | 4051.88 | 1800.00 | 5851.88 | 1305.41 | 3272.81 |
| 400.00 | 3693.41 | 1800.00 | 5493.41 | 1226.55 | 3308.66 |
| 500.00 | 3196.97 | 1800.00 | 4996.97 | 1117.33 | 3358.30 |
| 600.00 | 2583.21 | 1800.00 | 4383.21 | 982.31 | 3419.68 |
| 700.00 | 1863.29 | 1800.00 | 3663.29 | 823.92 | 3491.67 |
| 800.00 | 1043.45 | 1800.00 | 2843.45 | 643.56 | 3573.65 |

sendo: d_s - distância de segurança; Q_{sub} - Extracção diária; $Custo\ sub$ - Custo da água subterrânea.

Nas figuras seguintes estão representados os valores do quadro anterior.

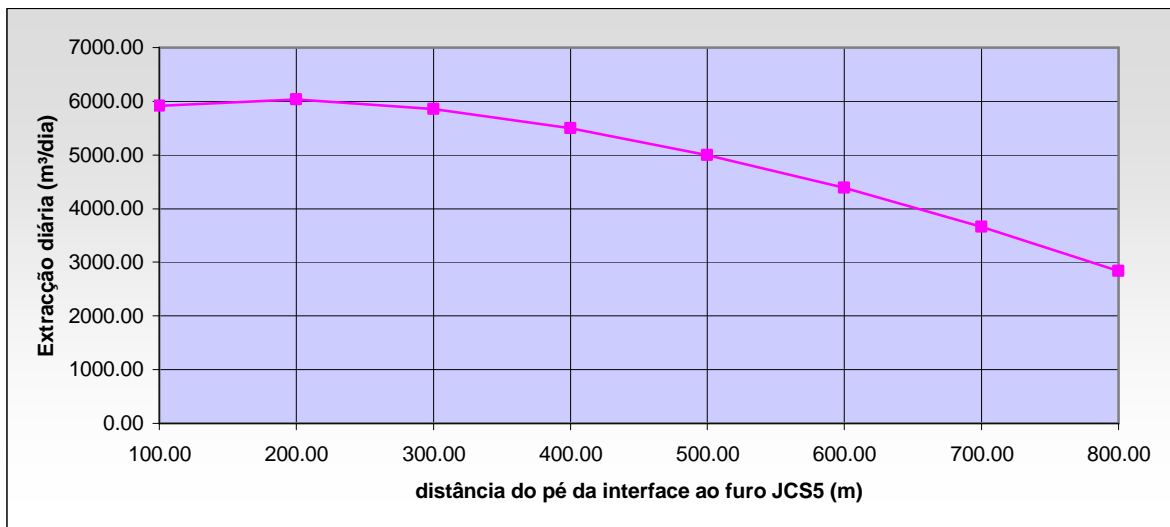


Figura 1 - Extracção versus distância de segurança ao ponto de controlo se $K = 150$ m/dia

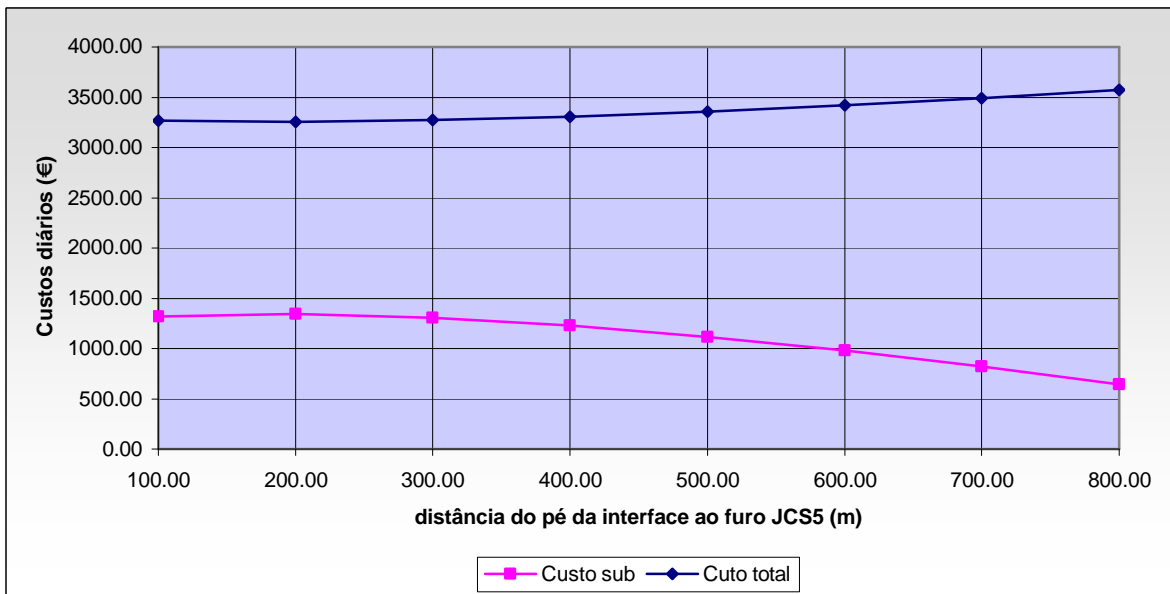


Figura 2 - Custos versus distância de segurança ao ponto de controlo se $K = 150$ m/dia

A observação das figuras anteriores permite-nos constatar que o custo diário é mínimo quando se admite uma distância ao ponto de controlo de 200 m, ou seja não adianta aumentar o risco, reduzindo a distância de segurança, na tentativa de minimizar custos. A explicação deste facto pode encontrar-se calculando o pé da interface face à variação das extracções diárias no furo JCS5. Os resultados desta pesquisa encontram-se registados na figura seguinte:

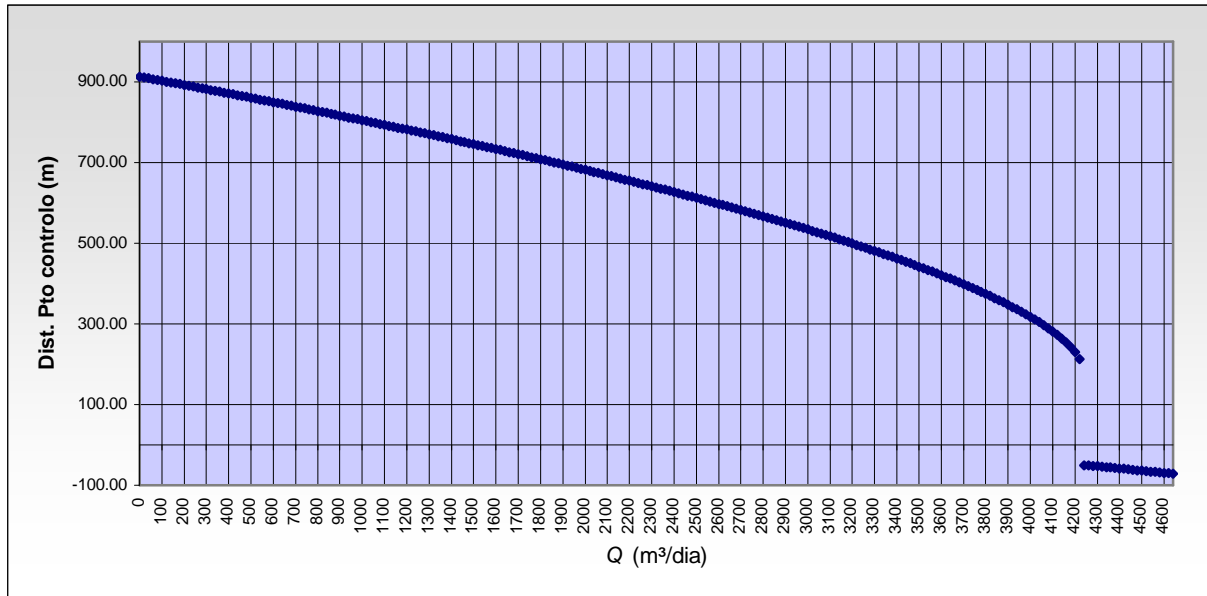


Figura 3 - Distância do pé da interface ao ponto de controlo versus extracção JCS5 se $K = 150$ m/dia

A figura permite-nos verificar a existência de uma extracção máxima imediatamente antes do furo ser invadido pela intrusão salina. O valor máximo da extracção ocorre quando a distância ao ponto de controlo se aproxima dos 200 m e qualquer aumento provoca o salto do pé da interface para uma cota superior à do furo.

Nas figuras seguintes estão representas as posições do pé da interface nas áreas limítrofes dos furos JCS5 e JCS9, para a condutividade de 200 m/dia.

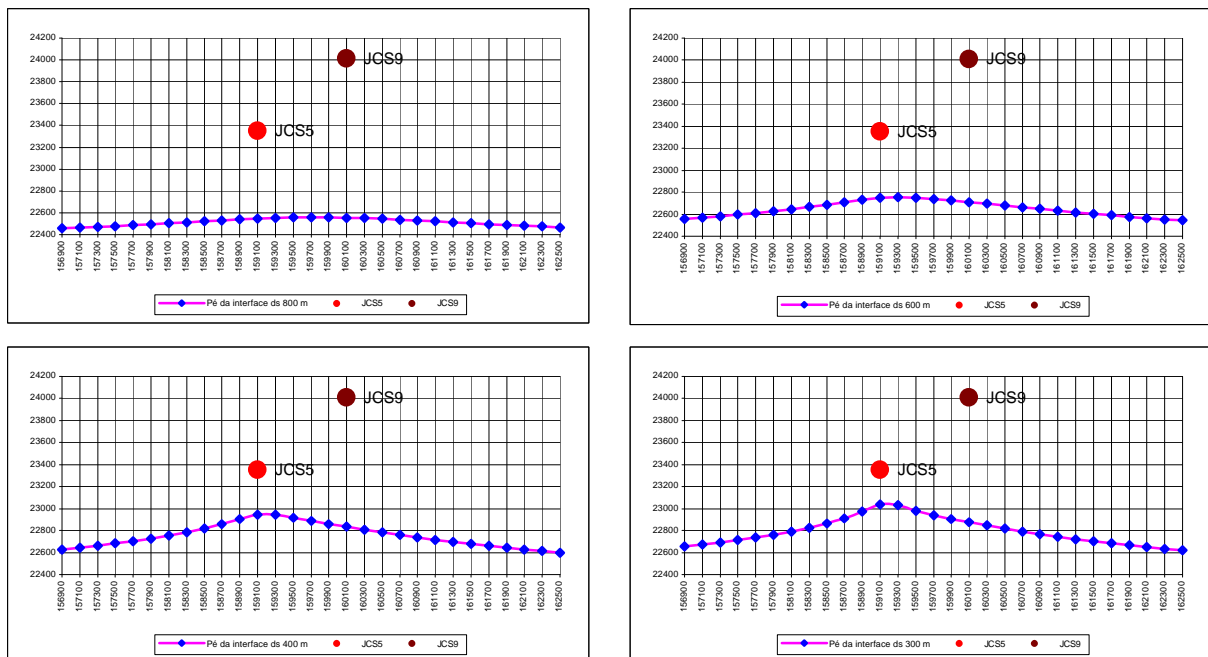


Figura 4 - Pé da interface se $K=200$ m/dia e $ds = 800, 600, 400$ e 300 m

A figura seguinte mostra uma vista a três dimensões da interface quando é admitida uma distância de 200 m ao ponto de controlo.

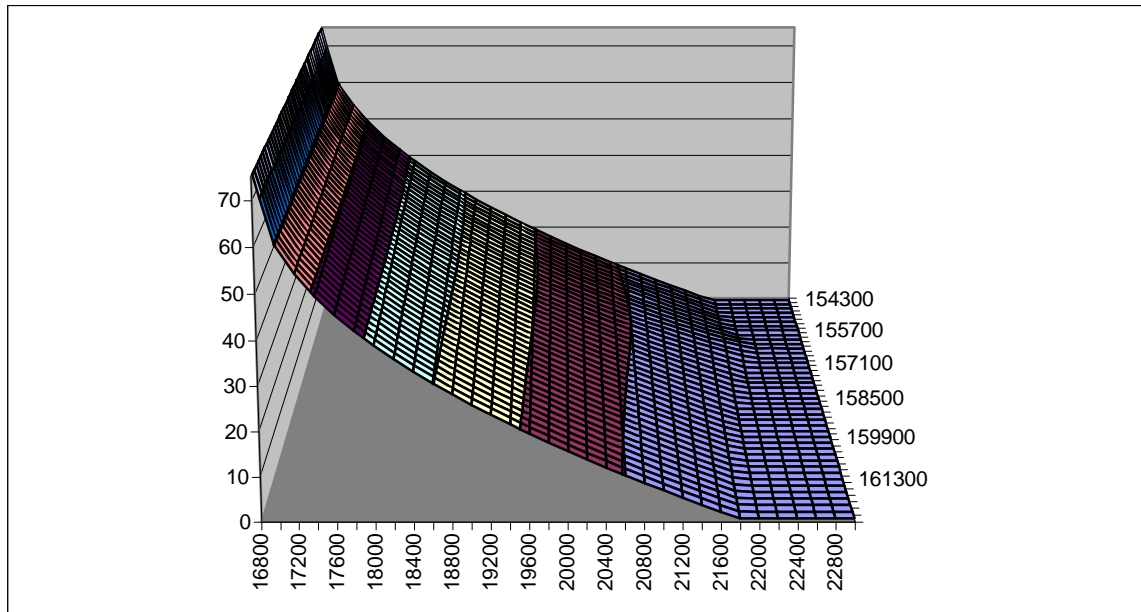


Figura 5 - Representação 3D da interface se $K=200$ m/dia e $ds=200$ m

O agrupamento dos diversos resultados obtidos em cada simulação permite a representação gráfica da extracção máxima em função da distância de segurança ao ponto de controlo e da eventual condutividade. A superfície resultante encontra-se resumida na figura seguinte:

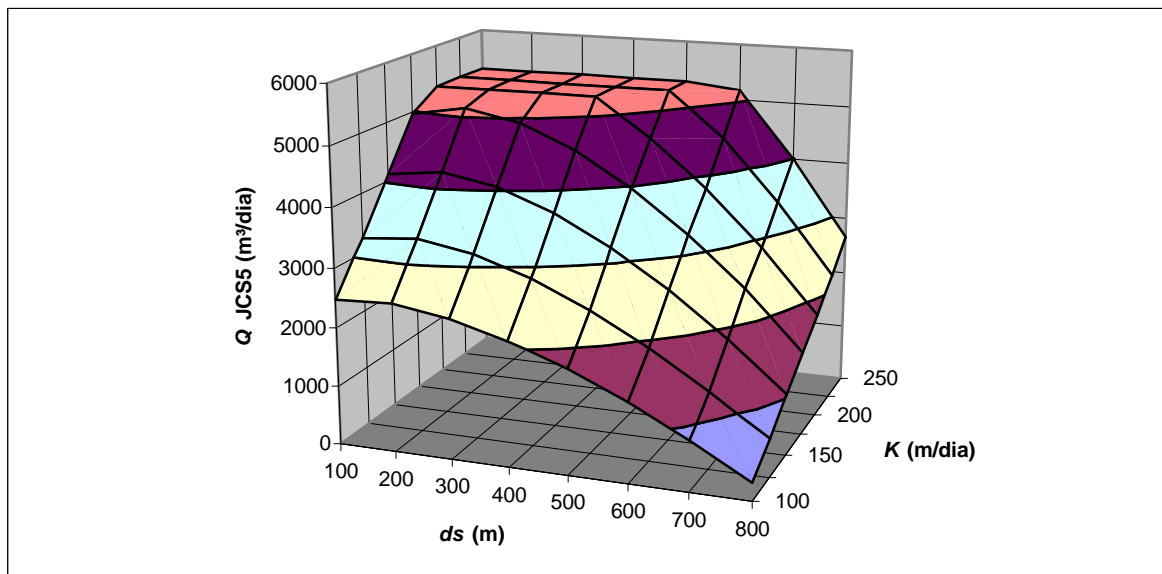


Figura 6 - Extracção versus distância de segurança e condutividade

A análise desta figura permite-nos observar que para dado valor da condutividade o decréscimo na extracção é reduzido quando se passa o valor da distância de segurança de 200 para 300 m. O topo da superfície para os

maiores valores da condutividade hidráulica corresponde aos valores máximos permitidos para a extracção nos furos.

Representando os custos totais do abastecimento de água versus distância ao ponto de controlo e condutividade obtém-se a seguinte superfície:

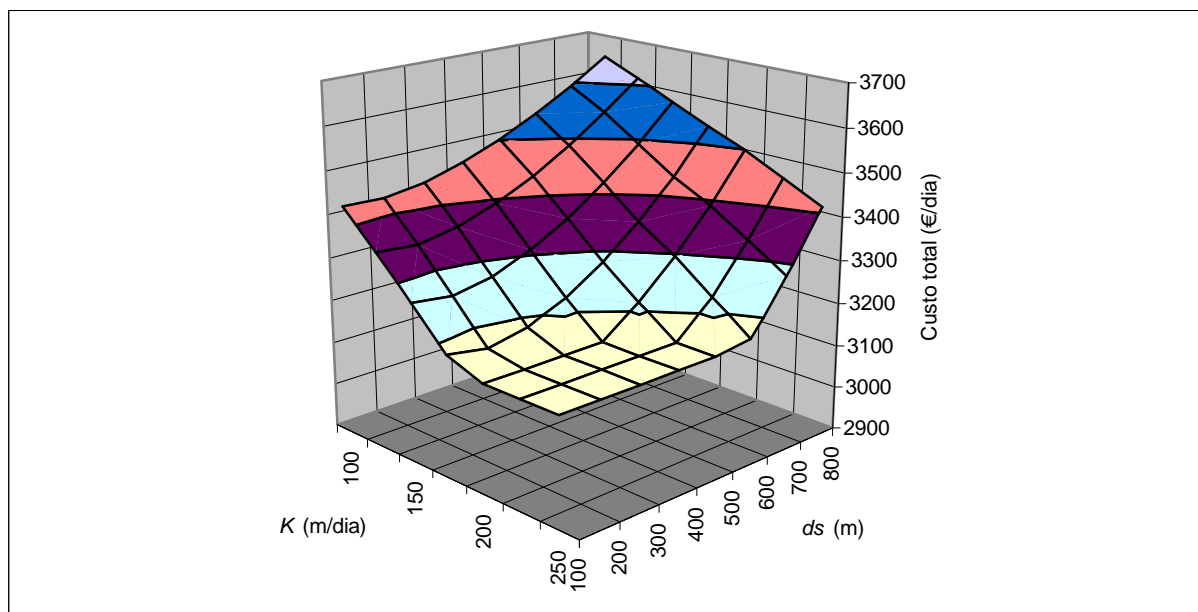


Figura 7 - Custo total versus distância de segurança e condutividade

CONCLUSÕES

O caso de estudo permite verificar que o modelo desenvolvido pode ser usado para a simulação de diversos cenários de exploração. Face a eventuais alterações dos elementos base, designadamente dos parâmetros que caracterizam o aquífero ou dos factores económicos, o modelo determina o conjunto de caudais a extrair do aquífero e o caudal a solicitar ao fornecedor exterior para que se mantenha o controlo sobre o volume de água salgada, ou seja que se evite a propagação da poluição salina.

A introdução do conceito de distância de segurança admissível em relação a pontos de controlo permite uma abordagem diferente em relação à definição das estratégias de gestão versus risco aceitável. Uma análise mais detalhada revela que será possível diminuir o risco de intrusão à custa de um pequeno incremento no custo de exploração.

Dadas as características dos problemas resolvidos o espaço de procura é elevado podendo existir diversos óptimos locais. Atendendo à equação que rege o escoamento constata-se que no espaço de soluções existem descontinuidades. Estas características indicam que a metodologia desenvolvida que emprega algoritmos evolutivos poderá aplicar-se com sucesso na procura do conjunto de extracções que maximizem os resultados económicos e impeçam o avanço da cunha salina.

Sendo o custo de “produção” de água para abastecimento a partir das origens subterrâneas substancialmente inferior ao custo da água com origem superficial ou exterior à região, então será racional a manutenção de algumas captações, desde que seja possível manter sob controlo o volume de água salgada no aquífero. A redução das extracções, em relação aos tempos em que as captações funcionavam, e a selecção de alguns furos implantados em locais mais afastados da água salgada permite o aproveitamento de parte da água que é descarregada no mar sem qualquer aproveitamento. O estudo divulgado identifica políticas viáveis de gestão dos recursos hídricos disponíveis na região para manter sob controlo a intrusão salina. As medidas preconizadas

constituem uma parcela de um conjunto de acções que poderão ser incrementadas para a utilização controlada e sustentável dos recursos hídricos nesta área costeira.

BIBLIOGRAFIA

- EMARP Empresa Municipal de Águas e Resíduos de Portimão - Relatório de actividades e de contas, 2000;
- ESSAID, H.I., - "The Computer Model SHARP", Water-Resources Investigations Report 90-4130, U.S. Geological Survey, California, 1990;
- FERREIRA DA SILVA, Júlio e Naim Haie - "Gestão Optimizada à escala regional de Sistemas Aquíferos Potencialmente Sujeitos à Intrusão Salina - Uma primeira abordagem pela metodologia simulação-optimização" ; 6º Congresso Nacional da Água; Porto, 18/22 Março, 2002;
- INAG - Bases de dados do Serviço Nacional de Informação de Recursos Hídricos; <http://snirh.inag.pt/>, 2003;
- INAG - Sistema aquíferos de Portugal continental – Sistema aquífero Mexilhoeira Grande – Portimão (M3), Lisboa, 2000;
- MICHALEWICZ, Z. - "Genetic Algorithms + Data Structures = Evolution Programs", Springer Verlag, NY, 1994;
- ROSA, F. G. Lucas da, - Captações, Tratamento e distribuição de água no concelho de Portimão. Problemas-possíveis soluções, Universidade do Algarve, 1997;
- SALGUEIRO, Ana Rita - Caracterização Estocástica do Sistema Aquífero da Mexilhoeira Grande – Portimão, Dissertação para obtenção do grau de mestre em Georrecursos, IST, 2001;
- STRACK, O. D. L. - "A Single-potential solution for regional interface problems in coastal aquifers", Water Resources Research, 12, 1165-1174, 1976.

SIMBOLOGIA

- Custo sub* - Custo da água subterrânea;
- ds* - distância de segurança;
- D_t é a solicitação no instante t ;
- h_{10} a cota piezométrica mínima admissível;
- K - condutividade hidráulica;
- N_{pc} - número de pontos de controlo;
- Q_i - caudal da captação
- Q_{JCS5} - Extracção diária no furo $JCS5$;
- Q_{JCS9} - Extracção diária no furo $JCS9$;
- $Q_{máx}$ - Extracção máxima de cada captação;
- $Q_{mín}$ - Extracção mínima de cada captação;
- Q_{sub} - Extracção subterrânea diária;
- x_i e y_i são as coordenadas da captação i ;
- x_{pc} - cota do ponto de controlo;
- $(x_{pe})_i$ - cota do pé da interface.

AGRADECIMENTOS

Os autores registam o apoio dado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia ao Centro de Engenharia Civil da Universidade do Minho. Este trabalho foi realizado com o apoio parcial do projecto POCTI/ECM/2512/9.

TEMA 2
RECARGA DE AQUÍFEROS

SINGULARIDADES DE LA RECARGA EN PEQUEÑOS ACUÍFEROS KÁRSTICOS DE REGIONES SEMIÁRIDAS. EJEMPLO DEL VENTÓS (ALICANTE, SE DE ESPAÑA)

J.M. ANDREU

Geólogo, Dpto. de Ciencias de la Tierra y Medio Ambiente, Universidad de Alicante, Apdo. Correos, 99, 03080 Alicante (España) +34 6 590.34.00-3341, Andreu.Rodes@ua.es

A. PULIDO-BOSCH.

Geólogo, Dpto. de Hidrogeología y Química Analítica, Universidad de Almería (España), La Cañada 04120 Almería (España) + 34 6 001.54.65, apulido@ual.es

E. GARCÍA-SÁNCHEZ

Geólogo, Dpto. de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández (España), Avda. Ferrocarril, s/n, 030230 Elche-Alicante (España) + 34 6 665.84.16, ernesto.garcia@umh.es

M. A. LEMA

Geóloga, Dpto. de Geología, Universidad Nacional Río Cuarto, Almirante Brown, 460, U900D6B, Comodoro (Argentina) + 0297 447.59.17 marinalesa@hotmail.com

A. VALLEJOS.

Geóloga, Dpto. de Hidrogeología y Química Analítica, Universidad de Almería (España), La Cañada 04120 Almería (España) + 34 6 001.54.65 avallejo@ual.es

J. BELLOT

Ecólogo, Dpto. Ecología, Universidad de Alicante, Apdo. Correos, 99, Alicante (España) +34 6 590.35.55, Juan.Bellot@ua.es

E. CHIRINO

Ing. Agrónomo, Dpto. de Ecología, Universidad de Alicante, Apdo. Correos, 99, Alicante (España) +34 6 590.35.55, Estaban.Chirino@ua.es

RESUMEN

El acuífero del Ventós-Castellar es un pequeño sistema kárstico situado en la provincia de Alicante que se explota mediante un único sondeo cuya agua se destina para abastecimiento urbano de una localidad de menos de 5000 habitantes. A pesar de que las extracciones a priori no parecen demasiado elevadas (aproximadamente 250.000 m³/año), en los últimos años se ha producido un descenso continuado de su nivel piezométrico.

El emplazamiento climático, típicamente semiárido con una precipitación media anual inferior a 280 mm y con elevada irregularidad anual, hace que la alimentación del acuífero sea escasa durante ciertos intervalos de tiempo. Las escasas precipitaciones que originan infiltración eficaz no son capaces de generar las entradas necesarias para equilibrar los volúmenes bombeados. Es por ello, que el agua extraída proviene en gran medida del vaciado de sus reservas. Esta situación presenta una dinámica semejante a la de otros acuíferos de la región que fueron considerados como sobreexplotados desde el punto de vista legal.

El objetivo de la comunicación es poner de manifiesto la influencia climática en la recarga de este pequeño sistema, en especial lo que se refiere a la precipitación, su distribución a lo largo del año y la naturaleza de los eventos en la cantidad realmente infiltrada. Los principales resultados apuntan que a pesar de que a priori el desarrollo de suelo es escaso sobre los materiales permeables, la recarga se inicia a partir de un umbral (17 mm), de forma que las precipitaciones que no lo superan no llegan a originar infiltración eficaz.

Palabras clave: Recarga, Acuífero kárstico, Clima semiárido, Infiltración, Alicante

1 INTRODUCCIÓN

La estimación de la recarga en un acuífero es uno de los aspectos necesarios para poder cuantificar los recursos de aguas subterráneas disponibles. Ello es especialmente importante en aquellos lugares de características climáticas áridas o semiáridas, con escasos recursos superficiales, y cuya economía se basa en gran medida en las aportaciones subterráneas. Este es el caso del la localidad de Agost que con una población inferior a 5000 habitantes se abastece exclusivamente de las aguas subterráneas. Entre ellas, las aguas procedentes del acuífero del Ventós-Castellar han representado una parte importante en el abastecimiento de esta población.

El acuífero del Ventós-Castellar es un pequeño acuífero kárstico de aproximadamente 16 km² [IGME (1979)] situado en la provincia de Alicante en el SE de España (figura 1). Su ubicación climática puede catalogarse de mediterráneo semiárido. La reducida área de alimentación, estimada en torno a 7 km² [IGME (1992)], junto a las escasas precipitaciones que recibe el área hacen que sus recursos hídricos sean bajos y muy sensibles a las variaciones climáticas. Si bien la presión de explotación no se puede considerar importante, ya que tan sólo se explota un único sondeo para abastecimiento, en los últimos años se vienen produciendo descensos continuados de nivel que preocupan a las autoridades locales y a los gestores del abastecimiento.

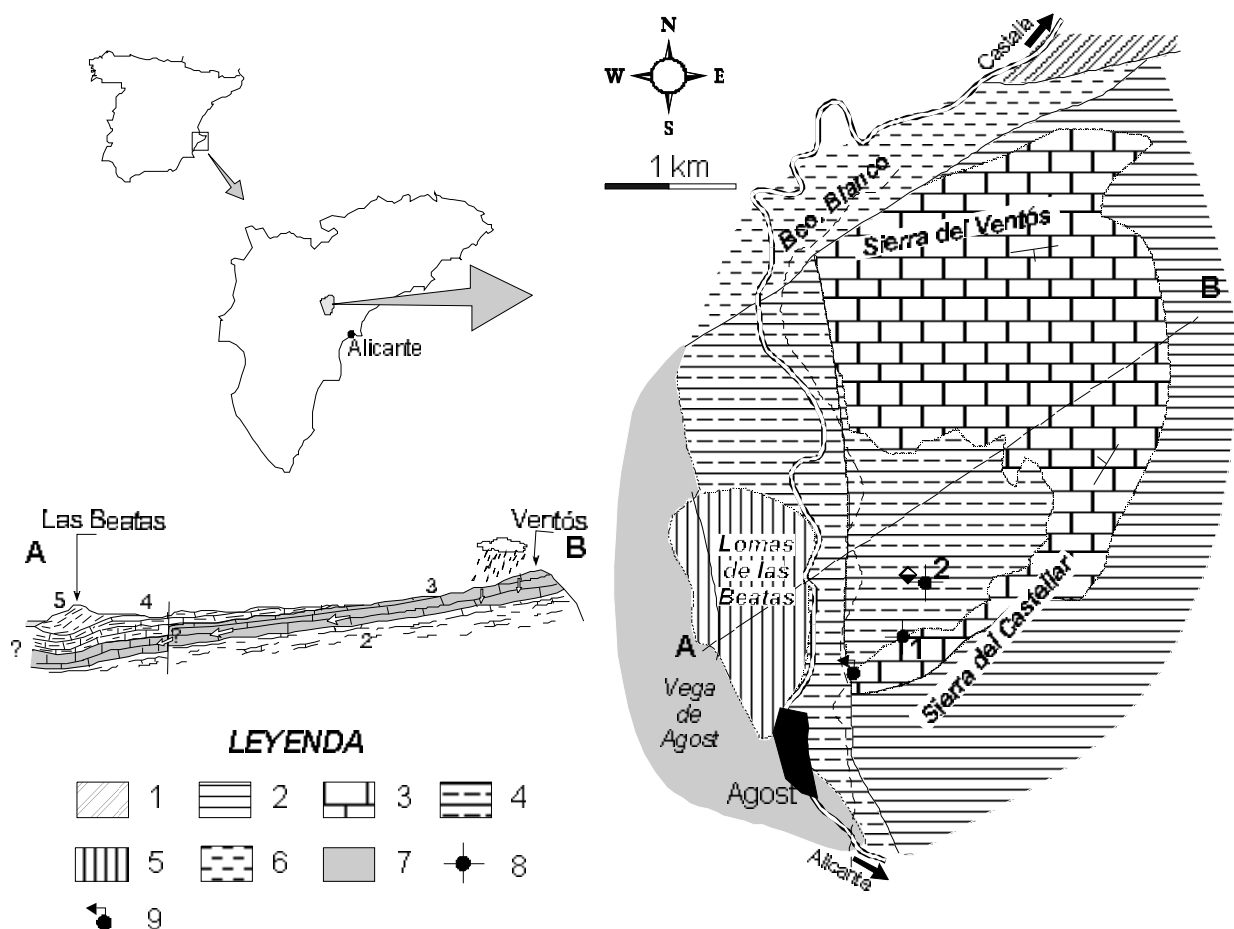


Figura 1. Situación geográfica del Acuífero de Ventós-Castellar. Estructura del acuífero y esquema de funcionamiento. Leyenda: 1. Arcillas y yesos (Trías Keuper); 2. Margas (Cretácico Inferior); 3. Calizas (Albiense-Cenomaniense); 4. Calizas y margas (Senoniense); 5. Margas (Paleógeno); 6. Margas blancas (Mioceno); 7. Depósitos recientes; 8. sondeo; 9. Manantial de descarga;

Con el objeto de avanzar en el grado de conocimiento existente sobre la alimentación de este acuífero se está llevando un seguimiento exhaustivo de las diferentes variables que entran en juego en el fenómeno de la recarga. Actualmente en el entorno del acuífero existen 4 estaciones meteorológicas que registran la precipitación, entre otras variables climáticas. En los últimos años se ha intensificado el control piezométrico, de forma que se dispone de registro continuo en el sondeo de bombeo (nº2), y en el sondeo nº1 situado en las inmediaciones del antiguo manantial de Agost y que tan sólo funciona como piezómetro. Ambos puntos tienen una sonda instalada permanentemente, de manera que efectúa mediciones de nivel de forma automática con frecuencia horaria. Finalmente, el sondeo de bombeo presenta un contador de volumen que permite conocer las salidas del acuífero. Hasta el año 2003 la pauta de bombeos presenta una frecuencia diaria de forma que se suele bombear durante la noche (horas valle) y se encuentra parado durante el día (horas punta). Esta dinámica de bombeo se suele alterar durante la época estival al necesitarse mayor volumen de agua.

2 CONTEXTO HIDROGEOLÓGICO

El acuífero Ventós-Castellar está formado por un conjunto carbonatado de más de 150 m de espesor, constituido por calizas de edades comprendidas entre el Albiense y el Senoniense (figura 1). Estos materiales acuíferos reposan sobre margas del Cretácico Inferior. A grandes rasgos el acuífero coincide con el relieve que conforman las sierras del Ventós y Castellar, ya que los materiales margosos y arcillosos afloran en las diferentes vertientes del macizo. Este patrón puede no cumplirse en el sector occidental, ya que cabe la posibilidad de que las calizas cretácicas presenten continuidad en profundidad hasta alcanzar el valle de Agost, donde se pondrían en contacto con los yesos del Keuper [IGME (1979)]. La estructura consiste en un sinclinal de dirección NE-SW, cuyo eje se hunde hacia el SW. Excepto en su parte oriental, la estructura queda rodeada por fallas de gran envergadura responsables del confinamiento lateral del acuífero. En este contexto, el drenaje subterráneo presenta una dirección general NE-SW. La alimentación tiene lugar por la parte N-NE, a cotas topográficas más elevadas, donde afloran los materiales permeables. El agua fluye hacia el sector SW en donde se encontraba el manantial de Agost y se producía la práctica totalidad de la descarga natural del acuífero. Aunque hace bastantes años que la surgencia se encuentra seca debido a la influencia de los bombeos, la proximidad de los puntos de extracción induce a pensar que las modificaciones del flujo subterráneo originadas por éstos deben ser escasas. La estructuración del acuífero así como el desarrollo de la fracturación facilita las velocidades de tránsito rápidas, por lo que el acuífero responde deprisa ante las entradas.

3 CONTEXTO CLIMÁTICO: ANÁLISIS DE LA PRECIPITACIÓN

Desde el punto de vista climático, el acuífero del Ventós-Castellar se encuentra en una región de clima mediterráneo. La temperatura media anual es 18,5 °C, variando entre 11,9 °C del mes enero y 26,5 °C de agosto. Según la clasificación de Thornthwaite el clima es de tipo E1 B'3 d a', lo que corresponde a un clima árido, mesotérmico, con poco o nada de superávit en invierno. Otros índices climáticos corroboran las características semiáridas de la región [ANDREU *et al.* (2001)].

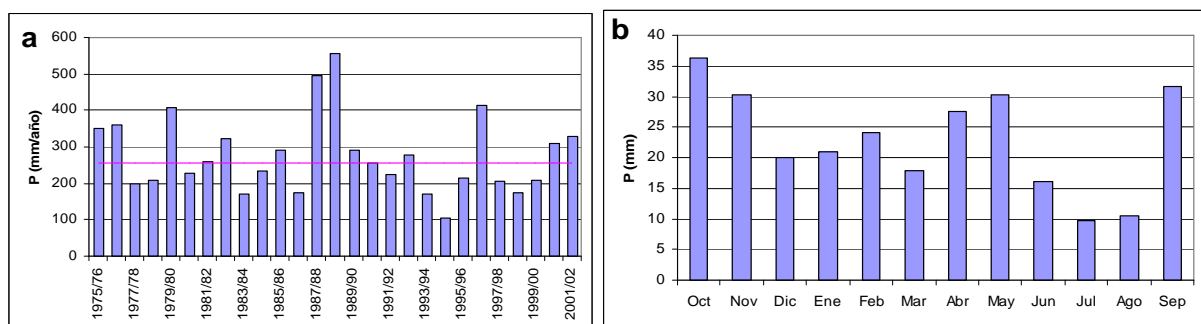


Figura 2. (a) Evolución de la precipitación a lo largo del periodo 1975/76-2001/02 en la estación de Agost. (b) Distribución de la precipitación a lo largo del año.

A partir de la estación con mayor registro (Agost, Escuela Nacional) se puede establecer que la precipitación media anual para el periodo 1975/76 – 2001/02 es de 275 mm (figura 2), aunque presenta variaciones comprendidas entre 105 mm (1994/95) y 556 mm (1988/89). La serie de datos presenta una mediana de 255 mm, una desviación típica de 105 mm y un coeficiente de variación de 38. Estos parámetros estadísticos ponen de manifiesto que el acuífero Ventós-Castellar se ubica en una de las áreas de menor precipitación de la provincia de Alicante y probablemente del SE español, donde el 50% de los años presenta precipitaciones inferiores a 255 mm.

El hecho de que los parámetros de dispersión sean algo elevados también pone de manifiesto cierta irregularidad en la precipitación anual. Para tratar de establecer las causas de esta irregularidad se han realizado los gráficos de la figura 3. En el primero (a), en el que se ha representado la acumulada de la precipitación a lo largo del tiempo, es posible observar cómo los diversos puntos quedan alineados en una recta. Tan sólo se aprecian separaciones de algunos años concretos, si bien no pueden ser interpretados como un cambio en el comportamiento general. Por ello, es posible establecer que el comportamiento de la precipitación parece haberse mantenido constante a lo largo del periodo de registro.

La figura 3 (b), en la que se representan las desviaciones acumuladas de las precipitaciones anuales sobre la media, además de los valores obtenidos en la estación de Agost se han incluido las de las estaciones de Aspe y Novelda, ya que se encuentran próximas al área de estudio (<15 km) y ofrecen periodos de registro mayores. La gráfica permite identificar una alternancia entre periodos secos (tramos descendentes) y húmedos (tramos ascendentes), comportamiento típico del clima mediterráneo. Aspe y Novelda ofrecen una clara influencia de periodos secos y húmedos en donde se destaca la mayor longitud de los intervalos secos frente a los húmedos. Sin embargo, Agost no parece estar tan afectada por tales periodos. Así, la clara sequía reflejada entre los años 1974 y 1986 apenas se manifiesta en esta estación. De igual forma, la amplitud de los periodos húmedos es menor que en las otras estaciones. En definitiva, parece mostrar una menor influencia por periodos secos/húmedos y, por tanto, mayor homogeneidad que las otras estaciones próximas.

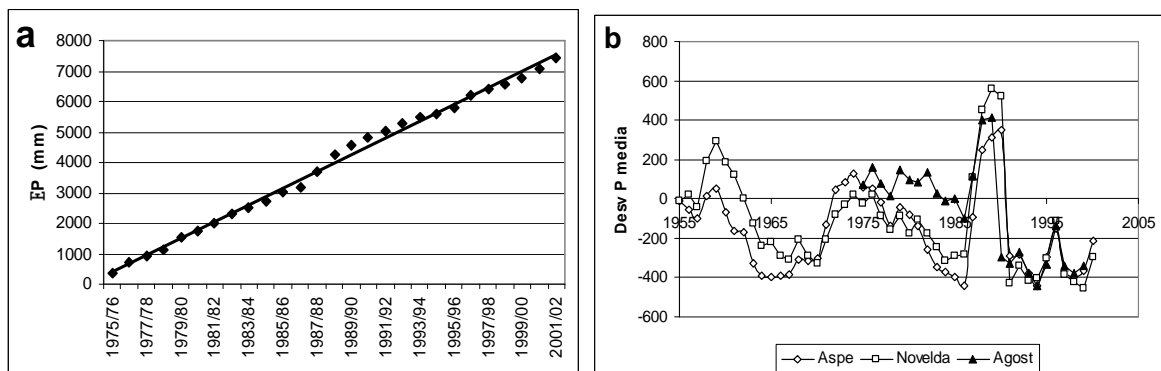


Figura 3. (a) Precipitación anual acumulada frente al tiempo. (b) Desviaciones acumuladas de la precipitación anual sobre la media.

En cuanto a la distribución anual de la precipitación, la figura 2b muestra que generalmente ésta se produce durante el periodo septiembre-noviembre, siendo octubre el mes más lluvioso con 36,3 mm. Además existe otro máximo relativo primaveral correspondiente al periodo abril-mayo y presenta la moda en mayo con 30,2 mm. Gran parte de las precipitaciones otoñales corresponden a aguaceros de gran intensidad y de corta duración. Así, las precipitaciones máximas en un solo día para el periodo 1975/76-2001/02 han oscilado entre 191 y 17 mm. Estas lluvias, por tanto, pueden llegar a suponer entre el 59 y 16% de la precipitación anual. Si el cálculo se realiza con los 2 días más lluviosos del año se puede establecer como valor medio que un 57% de la precipitación anual se produce en dos días.

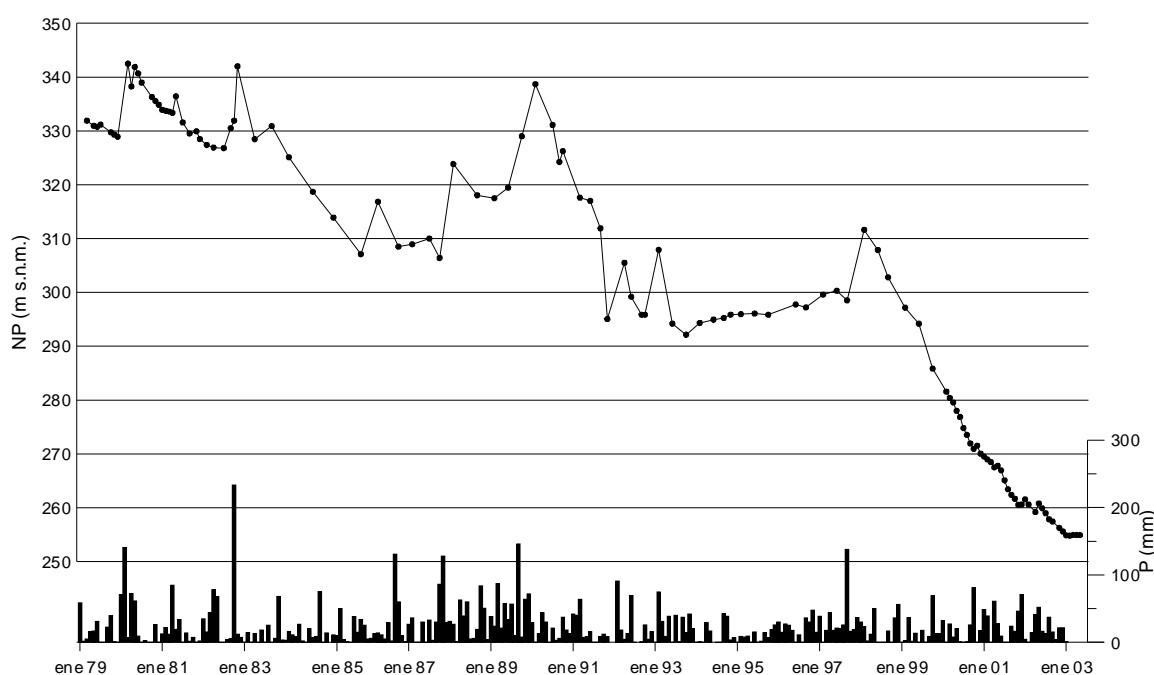
El ajuste de las precipitaciones máximas diarias a la función de probabilidad de valores extremos I o Gumbel permite establecer precipitaciones de más de 100 mm para periodos de retorno de 10 años y de 45 mm para periodos de retorno de 2 años.

4 EVOLUCIÓN PIEZOMÉTRICA: INFLUENCIA DE LAS PRECIPITACIONES

El comportamiento piezométrico de este acuífero está fuertemente influenciado por los sucesivos períodos de lluvia, así como por los bombeos del único sondeo que explota el acuífero. La curva evolutiva de niveles se caracteriza por la alternancia de tramos con descensos continuados y eventos de recuperación como consecuencia de las entradas que ocasionan las precipitaciones eficaces (figura 4). En este sentido, se puede destacar que las fuertes precipitaciones registradas en octubre de 1982 y 1987 y de septiembre de 1998 se tradujeron en recuperaciones superiores a la decena de metros. La primera de ellas alcanzó cotas de nivel por encima del manantial de Agost, por lo que tras varios años sin descarga se produjo la salida de agua por el mismo. Por contra, las escasas precipitaciones durante ciertos intervalos de tiempo no parecen afectar al sistema que continúa con pérdidas de nivel más o menos continuadas. Este comportamiento permite establecer la gran influencia en la recarga de este acuífero de las precipitaciones de elevada cuantía a pesar de tener lugar en escaso intervalo de tiempo.

La rápida respuesta de las lluvias en la piezometría así como las prácticamente instantáneas afecciones del punto nº 2 frente a los bombeos en el punto nº1 evidencian buenas conexiones hidráulicas y, por tanto, un buen desarrollo de conductos o vías preferenciales de circulación, característica típica de los acuíferos kársticos.

Por otro lado, el análisis detallado de la piezometría ha permitido poner de manifiesto una proporcionalidad directa entre los descensos y los volúmenes extraídos. La evolución lineal de los descensos durante los periodos secos constata una desaturación o vaciado del acuífero. A partir de estos intervalos sin recarga se ha podido estimar un coeficiente de almacenamiento medio de 0,26%, el cual ha servido para calcular el volumen específico, entendido como tal al volumen de agua que hay que extraerle al acuífero para que se produzca un descenso de 1 m. Para las profundidades en las que se encuentra actualmente el nivel piezométrico presenta un valor medio en torno a 18.000 m³/m [ANDREU *et al.* (2002)].



A pesar de que durante el periodo en el que se está realizando el estudio no se han producido precipitaciones de gran intensidad significativas, las lluvias de menores cuantías también originan una ruptura de la linealidad de la curva de vaciado (figura 4). Así, las lluvias eficaces presentan una rápida influencia en el nivel piezométrico más o menos acusada en función del volumen infiltrado. El estudio de varios eventos producidos en abril de 1999-julio 2001 permitió establecer de manera preliminar un umbral de precipitación en torno a 17 mm [ANDREU *et al.* (2002)]. Precipitaciones por encima de esta cantidad han podido ser detectadas y se han traducido en una subida del nivel; por el contrario, aquellas lluvias inferiores a esa cantidad no se han podido reconocer en la

piezometría. Ello puede ser debido a que no sean suficientes para producir infiltración o que el volumen de recarga es tan pequeño que hasta el momento no ha sido posible su identificación. Valores de lluvia eficaz próximos a 17 mm han sido encontrado en acuíferos kársticos de características semejantes en las islas Baleares [BOLZICCO y MORALES (1999)].

Partiendo del valor del volumen específico y del incremento de altura que experimenta la recarga de un evento lluvioso respecto a la recta de vaciado lineal es posible cuantificar el volumen de agua que entra en el acuífero. Durante el periodo estudiado se pudieron cuantificar con ciertas garantías 2 momentos de recarga en octubre del 2000 y abril del 2001 (figura 5). La lluvia de octubre fue de 48,8 mm y originó un ascenso de 1,5 m, lo que se atribuye a una recarga de 27000 m³. En cuanto a la de abril de 2001 de 40,8 mm originó un aumento de nivel de 0,8 m que traducido en entradas en el acuífero corresponde a un volumen ligeramente superior a 14000 m³. El primer evento lluvioso originó una infiltración del 8%, mientras que el segundo tan sólo alcanza el 5%. Para estos cálculos se asume que la recarga se produce de manera prácticamente instantánea y que la precipitación medida es representativa del evento lluvioso en la totalidad del sistema.

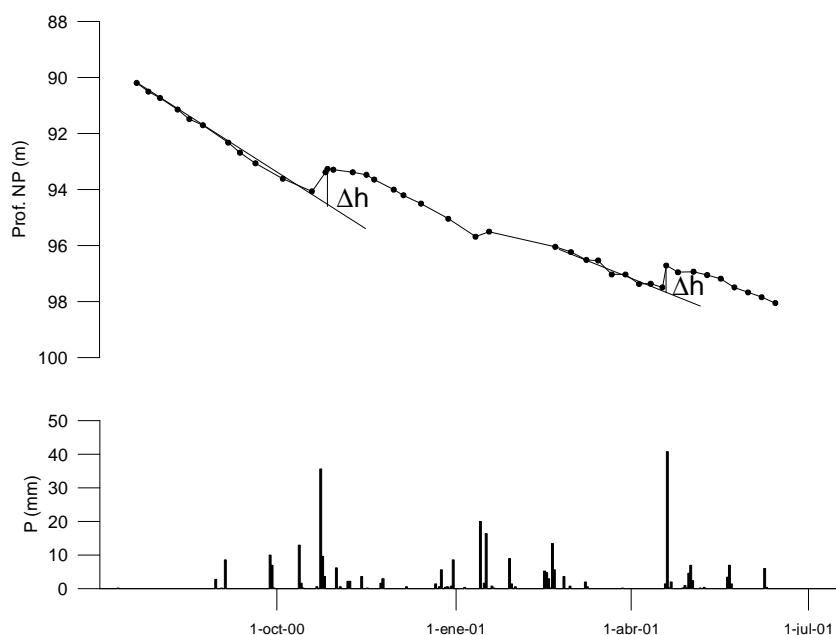


Figura 5. Recuperación de nivel en los 2 eventos de recarga estudiados (octubre 2000 y abril 2001).

Ambas aproximaciones admiten algunos matices que se tratarán de identificar y cuantificar en las investigaciones en curso. Por ejemplo, debe de existir una infiltración lenta a favor de las fracturas más pequeñas, traducible en un aporte prolongado en el tiempo de menos impacto, poco perceptible en la evolución piezométrica como consecuencia de la superposición del vaciado producido por el bombeo. En principio, estas tasas de infiltración no pueden considerarse como valores medios, sino únicamente de los episodios lluviosos concretos. De cualquier forma, ambos coeficientes de infiltración parecen muy bajos cuando se comparan con los encontrados en la literatura para este tipo de acuíferos kársticos.

CONCLUSIONES

El acuífero del Ventós-Castellar está ubicado en una zona climáticamente semiárida con una precipitación media anual de 275 mm. El régimen de precipitaciones es de carácter estacional, siendo en la época otoñal cuando se producen las mayores cantidades, frecuentemente en forma de episodios tormentosos de gran intensidad. Algunas de estas precipitaciones han llegado a corresponder casi el 60% de la precipitación anual. Esta distribución de las lluvias controla directamente la recarga del acuífero, ya que ésta es la única alimentación de este pequeño acuífero. Así, se puede establecer que las lluvias eficaces se concentran en pocos días al año, por lo que no son muchos los eventos que originan alimentaciones significativas. Esto condiciona que este tipo de acuíferos presente unos recursos muy reducidos de modo que cualquier mínima explotación se traduzca en

desaturaciones semejantes a las que presentan otros acuíferos de la región con problemas de sobreexplotación.

La evolución de la piezometría está muy condicionada por las precipitaciones. Durante los intervalos secos los niveles experimentan bajadas continuas que sólo se rompen tras algunos episodios lluviosos. Dado que la mayor parte de las precipitaciones son escasas, los pequeños volúmenes generados se consumen en poco tiempo.

Algunos eventos de recarga analizados han permitido establecer que las precipitaciones superiores a 17 mm causan infiltración. Sin embargo, este umbral de infiltración debe ser confirmado en futuras investigaciones, ya que todo indica que puede estar afectado por numerosos factores como el estado de saturación del suelo o la distribución espacial y temporal de la precipitación, entre otros.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos REN2000-0529 HID financiado por la CICYT y PI/08 financiado por la IEH. Asimismo está dentro del marco del IGCP-448 de la UNESCO. Agradecemos la ayuda prestada al Excmo. Ayuntamiento de Agost, a la Empresa de Aguas AQUAGEST, S.A., así como a la Excmo. Diputación Provincial de Alicante.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREU, J.M., ORTIZ DE URBINA, J.M., CHIRINO, E., BELLOT, J., BONET, A., GARCÍA-SÁNCHEZ, E., PULIDO-BOSCH, A., SÁNCHEZ, J.R. y VALLEJOS, A. – “Análisis comparativo entre algunos métodos de estimación de la ETP en la Sierra del Ventós (Alicante)”, in *Anales del V Simposio sobre el agua en Andalucía*, Almería (España), pp. 33-43. 2001.

ANDREU, J.M., DELGADO, J., GARCÍA-SÁNCHEZ, E., PULIDO-BOSCH, A., BELLOT, J., CHIRINO, E. Y ORTIZ DE URBINA, J.M. “Influencia de los episodios lluviosos recientes en la recarga del Ventós-Castellar (Alicante)”. *Geogaceta*, 31, pp. 63-66. 2002.

BOLZICCO, J. y MORALES, R. "Aspectos hidrogeológicos en relación al funcionamiento del manantial de Almadrava (Mallorca)", in *IV Seminario Hispano-Argentino sobre temas actuales de Hidrología Subterránea, Santa Fé (Argentina)*. Hidrología subterránea editado por A. Tineo, Serie de Correlación geológica nº 13, pp 12, 1999.

IGME - Informe sobre la captación de aguas subterráneas para el abastecimiento urbano de Agost (Alicante), 1979 (inédito).

IGME - Normas de explotación del Acuífero de Ventós-Castellar, 1992 (inédito).

DATOS PRELIMINARES DEL APORTE DE CLORURO AL TERRENO POR DEPOSICIÓN TOTAL EN ESPAÑA

Emilio CUSTODIO

*Instituto Geológico y Minero de España, Ríos Rosas 23, 28003 Madrid (España) e.custodio@igme.es
Departamento de Ingeniería del Terreno y Cartográfica, Universidad Politécnica de Cataluña, 08034 Barcelona (España)*

Francisco J. ALCALÁ-GARCÍA

*Instituto Geológico y Minero de España, Ríos Rosas 23, 28003 Madrid (España)
Departamento de Ingeniería del Terreno y Cartográfica, Universidad Politécnica de Cataluña, 08034 Barcelona (España)
francisco.alcala@upc.es*

RESUMEN

Dentro del estudio de la recarga a diversos acuíferos españoles mediante métodos ambientales se ha realizado un estudio de la deposición total atmosférica de Cl en el territorio español mediante la instalación de 13 pluviómetros-tomamuestras, que han funcionado durante un periodo algo inferior a 2 años. También se ha estudiado la deposición total producida en otros 5 pluviómetros gestionados por otros organismos. Se utilizan además datos bibliográficos de deposición total y húmeda que generalmente se asocian a periodos temporales inferiores a 5 años, y normalmente de un sólo año. Todos estos valores conllevan una notable incertidumbre asociada al corto periodo de muestreo considerado. Para evaluar esta incertidumbre se han estudiado 7 estaciones de la Red de vigilancia ambiental del INM que presentan amplios registros temporales de precipitación y análisis químico de la lluvia y por tanto han de presentar menor incertidumbre en los resultados obtenidos de deposición húmeda. Aquí se presentan los resultados parciales obtenidos de deposición total de Cl ubicados en un mapa del territorio español. Los resultados muestran que en el centro de la Península Ibérica los valores de deposición total de Cl son del orden de $0,25-0,45 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$, mientras que en la zona costera atlántica y mediterránea son claramente superiores y oscilan entre 1 y $30 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$, existiendo un fuerte gradiente de concentración desde la línea costera hacia las áreas más interiores. Similar circunstancia se observa en las zonas insulares. Se indica la existencia de amplias zonas del interior peninsular donde no existen datos disponibles. El cálculo de la recarga a los acuíferos mediante balance químico resulta muy incierto en la franja periférica como consecuencia de los elevados gradientes territoriales de la deposición de Cl.

Palabras clave: Deposición total; cloruro; recarga a los acuíferos; balance químico; España

1 INTRODUCCIÓN

El llamado factor o componente climático (MURPHY *et al.*, 1996; CUSTODIO, 1997) en la composición química de las aguas subterráneas es función directa de la composición química promedio de la precipitación atmosférica. Su conocimiento es esencial para explicar la concentración de ciertos iones mayoritarios en las aguas subterráneas de corto tiempo de residencia, y también para establecer estimaciones de la recarga promedio a partir del balance químico de substancias conservativas procedentes casi exclusivamente de la lluvia. Su composición química varía mucho con la distancia al mar, con la velocidad del viento, con la intensidad de precipitación y momento de muestreo, con la proximidad a ciudades, centros industriales, instalaciones mineras, aspectos del relieve, etc.

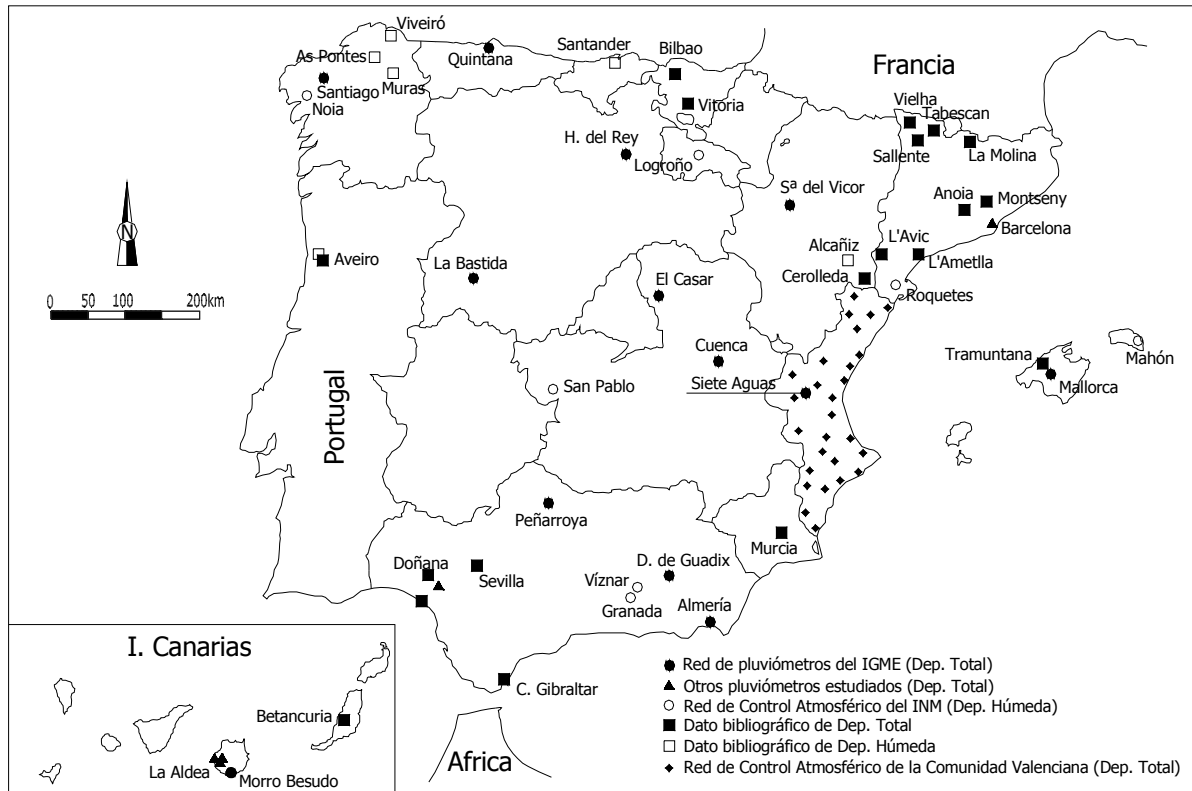


Figura 1. Localización geográfica de los pluviómetros tomamuestras del IGME y otros incorporados a este estudio

Los métodos químicos ambientales para estimar la recarga por la precipitación se basan en el balance de un soluto conservativo, en este caso el Cl, que comparan la aportación por la lluvia con el contenido en el agua freática (CUSTODIO y LLAMAS, 1983; IGLESIAS *et al.*, 1996; CUSTODIO, 1997). El ión Cl presenta ausencia de intercambio con el medio, estabilidad química, alta solubilidad, origen conocido y una medida relativamente fácil y precisa por diferentes métodos analíticos. La caracterización del aporte salino por la lluvia requiere un muestreo adecuado espaciado en el tiempo, para obtener un valor medio ponderado (ver RITCHER *et al.*, 1983; CUSTODIO *et al.*, 1985 y referencias aportadas) con una frecuencia de muestreo y número de estaciones que permita observar las variaciones en la composición química de la lluvia. Se han de emplear técnicas analíticas que permitan determinar bajas concentraciones minerales comunes en la precipitación.

Uno de los objetivos del proyecto de la DGICYT: HID1999-0205: Análisis de recarga a los acuíferos españoles a través del balance hidrogeoquímico y aplicación de componentes menores e isotópicos ambientales para caracterizarlo es evaluar la deposición total atmosférica de Cl en el territorio español (área peninsular e insular). Para ello, el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) instaló una red de 13 pluviómetros tomamuestras repartidos por el territorio español (Fig. 1), y ha estudiado otros 5 pluviómetros gestionados por otros organismos (UPC, ULPGC, Parque Nacional de Doñana). Se ha contado también con datos de trabajos propios de la UPC, datos bibliográficos de deposición total y húmeda de Cl, y con datos de deposición húmeda de Cl de la Red de Vigilancia Atmosférica del Instituto Nacional de Meteorología (INM).

2 PERIODO, PUNTOS DE MUESTREO Y MÉTODOS

Las muestras se obtienen de la acumulación de la lluvia mensual recogida en cada uno de los pluviómetros tomamuestras. En la estación de Morro Besudo (Gran Canaria), sólo se ha podido recoger muestra de 3 meses por la escasez de precipitaciones registradas. En la tabla 1 se muestran los detalles de muestreo y características geográficas de estas estaciones.

Tabla 1. Localización geográfica y periodos de muestreo de las estaciones estudiadas. Se indica con * aquellos pluviómetros no pertenecientes a la red del IGME

| Estación | Provincia o isla | Fecha de | | | Altitud (m) | Distancia al mar (km) |
|---|---------------------|-----------------|--------------|-------|-------------|--------------------------|
| | | Fecha de inicio | finalización | meses | | |
| <i>Morro Besudo</i> | G. Canaria | 05/12/2001 | 14/02/2002 | 3 | 50 | 0,4 |
| <i>Quintana</i> | Asturias | 30/03/2001 | 02/08/2002 | 16 | 300 | 20 |
| <i>Cuenca</i> | Cuenca | 03/04/2001 | 01/08/2002 | 16 | 998 | 185 |
| <i>S^a de Vicort</i> | Zaragoza | 04/04/2001 | 02/08/2002 | 17 | 1383 | 287 |
| <i>La Bastida</i> | Salamanca | 29/03/2001 | 06/09/2002 | 17 | 1114 | 245 |
| <i>Huerta del Rey</i> | Burgos | 29/03/2001 | 19/08/2002 | 17 | 970 | 194 |
| <i>S^a M^a del Camí</i> | Mallorca | 05/04/2001 | 02/08/2002 | 16 | 140 | 13 |
| <i>Peñarroya</i> | Córdoba | 30/03/2001 | 30/09/2002 | 18 | 588 | 200 |
| <i>Santiago</i> | A Coruña | 19/03/2001 | 10/09/2002 | 18 | 260 | 32 |
| <i>Almería</i> | Almería | 04/03/2001 | 30/08/2002 | 18 | 20 | 0,2 |
| <i>D. de Guadix</i> | Granada | 01/03/2001 | 28/08/2002 | 18 | 861 | 102 |
| <i>El Casar</i> | Guadalajara | 21/06/2001 | 12/07/2002 | 13 | 831 | 320 |
| <i>Siete Aguas</i> | Valencia | 30/03/2001 | 04/09/2002 | 16 | 799 | 56 |
| <i>Doñana *</i> | Huelva | 12/00 | 12-ene | 8 | 10 | 10 |
| <i>Barcelona *</i> | Barcelona | mar-99 | 04-feb | 31 | 120 | 6,5 |
| <i>Depuradora *</i> | G. Canaria | 31/10/2000 | 03/05/2002 | 19 | 14 | 0,8 |
| <i>Tabladas *</i> | G. Canaria | 31/10/2000 | 30/04/2001 | 6 | 188 | 3,9 |
| <i>Artéjevez *</i> | G. Canaria | 31/10/2000 | 03/05/2002 | 19 | 338 | 3,7 |

La deposición total atmosférica de Cl incluye el aporte de solutos disueltos en el agua de precipitación más los aportados por el polvo atmosférico. Para ello se han utilizado colectores de lluvia no cubiertos que incorporan el polvo atmosférico y la deposición seca al agua recogida. Parte del polvo puede no ser atmosférico propiamente dicho sino levantado del terreno por el viento o actividad humana próxima (circulación de vehículos, extracciones de áridos...) y así concentrar sales en tránsito en el muestreador. Se supone que la deposición no ha cambiado por modificaciones recientes en el uso del territorio y que varía de un lugar a otro del territorio. Se han determinado en el laboratorio del IGME los iones Cl, Br y SO₄ (mg·L⁻¹), los aniones Na y K (mg·L⁻¹), el pH y la conductividad eléctrica (CE) del agua muestreada.

3 CÁLCULO DE LA DEPOSICIÓN ATMOSFÉRICA DE CLORURO

Se ha determinado el aporte de sales atmosféricas a partir de sucesivas mediciones de la precipitación y su concentración salina en periodos temporales (Δt) de un mes. Se supone que esta aportación es igual a la deposición sobre el terreno.

El aporte de soluto vale $\Delta A = (P \cdot C) \Delta t$ (1)

P = precipitación recogida en Δt , y C = concentración salina de la precipitación en Δt

El valor acumulado de deposición total de Cl para todo el periodo temporal estudiado en cada estación (ΣA total) corresponde a fechas no equivalentes superiores a un año. Para obtener la tasa de deposición anual se suman todos los valores mensuales consecutivos de una estación y se divide por el número de mes y se multiplica por

12 (meses/año). Para las estaciones con menos de doce meses de medidas se hace igual operación, a sabiendas que el error de estimación de la tasa es grande, mayor que cuando hay más de 12 meses.

4 RESULTADOS OBTENIDOS Y DISCUSIÓN PRELIMINAR

Los valores obtenidos de deposición total de Cl presentan una notable incertidumbre, asociada a que el periodo de estudio es escaso para caracterizar fielmente la deposición total, aunque proporcionan un orden de magnitud de la deposición de Cl en cada zona. La incertidumbre asociada puede evaluarse comparando los datos obtenidos con los calculados de deposición húmeda de Cl en 7 estaciones de la Red de vigilancia ambiental del INM, que presentan amplios registros temporales de precipitación y análisis químico de la mayoría de las lluvias diarias y por tanto capaces de proporcionar una menor incertidumbre en su evaluación, tras un tratamiento estadístico adecuado. Son especialmente útiles en zonas donde la deposición total de Cl es similar a la deposición húmeda, caso de la costa norte peninsular con valores de ambas entre $5-10 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$.

En el centro de la península los valores de deposición total de Cl son del orden de $0,25-0,45 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$, mientras que en la zona costera atlántica y mediterránea son claramente superiores y oscilan entre 1 y $30 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$; existe un fuerte gradiente de concentración desde la línea costera hacia las áreas más interiores (Fig. 2). Similar circunstancia se observa en las zonas insulares, aunque con una distribución radial de valores altos en la costa y bajos en el interior. En el interior peninsular los datos son escasos, aunque los existentes son razonablemente homogéneos. Algunos datos bibliográficos indican una tasa muy alta de deposición total de Cl en varias ciudades, sin conocer el origen de los mismos. En las zonas húmedas del N de España los valores de deposición húmeda y total son del mismo orden (entre 5 y $10 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$), mientras que en zonas áridas del SE español la deposición total puede estar asociada principalmente al aporte de polvo atmosférico.

Tabla 2. Resultados obtenidos en las estaciones estudiadas. n: número de meses muestreados. P=valor acumulado de precipitación en mm; C=concentración de Cl acumulada en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $\Sigma\Delta A$ =deposición total de Cl para todo el periodo de muestreo ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$); ΔA =tasa de deposición de Cl ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$)

| Estación | n | P (mm) | Cl (mg/L) | $\Sigma\Delta A$ | ΔA anual | Estación |
|---------------|-----|--------|-----------|------------------|------------------|----------|
| Morro Besudo | 3 | 6 | 29,0 | 300 | 1201 | IGME |
| Quintana | 16 | 1205 | 57,8 | 4868 | 2972 | IGME |
| Cuenca | 15 | 500 | 8,4 | 367 | 244 | IGME |
| Sierra Vicort | 16 | 515 | 14,8 | 545 | 267 | IGME |
| El Casar | 13 | 398 | 11,6 | 520 | 310 | IGME |
| Siete Aguas | 16 | 853 | 33,7 | 1497 | 1294 | IGME |
| La Bastida | 17 | 796 | 12,4 | 778 | 398 | IGME |
| H. del Rey | 18 | 749 | 10,9 | 726 | 342 | IGME |
| Mallorca | 16 | 115 | 62,8 | 1151 | 772 | IGME |
| Peñarroya | 18 | 852 | 23,4 | 1063 | 571 | IGME |
| Santiago | 18 | 2083 | 83,6 | 6637 | 5291 | IGME |
| Almería | 18 | 191 | 714,2 | 8262 | 5653 | IGME |
| D. De Guadix | 18 | 483 | 89,3 | 2266 | 1761 | IGME |
| Barcelona | 31 | 1437 | 466,1 | 11346 | 3680 | otros |
| Depuradora | 19 | 72 | 5464,9 | 25139 | 25139 | otros |
| Artéjevez | 19 | 117 | 1169,9 | 3570 | 2876 | otros |
| Tabladas | 6 | 60 | 328,0 | 3079 | 6158 | otros |
| Doñana | 8 | 109 | 49,0 | 497 | 746 | otros |
| San Pablo | 168 | 7940 | 374,2 | 6854 | 464 | INM |
| La Cartuja | 108 | 2737 | 843,7 | 2672 | 259 | INM |
| Roquetas | 132 | 5895 | 1441,1 | 8881 | 736 | INM |
| Logroño | 48 | 1875 | 363,0 | 1576 | 358 | INM |
| Noia | 48 | 8608 | 3254,9 | 44629 | 8914 | INM |
| Mahón | 48 | 1243 | 20210,7 | 167189 | 28284 | INM |
| Víznar | 48 | 2677 | 275,7 | 211 | 52 | INM |

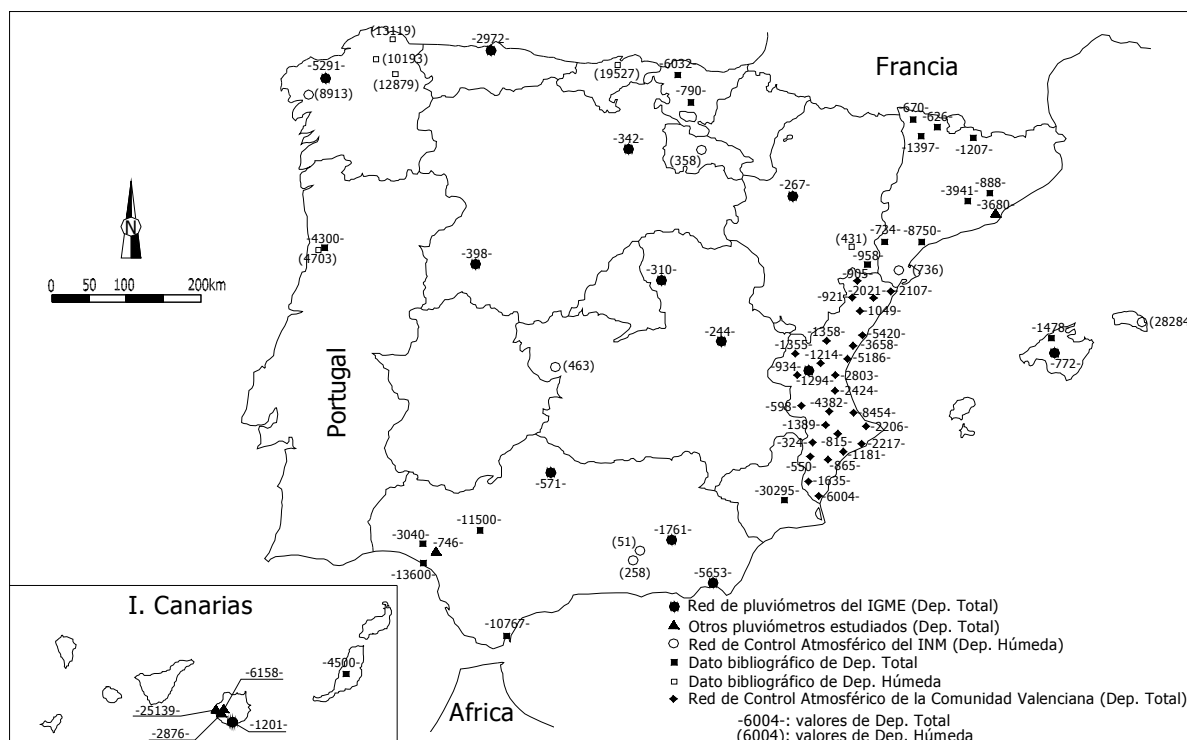


Figura 2. Mapa preliminar de la distribución de la deposición total atmosférica de Cl en el territorio español, en $\text{mg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{año}^{-1}$

A partir de estos datos preliminares, se comprueba que el cálculo de la recarga a los acuíferos mediante balance químico resulta muy incierto en la franja periférica consecuencia de los elevados gradientes territoriales de deposición de Cl. En el interior su utilidad para el cálculo de la recarga parecer ser mejor.

CONCLUSIONES

El estudio de la deposición total atmosférica de Cl en el territorio español muestra que en el centro peninsular los valores de deposición total de Cl son del orden de $0,25\text{-}0,45 \text{ g}\cdot\text{m}^2\cdot\text{año}^{-1}$, mientras que en la zona costera atlántica y mediterránea son claramente superiores (entre 1 y $30 \text{ g}\cdot\text{m}^2\cdot\text{año}^{-1}$), existiendo un fuerte gradiente de concentración desde la línea costera hacia las áreas más interiores. Similar circunstancia se observa en las zonas insulares. En zonas interiores no parece existir dicho gradiente. Existen amplias zonas del interior peninsular sin datos disponibles. En la zona húmeda del norte peninsular la deposición húmeda y total son del mismo orden ($5\text{-}10 \text{ g}\cdot\text{m}^2\cdot\text{año}^{-1}$), mientras que en zonas áridas del SE de España la deposición total parece estar asociada en parte significativa al aporte de polvo atmosférico. Con estos datos preliminares, el cálculo de la recarga a los acuíferos mediante balance químico resulta muy incierto en la franja periférica como consecuencia de los elevados gradientes territoriales de la deposición de Cl; no es así en zonas interiores.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la CICYT la dotación del proyecto HID 1999-0205. Muestran su reconocimiento al laboratorio químico del IGME (Instituto Geológico y Minero de España) en las personas de las licenciadas M^a del Pilar de la Fuente e Itziar Vázquez. Se agradece el esfuerzo de las diversas personas de diversos organismos que han colaborado en los muestreos, así como a la licenciada Loreto Fernández y al Dr. Luis Moreno, del IGME. Este trabajo se ha realizado como proyecto cofinanciado y dotado del IGME, con la colaboración del Dpto. de Ingeniería del Terreno de la Universidad Politécnica de Cataluña.

REFERENCIAS

CUSTODIO, E., PELÁEZ, M.D. y BALAGUÉ, S. - "Datos preliminares sobre la aportación mineral por la precipitación atmosférica". *Tecnología del Agua*, 18, 1985, 51-56.

CUSTODIO, E. - "Evaluación de la recarga por la lluvia mediante métodos ambientales químicos, isotópicos y térmicos" in *La evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación hidrológica*, editado por E. Custodio, M.R. Llamas y J. Samper, Las Palmas (España), IGME y AIH, 1997, pp. 83-110.

CUSTODIO, E. y LLAMAS, M.R. - *Hidrología Subterránea*. Editorial Omega. Barcelona (2 Vols): 1-2350. 1983.

IGLESIAS, M., CUSTODIO, E., GIRÁLDEZ, J.V., MANZANO, M. y ORDÓÑEZ, R. - "Caracterización química de la lluvia y estimación de la recarga en el área del Abalarío, Doñana, Huelva" in *IV SIAGA*, editado por IGME (Madrid), 1996, vol. II, pp 99-121.

MURPHY, E.M., GINN, T.R. y PHILLIPS, J.L. - "Geochemical estimates of paleorecharge in the Pasco Basin: evaluation of the chloride mass balance technique. *Water Res. Research*, 32(9), 1996, 2853-2868.

RICHTER, D.D., RALSTON, Ch.W. y HARMS, W.R. - "Chemical composition and spatial variation of bulk precipitation at a coastal plain watershed in South Carolina. *Water Resources*, 19(1), 1983, 134-140.

CÁLCULO DA RECARGA DOS SISTEMAS AQUÍFEROS DE QUARTEIRA E DE ALBUFEIRA-RIBEIRA DE QUARTEIRA RECORRENDO A UMA ACTUALIZAÇÃO (DO MODELO DE BALANÇO HÍDRICO SEQUENCIAL DIÁRIO) QUE UTILIZA O COEFICIENTE CULTURAL DUAL NA ESTIMATIVA DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO REAL

Manuel M. OLIVEIRA

*Assistente de Investigação no Núcleo de Águas Subterrâneas do DHA/LNEC
Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, Portugal
Tel: 351 21 844 3436, Fax: 351 21 844 3016, Email: moliveira@lnec.pt*

RESUMO

Apresenta-se a estimativa da recarga das águas subterrâneas dos sistemas aquíferos de Quarteira e de Albufeira-Ribeira de Quarteira (Algarve Central - Portugal), utilizando um modelo de balanço hídrico sequencial diário.

A metodologia utilizada faz uma interpolação dos valores de precipitação diária registados na área em estudo, utilizando polígonos de Thiessen num espaço transformado para tomar em atenção a anisotropia da variação da precipitação (muito acentuada perpendicularmente ao litoral, e pouco variável paralelamente ao litoral).

Nesta comunicação destaca-se a metodologia subjacente ao cálculo da evapotranspiração real, baseada no coeficiente cultural dual.

A caracterização da distribuição das diversas actividades (agricultura, urbana, industrial) no espaço é feita recorrendo à Cartografia de Ocupação do Solo, do CNIG, à escala 1:25000. Esta cartografia permite caracterizar as áreas quanto à profundidade do solo sujeita a evapotranspiração, bem como as áreas ocupadas por cada ocupação vegetal, que variam em função do tempo.

A consideração do tipo de cultura, obtido a partir dessa cartografia, permite definir os respectivos coeficientes culturais que são multiplicados pela evapotranspiração de referência para o cálculo da evapotranspiração potencial. Nas áreas cartografadas com mais do que uma cultura, os coeficientes culturais das culturas interferem entre si e têm que ser definidos, um em função do outro. A metodologia agora utilizada considera ainda a parte do terreno descoberta, onde pode existir evaporação.

A partir do mapa de solos, do IHERA, à escala 1:25000, e dos perfis característicos desses solos definem-se os parâmetros que interessam à corrida de um modelo de balanço hídrico sequencial diário.

Os valores finais de recarga estimados utilizando o modelo um balanço hídrico sequencial diário foram comparados com os valores referidos na literatura apresentando-se superiores aos referidos na literatura.

Palavras-Chave: recarga, ETR, regionalização, precipitação, balanço

1 INTRODUÇÃO

Esta comunicação pretende apresentar essencialmente duas técnicas, uma para a regionalização da precipitação diária registada em postos udométricos e outra para o cálculo da evapotranspiração real utilizando o conceito de coeficiente cultural dual.

Estas técnicas são aplicadas aos sistemas aquíferos de Quarteira e de Albufeira-Ribeira de Quarteira para os quais se apresentam resumidamente as suas características (Almeida *et al*, 2000):

Sistema aquífero de Quarteira: tem como principal suporte os calcários do Miocénico (a sul) e do Malm (a norte). As principais áreas de recarga situam-se a norte, na área de ocorrência de calcários do Jurássico superior, sendo que parte deles afloram numa superfície aplanada e cársica. A sul, a cobrir os calcários do Miocénico, ocorrem areias vermelhas, pouco permeáveis ou mesmo impermeáveis nalguns locais. Almeida *et al.* (2000) consideram uma recarga média de 50 % para a área coberta pelos calcários do Jurássico superior (e precipitação = 600 mm); consideram também que a recarga do aquífero freático associado às formações detriticas de cobertura é de 3 hm³/ano, sem referirem a área que ocupam.

Sistema aquífero de Albufeira-Ribeira de Quarteira: é constituído por dois aquíferos principais cujos suportes são, a sul, a Formação carbonatada de Lagos-Portimão (Miocénico) e a norte, as formações calcárias e dolomíticas do Jurássico superior. A recarga é feita a norte, por infiltração directa no planalto do Escarpão, onde a topografia é aplanada e ocorrem formas epicársicas abundantes. Em menor escala, ocorre recarga nas formações cretácicas e miocénicas. As formações de cobertura do Miocénico, dada a sua fracção argilosa, dificultam a recarga directa. Os valores estimados de recarga são de 50 % nos calcários jurássicos (precipitação = 550 mm). A recarga do Miocénico é estimada em 1,7 hm³/ano. Estes valores encerram grandes incertezas.

O desenvolvimento das metodologias apresentadas insere-se nos trabalhos em curso para a Tese de Doutoramento "Métodos de avaliação da recarga de águas subterrâneas", e no âmbito dos seguintes projectos: Proc. 607/18/13730 e Projecto FCT/POCTI/CTA/11204/98 - "Modelação Matemática do Escoamento em Aquíferos Costeiros Cársicos do Algarve Central e o Efeito da Substituição do Abastecimento Público a partir de Albufeiras"; Proc. 607/11/14806 - "Calibração de métodos de avaliação da recarga regional de aquíferos, ensaios de laboratório e modelação matemática da infiltração e do escoamento, na zona vadosa e na zona saturada (PIP 12031)".

2 CÁLCULO DA PRECIPITAÇÃO

No caso de estudo apresentado há uma forte tendência para a precipitação aumentar muito do litoral para o interior, numa direcção aproximadamente perpendicular à linha de costa e de variar muito menos na direcção paralela à linha de costa.

A forma encontrada para caracterizar a precipitação numa situação deste tipo é introduzir a anisotropia na localização dos postos udométricos de forma a que o espaçamento entre eles traduza um comportamento mais uniforme da precipitação em função da direcção.

Para isso é necessário definir dois parâmetros: (1) a direcção de maior anisotropia (direcção segundo a qual a variação da precipitação é maior) e (2) o coeficiente de anisotropia (relação entre a variação da precipitação ao longo da direcção de maior anisotropia e a variação da precipitação ao longo da direcção perpendicular). Aplicando estes dois parâmetros a um posto udométrico, é possível calcular a posição dos restantes postos udométricos no novo espaço. Foram testadas várias direcções de maior anisotropia e vários coeficientes de anisotropia. A Figura 1 esquematiza a transformação que é feita a cada ponto.

A aplicação da transformação de coordenadas ao posto udométrico 31G/02-Porches utilizando uma direcção de maior anisotropia de 73° e um coeficiente de anisotropia de 7x apresentou uma melhor solução de compromisso entre as posições relativas dos postos udométricos ao longo da maior direcção de anisotropia (73°) e o espaçamento entre esses postos também parece adequado, devido ao coeficiente de anisotropia de 7.

A cada posto udométrico fez-se a transformação de coordenadas referida e foi-se atribuir áreas de influência dadas pelos polígonos de Thiessen (Figura 2B). Uma vez que as diferenças entre as precipitações médias para cada polígono de Thiessen são elevadas, de forma a atenuar essas diferenças, considerou-se que cada ponto

comum a três polígonos de Thiessen constituiu um posto udométrico virtual cuja precipitação média é dada pela média das precipitações dos postos udométricos dos polígonos adjacentes. Recalculou-se a área de influência de cada polígono de Thiessen (Figura 2D). Repetiu-se o mesmo processo para uma terceira geração de postos virtuais (Figura 2F). A Figura 2A mostra a situação de partida e o desenho dos polígonos de Thiessen no caso de não se fazer a transformação de coordenadas, mostrando que a maior parte da área de estudo ficaria caracterizada pelo posto 30H/05-Paderne, cuja precipitação é claramente superior às registadas nos postos 31J/02-Faro e 31G/02-Porches, localizados mais próximos do litoral. As Figuras 2C, 2E e 2F (resultado final) mostram as áreas de influência de cada posto udométrico após se terem feito as transformações inversas para o espaço real.

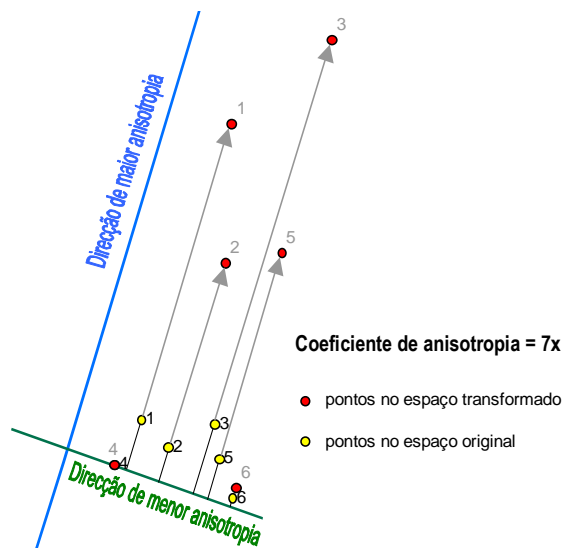


Figura 1 Exemplo da transformação da localização dos pontos num meio anisotrópico, conhecidos o ponto de aplicação, a direcção de maior anisotropia e o coeficiente de anisotropia

Como se pode ver na Figura 2F há um crescimento da precipitação em direcção ao interior, que era o comportamento pretendido. Além disso, a introdução dos postos virtuais permitiu atenuar as diferenças de precipitação entre áreas de influência vizinhas.

A precipitação diária em cada posto virtual é calculada a partir da média das precipitações diárias que foram registadas (postos udométricos) ou que foram calculadas (postos virtuais) nos três postos que são vizinhos a cada posto virtual.

3 MÉTODO PARA O CÁLCULO DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO REAL UTILIZANDO O COEFICIENTE CULTURAL DUAL

Este método utiliza o conceito de evapotranspiração de referência (ET_o). Esta refere-se à evapotranspiração de uma superfície que Allen *et al.* (1998) definem como "uma cultura de referência hipotética com uma altura de 0,12 m, uma resistência superficial fixa de 70 s.m^{-1} e um albedo de 0,23". No cálculo da ET_o , o solo possui a humidade necessária para não limitar o desenvolvimento normal das plantas. Para o seu cálculo, Allen *et al.* (1998) referem que o método seleccionado foi o de Penman-Monteith da FAO (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*), apresentando uma descrição muito detalhada do mesmo e da forma de quantificar os seus parâmetros.

A passagem da evapotranspiração de referência para a evapotranspiração potencial de um determinado coberto vegetal (ET_c) faz-se pela aplicação de um coeficiente cultural (K_c):

$$ET_c = ET_o \cdot K_c \quad (1)$$

Este coeficiente cultural comporta as diferenças físicas e fisiológicas entre o coberto vegetal e a superfície de referência, pelo que o seu valor pode variar ao longo do tempo (em dependência do período vegetativo).

Por seu lado a passagem da evapotranspiração potencial de um determinado coberto vegetal (ETc) para a sua evapotranspiração real (ETR) faz-se também pela aplicação de um coeficiente, que é variável em função da água armazenada no solo.

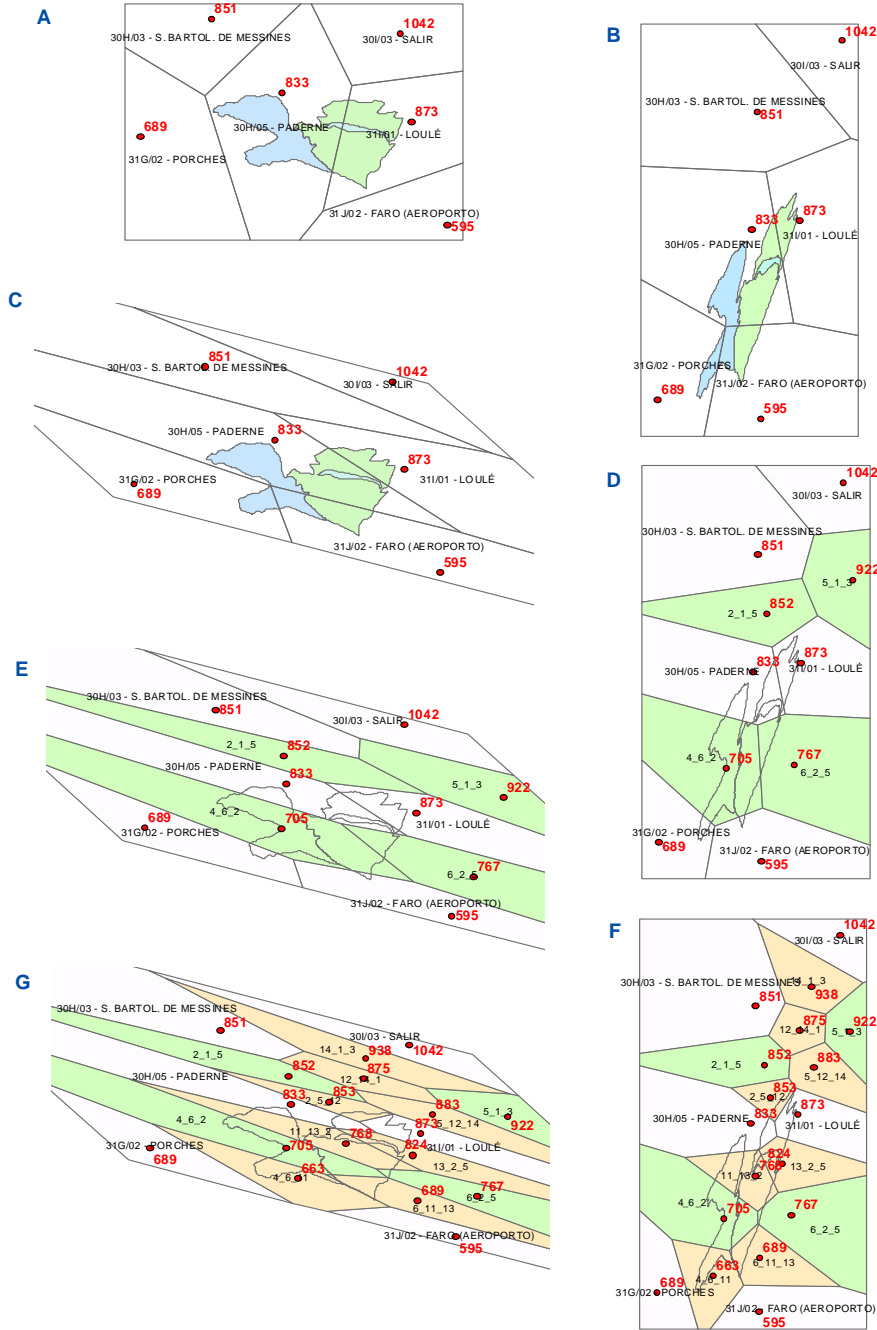


Figura 2 Conjunto de procedimentos que consideram a anisotropia da distribuição da precipitação para a definição das áreas de influência dos postos udométricos e de postos virtuais de grau 1 e 2, com indicação das precipitações anuais médias para o período de 1995/10/01 até 1999/09/30

Podem-se considerar quatro períodos distintos de desenvolvimento de uma cultura: (1) inicial (até 10 % de cobertura ou, para cobertos vegetais perenes, o tempo durante o qual ocorre iniciação de novas plantas), (2)

desenvolvimento da cultura (até a cobertura ser total), (3) meia estação (até ao início da maturidade), e (4) final de estação (até ao corte das culturas ou completo envelhecimento).

A definição da curva do coeficiente cultural em função do tempo faz-se definindo os valores de $K_{c\text{ inicial}}$, $K_{c\text{ médio}}$ e $K_{c\text{ final}}$ (Figura 3). O $K_{c\text{ inicial}}$ verifica-se durante todo o período de desenvolvimento inicial. Durante o período de desenvolvimento das culturas o K_c cresce linearmente até atingir o valor do $K_{c\text{ médio}}$ no início da meia estação. Durante o período da meia estação o K_c mantém-se constante e igual ao $K_{c\text{ médio}}$. Finalmente, no final de estação o K_c começa a diminuir linearmente até atingir o valor do $K_{c\text{ final}}$, no final deste estágio.

O cálculo da evapotranspiração potencial do coberto vegetal (ET_c) e de K_c termina nesta altura, à excepção da vegetação perene em que o final deste período coincide com o começo do período inicial.

O coeficiente cultural K_c pode ser decomposto em dois coeficientes separados, um para a transpiração das plantas – o coeficiente de cultura basal (K_{cb}) – e outro para a evaporação do solo (K_e):

$$K_c = K_{cb} + K_e \quad (2)$$

Esta abordagem designa-se por coeficiente cultural dual. Utilizando este coeficiente dual, a transformação da evapotranspiração de referência em evapotranspiração potencial faz-se mediante os seguintes passos (Allen *et al.*, 1998): (1) identificação dos estádios de crescimento do coberto vegetal, da sua duração e selecção dos K_{cb} correspondentes; (2) ajustamento dos K_{cb} às condições climáticas durante cada estágio; (3) construção da curva do K_{cb} ; (4) determinação de valores diários de K_e ; (5) aplicação da equação $ET_c = ET_o \cdot (K_{cb} + K_e)$

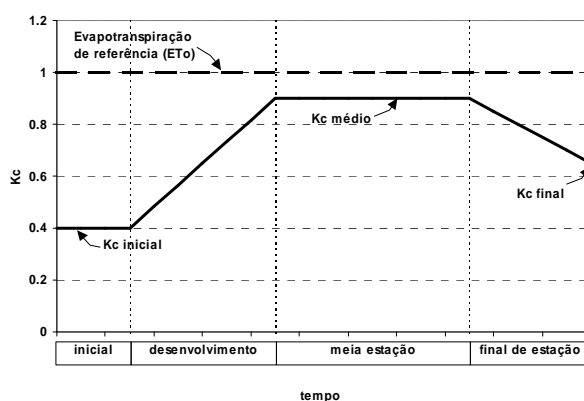


Figura 3 Curva do coeficiente cultural definida a partir dos valores de K_c inicial, K_c médio e K_c final, utilizando os valores apresentados em Allen *et al.* (1998) referentes à cultura de amendoeiras

K_{cb} refere-se à relação entre a evapotranspiração da cultura e a evapotranspiração de referência quando a superfície do solo está seca mas não há limitações de água para a transpiração. Este termo inclui uma componente de evaporação difusa residual dada pela água do solo abaixo da superfície seca e pela água do solo existente abaixo de vegetação densa. Os valores indicativos de K_{cb} encontram-se tabelados em Allen *et al.* (1998, tabela 17). No caso das condições de humidade relativa mínima e de velocidade do vento média serem diferentes de 45 % e de 2 m/s, respectivamente, deve-se fazer a seguinte correcção:

$$K_{cbi} = K_{cbi(\text{tabela})} + [0,04 \cdot (u_2 - 2) - 0,004 \cdot (HR_m - 45)] \cdot (h_i / 3)^{0,3} \quad (3)$$

onde h é a média das altura das plantas (m); u_2 é a velocidade média do vento durante o período, determinada ou corrigida a 2 m de altitude (m/s), HR_m é a média, para o período de meia estação, da humidade relativa mínima diária (%); i refere-se ao período de meia estação ou de final de estação.

K_e descreve a componente de evaporação de ET_c . Quando o solo está húmido, a evaporação a partir do solo ocorre à taxa máxima. Contudo $K_e + K_{cb}$ não pode exceder um valor limite ($K_{c\text{ máximo}}$) determinado pela energia disponível para evapotranspiração na superfície do solo ($K_e \leq K_{c\text{ máximo}} - K_{cb}$). Por outro lado não pode exceder a energia disponível na fracção de solo húmida exposta (f_{ew}): ($K_e \leq f_{ew} \cdot K_{c\text{ máximo}}$). Enquanto a humidade da camada superior do solo se encontrar acima de um valor limite, K_e é dado por:

$$K_e = \min(K_c \text{ máximo} - K_{cb}; f_{ew} \cdot K_c \text{ máximo}) \quad (4)$$

Ao longo do tempo, após a paragem da precipitação ou da irrigação, o solo começa a secar e a quantidade de evaporação reduz-se proporcionalmente à quantidade de água existente na superfície do solo:

$$K_e = \min(K_r \cdot (K_c \text{ máximo} - K_{cb}); f_{ew} \cdot K_c \text{ máximo}) \quad (5)$$

sendo K_r um coeficiente de redução da evaporação dependente da quantidade de água armazenada na camada superior do solo.

$K_c \text{ máximo}$ apresenta valores entre 1,05 e 1,30, podendo ser estimado pela seguinte fórmula (Allen *et al.*, 1998):

$$K_c \text{ máximo} = \max \{ \{ 1,2 + [0,04 \cdot (u_2 - 2) - 0,004 \cdot (HR_m - 45)] \cdot (h/3)^{0,3} \}; \{ K_{cb} + 0,05 \} \} \quad (6)$$

A determinação de K_r requer um balanço hídrico diário da camada superior do solo. O seu valor varia entre 1, para o caso de um solo com teor de humidade correspondente à capacidade de campo e 0, para o caso de um solo seco. Até um certo valor de água armazenada no solo abaixo do armazenamento do solo correspondente à capacidade de campo (ade = água disponível para evaporação a 100 %), K_r mantém-se igual a 1. Como valor médio obtido interpretando os dados fornecidos por Allen *et al.* (1998, tabela 19), $ade \approx 42\%$ do armazenamento utilizável. A partir desse valor K_r vai diminuindo linearmente em função da água armazenada no solo, até atingir o valor zero quando a água armazenada no solo corresponde ao teor de humidade dado por metade do ponto de emurchecimento.

No caso de um terreno descoberto pode considerar-se $K_e = 1,15$ (Allen *et al.*, 1998, p.263).

Os valores de K_{cb} apresentados em Allen *et al.* (1998, tabela 17) não representam todas as situações existentes de ocupação vegetal. Para as situações que não se encontram aí representadas apresenta-se um resumo dos procedimentos a utilizar para o cálculo de K_{cb} . No caso do coeficiente cultural dual, calcula-se $K_{cb \text{ aj}}$ (aj = ajustado) pelo procedimento que se descreverá, devendo-se calcular K_e da mesma forma que foi apresentada anteriormente, considerando $K_{cb \text{ aj}}$ no lugar de K_{cb} .

Para o caso de vegetação esparsa, no período de meia estação, $K_{cb \text{ médio aj}}$ pode ser calculado por (Allen *et al.*, 1998):

$$K_{cb \text{ médio aj}} = K_{c \text{ min}} + (K_{cb \text{ total}} - K_{c \text{ min}}) \cdot \min \left[1; 2 \cdot f_c; \left(f_{c \text{ efectivo}} \right) \left(\frac{1}{1+h} \right) \right] \quad (7)$$

sendo $K_{cb \text{ médio aj}}$ o coeficiente cultural basal durante o período de meia estação quando a densidade das plantas e/ou a área das folhas é inferior às condições de cobertura total; $K_{cb \text{ total}}$ o coeficiente cultural basal durante o período de meia estação (no pico do tamanho ou da altura das plantas) para a vegetação que cobre totalmente o terreno ou apresentando índice de área foliar > 3; $K_{c \text{ min}}$ é o coeficiente cultural (K_c) mínimo para o solo nu ($K_{c \text{ min}} \approx 0,15$ a $0,20$); f_c é a fracção da superfície do solo que se encontra coberta pela vegetação quando observada directamente por cima (0,01 a 1); $f_{c \text{ efectivo}}$ é a fracção da superfície do solo que fica coberta pela sombra da vegetação (0,01 a 1). Para o caso de culturas agrícolas que não se desenvolveram no seu máximo potencial, o $K_{cb \text{ total}}$ é dado pelo valor de $K_{cb \text{ médio}}$ para as condições de máximo desenvolvimento ($K_{cb \text{ médio, tabela}}$, valor apresentado na tabela 17 de Allen *et al.*, 1998), corrigido para condições de temperatura e humidade relativa diferentes das condições padrão:

$$K_{cb \text{ total}} = K_{cb \text{ médio, tabela}} + [0,04 \cdot (u_2 - 2) - 0,004 \cdot (HR_m - 45)] \cdot (h/3)^{0,3} \quad (8)$$

onde h é a média das alturas máximas das plantas (m); u_2 é a velocidade média do vento durante o período de meia estação, determinada ou corrigida a 2 m de altitude (m/s), HR_m é a média, para o período de meia estação, da humidade relativa mínima diária (%).

Para o caso de vegetação natural ou de culturas que não foram consideradas em Allen *et al.* (1998), para áreas superiores a alguns hectares, o $K_{cb \text{ total}}$ pode ser aproximado por:

$$K_{cb \text{ total}} = \min(1,20; 1,0+0,1 \cdot h) + [0,04 \cdot (u_2 - 2) - 0,004 \cdot (HR_m - 45)] \cdot (h/3)^{0,3} \quad (9)$$

Para o caso em que há mais do que uma cultura presente vai haver uma competição pela água existente no solo. Nesse caso calcula-se o K_{cb} de cada cultura (ou o $K_{cb \text{ aj}}$) e toma-se em atenção que há um limite superior de

energia disponível para a evaporação que é dado por K_c máximo (Eq. 6), com h dado pela altura da cultura mais alta. No caso da soma dos K_{cb} das duas culturas ser superior ao K_c máximo, o K_{cb} de cada cultura (i) é corrigido de acordo com:

$$K_{cb}(i, \text{ corrigido}) = K_{cb}(i) \cdot K_c \text{ máximo} / (K_{cb}(i=1) + K_{cb}(i=2)) \quad (10)$$

Para se fazer o cálculo da evapotranspiração real de cada uma das culturas presentes multiplica-se a evapotranspiração potencial pelo coeficiente de stress hídrico K_s :

$$ETR = ET_c \cdot K_s \quad (11)$$

O coeficiente K_s é determinado em função da quantidade máxima de água utilizável para evapotranspiração [$rp \cdot (cc - wp)$], do limite de depleção da água do solo a 100 % (p) e da quantidade de água no solo (hs). [rp = profundidade do solo sujeita a evapotranspiração, cc = capacidade de campo, wp = ponto de emurchecimento]. Para quantidades de água no solo entre o teor de humidade correspondente à capacidade de campo (cc) e o teor de humidade dado por $\{cc - p \cdot (cc - wp)\}$, $K_s = 1$; para teores de humidade entre o ponto de emurchecimento (wp) e $\{cc - p \cdot (cc - wp)\}$, $K_s = hs / [(1 - p) \cdot rp \cdot (cc - wp)]$ (Figura 4).

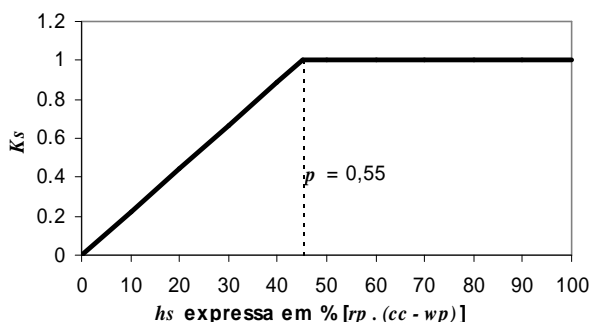


Figura 4 K_s em função da quantidade de água no solo e do limite de depleção

4 CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS E DA OCUPAÇÃO DO SOLO

Após se ter definido a metodologia de cálculo da evapotranspiração real, é necessário caracterizar os parâmetros que permitem o seu cálculo: culturas ou espécies vegetais presentes, coeficientes culturais, início de desenvolvimento da cultura, duração das diversas fases de desenvolvimento da cultura, profundidade das raízes das plantas, limite de depleção de água do solo a 100 %, fracção de terreno ocupada pelas culturas no seu desenvolvimento mínimo e máximo, e as propriedades dos solos. Esta informação é interpretada da Cartografia de Ocupação do Solo, do CNIG, à escala 1:25000 e do mapa de solos do IHERA, também à escala 1:25000.

Os elementos dependentes do material do solo foram determinados a partir da informação publicada sobre os perfis dos solos em SROA (1970 e 1973). Para os solos que ocorrem na área de estudo apresentam-se as suas características no Quadro 1.

A cartografia do uso do solo foi interpretada tendo em vista a atribuição dos diversos parâmetros. Para muitos tipos de ocupação do solo esses parâmetros não se encontram tabelados em Allen *et al.* (1998) e foi necessário fazer a sua estimativa. Noutros casos assumiu-se quais as culturas que podiam estar presentes e utilizou-se a informação destes autores. O Quadro 2 apresenta a informação derivada da ocupação do solo.

Para elementos mais detalhados sobre a estimativa dos parâmetros dependentes dos mapas de solos e de uso do solo está a ser preparada uma publicação do projecto POCTI com todos os procedimentos de cálculo.

Quadro 1 Características dos solos na área de ocorrência dos sistemas aquíferos.

| Solo | porosidade | capacidade de campo | ponto de emurchecimento | material do horizonte superior (excluindo Ap) | condutividade hidráulica saturada (mm/d) |
|------|------------|---------------------|-------------------------|---|--|
| A | 0,44 | 0,27 | 0,12 | 7-franco arenoso | 91,32 |
| Aa | 0,47 | 0,36 | 0,24 | 5-argiloso | 19,52 |
| Aac | 0,42 | 0,26 | 0,14 | 9-franco argilo-limoso | 34,20 |
| Arc | 0,05 | 0,03 | 0,01 | 5-argiloso | 10,00 |
| Asoc | -- | -- | -- | -- | -- |
| Assa | 0,76 | 0,38 | 0,23 | 9-franco argilo-limoso | 728,90 |
| At | 0,41 | 0,25 | 0,12 | 6-franco | 102,29 |
| Atl | 0,37 | 0,15 | 0,06 | 7-franco arenoso | 356,10 |
| Ec | 0,46 | 0,34 | 0,16 | 11-franco limoso | 44,82 |
| Et | 0,48 | 0,30 | 0,16 | 2-arenoso franco | 354,28 |
| Pc | 0,46 | 0,28 | 0,09 | 9-franco argilo-limoso | 378,13 |
| Ps | 0,43 | 0,25 | 0,12 | 7-franco arenoso | 940,69 |
| Pz | 0,26 | 0,07 | 0,02 | 7-franco arenoso | 3050,55 |
| Rg | 0,44 | 0,09 | 0,04 | 1-arenoso | 5040,00 |
| Sb | 0,46 | 0,31 | 0,15 | 11-franco limoso | 86,16 |
| Sbc | 0,50 | 0,31 | 0,16 | 11-franco limoso | 316,80 |
| Sr | 0,46 | 0,30 | 0,17 | 7-franco arenoso | 82,55 |
| Vc | 0,44 | 0,24 | 0,10 | 10-franco argiloso | 547,19 |
| Vcd | 0,47 | 0,31 | 0,18 | 4-argilo-limoso | 647,82 |
| Vt | 0,38 | 0,13 | 0,04 | 7-franco arenoso | 1080,62 |
| Vtc | 0,52 | 0,47 | 0,32 | 5-argiloso | 1,66 |

Quadro 2 Caracterização dos parâmetros do balanço hídrico dependentes da ocupação do solo na área de ocorrência dos sistemas aquíferos.

| Código | Legenda | permeável(1) | Dia_ini(1) | L_ini(1) | L_des(1) | L_med(1) | L_fim(1) | Kcb_ini(1) | Kcb_med(1) | Kcb_fim(1) | h_cult(1) | rp_1(1) | rp_0(1) | sld_1(1) | Kc_min(1) | Kcb_tot(1) | fraccaa(1) | fraccaa_0(1) | fraccaa_neta(1) | permeável(2) | | Dia_ini(2) | L_ini(2) | L_des(2) | L_med(2) | L_fim(2) | Kcb_ini(2) | Kcb_med(2) | Kcb_fim(2) | h_cult(2) | rp_1(2) | rp_0(2) | sld_1(2) | Kc_min(2) | Kcb_tot(2) | fraccaa(2) | fraccaa_0(2) | fraccaa_neta(2) | rp_1(3) | rp_0(3) | | | |
|--------|---|--------------|------------|----------|----------|----------|----------|------------|------------|------------|-----------|---------|---------|----------|-----------|------------|------------|--------------|-----------------|--------------|------------|------------|----------|----------|----------|----------|------------|------------|------------|-----------|---------|---------|----------|-----------|------------|------------|--------------|-----------------|---------|---------|------|------|------|
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | permeável(2) | fraccaa(2) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| AA1 | Citros | 1 | 93 | 60 | 90 | 120 | 95 | 0.65 | 0.6 | 0.65 | 4 | 1500 | 1500 | 0.5 | 0.15 | 0.65 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 150 | 0.42 | | | |
| AA4 | Amendoieiras | 1 | 152 | 30 | 50 | 130 | 30 | 0.2 | 0.85 | 0.6 | 5 | 1500 | 1500 | 0.4 | 0.15 | 0.85 | 0.7 | 0.7 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 150 | 0.42 | | |
| AA5 | Figueiras | 1 | 152 | 30 | 50 | 130 | 30 | 0.35 | 0.9 | 0.65 | 4 | 1500 | 1500 | 0.5 | 0.15 | 0.9 | 0.7 | 0.7 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 150 | 0.42 | | |
| AA6 | Alfarrobeiras | 1 | 152 | 30 | 50 | 130 | 30 | 0.47 | 1.2 | 0.87 | 10 | 2750 | 2750 | 0.5 | 0.15 | 1.2 | 0.4 | 0.4 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 150 | 0.42 | | |
| AAx | Mistos de pomares | 1 | 152 | 30 | 50 | 130 | 30 | 0.35 | 0.9 | 0.65 | 4 | 1500 | 1500 | 0.5 | 0.15 | 0.9 | 0.7 | 0.7 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 150 | 0.42 | | |
| AC6 | Alfarrobeiras + Culturas anuais | 1 | 152 | 30 | 50 | 130 | 30 | 0.47 | 1.2 | 0.87 | 10 | 2750 | 2750 | 0.5 | 0.15 | 1.2 | 0.4 | 0.4 | 0 | 1 | 198 | 35 | 40 | 50 | 30 | 0.15 | 1.1 | 0.7 | 0.6 | 900 | 100 | 0.4 | 0.15 | 1.1 | 0.4 | 0.1 | 0 | 150 | 0.42 | | | | |
| ACx | Mistos de pomares+Culturas anuais | 1 | 152 | 30 | 50 | 130 | 30 | 0.35 | 0.9 | 0.65 | 4 | 1500 | 1500 | 0.5 | 0.15 | 0.9 | 0.5 | 0.5 | 0 | 1 | 198 | 35 | 40 | 50 | 30 | 0.15 | 1.1 | 0.7 | 0.6 | 900 | 100 | 0.4 | 0.15 | 1.1 | 0.3 | 0.1 | 0 | 150 | 0.42 | | | | |
| AD6 | Alfarrobeira+Medronheiro | 1 | 152 | 30 | 50 | 130 | 30 | 0.47 | 1.2 | 0.87 | 10 | 2750 | 2750 | 0.5 | 0.15 | 1.2 | 0.5 | 0.5 | 0 | 1 | 1000 | 1000 | 100 | 65 | 0.6 | 0.6 | 0.6 | 3 | 1000 | 1000 | 0.5 | 0.15 | 0.6 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 150 | 0.42 | | | |
| AF3 | Prunídea(sem amendoeira)+outras folhosas | 1 | 152 | 30 | 50 | 130 | 30 | 0.45 | 0.85 | 0.6 | 3 | 1500 | 1500 | 0.5 | 0.15 | 0.85 | 0.5 | 0.5 | 0 | 1 | 152 | 30 | 50 | 130 | 30 | 0.47 | 1.2 | 0.87 | 10 | 2750 | 2750 | 0.5 | 0.15 | 1.2 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 150 | 0.42 | | |
| AM6 | Alfarrobeira+Pinheiro manso | 1 | 152 | 30 | 50 | 130 | 30 | 0.47 | 1.2 | 0.87 | 10 | 2750 | 2750 | 0.5 | 0.15 | 1.2 | 0.5 | 0.5 | 0 | 1 | 1 | 100 | 100 | 100 | 65 | 0.95 | 0.95 | 0.95 | 10 | 2750 | 2750 | 0.7 | 0.15 | 0.95 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 150 | 0.42 | | |
| AMx | Mistos de pomares+Pinheiro manso | 1 | 152 | 30 | 50 | 130 | 30 | 0.35 | 0.9 | 0.65 | 4 | 1500 | 1500 | 0.5 | 0.15 | 0.9 | 0.5 | 0.5 | 0 | 1 | 1 | 100 | 100 | 100 | 65 | 0.95 | 0.95 | 0.95 | 10 | 2750 | 2750 | 0.7 | 0.15 | 0.95 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 150 | 0.42 | | |
| AO1 | Citros+Olival | 1 | 93 | 60 | 90 | 120 | 95 | 0.6 | 0.55 | 0.6 | 4 | 1500 | 1500 | 0.5 | 0.15 | 0.6 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 1 | 152 | 30 | 90 | 60 | 90 | 0.55 | 0.65 | 0.65 | 4 | 1500 | 1500 | 0.65 | 0.15 | 0.65 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 150 | 0.42 | | |
| AO5 | Figueiras+Olival | 1 | 152 | 30 | 50 | 130 | 30 | 0.35 | 0.9 | 0.65 | 4 | 1500 | 1500 | 0.5 | 0.15 | 0.9 | 0.5 | 0.5 | 0 | 1 | 152 | 30 | 90 | 60 | 90 | 0.55 | 0.65 | 0.65 | 4 | 1500 | 1500 | 0.65 | 0.15 | 0.65 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 150 | 0.42 | | |
| AO6 | Alfarrobeiras+Olival | 1 | 152 | 30 | 50 | 130 | 30 | 0.47 | 1.2 | 0.87 | 10 | 2750 | 2750 | 0.5 | 0.15 | 1.2 | 0.5 | 0.5 | 0 | 1 | 152 | 30 | 90 | 60 | 90 | 0.55 | 0.65 | 0.65 | 4 | 1500 | 1500 | 0.65 | 0.15 | 0.65 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 150 | 0.42 | | |
| AOx | Mistos de pomares+Olival | 1 | 152 | 30 | 50 | 130 | 30 | 0.35 | 0.9 | 0.65 | 4 | 1500 | 1500 | 0.5 | 0.15 | 0.9 | 0.5 | 0.5 | 0 | 1 | 152 | 30 | 90 | 60 | 90 | 0.55 | 0.65 | 0.65 | 4 | 1500 | 1500 | 0.65 | 0.15 | 0.65 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 150 | 0.42 | | |
| AVx | Mistos de pomares + Vinha | 1 | 152 | 30 | 50 | 130 | 30 | 0.35 | 0.9 | 0.65 | 4 | 1500 | 1500 | 0.5 | 0.15 | 0.9 | 0.5 | 0.5 | 0 | 1 | 152 | 30 | 50 | 75 | 60 | 0.15 | 0.65 | 0.4 | 2 | 1500 | 1500 | 0.45 | 0.15 | 0.65 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 150 | 0.42 | | |
| BB3 | Sobreiro (grau de cobertura superior a 50%) | 1 | 1 | 100 | 100 | 65 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 10 | 2750 | 2750 | 0.5 | 0.15 | 1.2 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 150 | 0.42 | |
| BM3 | Sobreiro + Pinheiro manso (grau de cobertura superior a 50%) | 1 | 1 | 100 | 100 | 65 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 10 | 2750 | 2750 | 0.5 | 0.15 | 1.2 | 0.42 | 0.42 | 0.7 | 1 | 1 | 100 | 100 | 100 | 65 | 0.95 | 0.95 | 0.95 | 10 | 2750 | 2750 | 0.7 | 0.15 | 0.95 | 0.28 | 0.28 | 0.28 | 0.28 | 0.28 | 150 | 0.42 | | |
| CA1 | Sequeiro + Pomar | 1 | 32 | 30 | 140 | 40 | 30 | 0.15 | 1.1 | 0.15 | 1 | 1200 | 100 | 0.55 | 0.15 | 1.1 | 0.6 | 0.1 | 0 | 1 | 152 | 30 | 50 | 130 | 30 | 0.35 | 0.9 | 0.65 | 4 | 1500 | 1500 | 0.5 | 0.15 | 0.9 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 150 | 0.42 | | |
| CA2 | Regadio + Pomar | 1 | 183 | 30 | 40 | 50 | 30 | 0.15 | 1.15 | 0.15 | 2 | 1200 | 100 | 0.55 | 0.15 | 1.15 | 0.5 | 0.1 | 0 | 1 | 152 | 30 | 50 | 130 | 30 | 0.35 | 0.9 | 0.65 | 4 | 1500 | 1500 | 0.5 | 0.15 | 0.9 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 150 | 0.42 | | |
| CB0 | Culturas anuais+Sobreiro | 1 | 32 | 30 | 140 | 40 | 30 | 0.15 | 1.1 | 0.15 | 1 | 1200 | 100 | 0.55 | 0.15 | 1.1 | 0.8 | 0.1 | 0 | 1 | 1 | 100 | 100 | 100 | 65 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 10 | 2750 | 2750 | 0.5 | 0.15 | 1.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 150 | 0.42 | | |
| CC1 | Sequeiro | 1 | 32 | 30 | 140 | 40 | 30 | 0.15 | 1.1 | 0.15 | 1 | 1200 | 100 | 0.55 | 0.15 | 1.1 | 1 | 0.1 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 150 | 0.42 | |
| CC2 | Regadio | 1 | 183 | 30 | 40 | 50 | 30 | 0.15 | 1.15 | 0.15 | 2 | 1200 | 100 | 0.55 | 0.15 | 1.15 | 1 | 0.1 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 150 | 0.42 | |
| CC9 | Outros (estufas, viveiros, etc) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 150 | 0.42 | |
| CI1 | Áreas principalmente de sequeiro com espaços naturais importante | 1 | 32 | 30 | 140 | 40 | 30 | 0.15 | 1.1 | 0.15 | 1 | 1200 | 100 | 0.55 | 0.15 | 1.1 | 0.3 | 0.1 | 0 | 1 | 1 | 100 | 100 | 100 | 65 | 0.95 | 0.95 | 0.95 | 10 | 2750 | 2750 | 0.7 | 0.15 | 0.95 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 150 | 0.42 | | |
| CM0 | Culturas anuais+Pinheiro manso | 1 | 32 | 30 | 140 | 40 | 30 | 0.15 | 1.1 | 0.15 | 1 | 1200 | 100 | 0.55 | 0.15 | 1.1 | 0.8 | 0.1 | 0 | 1 | 1 | 100 | 100 | 100 | 65 | 0.95 | 0.95 | 0.95 | 10 | 2750 | 2750 | 0.7 | 0.15 | 0.95 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 150 | 0.42 | | |
| CM1 | Culturas anuais + pinheiro manso | 1 | 32 | 30 | 140 | 40 | 30 | 0.15 | 1.1 | 0.15 | 1 | 1200 | 100 | 0.55 | 0.15 | 1.1 | 0.8 | 0.1 | 0 | 1 | 1 | 100 | 100 | 100 | 65 | 0.95 | 0.95 | 0.95 | 10 | 2750 | 2750 | 0.7 | 0.15 | 0.95 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 150 | 0.42 | | |
| CV1 | Sequeiro+Vinha | 1 | 32 | 30 | 140 | 40 | 30 | 0.15 | 1.1 | 0.15 | 1 | 1200 | 100 | 0.55 | 0.15 | 1.1 | 0.8 | 0.1 | 0 | 1 | 152 | 20 | 50 | 75 | 60 | 0.15 | 0.65 | 0.4 | 2 | 1500 | 1500 | 0.45 | 0.15 | 0.65 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 150 | 0.42 | | |
| CX1 | Sistemas culturais e parcelares complexos | 1 | 198 | 35 | 40 | 50 | 30 | 0.15 | 1.1 | 0.7 | 0.6 | 900 | 100 | 0.4 | 0.15 | 1.1 | 0.5 | 0.1 | 0 | 1 | 183 | 30 | 35 | 50 | 30 | 0.15 | 1.1 | 0.65 | 0.6 | 500 | 100 | 0.35 | 0.15 | 1.1 | 0.5 | 0.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 150 | 0.42 | |
| DA1 | Medronheiro+pomar (grau de cobertura de 10% a 30%) | 1 | 1 | 100 | 100 | 65 | 0.6 | 0.6 | 0.6 | 0.6 | 3 | 1000 | 1000 | 0.5 | 0.15 | 0.6 | 0.12 | 0.12 | 0.12 | 1 | 152 | 30 | 50 | 130 | 30 | 0.35 | 0.9 | 0.65 | 4 | 1500 | 1500 | 0.5 | 0.15 | 0.9 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 150 | 0.42 |
| DB1 | Medronheiro + Sobreiro (grau de cobertura de 10% a 30%) | 1 | 1 | 100 | 100 | 65 | 0.6 | 0.6 | 0.6 | 0.6 | 3 | 1000 | 1000 | 0.5 | 0.15 | 0.6 | 0.12 | 0.12 | 0.12 | 1 | 1 | 100 | 100 | 100 | 65 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 10 | 2750 | 2750 | 0.5 | 0.15 | 1.2 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 150 | 0.42 |
| DD1 | Medronheiro | 1 | 1 | 100 | 100 | 65 | 0.6 | 0.6 | 0.6 | 0.6 | 3 | 1000 | 1000 | 0.5 | 0.15 | 0.6 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 150 | 0.42 | |
| DM1 | Medronheiro+Pinheiro manso (grau de cobertura de 10% a 30%) | 1 | 1 | 100 | 100 | 65 | 0.6 | 0.6 | 0.6 | 0.6 | 3 | 1000 | 1000 | 0.5 | 0.15 | 0.6 | 0.12 | 0.12 | 0.12 | 1 | 1 | 100 | 100 | 100 | 65 | 0.95 | 0.95 | 0.95 | 10 | 2750 | 2750 | 0.7 | 0.15 | 0.95 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 150 | 0.42 |
| FM0 | Outras folhosas+Pinheiro manso (grau de cobertura inferior a 10%) | 1 | 183 | 20 | 10 | 130 | 30 | 0.47 | 1.2 | 0.87 | 10 | 2750 | 2750 | 0.5 | 0.15 | 1.2 | 0.3 | 0.3 | 0 | 1 | 1 | 100 | 100 | 100 | 65 | 0.95 | 0.95 | 0.95 | 10 | 2750 | 2750 | 0.7 | 0.15 | 0.95 | 0.02 | 0.02 | 0.02 | 0.02 | 0.02 | 150 | 0.42 | | |
| FM1 | Outras folhosas+Pinheiro manso (grau de cobertura de 10% a 30%) | 1 | 183 | 20 | 10 | 130 | 30 | 0.47 | 1.2 | 0.87 | 10 | 2750 | 2750 | 0.5 | 0.15 | 1.2 | 0.3 | 0.3 | 0 | 1 | 1 | 100 | 100 | 100 | 65 | 0.95 | 0.95 | 0.95 | 10 | 2750 | 2750 | 0.7 | 0.15 | 0.95 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 150 | 0.42 |
| FM3 | Outras folhosas+Pinheiro manso (grau de cobertura superior a 50%) | 1 | 183 | 20 | 10 | 130 | 30 | 0.47 | 1.2 | 0.87 | 10 | 2750 | 2750 | 0.5 | 0.15 | 1.2 | 0.42 | 0.42 | 0 | 1 | 1 | 100 | 100 | 100 | 65 | 0.95 | 0.95 | 0.95 | 10 | 2750 | 2750 | 0.7 | 0.15 | 0.95 | 0.28 | 0.28 | 0.28 | 0.28 | 0.28 | 150 | 0.42 | | |
| HH1 | Cursos de água | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

5 CÁLCULO DA RECARGA

A recarga foi estimada através de um balanço hídrico sequencial diário, utilizando as séries de precipitação calculadas de acordo com o exposto na secção 2 e os dados da evapotranspiração de referência calculados a partir dos dados climatológicos registados na estação meteorológica de Faro (Aeroporto).

Os parâmetros que interessam para o balanço hídrico foram determinados a partir dos Quadros 1 e 2. A informação do tipo de solo e da ocupação do solo foi cruzada para permitir a determinação desses parâmetros. A geologia foi incluída para definir as zonas cársicas.

Durante a corrida do modelo, não se considerou a hipótese de intercepção pelas copas das árvores nem de encharcamento à superfície. A infiltração superficial e o escoamento directo foram calculados em função do material do horizonte superior do solo (Oliveira, 2003), a evapotranspiração real foi calculada pelo processo descrito na secção 3, e a infiltração profunda (I_p) foi calculada pelo seguinte modelo:

$$I_p = \min\{(A_{I_{antes\ I_p}} - AG_{cc}); (K_v \cdot \Delta t)\} \quad ; \quad A_{I_{fim}} = A_{I_{antes\ I_p}} - I_p \quad (12)$$

sendo $A_{I_{antes\ I_p}}$ a quantidade de água no solo antes de ocorrer a infiltração profunda, AG_{cc} a quantidade de água no solo correspondente à capacidade de campo, $K_v \cdot \Delta t$ a quantidade máxima de água que o solo pode transmitir no intervalo de tempo considerado (Δt), (K_v = condutividade hidráulica saturada do solo). Por este cálculo, se $A_{I_{fim}} > AG_n$ (quantidade de água correspondente à porosidade do solo), $A_{I_{fim}} = AG_n$ e o excedente vai aumentar o escoamento directo desse dia.

Nas áreas de afloramento de formações cársicas, assumiu-se que o escoamento directo calculado pelo modelo acabava por se infiltrar após percorrer uma pequena distância à superfície e, nesses casos, a infiltração profunda foi acrescida do valor calculado de escoamento directo.

A Fig. 5 mostra a distribuição da recarga média calculada para os quatro anos em análise. Note-se os valores de recarga mais elevados na parte norte devido à ocorrência das rochas carbonatadas e carsificadas. Por sistema aquífero a recarga calculada foi de 309 mm/ano no sistema aquífero de Albufeira-Ribeira de Quarteira (área considerada de 54 km²) e de 350 mm/ano no sistema aquífero de Quarteira (área considerada de 79 km²).

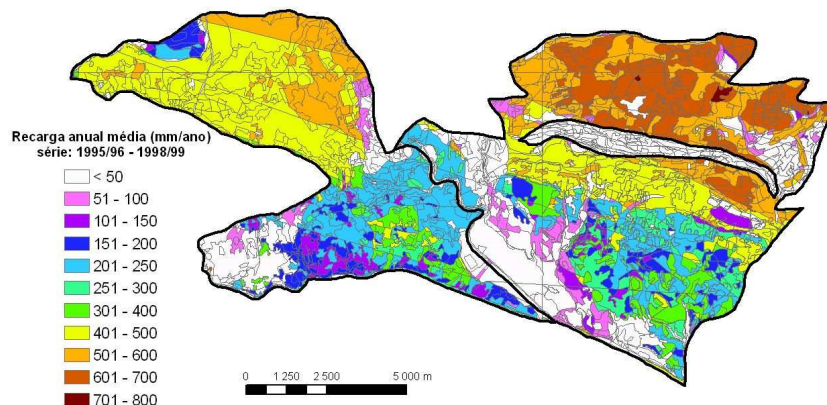


Figura 5 Recarga calculada para a área de estudo

CONCLUSÕES

A recarga está largamente dependente do solo e do uso do solo. O desenvolvimento anual das espécies vegetais condiciona a recarga (reflectindo-se nos coeficientes culturais, na variação da área de ocorrência das espécies vegetais e na profundidade da zona do solo sujeita a evapotranspiração). A informação de base coloca muita incerteza nos resultados finais (esta incerteza não foi aqui estudada): por um lado, a própria cartografia (por exemplo, a ocupação do solo) pode não estar actualizada, ou a informação que ela fornece não ser suficiente para definir os tipos de vegetação ou a área que ocupam; por outro lado, e assumindo que a cartografia está correcta, os valores dos diversos parâmetros que interessam ao balanço hídrico podem ser muito variáveis e não reflectirem por isso os valores reais (por exemplo no caso dos parâmetros característicos dos solos apresentados no Quadro 1 e que foram determinados com base em informação publicada dos perfis dos solos).

A atribuição dos parâmetros (K_{cb} , K_e , períodos de desenvolvimento vegetativo, limite de depleção de água do solo a 100 %, etc.) representa um esforço para dar alguma consistência ao processo de cálculo da evapotranspiração real. Contudo, muitas vezes não se sabe os valores destas variáveis e corre-se o risco de também estar a atribuir valores muito desfasados da realidade. Sempre que possível este trabalho deve ser desenvolvido com a participação de pessoas conhecedoras desta matéria para que a pretendida consistência possa ser em muito aumentada.

No caso do modelo de balanço hídrico, entre as condições de aplicação do modelo que é necessário salvaguardar, há uma que nalguns casos pode não se verificar. Trata-se da necessidade de o nível aquífero se encontrar sempre abaixo da espessura do terreno sujeita a evapotranspiração. Para as condições estudadas no âmbito do Projecto POCTI, os níveis piezométricos encontram-se normalmente a mais de 1,5 m de profundidade sendo expectável que apenas nas zonas aluvionares estas condições possam não se verificar.

Há um desfasamento razoável entre os valores apresentados em Almeida *et al.* (2000) e os agora apresentados. A Figura 6 mostra os valores da relação recarga média/precipitação média. Na zona norte (formações cársicas) os valores de recarga agora estimados excedem os 50 % apontados por esses autores, ocorrendo valores entre os 50 % e os 80 % da precipitação. Também as precipitações são mais elevadas do que as consideradas por esses autores, entre 700 mm e 800 mm. Na parte sul, onde ocorrem as formações detríticas, a recarga é normalmente inferior a 40 % da precipitação.

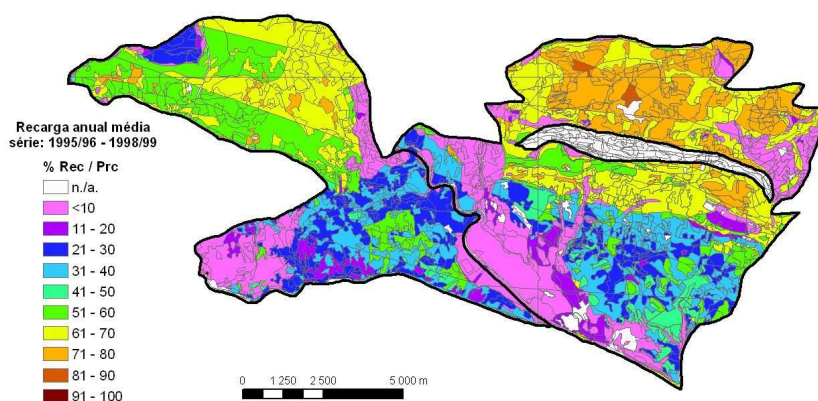


Figura 6 Relação entre a recarga média e a precipitação média para a área de estudo

Os valores aqui assumidos como recarga são na realidade estimativas da infiltração profunda, definida como a quantidade de água que passa abaixo da espessura do terreno sujeita a evapotranspiração. No caso de ocorrerem níveis menos permeáveis na zona vadosa abaixo desta espessura, a totalidade da quantidade de água que foi estimada pode não chegar ao nível freático, pelo que os valores de recarga podem estar calculados por excesso.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Allen, R.G.; Pereira, L.S.; Raes, D.; Smith, M. (1998) – "Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements", FAO, Irrigation and Drainage Paper, nr. 56.

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

Oliveira, M.M. (2003) – Tese de Doutoramento em curso sobre "Métodos de avaliação da recarga de águas subterrâneas"

S.R.O.A., (1970) – "Carta dos solos de Portugal. I Volume: classificação e caracterização morfológica dos solos". Ministério da Economia, Secretaria de Estado da Agricultura, Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário, Volume I, 6ª Ed.

S.R.O.A. (1973) – "Carta dos solos de Portugal. II Volume: classificação e caracterização morfológica dos solos". Ministério da Economia, Secretaria de Estado da Agricultura, Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário, Volume II, 6ª Ed.

TEMA 3

MODELAÇÃO CONCEPTUAL, ANALÍTICA E NUMÉRICA

MODELO DE FUNCIONAMENTO DO SISTEMA AQUÍFERO DA BACIA DO SADO RESULTADOS ISOTÓPICOS E FÍSICO-QUÍMICOS

Paula Galego FERNANDES;

Mestre em Geologia Económica e Aplicada, ITN & Centro Geologia FCUL, Estrada Nacional nº 10, 2686-953, Sacavém, Portugal, +351.21.9946214, paulagf@itn.mces.pt

Paula M.M. CARREIRA;

Investigadora Auxiliar, ITN, Dep. Química, Estrada Nacional nº10, 2686-953, Sacavém, Portugal, +351.21.9946179, carreira@itn.mces.pt

Dina ANDRÉ;

Técnica Superior, ITN, Dep. Química, Estrada Nacional nº10, 2686-953, Sacavém, Portugal, +351.21.9946179, dina@itn.mces.pt

Manuel Oliveira da SILVA

Professor Catedrático, Centro Geologia, FCUL, Ed. C2, 5º, Campo Grande, 1749-016, Lisboa, Portugal, +351.21.7500151, mosilva@fc.ul.pt

RESUMO

Tendo em vista a caracterização hidrodinâmica e hidroquímica das formações sedimentares da Bacia do Sado realizaram-se campanhas de leituras piezométricas, execução de alguns ensaios de bombagem e, ainda, amostragem de água subterrânea para análise físico-química e isotópica, procurando avaliar quais os principais factores responsáveis pela composição e evolução deste recurso hídrico.

A bacia do Sado compreende terrenos cenozóicos e paleozóicos. Os terrenos cenozóicos dividem-se em três unidades principais: Vale do Guizo, Esbarrondadoiro/Alcácer do Sal e Formação de Alvalade com uma diversidade sedimentológica traduzida por uma alternância das litofácies: arenosa, lutítica, carbonatada e conglomerática, constituindo dois sistemas aquíferos o Plio-Miocénico e o Eocénico. Identificaram-se três direcções de fluxo principais: o fluxo regional de Sul para Norte, e os fluxos de Este-Oeste e Oeste-Este. Os últimos resultam do levantamento do substrato paleozóico, que leva a uma divergência na direcção de fluxo das águas subterrâneas da região (aquífero eocénico).

No sistema aquífero da Bacia do Sado as amostras de água analisadas pertencem às fácies bicarbonatada cálcica, bicarbonatada sódica e cloretada cálcica. A projecção dos índices hidrogeoquímicos e dos índices de saturação, reflectem a litologia da bacia sedimentar e permitem avaliar a evolução da água subterrânea do sistema aquífero, suportando a informação piezométrica disponível.

Os resultados isotópicos, à semelhança dos resultados químicos, suportam a informação piezométrica. Os furos localizados a Norte não apresentam trítio e evidenciam idades aparentes mais elevadas calculadas através do ^{14}C realizado no CTID, indiciando a existência de um sentido de fluxo de Sul para Norte, com recarga localizada preferencialmente a Sul.

Palavras Chave: Isótopos ambientais (^{18}O , ^2H , ^3H e ^{14}C), Hidroquímica, idade aparente, modelo conceptual, bacia do Sado

1 ENQUADRAMENTO GEOLÓGICO

A região que constitui objecto de estudo situa-se no Baixo Alentejo e insere-se na bacia hidrográfica do Rio Sado (Fig.1). Tendo em vista a caracterização hidrodinâmica e hidroquímica das formações sedimentares desta bacia realizaram-se quatro campanhas de amostragem entre Maio de 2001 a Julho de 2002, tendo sido no total seleccionados 36 pontos de amostragem.



Figura 1 Localização da área estudada.

A Bacia do Sado compreende terrenos de natureza e de idade bastante diversas, abarcando duas eras geológicas: terrenos cenozóicos e paleozóicos. Os terrenos cenozóicos dividem-se em três unidades principais (Fig.2): Formação de Vale do Guizo (Eocénico), Formação de Esbarrondadoiro (e de Alcácer do Sal (Miocénico) e Formação de Alvalade (Pliocénico) (PIMENTEL, 1997).

A Formação de Vale do Guizo apresenta uma diversidade sedimentológica traduzida por uma alternância e combinação das litofácies: arenosas, lutíticas e carbonatadas. Esta formação apresenta espessuras muito variáveis, traduzindo em parte a irregularidade do próprio substrato paleozóico. Em traços gerais, a espessura da Formação de Vale do Guizo aumenta de NE (Torrão-Vale do Guizo) para SW (Lagoa Salgada-Grândola), desde algumas dezenas de metros até próximo de duas centenas de metros (PIMENTEL, 1997).

A Formação de Esbarrondadoiro apresenta um carácter predominantemente litoral da sedimentação, testemunhado pela associação faunística e pelos depósitos, nomeadamente as bancadas calcárias com fauna marinha e os arenitos finos, micáceos, em níveis tabulares extensos. A natureza das fácies detríticas, por vezes muito grosseiras, indicia condições de hidrodinamismo acentuado e forte influência continental. Esta formação apresenta uma geometria tabular, decamétrica (50 a 100 m), sub-horizontal e com grande extensão lateral (PIMENTEL, 1997).

A Formação de Alcácer do Sal possui um carácter marinho, litoral, de pequena profundidade, com espessuras aproximadamente entre os 30 a 50 metros. É composta por conglomerados pouco espessos, biocalcarenítos (em camadas com certo desenvolvimento) e areias médias a finas, escasseando as argilas, em sequências positivas, de granulometria decrescente (GONÇALVES & ANTUNES, 1992).

Os depósitos da Formação de Alvalade afloram em grande parte da extensão da Bacia do Sado. Esta formação apresenta uma geometria tabular e subhorizontal, cobrindo indiferentemente os terrenos das Formações de Vale do Guizo e do Esbarrondadoiro, ou mesmo da Zona Sul Portuguesa. As espessuras são geralmente reduzidas, não

ultrapassando na maioria dos casos os 20 metros. A diversidade sedimentológica dos depósitos é traduzida na alternância e combinação das seguintes litofácies: conglomeráticas, arenosas e lutíticas

As superfícies de contacto entre as diversas litofácies correspondem, em muitos casos, a transições graduais com uma diminuição de granularidade (PIMENTEL, 1997).

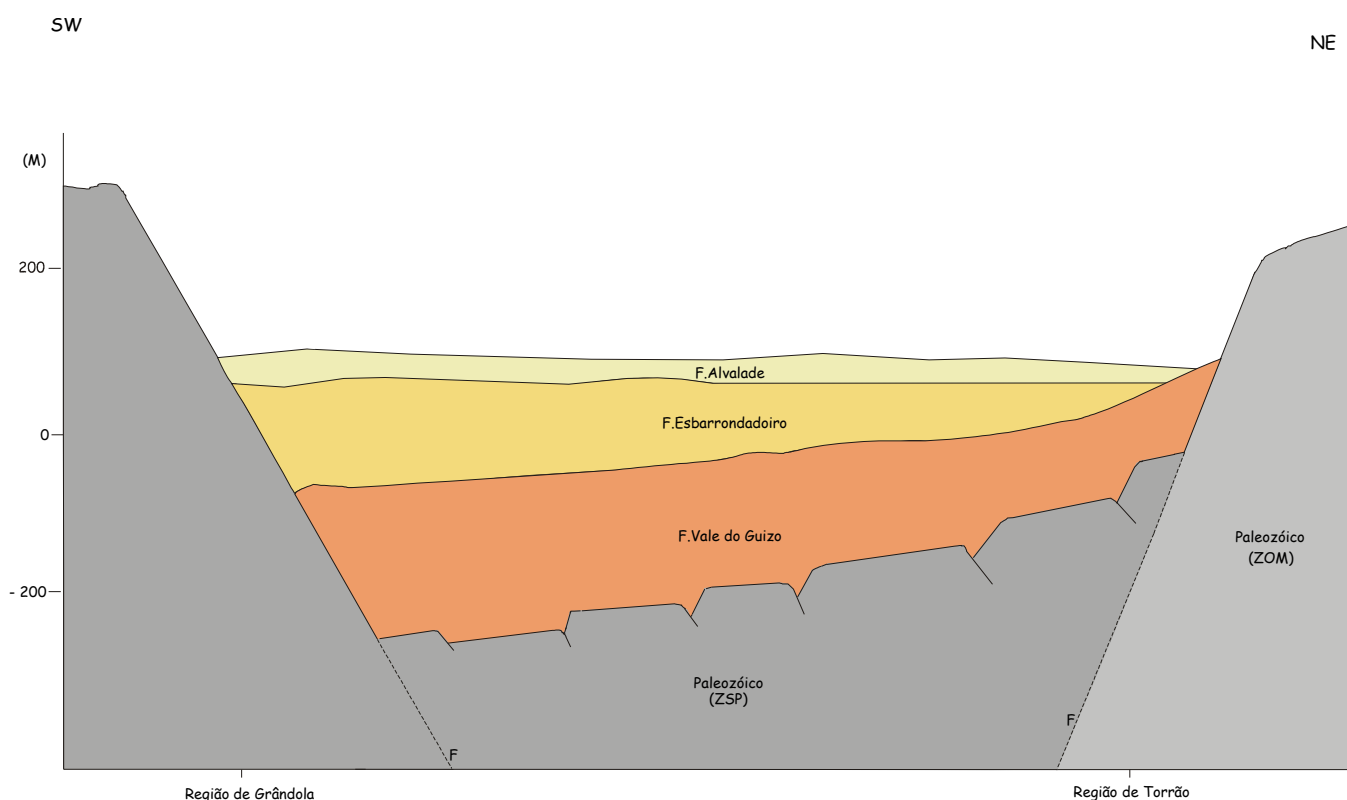


Figura 2 Corte geológico esquemático NE-SW na Bacia do Sado (in GALEGO FERNANDES, 2000).

Estudos desenvolvidos na Bacia do Sado permitiram a identificação de dois importantes acidentes tectónicos: (i) a falha do Torrão de orientação WNW-ESE e com rejeito de aproximadamente 100m, que materializa o limite E desta bacia; (ii) a falha de Grândola de orientação WNW-ESE correspondendo ao limite Sul. Estudos geofísicos identificaram ainda duas importantes estruturas tectónicas que afectam os sedimentos miocénicos localizados na parte N da Bacia do Sado. O primeiro localizado no Vale do Baixo Tejo (N30E), e o segundo N-S, detectado em profundidade responsável por uma estrutura do tipo graben que permite a subida de níveis de salmoura aprisionados no sedimentos ou água do mar antiga coeva da formação da bacia (ESTEVES COSTA, 1994).

2 METODOLOGIA

Em laboratório, (Instituto Tecnológico e Nuclear (ITN), Sector da Química) procedeu-se à determinação da composição isotópica das amostras de água. Foram aplicados os métodos de FRIEDMAN e o método de EPSTEIN e

MAYEDA respectivamente nas determinações dos valores de $\delta^2\text{H}$ e de $\delta^{18}\text{O}$ (GONFIANTINI, 1981). As amostras foram medidas posteriormente no espectrómetro de massa Sira 10 da VG ISOGAS, sendo a incerteza média associada a estas medições é de 0,1 ‰ nos valores de $\delta^{18}\text{O}$ e de 1 ‰ nos valores de $\delta^2\text{H}$.

A medição dos teores em trítio foi efectuada também no ITN (Sector da Química) tendo sido utilizado o método de enriquecimento electrolítico. O enriquecimento em trítio das amostras por electrólise, com posterior medição dessa espécie através do contador de cintilação líquida PACKARD TRI-CARB 2000 CA/LL. O valor médio do desvio padrão associado a esta medição varia com a concentração em TU (tritium units) da amostra, no entanto, o valor médio do desvio padrão situa-se próximo de 0,7 TU. A descrição do método encontra-se nos relatórios internos da Agência Internacional de Energia Atómica (I.A.E.A. 1976).

Para a determinação do teor em radiocarbono das águas subterrâneas procedeu-se à precipitação *in situ* do carbono inorgânico total dissolvido (CITD) através de reacção com cloreto de bário (BaCl_2), em condições de pH superiores a 9. Já em laboratório a partir do precipitado carbonato de bário (BaCO_3) realiza-se uma síntese de benzeno, com vista à medição das taxas de contagem dessa espécie radioactiva através de um contador de cintilação líquida. O método encontra-se descrito em I.A.E.A. (1981).

As determinações foram efectuadas no ITN – Sector da Química, recorrendo ao contador de cintilação líquida PACKARD TRI-CARB 4530. Os resultados obtidos são expressos em percentagem de carbono moderno (pmc). Estando os erros dependentes da concentração em carbonatos.

As amostras de água para análise química foram realizadas pelo Laboratório de Águas do Centro de Geologia da Faculdade de Ciências de Lisboa. Foram determinados exclusivamente os elementos maiores (Alcalinidade total, dureza total, Ca, Mg, Na, K, HCO_3 , Cl, NO_3 , SO_4).

Dos parâmetros físicos determinados os valores de temperatura, condutividade eléctrica (CE) e pH foram sempre determinados *in situ*, durante a amostragem.

3 ENQUADRAMENTO HIDROGEOLÓGICO

Na Bacia do Sado a recarga dos sistemas subterrâneos (Eocénico e Plio-Miocénico) efectua-se, quer directamente nas áreas aflorantes das formações sedimentares, quer indirectamente através da alimentação por parte de formações suprajacentes. A precipitação atinge valores mais elevados na região de Grândola, traduzindo-se em valores superiores da infiltração, cerca de 15 % da precipitação. As descargas efectuem-se, fundamentalmente, através das captações existentes, de nascentes e, provavelmente, de saídas naturais de água subterrânea no leito do Rio Sado ou afluentes.

A caracterização do fluxo subterrâneo e das superfícies piezométricas permitiu constatar que, não existem oscilações significativas dos níveis piezométricos entre a época de águas baixas e águas altas. É ainda possível, identificar três direcções de fluxo principais (figura 3): o fluxo regional de Sul para Norte, e os fluxos de Este para Oeste e Oeste para Este. Os fluxos de E para W e W para E resultam do levantamento do substrato paleozóico, provocados pelos *horsts* de Valverde, Pedrogão e Senhora das Chagas, que originam uma divergência na direcção de fluxo das águas subterrâneas da região (GALEGO FERNANDES, 2000).

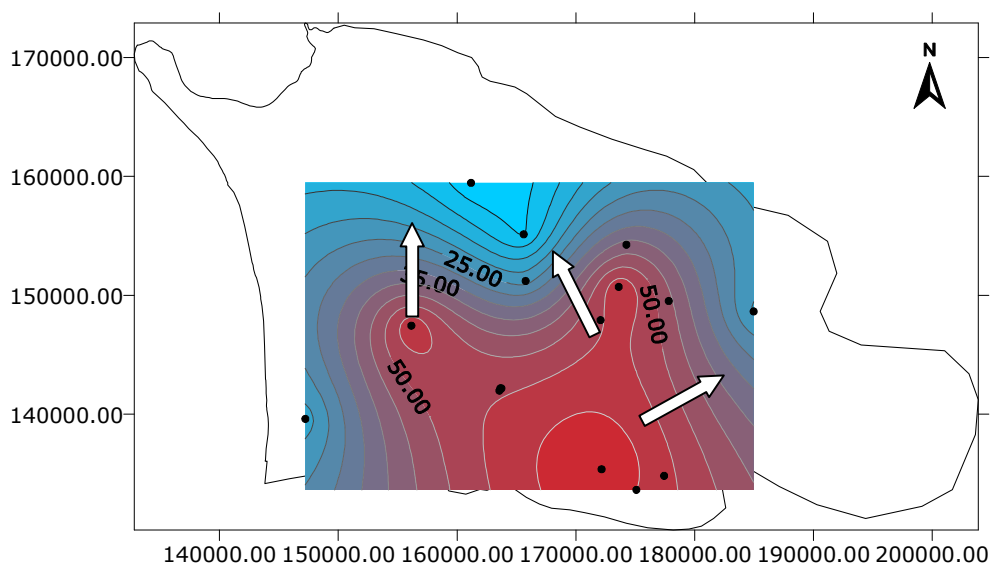


Figura 3 Mapa piezométrico da Bacia do Sado de leituras piezométricas efectuadas durante 1999 (in GALEGO FERNANDES, 2000).

3.1 Caracterização hidroquímica

No sistema aquífero da Bacia do Sado as amostras de água analisadas pertencem às fácies bicarbonatada cálcica, bicarbonatada sódica e cloretada cálcica. Os resultados obtidos evidenciam elevada dispersão, observando-se que os pontos de água com concentrações superiores correspondem, na sua maioria, a furos que captam a Formação de Vale do Guizo, como resultado da presença de uma maior quantidade de minerais solúveis. Pelo contrário, verifica-se que os furos com profundidades menores, que captam formações mais superficiais como a Formação de Alvalade, apresentam mineralização menor (GALEGO FERNANDES, 2001).

As concentrações elevadas em nitratos e sulfatos identificadas na bacia, correspondem a casos pontuais de contaminação (579 mg/l em SO_4 e 153 mg/l em NO_3) resultantes de exploração agrícola ou pecuária. Regra geral registam-se valores médios da ordem dos 10 e 23 mg/l, respectivamente (GALEGO FERNANDES, 2001).

Os resultados obtidos nas diferentes campanhas de amostragem foram tratados através do programa HIDSPEC (CARVALHO, 1989), tendo-se obtido os valores para os índices hidrogeoquímicos e índices de saturação da calcite, dolomite e gesso.

A projecção dos índices hidrogeoquímicos $rCl/rHCO_3$ e índice de troca de bases (itb) no mapa da região, reflectem a litologia da bacia sedimentar, evidenciando a presença de camadas carbonatadas com estrutura lenticular pela grande dispersividade dos valores destes índices. Em paralelo, a projecção da razão rSO_4/rCl (Figura 4) permite a visualização das principais direcções de fluxo, com valores de 0.05 próximo da área de recarga (S da bacia) até de 0.6 na zona N da bacia junto ao Rio Sado.

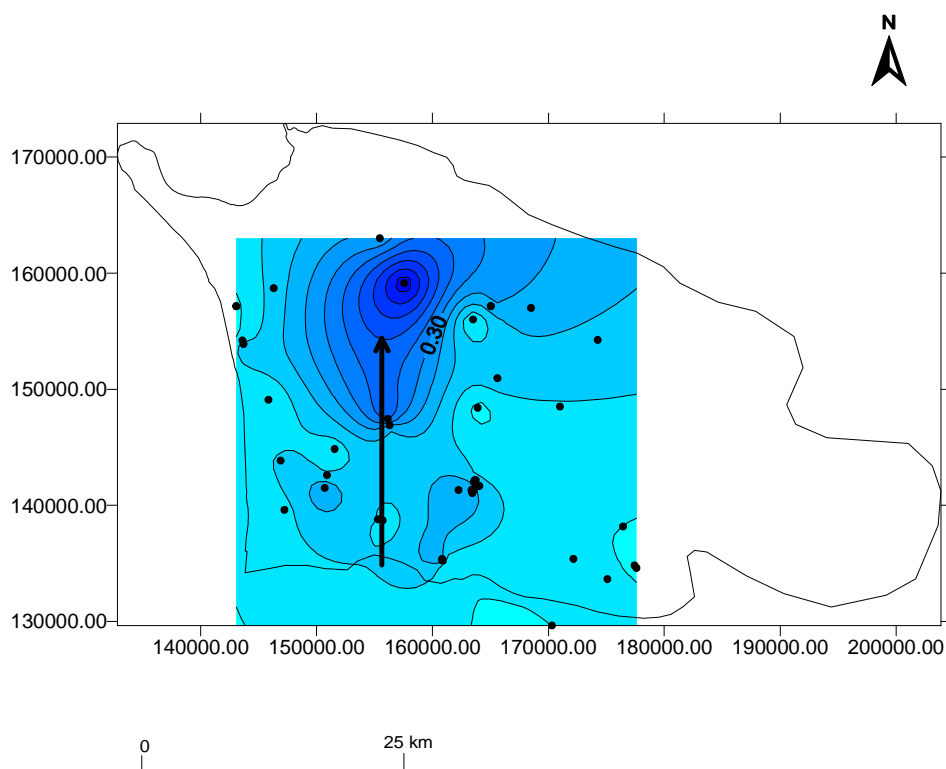


Figura 4 Projecção gráfica do índice rSO_4/rCL na bacia do Sado.

No que diz respeito aos índices de saturação todas as amostras de água analisadas são subsaturadas em gesso, e na sua maioria, subsaturadas em calcite e dolomite.

Ao longo das diferentes campanhas observou-se, em determinados na água dos furos oscilações no estado de equilíbrio relativamente aos minerais de calcite e dolomite. Estas oscilações poderão ser o resultado da exploração das águas subterrâneas de níveis sedimentares distintos, que conduzem a uma mistura de águas com características químicas diferentes. Nas formações de Esbarrondadoiro, Alcácer do Sal e Vale do Guizo os níveis calcários e/ou dolomíticos conferem às águas concentrações superiores em cálcio, magnésio e bicarbonato.

Os valores dos índices de saturação da calcite e dolomite estimados para os sistemas subterrâneos indicam que as águas mais subsaturadas, se localizam preferencialmente a S (junto a Grândola) - área de recarga, e as águas com percurso mais longo a N (junto ao Rio Sado). Como tal, constata-se que os índices analisados permitem avaliar a evolução da água subterrânea do sistema aquífero, suportando a informação piezométrica disponível.

3.2 Caracterização Isotópica

Em todos os locais de amostragem foram colhidas amostras de água subterrânea para análises isotópicas com vista à determinação dos valores de δ^2H , $\delta^{18}O$ e teores em 3H . Dos resultados obtidos observa-se que:

- Aquífero Eocénico
- ^{18}O entre -4.97 e -4.02 ‰
- ^2H entre -30.8 e -24.1 ‰
- Aquífero Plio-Miocénico
- ^{18}O entre -4.99 e -4.62 ‰
- ^2H entre -31.6 e -28.1 ‰

Os valores isotópicos obtidos em ambos aquíferos são semelhantes, verificando-se que no aquífero Mio-Pliocénico ocorrem valores mais empobrecidos cerca de 4 ‰ em deutério e 0.6 ‰ em oxigénio, o que poderá indicar idades distintas para as águas subterrâneas

Com base na composição isotópica foram calculadas as respectivas rectas de regressão ortogonal (dada a independência das variáveis). Estas rectas pretendem representar a composição isotópica das águas meteóricas locais (MWL) :

- MWL aquífero Eocénico $\delta^2\text{H} = 7.22 \delta^{18}\text{O} + 5.09$
n = 8 r = 0.86
- MWL aquífero Plio-Miocénico $\delta^2\text{H} = 9.75 \delta^{18}\text{O} + 17.22$
n = 21 r = 0.48

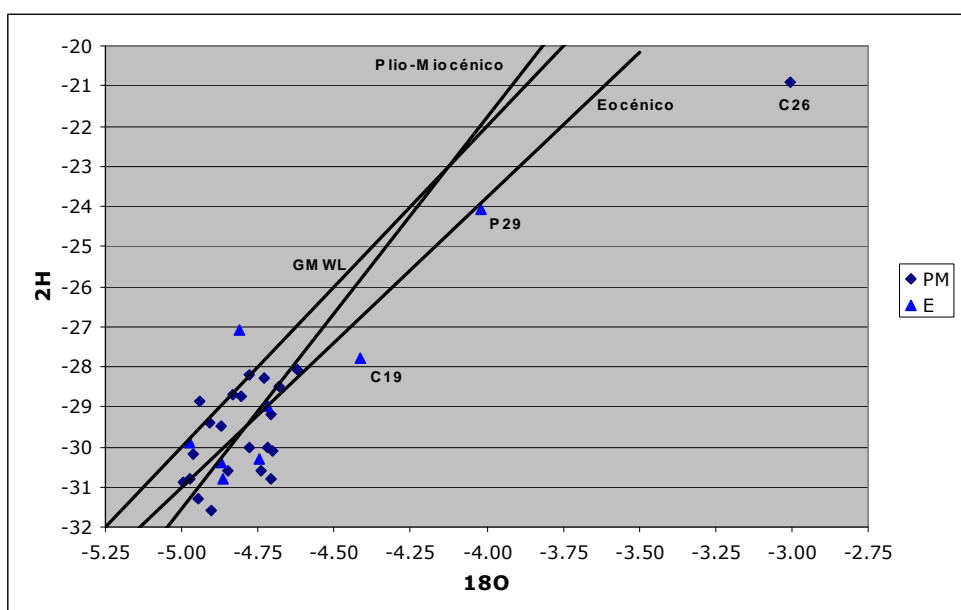


Figura 5 $\delta^{18}\text{O}$ versus $\delta^2\text{H}$ na Bacia do Sado. **PM** representa o aquífero Plio-Miocénico e **E** o aquífero Eocénico.

Os dois aquíferos apresentam valores de declive semelhantes e em torno do valor definido a nível do Globo, GMWL (Global Meteoric Water Line - $\delta^2\text{H} = 8 \delta^{18}\text{O} + 10$) definida por CRAIG (1961), onde o declive oscila em torno de 8. Na figura 5 apresentam-se as projecções das rectas mencionadas.

No Quadro 1 apresentam-se a composição isotópica, $\delta^2\text{H}$, $\delta^{18}\text{O}$ e teores em ^3H e ^{14}C , determinados em amostras de água de 14 furos da bacia do Sado (figura 6). Neste quadro encontram-se também os valores em excesso de

deutério e as idades aparentes das águas subterrâneas estimadas a partir do ^{14}C , calculadas com base no modelo de Gonfiantini (SALEM *et al*, 1980).

Quadro 1 Idades aparentes das águas subterrâneas na Bacia do Sado. d representa teor em excesso de deutério (‰) [$d=8\delta^{18}\text{O}-\delta^2\text{H}$]. BP – Before Present. Localização na figura 6.

| Furo | 2H (‰) | ^{18}O (‰) | d | Tritio (^3H) (TU) | Carbono 14 pmc | Idade aparente (ka BP) $\pm 2\sigma$ |
|------|--------|---------------------|------|------------------------------|-------------------|--------------------------------------|
| P01 | -30.5 | -4.757 | 7.6 | F | 1.75 +/- 0.32 % | 30.88 +/- 3.9 |
| P10* | -28.7 | -4.808 | 9.8 | 2,2 +/- 0,7 | 58.39 +/- 0.54 % | 1.9 +/- 2.5 |
| P15 | -26.8 | -4.354 | 8.0 | 2,2 +/- 0,6 | 60.45 +/- 0.44 % | 1.6 +/- 2.5 |
| P27* | -29.7 | -4.781 | 8.7 | 3,5 +/- 0,6 | 89,56 +/- 0,67 % | 2.7 +/- 2.3 |
| P29 | -24.1 | -4.017 | 8.0 | 1,1 +/- 0,5 | 86,90 +/- 0,62 % | Moderno |
| P30 | -29 | -4.72 | 8.7 | F | 44,16 +/- 0,40 % | 6.4 +/- 2.4 |
| P31A | -27.1 | -4.813 | 11.4 | 1,8 +/- 0,6 | 100,34 +/- 1,05 % | 1.5 +/- 2.3 |
| C1* | -30.6 | -4.851 | 8.2 | F | 24.12 +/- 0.58 % | 7.4 +/- 2.8 |
| C3* | -31.6 | -4.621 | 7.6 | F | 1.44 +/- 0.37 % | 30.5 +/- 5.1 |
| C13* | -26.1 | -4.749 | 11.9 | 3,9 +/- 0,7 | 47,25 +/- 1,29 % | 5.0 +/- 2.5 |
| C19 | -27.8 | -4.414 | 7.5 | 2,0 +/- 0,8 | 92.00 +/- 1.27 % | 0.2 +/- 2.4 |
| C20 | -30.4 | -4.871 | 8.6 | F | 11.76 +/- 0.33 % | 15.0 +/- 2.6 |
| C21 | -29.8 | -4.602 | 7.0 | 1,5 +/- 0,8 | 22.33 +/- 0.33 % | 8.1 +/- 2.8 |
| C25* | -30.2 | -4.96 | 9.4 | F | 45,47 +/- 0,58 % | 4.9 +/- 2.5 |

*Aquífero PlioMiocénico

As restantes Eocénico

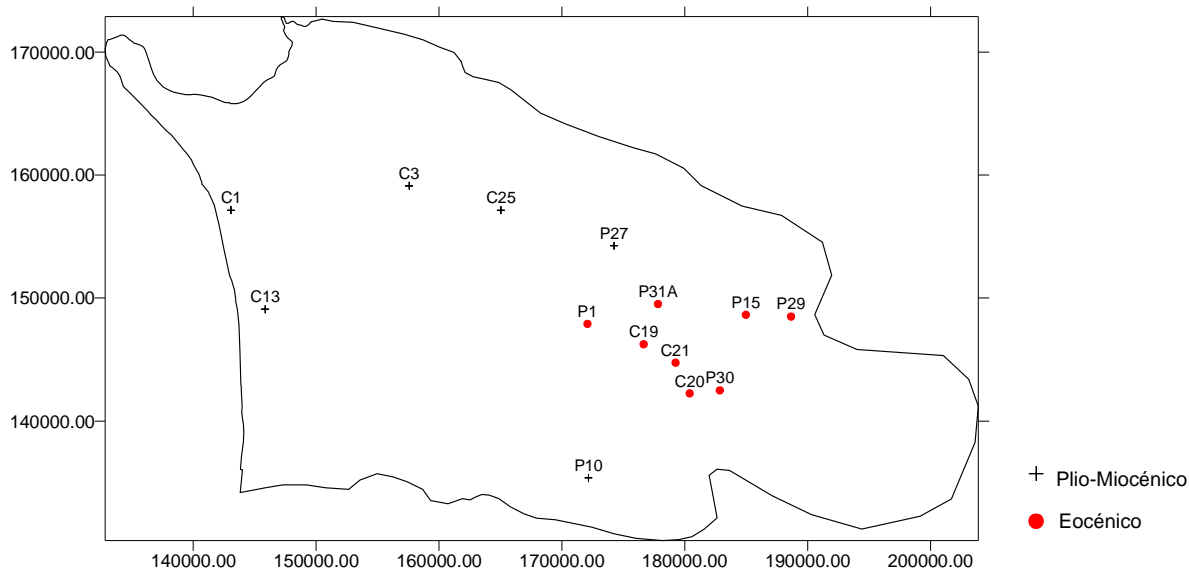


Figura 6 Localização dos locais de determinação do teor em ^{14}C

Da análise do quadro verifica-se que duas das amostras que apresentam teores inferiores a 50 pmc, (C13 e C21) foi detectado concentrações em trítio significativas, respectivamente 3.9 e 1.5 TU. Tal facto poderá indicar uma situação de mistura com águas mais modernas que não foi revelada através das análises físico-químicas.

Quando projectados as concentrações em carbono-14 em mapa da região, estas estão de acordo com o sentido de fluxo definido pelos níveis piezométricos, verificando-se valores de idades aparentes da água subterrânea mais recentes a Sul (Serra de Grândola, área preferencial de recarga) e mais antigas a Norte.

No entanto ao analisarmos a projecção para o aquífero Plio-Miocénico da idade aparente *versus* a distância ao bordo da bacia sedimentar, na direcção do sentido de fluxo, de Sul para Norte, verifica-se que os valores são aproximadamente idênticos à medida que a distância vai aumentando (figura 7). Tal facto deverá resultar, da existência de recarga dispersa ao longo de toda a bacia. Existe apenas um caso excepcional, o furo C3, que apresenta um valor bastante mais elevado o que poderá resultar da interacção com os bicarbonatos (Quadro 2).

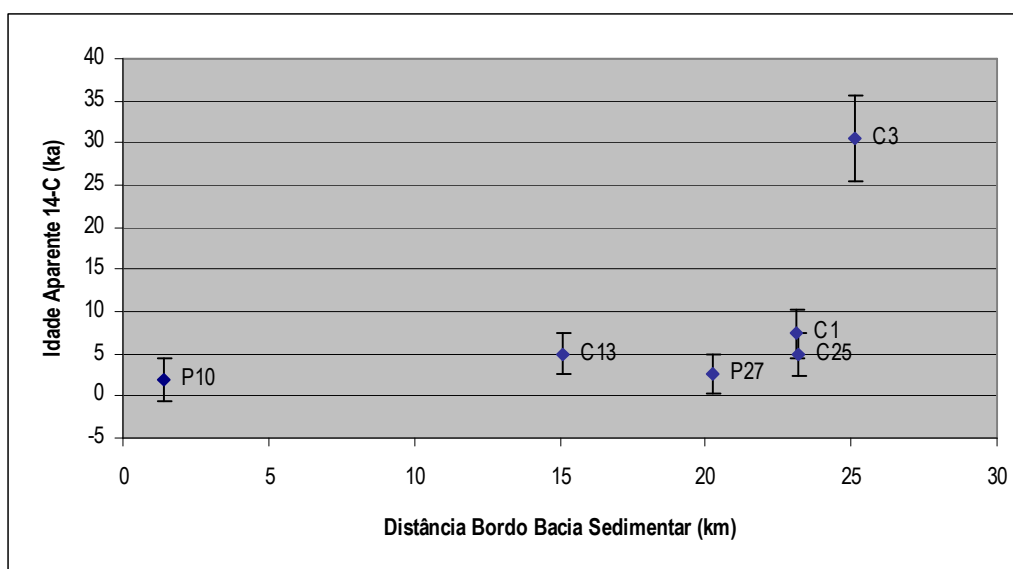


Figura 7 Idade aparente (ka) *versus* distância ao bordo da bacia sedimentar no aquífero Plio-Miocénico

Quadro 2 Teores em ^{13}C , ^{14}C e HCO_3 para o aquífero PlioMiocénico

| Furo | Prof. Captação | HCO_3 | Carbono-14 | | Carbono-13 |
|-------|----------------|----------------|------------|------------------|------------|
| | | | Ka BP | pmc | |
| 01P10 | 60 | 190.32 | 1.88 | 58.39 +/- 0.54 % | -12 |
| 01P27 | 80 | 42.7 | 2.675 | 89,56 +/- 0,67 % | -20.93 |
| 01C01 | 150 | 118.95 | 7.352 | 24.12 +/- 0.58% | -9.4 |
| 01C03 | 126 | 358.68 | 30.482 | 1.44 +/- 0.37% | -9.19 |
| 01C13 | 71.4 | 61 | 5.001 | 47,25 +/- 1,29% | -14.33 |
| 01C25 | 130 | 189.71 | 4.926 | 45,47 +/- 0,58% | -13.62 |

Essa mesma interação é confirmada pela elevada correlação verificada entre o teor em bicarbonato e o teor em ^{14}C e ^{13}C na ordem dos 0.74. Como tal os valores de idade aparente determinados com base nos isótopos referidos correspondem a valores fortemente influenciados pela evolução hidrogeoquímica do sistema.

BIBLIOGRAFIA

CARVALHO, M. R. E. - *HIDSPEC, um programa de especiação e cálculo de equilíbrios água / rocha. Aplicações.* Dissertação apresentada à Universidade de Lisboa para obtenção do grau de Mestre em Geologia Económica e Aplicada, 1989

CRAIG, H. - "Isotopic variations in meteoric waters", in *Science*, Vol. 133, Nº 3465, 1961, 1702-1703.

ESTEVES COSTA, F. *Notícia Explicativa da Carta Hidrogeológica de Portugal – Folhas 7 e 8.* Instituto Geológico e Mineiro, Lisboa, 1994, 87 pp.

GONÇALVES, F. & ANTUNES, M.T.– *Carta Geológica de Portugal na escala 1 : 50 000, Folha 39 – D (Torrão).* Carta e Not. Explicativa. Serv. Geol. Portugal, 1992, 86 pp.

GONFIANTINI, R. – *The δ -notation for expressing stable isotope ratio variations.* In *Stable Isotope Hydrology. Deuterium and Oxygen-18 in the Water Cycle.* International Atomic Energy Agency. Technical Reports Series, nº 210, 1981, pp. 135-84.

I.A.E.A. – *Procedure and technique critique for tritium enrichment by electrolysis at the IAEA laboratory.* International Atomic Energy Agency. Isotope Hydrology Laboratory. Technical Procedure note 19, 1976.

IAEA, - *Sampling of water for ^{14}C analysis.* International Atomic Energy Agency. Isotope Hydrology Laboratory. Vienna, 1981, 7 pp.

GALEGO FERNANDES, P. - *Estudo Hidrogeológico da Bacia do Sado.* Dissertação de Mestrado em Geologia Económica e Aplicada, FCUL, Departamento de Geologia, 2000, 175 pp.

GALEGO FERNANDES, P.; CARREIRA, P.; SILVA, M.O. & NUNES, D.– "Use of hydrochemistry and isotopes as tracers in the Sado-Sines sedimentary basin (S Portugal), *XXXI IAH Congress – New Approaches to Characterizing Groundwater Flow* Vol.I, Munich, 2001, pp.65-70.

PAYNE, B., – *Guidebook on nuclear techniques in Hydrology.* International Atomic Energy Agency, Technical Reports Series, nº 91, 1983.

PIMENTEL, N.L.– *O Terciário da Bacia do Sado – Sedimentologia e Análise Tectono-Sedimentar,* Dissertação de Doutoramento, FCUL, Departamento de Geologia, 1997, Lisboa, pp. 381.

SALEM, O.; VISSER, J.M.; DRAY, M.; GONFIANTINI, R. – "Groundwater flow patterns in the western Libyan Arab Jamahiriya evaluated from isotopic data", *Arid-zone Hydrology: Investigation with Isotope Techniques.* International Atomic Energy Agency, Vienna, 1980, pp. 165-179.

SÍNTESE BIDIMENSIONAL DOS MODELOS CONCEPTUAIS DE FUNCIONAMENTO HIDRÁULICO DE SEIS SISTEMAS AQUÍFEROS DO ALGARVE (BASEADA EM MODELOS NUMÉRICOS DE ESCOAMENTO REGIONAL)

J. P. MONTEIRO

(1) *Doutor em Hidrogeologia, Univ. do Algarve (FCMA) e CVRM (IST), Campus de Gambelas, 8005-139, Faro, +351.289.800900,*
jmontei@ualg.pt

L. NUNES

(2) *Mestre em Georecursos, Univ. do Algarve (FCMA) e CVRM (IST), Campus de Gambelas, 8005-139, Faro, +351.289.800900,*
lnunes@ualg.pt

J. VIEIRA

(3) *Engº do Ambiente, Univ. do Algarve (FCMA) e CVRM (IST), Campus de Gambelas, 8005-139, Faro, +351.289.800900,*
jvieira@ualg.pt

R. MARTINS

(4) *Engº do Ambiente, Univ. do Algarve (FCMA), Campus de Gambelas, 8005-139, Faro, +351.289.800900,*
ricmartins@mail.telepac.pt

T. STIGTER

(5) *Mestre em Hidrogeologia, Univ. do Algarve (FCMA) e CVRM (IST), Campus de Gambelas, 8005-139, Faro, +351.289.800900,*
tstigter@ualg.pt

J. SANTOS

(6) *Engª do Ambiente, Univ. do Algarve (FCMA) e CVRM (IST), Campus de Gambelas, 8005-139, Faro, +351.289.800900,*
jsantos@ualg.pt

E. REIS

(7) *Mestre em Hidrogeologia, Dir. Reg. Ambiente e Ord. Territ. Algarve, Rua José Matos, nº 13, 8000 – 503, Faro, +351.289889000,*
ereis@dra-alg.min-amb.pt

RESUMO

Na presente comunicação sintetiza-se parcialmente o estado actual do conhecimento acerca da geometria, condições de fronteira, balanço hidrológico, distribuição espacial e evolução temporal de variáveis de estado e parâmetros hidráulicos para seis sistemas aquíferos do Algarve: Almádena-Odeáxere; Querença-Silves; Ferragudo-Albufeira; Albufeira-Ribeira de Quarteira; Quarteira e Luz de Tavira. Para cada um destes casos de estudo apresentam-se modelos numéricos de escoamento em elementos finitos. O objectivo da implementação destes modelos consiste no estabelecimento de uma plataforma de avaliação da coerência entre modelos conceptuais, propostos por diferentes autores para o funcionamento hidráulico destes aquíferos e os valores de parâmetros e variáveis de estado disponíveis em estudos pré-existentes ou obtidos através de trabalhos actualmente em curso.

O estabelecimento de modelos quantitativos de funcionamento hidráulico para estes sistemas aquíferos contribui para trabalhos em curso relacionados com optimização de redes de monitorização, gestão integrada (realizada conjuntamente com a análise de recursos hídricos de superfície), hidrogeoquímica e qualidade da água, uso de traçadores e modelação de processos hidrogeológicos actualmente em curso na Universidade do Algarve.

No seu presente estado de desenvolvimento, os modelos apresentados usufruem mais do que podem contribuir para o conhecimento dos recursos hídricos subterrâneos do Algarve. No entanto, espera-se que o seu uso permita o estabelecimento de uma plataforma de comunicação entre as diferentes metodologias que podem ser aplicadas à abordagem dos problemas relacionados com a identificação, caracterização e gestão dos recursos hídricos subterrâneos desta região.

Palavras-Chave: Modelos hidrogeológicos, elementos finitos, Algarve.

1 INTRODUÇÃO

Encontram-se actualmente em desenvolvimento na Universidade do Algarve vários trabalhos relacionados com a identificação, caracterização e gestão de recursos hídricos subterrâneos. Estes trabalhos de investigação dividem-se por diferentes áreas científicas: a optimização de redes de monitorização; a gestão integrada de recursos hídricos (realizada conjuntamente com o estudo dos recursos hídricos de superfície); a hidrogeoquímica e qualidade da água; o uso de traçadores e a modelação matemática de processos hidrogeológicos. Em qualquer destes casos o trabalho desenvolvido passa, directa ou indirectamente, pela definição de modelos conceptuais de funcionamento de sistemas naturais que se baseiam em relações causa-efeito entre variáveis observadas e parâmetros que as controlam. Tendo em conta esta realidade, o estabelecimento de modelos conceptuais de funcionamento hidráulico dos sistemas aquíferos pode considerar-se como um denominador comum a todas estas áreas. Por consequência, é indispensável que estes modelos conceptuais, que são definidos numa primeira fase de forma qualitativa, possam exprimir-se de forma quantitativa para que se possa analisar de forma mais objectiva a coerência entre parâmetros e variáveis obtidos por diferentes metodologias.

O uso de modelos numéricos de parâmetros distribuídos é uma tecnologia bem estabelecida para analisar as relações quantitativas entre variáveis de estado e parâmetros hidráulicos dos sistemas aquíferos, tendo em conta a sua geometria. Deste modo, o presente artigo consiste na descrição da implementação deste tipo de modelos para seis sistemas aquíferos do Algarve com expressão à escala regional, tendo em conta o estado actual do conhecimento hidrogeológico desta região. Para todos os casos de estudo seleccionado existem trabalhos em curso relacionados com os domínios de investigação e desenvolvimento de águas subterrâneas referidos no parágrafo anterior.

Sob o ponto de vista prático, a implementação dos modelos apresentados exige o manuseamento de um grande volume de informação, respeitante à caracterização dos aquíferos, tendo em conta: (1) a sua geometria; (2) as condições de fronteira; (3) o balanço hidrológico; (4) as variáveis de estado e (5) os parâmetros hidráulicos. De forma a tornar possível o processamento de toda esta informação, os dados necessários para caracterizar os sistemas aquíferos a estes níveis foram carregados num sistema de informação geográfica (SIG). Posteriormente, desenvolveu-se uma aplicação informática que consiste numa plataforma de compatibilidade entre os modelos em elementos finitos desenvolvidos e o SIG. Esta plataforma de compatibilidade (femlink) foi desenvolvida em linguagem "avenue" e é descrita em MONTEIRO *et. al.* (2002a e 2002b). O uso desta plataforma de compatibilidade foi igualmente aplicada por MONTEIRO e STIGTER (2003) para implementação de um modelo em elementos finitos para o aquífero da Luz de Tavira. Posteriormente, desenvolveu-se e aplicou-se uma metodologia que permite a transferência de dados obtidos através de métodos de interpolação e armazenados em "grid(s)" ortogonais, regularmente distribuídas no espaço, para redes de simulação não estruturadas de elementos finitos. VIEIRA e MONTEIRO (presente congresso) apresentam esta metodologia e ilustram a sua aplicação para definir classes de recarga individuais para cada um dos elementos da rede de fluxo construída para o sistema aquífero de Almádena-Odeáxere. Os valores de escoamento anual médio apresentados no presente artigo, para cada um dos seis sistemas aquíferos em estudo, foram determinados com base em estimativas de recarga obtidas por esse processo.

2 BREVE DESCRIÇÃO DA TÉCNICA DE MODELAÇÃO UTILIZADA

Os modelos de escoamento implementados agregam informação geológica hidrológica e hidrogeológica previamente carregada num SIG. Nesta fase pretende avaliar-se a coerência entre os modelos conceptuais que têm sido propostos para estes sistemas aquíferos, o seu funcionamento hidráulico (revelado pela análise das variáveis de estado) e as leis físicas que controlam o escoamento subterrâneo (simuladas pelo modelo). Os trabalhos de investigação hidrogeológica necessários para recolher a informação necessária para obter modelos mais fiáveis, que permitam que se atinjam objectivos mais ambiciosos (a previsão rigorosa da distribuição espacial e evolução temporal das variáveis de estado) só podem ser efectuados após a análise dos resultados destes "modelos de primeira geração".

As leis físicas simuladas por estes modelos são expressas pela equação diferencial em derivadas parciais que descreve o escoamento de água com densidade constante em meios porosos saturados. A forma mais compacta desta equação obtém-se eliminando o termo transitório:

$$\operatorname{div} \left(-[T] \overrightarrow{\operatorname{grad} h} \right) + Q = 0$$

em que T (transmissividade) é o parâmetro condutivo bidimensional [$L^2 T^{-1}$], h é o potencial hidráulico [L] e Q são as entradas e saídas [$L^3 T^{-1} L^{-3}$]. O operador diferencial div representa uma operação que aplicada um vector resulta num escalar. O operador grad , por seu lado, aplicado a um escalar resulta num vector. Usando esta equação o balanço total simulado é igual a zero, pois representa-se um estado médio permanente do sistema, ou seja, a recarga e as saídas têm o mesmo valor à escala global do domínio de escoamento.

Esta equação é resolvida utilizando um modelo “standard” em elementos finitos baseado no método de resíduos ponderados de Galerkin que consiste na eliminação de resíduos que são obtidos quando a equação acima é substituída por funções de interpolação que calculam os valores de potencial hidráulico como variável dependente para as condições de fronteira definidas. Os valores de potencial hidráulico são calculados para todos os nós dos elementos finitos que definem as redes de fluxo. Nas redes usadas, os elementos são triângulos lineares, cuja geometria é definida por três nós nos respectivos vértices. Após a geração destas redes de fluxo, com base na geometria dos sistemas aquíferos, é necessário atribuir propriedades a cada um dos seus elementos (neste caso, transmissividade e valor de alimentação distribuída). Do mesmo modo, é igualmente necessário definir as condições de fronteira que são expressas por meio de condições impostas em alguns dos nós. Só depois da atribuição destes dados é possível resolver a equação de fluxo apresentada. A descrição do método de Galerkin e do seu âmbito de aplicação à modelação hidrogeológica é descrito de forma muito completa em HUYAKORN e PINDER (1983).

3 SÍNTESE RETROSPECTIVA DOS MODELOS CONCEPTUAIS DOS SISTEMAS AQUÍFEROS DO ALGARVE

Apesar de existirem vários trabalhos relacionados com a hidrogeologia do Algarve anteriores à década de 80, tanto quanto é do conhecimento dos autores do presente artigo, o primeiro trabalho acerca da importância dos recursos hídricos, à escala de toda a região, foram apresentados por TRAC (1981), que apresenta uma síntese de numerosas contribuições técnicas relacionadas com a caracterização hidrológica e hidrogeológica do Algarve. Neste trabalho propõe-se a divisão das grandes unidades geológicas da região em dez sistemas aquíferos: um sistema correspondente às formações metamórficas Paleozóicas que ocupam cerca de 3300km² na área Norte; cinco sistemas correspondentes às formações essencialmente Jurássicas do Barrocal e quatro correspondentes às formações miocénicas e mais recentes do litoral. No entanto, apesar de neste relatório ser apresentado um cálculo detalhado para o balanço hidrológico regional (desagregado em escoamento subterrâneo e superficial), não são apresentados explicitamente modelos conceptuais para os sistemas aquíferos identificados. No entanto deve referir-se que estes foram certamente definidos, pelo menos em dois casos que correspondem ao aquífero poroso de Vila-Real de Stº António-Montegordo e ao sistema aquífero de Albufeira-Ribeira de Quarteira. Para estes dois sistemas é referida a implementação de modelos numéricos de escoamento usando o método das diferenças finitas. No entanto, uma vez que não é fornecida qualquer informação respeitante às condições de fronteira definidas para estes modelos numéricos, não é possível uma análise dos modelos conceptuais que estiveram na base do seu desenvolvimento.

Os trabalhos de SILVA (1984), ALMEIDA (1985) e SILVA (1988), desenvolvidos respectivamente para os sistemas aquíferos do Algarve Oriental, Algarve Central o Miocénico do Algarve, conjuntamente com a primeira síntese cartográfica hidrogeológica do Algarve apresentada por COSTA *et al.* (1985) constituíram uma transição fundamental para o estado actual do conhecimento respeitante à hidrogeologia do Algarve. Nestes trabalhos são propostos modelos conceptuais de funcionamento hidráulico para uma grande parte dos sistemas aquíferos meso-cenozóicos desta região. Adicionalmente, estes autores efectuaram igualmente a caracterização dos sistemas aquíferos estudados a nível quantitativo (balanço hídrico), qualitativo (hidroquímica e qualidade da água) e determinaram

parâmetros hidráulicos, a partir de ensaios de bombagem em numerosas captações implantadas nas diferentes formações que integram estes sistemas.

Posteriormente, os trabalhos de ANDRADE (1989), REIS, (1993), LOPES (1995) e STIGTER e CARVALHO DILL (2001), contribuíram para o aumento de detalhe da caracterização efectuada nos trabalhos anteriores para parte dos sistemas aquíferos para os quais se implementaram os modelos: Almádena-Odeáxere; Querença-Silves e Luz de Tavira. Mais recentemente, Almeida *et. al.* (2000) apresentaram uma síntese do estado actual do conhecimento acerca da hidrogeologia de Portugal. São definidos neste trabalho 17 sistemas aquíferos nas litologias mesozoicas do Algarve. Neste trabalho, a análise do conhecimento hidrogeológico disponível, conjuntamente com o aumento de detalhe do conhecimento, entretanto acumulado acerca da geologia e tectónica do Algarve, constituíram a base mais importante para a implementação dos modelos apresentados no presente artigo. Os trabalhos actualmente em curso na Universidade do Algarve e a base de dados actualizada em permanência pela Direcção Regional do Ambiente e do Ordenamento do Território permitiram ainda a obtenção de informação adicional respeitante a observações piezométricas e ao regime de exploração dos aquíferos que foram igualmente incorporados nos modelos apresentados neste trabalho.

3.1 - Síntese gráfica dos modelos numéricos implementados

A geometria dos modelos numéricos construídos, tal como os modelos conceptuais de funcionamento hidráulico que os fundamentam, apresentam-se de forma gráfica nas figuras da presente secção.

Os modelos apresentados encontram-se na sua fase inicial de desenvolvimento. Deste modo, prevê-se que vão aumentando de complexidade de forma a que possam incluir em detalhe algumas propriedades hidrogeológicas que actualmente são expressas de forma implícita (o que se entende aqui por implícita?). Em todos os casos trata-se de sistemas multicamada, que alternam, por vezes, unidades porosas e cársicas. Por consequência, a simulação das relações geométricas e hidráulicas entre as diferentes formações aquíferas terá de ser efectuada em 3 dimensões e recorrendo a conceptualizações mais complexas do que a actualmente apresentada. Uma lacuna muito importante destes modelos no seu estado actual de desenvolvimento corresponde à ausência de estimativas de valores para os parâmetros hidráulicos que permitam diferenciar o comportamento hidráulico das diferentes unidades hidrostratigráficas que integram cada um dos sistemas do aquíferos.

Uma vez que os modelos regionais descritos no presente artigo estão a ser desenvolvidos paralelamente com trabalhos de investigação mais teóricos, relacionados com a modelação de sistemas cársicos (usando modelos discretos contínuos em vez de modelos como os descritos no presente trabalho que parametrizam os domínios de escoamento como meios porosos contínuos simples) e com o uso de técnicas de modelação inversa, espera-se que este tipo de métodos seja incorporado nos modelos actuais de forma a que estes se tornem mais realistas no que respeita à simulação dos aquíferos em estudo. No entanto, o aumento de complexidade destes modelos só se justifica à medida que forem sendo identificadas as limitações desta primeira conceptualização e se efectuarem os trabalhos de investigação hidrogeológica necessários para colmatar as lacunas de informação que limitam a capacidade de previsão do comportamento hidráulico destes sistemas aquíferos.

Por uma questão de organização os aquíferos do Algarve Central são apresentados em conjunto. Na figura 1 representam-se as redes de elementos finitos geradas para os sistemas aquíferos de Querença-Silves, Ferragudo-Albufeira, Albufeira-Ribeira de Quarteira e Quarteira. A distribuição espacial e evolução temporal dos potenciais hidráulicos, para estes sistemas, com excepção de Ferragudo-Albufeira, representam-se na figura 2, que foi elaborada com os dados disponíveis em trabalhos anteriores, complementados com os dados recolhidos nos últimos três anos respeitantes a esta variável de estado. Os cilindros representados nesta figura representam os valores máximos, médios e mínimos de potencial actualmente disponíveis na região representada. A visualização global dos potenciais facultada pela figura 2 permite que se avaliem as direcções predominantes de escoamento nos sistemas aquíferos.

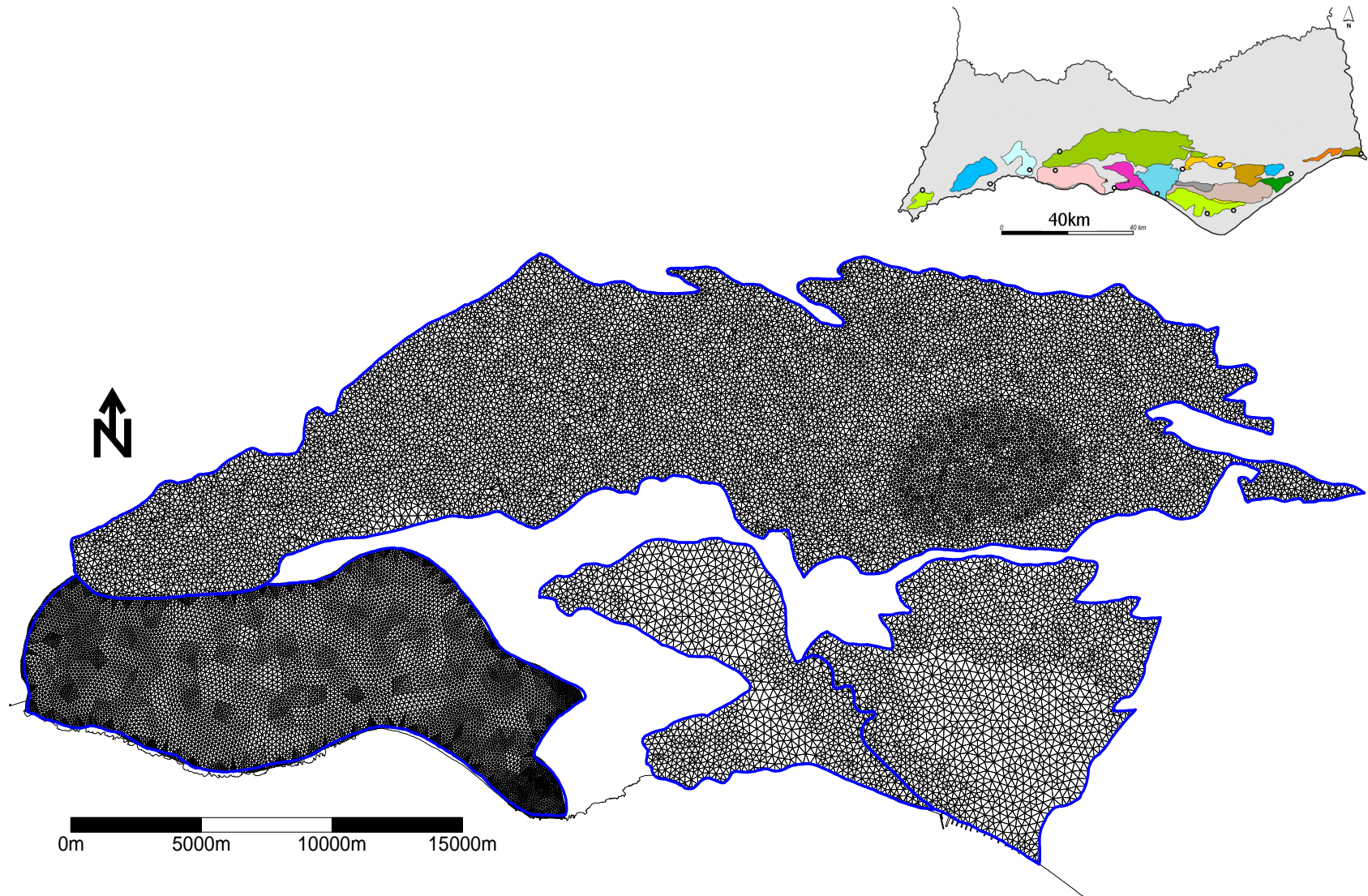


Figura 1 – Redes de fluxo em elementos finitos construídas para os sistemas aquíferos de Querença-Silves, Ferragudo-Albufeira, Albufeira-Ribeira de Quarteira e Quarteira. A posição destes no Algarve identifica-se no mapa em cima adaptado de ALMEIDA *et. al.* (2000).

Finalmente, na figura 3, a geometria dos sistemas é novamente representada mas, desta vez, mostrando a posição das principais áreas de descarga naturais dos sistemas que correspondem à linha de costa, para os sistemas aquíferos em conexão hidráulica com o mar, a cursos de água para os quais são conhecidas transferências aquífero-rio e, finalmente, nascentes cuja presença denota a posição de pontos em que os valores de potencial hidráulico ultrapassam a cota topográfica e que, por consequência afectam o padrão de escoamento subterrâneo à escala local ou mesmo regional. As equipotenciais e vectores de gradiente representados na figura 3 foram obtidas a partir dos valores de potencial hidráulico simulados usando as redes de fluxo mostradas na figura 1.

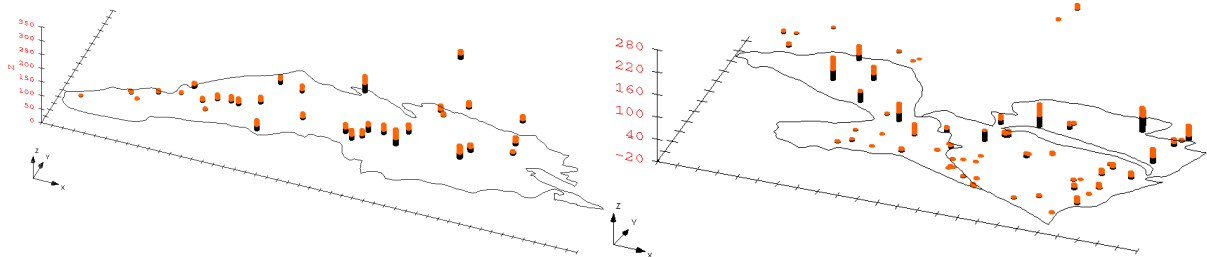


Figura 2 - Análise da distribuição espacial e evolução temporal dos potenciais hidráulicos representada pelos valores máximos mínimos e médios (Z, em metros), registados nos pontos de amostragem disponíveis nos sistemas aquíferos Querença-Silves, Albufeira-Ribeira de Quarteira e de Quarteira. X e Y correspondem às coordenadas M e P (marcas quilométricas nos eixos).

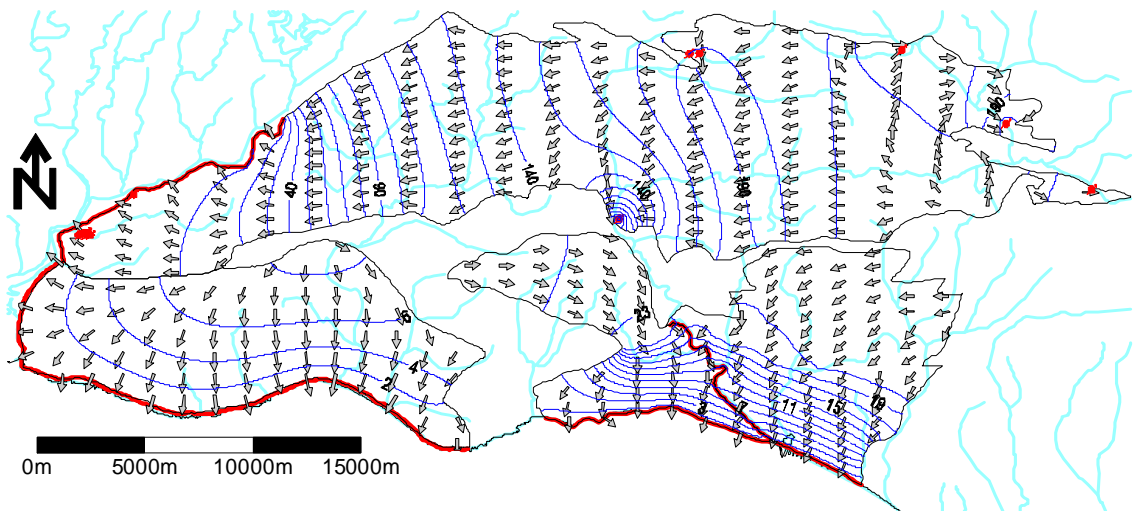


Figura 3 – Exemplo de cálculo efectuado para uma variante dos modelos construídos para para os sistemas aquíferos de Querença-Silves, Ferragudo-Albufeira, Albufeira-Ribeira de Quarteira e Quarteira. As condições de fronteira correspondem a potenciais (representados por linhas e pontos vermelhos), impostos na linha de costa a Sul, a cursos de água em conexão hidráulica com os aquíferos (Rio Arade e Ribeira de Quarteira) e também para nascentes no caso do sistema de Querença-Silves. As isopiezas e vectores de gradiente ilustram as direcções gerais de fluxo calculadas. Representa-se igualmente a rede hidrográfica superficial de modo a que seja possível visualizar a sua sobreposição às direcções predominantes de escoamento das águas subterrâneas.

O facto de na figura 3 se representarem vectores de gradiente para ilustrarem as direcções preferenciais de escoamento está relacionada com a impossibilidade de se desenharem vectores de fluxo à escala das figuras apresentadas. A representação de vectores de fluxo, tirando o máximo partido das possibilidades do método dos elementos finitos, exige que se multiplique o gradiente obtido em cada elemento pelo respectivo parâmetro condutivo (o que por consequência exige uma representação a uma escala que permita a visualização dos vectores desenhados para cada elemento).

Os resultados das variantes simuladas correspondentes aos modelos implementados para os sistemas aquíferos de Almádena-Odeáxere e da Luz de Tavira, são apresentados graficamente nas figuras 4 e 5 sem necessidade de esclarecimento adicionais, relativamente aos modelos já discutidos respeitantes ao Algarve Central.

Por outro lado, para complementar a síntese respeitante aos modelos conceptuais ilustrados no presente artigo, é indispensável referir que as variantes numéricas apresentadas correspondem, em todos os casos, a simulações do funcionamento dos sistemas aquíferos em regime natural. Isto é, não é tida em conta a influência do funcionamento das numerosas captações implantadas nestes sistemas no padrão regional de escoamento simulado.

Os modelos implementados para os sistemas de Albufeira-Ribeira de Quarteira e de Quarteira, apresentados no presente artigo, já foram utilizados para analisar o impacto do funcionamento das captações usadas nas últimas décadas para suportar o abastecimento de redes públicas urbanas de abastecimento de água. As variantes usadas com este fim são descritas em MONTEIRO *et. al.* (presente congresso).

Um comentário que se impõe como resultado dos exercícios até agora realizados com os modelos implementados diz respeito à crítica dos modelos conceptuais propostos nos trabalhos referenciados respeitantes à hidrogeologia do Algarve. Recorda-se que o objectivo definido para a implementação dos modelos apresentados consiste no estabelecimento de uma plataforma de avaliação da coerência entre modelos conceptuais, propostos por diferentes autores para o funcionamento hidráulico destes aquíferos e os valores de parâmetros e variáveis de estado disponíveis em estudos pré-existentes ou obtidos através de trabalhos actualmente em curso. Deste modo, de acordo com os resultados até agora obtidos, é possível afirmar que os modelos conceptuais de escoamento disponíveis para descrever o funcionamento hidráulico dos sistemas aquíferos em estudo são inteiramente compatíveis com a análise visual dos padrões regionais de escoamento que podem ser obtidos a partir das simulações de escoamento que foram efectuadas à escala regional.

Por outro lado, mesmo na sua actual fase preliminar de desenvolvimento, os modelos implementados podem ser usados para incorporar novos dados que vão sendo disponibilizados acerca da hidrologia do Algarve nos modelos conceptuais pré-existentes. Um exemplo desta possibilidade é ilustrado pela metodologia apresentada por VIEIRA e MONTEIRO (presente congresso). Neste trabalho atribuem-se propriedades a redes não estruturadas de elementos finitos, a partir de dados armazenados em "grid's" que são ficheiros em que são armazenados dados numa rede ortogonal com resolução constante, obtidos a partir de algoritmos desenvolvidos para aplicação de técnicas geoestatísticas. A aplicação desta metodologia permitiu que se efectuasse a avaliação do impacto do aumento de resolução espacial dos dados actualmente disponíveis acerca da distribuição espacial da precipitação no Algarve (actualmente cerca de 1km²) no cálculo dos valores de escoamento anual médio nos sistemas aquíferos para os quais se apresentam os modelos implementados. No Quadro 1 apresentam-se os valores de escoamento médio anual obtidos com os modelos desenvolvidos e comparam-se estes com os obtidos por ALMEIDA *et. al.* (2000). Comparam-se os valores com os fornecidos por estes autores pois as fracções da precipitação propostas neste trabalho (definidas de acordo com as sub-áreas das diferentes litologias aflorantes em sistema aquífero) foram utilizadas para definir as classes de recarga utilizadas. Deste modo, a diferença de resultados deve-se exclusivamente ao uso de valores de entrada de precipitação que, em vez de serem obtidos pelos métodos das isoietas e dos polígonos de Thiessen são valores mais recentes, com muito maior resolução espacial e obtidos por técnicas geoestatísticas. De forma a facilitar a leitura do Quadro 1, os valores de escoamento anual médio são expressos em m³/ano e em mm/ano.

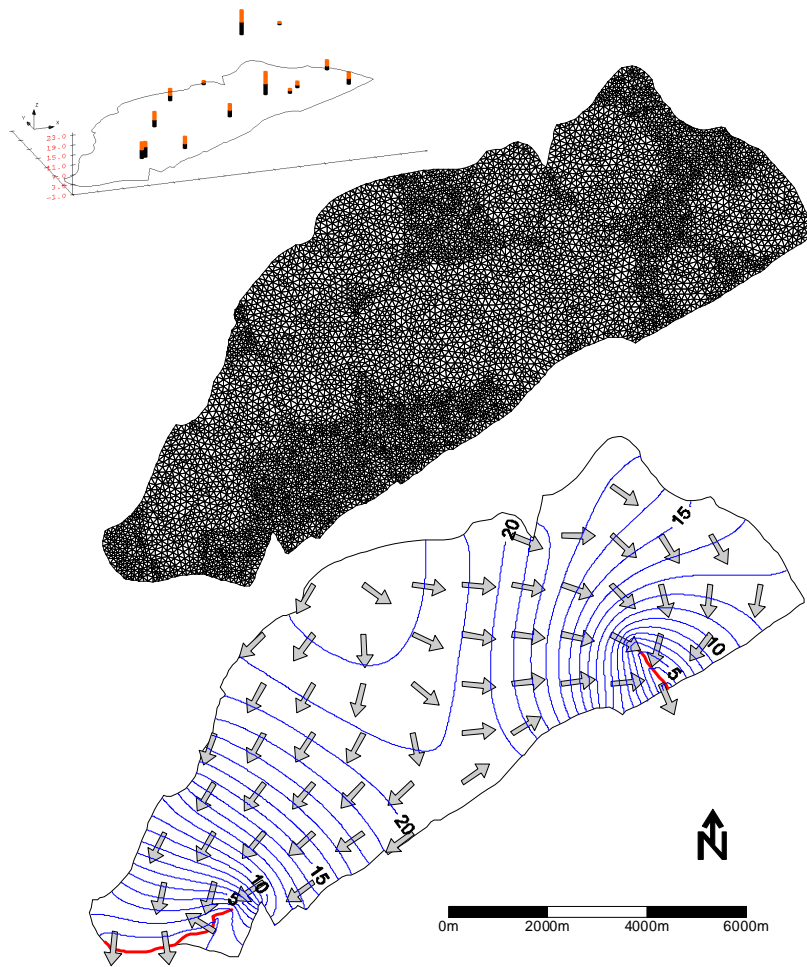


Figura 4 – Exemplo de cálculo efectuado para uma variante do modelo construído para para o sistema aquífero de Almádena-Odeáxere. As condições de fronteira correspondem a potenciais (representados por linhas vermelhas), impostos em cursos de água em conexão hidráulica com os aquíferos. As isopiezas e vectores de gradiente indicam as direcções gerais de fluxo calculadas. No diagrama acima representa-se a distribuição espacial e evolução temporal dos potenciais hidráulicos disponíveis na bibliografia e e obtidos a partir de trabalhos actualmente em curso nesta área.

Quadro 1 – Valores de escoamento anual médio propostos na bibliografia (ALMEIDA *et al.*, 2000) e valores calculados usando os modelos numéricos com base nas mesmas taxas de infiltração propostas por estes autores mas recorrendo a valores de entrada de precipitação com maior resolução (de acordo com a metodologia apresentada por VIEIRA e MONTEIRO (presente congresso)).

| Sistema Aquífero | Área (km ²) | Recarga(m ³ /ano) Modelos | Recarga(m ³ /ano) Referenciado | Recarga (mm) Modelos | Recarga (mm) Referenciado | Diferenças (%) |
|-------------------------|-------------------------|--------------------------------------|---|----------------------|---------------------------|----------------|
| Querença-Silves | 324.24 | 9.33E+07 | 7.00E+07 | 287.69 | 215.89 | 133.26 |
| Almádena-Odiáxere | 63.49 | 1.67E+07 | 2.00E+07 | 262.76 | 315.01 | 83.41 |
| Luz de Tavira | 27.90 | 4.77E+06 | 4.00E+06 | 171.12 | 143.37 | 119.36 |
| Ferragudo-Albufeira | 118.26 | 1.00E+07 | 8.00E+06 | 84.55 | 67.65 | 124.98 |
| Albufeira e Rib. Quart. | 140.97 | 2.56E+07 | 2.37E+07 | 181.65 | 168.12 | 108.05 |

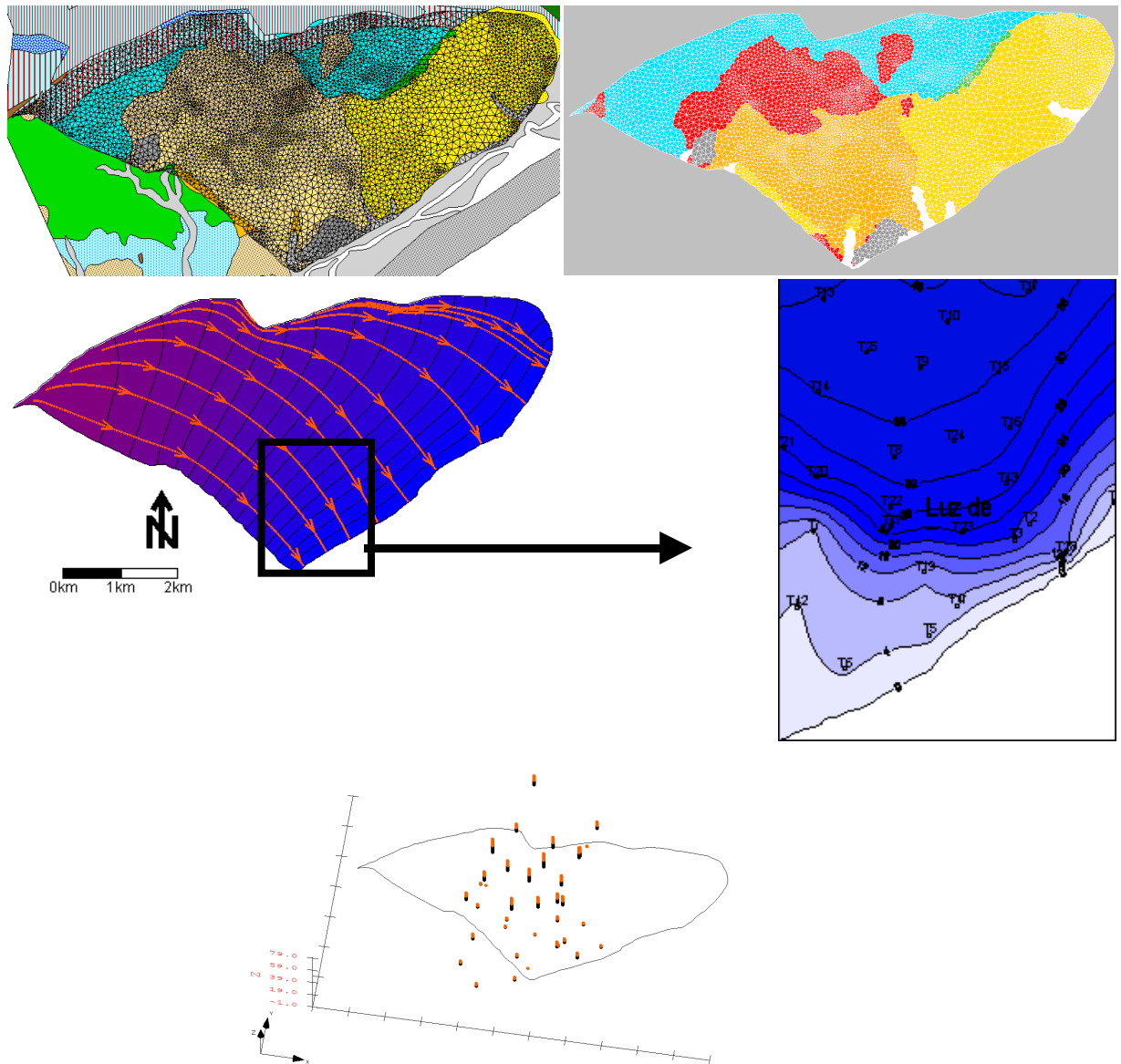


Figura 5 – Exemplo de atribuição de propriedades rede de elementos finitos gerada para o sistema aquífero da Luz de Tavira, a partir de classes litológicas cartografadas num mapa geológico previamente carregado num SIG usando a plataforma de compatibilidade “femlink” (em cima). Em baixo representa-se a distribuição de equipotenciais simuladas, juntamente com as linhas de corrente que ilustram a direcção de fluxo (esquerda) e, à direita, um mapa de isopiezas para o sector identificado do aquífero, construído com dados de Março de 1998 (adaptado de Stigter e Carvalho Dill (2001). Finalmente, no mapa em perspectiva representa-se a distribuição espacial e a evolução temporal dos potenciais hidráulicos registados em diversos pontos de amostragem no aquífero e suas imediações.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A flexibilidade dos modelos de parâmetros distribuídos, enquanto ferramentas de apoio à caracterização e gestão e, de maneira geral, à investigação de processos hidrogeológicos, permite que os modelos apresentados venham a ser usados com objectivos muito diversificados. As próximas etapas do desenvolvimento deste trabalho relacionam-se com a determinação de parâmetros hidráulicos que permitam aumentar a fiabilidade das simulações. Iniciou-se recentemente a aplicação de técnicas de modelação inversa com este fim. No seu estado

actual de desenvolvimento, estes modelos já foram utilizados para avaliar a influência da distribuição de valores de recarga distribuída no padrão regional de escoamento, de acordo com os valores de precipitação anual média e as taxas de recarga sugeridas em trabalhos anteriores e de acordo com as litologias aflorantes em cada sistema aquífero. De facto, os modelos de parâmetros distribuídos permitem que se possam efectuar facilmente cálculos de balanço para diferentes cenários, quer de precipitação, quer de fracções de recarga para cada litologia. Outra aplicação já concretizada dos modelos apresentados consiste na avaliação do impacte das extracções efectuadas em captações camarárias no padrão regional de escoamento dos sistemas aquíferos de Albufeira-Ribeira de Quarteira e de Quarteira.

BIBLIOGRAFIA

ALMEIDA, C. – Hidrogeologia do Algarve Central. Diss. para obt. do grau de Doutor em Geologia. Departamento de Geologia da FCUL, Lisboa, 1985, 333p.

ALMEIDA, C.; MENDONÇA, J.L.; JESUS, M.R.; GOMES, A.J. - *Sistemas Aquíferos de Portugal Continental*, Relatório. INAG, Lisboa, 2000, documento electrónico em CD-ROM.

ANDRADE, G. - Contribuição para o Estudo da Unidade Hidrogeológica Tôr-Silves. Diss. para Obt. do Grau de Mestre em Geologia Económica e Aplicada. Departamento de Geologia da FCUL, Lisboa, 1989. 179pp.

COSTA, F. E., BRITES, J. A., PEDROSA, M. Y., SILVA, A. V. - Carta Hidrogeológica da Orla Algarvia, escala 1:100.000. Notícia Explicativa. Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa, 1985, 95pp.

HUYAKORN, P.S.; PINDER, G.F. – *Computational Methods in Subsurface Flow*. New York (EUA), Academic. press. 1983. 473p.

LOPES, A. - Contribuição da Geomatématica para o Estudo da Dinâmica Espaço-Temporal do Sistema Aquífero Lias-Dogger do Algarve Central. Dissertação para obt. do grau de Mestre, Dep. de Minas, IST, 1995, 113pp.

MONTEIRO, J.P.; MARTINS, R.R.; SANTOS, I.J. - Implementação de ferramentas de pré e pós processamento para um modelo em elemento finitos usando um SIG. Actas do 6º Congresso da Água. Tema: Planeamento e Gestão dos Recursos Hídricos. APRH. Porto, (2002a), pp 315-316 e documento electrónico em CD-ROM 10pp.

MONTEIRO, J.P.; SANTOS, J.; MARTINS, R.R. - Avaliação dos impactes associados a alterações no regime de exploração de sistemas aquíferos do Algarve Central usando modelos numéricos. Univ. Sevilha. Actas do III Congresso Ibérico sobre Gestão e Planificação da Água, 2002b, Resumo pp717-724 e documento electrónico em CD-Rom, 10pp.

MONTEIRO, J.P.; STIGTER, T.; MARTINS, R.R.-Modelo Matemático de Simulação de Escoamento Regional do Aquífero da Luz de Tavira (Algarve-Portugal). Actas do VI Congresso Nacional de Geologia. Instituto Geológico e Mineiro, Lisboa, *in press*, 4pp.

MONTEIRO, J.P., MARTINS, R., NUNES, P., DIOGO, A. - Evolução do Uso de Águas Subterrâneas nas Redes Urbanas de Abastecimento Público entre Albufeira e Quarteira (Algarve Central). Actas das *Jornadas Luso-Espanholas Sobre as Águas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica*, Universidade do Algarve, Faro (Portugal), 23-27 Jun, 2003.

REIS, M. E. - Estudo Hidrogeológico das Formações do Lias-Dogger situadas aocidente do rio Arade (Algarve). Diss. para Obt. do Grau de Mestre em Geologia Económica e Aplicada. Departamento de Geologia da FCUL, 1993.

SILVA, M. O. – “Hidrogeologia do Algarve Oriental”. Dissertação para a Obtenção do Grau de Doutor em Geologia. Departamento de Geologia da FCUL, Lisboa, 1984, 260p.

SILVA, M. L. – “Hidrogeologia do Miocénico do Algarve”. Dissertação para obtenção do grau de Doutor em Geologia. Departamento de Geologia da FCUL, Lisboa, 396 p. Lisboa, 1988.

SILVA, M. L., ALMEIDA, C. – “Aspectos Hidrogeológicos das Formações Miocénicas do Algarve”. *Geolis*, vol. II(2), 1988, pp. 115-132, Lisboa.

TRAC, N.Q. (coord.) – Evaluation des Ressources en Eaux des Systèmes Aquifères de L' Algarve - Rel. PNUD. ONU, DGRAH, Portugal, 1981, 112pp.

STIGTER, T., CARVALHO DILL, A. – Limitations of the application of the DRASTIC vulnerability index to areas with irrigated agriculture, Algarve, Portugal. Proceedings of 3rd International Conference on Future Groundwater Resources at Risk. CVRM, UNESCO, Lisboa, 2001, pp 105-112.

VIEIRA, J., MONTEIRO, J.P. - Atribuição de Propriedades a Redes não Estruturadas de Elementos Finitos Triangulares (Aplicação ao cálculo da recarga de sistemas aquíferos do Algarve). Actas das *Jornadas Luso-Espanholas Sobre as Águas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica*, Universidade do Algarve, Faro (Portugal), 23-27 Jun, 2003.

REALIDADE VIRTUAL NO AQUÍFERO DE CASTELO DE VIDE

Carlos T. RIBEIRO

Engº Civil, CVRM – Centro de Geosistemas, Instituto Superior Técnico, Av Rovisco Pais, 1049-001, Lisboa, 21 841 78 34

José P. MONTEIRO

Geólogo, CVRM – Centro de Geosistemas, Universidade do Algarve

Luís RIBEIRO

*Engº Minas, CVRM – Centro de Geosistemas, Instituto Superior Técnico, Av Rovisco Pais, 1049-001, Lisboa, 21 841 78 34,
nlrib@alfa.ist.utl.pt*

Sónia AMARO

*Geóloga, CVRM – Centro de Geosistemas, Instituto Superior Técnico, Av Rovisco Pais, 1049-001, Lisboa, 21 841 73 96,
smea@alfa.ist.utl.pt*

João NASCIMENTO

*Engº Rec.Hídricos, CVRM – Centro de Geosistemas, Instituto Superior Técnico, Av Rovisco Pais, 1049-001, Lisboa, 21 841 73 96,
smea@alfa.ist.utl.pt*

RESUMO

Apresenta-se o processo de desenvolvimento de um sistema de visualização para monitorização de fluxos concentrados e difusos e parâmetros de qualidade num meio contínuo com base na integração de sistemas de Realidade Virtual e modelos de simulação.

O sistema que se apresenta foi implementado no aquífero de Castelo de Vide para visualização de simulações numéricas e análise de variabilidade especialmente no que respeita à interacção do aquífero com o rio Sever, impacto da variabilidade dos factores climáticos e dos efeitos de bombagem para abastecimento de água.

O processo de implementação que implica a compatibilização entre um modelo de elementos finitos (FEM) e um sistema de Realidade Virtual (RV), determina a conversão de dados em características de natureza gráfica inclusivamente as de representação geométrica resultantes de variações de ponto de vista e de luminosidade.

Palavras-Chave: Aquífero carbonatado, Modelação 3D, Realidade Virtual, Modelação Geométrica

1 INTRODUÇÃO

Na região sudoeste de Portugal, próximo de Castelo de Vide corre uma ribeira cuja largura de 2 a 3 metros transforma-se, após escassas centenas de metros, num caudaloso rio com uma largura de 20 a 30 metros. Isto explica-se porque a mudança geológica, de xistos para calcários, que ocorre nessa zona permite as transferências de água entre aquífero e rio, devido à diferença de potenciais aí registados, alimentando-o com volumes de água apreciáveis proporcionando dessa forma o ressurgimento de um curso de água com importância relevante: o rio Sever.

As tecnologias de Realidade Virtual permitem a visualização através da simulação dinâmica sobre modelos geométricos 3D, de diversas situações, de entre as quais se salientam as seguintes:

Sistema de apoio à concepção de espaços e de formas, ao nível de projecto, no sentido de ser analisada a conformidade das suas características face aos Objectivos previamente estabelecidos;

Visualização de situações reais mas remotas;

Visualização de situações reais, mas, de todo, invisíveis.

A simulação dos fluxos hídricos subterrâneos no aquífero de Castelo de Vide e de fenómenos como a sua interacção com o rio Sever, através de modelos matemáticos auxiliam nas tomadas de decisão ao nível do desenvolvimento sustentável da exploração do aquífero tendo em contas as taxas variáveis de recarga e de bombagem.

Por outro lado a visualização das acções dinâmicas dos fluxos de águas subterrâneas tornando visível, o invisível, podem desempenhar um papel importante como instrumento de práticas de educação ambiental.

2 ANTECEDENTES

A modelação geométrica em 3D como método de visualização estava inicialmente condicionada pela limitação da dimensão, nomeadamente em relação à quantidade de nós e de elementos considerados na discretização de meios contínuos, mas ao longo das décadas de apreciável 80 e 90 foi alvo de amplo desenvolvimento (FRITSCH, 1990; RIKKERS *et al.*, 1994).

Quase simultaneamente, os Sistemas de Informação Geográfica como sistemas de georeferenciação de informação passaram a incluir capacidades de modelação 3D e, por integração de modelos matemáticos, capacidades de representação de fenómenos diversos e da sua variabilidade, associados aos locais em que ocorrem e por conseguinte sobre bases cartográficas e modelos espaciais em 3D - Modelos digitais de terrenos (DTM), por exemplo. (RIBEIRO, 1996).

Os sistemas de software 3D, Voxel Analyst (Intergraph, USA), Arc/Info and Arc/View (ESRI, USA), EarthVision, gOcad, Stratamodel (HACK & SIDES, 1994) e Maptek's Vulcan (Hood & Summerson, 1997), destinam-se particularmente a utilizações no domínio da Geologia e da Hidrogeologia. Mais recentemente outros sistemas como o Lynx (RYCHKUN, 1997) e o Modflow (USGS) dispõem de alguma capacidade de modelação geométrica, inexistente por exemplo no Voxel Analyst, e de modelação 3D de fluxos de águas subterrâneas, embora as suas capacidades ao nível da visualização sejam ainda limitadas.

Com o objectivo de analisar as dinâmicas da Natureza tornar-se-á necessário, aos sistemas de modelação geométrica e em particular aos SIG, incluir maiores capacidades de modelação espacial (SIDES e HACK, 1995). Os processos de percepção de características dinâmicas nos sistemas ambientais, só serão possíveis através de sistemas 4D, mesmo que as variações temporais de dados sejam escassas e os processos de interpolação suscitem ainda alguma incerteza, pelo que os sistemas de Realidade Virtual deverão constituir aplicações determinantes na modelação geométrica e na georeferenciação em 3D (HACK e SIDES, 1994).

O desenvolvimento de sistemas em 3D e 4D no domínio da Hidrogeologia nomeadamente para avaliações de impacto ambiental ao nível da poluição de águas subterrâneas, tem sido apreciável (RENARD & COURRIOUX, 1994) e (ALBERTIN *et al.*, 1995). Mais recentemente têm sido implementadas capacidades de geração de efeitos de animação e neste âmbito incluem-se o Groundwater Modelling System (GMS), o EQUIS Geology, o Visual Groundwater e o Visual MODFLOW.

Cabe ainda referir que a visualização através de sistemas de Realidade Virtual, pode também ser considerada como metodologia de pós-processamento constituindo simultaneamente um meio de calibração e validação de modelos de simulação de fluxos, considerando como dados dos sistemas de Realidade Virtual, a definição geométrica do meio contínuo em estudo através do respectivo modelo FEM a cujos nós são atribuídas não somente, as coordenadas, mas também as características materiais e geológicas.

Actualmente surgem desenvolvimentos ao nível da *web* como o mais promissor sistema de visualização através de sistemas de Realidade Virtual, mais especificamente através dos sistemas VRML (Virtual Reality Modelling Language) (ZEHNER, 2001). Incluem-se neste âmbito as linguagens Java3D, X3D bem como linguagens-autor e "plug-in's" desenvolvidas sobre "browsers".

Mas a importância dos sistemas de Realidade Virtual pode também ser realçada como metodologia de pós-processamento constituindo simultaneamente um meio de calibração e validação de modelos de simulação de fluxos.

3 INTEGRAÇÃO DE MODELOS FEM E VR

Para a compatibilização entre FEM e sistemas VR os ficheiros gerados pelos modelos de simulação de fluxos em meios contínuos são transformados em ficheiros legíveis pelos sistemas VR, requerem tratamento específico dos seguintes dados:

dimensões e forma da região na qual se analisam (visualizam) os fluxos;

equações que regem os fluxos na região considerada;

condições de fronteira;

distribuição espacial e temporal dos níveis freáticos;

distribuição espacial dos parâmetros hidrogeológicos.

Os requisitos definidos em 1, 3, 4 e 5 referem-se a informação espacialmente referenciada aos pontos que se constituem como vértices dos elementos finitos (triângulos, quadrados, hexágonos ou mesmo prismas). Estes elementos são definidos por ficheiros de coordenadas e ficheiros de topologia que estabeleçam os modos de ligação (conectividade) desses pontos. O sistema VR deve ser compatível com este modo de definição de posição, propriedades materiais e variáveis considerados no modelo de elementos finitos (FEM).

Usualmente os modelos computacionais de fluxos possibilitam a discretização do meio segundo elementos 1D, 2D e 3D e numa mesma malha entre 10000 e 500000 nós, o que se revela possível para a compatibilização com os formatos de dados de entrada dos sistemas VR.

A caracterização hidrogeológica e o modelo de simulação de fluxos de águas subterrâneas estão descritos em MONTEIRO (2001a,b), MONTEIRO (2001), MONTEIRO e RIBEIRO (2002).

Na modelação do aquífero de Castelo de Vide foram observadas e interpretadas as características morfológicas e a rede hidrográfica em cartografia a 1:25000 do IgeoE. Um modelo digital do terreno (Fig. 1), da zona de Castelo de Vide explicita as variações de altitude na zona do aquífero. Observa-se ainda uma característica importante do sistema morfológico em que se insere o aquífero: os limites a NW do aquífero, onde os cursos de água divergem dos limites das rochas carbonatadas, corresponde a zona onde sucedem as transferências de água do aquífero carbonato para as zonas litológicas adjacentes. Nesta zona, as rochas carbonatas estão em contacto com granitos e comeanas tectonizadas onde a permeabilidade é muito maior do que nas zonas xistosas que delimitam o aquífero em quase toda a sua extensão.

Como se pode verificar na Fig. 1, são visíveis sinais de erosão provocada pelos cursos de água nas zonas litológicas permeáveis que delimitam as rochas carbonatadas.

Devido à distribuição de altitudes na zona correspondente aos limites do aquífero, a rede de cursos de água é neste caso convergente em direcção ao aquífero.

Anterior interpretação morfológica desta zona que considerava o vale como uma zona de cheia plena não estaria de todo correcta. O que se passa é que há cursos de água, temporários, que convergem para a zona de

rochas carbonatas que, quando activos durante os períodos de precipitação, se infiltram quando surgem os limites constituídos por rochas carbonatas.

Este processo verifica-se para toda a rede de cursos de água, excepto para o rio Sever, cujo caudal aumenta quando atravessa o aquífero, já que este constitui o local principal de descarga do aquífero. Estas observações são determinantes para a interpretação do balanço hidrológico que se verifica à escala do aquífero: a densidade de drenagem (relação do somatório dos comprimentos dos cursos de água com a área a que se referem) sobre a zona do aquífero é praticamente nula. Em termos práticos, o que se verifica é que a infiltração é equivalente à diferença entre a precipitação e a evapotranspiração. O escoamento superficial, nas zonas laterais em declive que delimitam o aquífero constitui uma recarga adicional.

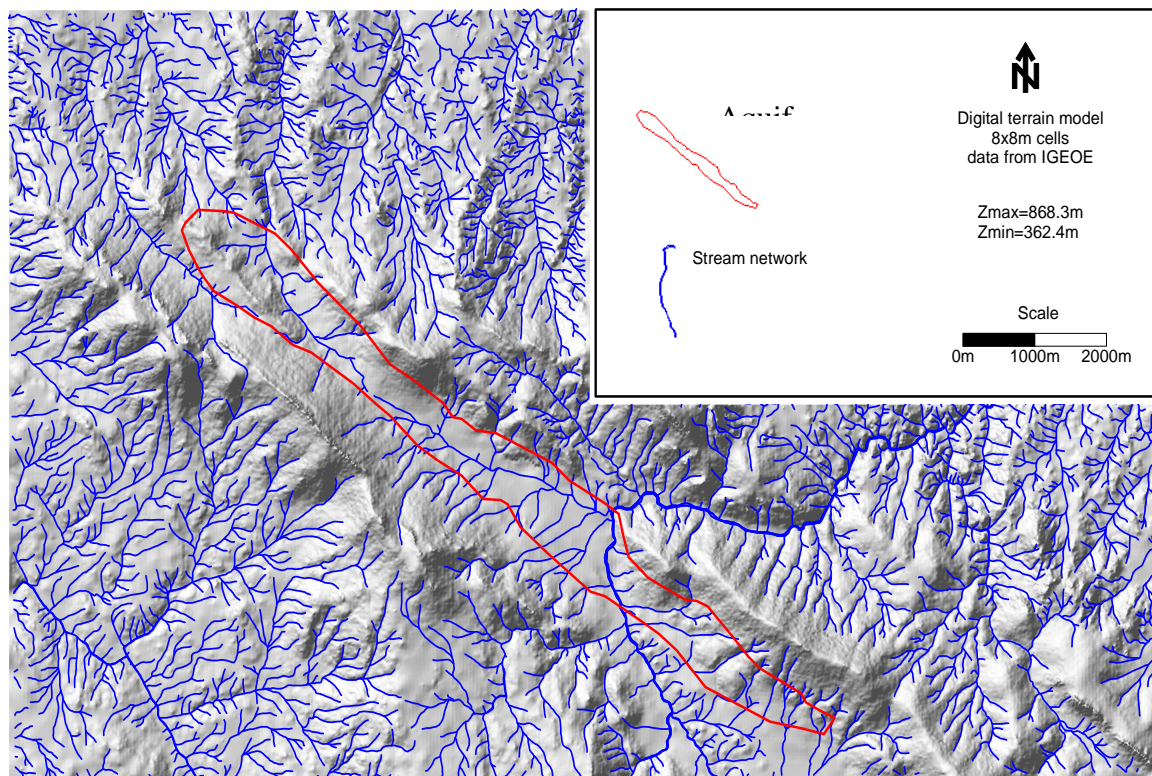


Figura 1– DTM explicitando a morfologia da zona em estudo sobre o qual se representa o aquífero

No âmbito da caracterização do aquífero, apresentam-se na Fig. 2, em planta, para equidistâncias de 5 m, as equipotenciais em Outubro 92 (período de descarga do aquífero) e em Dezembro 96, (período de recarga).

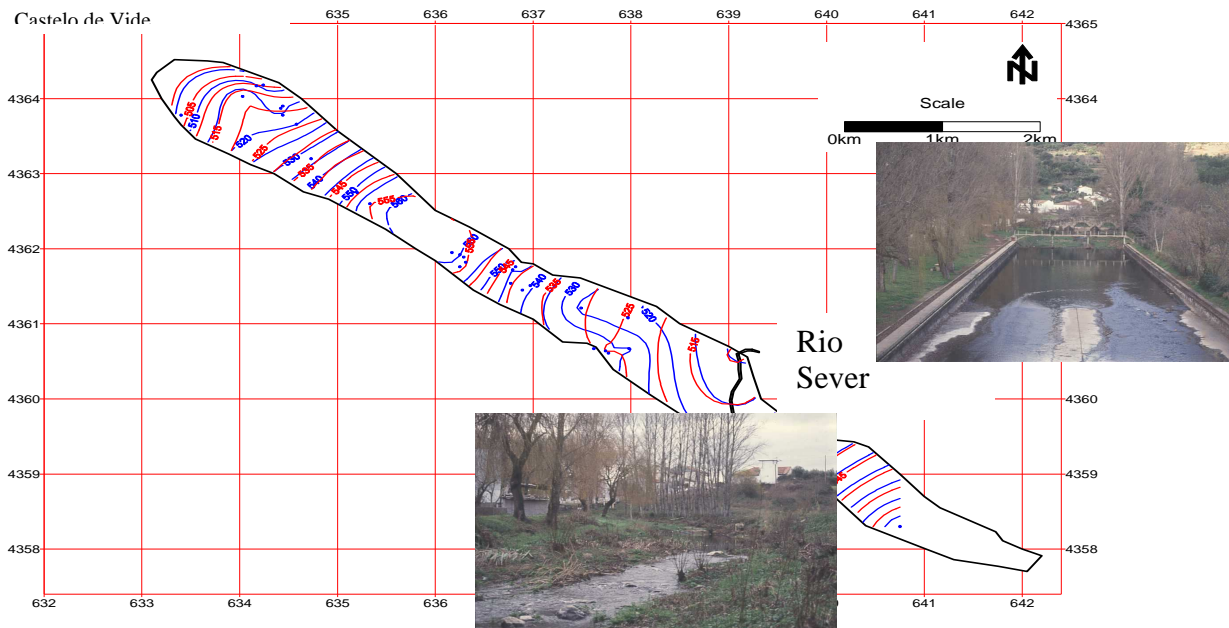


Figura 2 - Equipotenciais em Outubro 92 e em Dezembro 96, respectivamente a vermelho (período de descarga do aquífero) e a azul (período de recarga)

Por sua vez a existência de formas diversas de conectividade dos canais (ou condutas) em diversas zonas do aquífero não é incompatível com a dissolução espacial dos canais que à escala do aquífero se verifica. Outros factores como variações na forma e no diâmetro das condutas origina perdas de carga no escoamento, o que justifica a fraca condutividade hidráulica entre os diferentes troços da “rede de condutas”(Fig. 3).



Figura 3 - Variações na forma e no diâmetro das “condutas” explicam as diferentes condutividades hidráulicas nas diversas zonas do aquífero

A consistência na representação desta estrutura geológica complexa, em particular a georeferenciação da rede de “condutas”, relativamente à homogeneidade que a representação através de uma malha de elementos finitos estabelece, foi considerada no modelo de simulação (Fig. 4), tendo sido considerados os seguintes aspectos:

- i) Elementos 3D, representando a fraca condutividade hidráulica através de elementos tetraédricos com 20 nós;
- ii) Elementos 2-D para a superfície superior, através da qual se simula a infiltração difusa, segundo elementos

quadrangulares com 8 nós; iii) Elementos 1-D com três nós para a simulação de elevada condutividade hidráulica através das “condutas”, e ligados à superfície, onde existem os cursos de água temporários constituindo-se zonas de recarga concentrada.

A compatibilização das diferentes situações consideradas, recorreu a software gráfico standard e rotinas de conversão em Fortran desenvolvidas no CVRM.

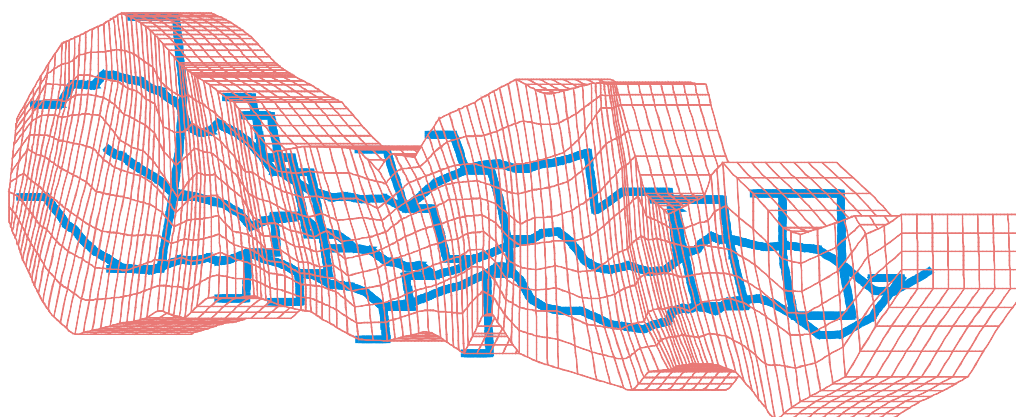


Figura 4 – Malha de elementos finitos representando a complexidade da estrutura geológica e a posição da rede de “condutas”

4 MODELO CONCEPTUAL

De acordo com a direcção dos fluxos e localização das zonas de descarga podem ser considerados no aquífero os três sub-sistemas de escoamento seguintes (Fig. 5):

- S1 – fluxo NW na direcção de Castelo de Vide
- S2 – fluxo SE na direcção do rio Sever
- S3 – fluxo NW também na direcção do rio Sever

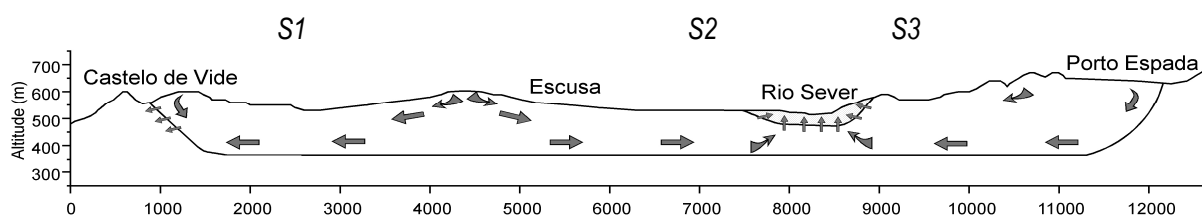


Figura 5 - Três sub-sistemas de fluxos – S1, S2 e S3 podem ser identificados segundo as suas direcções e zonas de descarga

Na Fig. 6 são representadas as equipotenciais e as linhas de corrente na secção transversal do modelo de elementos finitos. As variações da altura piezométrica segundo a direcção vertical são bastante mais complexas, consequência do fenómeno de fluxos através das “condutas”. As zonas de anomalias segundo gradientes de alturas piezométricas nas zonas de Castelo de Vide e de Escusa são agora claramente perceptíveis e relacionam-se com o desenvolvimento do processo cársico desenvolvido nas “condutas”, provocando o enchimento na zona de dissolução dos canais, o que resulta numa redução apreciável da condutividade nestas zonas.

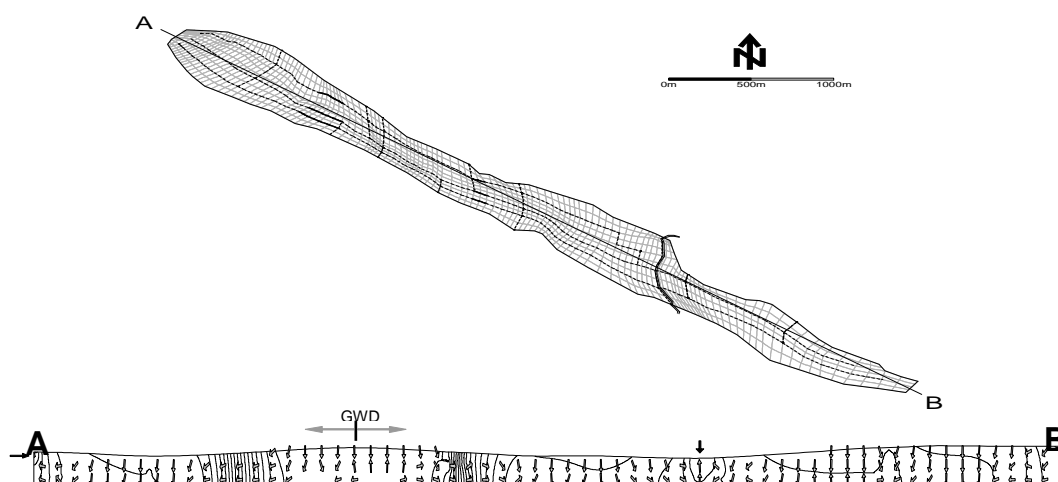


Figura 6 – Planta e secção segundo A-B da malha de elementos finitos. As linhas a tracejado representam as “condutas” e as zonas em que há variação de parâmetros representam-se a traço espesso. As setas que apontam para os limites do aquífero na secção transversal indicam os pontos de descarga. A referência GWD marca a divisão dos sectores de Castelo de Vide e de Escusa. A equidistância das equipotenciais é de 2,50 m e a sobrelevação é de 3 vezes.

De notar que a identificação de sectores numa dada rede de “condutas” é independente dos sectores do aquífero estabelecidos considerando os fluxos regionais ou locais, cujas fronteiras, por sua vez, podem ser identificadas pelos limites através dos quais não há escoamento.

No caso do aquífero de Castelo de Vide, as sub-zonas definidas no aquífero não coincidem espacialmente com as segmentações consideradas para as “condutas”. Com efeito, as zonas em que a ligação entre segmentações adjacentes da rede de “condutas” revela alguma deficiência estão localizadas algures nas zonas de Castelo de Vide e de Escusa. (Fig.7)

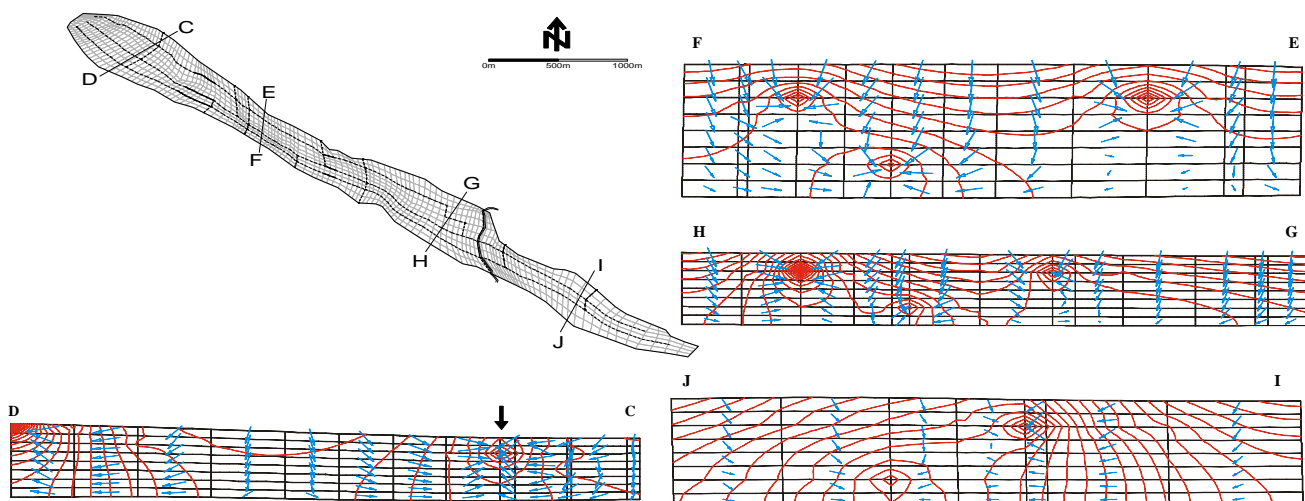


Figura 7 – Secções verticais do modelo 3D apresentando equipotenciais e linhas de corrente. Secções: C-D (1104m), equidistância das equipotenciais-1.0m; E-F (645m) equidistância 0.2m; G-H (1007m) equidistância 0.2m; I-J (810m) equidistância 0.3m. A possança do aquífero é de cerca de 200 metros. A seta no exterior dos limites do aquífero na secção C-D explicita a perturbação produzida pelo poço de bombagem que assegura o abastecimento de água a Castelo de Vide. Este furo capta a partir de uma “conduta”, com um caudal de 15 l s^{-1}

Para a geração do sistema de visualização 4D a partir do modelo 3D do aquífero de Castelo de Vide e da sua interacção com o rio Sever, tendo em conta os factores climáticos e antropogénicos (bombagens para abastecimento de água) foram utilizados dados da calibração do modelo num período que decorreu entre Fevereiro e Outubro de 1997 (MONTEIRO, 2001)

5 UMA VISUALIZAÇÃO DOS FLUXOS EM REALIDADE VIRTUAL

Para a implementação do sistema de Realidade Virtual utilizou-se um interface para a conversão dos dados da simulação numérica para o software TecPlot da Amtec.

O processo de visualização é pois um processo de conversão de dados e de atributos em entidades gráficas e modificações sucessivas das formas que se constituem sucessivamente (Miranda e Ribeiro, 1999), gerando informação acerca de configuração de formas, sua interacção mútua com o utilizador, podendo ainda conter informação adicional tal como: ponto de vista, direcções de fontes de luz e informação de contextualização.

No caso em estudo, para a visualização em 3D foram considerados os seguintes procedimentos:

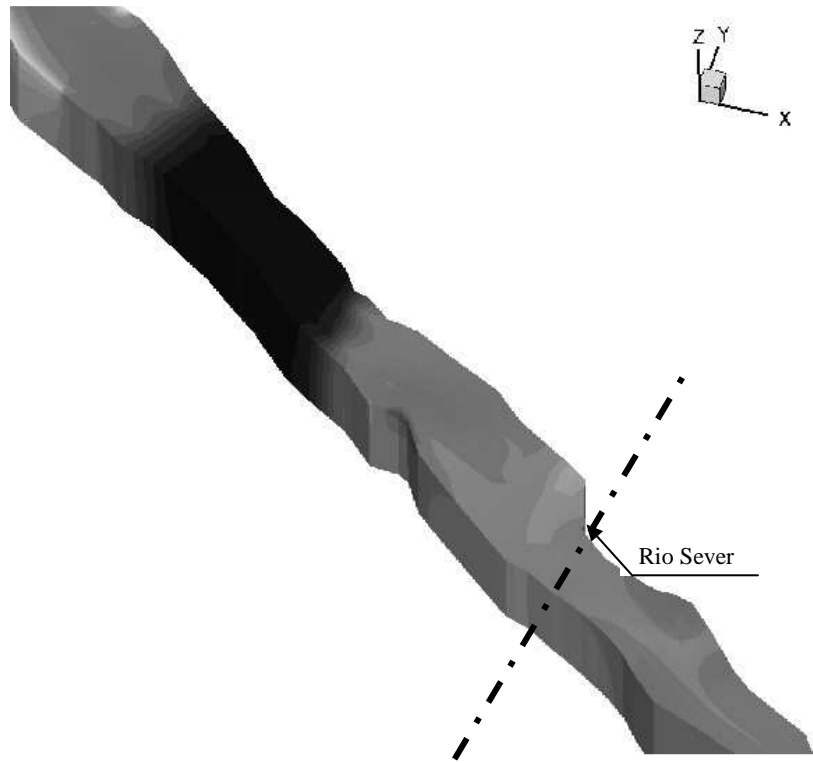
- a) Criação de “objectos” (3D "shapes") de acordo com valores de atributos;
- b) Posicionamento dos “objectos” de acordo com as suas coordenadas;
- c) Transformações geométricas (rotação, variação de escala) dos “objectos” de acordo com os seus atributos;
- d) Criação de uma aparência para cada “objecto” de acordo com outros atributos;
- e) Ligação da base de dados de atributos a cada “objecto” .

Na Fig. 8 apresentam-se os resultados (RIBEIRO *et al.*, 2003)

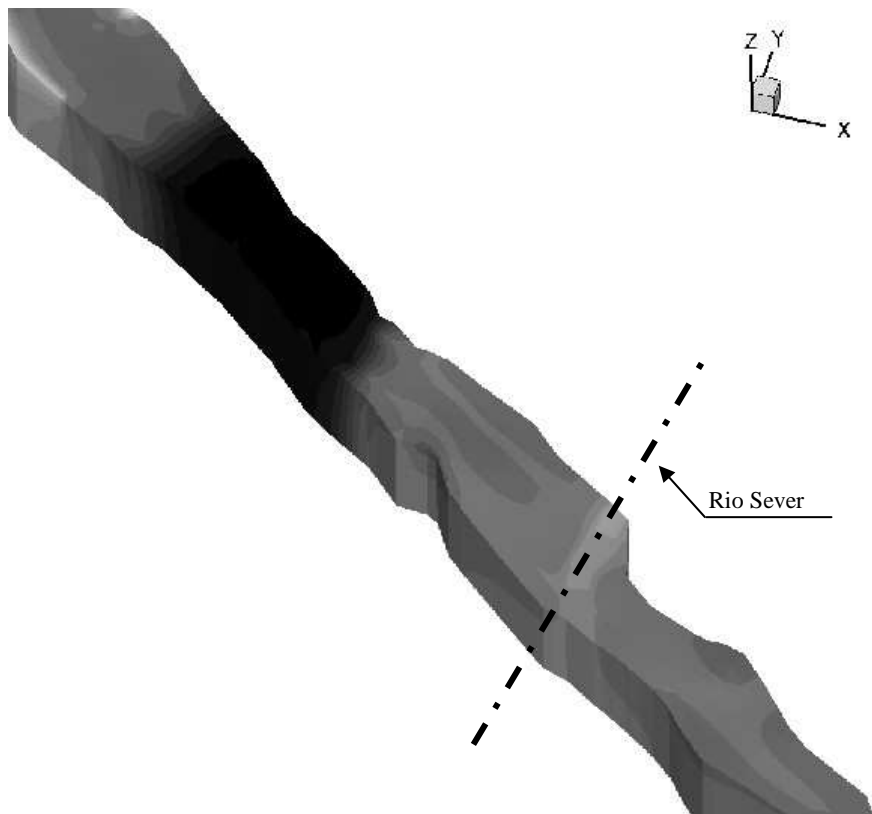
Estão em curso trabalhos de investigação ao nível do desenvolvimento de um sistema 4D-GIS com interface específico para visualização da variação de dados georeferenciados, ao longo de períodos contínuos e posteriormente, por recurso a sistemas VRML, à disponibilização na *web*.

Uma primeira aplicação deste sistema de realidade virtual foi apresentada na Exposição Engenho e Obra, que decorreu nas instalações da Cordoaria Nacional em Lisboa de 2 de Janeiro a 3 de Março de 2003 (MONTEIRO *et al.*, 2003)

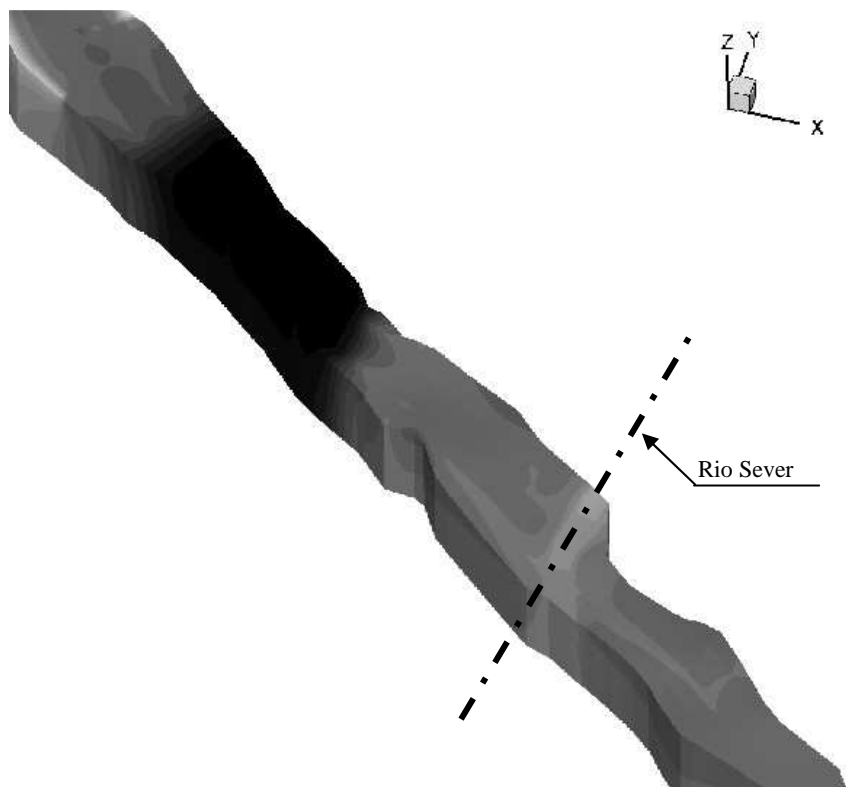
a)



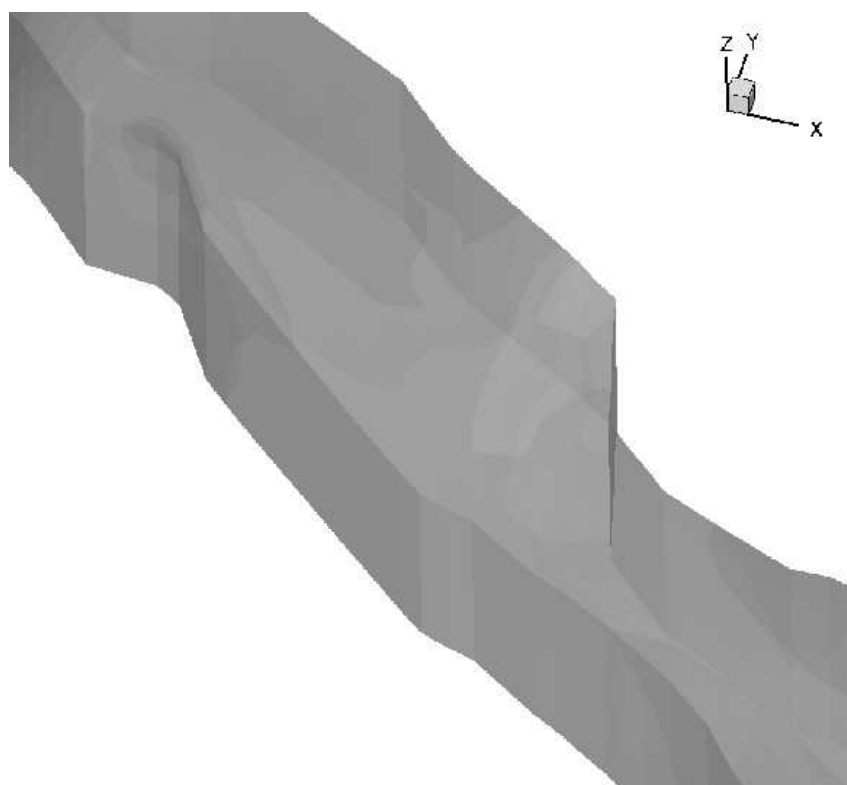
b)



c)



d)



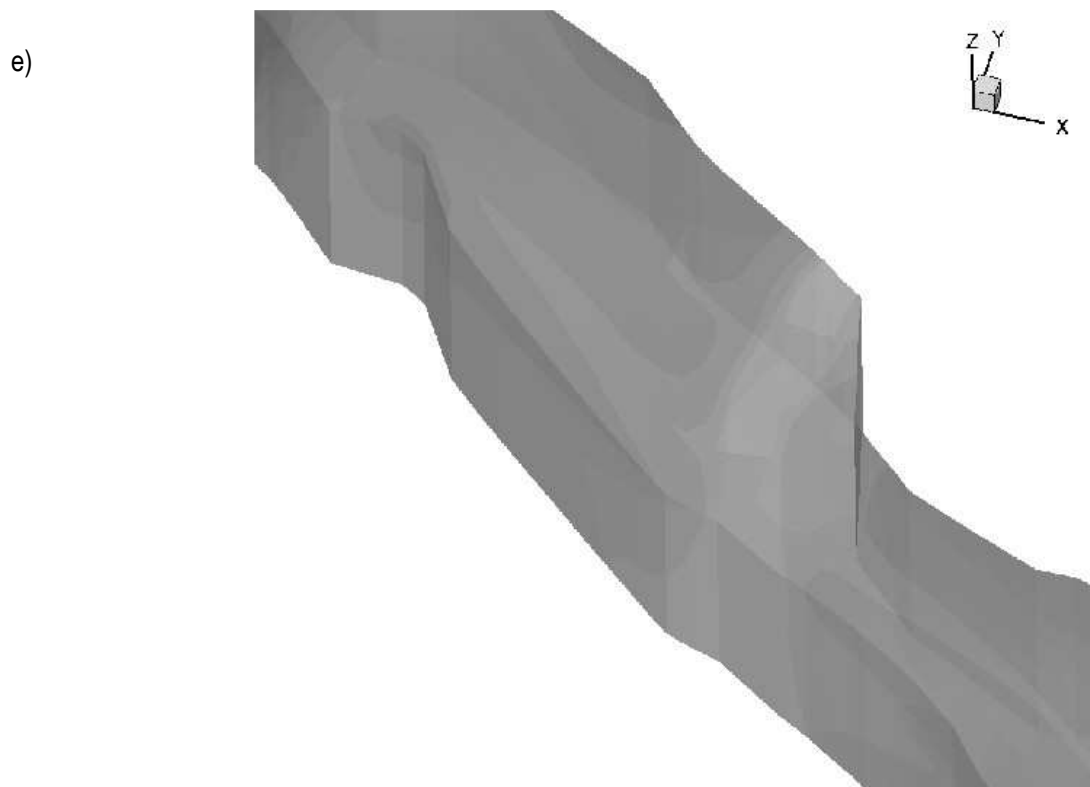


Figura 8 – Imagens de três situações do “filme” do fluxo de águas subterrâneas no aquífero de Castelo de Vide para o rio Sever durante o período de recarga no decorrer de um período de um ano:

- a), b), c) ---- Imagem global do aquífero
d), e) ----- “Zoom” na zona do rio Sever

BIBLIOGRAFIA

ALBERTIN, U., SHROUT, J., STANKOVIC, G., TROUTNER, J., WIGGINS, W.; BEASLEY, C.J., “Computer Representation of Complex 3-D Velocity Models”, *Exploration Geophysics*, Vol.26, N2/3, pp. 456-460, 1995.

FRITSCH, D., “Towards Three-Dimensional Data Structures in Geographic Information Systems”, *Proceedings of First European Conference of Geographical Information Systems*, Vol. 1, Amsterdam, Netherlands, pp. 335-345, 1990.

RIKKERS, R., MOLENAAR, M. & STUVIER, J., “A Query Oriented Implementation of a Topologic Data Structure for 3-Dimensional Vector Maps”, *International Journal of Geographical Information Systems*, Vol. 8, No. 3, pp. 243-260, 1994.

HACK, R.; SIDES, E., “Three-Dimensional GIS: Recent Developments”, *ITC Journal*, Vol. 1994-1, pp. 64-72, 1994

HOOD, L.; SUMMERSON, R., “Seeing in Four-Dimensions”, *GIS User*, No. 22, pp. 18-22, 1997

MIRANDA, A.; RIBEIRO, C.T. “A proposal of graphical standards for the European Architecture, Civil Engineering and Geotechnical studies and projects based on CAD systems”, *Second Interdisciplinary Workshop on Standardization Research*, Germany, 1999

MONTEIRO, J.P.; RIBEIRO, L. - ‘Characterization of a Carbonate Aquifer for the Application of a Regional Discrete Continuum Flow Model’ in *ACTA UNIVERSITATIS CAROLINAE – GEOLOGICA* 2002, 46 (2/3), 382-386, 2002

MONTEIRO, J.P., "Calculation of Equivalent Hydraulic Conductivity as Unknown Variable of a Boundary Value Problem in a Carbonate Aquifer", in Ribeiro L. (editor) FGR'01 - 3rd International Conference on Future Groundwater Resources at Risk, 235-242, CVRM publ., Lisbon, Portugal, 2001

MONTEIRO, J.P., "Interpretation of Pumping Tests and Evaluation of the Order of Magnitude for Hydraulic Parameters Characterising Dissolution Channels in the Castelo de Vide Carbonate Aquifer", in Ribeiro L. (editor) FGR'01 - 3rd International Conference on Future Groundwater Resources at Risk, 673-680, CVRM publ., Lisbon, Portugal, 2001

MONTEIRO J. P.- 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 fulfill the requirements for the title of Docteur ès Sciences. Neuchâtel Centre of Hydrogeology - CHYN. Switzerland. 143pp, 2001

MONTEIRO J.P., RIBEIRO L., RIBEIRO C., NASCIMENTO J. - 'Fluxos Subterrâneos no Aquífero de Castelo de Vide' Aplicação multimédia concebida e realizada para a exposição Engenho e Obra na Cordoaria Nacional, Lisboa, 2003

RIBEIRO L., RIBEIRO C., MONTEIRO J.P., AMARO S. - 'A VRML Visualization System of the Castelo de Vide Aquifer and Interaction with Sever river in Robert F. Erbacher, Philip C. Chen, Jonathan C. Roberts, Matti T. Grohn, Katy Borner, (eds.) Proc of Visualization and Data Analysis 2003, Proceedings of SPIE-IS&T Electronic Imaging, SPIE Vol. 5009, 302-311, 2003.

RENARD, P. & COURRIOUX, G., "Three-Dimensional Geometric Modelling of a Faulted Domain: The Soultz Horst Example (Alsace, France)", *Computers and Geosciences*, Vol. 20, No. 9, pp. 1379-1390, 1994.

RIBEIRO, C. T., "Impact of land use on water resources: Integrating HSPF and a raster-vector GIS", *HydroGIS'96 - IAHS Publication 235*, ISSN 0144-7815, p. 349-356, Austria, 1996

RYCHKUN, E., "3D Geoscience Modelling Cleans Up", *Earth Observation Magazine*, Vol. 6, No. 1, pp. 32-35, 1997

SIDES, E.; HACK, R., "Three-Dimensional GIS: Future Developments", *ITC Journal*, Vol. 1995-2, pp. 151-164. 1995.

ATRIBUIÇÃO DE PROPRIEDADES A REDES NÃO ESTRUTURADAS DE ELEMENTOS FINITOS TRIANGULARES (APLICAÇÃO AO CÁLCULO DA RECARGA DE SISTEMAS AQUÍFEROS DO ALGARVE)

João VIEIRA

*Eng. do Ambiente, CVRM (IST) e Univ. do Algarve (FCMA), Campus de Gambelas, 8005-139, Faro, +351.289.800900,,
jvieira@ualg.pt*

J. Paulo MONTEIRO

*Doutor em Hidrogeologia, Univ. do Algarve (FCMA) e CVRM (IST), Campus de Gambelas, 8005-139, Faro, +351.289.800900,
jpmonte@ualg.pt*

RESUMO

Os valores de precipitação estimados para o território continental português, por métodos de interpolação clássicos e por métodos de interpolação que utilizam variáveis auxiliares, contribuem para um considerável aumento da resolução (1km²) dos valores previamente disponíveis para caracterizar esta variável climática. Considerando que as estimativas de recarga de aquíferos são fortemente afectadas pelos dados de precipitação, é previsível que a utilização dos valores actualmente disponíveis contribua para um aumento do rigor associado ao cálculo dos volumes de escoamento subterrâneo à escala regional.

Por outro lado, os modelos de parâmetros distribuídos actualmente em desenvolvimento na Universidade do Algarve constituem uma ferramenta particularmente adequada para avaliar a influência de diferentes estimativas de recarga no funcionamento hidráulico dos aquíferos desta região. No presente artigo descreve-se o processo utilizado para atribuir classes de recarga a redes de elementos finitos não estruturadas, tendo em conta valores de precipitação disponíveis em “grid(s) ortogonais, conjuntamente com a fracção da precipitação que se admite ocorrer para cada uma das litologias aflorantes na área nos aquíferos. A metodologia empregue baseia-se na utilização conjunta de um SIG e de um algoritmo, desenvolvidos para cruzar a informação espacial respeitante à precipitação e litologia, de forma a classificar individualmente a classe de recarga dos elementos finitos nas redes de fluxo. Os novos valores obtidos por este processo diferem entre -17% e +33% para o volume anual médio de escoamento nos 6 sistemas aquíferos do Algarve estudados, relativamente aos valores obtidos anteriormente com base em estimativas de precipitação realizadas que consideravam valores de precipitação com muito menor resolução espacial, utilizando os métodos das isoietas e/ ou dos polígonos de Thiessen.

Palavras-chave: Modelação; Elementos Finitos; Recarga

1 INTRODUÇÃO

A distribuição espacial dos valores de parâmetros e de variáveis de estado que são incorporados em modelos de parâmetros distribuídos é definida frequentemente a partir do uso de algoritmos de interpolação. A informação gerada com estes algoritmos é armazenada em redes ordenadas de valores que se distribuem regularmente no espaço, a distâncias constantes Δx e Δy , que definem a resolução dos valores interpolados. Os ficheiros com este formato denominam-se normalmente “grid(s)”. A transferência dos valores de parâmetros e variáveis de estado para modelos de parâmetros distribuídos não acarreta quaisquer dificuldades, se for utilizado o método das diferenças finitas, uma vez que neste tipo de modelos, a representação espacial do domínio de escoamento é definida igualmente a partir de valores distribuídos ortogonalmente.

No entanto, representações mais complexas de domínios de escoamento utilizam redes não estruturadas, como é o caso de redes de elementos finitos (REF), para as quais não existe uma relação geométrica constante entre os nós, que representam os pontos em que são calculadas as variáveis, e os polígonos, para os quais se definem os parâmetros ou propriedades do meio.

No trabalho a ser desenvolvido actualmente no Algarve, REFs não estruturadas têm sido utilizadas para a simulação do regime regional de escoamento subterrâneo de diferentes sistemas aquíferos. Perante o problema da atribuição da recarga a cada um dos elementos, desenvolveu-se uma metodologia simples e expedita, mas de elevada utilidade, que recorre a um programa desenvolvido em linguagem Fortran 90 e a um Sistema de Informação Geográfica (SIG).

O artigo foi organizado da seguinte forma: na secção 0 apresenta-se a metodologia que atribui a cada um dos elementos da REF um valor de recarga; na secção 1 dizem-se quais foram os casos de estudo; na secção 2 são apresentados os resultados; e na secção 3 tecem-se algumas considerações finais.

2 METODOLOGIA

A atribuição de valores de recarga aos elementos, após a geração de uma REF não estruturada para a qual ainda não foram atribuídas propriedades aos elementos, começa por a integrar num Sistema de Informação Geográfica (SIG) através do programa *FEMLINK* (MONTEIRO *et al.* 2002a; MONTEIRO *et al.* 2002b). Nessa plataforma, intersecta-se a REF com os dois temas considerados como tendo influência no cálculo da recarga, Geologia e Precipitação, podendo cada elemento cruzar com mais de uma classe litológica ou de um valor de precipitação (Figura).

Especialmente para esses casos, a aplicação informática escrita em linguagem *Fortran 90* e aplicada no presente trabalho (*FEMINFILTRATION*) é bastante útil, definindo para cada elemento qual a classe litológica mais representativa e um valor de precipitação ponderado. Em seguida, em função da capacidade de infiltração de cada classe litológica e do novo valor de precipitação encontrados, calcula-se um valor final para a recarga de cada elemento. A aplicação informática gera ainda um ficheiro de elementos modificado e a parte do ficheiro de parâmetros com os termos referentes à recarga dos elementos actualizados do modelo de simulação de escoamento subterrâneo.

A capacidade de infiltração de cada classe litológica, que é definida como a percentagem da precipitação que efectivamente se infiltra, ou seja, que vai recarregar os aquíferos (ALMEIDA 1985; CUSTODIO e LLAMAS 1996), depende de numerosos factores que estão relacionados com as características do terreno, condições ambientais, cobertura vegetal, morfologia da região, condições climáticas entre outros (REIS 1993; CUSTODIO e LLAMAS 1996).

Os pormenores do cálculo da recarga de cada elemento são descritos numa secção seguinte (0), após se apresentar um fundamento teórico breve de modelação em elementos finitos (0).

2.1 Breve descrição da técnica de modelação empregue

Para descrever o fluxo subterrâneo utilizou-se a equação diferencial em derivadas parciais que descreve o escoamento da água em meios porosos saturados. Essa equação pode ser escrita de uma forma mais compacta, eliminando o termo transitório para simulações em regime permanente da seguinte forma:

$$\text{div}\left(-[T]\overrightarrow{\text{grad}h}\right)+Q=0 \quad (1)$$

em que: T (transmissividade) é o parâmetro condutivo bidimensional [L^2T^{-1}], h é o potencial hidráulico [L] e Q são as entradas e saídas [$L^3T^{-1}L^{-3}$].

Usando esta equação, o balanço simulado é igual a zero, pois simula-se um estado médio permanente do sistema, ou seja, a recarga e as saídas têm o mesmo valor à escala global do domínio de escoamento do modelo. Obtém-se, um sistema de equações lineares, cujo número corresponde ao número total de nós que definem a rede de fluxo. A resolução do sistema de equações, após a definição de valores de potencial ou caudal em um ou mais nós e da atribuição de propriedades aos elementos (e.g. recarga e parâmetro condutivo), permite o cálculo dos potenciais hidráulicos e dos débitos (que entram ou saem) em cada nó. Esses valores são definidos de acordo com um modelo conceptual previamente estabelecido, que se supõe descrever

adequadamente as relações hidráulicas entre o domínio de escoamento e o meio circundante (MONTEIRO *et al.* 2002a). A equação (1) é resolvida utilizando o método de resíduos ponderados de Galerkin. Uma descrição mais pormenorizada acerca da fundamentação teórica da técnica de modelação empregue pode ser encontrada em BEAR e VERRUIJT (1987).

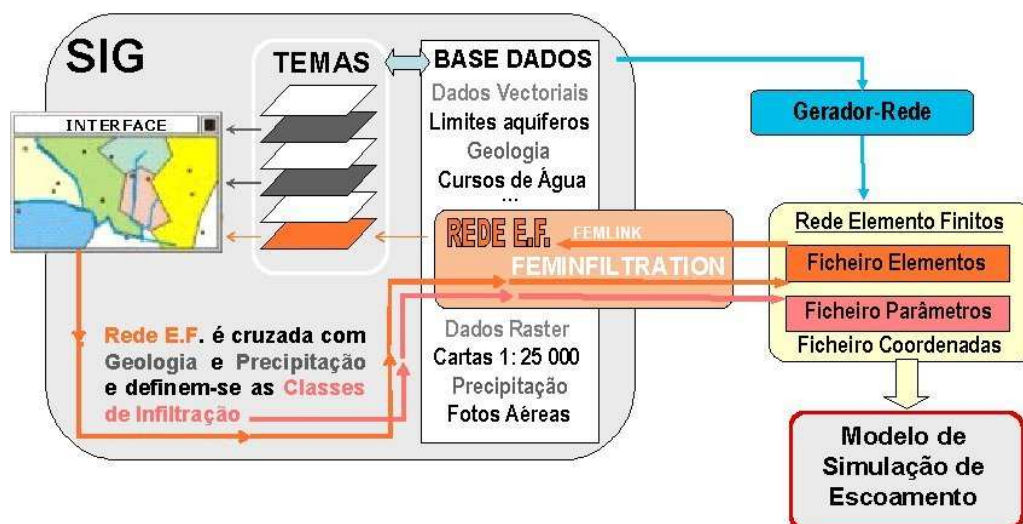


Figura 1 Esquema ilustrativo da metodologia aplicada para a atribuição dos valores de recarga a cada um dos elementos da REF

2.2 Cálculo da recarga para cada elemento da REF

Como referido, com o modelo utilizado, e em regime permanente, a cada elemento da REF tem de ser atribuído um valor de recarga e um valor para o parâmetro condutivo. No estado actual do conhecimento (MONTEIRO *et al.* 2003), se bem que para o parâmetro condutivo não se justifica definir várias zonas de valor diferente, no que respeita à recarga a situação não é a mesma. Dispõe-se de uma Cartografia da Distribuição Espacial da Precipitação em Portugal Continental com 1x1 km de resolução espacial (NICOLAU 2002) e da Carta Geológica do Algarve, escala 1: 100 000 (MANUPPELLA 1992).

As simulações foram realizadas com o objectivo de dar uma primeira imagem do fluxo subterrâneo regional de aquíferos do Algarve e de aferir qual é a disponibilidade média dos mesmos em comparação com valores da bibliografia (ALMEIDA *et al.* 2000).

Nestas simulações, a recarga de cada elemento (R_i) pode ser definida em função da precipitação sobre o elemento (P_i) multiplicada por um factor que representa a percentagem da mesma que se infiltra, capacidade de infiltração (C_i) (equação 2).

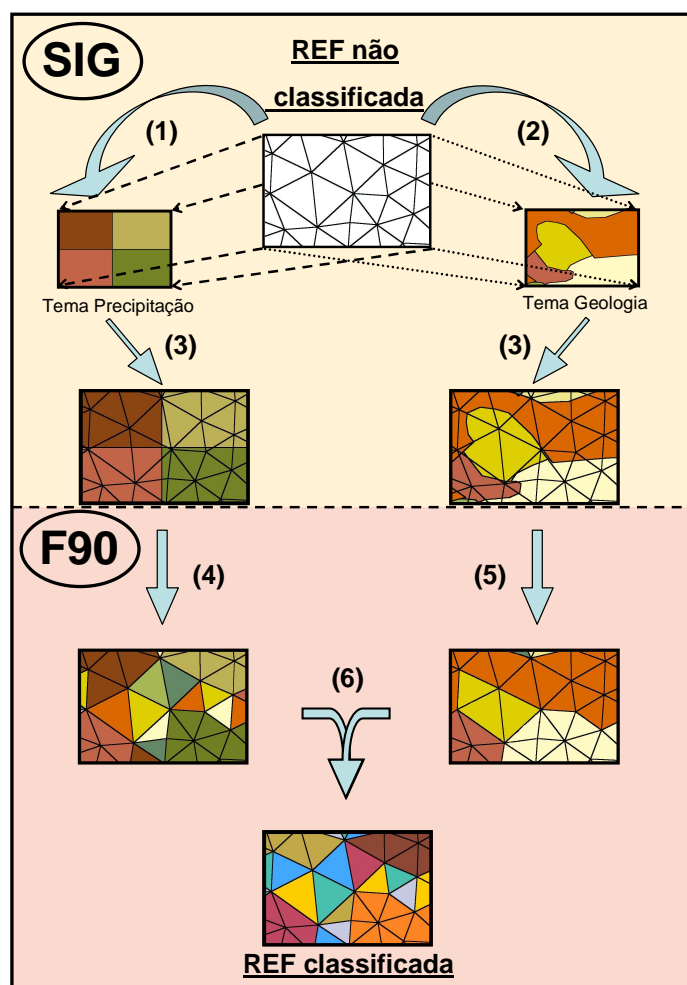
$$R_i = C_i \times P_i \quad (2)$$

Se não houverem mais quaisquer outras entradas de água para o aquífero, a disponibilidade total de água no aquífero (D_T) é obtida somando as recargas de cada um dos elementos da REF (R_i) (equação 3).

$$D_T = \sum_{i=1}^n R_i \quad (3)$$

em que: n – número de elementos da REF

Para a atribuição da recarga a cada elemento (R_i), a REF, inicialmente não classificada, é cruzada numa plataforma SIG com os temas precipitação e geologia (Figura 2). Como resultado dessa intersecção, existem elementos que podem cruzar com mais de um valor de precipitação ou mais de uma classe litológica, sendo que cada elemento só pode ter um único valor de precipitação e pertencer a uma única classe litológica.



- Legenda:
- 1- Intersecção da REF com o tema Precipitação
 - 2- Intersecção da REF com o tema Geologia
 - 3- Resultados da intersecção
 - 4- Cálculo de um valor de precipitação ponderado para cada elemento
 - 5- Determinação da classe litológica mais significativa para cada elemento
 - 6- Cálculo da taxa de recarga para cada elemento da REF com base na precipitação e na capacidade de infiltração da classe litológica

Figura 2 Esquema ilustrativo da atribuição dos valores de recarga a cada um dos elementos de uma REF não classificada

Para resolver este problema, desenvolveu-se uma aplicação informática que encontra um novo valor de precipitação para o elemento i (P_i^*) através de uma média ponderada pelas áreas (A_{ij}) dos diferentes valores de precipitação (P_j) que intersectam o elemento (equação 4).

$$P_i^* = \left(\sum_{j=1}^p P_j \times A_{ij} \right) / A_i \quad (4)$$

em que: A_i – área total do elemento i

p – número de valores do mapa de precipitações que intersectam o elemento i

A classe litológica a que deve pertencer cada elemento da REF (CL_i) é determinada pela classe mais importante que o intersecta (CL_k) em termos área que ocupa nesse elemento (A_{ik}) (equação 6).

$$CL_i = CL_k \Leftarrow \text{Max}(A_{ik}), A_{ik} \in \{A_{i1}, A_{i2}, \dots, A_{ik}\} \quad (6)$$

em que k – classes litológicas.

Por fim, atribui-se uma capacidade de infiltração (C_i) a cada classe litológica com base no conhecimento da área em estudo e calcula-se a recarga em cada elemento i de acordo com a equação 3.

3 CASOS DE ESTUDO

Como referido, a metodologia apresentada foi aplicada, como ferramenta de pré-processamento, na simulação de escoamentos subterrâneos de sistemas aquíferos do Algarve (MONTEIRO *et al.* 2003), a saber, sistemas aquíferos Luz de Tavira, Querença-Silves, Quarteira, Albufeira-Ribeira de Quarteira, Ferragudo-Albufeira e Almádena-Odeáxere (Figura 3). No presente artigo, ilustra-se a aplicação da metodologia desenvolvida ao último sistema aquífero referido (0). No entanto, os resultados obtidos são apresentados para todos os sistemas aquíferos simulados (0).

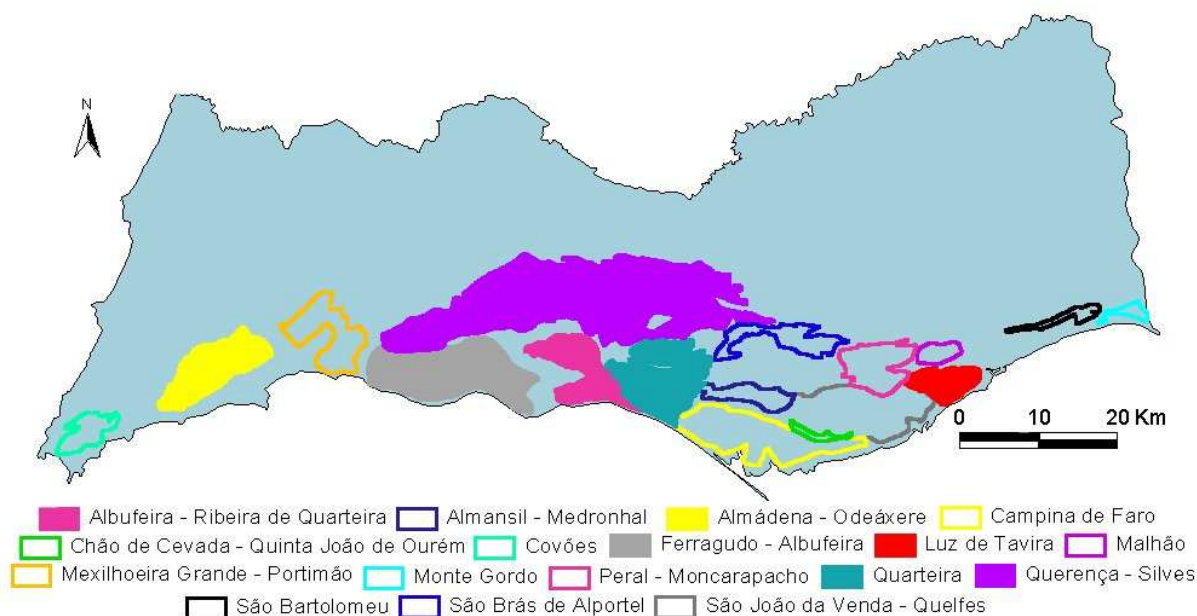


Figura 3 Sistemas aquíferos do Algarve e indicação de para quais se efectuou a simulação do escoamento subterrâneo (com o domínio de escoamento preenchido com a mesma cor do seu contorno)

4 APLICAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

4.1 Aplicação ao sistema aquífero Almádena-Odeáxere

4.1.1 Enquadramento hidrogeológico

O sistema aquífero Almádena-Odeáxere situa-se a Oeste do rio Arade, e estende-se por uma área de 63,5 km². Desenvolve-se em formações carbonatadas do Lias-Dogger, calcários, calcários dolomíticos e dolomitos, com espessuras não inferiores a 60 metros, que apresentam em alguns locais um carso bem desenvolvido (Figura 4). É um sistema cársico, livre a confinado (ALMEIDA *et al.* 2000).

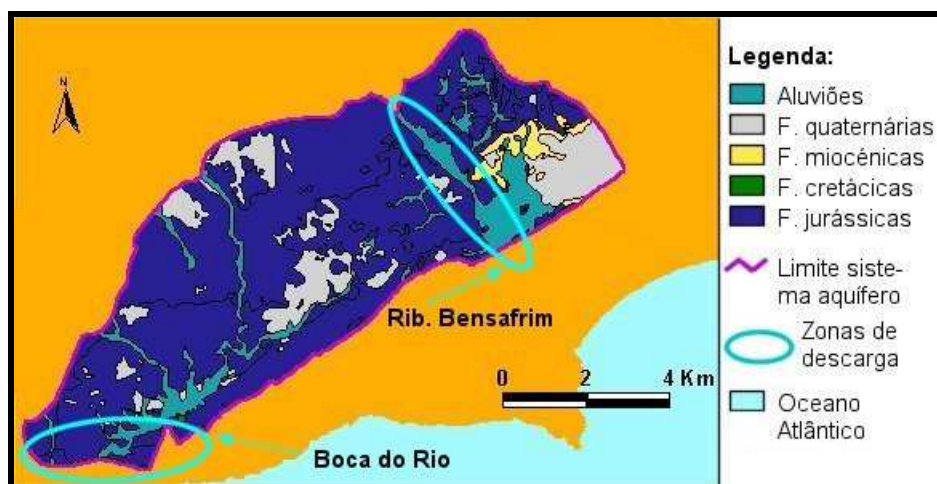


Figura 4 Enquadramento geológico e localização das principais zonas de descarga do sistema aquífero Almádena-Odeáxere

A recarga faz-se, quer por infiltração a partir das águas das ribeiras que cruzam o sistema, destacando-se como as mais importantes as ribeiras de Bensafrim e Odeáxere, quer a partir de infiltração directa sobre as formações (ALMEIDA *et al.* 2000).

Segundo os modelos conceptuais propostos, os diferentes autores (REIS 1993; INAG 1999; ALMEIDA *et al.* 2000) apontam, neste sistema, para fluxo divergente com sentido E e SO, no sector a Oeste da ribeira de Bensafrim. No sector a Este da ribeira, os mesmos autores admitem que o fluxo se dirige para a mesma. A ribeira funciona, quer como influente, na zona Norte do sistema, quer como efluente, a jusante da zona das Portelas. No limite Oeste do sistema, a descarga dá-se, de forma difusa ou oculta, na zona da Boca do Rio.

4.1.2 Geração da Rede de Elementos Finitos

A primeira etapa na construção deste tipo de modelos consiste na geração de uma rede de elementos finitos (REF) não estruturada, baseada exclusivamente na geometria do sistema, sem qualquer preocupação acerca da atribuição de propriedades aos elementos. Esta etapa é anterior ao uso da metodologia proposta, que não inclui a geração da REF. Utilizou-se como informação para a geração da REF, os limites do sistema aquífero propostos por (ALMEIDA *et al.* 2000), a cartografia geológica do sistema (MANUPPELLA 1992), uma cobertura da rede hidrográfica e uma base de dados com pontos de água considerados importantes (poços e furos com informação piezométrica ou sobre a qualidade da água subterrânea e nascentes) (Figura 5).

4.1.3 Atribuição de classes de recarga aos elementos da rede de fluxo em elementos finitos

Após se ter criado a REF, esta foi intersectada com a cartografia geológica (Figura 4) e com o mapa de precipitações referidos na secção (0). No perímetro do sistema aquífero, a precipitação média (1959-1990) varia entre 541 mm/ano e 696 mm/ano.

Tal como esquematizado na Figura 2, em seguida, calculou-se um valor de precipitação e atribuiu-se uma classe litológica para cada elemento da REF, de acordo com as equações (4) e (5).

Antes de se calcular a recarga de cada elemento houve ainda que definir a capacidade de infiltração de cada uma das classes litológicas e as próprias classes de recarga. A capacidade de infiltração de cada classe

litológica foi definida de acordo com os trabalhos de REIS (1993) e ALMEIDA *et al.* (2000). Os autores apontam uma capacidade de infiltração entre 40 % e 60 % do valor de precipitação para as formações jurássicas, tendo-se considerado para a simulação o valor médio do intervalo, 50 %. Para as outras formações, que cobrem em alguns locais as formações jurássicas, a capacidade de infiltração das mesmas considera-se mais reduzida, entre valores próximos do 0 % (aluviões e zonas argilosas) e os 20 % (calcários miocénicos) do valor de precipitação. No que se refere às classes de recarga, consideraram-se classes com amplitude de 5 mm/ano. Por fim, calculou-se a recarga para cada elemento da REF, utilizando-se a equação (2). Na Figura 6 observa-se qual a distribuição final da recarga dos elementos, que varia entre um valor mínimo de 27 mm/ano e um valor máximo de 348 mm/ano.

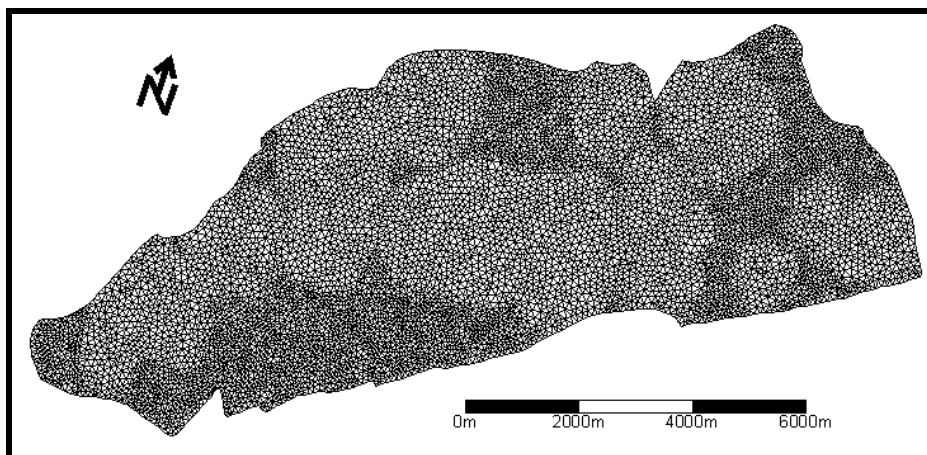


Figura 5 Rede de elementos finitos gerada para a simulação do escoamento subterrâneo do sistema aquífero Querença-Silves.

Todos os cálculos foram efectuados utilizando o programa *FEMINFILTRATION*, sendo que este gera ainda o ficheiro de elementos modificado para entrar directamente no modelo de simulação de escoamento, assim como cria a parte do ficheiro de parâmetros relativa às classes de recarga dos elementos.

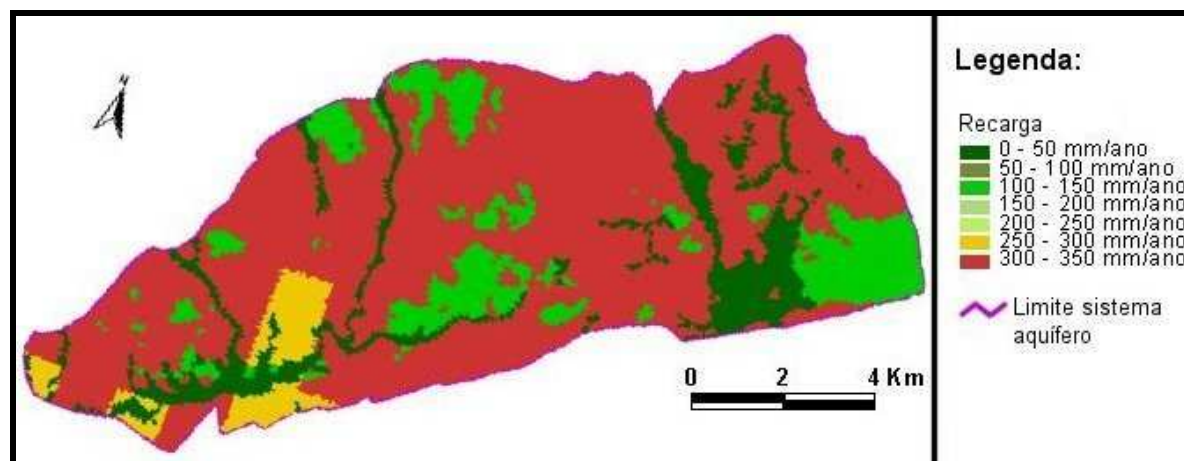


Figura 6 Recarga atribuída a cada um dos elementos da REF utilizada na simulação do escoamento subterrâneo do sistema aquífero Almádena-Odeáxere

4.1.4 Simulação escoamento subterrâneo

Após a definição da recarga para cada um dos elementos e da atribuição de um valor médio para o termo condutivo dos elementos (para o exemplo do presente trabalho $1000 \text{ m}^2/\text{dia}$ - valor próximo da mediana das estimativas de transmissividade realizadas por REIS (1993), o modelo de simulação foi corrido com o fluxo observado a seguir o modelo conceptual previsto (Figura 7).

Os resultados da simulação apontam para um escoamento total de $16,6 \text{ hm}^3/\text{ano}$, como se pode observar no Quadro 1, onde se apresentam os valores calculados do balanço.

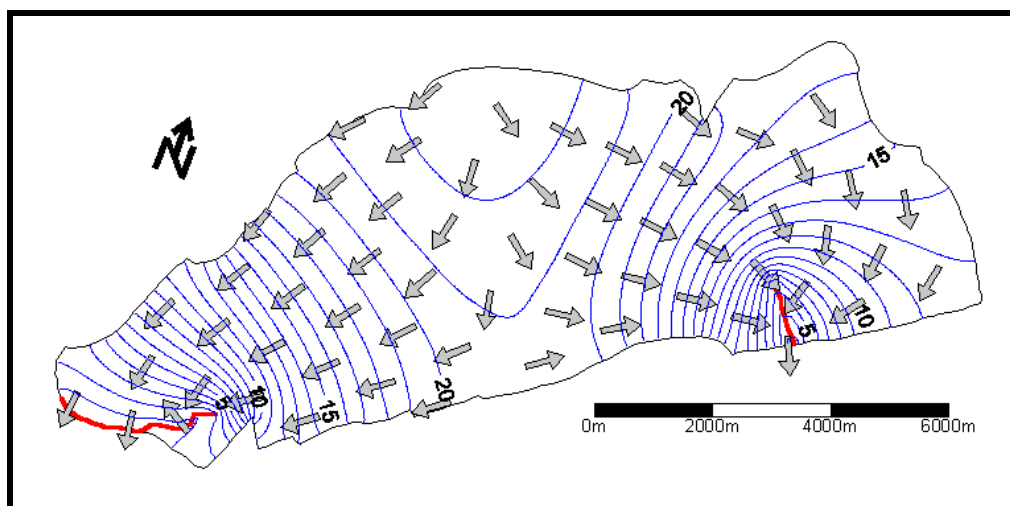


Figura 7 Padrão regional do fluxo subterrâneo observado com a recarga dos elementos classificada com o programa *FEMINFILTRATION* e com a atribuição de um valor de 1000 m²/dia para o termo condutivo dos elementos. A vermelho assinalam-se os locais onde foram impostos potenciais hidráulicos.

4.2 Valores de recarga regional obtidos para os outros sistemas aquíferos

Como se referiu, apesar de não ter sido descrito em pormenor, a metodologia descrita anteriormente foi aplicada a outros sistemas aquíferos do Algarve actualmente em estudo, sendo possível no Quadro observar os resultados obtidos.

Quadro 1 Resultados da simulação a sistemas aquíferos do Algarve para os quais se aplicou a metodologia descrita na secção 0 e comparação dos resultados obtidos com os valores propostos na bibliografia (sublinhados) (ALMEIDA *et al.* 2000). NOTA: Os sistemas aquíferos Albufeira-Ribeira de Quarteira e Quarteira foram simulados em conjunto.

| Resultados da simulação | Sistema aquífero | | | | |
|---|-------------------|---------------------|--|-----------------|---------------|
| | Almadena-Odeáxere | Ferragudo-Albufeira | Albufeira-Ribeira de Quarteira / Quarteira | Querença-Silves | Luz de Tavira |
| Área total do modelo (km ²) | 63.5 | 11.8 | 14.1 | 324.2 | 27.9 |
| Recarga imposta na simulação (hm ³ /ano) | 16.6 | 10.0 | 25.6 | 93.4 | 4.77 |
| Valores da bibliografia para a recarga (hm ³ /ano) | <u>16 - 24</u> | <u>8</u> | <u>23.7</u> | <u>70±17</u> | <u>4</u> |

4.3 Discussão dos resultados

Em relação à qualidade dos resultados obtidos, como em qualquer actividade de modelação, estes estão dependentes do “modelador”, em particular do conhecimento que este tem da área em estudo. É o utilizador/“modelador” que decide qual a capacidade de infiltração de cada classe litológica. Diz-se ainda que na fase actual do estudo de modelação regional do fluxo subterrâneo do Algarve (MONTEIRO *et al.* 2003), estes modelos contribuem mais do que podem contribuir para o conhecimento dos recursos hídricos subterrâneos do Algarve.

No entanto, algumas considerações podem já ser tecidas. Em comparação com os valores da bibliografia de recarga total (Quadro), a principal diferença nos resultados deve-se a se ter considerado um valor precipitação não uniforme para o domínio de escoamento do sistema aquífero. Já que no respeito à capacidade de infiltração de cada classe litológica, esta foi baseada nos próprios valores propostos pela bibliografia.

Os resultados obtidos são da mesma ordem de grandeza dos valores da bibliografia, mas representam uma aferição dos balanços. Para a maioria dos sistemas aquíferos, os resultados obtidos são ligeiramente superiores

aos valores previstos, querendo dizer que os valores médios de precipitação adoptados por ALMEIDA *et al.* (2000) para os diferentes sistemas aquíferos terão sido conservadores para a previsão dos recursos hídricos disponíveis. Não se está a criticar essas estimações, afirmando-se inclusive que deve haver prevenção na estimação dos recursos hídricos disponíveis dum sistema aquífero, especialmente para os casos em que o conhecimento do ambiente hidrológico tem ainda algumas lacunas.

A maior diferença de resultados surgiu no caso do sistema aquífero Almádena-Odeáxere. Apesar de se ter considerado uma capacidade de infiltração de 50 % da precipitação para as formações aquíferas principais, o resultado obtido no presente trabalho aproxima-se do limite inferior proposto por (ALMEIDA *et al.* 2000), que se baseia na atribuição de uma capacidade de infiltração de 40 % da precipitação para as mesmas formações (REIS 1993).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A metodologia apresentada constituiu uma forma de incorporar informação que estava disponível numa plataforma SIG num modelo de escoamento subterrâneo, que quando foi construído, não foi desenhado para interagir facilmente com ferramentas SIG.

A atribuição de parâmetros aos elementos era um processo bastante moroso e mais sujeito a erros. Tal como no caso de MONTEIRO *et al.* (2002b), o presente trabalho é mais uma contribuição de uma ferramenta de pré-processamento para o modelo de simulação de escoamento subterrâneo utilizado.

Ainda existe um campo de exploração do método proposto, que passa, por exemplo, por intersectar os três temas considerados como tendo influência na determinação da recarga (REF, Precipitação e Geologia) e só depois calcular a recarga dos elementos, ou considerarem-se classes de recarga de menores amplitudes. No entanto, pelos ensaios realizados, verificou-se que o ganho de informação não deve ser significativo, e em particular, a primeira ideia exige maiores recursos informáticos (*i.e.* tempo de cálculo).

Quer-se ainda referir que o presente método não pretende apresentar uma nova metodologia para o cálculo da recarga, mas apenas discutir como esta pode ser atribuída aos elementos de uma REF não estruturada. No presente trabalho, a recarga é condicionada apenas pelas características do material aflorante, tal como os modelos conceptuais de funcionamento dos sistemas aquíferos discutidos pelos diferentes autores para os seus casos de estudo (REIS 1993). No entanto, outros factores podem ser importantes para a determinação da recarga, como sejam o declive do terreno, o uso do solo, ou o coberto vegetal, podendo o algoritmo desenvolvido adaptar-se para calcular a recarga tendo em conta estes últimos factores. . Em trabalhos futuros de modelação do escoamento subterrâneo dos sistemas aquíferos, a recarga para cada elemento poderá ser influenciada um ou mais dos últimos factores enunciados.

SIMBOLOGIA

A_i – área total do elemento i

A_{ij} – área do elemento i sobre o valor j do mapa de precipitações

A_{ik} – área do elemento i sobre a classe litológica k da Carta Geológica

C_i – capacidade de infiltração do elemento i da REF

CL_i – classe litológica do elemento i da REF

CL_k – classe litológica da Carta Geológica

D_T – disponibilidade total de água no aquífero

$grad\ h$ – gradiente de potencial hidráulico

P_i – precipitação do elemento i da REF

P_j – valor j do mapa de precipitações

Q – entradas e saídas do modelo

REF – Rede de Elementos Finitos

R_i – recarga do elemento i da REF

SIG – Sistema de Informação Geográfica

T – parâmetro condutivo (transmissividade)

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi realizado no âmbito do Plano de Trabalhos da Bolsa de Doutoramento financiada pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia, SFRH/BD/4940/2001.

BIBLIOGRAFIA

ALMEIDA, C. A. - *Hidrogeologia do Algarve Central*. Dissertação para a obtenção do grau de doutor, Universidade de Lisboa, Lisboa (Portugal), 333p, 1985.

ALMEIDA, C. A.; MENDONÇA, J. L.; JESUS, M. R.; GOMES, A. J. - *Actualização do Inventário dos Sistemas Aquíferos de Portugal Continental*. Lisboa, Instituto da Água, 2000.

BEAR, J.; VERRUIJT, A. - *Modeling Groundwater Flow and Pollution*. 1 ed., Dordrecht (Holanda), D. Reidel Publ., 414p, 1987.

CUSTODIO, E.; LLAMAS, M. R. - *Hidrologia Subterranea*. 2 ed., Barcelona (Espanha), Ediciones Omega, 2350p, 1996.

INAG - *Recursos Hídricos do Barlavento Algarvio*. Lisboa (Portugal), Direcção de Serviços de Recursos Hídricos (Instituto da Água), 51p, 1999.

MANUPPELLA, G. (Coordenador) (1992) - *Carta Geológica da Região do Algarve*. Escala 1 :100 000, Lisboa (Portugal), Serviços Geológicos de Portugal.

MONTEIRO, J. P.; NUNES, L.; VIEIRA, J.; STIGTER, T.; MARTINS, R.; SANTOS, I. J.; REIS, M. E. - "Síntese Bidimensional dos Modelos Conceptuais de Funcionamento Hidráulico de Seis Sistemas Aquíferos do Algarve", in *Jornadas Luso-Espanholas Sobre as Águas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica*, Universidade do Algarve, Faro (Portugal), 23 – 27 Jun, 2003.

MONTEIRO, J. P.; SANTOS, I. J.; MARTINS, R. - "Avaliação dos impactes associados a alterações no regime de exploração de sistemas aquíferos do Algarve Central usando Modelos Numéricos", in *III Congresso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua*, Resumos, Universidade de Sevilha, Sevilha (Espanha), 2002a, pp. 717-724, (também em Formato CD).

MONTEIRO, J. P.; SANTOS, I. J.; MARTINS, R. - "Implementação de ferramentas de pré e pós processamento para um modelo em elementos finitos usando um SIG". in *6º Congresso da Água*, Resumos, APRH, Porto (Portugal), 2002b, pp. 315-316, (também em Formato CD).

NICOLAU, R. - *Modelação e Mapeamento da Distribuição Espacial da Precipitação- Uma Aplicação a Portugal Continental*. Dissertação para a obtenção do grau de doutor, FCT, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa (Portugal), 356p, 2002.

REIS, M. E. - *Estudo Hidrogeológico das Formações do Lias-Dogger Situadas a Ocidente do Rio Arade (Algarve)*. Dissertação para a obtenção do grau de mestre, Universidade de Lisboa, Lisboa (Portugal), 1993.

TEMA 4

HIDROGEOQUÍMICA E QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

ÁGUAS SULFÚREAS NA FAIXA PIRITOSA ALENTEJANA

Carlos CALADO

Doutor em Geologia, especialidade Hidrogeologia. Hidrogeólogo Consultor. Rua Prof. Mário Chicó, n.º 1 – 4T, 1600-643 Lisboa, Portugal. carlos.calado@oninet.pt

António CHAMBEL

Doutor em Geologia, especialidade Hidrogeologia. Professor Auxiliar, Departamento de Geociências Univ. Évora, Apartado 94, 7002-554 Évora Codex, Portugal. achambel@uevora.pt

RESUMO

Há na região de Mértola (Baixo Alentejo) 9 zonas onde a água subterrânea possui H₂S. A sulfuração, expressa em H₂S, chega a 1,6 mg/L. Fora disso têm temperaturas de emergência normais, assim como a restante composição química não destoa das características das águas subterrâneas da região, designadamente um TSD >1 g/L. Distribuem-se por uma área aproximada de 450 km², inserida na "Faixa Piritosa Alentejana", ramo da chamada "Faixa Piritosa Ibérica", e formam uma pequena província hidrogeoquímica sem paralelo no território português. Considerando o ambiente geoquímico e ambiental estranha-se a presença de gás sulfídrico em tantos pontos de água e tão afastados uns dos outros. A possibilidade do gás resultar de um processo bioquímico (intervenção de bactérias redutoras do sulfato dissolvido na água) parece nula, porque não existem os nutrientes necessários para sustentar um processo desse tipo, assim como é improvável a redução do sulfato por processo totalmente inorgânico. Assim, não se rejeita a hipótese de ser H₂S juvenil, e ter a mesma fonte que se admite para as águas sulfúreas alcalinas do Maciço de Monchique e de El Manzano, esta já em Espanha, na região de Huelva (Andaluzia).

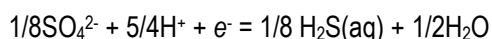
Palavras-chave: Faixa Piritosa Ibérica; Águas sulfúreas; H₂S juvenil, Mértola.

1 INTRODUÇÃO

Entende-se por "água sulfúrea" a água que possui H₂S_(g), o que se manifesta por um característico "cheiro a ovos podres". Em soluções com pH entre 7 e 8, como é o caso das águas em apreciação, a parte maior do S(-II) está sob a forma de HS⁻ e a remanescente na de H₂S_(aq), porque a forma S²⁻ só aparece com valores de pH próximos de 14, dado o valor da 2ª constante de dissociação do H₂S.

O H₂S em águas subterrâneas pode ter uma das seguintes origens:

redução de sulfato da solução, portanto passagem do S(+VI) a S(-II), de acordo com a reacção redox



desgasificação de magma, fenómeno corrente em ambientes de vulcanismo activo;

fracção gasosa de depósitos de hidrocarbonetos (petróleo, p.ex.).

O caso das sulfúreas da FPA foi objecto de uma primeira tentativa de interpretação em trabalho publicado há poucos anos (v. Calado & Chambel, 1999), onde nos inclinávamos para um processo de redução do sulfato por acção de certas bactérias. Contudo, a descoberta de mais nascentes de água idêntica entretanto, e em locais bastante afastados dos anteriores, levou-nos a uma reapreciação do problema.

Em Portugal continental há cerca de centena e meia de pólos de ocorrência de água subterrânea sulfúrea, e o assunto foi discutido em trabalho recente (v. Calado, 2001). Estão quase todos em maciços graníticos da Zona Centro Ibérica (ZCI) do Maciço Hespérico, e em muitos deles há temperaturas de emergência elevadas, várias entre 40 e 69 °C, e a sulfuração, expressa em H₂S, chega a atingir cerca de 28 mg/L na água das Termas de S. Vicente, e 27 mg/L nas de Entre-os-Rios, ambas perto de Penafiel. Mas são casos extremos pois a maioria tem sulfurações muito inferiores a 10 mg/L. Por exemplo, a água das Termas de S. Pedro do Sul (69 °C) tem 3 mg/L, e a das Caldas da Felgueira só 1 mg/L. Fora da ZCI mas ainda no Maciço Hespérico existe apenas 1 caso na Zona de Ossa-Morena, associado ao maciço de rochas intrusivas básicas e ultra-básicas de Alter do Chão, de idade ordovícica, a sulfúrea de Cabeço de Vide. É uma água fria, cuja concentração em H₂S é de 1 mg/L. Na Orla Ceno-Mesozóica Ocidental conhecem-se meia dúzia de casos, de que são famosos os das Caldas da Rainha (35 °C, e 9 mg/L de H₂S), e de Monte Real, uma água fria com 3,2 mg/L de H₂S (v. Calado, 1992 e 1995).

Fora das zonas paleogeográficas e tectónicas indicadas só têm algum significado hidrogeológico as da região de Mértola, cujas características são muito diferentes das anteriores, e a unidade geológica onde se situam também tem características muito distintas das restantes unidades do Maciço Hespérico, quer pela litologia e ambiente geoquímico, quer pelo estilo tectónico: a Zona Sul Portuguesa (Fig. 1).

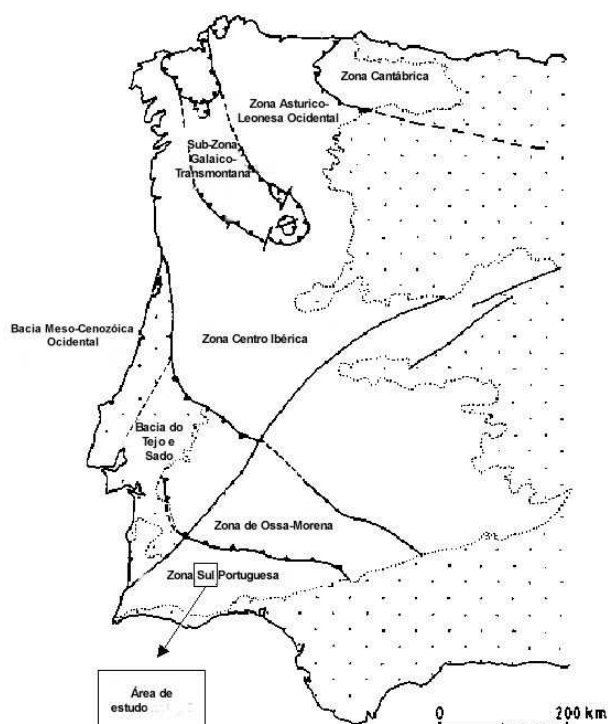


Figura 1 – Posição da área estudada no contexto das grandes unidades paleogeográficas e tectónicas do oeste peninsular (adaptado de Julivert et al. 1977 e Ribeiro et al., 1979).

A Zona Sul Portuguesa (ZSP) é uma unidade paleogeográfica e tectónica composta por metassedimentos do Paleozóico, essencialmente xistos e grauvaques. Do ponto de vista estrutural é muito complexa. Subdivide-se em vários domínios ou sectores, cada um deles com características particulares, sendo um precisamente a Faixa Piritosa Ibérica (FPI). Em Portugal a FPI compreende parte do Baixo Alentejo e em Espanha parte da Andaluzia. Esta faixa, tradicionalmente designada por “faixa piritosa alentejana” na bibliografia portuguesa, é muito rica em depósitos de sulfuretos metálicos, com destaque para a pirite, cuja génese está relacionada com vulcanismo submarino. É aqui que se encontram as conhecidas minas de Santiago do Cacém, Aljustrel, Neves-Corvo, S. Domingos, e, já em Espanha, perto de Sevilha, a mina de Aznalcóllar.

Apesar da extensão da “faixa piritosa alentejana”, não há notícia de haver nela outras ocorrências de água sulfúrea semelhante às da região de Mértola.

2 LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA, QUADRO GEOLÓGICO E CARACTERÍSTICAS DOS PONTOS DE ÁGUA

São 9 os pólos de ocorrência identificados até agora, e não consta que haja mais. Estão bastante afastados uns dos outros e distribuem-se por uma área de quase 450 km² (Fig. 2). Em todos os casos há nascentes, portanto

descargas naturais do sistema subterrâneo, só com uma excepção: a do pólo de Mértola, onde a existência de água sulfúrea naquele local foi revelada casualmente em 1983 através de um furo de pesquisa de água potável para a Câmara Municipal de Mértola (furo ME-1, no Barranco das Vinhas). Foi inesperado porque não há qualquer nascente com cheiro a sulfídrico nas imediações, nem o mesmo se manifesta nas captações de água por furo que foram feitas a poucas dezenas de metros de distância dali; pelo contrário, são águas usadas no abastecimento da rede pública.

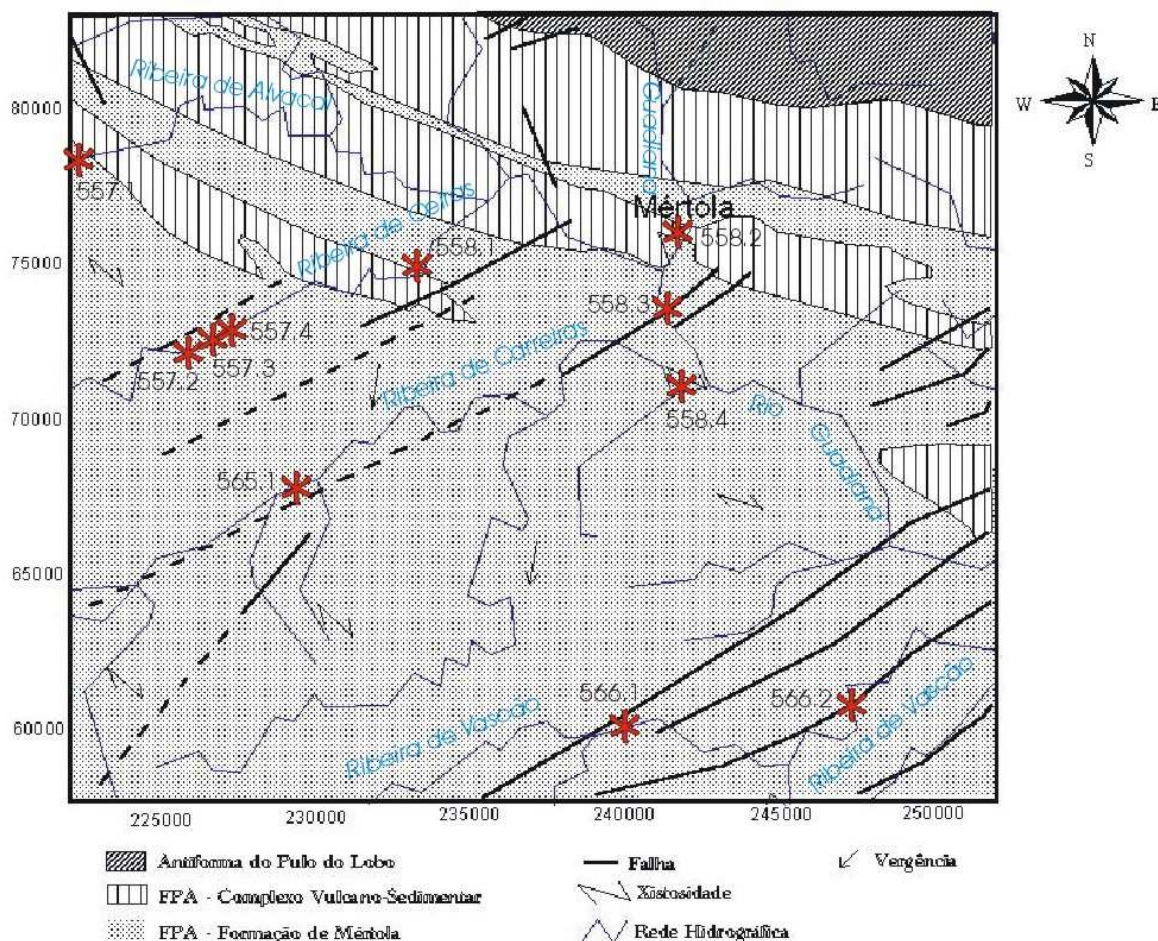


Figura 2 – Enquadramento das nascentes (estrelas) em fundo geológico baseado na Folha 8 da Carta Geológica de Portugal na escala 1:200.000 (Oliveira et al. 1988) e nas cartas tectónicas de Ribeiro, Conde & Monteiro (1972). 557.1 Fonte Santa do Monte Novo; 557.2 Água Santa da Senhora do Pilar; 557.3 Água Santa do Pego Verde; 557.4 Água Santa da Herdade de Santa Maria; 558.1 Águas Santas da Morena; 558.2 Barranco das Vinhas (furo ME-1); 558.3 Água Santa da Vaqueira; 558.4 Água Santa da Bombeira; 565.1 Água Santa do Papa-Leite; 566.1 Água Santa de Besteiros (indicada por Águas Santas do Vascão na Carta de Nascentes Minerais do Atlas do Ambiente); 566.2 Água Santa do Moinho Novo. Os números nos bordos da figura correspondem a coordenadas rectangulares (em metros) da quadrícula militar portuguesa referida ao Ponto Fictício.

Os restantes casos (nascentes) situam-se em leitos de cheia de cursos de água: da ribeira de Alvarca; da ribeira de Oeiras; da ribeira de Carreiras; da ribeira do Vascão; e no rio Guadiana. Só o furo ME-1 do Barranco das Vinhas foge à regra, embora perto do Guadiana, na sua margem direita, está a uma cota que escapa ao efeito de cheia.

Os furos do pólo da Morena, de Besteiros e do Barranco das Vinhas têm de profundidade, respectivamente, 82,8 metros, 46 metros e 132 metros.

No Quadro 1 indicam-se as coordenadas UTM dos pontos de água assinalados na Fig. 2, assim como a formação a que cada um está mais directamente associado. O primeiro número da Referência indica a respectiva folha da Carta Militar 1:25.000.

Quadro 1 – Coordenadas UTM dos pontos de "água santa" da região de Mértola assinalados na Fig. 2, determinadas por instrumento de GPS, e formações geológicas associadas.

| Ref. | Nome | X (km) | Y (km) | Formação |
|-------|--------------------------------------|---------|----------|----------|
| 557.1 | Fonte Santa do Monte Novo | 598,043 | 4168,702 | FM |
| 557.2 | Água Santa da Senhora do Pilar | 600,960 | 4162,774 | FM |
| 557.3 | Água Santa do Pego Verde | 602,219 | 4163,164 | FM |
| 557.4 | Água Santa da Herdade de Santa Maria | 603,245 | 4163,631 | FM |
| 558.1 | Águas Santas da Morena | 610,622 | 4166,958 | FM/CVS |
| 558.2 | Furo ME-1 do Barranco das Vinhas | 618,656 | 4168,872 | FM/CVS |
| 558.3 | Água Santa da Vaqueira | 618,040 | 4165,440 | FM |
| 558.4 | Água Santa da Bombeira | 619,307 | 4162,668 | FM |
| 565.1 | Água Santa do Papa Leite | 606,442 | 4159,274 | FM |
| 566.1 | Água Santa de Besteiros | 617,089 | 4151,971 | FM |
| 566.2 | Água Santa do Moinho Novo | 624,120 | 4152,140 | FM |

Na Fig. 2 representam-se as grandes unidades que interessam ao enquadramento hidrogeológico do problema: a Formação o Pulo do Lobo, considerada a formação mais antiga da ZSP, seguida das primeiras formações da Faixa Piritosa. Considera-se aqui a Faixa Piritosa com os limites assinalados na Carta Geológica de Portugal na escala 1:500.000 (edição de 1992), ou seja, integrando, da formação mais antiga à mais moderna: a Formação Filito-Quartzítica (FFQ), o Complexo Vulcano-Sedimentar (CVS), a Formação de Freixial (FF), a Formação de Mértola (FM) e parte da Formação de Mira (FMi), estas duas últimas já fazendo parte do chamado "grupo flysch do Baixo Alentejo". A FMi fica já fora da área de estudo. O conjunto representado compreende idades que vão do Devónico superior ao Carbónico inferior. Por razões de escala, na Fig. 2 incluem-se nas manchas do CVS os pequenos afloramentos da FFQ e da FF. O CVS é visível graças a janelas tectónicas abertas na FM. Do ponto de vista estrutural a ZSP é extremamente complexa (cf. Silva, 1989).

Como se pode ver os pólos da Morena e do Barranco das Vinhas (furo ME-1) estão em zonas onde aflora o CVS, enquanto que as restantes se situam em plena FM, e bastante longe de qualquer afloramento do CVS. Além disso, pode ver-se que as nascentes aparecem associadas a falhas NE-SW de expressão regional. Merecem referência particular as falhas do canto inferior direito da figura, vizinhas das nascentes de Besteiros (566.1) e do Moinho Novo (566.2), porque se integram num extenso lineamento geológico que vem desde Vila do Bispo (Algarve). Este lineamento vem assinalado na Carta Neotectónica na escala 1:1.000.000 de Cabral & Ribeiro (1988) como podendo corresponder a uma falha activa, i.e., falha que sofreu movimentação nos últimos 2 Ma.

Do ponto de vista climático a região onde ocorrem as águas minerais sulfúreas é semiárida: são raros os anos com precipitação >600 mm e a média anual é da ordem dos 400 mm. No Verão praticamente não chove, e são frequentes temperaturas do ar >40 °C. A evapotranspiração potencial ultrapassa os 700 mm, sobretudo no período Julho-Setembro.

3 CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS ESTUDADAS

As características físico-químicas de algumas das nascentes e furos vêm sendo seguidas desde há anos, por medições *in situ* e, nos casos da Morena e de Besteiros, também por análises químicas. Dispõe-se, portanto, um conjunto suficiente de dados que permitem avaliar a estabilidade química de algumas águas. Das nascentes e do furo ME-1 do Barranco das Vinhas são poucos os elementos de apreciação, quase só medições de grandezas físico-químicas como pH, Potencial Redox, Condutividade e temperatura, e nem de todas as águas indicadas; de facto, por assoreamento da nascente, ou por dificuldade ocasional de acesso, não ainda foi possível proceder a medições nas nascentes 557.3-Águas Santas do Pego Verde, 558.3-Águas Santas da

Vaqueira, 558.4-Bombeira, e 566.2-Águas Santas do Moinho Novo. De qualquer forma, há informações orais fidedignas de que as águas cheiram a sulfídrico como as outras, e são igualmente conhecidas por "santas".

Os dados disponíveis permitem caracterizar globalmente as águas sulfúreas de Mértola por: temperaturas de emergência predominantemente entre 20 e 23 °C;

pH sempre >7, predominantemente entre 7,2 e 7,7, ainda que se registem valores superiores no caso da água do Monte Novo (557.1), onde, em datas diferentes, se mediu 8,80 e 8,87;

condutividades eléctricas > 1.000 µS/cm, predominantemente entre 1.700 e 3.000, com máximos na água da Morena (558.1), onde se encontraram valores entre 3.300 e 3.500;

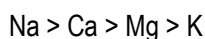
potenciais de oxi-redução (medidos com eléctrodo de Ag, par Ag-AgCl e solução de KCl 3M) sempre negativos, normalmente entre -14 e -40 mV, registando-se, no entanto, valores muito mais baixos na água do Monte Novo (557.1), entre -104 e -107.

É importante referir também que nas nascentes da Herdade de Santa de Santa Maria e da Morena foi observada a libertação de bolhas gasosas, mas desconhece-se a respectiva composição.

De acordo com análises químicas de vários pontos de água dos grupos da Morena e de Besteiros, bem como das nascentes da Herdade de Santa Maria e do Papa-Leite, assim como do furo do Barranco das Vinhas, verifica-se que, em termos de % dos meq/L, a distribuição das espécies químicas da parte aniónica é a seguinte:



E no que respeita à parte catiónica é:



Em termos hidroquímicos todas pertencem ao grupo das cloretadas sódicas, porque em todos os casos as concentrações de cloreto e de sódio correspondem a mais de 50% dos meq/L dos respectivos grupos iónicos. Além da sulfuração, indicada no Quadro 2 por $\text{H}_2\text{S}_{\text{tot}}$, entre as características químicas merecem destaque as concentrações relativamente altas de algumas espécies, tais como o fluoreto (F), o brometo (Br), o Bário (Ba) e o Boro (B).

Quadro 2 – Concentrações (mg/L) de algumas espécies particularmente interessantes do ponto de vista hidrogeoquímico.

| | MORENA (nascente) | MORENA AC2 | MORENA furo B | BARR. VINHAS ME-1 | STA. MARIA (nascente) | PAPA-LEITE nascente | BESTEIROS TB-1 |
|-------------------------------------|----------------------|---------------|------------------|----------------------|--------------------------|------------------------|-------------------|
| $\text{H}_2\text{S}_{\text{total}}$ | - | 0,2 | 1,6 | - | - | - | 0,4 |
| F ⁻ | 2,4 | 1,6 | 2,5 | 3,8 | 2,2 | 1,9 | 1,7 |
| Br ⁻ | - | 1,75 | - | - | - | - | 1,29 |
| Ba ²⁺ | 0,046 | 0,54 | - | 0,056 | 0,77 | - | 0,061 |
| B | 0,650 | 0,310 | - | 0,910 | 0,330 | - | 0,164 |

No que respeita à sulfuração total ($\text{H}_2\text{S}_{\text{total}}$ no quadro), os poucos valores de que se dispõe revelam concentrações modestas, salvo o caso do furo B da Morena, onde o 1,6 mg/L encontrado excede o limite mínimo de 1 mg/L indicado por Kacura & Jetel (1968) como referência hidrogeoquímica de anomalia. De qualquer forma, de um ponto de vista estritamente geológico o simples facto de todas terem um TSD > 1 g/L permite classificá-las como águas minerais. Em contrapartida, e ao contrário do que se podia esperar em ambientes ricos de sulfuretos metálicos, estão praticamente ausentes metais pesados como Cu, Zn, Ag, Cd, Ni. Há no entanto concentrações ponderáveis, embora na maior parte dos casos da ordem das poucas dezenas de µg/L, de Mn (p.ex. 123 µg/L no furo ME-1 do Barranco das Vinhas), Pb (79 µg/L na nascente da Morena), Sn (537 µg/L também no furo ME-1), e As (275 µg/L na nascente da Herdade de Santa Maria). As concentrações de Boro, sobretudo as das águas do furo do Barranco das Vinhas e da nascente da Morena são também relativamente anómalas em águas subterrâneas.

Da apreciação do conjunto de águas ressalta a semelhança entre as da Morena (sobretudo a da nascente primitiva e do furo B) e a água do furo ME-1 do Barranco das Vinhas. As semelhanças manifestam-se de forma expressiva no diagrama de Schoeller (Fig. 3). Fica bem claro que a água do furo ME-1 é ligeiramente mais cloretada e sulfatada que a do furo B da Morena, mas a nascente da Morena (que não figura no diagrama) é ainda mais cloretada e sulfatada que a do furo ME-1.

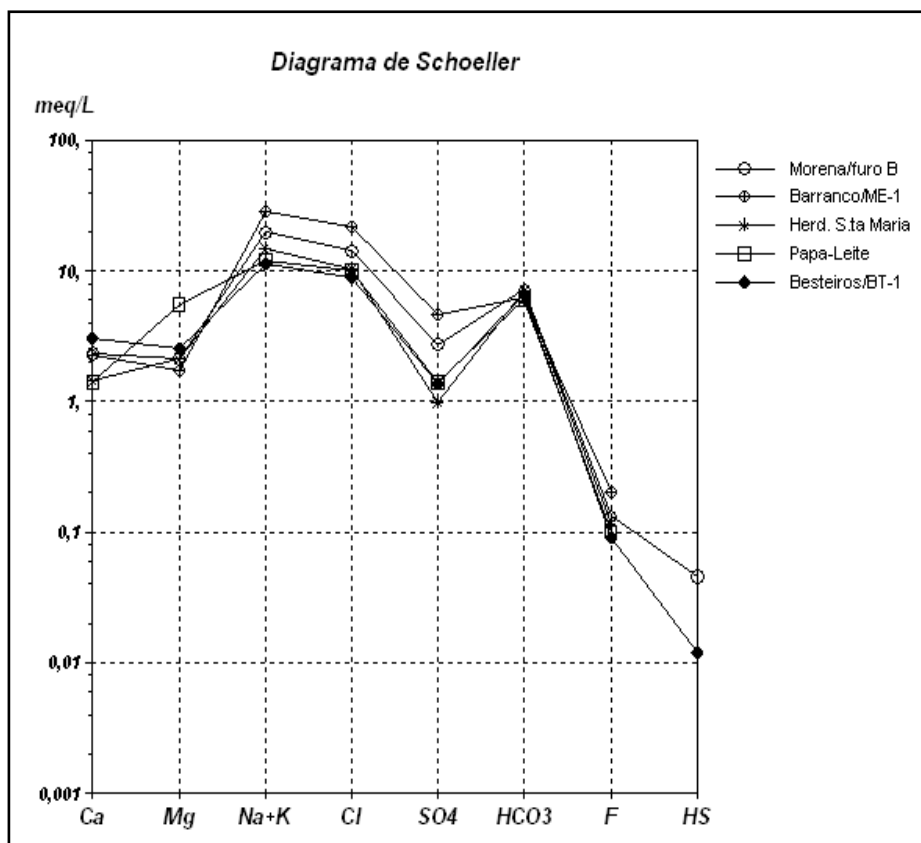


Figura 3 - Águas representativas de 5 pólos de água sulfúrea da região de Mértola.

De facto, há diferenças notáveis entre as águas da Morena: a água da nascente primitiva é a mais mineralizada de todas as águas do grupo, e a mais mineralizadas de todas as águas estudadas, e além disso, o que é ainda mais interessante, tem mais analogias com a água do furo de Mértola (ME-1), que está a cerca de dezasseis quilómetros de distância, do que com as águas dos furos vizinhos AC-2 e furo B.

Outro aspecto a realçar nestas águas é a sua estabilidade de composição ao longo do tempo. Com base nos dados disponíveis, relativos a um conjunto de 12 análises feitas à água do furo BT-1 de Besteiros, com periodicidade mensal, pode dizer-se que, em geral, a estabilidade é bastante boa. O Quadro 3 traduz bem essa estabilidade. Por exemplo, repare-se nas percentagens relativamente baixas do C.V. (coeficientes de variação), quase sempre <10%.

Do conjunto apenas sobressaem os coeficientes de variação do NO_3 e do NH_4 , que são maiores, mas que apesar de tudo, dadas as baixas concentrações, não são indício de problemas ambientais (contaminação antrópica). Já no que respeita às concentrações de H_2S nota-se que há, realmente uma flutuação de valores, embora, mais uma vez, os valores da média e da mediana sejam muito próximos. De notar também a semelhança dos valores das médias e das medianas, o que configura uma distribuição gaussiana das dispersões.

Sublinha-se o facto que as águas mais próximas do CVS são as mais mineralizadas do conjunto, possuem maior TSD que as da FM, sobretudo devido às maiores concentrações de cloreto e sulfato.

Quadro 3 – Dados estatísticos do furo TB-1 da Água Santa de Besteiros. Concentrações em mg/L.

| Parâmetro | Amostras | Mínimo | Máximo | Média | σ | C.V. (%) | Mediana |
|---------------------------|----------|--------|--------|----------|----------|----------|---------|
| C.e. ($\mu\text{S/cm}$) | 16 | 1540 | 1760 | 1671,563 | 69,179 | 4,1 | 1695,00 |
| pH (lab) | 16 | 7,19 | 7,35 | 7,27 | 0,214 | 0,6 | 7,28 |
| Catiões | | | | | | | |
| Li | 16 | 0,17 | 0,29 | 0,249 | 0,037 | 14,7 | 0,26 |
| Na | 16 | 261,0 | 289,0 | 279,0 | 10,334 | 3,7 | 283,500 |
| K | 16 | 2,2 | 2,5 | 2,35 | 0,073 | 3,1 | 2,35 |
| Ca | 16 | 59,1 | 75,2 | 67,2 | 5,605 | 8,3 | 68,95 |
| Mg | 16 | 30,0 | 35,7 | 32,975 | 1,968 | 6,0 | 33,55 |
| NH4 | 16 | 0,00 | 0,15 | 0,063 | 0,036 | 57,7 | 0,060 |
| Aniões | | | | | | | |
| Cl | 16 | 315 | 379 | 357,438 | 24,709 | 6,9 | 369,00 |
| HCO3 | 16 | 397 | 415 | 403,688 | 5,082 | 1,3 | 403,00 |
| SO4 | 16 | 64,5 | 74,1 | 70,24 | 2,976 | 4,2 | 71,45 |
| F | 16 | 1,5 | 1,9 | 1,663 | 0,150 | 9,0 | 1,650 |
| HS | 13 | 0,3 | 0,8 | 0,554 | 0,127 | 22,9 | 0,600 |
| NO3 | 13 | 0,0 | 0,76 | 0,335 | 0,214 | 64,0 | 0,33 |
| Indissociados | | | | | | | |
| SiO2 | 16 | 14,9 | 20,4 | 18,625 | 1,497 | 8,0 | 18,85 |
| Miner. Total | | | | | | | |
| TSD | 16 | 1165 | 1273 | 1234,38 | 39,076 | 3,2 | 1250,0 |

DISCUSSÃO

No que diz respeito ao TSD e aos macroconstituintes estas águas sulfúreas não se distinguem substancialmente das águas subterrâneas da região, que são também muito mineralizadas, sobretudo devido às concentrações de cloreto de sódio. Esta característica das águas da Zona Sul Portuguesa está bem evidenciada nas cartas de qualidade das águas subterrâneas do Atlas do Ambiente (Paradela, 1987a e 1987b) e nas do Atlas do Projecto ERHSA (ERHSA, 2001). Por outro lado, embora as concentrações indicadas no Quadro 2 não sejam frequentes em águas subterrâneas, os valores são normais nas águas da região, mesmo no que respeita ao Flúor, como se pode observar em Chambel (1999). A origem dos cloretos tem sido motivo de controvérsia, tendo já sido considerados como manifestação residual de água infiltrada a partir de uma vasta cobertura terciária, entretanto removida pela erosão (Paradela, 1988). Porém a teoria não tem suporte geológico, pois não há testemunhos de uma cobertura de fácies marinha na área. Outra mais recente é a de que se deve a migração para a superfície de salmouras fósseis associadas ao fecho do mar onde se formaram os depósitos que precederam as rochas actuais, provavelmente uma migração desde profundidade superior a mil metros (Chambel & Almeida, 1997). A salmoura teria ascendido através da fracturação que afecta o CVS, por efeito de altas pressões em profundidade, depois ter-se-ia difundido na subsuperfície e, finalmente, concentrado ao nível do solo por efeito da evaporação elevada que se faz sentir na região (*op. cit.*). Uma coisa é certa: procedendo a lixiviação forçada de algumas amostras do CVS com água destilada verificou-se que, sobretudo os xistos, contêm sais solúveis suficientes para justificar as elevadas mineralizações das águas (Chambel, 1999). Ao facto não serão alheias as condições geográficas que havia na bacia, quer durante os episódios de vulcanismo submarino no Devónico, quer na subsequente evolução no Carbónico, nomeadamente a actividade hidrotermal com envolvimento de água do mar (v. Munhá, 1984). As concentrações de Br nas águas sulfúreas de Mértola (v. Quadro 2) também são uma assinatura geoquímica clara dessa influência marinha. E quanto às concentrações anómalas de Boro interpretam-se como um sinal de influência dos sedimentos associados aos episódios de vulcanismo submarino. Significativamente as águas com as concentrações mais expressivas (Morena e Barranco das Vinhas) são as que ocorrem mais perto do Complexo Vulcano-Sedimentar. As concentrações de Ba apesar de baixas são também significativas, e provavelmente são controladas pela solubilidade da barita (BaSO_4) que ocorre na

região, embora a solubilidade desse mineral seja muito baixa. Refira-se que no sítio das Águas Santas da Morena houve uma tentativa de exploração mineira de barita. Outra constatação interessante é a de as concentrações de HCO_3^{2-} serem geralmente maiores nas águas da FM que no CVS, o que parece indicar uma presença mais importante de rochas carbonatas naquela formação. Por outro lado, a maior analogia da água da nascente primitiva da Morena com a do furo ME-1 do Barranco das Vinhas, do que com as dos furos que lhe são próximos (AC2 e B), será sinal de que os furos interceptaram ambientes geoquímicos muito diferentes das da nascente, talvez devido a uma discontinuidade estrutural importante entre as nascentes e os furos.

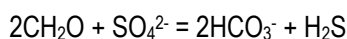
Quanto à origem do H_2S , excluía liminarmente a possibilidade estar ligada a actividade vulcânica, pois não há actividade deste tipo na ZSP, nem houve em tempos geológicos recentes, e excluía também a hipótese do gás vir de um jazigo de hidrocarbonetos, pois não há indícios de jazigos desta natureza, resta voltar a analisar com mais pormenor a viabilidade do processo antes já admitido, isto é, se pode ser ou não um produto de redução de sulfato da água por bactérias. Assim, começa-se por verificar que as bactérias ambientais capazes de desenvolver um processo desse tipo são as que pertencem aos géneros da lista seguinte (Quadro 3).

Quadro 3 - Bactérias dissimiladoras de Enxofre (baseado em Widdel & Pfennig, 1984, p. 663 e seguintes). Em qualquer dos casos o H_2S gasoso é produto final do processo.

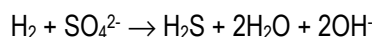
| GÉNEROS | Fonte de Carbono | Dador de electrões (fonte de energia) | Receptor de electrões (respiração) | Temperaturas de crescimento (°C) (1) |
|----------------|----------------------------|---------------------------------------|---|--------------------------------------|
| Desulfuromonas | mat. org. | mat. org. | S^0 | 30 |
| Desulfovibrio | mat. org. | mat. org. | SO_4^{2-} e SO_3^{2-} (e $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ nalgumas espécies) | 25-35 |
| Desulfomonas | mat. org. | mat. org. | SO_4^{2-} | 37 |
| Desulfococcus | mat. org. | mat. org. | SO_4^{2-} e SO_3^{2-} e $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ | 30-36 |
| Desulfobacter | mat. org. | mat. org. | SO_4^{2-} e SO_3^{2-} e $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ | 28-32 |
| Desulfobulbus | mat. org. | mat. org. ou H_2 | SO_4^{2-} e SO_3^{2-} e $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ | 28-39 |
| Desulfosarcina | mat. org. ou CO_2 | mat. org. ou H_2 | SO_4^{2-} e SO_3^{2-} e $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ | 28-33 |

(1) Temperaturas óptimas de crescimento da maioria das estirpes

No entanto, de acordo com Widdel & Pfennig (1984), para quase todos os géneros é indispensável a presença de matéria orgânica em quantidade significativa para que o processo se desenvolva, e a reacção pode representar-se por



onde CH_2O representa a matéria orgânica. Mais: de acordo com investigadores citados por Appelo & Postma (1993, p. 287), a redução de sulfato por bactérias sulfo-redutoras depende mais da quantidade de matéria orgânica em presença e não tanto da concentração de sulfato em solução. Algo semelhante diz Jørgensen (1982, p. 545): a intensidade da redução do sulfato em ambientes anóxicos é governada pelo influxo de matéria orgânica. Ora o facto de haver água sulfúrea em furos relativamente profundos é prova de que o gás não tem origem em processos de superfície mas profundos, e deve reconhecer-se que a "formação de Mértola" não tem matéria orgânica em profundidade, nem há nos pólos estudados qualquer actividade humana que possa constituir uma fonte de contaminação do subsolo por matéria orgânica. Aliás, as concentrações de compostos de azoto das várias águas, designadamente nitrato, fazem rejeitar liminarmente a hipótese. A hipótese posta em trabalho anterior (v. Calado & Chambel, 1999) de a fonte de carbono necessária ao processo bioquímico serem os xistos grafitosos do CVS, ou sedimentos derivados deles e mais tarde incorporados na FM, também se deve rejeitar, porque o Carbono está aí numa forma inorgânica, portanto não assimilável pelas bactérias redutoras de enxofre. É verdade que existem espécies pertencentes ao género Desulfosarcina que podem dispensar a matéria orgânica (espécies químico-autotróficas), contudo necessitam que haja CO_2 em alternativa, como fornecedor de Carbono, assim como necessitam de H_2 como fonte de energia. De acordo com Atlas & Bartha (1993), a respiração sulfúrea com o hidrogénio pode representar-se pela equação



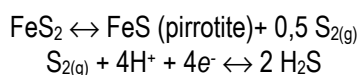
Porém, também este mecanismo não parece aplicável às águas sulfúreas de Mértola, e conclui-se, portanto, que um modelo bioquímico não é aceitável, tanto mais que a estabilidade da concentração do H_2S nas águas ao longo de meses consecutivos também não é compatível com um processo bioquímico, pois também seria necessária uma produção sustentada, tanto no Inverno como no Verão, como se observa no furo BT-1 de Besteiros. Apesar de tudo, seria conveniente um estudo microbiológico com pesquisa de bactérias sulfato-redutoras para tirar dúvidas que subsistam, e se não forem encontradas (como se pensa) não há qualquer razão para sequer defender a hipótese. A possibilidade do H_2S ser produto de redução do sulfato em solução por via totalmente inorgânica também foi encarada, mas não se vê qual possa ser o agente do processo, pelo que parece ser uma hipótese a excluir igualmente. De qualquer forma tudo aponta para uma origem inorgânica do gás, pelo que não pode deixar-se de admitir uma natureza "juvenil", com sede num magma em processo de desgasificação. É verdade que as águas sulfúreas de Mértola são frias à emergência, nem se conhece qualquer caso de água subterrânea na zona que tenha temperatura anómala, e, além disso, as concentrações de sílica são baixas, são normais, o que não aconteceria se fossem águas que tivessem estado a temperaturas elevadas em profundidade; de qualquer forma não se pode fugir à hipótese, e três cenários se devem pôr:

O H_2S é um volátil residual do vulcanismo submarino no Devónico.

O H_2S resulta de desgasificação que ocorre numa massa de rocha fundida, portanto num magma, situada na crosta terrestre.

O H_2S vem do manto.

O primeiro cenário é improvável, porque o vulcanismo ocorreu há mais de 300 Ma, tempo suficiente para os gases magmáticos se terem dissipado entretanto. E quanto ao segundo cenário duas hipóteses se colocam: ou o gás vem já na forma de H_2S , e simplesmente se vem dissolver depois na água dos níveis superiores da crosta; ou então tem originalmente a forma de S_2 , em resultado de fusão de rocha rica em pirite (FeS_2), e depois, numa segunda fase, em contacto com a água subterrânea passa a H_2S . Nesta hipótese o processo pode-se representar pelas duas equações seguintes:



Qualquer das duas hipóteses são admissíveis, no entanto não há evidências geológicas actuais que suportem o modelo que envolve fusão parcial de rocha em profundidade. O terceiro cenário (gás vindo do manto) é outra possibilidade, embora o gás tenha que chegar já frio aos aquíferos superiores pois as concentrações de sílica são insignificantes, incompatíveis com um sistema hidrotermal. Ou seja, a explicação para o H_2S nas águas da FPA seria semelhante à admitida para as sulfúreas alcalinas de Monchique e de El Manzano (Espanha) (v. Calado, 2001; e Calado & Vieira da Silva, 2003). Recordar-se que, pelo menos, nas nascentes da Morena e da Herdade de Santa Maria há libertação de borbulhas gasosas. Isso poderia estar relacionado com o levantamento crustal (*uplift*) que afectou o sul do País no Quaternário, a que se refere Ribeiro & Moitinho de Almeida (1981), e os caminhos para a ascensão dos voláteis serão algumas das falhas da região, algumas provavelmente activas.

CONCLUSÕES

- O fenómeno não é pontual, limitado a um caso ou dois, mas relativamente frequente numa área considerável, em locais distanciados por quilómetros, o que sugere um mecanismo regionalizado.
- À parte a presença de H_2S , a matriz química destas águas é idêntica à das águas subterrâneas comuns da região.
- Os locais de emergência de água sulfúrea são afectados por falhas de grande extensão e provavelmente activas nos 2 últimos Ma, o que sugere um controlo estrutural na ocorrência deste tipo hidroquímico.
- É inquestionável que o H_2S não pode estar relacionado com fenómenos que possam ocorrer eventualmente ao nível do solo, portanto superficiais, já que também está presente em águas captadas em profundidade por furos.

e) Não há condições geoquímicas, ou ambientais, que possam viabilizar um processo de redução de sulfato por bactérias sulfato-redutoras.

Assim, considera-se que se está perante águas vulgares da região, cujas composições químicas são produto de simples dissolução das rochas atravessadas, mas onde veio incorporar-se H₂S exógeno, de origem profunda. Poderá tratar-se de H₂S juvenil, e ter a mesma fonte que se admite para as águas sulfúreas alcalinas do Maciço de Monchique, ou seja, origem mantélica e em relação com o levantamento crustal que afectou o sul do país no Quaternário.

AGRADECIMENTOS

O conhecimento de algumas nascentes referidas no presente trabalho foi possível graças à colaboração do engenheiro de recursos hídricos Carlos Monge, bom conhecedor da região.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Appelo, C.A.J. & Postma, D. (1993), "Geochemistry. Groundwater and Pollution". A. A. Balkema, Rotterdam/Brookfield, 536 p.

Atlas, R.M. & Bartha, R. (1993), "Microbial Ecology. Fundamentals and applications" 3rd ed. The Benjamin/Cummings Publishing Company, 563 p.

Cabral, J. & Ribeiro, A. (1989) "Carta Neotectónica de Portugal", escala 1:1.000.000. Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa.

Calado, C. (1992) - "Carta de Nascentes Minerais", esc. 1:1.000.000. Atlas do Ambiente, Direcção-Geral de Recursos Naturais, Lisboa.

Calado, C. (1995) - "Notícia Explicativa da Carta de Nascentes Minerais do Atlas do Ambiente". Direcção-Geral do Ambiente, Lisboa, 44 p.

Calado, C. (2001) - "A ocorrência de água sulfúrea alcalina no Maciço Hespérico. Quadro hidrogeológico e quimiogénese". Tese de Doutoramento, Fac. Ciências Univ. Lisboa.

Calado, C. & Chambel, A. (1999), "Un unexpected mineral sulphide water type in the Iberian Pyrite Belt (South Portugal)". In: Miriam Fendeková and Marián Fendek (eds.) Hydrogeology and Land Use Management. Proceedings of XXIX IAH Congress, Setembro 1999, Bratislava, República Eslovaca, pp. 671-676.

Calado, C. & Vieira da Silva, A. (2003) - As águas minerais de Monchique. proposta de um modelo hidrogeológico conceptual. Acta das Jornadas Luso-Espanholas sobre as águas subterrâneas no sul da Península Ibérica (neste volume).

Chambel, A. (1999), "Hidrogeologia do concelho de Mértola". Tese de Doutoramento, Univ. de Évora, 380 p.

Chambel, A. & Almeida, C. (1998), "Origin of highly mineralized waters in a semi-arid area of the South Portuguese Zone (Portugal). In: "Gambling with Groundwater-Physical, Chemical and Biological Aspects of Stream Relations", Brahma et al. (eds.). Las Vegas, American Institute of Hydrology, pp. 419-424.

ERHSA (2001) – Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo. Comissão de Coordenação da Região Alentejo, Évora.

Jørgensen, B.B. (1982), "Ecology of the bacteria of the sulphur cycle with special reference to anoxic-oxic interface environments". *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* N° 298, pp. 543-561, Great Britain.

Julivert, M., Fontbote, J. M., Ribeiro, A. & Conde, L. (1974), "Mapa Tectónico de la Península Ibérica y Baleares" (esc. 1:1.000.000), IGME, Madrid.

Kacura, G. & Jetel, J. (eds.) (1968), Report of the Twenty-Third Session of the International Geological Congress, Czechoslovakia 1968. Proceedings of Symposium II, vol. 17 (Genesis of Mineral and Thermal Waters) Academia, Praga, pp. 41-44.

Munhá, J. (1984), Complexo Vulcano-Sedimentar. in J.T. Oliveira (coord.), Notícia Explicativa da folha 7 da Carta Geológica de Portugal escala 1/200.000. Serviços Geológicos de Portugal. Lisboa, pp. 19-22.

Oliveira, J.T. (coord.)(1988), Carta Geológica de Portugal escala 1/200.000, Folha 8. Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa

Ribeiro, A., Conde, L. & Monteiro, J. (1972), "Carta Tectónica de Portugal", esc. 1:1.000.000. Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa.

Ribeiro, A., Antunes, M.T., Ferreira, M.P., Rocha, R.B., Soares, A.F., Zbyszewski, G., Moitinho de Almeida, F., Carvalho, D. & Monteiro, J.H. (1979), "Introduction à la geologie generale du Portugal", 114 p., SGP, Lisboa.

Ribeiro, A. & Moitinho de Almeida, F. (1981) "Geotermia de baixa entalpia em Portugal continental". *Geonovas*, Rev. Assoc. Portuguesa de Geólogos, Lisboa, N.º 2, pp. 60-71.

Silva, J.B. (1989), "Estrutura de uma geotransversal da Faixa Piritosa: zona do vale do Guadiana". Tese de doutoramento. Universidade de Lisboa, 294 p.

Widdel, F. & Pfennig, N. (1984), "Dissimilatory Sulfate- or Sulfur-reducing Bacteria". In: Noel R. Krieg and John G. Holt (eds.) "Bergey's Manual of Systematic Bacteriology", vol. 1, pp. 663-679.

QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DAS ÁREAS ENVOLVENTES DO ESTUÁRIO DO RIO GUADIANA E ZONAS ADJACENTES

Teresa Eira LEITÃO

Doutora em Hidrogeologia, Investigadora Auxiliar, tleitao@lnec.pt

Maria João MOINANTE

Mestre em Georrecursos, Assistente de Investigação, mjmoicante@lnec.pt

J.P. Lobo FERREIRA

*Doutor em Engenharia Civil, Investigador-Coordenador, lferreira@lnec.pt
Núcleo de Águas Subterrâneas do DHA/LNEC, Av. do Brasil, 101, P-1700-066 Lisboa, tel. (+351) 21 844 3802
<http://www.dha.lnec.pt/nas>*

RESUMO

Esta comunicação foi efectuada com base nos trabalhos desenvolvidos no âmbito do projecto *Estudo das Condições Ambientais no Estuário do Rio Guadiana e Zonas Adjacentes*, elaborado para o Instituto da Água, cujo principal objectivo foi o de avaliar eventuais efeitos das intervenções estruturais previstas para a bacia hidrográfica do rio Guadiana.

No âmbito da caracterização da situação de referência da componente temática *águas subterrâneas* deste Estudo fez-se uma análise dos seguintes aspectos: geologia e hidrogeologia, quantidade e qualidade dos recursos hídricos subterrâneos, recarga dos aquíferos e vulnerabilidade dos aquíferos à poluição.

Neste artigo apresentam-se os resultados obtidos relativamente à qualidade das águas subterrâneas de dois dos sistemas analisados: o aquífero de São Bartolomeu e o de Monte Gordo. Os dados de base inventariados foram recolhidos junto de diversas fontes entre as quais se realça a DRAOT Algarve, o INAG (SNIRH) e nova informação actualizada obtida em 2 campanhas de monitorização realizadas pelo NAS/DH/LNEC, em Janeiro e em Maio de 2001. Foram, ainda, consultados os trabalhos de Silva (1984), Costa *et al.* (1985), INAG (1997) e os relatórios do Plano de Bacia Hidrográfica do rio Guadiana.

O conjunto de dados inventariados e inseridos na base de dados correspondem a 197 análises químicas de águas amostradas em 48 pontos de água, dos quais 39 pertencem aos 2 sistemas aquíferos descritos neste artigo.

Os dados de qualidade de cada sistema ou entidade hidrogeológica foram analisados por forma a: (1) caracterizar a fácies hidrogeoquímica; (2) caracterizar a qualidade das águas subterrâneas, os principais problemas de poluição e captações afectadas; e (3) classificar a aptidão das águas subterrâneas para uso agrícola.

Palavras-Chave: Águas subterrâneas, qualidade, aquífero de Monte Gordo, aquífero de São Bartolomeu.

1 INTRODUÇÃO

Nesta comunicação apresentam-se os principais aspectos da qualidade das águas subterrâneas do aquífero de São Bartolomeu e de Monte Gordo.

Os dados de base inventariados foram recolhidos junto de diversas fontes das quais se destaca a DRAOT Algarve, o INAG (essencialmente através do SNIRH) e os dados obtidos pelo Núcleo de Águas Subterrâneas (NAS) do Departamento de Hidráulica e Ambiente do LNEC (cf. Leitão e Henriques, 2001a e b). Foram, ainda, consultados os trabalhos desenvolvidos sobre as águas subterrâneas da área de estudo, designadamente Silva (1984), Costa *et al.* (1985), INAG (1997) e os relatórios dos Planos de Bacia do rio Guadiana.

O conjunto de dados inventariados foram inseridos numa base de dados global contendo informação sobre as diversas vertentes do Estudo. Para a componente da hidrogeoquímica existem dados de 197 análises químicas de águas amostradas em 48 pontos de água, dos quais 35 são furos e 13 são poços (cf. Fig. 1 e Quadro 2). Foram também recolhidos durante a campanha do NAS/DH/LNEC dados de qualidade através da monitorização *in situ* em 31 pontos de água em situação de estabilidade, i.e. sem extracção de água. Nesses pontos foi medida a variação ao longo do furo ou poço, em profundidade, da condutividade eléctrica, pH, potencial redox e temperatura, através da utilização de uma sonda multiparamétrica.

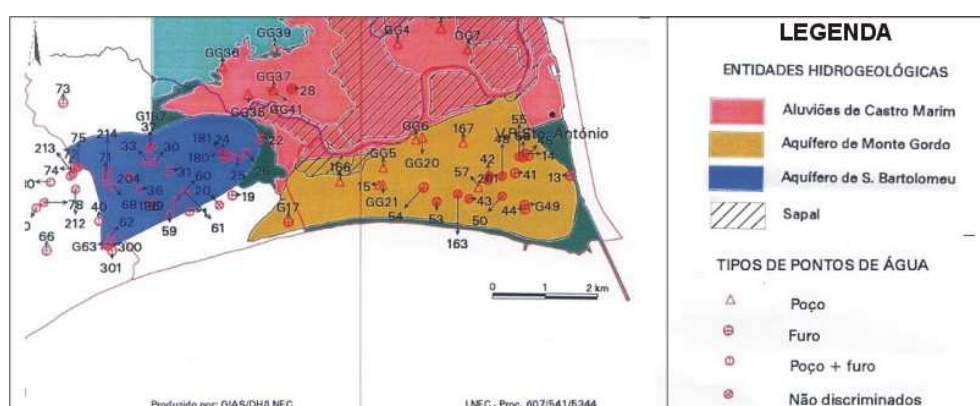


Fig. 1- Entidades hidrogeológicas e pontos de águas subterrâneas inventariados

Quadro 2 – Dados de qualidade das águas subterrâneas das áreas envolventes ao estuário do rio Guadiana

| Entidade hidrogeológica | N.º de pontos com análises | N.º de análises | Monitorização <i>in situ</i> | N.º total de pontos |
|---|----------------------------|-----------------|------------------------------|---------------------|
| Formações xistosas | 2 furos; 3 poços | 28 | 2 poços | 7 |
| Zonas planas de vale entre xistos | 0 | 0 | 1 furo e 17 poços + 3* | 21 |
| Aquífero de São Bartolomeu | 18 furos | 78 | 0 | 18 |
| Aquífero de Monte Gordo | 15 furos; 4 poços | 79 | 2 furos; 4 poços | 21 |
| Aluviões de Castro Marim e formações meso-cenozóicas inclusas | 6 poços | 12 | 5 poços | 9 |
| TOTAL | 35 furos; 13 poços | 197 | 31 pontos | 78 |

Os dados de qualidade de cada sistema ou entidade hidrogeológica foram analisados por forma a: (1) caracterizar a fácies hidrogeoquímica; (2) caracterizar a qualidade das águas subterrâneas e analisar os principais problemas de poluição existentes e captações afectadas, em função dos Valores Máximos

* em 3 pontos a água foi analisada à saída de torneiras ou a uma só profundidade

Recomendados (VMR) e Valores Máximos Admissíveis (VMA) definidos no Anexo VI do Decreto-Lei n.º 236/98 relativo à qualidade da água para consumo humano; e (3) classificar a aptidão das águas subterrâneas para uso agrícola.

Quando a informação assim o permite, apresenta-se uma análise evolutiva da qualidade, por forma a identificar situações de poluição e a determinar flutuações de longo prazo na qualidade das águas subterrâneas.

2 AQUÍFERO DE SÃO BARTOLOMEU

A caracterização da qualidade das águas subterrâneas do sistema aquífero de São Bartolomeu foi efectuada com base num conjunto de 78 análises químicas efectuadas em 18 furos, entre Fevereiro de 1964 e Maio de 2001. Foram, também, analisados os trabalhos de Silva (1984), que estudou o resultado de 13 análises químicas completas relativas a 13 pontos de água bem distribuídos ao longo do sistema aquífero, de Costa *et al.* (1985) e de INAG (1997).

As águas subterrâneas deste sistema apresentam uma fácies hidroquímica bicarbonatada a cloretada mista. A

Fig. 2 apresenta o diagrama de Piper com a projecção dos dados existentes para as águas deste sistema.

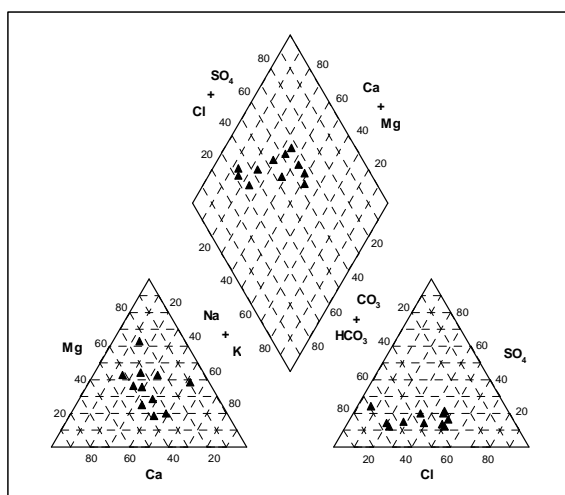


Fig. 2 - Diagrama de Piper: sistema aquífero de São Bartolomeu

O Quadro 3 apresenta uma síntese dos dados disponíveis sobre a qualidade das águas subterrâneas.

Quadro 3 - Síntese dos dados de qualidade das águas subterrâneas: aquífero de São Bartolomeu

| Parâmetro | % < l.d. | % < VMR | % > VMR, < VMA | % > VMA | n.º de análises | n.º de pontos |
|-------------------------------|----------|---------|----------------|-------------|-----------------|---------------|
| Cond. Eléc. MS/cm | n.a. | 0 | n.a. | n.a. | 57 | 13 |
| pH | n.a. | 3,9 | 0 | 0 | 51 | 13 |
| Ca ²⁺ | 0 | 47,1 | n.a. | n.a. | 34 | 13 |
| Mg ²⁺ | 0 | 0 | 20 | 80 | 30 | 13 |
| Na ⁺ | 5,6 | 0 | 61,1 | 33,3 | 18 | 12 |
| K ⁺ | 5,6 | 83,3 | 11,1 | 0 | 18 | 12 |
| NH ₄ ⁺ | 2,9 | 85,3 | 8,8 | 2,9 | 34 | 8 |
| Fe | 9,1 | 36,4 | 27,3 | 27,3 | 11 | 5 |
| HCO ₃ ⁻ | 0 | n.a. | n.a. | n.a. | 62 | 14 |
| SO ₄ ²⁻ | 0 | 0 | 100 | 0 | 62 | 15 |
| Cl ⁻ | 0 | 0 | n.a. | n.a. | 74 | 17 |
| NO ₃ ⁻ | 0 | 36,9 | 29,2 | 33,8 | 65 | 16 |
| NO ₂ ⁻ | 29,6 | n.a. | n.a. | 1,9 | 54 | 16 |
| Mn | 0 | 77,8 | 11,1 | 11,1 | 9 | 3 |
| P ₂ O ₅ | 0 | 91,7 | 8,3 | 0 | 24 | 4 |
| Coliformes totais | 100 | n.a. | n.a. | 0 | 1 | 1 |
| Coliformes fecais | 100 | n.a. | n.a. | 0 | 1 | 1 |

Notas: sempre que não referidas, as unidades são em mg/l

l.d. - Limite de detecção

n.a. - não aplicável por não existir VMR ou VMA

xx,x – com mais de 2 análises acima do VMA

Os dados existentes para as águas subterrâneas deste sistema permitem concluir que estas apresentam uma elevada mineralização e valores de condutividade eléctrica também elevados, oscilando entre 516 e 3471 µS/cm, ou seja, sempre acima do VMR (400 µS/cm).

Os parâmetros de qualidade da água que apresentam valores acima dos respectivos VMA, em percentagem significativa, são o magnésio, sódio, ferro e nitratos. A concentração em cloreto (elemento sem VMA definido e com o VMR igual a 25 mg/l) é também bastante elevada com valores que oscilam entre 26 e 1028 mg/l nos 17 furos com análises. A Fig. 3 apresenta a projecção das concentrações em cloretos para os 11 furos com mais do que uma análise. Embora os valores em cloretos possam ser pontualmente mais elevados, a maioria dos furos apresenta concentrações entre 80 e 500 mg/l, registando-se para o furo JK3 (n.º 63) os maiores valores e uma subida de concentração em cloreto entre Setembro de 1993 e Dezembro de 1995.

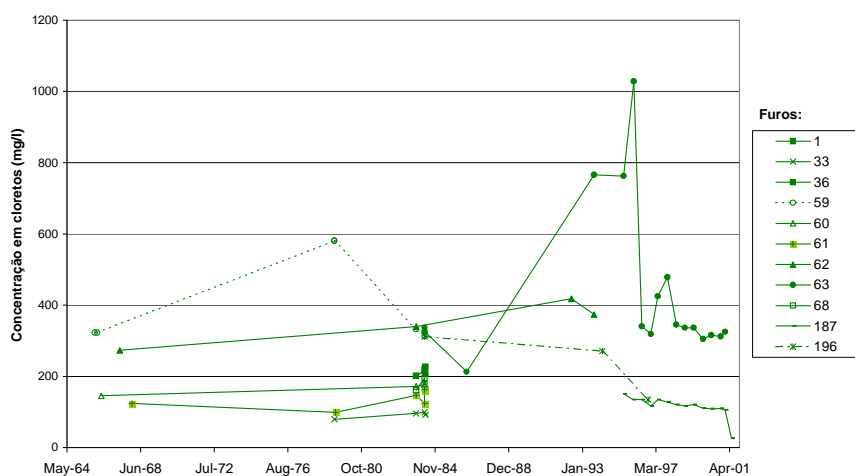


Fig. 3 – Evolução da concentração em cloretos em diversos furos do aquífero de São Bartolomeu

Observa-se, também, uma clara correlação entre a concentração em cloretos e os valores de condutividade eléctrica registados nas amostras de água analisadas neste sistema aquífero, para os furos em que há análises de ambos os parâmetros (cf. Fig. 4). O mesmo se pode dizer da concentração em cloretos e em sódio que apresenta uma elevada correlação (cf. Fig. 5).

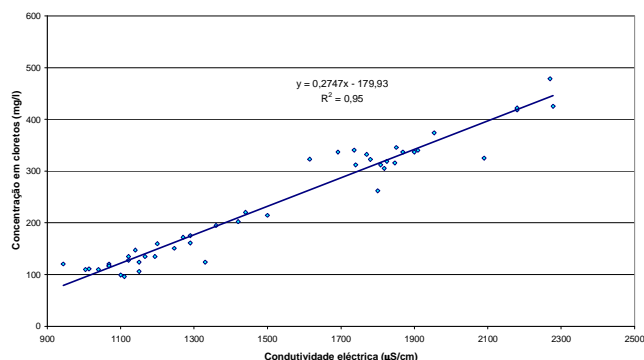


Fig. 4 - Correlação entre os valores de condutividade eléctrica e a concentração em cloretos < 500 mg/l, aquífero de S. Bartolomeu

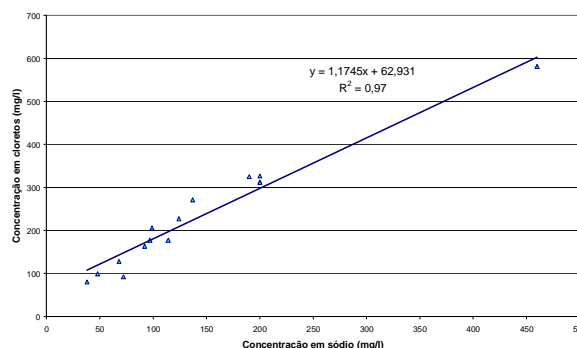


Fig. 5 - Correlação entre a concentração em cloretos e em sódio na água do aquífero de São Bartolomeu

De entre os furos onde foram realizadas análises da concentração de cloretos na água, o furo JK3 (n.º 63) é o que apresenta maiores variações de valores no tempo. Foram projectados os valores de cloretos ao longo dos anos com os registos dos níveis piezométricos medidos, entre 1978 e 2001 (cf. Fig. 6). Esta projecção permite verificar que, em relação à concentração em cloretos, embora haja um período de 7 anos sem medições, entre 1986 e 1993, se observa um aumento significativo da concentração registada entre Setembro de 1993 e Dezembro de 1995, comparativamente com o período anterior entre Abril de 1984 e Agosto de 1986. Observa-se também que os valores em cloretos aumentam entre Setembro de 1993 e Dezembro de 1995, período em que os níveis piezométricos vão progressivamente diminuindo. A recuperação dos níveis piezométricos a partir de Dezembro de 1995 é claramente acompanhada por uma diminuição da concentração em cloretos.

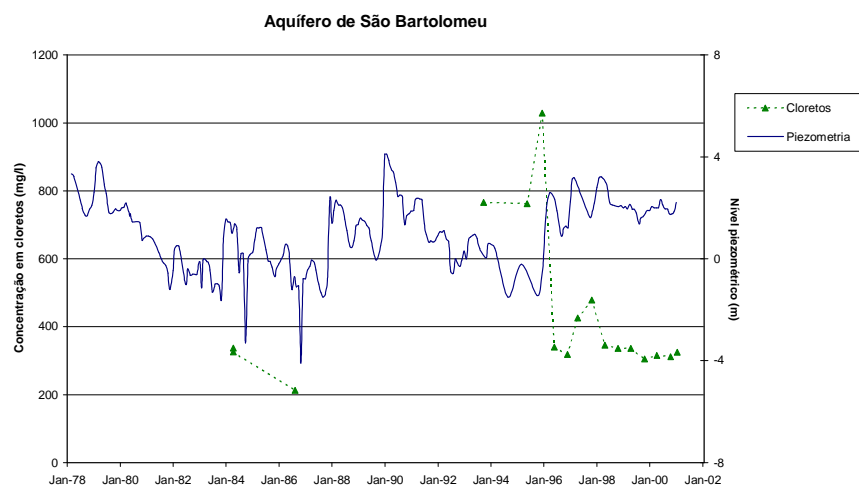


Fig. 6 - Comparação entre a evolução da concentração em cloretos e da piezometria no furo JK3

De acordo com Silva (1984), a lixiviação de evaporitos existentes nas margas do Hetangiano, que constituem o substrato impermeável do aquífero, será responsável pelas concentrações na água em cloreto e sódio, entre outros. Costa *et al.* (1985) referem que a presença de fácies cloretada e elevada mineralização das águas

sugere a interferência de mecanismos, diferentes da intrusão marinha, que explicam o aumento de salinidade e de teores de cloreto:

1. Um desses fenómenos poderá estar relacionado com a presença de estruturas diapíricas, como refere Silva (1984), a que estão associadas rochas salíferas, nomeadamente, gesso e halite.
2. Outro fenómeno está relacionado com a ocorrência de águas salinas fósseis que ficaram isoladas nos sedimentos durante a sedimentação ou devido a movimentos tectónicos; neste caso, a mistura de águas poderá ter como origem as variações piezométricas nos locais onde os dois aquíferos contactam ou a destruição das barreiras que os separam (tectónica ou má construção de furos). Este tipo de contaminação reflecte-se essencialmente nos teores de cloreto, sulfato, cálcio e sódio.

Ainda de acordo com Silva (1984) “O teor mais elevado de Cl⁻ no ponto de água n.º 63,...” (que se julga ser o mesmo furo JK3 com inventário DRAOT Algarve n.º 63) “...reflecte a influência dos evaporitos, dado que este ponto se situa junto da falha de Aroeira, ao longo da qual há subida de materiais evaporíticos; consequentemente as águas que circulam junto da falha lixiviam rochas evaporíticas”.

Em relação às concentrações em nitratos nas águas do sistema aquífero de São Bartolomeu registam-se valores elevados, a maioria acima do VMR, em especial após o ano de 1980, ultrapassando o VMA em 33,8 % das 65 análises efectuadas (cf. Quadro 3). A concentração em nitratos na água acima do VMA (50 mg/l) ocorre nas análises químicas de 3 furos (cf. Fig. 7): os furos do Alto JK6 (n.º 62) e JK3 (n.º 63), e o furo de Altura (n.º 196). O Furo da Bernarda (n.º 187) embora com mais de 50% das análises a exceder o VMR, apresenta valores sempre inferiores ao VMA, valores estes que têm vindo a decrescer (cf. Fig. 7). Segundo Silva (1984), por um lado, a infiltração de águas de regadio seria responsável pelo aumento de teores de nitrato e sulfato e, por outro lado, a contaminação urbana devida a ausência de saneamento básico em algumas habitações seria a razão dos elevados teores de nitrato em alguns pontos.

O número de análises químicas disponíveis para os catiões maiores são muito menos que as dos aniões. É possível observar as elevadas concentrações em magnésio nos diversos furos com análises, ultrapassando o VMA (50 mg/l) em 80% dos casos (cf. Quadro 3).

Observa-se que mais de 90% das amostras continham concentrações em sódio acima do VMR, das quais 33,3% se encontravam acima do VMA de 150 mg/l. A lixiviação de evaporitos existentes nas margas será responsável pelas concentrações de sódio, tal como para o cloreto e sulfato (Silva, 1984).

Nas 11 análises de ferro, o VMA (0,2 mg/l) é ultrapassado em 2 análises no furo da Bernarda e numa análise no furo JK3. A análise de manganés superior ao VMA (em 9 realizadas) foi registada no furo JK3 em Outubro de 2000, mesma data em que foi ultrapassado o VMA de ferro (cf. Quadro 3).

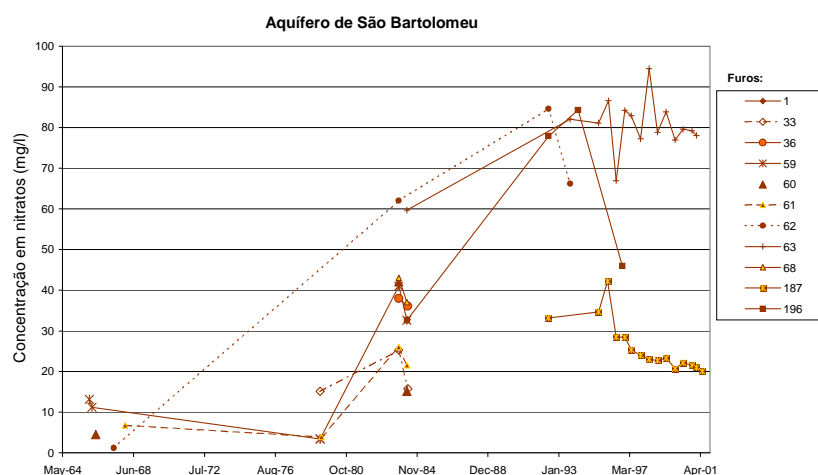


Fig. 7 - Evolução da concentração em nitratos em diversos furos do aquífero de São Bartolomeu

Das 24 análises de fosfatos, realizadas em 4 pontos diferentes, mais de 90% das amostras apresentaram valores abaixo do VMR (5 mg/l).

As figuras que se seguem apresentam uma análise da evolução da qualidade da água efectuada para os furos com mais informação.

A Fig. 8 apresenta a evolução da qualidade da água no Furo JK3 (n.º 63), do Alto. Salientam-se as conclusões obtidas:

3. Observam-se variações assinaláveis ao longo do tempo, quer na concentração dos parâmetros analisados que nos valores de condutividade eléctrica registados.
4. A água deste furo apresenta má qualidade para consumo humano com quase todos os parâmetros analisados a exceder os respectivos VMA, quando definidos.
5. Apenas as concentrações em potássio estão abaixo do VMR.
6. As concentrações em magnésio, nitratos, sódio e ferro são próximas ou superiores aos respectivos VMA em todas as análises.
7. As concentrações em sulfatos apresentam valores entre o VMR e VMA.
8. As concentrações em cálcio, cloretos e os valores da condutividade eléctrica são superiores aos respectivos VMR. Não foi estabelecido um VMA para estes parâmetros.

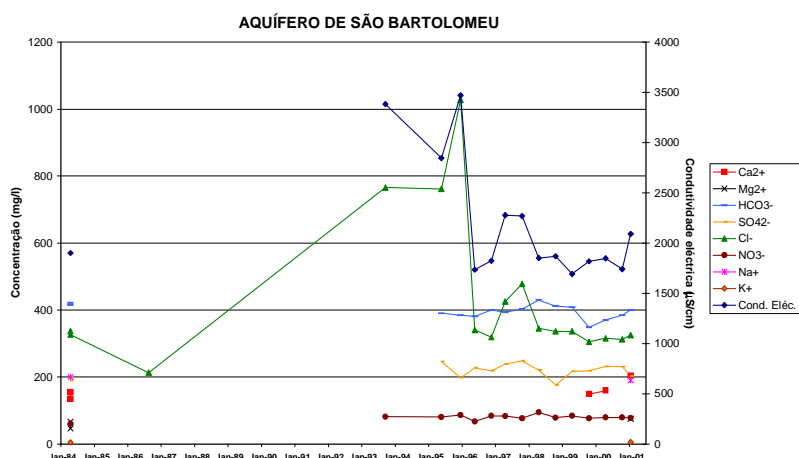


Fig. 8 - Evolução da qualidade da água no Furo JK3, Alto

A Fig. 9 apresenta a evolução da qualidade da água no Furo n.º 187, da Bernarda. Salientam-se as conclusões obtidas através dos resultados das análises químicas das águas subterrâneas apresentados na figura

1. Registam-se pequenas oscilações nos valores de concentração dos parâmetros analisados ao longo do tempo.
2. A água deste furo não apresenta parâmetros que excedam o VMA.
3. As concentrações em cálcio e ferro são menores que os respectivos VMR.
4. As concentrações em nitrato, embora por vezes superiores ao VMR, estão abaixo do VMA.
5. As concentrações em sulfatos apresentam valores entre o VMR e VMA.
6. As concentrações em cloretos e os valores da condutividade eléctrica são superiores aos respectivos VMR. Não foi estabelecido um VMA para estes dois parâmetros.

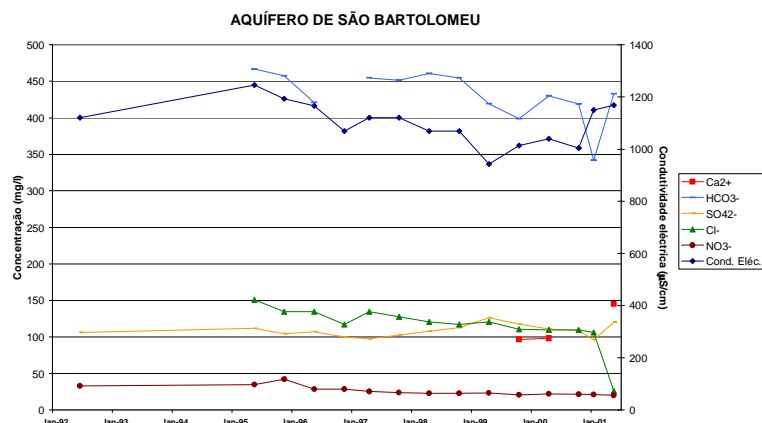


Fig. 9 - Evolução da qualidade da água no Furo n.º 187, Bernarda

A Fig. 10 apresenta a evolução da qualidade da água no Furo TD2 (n.º 190), da Nora. Salientam-se as conclusões obtidas através dos resultados das análises químicas das águas subterrâneas apresentados na figura:

1. Observam-se variações no tempo da concentração em cloretos, bicarbonato e sulfatos, e dos valores de condutividade eléctrica. Não se observam variações assinaláveis nos outros parâmetros analisados.
2. As concentrações em cálcio, em cloretos e os valores de condutividade eléctrica ultrapassam os respectivos VMR. Não há VMA estabelecido para estes parâmetros.
3. As concentrações em amónio são inferiores ao VMR.
4. As concentrações em sulfatos apresentam valores entre o VMR e VMA.
5. As concentrações em nitratos estão acima do VMR em todas as análises, excedendo o VMA em 54% dos casos.

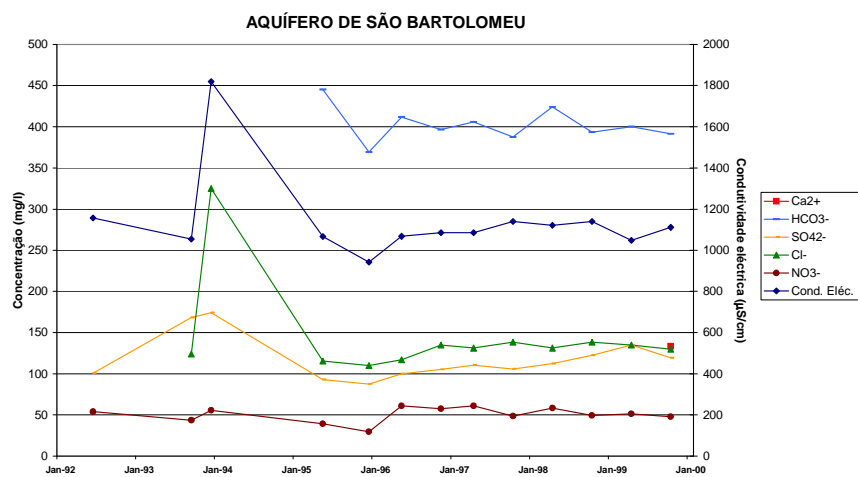


Fig. 10 - Evolução da qualidade da água no Furo TD2, Nora

A aptidão das águas subterrâneas do sistema aquífero de São Bartolomeu foi determinada para os 4 furos onde existiam análises simultâneas de todos os parâmetros necessários, embora haja um grande número de análises singulares dos cátions maiores e dos valores da condutividade eléctrica. As 4 amostras são de águas que apresentam alto a muito alto perigo de salinização do solo e baixo a médio perigo de alcalinização do solo. Pertencem às classes C3S1 e C4S2.

3 AQUÍFERO DE MONTE GORDO

A caracterização da qualidade das águas subterrâneas do aquífero de Monte Gordo foi efectuada com base num conjunto de 79 análises químicas, pertencentes a águas de 15 furos e 4 poços, e nos dados da monitorização *in situ* dos parâmetros: condutividade eléctrica, pH, temperatura e oxigénio dissolvido registados em 2 furos e 4 poços. As análises químicas foram efectuadas em amostras recolhidas num período entre Janeiro de 1979 e Maio de 2001, com a excepção de uma análise anterior de Julho de 1960.

Foram, também, analisados os trabalhos de Silva (1984), que estudou o resultado de análises químicas de 19 pontos de água do sistema aquífero, de Costa *et al.* (1985) e de INAG (1997).

As águas analisadas apresentam uma fácies cloretada sódica e/ou cálcica, por vezes bicarbonatada (cf. Fig. 11). As 15 análises químicas completas que permitiram esta classificação pertencem a águas de 6 furos e de 2 poços.

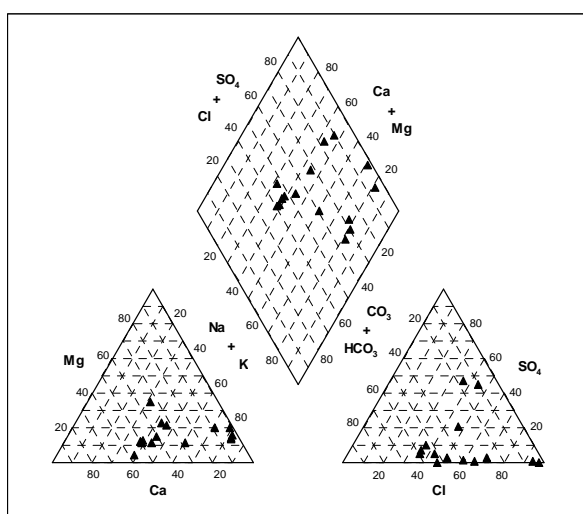


Fig. 11 – Diagrama de Piper: sistema aquífero de Monte Gordo

Em INAG (1997) são propostas duas fácies dominantes: uma bicarbonatada cálcica na região das dunas e outra cloretada sódica e mista na região das hortas. Os autores desse trabalho distinguiram também duas zonas de distintas características hidrogeoquímicas, confirmando a separação sugerida por Silva (1984): (1) uma zona a norte com cotas mais baixas e nível freático mais próximo da superfície, cujas águas são muito mineralizadas devido à actividade agrícola intensiva que aí se desenvolve; e (2) outra zona a sul na região das dunas, ocupada por pinhal e onde a qualidade da água é melhor que no caso anterior.

Os valores de condutividade eléctrica oscilam entre 866 e 5040 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nas amostras de água recolhidas ao longo dos anos em que existem registos. Os valores obtidos em profundidade em 2 furos (G17 e G49) e 4 poços durante a campanha de Janeiro de 2001 registaram valores entre 956 e 4790 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (cf. Fig. 12). Observa-se em ambas as campanhas de 2001 não só uma grande variação de valores entre pontos de água mas também no seio do próprio ponto em diferentes profundidades, possivelmente como consequência da mistura de água doce com água de intrusão marinha.

O conjunto de dados da qualidade química das águas subterrâneas analisado encontra-se sistematizado no Quadro 3, em função do seu valor percentual em relação aos VMR e VMA definidos para os vários parâmetros de qualidade da água no Anexo VI do Decreto-Lei n.º 236/98. Cerca de metade das 79 análises existentes pertencem ao furo AC1, de Monte Gordo, e correspondem essencialmente a valores de concentração em cloretos.

Os valores de condutividade eléctrica e a concentração de cloretos na água são elevados para o conjunto de observações disponíveis, com valores que oscilam entre 866-5040 $\mu\text{S/cm}$ e 71-1600 mg/l, respectivamente. Na Fig. 12 apresenta-se uma projecção do conjunto de valores de concentração em cloretos obtido nos vários furos/poços deste sistema aquífero. Verifica-se um claro aumento da concentração deste ião na água de alguns dos furos analisados, muito embora haja outros que aparentam alguma estabilização. Verifica-se, igualmente, um aumento da concentração em cloretos entre as amostras recolhidas em Janeiro e em Maio de 2001, durante as campanhas de amostragem. O encerramento dos furos por parte das entidades responsáveis impede a análise da sua situação actual.

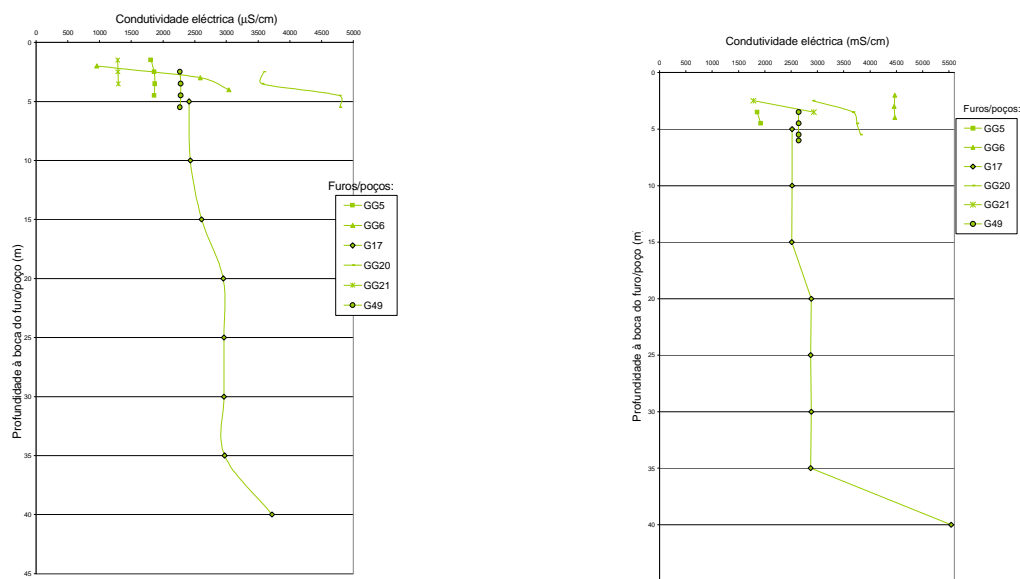


Figura 12 – Variação da condutividade com a profundidade em furos/poços do sistema aquífero de Monte Gordo na companhia de Janeiro (à esquerda) e de Maio de 2001 (à direita).

Quadro 4 – Síntese dos dados de qualidade das águas subterrâneas: aquífero de Monte Gordo

| Parâmetro | % < l.d. | % □ | % > VMR, | % > VMA | n.º de | n.º de |
|-------------------------------|----------|------|----------|-------------|--------|--------|
| Cond. Eléc. | n.a. | 0 | n.a. | n.a. | 41 | 9 |
| pH | n.a. | 0 | 11,8 | 0 | 34 | 14 |
| Ca ²⁺ | 0 | 75 | n.a. | n.a. | 16 | 8 |
| Mg ²⁺ | 0 | 43,8 | 31,3 | 25 | 16 | 8 |
| Na ⁺ | 0 | 0 | 41,2 | 58,8 | 17 | 8 |
| K ⁺ | 0 | 35,3 | 17,6 | 47,1 | 17 | 8 |
| HCO ₃ ⁻ | 0 | n.a. | n.a. | n.a. | 18 | 9 |
| SO ₄ ²⁻ | 3,2 | 41,9 | 48,4 | 6,5 | 31 | 12 |
| Cl ⁻ | 0 | 0 | n.a. | n.a. | 77 | 17 |
| NO ₃ ⁻ | 15,4 | 53,8 | 23,1 | 7,7 | 26 | 10 |
| NO ₂ ⁻ | 77,8 | n.a. | n.a. | 0 | 9 | 7 |

Nota: Sempre que não referidas, as unidades são em mg/l

l.d. - Limite de detecção

n.a. - não aplicável por não existir VMR

xx,x – com mais de 2 análises acima do VMA

Observa-se que os valores de concentração em sulfato se encontram abaixo do VMA (250 mg/l) excepto as amostras recolhidas no poço GG5, com valores de 742 mg/l e 1100 mg/l registados em Janeiro e Maio de 2001, respectivamente. Este poço serve para abastecimento de água de culturas em estufa.

Relativamente à concentração de nitratos na água observam-se em geral valores baixos sendo a maioria abaixo do VMR, com apenas as amostras de água de um poço amostrado em Monte Fino durante as campanhas do NAS/DHA/LNEC contendo 77 e 85 mg/l, valores acima do VMA (50 mg/l).

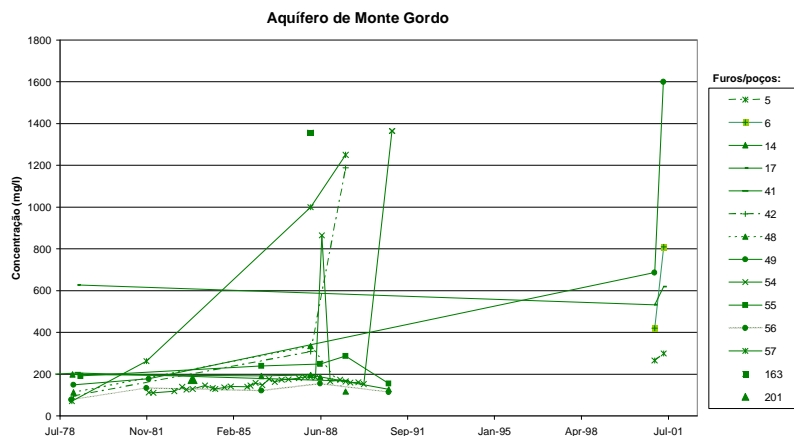


Fig. 12 – Evolução da concentração em cloretos na água de diversos furos do aquífero de Monte Gordo

Em relação ao sódio, 11 das 17 análises efectuadas apresentam valores acima do VMA (150 mg/l), isto é 58,8% das amostras de águas analisadas. Os furos que apresentam valores de concentração em sódio mais elevados localizam-se na Retur (n.º 17) e na zona do pinhal de Monte Gordo (n.º 49), a escassas centenas de metros da praia. No caso do magnésio, pode constatar-se que as concentrações acima do VMA foram registadas em 4 análises de amostras de água de 3 pontos diferentes, sendo a sua concentração no poço GG6 mais do dobro do VMA (50 mg/l).

Na medida em que cerca de metade dos dados existentes são relativos ao furo AC1 de Monte Gordo, apresenta-se na Fig. 14 uma projecção do conjunto de dados obtidos entre 1981 e 1991 para os diversos parâmetros analisados. Não foi possível fazer a amostragem de água deste furo durante as campanhas, para efectuar o diagnóstico da situação actual, devido ao encerramento deste e de outros furos deste aquífero outrora utilizados para abastecimento público.

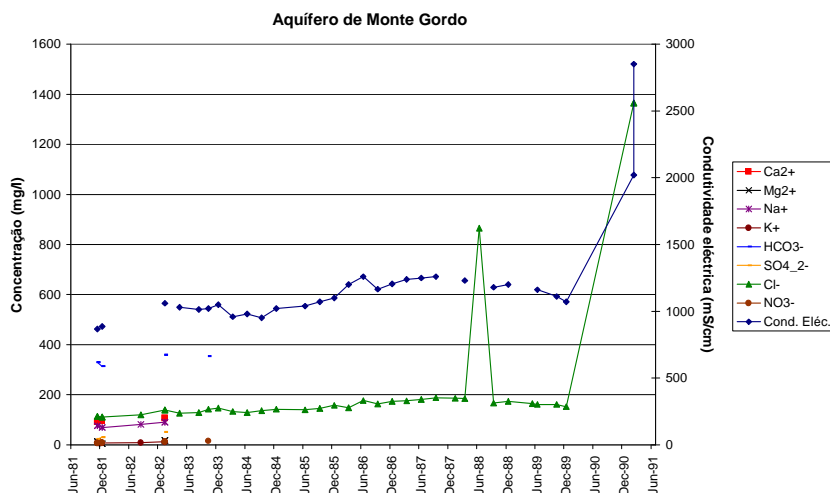


Fig. 13 – Evolução da qualidade da água no furo AC1, Monte Gordo

Em relação ao sódio, 11 das 17 análises efectuadas apresentam valores acima do VMA (150 mg/l), isto é 58,8% das amostras de águas analisadas. Os furos que apresentam valores de concentração em sódio mais elevados localizam-se na Retur (n.º 17) e na zona do pinhal de Monte Gordo (n.º 49), a escassas centenas de metros da praia. No caso do magnésio, pode constatar-se que as concentrações acima do VMA foram registadas em 4 análises de amostras de água de 3 pontos diferentes, sendo a sua concentração no poço GG6 mais do dobro do VMA (50 mg/l).

Na medida em que cerca de metade dos dados existentes são relativos ao furo AC1 de Monte Gordo, apresenta-se na Fig. 14 uma projecção do conjunto de dados obtidos entre 1981 e 1991 para os diversos parâmetros analisados. Não foi possível fazer a amostragem de água deste furo durante as campanhas, para efectuar o diagnóstico da situação actual, devido ao encerramento deste e de outros furos deste aquífero outrora utilizados para abastecimento público.

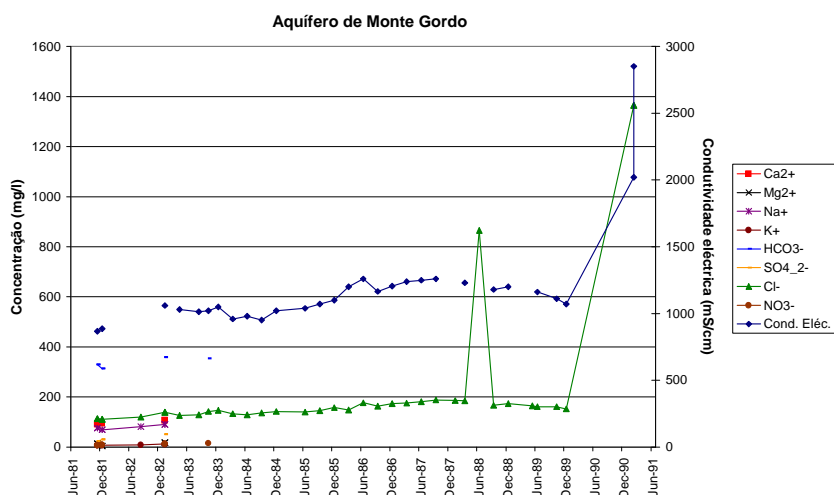


Fig. 14 – Evolução da qualidade da água no furo AC1, Monte Gordo

A análise da evolução da qualidade da água no Furo AC1 (cf. Fig. 14) permite retirar as seguintes conclusões:

1. É possível observar uma grande estabilidade dos valores durante quase uma década, observando-se nos últimos registos, efectuados no início dos anos 90, uma subida dos valores de condutividade eléctrica e do teor em cloretos na água.
2. Nenhum parâmetro apresenta concentrações na água acima do VMA.
3. As concentrações em cloretos e os valores de condutividade eléctrica ultrapassam os respectivos VMR. Não há VMA estabelecido para estes parâmetros.
4. As concentrações em nitratos, cálcio e magnésio são inferiores aos respectivos VMR.
5. As concentrações em sódio apresentam valores entre o VMR e VMA.
6. As concentrações em sulfatos são próximas do VMR, com um valor abaixo e os restantes acima.

No que diz respeito à aptidão das águas subterrâneas deste sistema aquífero para uso agrícola, conclui-se que, para as análises disponíveis, o elevado teor em sais das suas águas se traduz num elevado perigo de salinização do solo. O perigo de alcalinização dos solos é variável.

CONCLUSÕES

No sistema aquífero de Monte Gordo as águas analisadas apresentam uma fácies cloretada sódica e/ou cálcica, por vezes bicarbonatada. Em INAG (1997) são propostas duas fácies dominantes: uma bicarbonatada cálcica na região das dunas e outra cloretada sódica e mista na região das hortas. Os valores de condutividade eléctrica e de concentração de cloretos na água são elevados, entre 866-5040 µS/cm e 71-1600 mg/l, respectivamente. Os valores de sulfato encontram-se abaixo de 250 mg/l, à excepção de um valor. Os nitratos apresentam em geral valores baixos, sendo a maioria inferior a 25 mg/l; apenas as amostras de água do furo de Monte Fino

apresentam valores acima de 50 mg/l. Em relação ao sódio, 11 das 17 análises efectuadas apresentam valores acima de 150 mg/l. Três pontos apresentaram teores de magnésio acima de 50 mg/l.

Na parte estudada do sistema aquífero de São Bartolomeu, as águas subterrâneas apresentam uma fácies hidroquímica bicarbonatada a cloretada mista. Possuem uma elevada mineralização e valores de condutividade eléctrica também elevados, oscilando entre 516 e 3471 μ S/cm. Os parâmetros de qualidade da água: magnésio, sódio, ferro e nitratos apresentam uma percentagem significativa de amostras com valores elevados (acima dos valores referência de 50 mg/l Mg, 150 mg/l Na, 0,2 mg/l Fe e 50 mg/l NO₃, respectivamente). As concentrações de cloretos oscilam entre 26 e 1028 mg/l nos 17 furos analisados.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a colaboração da Direcção Regional de Ambiente e Ordenamento do Território do Algarve, em nome do Dr. Leitão de Freitas e da Dr.^a Edite Reis e, em especial, ao Sr. Vasco pelo apoio prestado durante as campanhas de monitorização de águas subterrâneas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

COSTA, F.E., BRITES, J.A., PEDROSA, M.Y. e SILVA, A.V. (1985) - Carta Hidrogeológica da Orla Algarvia. Lisboa, Serviços Geológicos de Portugal.

INAG (1997) - Definição, Caracterização e Cartografia dos Sistemas Aquíferos de Portugal Continental. Instituto da Água, Direcção dos Serviços de Recursos Hídricos, Divisão de Recursos Subterrâneos.

LEITÃO, T.E. e HENRIQUES, M.J. (2001a) - Estudo das condições ambientais no estuário do rio Guadiana e zonas adjacentes: componente águas subterrâneas. Relatório da 1^a campanha de monitorização e amostragem de águas subterrâneas. Relatório 185/01 - GIAS/DH, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, Julho de 2001, 44 pp.

LEITÃO, T.E. e HENRIQUES, M.J. (2001b) - Estudo das Condições Ambientais no Estuário do Rio Guadiana e Zonas Adjacentes: Componente Águas Subterrâneas. Relatório da 2.^a campanha de monitorização e amostragem de águas subterrâneas. Relatório 228/01 - GIAS/DH, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, Setembro de 2001, 33 pp.

PLATA BEDMAR (1998) - Estudio Hidroquímico e isotópico de las agua subterrâneas aguas abajo del futuro embalse de Alqueva (Portugal) sobre el Río Guadiana. Informe parcial, tomo único. Madrid, Centro de Estudios de Técnicas Aplicada, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), Abril.

SILVA, M.O. (1984) – Hidrogeologia do Algarve Oriental. Lisboa, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Departamento de Geologia, Tese de Doutoramento.

CARACTERIZACIÓN HIDROGEOQUÍMICA DE LAS ANOMALÍAS TERMALES EN EL BAJO ANDARAX (ALMERIA, SE ESPAÑA)

F. SÁNCHEZ MARTOS; A. PULIDO BOSCH; A. VALLEJOS; L. MOLINA y J. GISBERT

fmartos@ual.es, apulido@ual.es, avallejo@ual.es, lmolina@ual.es, jgisbert@ual.es

Doctores en Ciencias Geológicas.

Dpto. Hidrogeología y Química Analítica. Universidad de Almería.

Campus Universitario 04120 Almería. España.

RESUMEN

En el Bajo Andarax (Almería, SE de España) existe una significativa anomalía termal puesta de manifiesto por la elevada temperatura de surgencia que muestran numerosos puntos acuíferos (30 - 52 °C). Estas manifestaciones termales se corresponden con una serie sondeos y manantiales que explotan materiales carbonatados: acuífero carbonatado de Sierra de Gádor, acuífero profundo y manantial de los Baños de Sierra Alhamilla. A pesar de esta similitud litológica, el quimismo de las aguas es muy variado. En el acuífero profundo se encuentran las aguas más salinas (2650 - 3730 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) con facies sulfatada clorurada sódica. Las aguas menos salinas corresponden con algunos sectores del acuífero carbonatado (aproximadamente 800 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) cuya facies es bicarbonatada cálcica magnésica y a los Baños de Sierra Alhamilla (1250 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Este manantial presenta las aguas más singulares del Bajo Andarax, dada su temperatura, 52 °C y su facies: bicarbonatada sódica. En este trabajo se analiza esta complejidad hidrogeoquímica mediante el estudio de las relaciones entre boro y litio junto a otros elementos mayoritarios, efectuando algunas consideraciones sobre el origen de la salinidad de las aguas. Los sectores del acuífero carbonatado con elevada temperatura y aguas menos salinas están directamente asociados a flujos más rápidos. En el acuífero profundo la situación es más compleja al conjugarse la intensa anomalía termal del área, la influencia de los materiales evaporíticos y el tiempo de contacto agua - roca, lo que favorece la elevada salinidad de sus aguas, que presenta altos contenidos en boro (9 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) y litio (2 - 3 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

Palabras clave: Hidrogeoquímica, Boro, Litio, Termalismo.

1 INTRODUCCIÓN

La cuenca Baja del río Andarax se sitúa en el extremo SE de España. Esta cuenca corresponde a un valle rodeado por las Sierras de Gádor y Alhamilla, con el Mar Mediterráneo como límite meridional (ver Figura 1). En Sierra Alhamilla afloran rocas metapelíticas correspondientes a diferentes unidades nevadofilábrides, cuyo comportamiento es acuícludo, si bien existen algunos afloramientos de materiales carbonatados alpujárrides y nevadofilábrides de comportamiento acuífero. En Sierra de Gádor aflora fundamentalmente una formación carbonatada alpujárride de elevada porosidad por fisuración y/o karstificación. Los depósitos de relleno de la depresión presentan una estratigrafía muy compleja con grandes cambios de facies. Las formaciones margosas miocenas y pliocenas se comportan como acuícludos y los depósitos pliocenos deltaicos junto a las formaciones detríticas pliocuaternarias tienen elevada conductividad hidráulica.

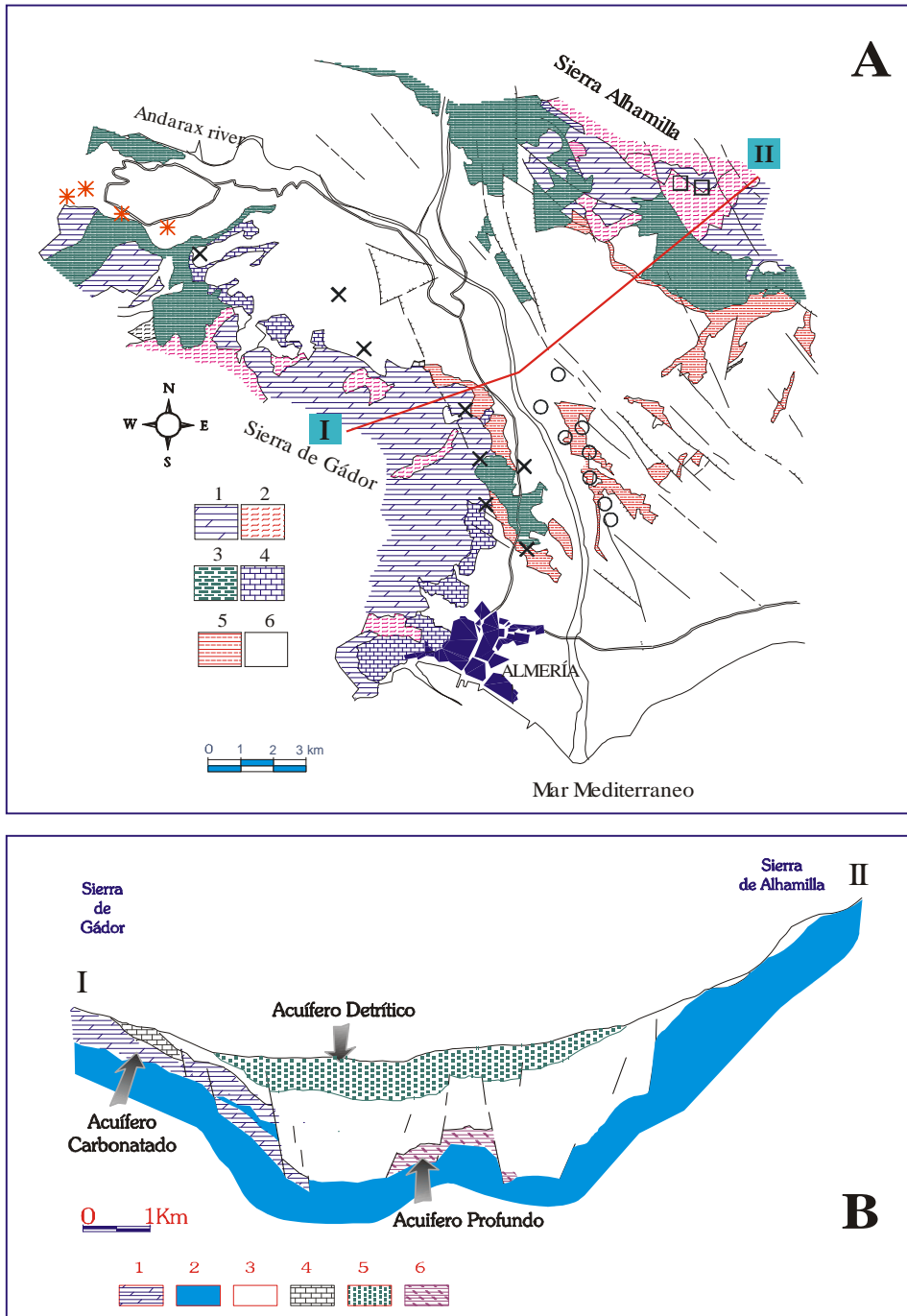


Figura 1.- (A): Esquema geológico del Borde Oriental de la Sierra de Gádor. 1: Calizas y dolomías; 2: Filitas y calcoesquistos; 3: Margas ; 4: Calizas y calcarenitas; 5: Arenas, limos y arcillas. 6: Conglomerados, arenas y limos. I-II: situación del corte hidrogeológico representado en figura 1B. Se han identificado los puntos muestreados de acuerdo con los siguientes símbolos: ○: acuífero profundo, □: Baños de Sierra Alhama, acuífero carbonatado (* : área de Alhama, × : Borde occidental de Sierra de Gádor). (B): Corte hidrogeológico transversal en el borde oriental de Sierra de Gádor. 1: Calizas y dolomías; 2: Filitas y calcoesquistos; 3: Margas; 4: Calizas y calcarenitas; 5: Conglomerados, arenas, limos y arcillas, 6: Calizas y dolomías.

De acuerdo con esta distribución de materiales se han definido tres unidades acuíferas (PULIDO BOSCH et al. 1992; SÁNCHEZ MARTOS, 1997): (1) El acuífero Detrítico, que se extiende a lo largo de todo el sector central del valle e incluye a los sedimentos detríticos cuaternarios, aluviales y deltaicos, junto a los conglomerados arenoso-limosos deltaicos pliocenos. (2) El acuífero carbonatado de Sierra de Gádor, que está básicamente

integrado por materiales calizo-dolomíticos y localmente calcarenitas miocenas que se extienden a lo largo de todo el borde de la sierra. Se trata de un acuífero esencialmente libre, aunque posee intercalaciones margosas impermeables que localmente lo confinan. Su geometría es muy compleja, y está compartimentado en bloques que se hunden hacia el Este. (3) El acuífero profundo, detectado mediante sondeos en el centro del valle y constituye un acuífero confinado, muy compartimentado en bloques. Su litología es calizo-dolomítica con algunos niveles de cuarcitas (Figura 1).

Este trabajo se centra exclusivamente en los dos acuíferos de litología carbonatada existentes en el Bajo Andarax (carbonatado y profundo). Estos acuíferos se encuentran muy próximos y presentan diferencias hidrogeológicas significativas. El acuífero profundo está confinado bajo los materiales miocenos de relleno de la depresión; sus niveles piezométricos están muy bajos (-80 m s.n.m.) y sus aguas presentan una salinidad más elevada que el acuífero carbonatado. También se han considerado los datos hidrogeoquímicos correspondientes a los Baños de Sierra Alhamilla (Tabla 1), un manantial desarrollado en el extremo occidental de Sierra Alhamilla, en el contacto entre las unidades alpujárrides y nevadofilábrides, drenando un afloramiento de mármoles nevadofilábrides. A partir de estos datos y utilizando fundamentalmente el B y Li se discuten los procesos que condicionan la salinidad de las aguas en ambos acuíferos.

Tabla 1.- Resumen de los datos hidroquímicos correspondientes a las aguas subterráneas de los acuíferos profundo y carbonatado del Bajo Andarax y los Baños de Sierra Alhamilla. (Min: valores mínimos; Max: valores máximos; Media: valores medios; Des Std: Desviación estandar. T: temperatura (°C); Cond: Conductividad eléctrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$); Concentraciones en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

| | TDS | T. | Cond | Ca | Mg | Cl | SO ₄ | HCO ₃ | K | Na | NO ₃ B | Li | SO ₄ /Cl | B/Li | |
|----------------------------------|--------|------|--------|-------|------|-------|-----------------|------------------|------|-------|-------------------|-----|---------------------|------|------|
| Acuífero profundo | | | | | | | | | | | | 1.8 | | | |
| Min | 1859 | 25 | 2650 | 175 | 46 | 419 | 350 | 54.9 | 29.9 | 360 | 0 | 7 | 1.5 | 0.44 | 1.83 |
| Max | 2850 | 32 | 3730 | 332 | 87.5 | 871 | 1100 | 682 | 51 | 589 | 6.5 | 7.2 | 3 | 1.07 | 38.4 |
| Media | 2373.8 | 29.7 | 3407.8 | 238.1 | 68.8 | 627.7 | 672.2 | 563.5 | 42.4 | 492.3 | 0.7 | 5.6 | 2.3 | 0.8 | 6.6 |
| Des St | 365.5 | 2.4 | 381.6 | 56.2 | 13.3 | 149.0 | 241.8 | 195.0 | 6.9 | 63.1 | 2.2 | 1.7 | 0.5 | 0.2 | 11.9 |
| Area de Alhama | | | | | | | | | | | | | | | |
| Min | 438 | 25.0 | 570 | 64 | 38 | 9 | 85 | 311 | 1 | 7 | 0.0 | 0.1 | 0.07 | 3.82 | 0.6 |
| Max | 590 | 40.0 | 910 | 125 | 53 | 16 | 206 | 377 | 3 | 15 | 0.8 | 0.2 | 0.11 | 11.8 | 7.21 |
| Media | 504.1 | 31.9 | 743.1 | 93.5 | 45.2 | 12.2 | 139.6 | 348.2 | 1.9 | 9.6 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 8.5 | 2.4 |
| Des St | 60.4 | 3.9 | 113.4 | 18.1 | 4.2 | 2.0 | 33.0 | 25.1 | 0.6 | 2.6 | 0.3 | 0.0 | 0.0 | 2.4 | 2.7 |
| Borde occidental | | | | | | | | | | | | | | | |
| Min | 721 | 22.5 | 1150 | 78 | 42 | 100 | 163 | 268 | 3 | 75 | 0.0 | 0.2 | 0.10 | 0.73 | 0.81 |
| Max | 1792 | 29.0 | 3250 | 271 | 138 | 310 | 946 | 506 | 90 | 270 | 3.0 | 2.5 | 1.00 | 5.57 | 7.45 |
| Media | 1163 | 25.0 | 1651 | 145 | 73 | 152 | 424 | 373 | 15 | 123 | 0.4 | 0.7 | 0.38 | 2.21 | 2.41 |
| Des St | 370.9 | 1.8 | 558.1 | 60.7 | 29.3 | 57.1 | 250.1 | 57.9 | 21.5 | 52.6 | 0.9 | 0.6 | 0.3 | 1.6 | 1.6 |
| Baños de Sierra Alhamilla | | | | | | | | | | | | | | | |
| Min | 851 | 50.3 | 1200 | 58 | 13 | 140 | 136 | 445 | 8 | 212 | 0 | 0.3 | 0.3 | 0.64 | 1 |
| Max | 1150 | 52.0 | 1479 | 149 | 91 | 153 | 232 | 486 | 9 | 259 | 1 | 0.7 | 0.54 | 1.16 | 1.75 |
| Media | 942.8 | 51.6 | 1327.8 | 82.7 | 30.8 | 147.2 | 186.2 | 463.4 | 8.9 | 230.5 | 0.2 | 0.6 | 0.4 | 0.9 | 1.3 |
| Des St | 118.2 | 0.7 | 128.4 | 38.6 | 33.7 | 5.4 | 36.9 | 16.1 | 0.3 | 19.2 | 0.4 | 0.2 | 0.1 | 0.2 | 0.3 |

2 RASGOS HIDROGEOQUÍMICOS

El acuífero carbonatado posee las aguas menos salinas del área; su conductividad alcanza los valores más bajos ($438 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ - $2510 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Las concentraciones iónicas más elevadas corresponden a los iones SO_4 y HCO_3 ($946 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y $506 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$); estos aniones también presentan los valores medios más elevados, . La temperatura media de las aguas es elevada alcanzando los valores máximos del acuífero carbonatado ($40 \text{ }^\circ\text{C}$) en el área de Alhama, . El hecho de que los puntos muestreados presenten niveles piezométricos profundos y que existe una anomalía geotérmica en la depresión de Almería, justifican estas temperaturas tan elevadas. De acuerdo con estos datos y considerando cuatro parámetros (temperatura, conductividad eléctrica, Cl y SO_4) es

posible separar las aguas correspondientes al acuífero carbonatado en dos grupos denominados: área de Alhama y borde occidental de la Sierra de Gádor (Tabla 1). El área de Alhama posee las aguas menos salinas; su facies es bicarbonatada cálcico-magnésica. A lo largo del borde occidental de la Sierra de Gádor sus aguas poseen facies mixta y los puntos que tienen facies sulfatada cálcica poseen la salinidad más elevada del acuífero carbonatado ($3250 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

En cuanto al acuífero profundo la temperatura media de sus aguas es de 29.7°C , con los valores más bajos (25°C), en los puntos más cercanos al borde de la Sierra de Gádor; la conductividad oscila entre $2650 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ y $3730 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Entre los iones destaca el SO_4 , que alcanza valores máximos de $1100 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Los iones Cl , HCO_3 y SO_4 presentan valores medios muy semejantes, alrededor de $600 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. La facies predominante es mixta, mayoritariamente sulfatada-clorurada y cloro-sulfatada. Considerando los cationes, todas las aguas se encuentran dentro del campo de la facies sódica.

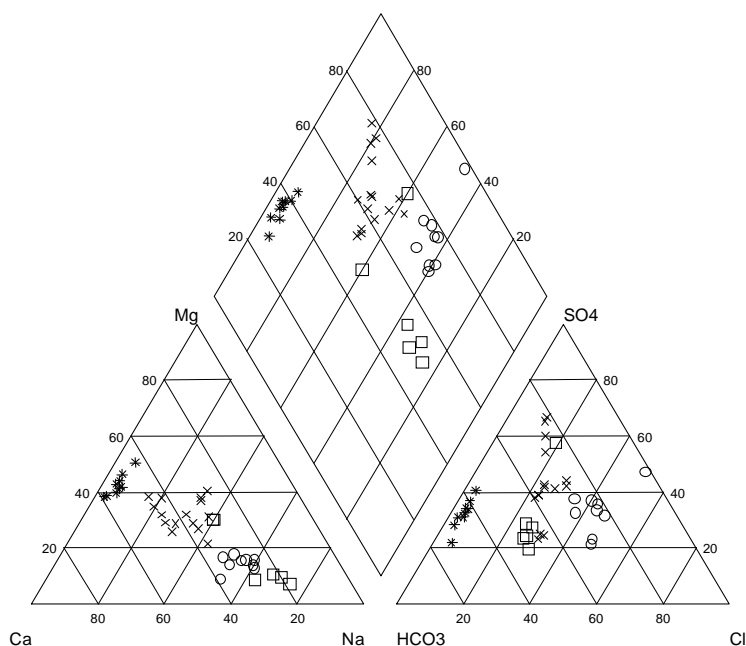


Figura 2 .- Diagrama de Piper correspondiente a las aguas termales de los acuíferos carbonatados del Bajo Andarax. Símbolos: ○: acuífero profundo, □: baños de Sierra Alhama, acuífero carbonatado (* : área de Alhama, × : borde occidental de Sierra de Gádor).

En los Baños de Sierra Alhama se encuentran las aguas con temperatura más elevada de todo el área (52°C). Su salinidad es baja, alrededor de $1200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, y poseen una facies mixta (bicarbonatada clorurada) sódica, muy diferente a las aguas termales del resto del área, tal y como se observa en el diagrama de Piper (Figura 2).

3 RELACIONES HIDROGEOQUÍMICAS

La salinidad total de las aguas subterráneas está condicionada fundamentalmente por los iones Cl y SO_4 que están relacionados con la presencia de rocas evaporíticas en los diferentes materiales acuíferos. La representación de todos los puntos considerando solamente estos dos parámetros muestra una amplia dispersión (Figura 3). Las aguas menos salinas (el acuífero carbonatado en el área de Alhama) poseen los contenidos más bajos y en las más salinas (acuífero profundo) presentan los máximos valores de estos dos iones. En estos dos sectores se alcanza la temperatura más elevada del área, superando los 30°C (Tabla 1). El resto de puntos muestran la mayor dispersión y se sitúan en una posición intermedia entre el área de Alhama y el acuífero profundo. La mayor dispersión corresponde al acuífero carbonatado puesto que algunos puntos presentan elevados contenidos en SO_4 y reducidos contenidos en Cl . Las aguas de los baños de Sierra Alhama están ligeramente desplazados de la tendencia general, cómo consecuencia de un ligero exceso de Cl , con

respecto a la tendencia general que presentan las aguas subterráneas con menor salinidad en el acuífero carbonatado (área de Alhama) hasta el acuífero profundo donde se alcanzan los mayores contenidos en estos dos iones.

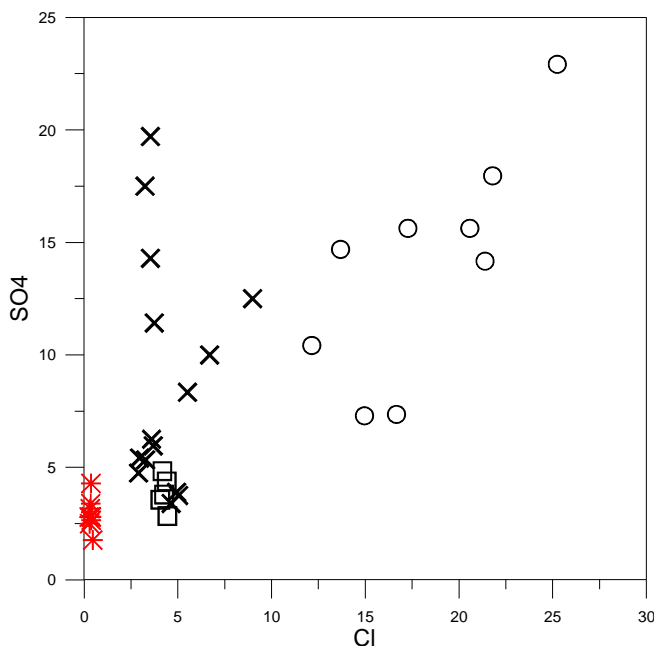


Figura 3.- Relación entre el SO_4 y Cl ($\text{meq} \cdot \text{L}^{-1}$). Símbolos: ○: acuífero profundo, □: baños de Sierra Alhama, acuífero carbonatado (*: área de Alhama, ×: borde occidental de Sierra de Gádor).

Con el objeto de identificar los diferentes tipos de agua y distinguir los procesos que afectan a las aguas termales se han estudiado algunas relaciones iónicas, con lo que se hacen más visibles las diferencias. Para ello se han considerado los parámetros definidos por D'AMORE et al., (1983) obtenidos a partir de los componentes iónicos mayoritarios (Tabla 2). Estos parámetros se han utilizado al objeto de clasificar las aguas en zonas con diferente historia hidrológica, especialmente cuando se producen mezcla de aguas.

En la figura 4 se presenta, mediante diagramas rectangulares estos parámetros, donde se observa que las líneas que corresponden al área de Alhama (grupo II) y los Baños de Sierra Alhama (grupo I) tienen unos trazados muy diferentes entre sí, especialmente en los parámetros B y E (negativos) y los C y D, que son muy elevados en los Baños de Sierra Alhama (grupo I), como consecuencia de la naturaleza bicarbonatada sódica de sus aguas, si bien esta agua en el diagrama de piper tiene facies mixta (bicarbonatada-clorurada) sódica. Los valores bajos de los parámetros D en las aguas del área de Alhama (grupo II) están asociadas con la naturaleza calizodolomítica del acuífero carbonatado. El valor casi nulo del parámetro C en estas aguas sugiere el origen común de los iones Na y Cl, mientras que en los Baños de Sierra Alhama (grupo I) posee altos valores, como consecuencia de exceso de Na con respecto al Cl, ya que existe un importante afloramiento de materiales metapelíticos en Sierra Ahamilla, que favorecería la mayor movilización del Na con respecto al Cl. La coincidencia de los valores del parámetro A, que relaciona HCO_3 y SO_4 , se debe a la litología carbonatada que presentan los materiales acuíferos en el entorno de los dos manantiales: materiales calizo-dolomíticos alpujárrides en Alhama y mármoles nevado-filábrides en los baños de Sierra Alhama.

Tabla 2.- Definición de los seis parámetros definidos en D'AMORE et al., (1983). Los términos ΣCat y ΣAn corresponden a la sumatoria de los cationes y aniones respectivamente. Todas las concentraciones se expresan en $\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$.

| | |
|----------|--|
| A | $100 \times (\text{HCO}_3^- - \text{SO}_4^{2-})$ |
| B | $100 \times [(\text{SO}_4^{2-} / \Sigma\text{Cat}) - (\text{Na}^+ / \Sigma\text{An})]$ |
| C | $100 \times [(\text{Na}^+ / \Sigma\text{Cat}) - (\text{Cl}^- / \Sigma\text{An})]$ |
| D | $100 \times [(\text{Na}^+ - \text{Mg}^{2+}) / \Sigma\text{Cat}]$ |
| E | $100 \times [(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / \Sigma\text{Cat} - (\text{HCO}_3^- / \Sigma\text{An})]$ |
| F | $100 \times (\text{Ca}^{2+} - \text{Na}^+ - \text{Mg}^{2+}) / \Sigma\text{Cat}$ |

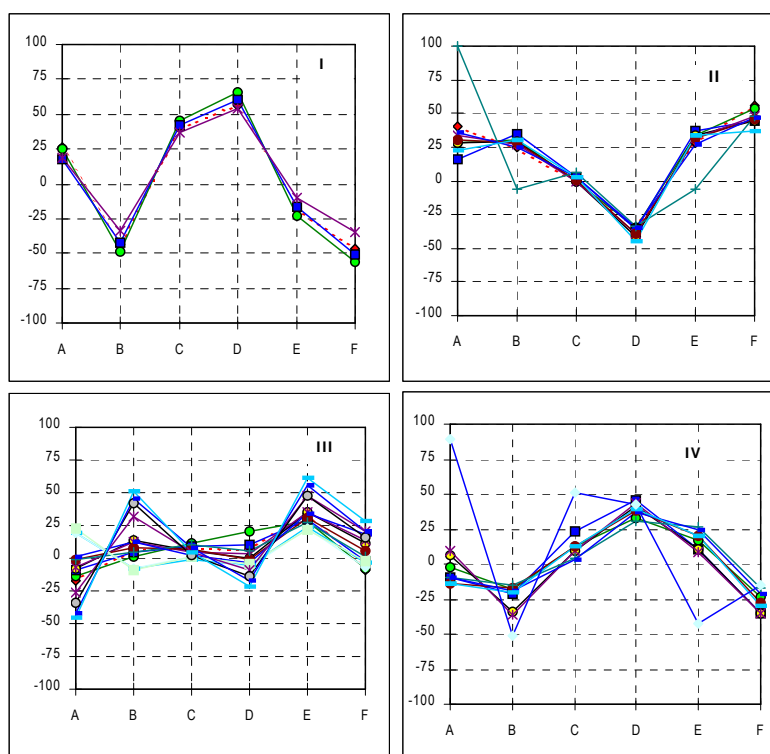


Figura 4.- Representación gráfica de los 6 parámetros definidos por D'AMORE et al, (1983) I: Baños de Sierra Alhamilla; II: área de Alhama (acuífero carbonatado); III: Borde occidental de la Sierra de Gádor (acuífero carbonatado); IV: acuífero profundo.

Dentro del acuífero carbonatado los dos grupos que se han distinguido inicialmente muestran unas gráficas muy semejantes. Así las aguas del área termal de Alhama se diferencian del resto en los parámetros A y D, que están directamente asociados con la relación entre HCO_3^- y SO_4^{2-} y al Mg y Ca respectivamente. Estas aguas tienen una baja salinidad, su facies es bicarbonatada cálcica y están directamente asociadas con los materiales calizo dolomítico del acuífero carbonatado. El resto de puntos distribuidos a lo largo del borde occidental de la Sierra de Gádor (grupos III) poseen una representación diferente y muy dispersa, especialmente en los parámetros A, F y D, como consecuencia del carácter sulfatado, que implica un descenso de los parámetros A y F junto a un aumento del parámetro D. Los cuatro puntos que están separados del resto son las aguas más salinas del acuífero carbonatado y su facies sulfatada cálcica, mientras que el resto tienen facies mixta. Las aguas del acuífero profundo (grupo IV) presentan una disposición ligeramente diferente al resto, con los parámetros D muy altos y B muy bajos, en relación con la naturaleza de esta agua con una marcado carácter sulfatada sódica y un exceso de Na con respecto al Cl, puesto de manifiesto por los valores positivos del parámetro C, tal y como se ha detectado en los Baños de Sierra Alhamilla (grupo I), donde este parámetro alcanza valores del 50 %.

4 EL BORO Y LITIO EN LOS ACUÍFEROS CARBONATADOS DEL BAJO ANDARAX

Para analizar detalladamente esta variabilidad hidrogeoquímica se han estudiado detalladamente los contenidos en B y Li que presentan las aguas en todos estos puntos. La distribución del B y Li en los acuíferos carbonatados es muy variable (Tabla 1). El acuífero profundo presenta las concentraciones más elevadas ($1.87 < B < 7.20$; $1.5 < Li < 3$). En el acuífero carbonatado las concentraciones son más bajas ($B < 2.45$, $Li < 1$), y las mayores contenidos se alcanzan en algunos puntos del borde occidental de la Sierra de Gádor, cuyas aguas tienen temperatura variable y salinidad. Esta variabilidad induce a pensar que los contenidos en B y Li no están asociados exclusivamente con un solo factor, sino que deben influir diferentes condiciones que favorezcan la movilización de cada uno de ellos.

Una de las principales características del Li es su elevada movilidad geotérmica, de manera que las aguas termales (BRONDI et al., 1973) y los flujos regionales de circulación profunda se encuentran enriquecidos en este elemento (FIDELIBUS et al., 1992). Los mayores contenidos en Li se alcanzan en el acuífero profundo, que está confinado; por tanto sus aguas han tenido una circulación lenta, con un amplio tiempo de contacto agua-roca que se ha producido a elevada temperatura. En este acuífero también se alcanzan altos contenidos en Cl y SO₄, en relación con la presencia de intercalaciones evaporíticas. Todo estos factores favorecen el aumento del Li en las aguas de este acuífero; de hecho, en las aguas de formación la concentración aumenta paralelamente con la salinidad (LAND et al., 1988), incluso pueden enriquecerse en Li por intercambio con Na o K en los minerales arcillosos (SANDERS, 1991).

Sin embargo, en algunos puntos del acuífero carbonatado no hay una relación directa entre temperatura de las aguas y contenido en Li. Este es el caso del área de Alhama, donde existe una notable anomalía geotérmica ($24\text{ }^{\circ}\text{C} - 40\text{ }^{\circ}\text{C}$) y los contenidos en Li son muy bajos ($< 0.30\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). El corto tiempo de residencia de las aguas en el acuífero puede justificar el hecho de que existan estos contenidos en Li muy bajos a pesar de tener sus aguas elevada temperatura. En este área es probable que se produzca un flujo rápido de aguas favorecida por las fracturas de borde de la Sierra de Gádor (SANZ DE GALDENO et al., 1985). Estos flujos rápidos se han descrito la vertiente sur de la Sierra de Gádor, con una situación hidrogeológica semejante a partir de estudios isotópicos (MOLINA, 1998).

La distribución de B presenta una serie de anomalías sobre la tendencia general muy similares a las descritas anteriormente para el Li. Algunos puntos cercanos al área de Alhama muestran altos valores SO₄ y muy bajos de B, mientras que en el acuífero profundo se alcanzan los máximos valores B con concentraciones muy variables de SO₄ (Figura 3). Esta similitud entre las anomalías del B y Li junto a su relación directa nos induce a pensar que su origen puede estar controlado por procesos similares. Fundamentalmente en relación con las anomalías geotermales, ya que la temperatura controla la liberación del B por interacción agua-roca (ARNORSSON Y ANDRESDOTTIR, 1995), y con la presencia de materiales evaporíticos (ARAD 1988, MACPHERSON y LAND, 1989, VENGOSH et al., 1995). No obstante la relación directa entre el B y Li y la situación de algunos puntos señalados anteriormente con contenidos más anómalos dificulta la separación entre los dos procesos, tal y como se ha efectuado en el acuífero Detritico del Bajo Andarax (SÁNCHEZ MARTOS et al, 1999).

Para precisar estas cuestiones se ha comparando la relación SO₄/Cl con respecto a B/Li, al objeto de interpretar globalmente el conjunto de procesos que condicionan la salinización de las aguas en los dos acuíferos carbonatados (Figura 5). Esta representación separa las aguas en dos grupos. El primero agrupa a los puntos que tienen relación B/Li < 2 e incluye a los puntos del acuífero carbonatado correspondientes al área de Alhama, algunos puntos geográficamente cercanos a esta zona en el borde occidental de la Sierra de Gádor y los baños de Sierra Alhamilla. Esta agrupación es independiente de la salinidad de las aguas y tiene una. El segundo grupo es más amplio y diverso e incluye al resto de puntos del acuífero carbonatado, y acuífero profundo. Sus aguas poseen una relación B/Li > 2 , lo que implica un enriquecimiento mayor del B con respecto a Li. Este enriquecimiento se manifiesta más intensamente en los puntos del acuífero profundo. Estos últimos presentan la anomalía termal más intensa y la salinidad más elevada. La relación SO₄/Cl disminuye gradualmente desde el área de Alhama, cuyas aguas presentan los valores máximos ($3.8 < \text{SO}_4/\text{Cl} < 11$) hasta el acuífero profundo, donde se alcanzan los mínimos ($0.44 < \text{SO}_4/\text{Cl} < 1.07$).

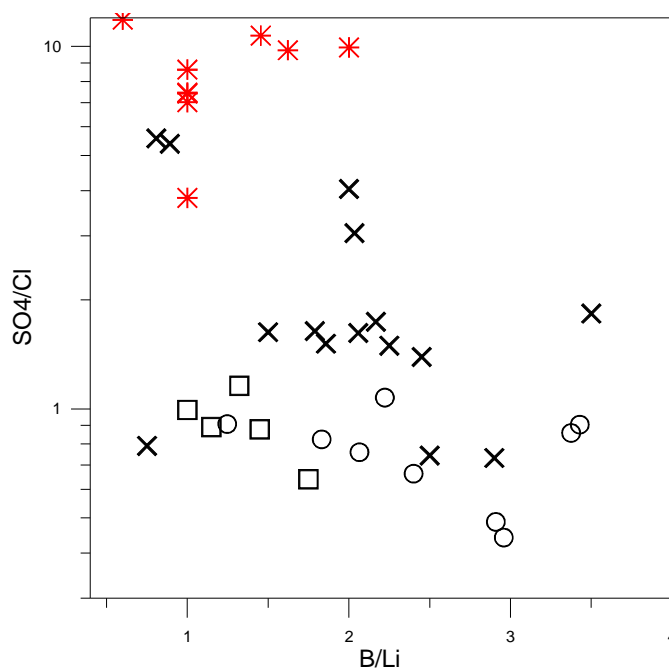


Figura 5.- Relación entre el SO_4/Cl con respecto B/Li ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Símbolos: ○: acuífero profundo, □: Baños de Sierra Alhama; acuífero carbonatado (*: área de Alhama, ×: Borde occidental de Sierra de Gádor).

Esto induce a pensar en la presencia de materiales salinos de naturaleza clorurada en el acuífero profundo, lo que favorece el aumento de Cl con respecto al SO_4 y el consiguiente descenso de la relación SO_4/Cl en las aguas de este acuífero. Por tanto la mayor concentración de B se asocia con el lavado de materiales evaporíticos en los que deben existir sales cloruradas. En ambos casos el efecto es el mismo, puesto que las relaciones B/Li y SO_4/Cl en estas aguas son las más bajas de los acuíferos carbonatados. Las aguas de los Baños de Sierra Alhama tienen una relación diferente al resto de aguas de la zona ($\text{B/Li} < 2$ y $\text{SO}_4/\text{Cl} \approx 1$) como consecuencia de la movilización del Li asociado con la elevada temperatura de sus aguas.

5 CONSIDERACIONES FINALES

Las concentraciones del B y Li en las aguas de los acuíferos carbonatados del Bajo Andarax son muy variables. Las concentraciones ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) más elevadas se alcanzan en el acuífero profundo, ($4.75 < \text{B} < 7.20$; $1.75 < \text{Li} < 3$). En el acuífero carbonatado las concentraciones son más bajas ($\text{B} < 2.45$, y $\text{Li} < 1$) pero presentan una gran dispersión. Los mayores contenidos se alcanzan en los sectores donde la temperatura y la salinidad de las aguas es mayor, y son casi nulos en el área de Alhama, donde la temperatura supera los 30°C y la conductividad de sus aguas es la más baja del acuífero ($\approx 750 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$). A partir del estudio de las variaciones en B y Li y su relación con otros iones se han interpretado las principales anomalías geoquímicas del área.

Los factores que controlan la distribución de estos elementos en los acuíferos carbonatados del Bajo Andarax están relacionados fundamentalmente con los procesos geotermales y la presencia de materiales evaporíticos. No obstante, el tiempo de residencia de las aguas en el acuífero es un factor significativo que debe considerarse para interpretar adecuadamente algunas anomalías que muestran una tendencia de signo contrario a la mayoría de los puntos. Este es el caso de algunos sectores del acuífero carbonatado cuyas aguas son termales y presentan los valores de B y Li más bajos de todo el acuífero. En estas áreas debe producirse un flujo subterráneo más rápido, favorecido por las fracturas que limitan las rocas carbonatadas en el borde de la Sierra de Gádor, de manera que este flujo más rápido no permite que se movilicen el B y Li. Este proceso puede justificar que en estos sectores existan algunos puntos con aguas termales, que tienen altos contenidos en SO_4 y bajas concentraciones en B y Li. Las áreas más salinas del área se caracterizan por sus altos contenidos en SO_4 . Sin embargo las que presentan los mayores contenidos en B corresponden a aquellos sectores en los que los contenidos en Cl son elevados. Esto ocurre en el acuífero profundo, cuyas aguas presentan una relación SO_4/Cl más baja y B/Li más alta que en el acuífero carbonatado.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto 280602/PI/08 (Fundación Instituto Euromediterráneo de Hidrotecnia). Agradecemos los comentarios del revisor que han mejorado la calidad del trabajo final.

BIBLIOGRAFÍA

- ARAD, A.; "B, F and Sr as tracers in Carbonate Aquifers and karstic geothermal systems in Israel". In *XXI IAH Congress. Proceedings*. 1988. Vol II, pp. 921-933.
- ARNORSSON, S. y ANDRESDOTTIR, A. "Process controlling the distribution of boron and chlorine in natural waters in Iceland". *Geochim. Cosmochim. Acta*. Vol 59, nº 20, 1995, pp. 4125-4146.
- BRONDI, M.; DALL'AGLIO, M.D. y VITRANO, F., "Lithium as Pathfinder Element in the Large Scale Hydrochemical Exploration for Hydrothermal Systems". *Geothermics*. Vol 283, nº 4, 1973 pp. 142-153.
- D'AMORE, F.; SCANDIFFIO, G. y PANICHI, C. "Some Observations on the chemical classification of groundwaters". *Geothermics*. 12, 1983, pp.141-148
- FIDELIBUS, M.D.; GIMÉNEZ, E.; MORELL, I. and TULIPANO, L. "Salinization process in the Castellon plain aquifer (Spain)", in *Study and Modelling of Salt Water Intrusion. Proc, 12th Salt Water Intrusion Meeting*. (Custodio, E. and Galofré, A. eds.), 1992 , pp. 267-283.
- LAND, L.S.; MACPHERSON, G.L y MACK, L.E. "The geochemistry of saline formation waters, Miocene, offshore Louisiana". *Gulf Coast Assoc. of Geol. Soc*. Vol 38, 1988, pp. 503-511.
- MACPHERSON, G.L. and LAND, L.S.. Boron in saline brines in Gulf of Mexico sedimentary basin, USA. *Water Rock Interaction (WRI-86)*. 1989, Miles (ed), pp. 457-460.
- MOLINA, L. Hidroquímica e intrusión marina en el Campo de Dalías (Almería). Tesis Doctoral Universidad de Granada, 1998.
- PULIDO-BOSCH, A.; SÁNCHEZ MARTOS, F.; MARTÍNEZ VIDAL, J.L. y NAVARRETE, F., "Characterization of the overexploitation in the middle and lower Andarax (Almería, Spain)". in *XXIII IAH Congress 1991, Proceedings*, Vol. I, pp. 563-569.
- SÁNCHEZ MARTOS, F., *Estudio hidrogeoquímico del Bajo Andarax (Almería)*. Tesis doctoral. Universidad de Granada, 1997
- SÁNCHEZ-MARTOS, F.; PULIDO-BOSCH, A. y CALAFORRA-CHORDI, J.M. "Hydrogeochemical processes in an arid region of Europe (Almería, SE Spain)". *Applied Geochemistry*. 14, 1999, pp. 735 -745
- SANDERS, L.L.,. "Geochemistry of formation waters from the Lower Silurian Clinton formation (Albien, Sandstone), Eastern Ohio". *The American Association of Petroleum Geologists Bulletin*. Vol 75, nº 10, 1991. pp. 1593-1608
- SANZ DE GALDEANO, C, RODRÍGUEZ FERNÁNDEZ, J. y LÓPEZ GARRIDO, A.C., "A strike-slip fault corridor within the Alpujarra Mountains (Betic Cordilleras, Spain)". *Geologische Rundschau*, Vol 74, nº 3, 1985, pp. 641-675.
- VENGOSH, A.; CHIVAS, A.R.; STARINSKY, A.; KOLOFONY, Y.; ZHANG BAOZHEN y ZHANG PENGXI. "Chemical and boron isotope compositions of non-marine brines from the Qaidam Basins, Qinghai, China". *Chem. Geol*. Vol 120, 1995. pp. 135-154.

LA CALIDAD NATURAL DE REFERENCIA DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN ESPAÑA

Pedro NIETO

Ingeniero Químico, Instituto Geológico y Minero de España (IGME) p.nieto@igme.es

Emilio CUSTODIO

Ingeniero Industrial, Instituto Geológico y Minero de España (IGME) – Prof. DIT/UPC e.custodio@igme.es

Marisol MANZANO

Geóloga, Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT), antes IJA-CSIC en DIT/UPC marisol.manzano@upct.es

RESUMEN

BaSeLiNe es un proyecto subvencionado por la Unión Europea y realizado por nueve países europeos, recientemente ampliados a 12. Tiene por objeto establecer las principales características científico-técnicas relativas a la calidad de referencia del agua subterránea, así como contribuir a la incorporación de este concepto en la gestión de los acuíferos a través de las instituciones públicas y organismos o empresas usuarias de aguas subterráneas. El objetivo último reside en aportar conceptos y guías para la implementación de la Directiva Marco del Agua. Una parte de este proyecto ha consistido en conocer los enfoques y perspectivas de los entes mencionados hacia el tema de la calidad de referencia, mediante su consulta directa. Con tal finalidad el grupo español elaboró un cuestionario que los colegas europeos completaron y consensuaron después, y que se remitió a una serie de entidades especialmente involucradas en el uso, gestión y administración de las aguas subterráneas de cada uno de los países participantes. Las opiniones recogidas en las encuestas fueron debatidas en reuniones nacionales llevadas a cabo entre los científicos que intervienen en el proyecto *BaSeLiNe* junto con representantes de los que participaron en su realización; posteriormente tuvo lugar otra reunión general internacional con representantes de todos los intervinientes. Los resultados más relevantes de la parte española se presentan en esta comunicación.

Palabras Clave: Aguas subterráneas, Directiva Marco del Agua, Calidad natural de referencia, Gestión de acuíferos.

1 INTRODUCCIÓN

El proyecto europeo *BaSeLiNe* (Establecimiento de las ‘Líneas de Referencia’ de la calidad natural de las aguas subterráneas europeas: una base para la gestión de los acuíferos) (EVK1-1999-00032P con extensión al EVK1-2002-40527) ha tenido como objeto establecer criterios robustos para definir la calidad natural de referencia del agua subterránea en función de las características del acuífero. Se ha realizado también una primera aplicación a escala europea en acuíferos de los países participantes, avanzando un precedente útil para la implementación de la Directiva Marco del Agua.

En el proyecto han participado grupos de investigación de Gran Bretaña, Dinamarca, España, Portugal, Bélgica, Francia, Estonia, Polonia y Suiza, posteriormente ampliado con especialistas de Malta, Chequia y Bulgaria. Ha sido coordinado por el British Geological Survey.

Actualmente no existen, ni a escala nacional ni internacional, estándares para establecer cuál es la “calidad natural” de referencia, y estos son necesarios tanto para definir lo que es “contaminación” como para establecer los límites entre la calidad de origen natural y la modificada por la actividad humana. En el proyecto BaSeLiNe el establecimiento de estos criterios se apoya en el estudio de tendencias de evolución hidrogeoquímica de componentes orgánicos e inorgánicos (incluyendo aspectos radiológicos e isotópicos) en varios acuíferos europeos. Se presta especial atención a las escalas temporales características de los distintos procesos naturales con el objetivo de distinguirlos de los procesos de modificación de la calidad por recarga y flujo de aguas modificadas por la actividad humana. Además de aportar un marco científico al control de las modificaciones de la calidad del agua, otro de los objetivos es crear un foro de discusión con usuarios y gestores de aguas subterráneas sobre el concepto “nivel de referencia” y sobre las necesidades observacionales para caracterizar y vigilar la evolución de esa calidad de referencia y lograr señales prontas que alerten sobre cambios futuros.

Una parte del proyecto ha consistido en la realización de una encuesta a gestores y usuarios del agua representativos en lo posible de los distintos intereses existentes en el ámbito del uso y gestión del agua subterránea en Europa. El cuestionario –cuyo índice se detalla en la Figura 1-- ha constado de un centenar de preguntas agrupadas temáticamente en 5 capítulos, en relación respectivamente con: aspectos generales, gestión de la calidad del agua subterránea, vertiente económica, administración del agua subterránea, vigilancia de la calidad del agua subterránea.

| | |
|---|--|
| I - Aspectos introductorios | |
| 1. Importancia que tiene la gestión de la calidad del agua subterránea en el abastecimiento de agua en esta región (4 preguntas) | 2. La contaminación y la asunción de este coste (4 preg) |
| 1. Importancia que tiene la gestión de la calidad del agua subterránea en el abastecimiento de agua en esta región (4 preguntas) | 3. Correspondencia entre la calidad de origen natural y la modificada por la actividad humana (4 p) |
| 2. Principales problemas según su origen (4 preguntas) | 4. Subsidios para la calidad del agua (4 p) |
| 3. Principales problemas según su origen (4 preguntas) | 4. ¿Subsidios para la calidad del agua? (3 preguntas) |
| 4. Normativa relativa a la calidad del agua subterránea. Influencia (4 p) | IV – La administración del agua subterránea |
| 4. Normativa relativa a la calidad del agua subterránea. Influencia (4 p) | 1. La normalización de la calidad del agua subterránea (4 p) |
| II - La gestión de la calidad del agua subterránea | |
| 1. En la gestión de la calidad del agua subterránea , la participación de los usuarios (4 preguntas) | 2. Principales problemas de la calidad del agua subterránea (4 p) |
| 1. En la gestión de la calidad del agua subterránea , la participación de los usuarios (4 preguntas) | 3. Principales problemas de la calidad del agua subterránea (4 p) |
| 2. La participación de los usuarios en la gestión de la calidad del agua subterránea (4 p) | 4. Participación de los usuarios en la gestión de la calidad del agua subterránea (4 p) |
| 3. El proceso de gestión de la calidad del agua subterránea (4 p) | 5. El papel de los usuarios de los grupos de usuarios y de los grupos de ciudadanías (4 p) |
| 4. El proceso de gestión de la calidad del agua subterránea (4 p) | 6. El papel de los usuarios de los grupos de usuarios y de los grupos de ciudadanías (4 p) |
| 5. El proceso de gestión de la calidad del agua subterránea (4 p) | 7. El papel de la Autoridad de la Directiva Marco del Agua (4 p) |
| 6. La sostenibilidad de la calidad del agua subterránea : aspectos a corto y largo plazo (4 preguntas) | 7. Qué se espera / necesita de la Directiva Marco del Agua (5 preg) |
| III – La vertiente económica | |
| 1. El coste de la calidad del agua subterránea (4 preguntas) | V – La vigilancia de la calidad del agua subterránea |
| 1. El coste de la calidad del agua subterránea (4 preguntas) | 1. La vigilancia de la calidad del agua subterránea (4 p) |
| | 2. La vigilancia de la calidad del agua subterránea (4 p) |
| | 3. La vigilancia de la calidad del agua subterránea (4 p) |
| | 4. El estudio de la vigilancia de la calidad del agua subterránea (4 p) |
| | 4. El estudio del acuífero, en especial costero (4 preg) |

Figura 1 . Índice del Cuestionario de la Encuesta BaSeLiNe

En el conjunto de los nueve países se han recibido 65 respuestas. En España se han distribuido 35 cuestionarios y se han recibido 16 respuestas provenientes de 10 entidades públicas, 3 privadas y otras 3 mixtas, que proceden de Responsables de Cuenca, Agencias Ambientales, Universidad, Diputaciones, Comunidades de Usuarios, Empresas de Abastecimiento urbano y de riego. Los datos directos obtenidos en los cuestionarios han sido analizados individualmente y en su conjunto. Para esto, se ha realizado un tratamiento numérico simple que ha proporcionado los valores medios de las respuestas habidas para cada pregunta. La Figura 2 recoge como ejemplo la 1ª página del listado de estos valores, en la versión original del proyecto Baseline.

A continuación se presentan los principales resultados obtenidos en el ámbito español.

2 RESULTADOS MÁS DESTACABLES OBTENIDOS EN ESPAÑA

Los resultados se presentan de forma sintética, ordenados y agrupados temáticamente por capítulos, al igual que en la encuesta. Las aseveraciones responden a una coincidencia mayoritaria de respuestas.

2.1 Aspectos introductorios.

Gestión y explotación del acuífero. Habitualmente la explotación es continua, aunque con mayor intensidad en épocas de lluvias escasas. La calidad es un aspecto destacable del agua subterránea, lo cual quizás sea debido al hecho de que todos reconocen tener o haber tenido algún problema. Estos problemas están incrementando últimamente su frecuencia y, posiblemente, también su intensidad: en muchas ocasiones el agua de los acuíferos va degradándose lenta y paulatinamente; en cualquier caso, nunca mejora. Esto varía substancialmente según la zona geográfica que se considere, con su actividad antrópica y con la profundidad del acuífero, así como con las características propias de los pozos y, en cierta forma, con la época del año.

Existe una cierta conciencia por parte de los usuarios en relación con la calidad del agua que consumen, y de ahí que se piense que es beneficioso proporcionarles información al respecto. Sin embargo, los usuarios no parecen en general estar dispuestos a correr con el incremento de gasto que requeriría una vigilancia más esmerada de esta calidad.

En caso de contaminación del agua se investiga el origen del problema, aunque sólo en la mitad de los casos se aplica algún tratamiento y, en segundo lugar, otras medidas tales como la mezcla de aguas de distinta calidad o el abandono del pozo afectado. En última instancia, y si no hay peligro, se queda todo como estaba. En general, las innovaciones que van surgiendo se incorporan mediante el cumplimiento de la Reglamentación. En particular, la legislación de la UE es considerada como adecuada, aunque a veces se la califica de excesiva y también de insuficiente.

2.2 Gestión de la calidad de las aguas subterráneas.

En el mantenimiento y explotación de los pozos se tiene en cuenta la calidad del agua subterránea, si bien sólo en la mitad de los casos se adoptan medidas particulares durante la fase previa del diseño/construcción. Se considera suficiente la preparación del personal técnico/gestor y el conocimiento que se tiene sobre el acuífero y sobre los resultados que proporciona la vigilancia del agua, aunque por lo general esto sólo afecta a algunas personas. En general, aunque no siempre, hay un muy elevado grado de confianza en la capacidad del equipo técnico para solventar los problemas que puedan plantearse con la calidad del agua.

Los perímetros de protección tienen un grado de implantación diverso. Ante un riesgo serio de contaminación se actúa siempre, aunque nunca se informa a los medios de comunicación: se suele eliminar el riesgo y/o adoptar las medidas oportunas, y con frecuencia también se alerta a los usuarios, llegándose a veces a denunciar el suceso ante la autoridad del agua. Aun cuando nadie considera irrelevante conocer las fuentes potenciales de contaminación del acuífero, sólo una parte reconoce que dicho conocimiento es profundo, mientras que la mayoría se queda en un término medio. Esta información procede principalmente de los equipos de inspección propios y sólo en parte deriva de organismos oficiales.

Las alternativas para solucionar los problemas de calidad del agua subterránea son múltiples: tratar el agua, gestionar mejor los residuos, ejercer una vigilancia más intensa, controlar el regadío, construir nuevos sondeos y cambiar los usos del suelo. También son diversas las acciones que han sido realmente llevadas a la práctica, si bien de distinta naturaleza: tratamientos económicamente asequibles (lo más común), dilución del agua o cierre del pozo afectado; en algunas ocasiones incluso se considera la recuperación natural del acuífero.

Parte de las respuestas indican que las preferencias de los usuarios siempre influyen en las medidas que adoptan estas organizaciones. Ante un empeoramiento de la calidad del agua suministrada, los usuarios reaccionan generalmente con gran susceptibilidad y preocupación, sin tomar medidas al respecto. En estas circunstancias, la empresa / organización suele adoptar una actitud cautelosa, remitiendo a veces el asunto a otra organización. Estos temas nunca son ignorados y nunca se elude la preocupación ante ellos.

Las autoridades del agua se consideran, en un caso de cada dos, como una ayuda y un apoyo efectivo para los usuarios, aunque con matices variados. Los ejecutivos y los consejeros veteranos son vistos en general más

bien como un impedimento para la protección efectiva del acuífero. Se entiende que las organizaciones no oficiales son ineficaces, y se aduce que “es más el ruido que las nueces”.

Todos los consultados se sienten afectados de forma clave e importante por la sostenibilidad de la calidad básica del agua subterránea. Esta sostenibilidad debe taxativamente ser objeto de una reglamentación y planificación estrictas. En particular, se afirma unánimemente que las paleoaguas de buena calidad deben primordialmente protegerse y conservarse para el consumo humano directo.

2.3 Aspectos de tipo económico

Existe una predisposición generalizada, aunque matizable, a gastar más dinero para garantizar la calidad básica del agua subterránea. Es un asunto importante, e incluso muy importante, para la economía de los encuestados, y las consecuencias de una degradación rápida en la calidad del agua se consideran muy serias.

| Spain | | Questionnaire | | | | | | | | | | Baseline | | | | | | | | | | |
|---|----------------------|---------------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---------------------------|---|---|------|-------|------|-------|-----|---|--|--|
| Number of questionnaires sent : S = 30 | | | | | | | | | | | | * Sections without answer | | | | | | | | | | |
| Number of questionnaires answered : A = 16 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ratio, Q answered / Q sent : A / S = 16 / 30 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| % , Q answered / Q sent : 53 % | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | T * | | | | | | | | | | Σ T / x 100 | | | | | | | | | | |
| | | T * | | | | | | | | | | A _{SP} / x 100 | | | | | | | | | | |
| 1.- Introductory aspects | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1.1.- Relevance of groundwater quality for human supply in your organization/company | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| a.- The majority of water quality problems you face are: | long-term | | 1 | | 1 | 1 | 1 | | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | 8 | 8/23 | 35% | 8/16 | 50% | | | |
| | medium-term | 1 | | 1 | | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 9 | 9/23 | 39% | 9/16 | 56% | | | |
| | short-term | | 1 | | 1 | | | 1 | | | 1 | | | 4 | 4/23 | 17% | 4/16 | 25% | | | | |
| | just the present | | | | | | | 1 | | | 1 | | | 2 | 2/23 | 9% | 2/16 | 13% | | | | |
| | no problems | | | | | | | | | | | | | 0 | 0/23 | 0% | 0/16 | 0% | | | | |
| | other | | | | | | | | | | | | | 0 | 0/23 | 0% | 0/16 | 0% | | | | |
| Nº OF ANSWERS IN THIS SECTION | | 1 | 1 | 1 | 1 | 3 | 1 | 0 | 2 | 3 | 1 | 1 | 2 | 3 | 1 | 1 | 0 | 23 | 2 | | | |
| b.- Is groundwater quality related to operation / management options? | yes | | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 9 | 9/16 | 56% | 9/16 | 56% | | | |
| | sometimes | | | | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | | 1 | | 6 | 6/16 | 38% | 6/16 | 38% | | | | |
| | no | 1 | | | | | | | | | | | | 1 | 1/16 | 6% | 1/16 | 6% | | | | |
| | other | | | | | | | | | | | | | 0 | 0/16 | 0% | 0/16 | 0% | | | | |
| Nº OF ANSWERS IN THIS SECTION | | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 16 | 2 | | | |
| c.- Groundwater abstraction / use is: | continuous | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 11 | 11/20 | 55% | 11/16 | 69% | | | |
| | seasonal | | | | | | | | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | 6 | 6/20 | 30% | 6/16 | 38% | | | |
| | back up | | | | | | | | | 1 | | | | 1 | 1/20 | 5% | 1/16 | 6% | | | | |
| | other | | 1 | | | | | | | | 1 | | | 2 | 2/20 | 10% | 2/16 | 13% | | | | |
| Nº OF ANSWERS IN THIS SECTION | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 2 | 1 | 3 | 2 | 2 | 1 | 1 | 0 | 20 | 2 | | | |
| d.- Groundwater use: | urban purposes | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | | 1 | 1 | 11 | 11/49 | 22% | 11/16 | 69% | | | |
| | drinking water | | | | | 1 | 1 | | | | | 1 | 1 | 1 | 6 | 6/49 | 12% | 6/16 | 38% | | | |
| | industrial supply | | | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | 10 | 10/49 | 20% | 10/16 | 63% | | | |
| | cooling | | | | 1 | | | | 1 | | | 1 | 1 | | 4 | 4/49 | 8% | 4/16 | 25% | | | |
| | irrigation | | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | 10 | 10/49 | 20% | 10/16 | 63% | | | |
| | animal use | | | | 1 | | | 1 | | | | | | | 2 | 2/49 | 4% | 2/16 | 13% | | | |
| other | | 1 | | 1 | 1 | | 1 | | | 1 | | 1 | | 6 | 6/49 | 12% | 6/16 | 38% | | | | |
| Nº OF ANSWERS IN THIS SECTION | | 1 | 1 | 4 | 3 | 4 | 7 | 3 | 0 | 4 | 6 | 0 | 0 | 3 | 4 | 6 | 3 | 0 | 49 | 4 | | |
| 1.2.- Main groundwater quality problems | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| a.- Do you have groundwater quality problems? | No relevant problems | | 1 | | | | | 1 | | | 1 | | | | 3 | 3/19 | 16% | 3/16 | 19% | | | |
| | In the past | | | | 1 | | | | | | | | 1 | | 2 | 2/19 | 11% | 2/16 | 13% | | | |
| | They are appearing | | | | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | 8 | 8/19 | 42% | 8/16 | 50% | | | |
| | Not known | | | | | | | | | | | | | | 0 | 0/19 | 0% | 0/16 | 0% | | | |
| | other | 1 | | 1 | | 1 | 1 | | | | 1 | | 1 | | 6 | 6/19 | 32% | 6/16 | 38% | | | |
| Nº OF ANSWERS IN THIS SECTION | | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | 0 | 19 | 1 | | | |

Figura 2 - Ejemplo de los resultados obtenidos en los cuestionarios en España

La rehabilitación de un acuífero contaminado conlleva siempre un coste, el cual recae, en primer lugar, sobre el usuario y, en menor medida, sobre otros entes. Aunque este asunto no está del todo claro, existe una cierta disposición a aceptar este coste cuando sea necesario ya que el abandono obligado de un acuífero conlleva una pérdida económica considerada generalmente como muy seria o preocupante. Se acepta, por lo tanto, pagar un extra para su protección, ya sea a través de la adquisición de terrenos, de la sustitución de actividades y/o de la implantación de una policía del agua, aunque con matices más o menos exigentes.

Se considera evidente que la demanda del agua subterránea depende de su calidad, pero no por todo el mundo. Ante una degradación en esta calidad, lo más frecuente es que el consumidor se queje y pase a utilizar agua embotellada; pero ante una posible mejora lo normal es que no ocurra nada porque el cambio suele pasar desapercibido. Sin embargo, se entiende que estas mejoras en la calidad deberían ser objeto principalmente de un subsidio con ciertas condiciones y de origen sobre todo mixto, del tipo usuarios + impuestos. Así, una agencia del agua, con responsabilidad sobre la calidad del agua subterránea, tendría el papel económico de cobrar impuestos y llevar a cabo proyectos, y también supervisarlos y distribuir subsidios. Nadie encuentra que este ente no sea necesario.

2. 4 Administración del agua

Se considera en general suficiente (con matices) la normativa actual relativa a la protección, el uso sostenible y la calidad del agua subterránea, siendo la Administración el órgano más adecuado para establecer esta reglamentación, preferentemente el Estado con la colaboración de la Unión Europea, y en menor grado al nivel Local / Autonómico. No obstante, la protección y mejora de dicha calidad requiere que esta reglamentación se adapte a las circunstancias locales, que considere las nuevas sustancias reconocidas como contaminantes, que aclare la responsabilidad sobre la salud pública y que regule cómo solucionar los conflictos. En este sentido, las relaciones entre las organizaciones implicadas en la gestión y explotación de las aguas subterráneas y aquellas responsables de las aguas superficiales sólo se dan de tarde en tarde, salvo si se trata de la misma organización. La actividad de cada encuestado depende sin lugar a dudas de esta normativa, unas veces totalmente y otras de forma moderada, y la influencia que ejercen las autoridades del agua se percibe en unos casos como dominante y en otros como una ayuda.

Los conflictos entre organizaciones, instituciones y entes relacionados con la calidad del agua subterránea, deberían remitirse a la Autoridad del agua. Es un asunto que debe involucrar al contaminador y al suministrador, y en menor lugar al ayuntamiento o al juzgado ordinario, incluso a un tribunal de aguas. La protección del acuífero es algo prioritario y por lo tanto se deberían involucrar los conflictos relacionados con el uso del terreno: se ve necesaria la existencia de una autoridad para la ordenación del territorio y también que el propietario del suelo acepte restricciones sobre su uso, si bien compartidas y repartidas. La institución para tomar decisiones sobre estos problemas sigue siendo preferentemente la Autoridad del agua y también, pero menos, una asociación de usuarios; nadie elige el ayuntamiento ni a un parlamento de cuenca.

El agua subterránea de buena calidad debería reservarse para el consumo humano directo. Las organizaciones sociales son conscientes de ello, aunque la Sociedad todavía no está preparada para una regulación que asigne los recursos en agua subterránea a distintos usos según su calidad natural. La calidad del agua subterránea es un asunto muy serio y real, al cual los medios de comunicación conceden una atención frecuente e incluso exagerada, según unos, y escasa o nula, según otros.

Las asociaciones de usuarios y los grupos de ciudadanos deberían desarrollar un papel importante, esencial incluso, en relación con la sostenibilidad de la calidad del agua subterránea. Dichas asociaciones deberían tener responsabilidad en la gestión del acuífero y ser promocionadas, aunque hay opiniones que se oponen a esta alternativa o que matizan que ello sólo en ocasiones o sólo como asesores. Su financiación debería ser mixta o mediante contribución sólo de los usuarios.

El papel de las autoridades del agua se aprecia algo pobre aunque se califique de esencial y relevante, y nadie opine que sea negativo. Se entiende que este papel debería ser sobre todo de dirección y en mucha menor medida de cooperación, aunque alguna opinión lo considera secundario e incluso lo desecha. Las mayores dificultades que encuentran ante la sostenibilidad de las aguas subterráneas son: la falta de un equipo técnico y de una sensibilidad en relación con esta problemática, y, además, las limitaciones del presupuesto. Se está

generalmente a favor de reunir todas las aguas bajo una única autoridad, aunque hasta cierto punto esto se ve como algo que limita y, en alguna ocasión, se rechaza.

Lo que principalmente se espera y/o necesita de la Directiva Marco Europea sobre el Agua es:

1. Desde el punto de vista administrativo / gerencial; involucrar a los usuarios y a la propia UE en la gestión; y con menor énfasis, crear una Autoridad del agua y aportar una reglamentación estricta. Nadie dice que la UE no deba intervenir en estos temas.
2. Desde el punto de vista económico: poner un precio al agua que refleje su verdadero coste y definir quién debería pagar cuando ocurre una contaminación; también, que la UE contribuya con sus fondos y que se incremente el precio del agua.
3. Desde el punto de vista financiero; que se establezca un impuesto ecológico, que el precio del agua sea función de su calidad y que se asignen fondos para cubrir las externalidades.
4. El punto de vista social merece una atención comparativamente menor: se señala el interés de que se establezcan Juntas para la gestión y, más secundariamente, que se favorezca a las compañías privadas y que no haya ninguna intervención.
5. Desde el punto de vista de I+D: de manera destacada, hay que investigar el acuífero y la calidad del agua subterránea; después, establecer unos objetivos así como una exigible cualificación en el equipo técnico.

2.5 Vigilancia de la calidad del agua subterránea

Las redes de vigilancia de los acuíferos son muy ampliamente utilizadas en la práctica, aunque a veces se matiza que sólo parcialmente o como una contribución, o que incluso nada. Se considera que la Autoridad del agua es la responsable por antonomasia de estas redes y, en ocasiones, los usuarios, la compañía o el propio ayuntamiento. Deberían estar constituidas por puntos concretos: en primer lugar, los pozos en explotación; en segundo, todos los sondeos ejecutados con esta finalidad y, por último, los sondeos abandonados. Esta vigilancia debería contemplar prioritariamente el acuífero en explotación y aquellos otros relacionados con él, y después las fuentes posibles de contaminación. Deberían incluirse: el nivel piezométrico y la calidad del agua subterránea, siempre; también la recarga y las extracciones del acuífero, así como el uso del terreno y, en un último lugar, el agua de la zona no saturada.

Los análisis de aguas deberían incluir, sobre todo, un grupo limitado de contaminantes específicos del lugar, o también sólo los iones mayoritarios y determinados compuestos importantes por debajo del límite legal; nadie defiende que, para economizar esfuerzos analíticos, se eluda realizar estas mediciones por debajo de los límites legales. La frecuencia de estas mediciones debe ser definida caso por caso y, aunque es baja, debe estar bien pensada; en ningún caso se dice que deba aplicarse sólo si se sospecha algún cambio. La pronta detección de estos cambios es esencial, o bien una alerta o una ayuda cuando menos, pero nunca irrelevante, lo cual concuerda con que se considere como importante la inversión en vigilancia para detectarlos desde sus inicios.

El tipo de vigilancia que actualmente se aplica en los pozos es generalmente sencillo, de tipo químico, y en algunos casos se mide la temperatura y la conductividad eléctrica; son escasas las mediciones geofísicas. La técnica utilizada generalmente consiste en tomar muestras para su análisis en laboratorio, siendo raras las determinaciones *in situ*. Las alternativas aplicadas en la construcción del sondeo, a efectos de proteger la calidad del agua subterránea, sólo consisten en utilizar un entubado de PVC o de acero soldado. La afluencia del agua o la distribución de su flujo dentro del pozo, se determina también en contadas ocasiones mediante un muestreo de detalle una vez puesta en marcha la bomba.

La dinámica de la interfaz agua dulce / agua salina, especialmente en los acuíferos costeros, se realiza generalmente comparando las mediciones con las de otros pozos en la zona y, de forma minoritaria, mediante el seguimiento en pozos especiales; aunque se considera la posibilidad de conos salinos ascensionales, no se llevan a cabo investigaciones geofísicas. No es frecuente el uso de modelos hidrogeológicos como herramientas de apoyo y, cuando se aplican, suelen ser de flujo tridimensional y en estudios especiales.

Las mediciones en la zona no saturada sólo se realizan de forma muy excepcional y en estudios singulares. El control de las fuentes de contaminación es responsabilidad de la Autoridad del agua, aunque también se piensa que es de la Autoridad ambiental o de la compañía de aguas y, en menor proporción, también se opina que es

responsabilidad de las asociaciones de usuarios o de una organización especial, incluso que es responsabilidad del contaminador.

AGRADECIMIENTOS .

Han participado en este trabajo las siguientes entidades:

La Asociación Española de Abastecimiento y Saneamiento; la Asociación de las Comunidades de Regantes de España; la Comunidad de Usuarios de Aguas del Delta del Río Llobregat (Barcelona) y la del Río Huesna; las Asociaciones de Usuarios de Aguas Subterráneas de La Mancha y de Manzanares; la Compañía de Abastecimiento de Aguas de Córdoba; la Empresa Municipal de Aguas, S.A. (EMUASA, Murcia); el Canal de Isabel II (Madrid); la Sociedad Regional de Abastecimiento de Aguas, S.A. (SOREA, Barcelona); Fomento Agrícola Castellonense, S.A. (FACSA, Castellón); Eléctrica Maspalomas, S.A. (ELMASA, Gran Canaria); el Consejo Insular de Aguas de Tenerife (Tenerife); la Agencia Catalana del Agua; la Diputación Provincial de Alicante; la Universidad Técnica de Cartagena y la Complutense de Madrid, y las Confederaciones Hidrográficas del Norte, Ebro, Guadiana, Júcar, Tajo y Sur.

Nuestro más sincero agradecimiento a todas estas organizaciones.

ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DA APLICAÇÃO DE MÉTODOS INDEXADOS DE AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE À POLUIÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Manuel M. OLIVEIRA

*Assistente de Investigação no Núcleo de Águas Subterrâneas do DHA/LNEC
Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, Portugal
Tel: 351 21 844 3436, Fax: 351 21 844 3016, Email: moliveira@lnec.pt*

J.P. Lobo FERREIRA

*Investigador Coordenador com Habilitação no Núcleo de Águas Subterrâneas do DHA/LNEC
Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, Portugal
Tel: 351 21 844 3609, Fax: 351 21 844 3016, Email: lferreira@lnec.pt*

RESUMO

Em 1993, o LNEC apresentou a primeira aplicação a Portugal Continental, à escala 1:500 000, do índice DRASTIC, de avaliação da vulnerabilidade à poluição de águas subterrâneas. Desde aí foram feitas várias aplicações desse método, a diferentes escalas, e utilizando diferentes fontes de informação de base. A utilização de fontes de informação diferentes, com escalas diferentes e por vezes utilizando abordagens diferentes, conduziu à obtenção de mapas finais diferentes para uma mesma área, como se ilustra para o caso da península de Setúbal (sul de Lisboa).

A existência de metodologias diferentes de caracterização da vulnerabilidade à poluição, que assentam na caracterização de diferentes parâmetros, justificou que se procedesse à comparação dos resultados produzidos por estas metodologias. Neste sentido faz-se a comparação dos resultados da aplicação de seis métodos de caracterização da vulnerabilidade (AVI, GOD, DRASTIC, SI, EPPNA e SINTACX) ao sistema aquífero gnáissico e migmatítico de Évora (Alentejo Central).

No final da comunicação apresentam-se as conclusões dos resultados obtidos e apontam-se caminhos para a validação dos mapas de vulnerabilidade à poluição de águas subterrâneas.

Palavras-Chave: vulnerabilidade, métodos, comparação, DRASTIC, Évora

1 INTRODUÇÃO

O processo de avaliação da vulnerabilidade deve corresponder ao cálculo bem definido de índices de forma a reduzir a subjectividade envolvida na caracterização desses índices. Os índices devem ser de aplicação relativamente simples, dadas as limitações de dados normalmente existentes, embora devam ser consistentes e válidos para a classificação da vulnerabilidade que se pretende fazer numa área em estudo.

Com o objectivo de verificar a subjectividade inerente à utilização dos índices, utilizam-se os dados provenientes de várias aplicações do método DRASTIC numa área de estudo. Por outro lado aplicam-se vários métodos para fazer a caracterização da vulnerabilidade de uma área e comparam-se os resultados destas aplicações entre si.

Este trabalho insere-se no Projecto de Investigação a decorrer no LNEC sobre "Avaliação da Vulnerabilidade à Poluição de Águas Subterrâneas" (PIP 12032 - Proc. 607/14/14059).

2 MÉTODOS INDEXADOS PARA A CARACTERIZAÇÃO DA VULNERABILIDADE À POLUIÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Recentemente Artuso *et al.* (2002) publicaram um trabalho de comparação de diferentes métodos de avaliação da vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas. Os métodos estudados foram: EPPNA, AVI, GOD, DRASTIC, SINTACS, SI.

Apresenta-se uma descrição muito resumida dos métodos comparados.

Método EPPNA

Este método foi proposto em EPPNA (1998). De acordo com este método, atribui-se uma classe de vulnerabilidade em função das características litológicas/hidrogeológicas de uma área, de acordo com o Quadro 1.

Quadro 1 Classes de vulnerabilidade do método EPPNA

| Classes | Vulnerabilidade |
|---|------------------|
| V1 - Aquíferos em rochas carbonatadas de elevada carsificação | Alta |
| V2 - Aquíferos em rochas carbonatadas de carsificação média a alta | Média a alta |
| V3 - Aquíferos em sedimentos não consolidados com ligação hidráulica com a água superficial | Alta |
| V4 - Aquíferos em sedimentos não consolidados sem ligação hidráulica com a água superficial | Média |
| V5 - Aquíferos em rochas carbonatadas | Média a baixa |
| V6 - Aquíferos em rochas fissuradas | Baixa e variável |
| V7 - Aquíferos em sedimentos consolidados | Baixa |
| V8 - Inexistência de aquíferos | Muito baixa |

Índice DRASTIC

O índice DRASTIC (Aller *et al.*, 1987) corresponde à soma ponderada de sete valores que correspondem aos seguintes sete parâmetros ou indicadores hidrogeológicos: (1) D - Profundidade do Topo do Aquífero; (2) R - Recarga do Aquífero; (3) A - Material do Aquífero; (4) S - Tipo de Solo; (5) T - Topografia; (6) I - Influência da Zona Vadosa; (7) C - Condutividade Hidráulica do Aquífero.

A cada parâmetro é atribuído um índice (entre 1 e 10), que depois é multiplicado por um peso (entre 1 e 5). O índice final obtém-se somando os produtos de cada índice pelo respectivo peso. O índice final varia entre 23 e 226. Quanto mais elevado o índice maior a vulnerabilidade. As aplicações feitas até agora levaram à seguinte classificação do índice DRASTIC em termos de vulnerabilidade (Quadro 2).

Quadro 2 Classes de vulnerabilidade do índice DRASTIC

| índice DRASTIC | Vulnerabilidade |
|----------------|-----------------|
| > 199 | Muito alta |
| 160-199 | Alta |
| 120-159 | Intermédia |
| < 120 | Baixa |

Índice GOD

O índice GOD foi proposto por Foster (1987). Baseia-se nos seguintes três factores: (1) G - Ocorrência de águas subterrâneas, i.e., se o aquífero é livre, semi-confinado, confinado, etc.; (2) O - Classe de aquífero em termos de grau de consolidação e litologia; (3) D - Profundidade ao topo do aquífero. A cada factor é atribuído um índice e o índice final calcula-se multiplicando esses três índices. Ao índice final é acrescentado um sufixo que indica o grau de fracturação e a capacidade de atenuação. O índice máximo é 1,0, representando a vulnerabilidade máxima. O valor mínimo é 0,016 se existe um aquífero ou 0 se não existe aquífero. De acordo com o valor do índice GOD, o Quadro 3 mostra a relação entre o índice e a classe de vulnerabilidade proposta por Foster (1987).

Quadro 3 Classes de vulnerabilidade do índice GOD

| índice GOD | Vulnerabilidade |
|------------|-----------------|
| 0,7 – 1 | Extrema |
| 0,5 – 0,7 | Alta |
| 0,3 – 0,5 | Moderada |
| 0,1 – 0,3 | Baixa |
| 0 – 0,1 | Desprezável |

Índice AVI

O método do índice AVI (Índice de Vulnerabilidade do Aquífero) foi desenvolvido pelo National Hydrology Research Institute (NHRI), no Canadá. O método AVI baseia-se em dois parâmetros físicos: (1) d_i - espessura de cada camada sedimentar acima da zona saturada mais próxima da superfície; (2) K_i - condutividade hidráulica estimada de cada uma destas camadas. Baseado nestes parâmetros, calcula-se a resistência hidráulica (c), como $c = \sum (d_i / K_i)$. A relação entre a vulnerabilidade e c é apresentada no Quadro 4.

Quadro 4 Classes de vulnerabilidade do índice AVI

| Resistência hidráulica (ano) | Vulnerabilidade |
|------------------------------|--------------------|
| 0 - 10 | Extremamente Alta |
| 10 - 100 | Alta |
| 100 - 1000 | Moderada |
| 1000 - 10000 | Baixa |
| > 10000 | Extremamente Baixa |

(Van Stempvoort *et al.*, 1992)

Índice SINTACX

O método SINTACX é aplicado em Civita (1994). O desenvolvimento deste método baseou-se no método DRASTIC, utilizando os mesmos parâmetros: (1) S – Profundidade do topo do aquífero, (2) I – Recarga, (3) N – Impacto da zona vadosa, (4) T – Tipo de cobertura do solo, (5) A – Litologia do aquífero, (6) C – Condutividade hidráulica do aquífero, (7) X – Declive. O SINTACX atribui a cada parâmetro um índice de 1 a 10. O resultado final é um cálculo do índice de vulnerabilidade que resulta do somatório dos sete índices, cada um multiplicado por um peso respectivo. A relação entre a classe de vulnerabilidade e o índice SINTACX é apresentada no Quadro 5.

Quadro 5 Classes de vulnerabilidade do índice SINTACX

| SINTACX | Vulnerabilidade |
|-----------------|--------------------|
| $I > 210$ | Muito Alta |
| $186 < I < 210$ | Alta |
| $140 < I < 186$ | Moderadamente Alta |
| $105 < I < 140$ | Média |
| $80 < I < 105$ | Baixa |
| $I < 80$ | Muito Baixa |

Índice SI

O índice de susceptibilidade (SI) foi desenvolvido com o propósito de caracterizar a vulnerabilidade das águas subterrâneas à poluição agrícola e pode ser aplicado para escalas intermédias (1:50000 – 1:200000). A descrição do método baseia-se em Francés *et al.* (2001).

O SI é calculado a partir da soma ponderada de 5 parâmetros: (1) D – profundidade ao topo do aquífero, (2) R – recarga anual, (3) A – litologia do aquífero, (4) T – topografia, e (5) LU – ocupação do solo. A cada parâmetro é

atribuído um índice que é multiplicado por um peso. O índice varia entre 0 e 100. O Quadro 6 apresenta a relação entre o índice e a classe de vulnerabilidade (Paralta *et al.*, 2001).

Quadro 6 Classes de vulnerabilidade do índice SI

| SI | Vulnerabilidade |
|--------|-----------------|
| 85-100 | Muito alta |
| 65-85 | Alta |
| 45-65 | Intermédia |
| 0-45 | Baixa |

3 COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS DE QUATRO APLICAÇÕES DO MÉTODO DRASTIC NA PENÍNSULA DE SETÚBAL

De forma a analisar a sensibilidade do método DRASTIC a diferentes aplicações, ilustram-se quatro caracterizações diferentes da mesma área de estudo, na península de Setúbal, realizadas em contextos diferentes (Figuras 1 a 4). As aplicações foram feitas utilizando processos diferentes de caracterização dos parâmetros do método DRASTIC.

O Quadro 7 mostra a informação de base e as metodologias utilizadas para caracterizar cada um dos parâmetros nos quatro casos agora em comparação.

As diferenças que resultam das quatro aplicações resultam fundamentalmente da interpretação que é dada à informação de base, que evolui com a publicação de novos trabalhos (parâmetros A, I e C), da utilização de diferentes escalas na caracterização de um parâmetro (parâmetros S e T) e da utilização de diferentes processos na avaliação dos parâmetros (parâmetros D e R). Principalmente, quando a causa das diferenças reside nos processos de avaliação dos parâmetros, surge a necessidade de definir as melhores técnicas para a caracterização desses parâmetros.

4 COMPARAÇÃO DA APLICAÇÃO DE SEIS MÉTODOS DIFERENTES PARA A AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE À POLUIÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Foi feita a aplicação dos seis métodos brevemente descritos na secção 2 ao sistema aquífero gnaissico e migmatítico de Évora (Alentejo). Este trabalho foi apresentado em Artuso *et al.* (2002). A descrição do sistema aquífero que se apresenta baseia-se em Fialho *et al.* (1999). Este sistema é composto principalmente de gnaisses, migmatitos e granodioritos associados e rochas quartzodioríticas. Entre os gnaisses e os migmatitos, ocorrem outros metassedimentos, especialmente skarns e quartzitos.

A circulação e o armazenamento de água neste aquífero relaciona-se com a camada de alteração, com características de porosidade intergranular, e uma zona mais profunda, alterada e fracturada, com características de porosidade dupla. A base do sistema aquífero atinge os 20 a 40 m. Os estudos hidrodinâmicos num número limitado de poços indicam valores de transmissividade entre 30 a 100 m²/d.

Para se fazer a comparação entre os diversos métodos apresentados na secção 2 e tendo em atenção que as classes de vulnerabilidade definidas para cada método são diferentes entre si, reclassificaram-se todos os métodos para uma classificação uniforme de classes de vulnerabilidade (Quadro 8). Esta reclassificação constitui um procedimento de alguma forma subjectivo, da mesma forma que provavelmente também o foi (pelo menos parcialmente) a atribuição original da classificação da vulnerabilidade em cada método.

A Figura 5 mostra os resultados da aplicação dos diferentes métodos ao sistema aquífero de Évora, classificados de acordo com o Quadro 8.

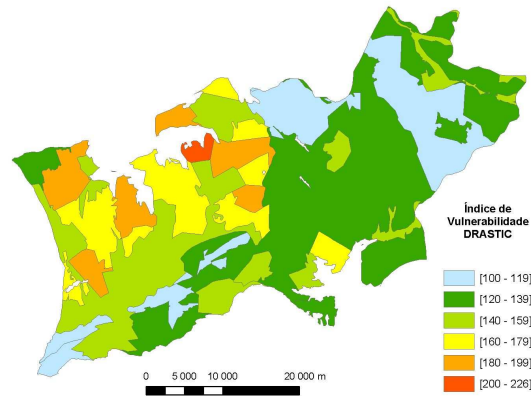


Figura 1 Vulnerabilidade à poluição apresentada em Lobo Ferreira & Oliveira (1993), originalmente à escala 1/500 000

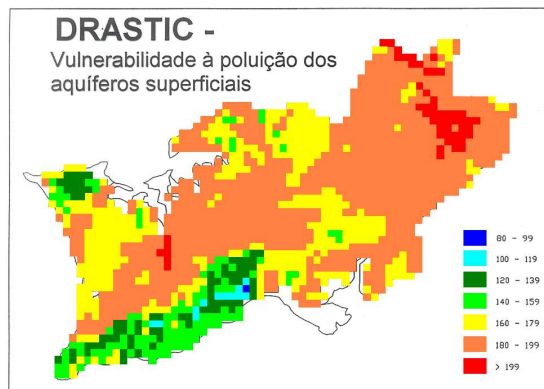


Figura 2 Vulnerabilidade à poluição apresentada em Oliveira & Lobo Ferreira (1994), utilizando uma malha quadrada de 1 km² x 1 km²

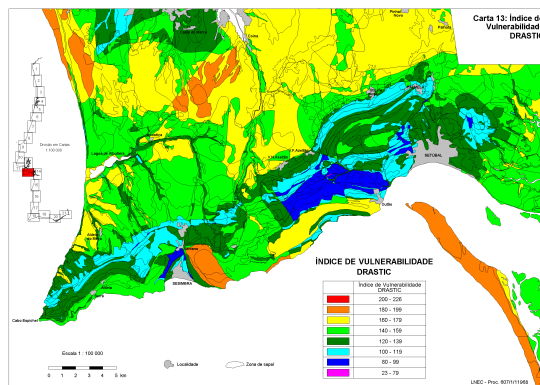


Figura 3 Vulnerabilidade à poluição apresentada em Lobo Ferreira *et al.* (1995), originalmente à escala 1/100 000

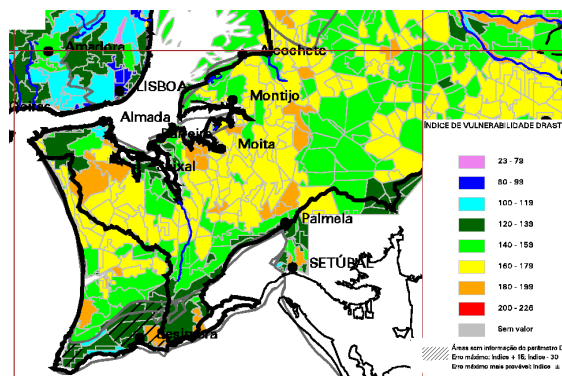


Figura 4 Vulnerabilidade à poluição apresentada em Oliveira *et al.* (2000), originalmente à escala 1/1 000 000

Quadro 7 Fontes de informação e processos utilizados na quantificação de cada parâmetro do método DRASTIC

| Referência | Lobo Ferreira & Oliveira (1993) | Oliveira & Lobo Ferreira (1994) | Lobo Ferreira <i>et al.</i> (1995) | Oliveira <i>et al.</i> (2000) |
|------------|--|---|--|---|
| Escala | 1/500 000 | rede de 1 km ² | 1/100 000 | 1/1 000 000 |
| D | Dados de profundidade ao topo do aquífero e interpolação de valores utilizando polígonos de Thiessen. | Dados de profundidade em 678 pontos de água, interpolação por krigagem utilizando o programa SURFER. Valor de profundidade obtido no centro do quadrado de 1 km ² | Projecção em papel, das profundidades existentes. Delimitação manual dos limites, com base também na geologia. Preferência à informação proveniente de poços (em vez de furos). Atribuição de índices máximos nas zonas aluvionares. | Extrapolação das profundidades medidas nos poços utilizando polígonos de Thiessen, com raio máximo de 5000 m em torno do ponto de água. Para as áreas não caracterizadas utilizou-se procedimento idêntico para informação proveniente de furos. Nas áreas aluvionares considerou-se índices máximos. |
| R | Método de Vermeulen <i>et al.</i> (1993) que extrapola dados do balanço hídrico. A informação de base encontra-se às escalas 1:100 000 (Land cover) e 1:1 000 000 (Mapa de solos). | Corridas do modelo de balanço hídrico sequencial diário BALSEQ para a área de estudo | Método de Vermeulen <i>et al.</i> (1993) que extrapola dados do balanço hídrico. A informação de base encontra-se às escalas 1:100 000 (Land cover) e 1:1 000 000 (Mapa de solos). | Método de Vermeulen <i>et al.</i> (1993) que extrapola dados do balanço hídrico. A informação de base encontra-se às escalas 1:100 000 (Land cover) e 1:1 000 000 (Mapa de solos). |
| A | Interpretação das notícias explicativas das cartas geológicas publicadas às escalas 1/50 000. A base geológica foi a Carta geológica de Portugal (1972, escala 1/500 000). | Mapas geológicos e respectivas notícias explicativas publicados, à escala 1/50 000 e 1/500 000; colunas litológicas; as publicações de Azevedo (1982), Galopim de Carvalho (1969), Ribeiro <i>et al.</i> , (1979); Teixeira e Gonçalves (1980), | Interpretação das notícias explicativas das cartas geológicas publicadas à escala 1/50 000. A base geológica foi a Carta geológica de Portugal (1972, escala 1/500 000). | Interpretação das notícias explicativas das cartas geológicas publicadas às escalas 1/50 000. A base geológica foi a Carta geológica de Portugal (1972, escala 1/500 000). |
| S | Carta de solos à escala 1/1 000 000 (CNA, 1978) e descrição dos solos (Cardoso <i>et al.</i> , 1973). | Carta de solos à escala 1/1 000 000 (CNA, 1978) e descrição dos solos (Cardoso <i>et al.</i> , 1973). | Cartas de Solos de Portugal à escala 1/50 000 ou 1/25 000, e interpretação dos perfis de solos quanto à textura e espessura apresentada em SROA (1970, 1973). | Carta de solos à escala 1/1 000 000 (CNA, 1978) e descrição dos solos (Cardoso <i>et al.</i> , 1973). |
| T | Triangulação em Arclnfo de pontos cotados existentes na Carta geológica de Portugal (1972, escala 1/500 000), e no mapa de bacias hidrográficas do Atlas do Ambiente (escala 1/1 000 000). | Altitude média em cada quadrado, obtida a partir das Cartas Militares à escala 1/25 000. Triangulação com os quatro quadrados vizinhos e atribuição do maior declive calculado | Mapa de declives feito manualmente a partir das curvas de nível das Cartas Militares à escala 1/25 000. | Mapa de declives preparado a partir de um Modelo Digital de Terreno (MDT) com célula quadrada de 500 m de lado. |
| I | idem, parâmetro A. | idem, parâmetro A. | idem, parâmetro A. | idem, parâmetro A. |
| C | Ábaco que relaciona a condutividade hidráulica e a geologia (fonte de informação: a mesma que o parâmetro A). | Ábaco que relaciona a condutividade hidráulica e a geologia (fonte de informação: a mesma que o parâmetro A). | Ábaco que relaciona a condutividade hidráulica e a geologia (fonte de informação: a mesma que o parâmetro A). | Ábaco que relaciona a condutividade hidráulica e a geologia (fonte de informação: a mesma que o parâmetro A). |

O Quadro 9 apresenta a comparação entre os métodos, através da percentagem de área em que os métodos dão o mesmo resultado ou em que acontecem as situações descritas como X/Y, onde X se refere à classe do método indicado na coluna, e Y se refere à classe do método indicado na linha (por exemplo, B/A significa que o método indicado na coluna pertence à classe B e que o método representado na linha corresponde à classe A). Quando as diferenças são de apenas uma classe (i.e. de A para B, B para C, ou C para D) esta situação pode dever-se à subjectividade da classificação, ou ao facto de o valor dado por um método estar próximo do limite

superior da classe menos vulnerável, e do valor dado pelo outro método estar próximo do limite inferior da classe mais vulnerável. Os resultados da comparação são os seguintes:

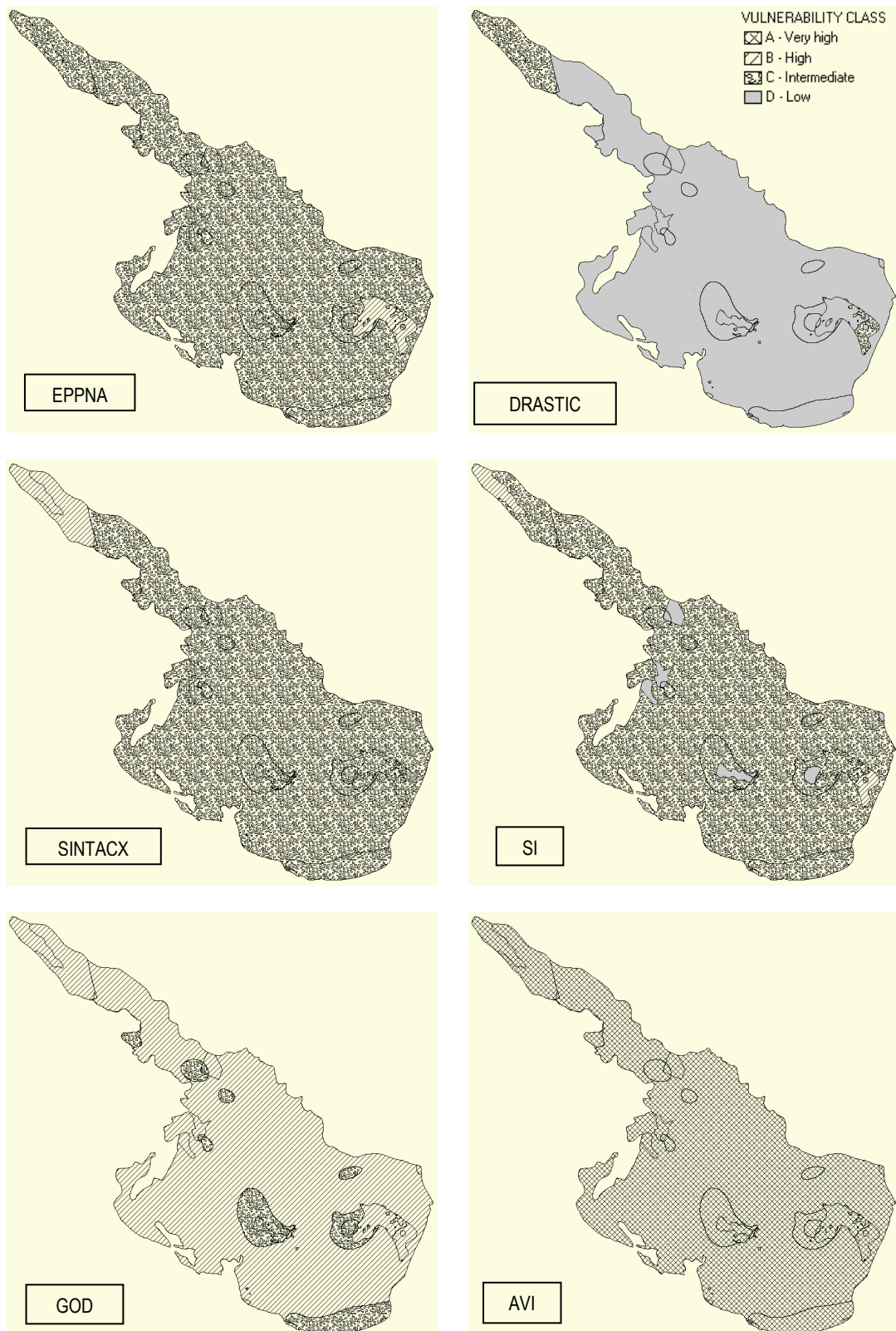


Figura 5 Aplicação dos diferentes métodos ao sistema aquífero de Évora, classificados de acordo com o Quadro 8

Quadro 8 Reclassificação das classificações dos diferentes métodos para se fazer a comparação dos resultados

| Vulnerabilidade | Classe | EPPNA | DRASTIC | GOD | AVI | SINTACX | SI |
|-----------------|--------|--------|---------|---------|----------|---------|--------|
| Muito Alta | A | V1, V3 | >199 | 0.7-1 | 0-10 | > 210 | 85-100 |
| Alta | B | V2, V4 | 160-199 | 0.5-0.7 | 10-100 | 186-210 | 65-85 |
| Intermédia | C | V5, V6 | 120-159 | 0.3-0.5 | 100-1000 | 105-186 | 45-65 |
| Baixa | D | V7, V8 | <120 | 0-0.3 | > 1000 | < 105 | 0-45 |

Quadro 9 Comparação dos seis métodos utilizados para caracterizar a vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas em termos de % de área total em que a classificação é a mesma ou a classificação é dada por X/Y, onde X se refere à classe indicada pelo método da coluna e Y se refere à classe dada pelo método indicado na linha

| Same class | DRASTIC | SI | SINTACX | EPPNA | GOD | AVI |
|------------|---------|-----|---------|-------|-----|-----|
| DRASTIC | x | 6% | 1% | 5% | 0% | 0% |
| SI | | x | 93% | 94% | 11% | 0% |
| SINTACX | | | x | 93% | 15% | 0% |
| EPPNA | | | | x | 13% | 0% |
| GOD | | | | | x | 0% |
| AVI | | | | | | x |
| B/A | DRASTIC | SI | SINTACX | EPPNA | GOD | AVI |
| DRASTIC | x | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| SI | 0% | x | 0% | 0% | 0% | 0% |
| SINTACX | 0% | 0% | x | 0% | 0% | 0% |
| EPPNA | 0% | 0% | 0% | x | 0% | 0% |
| GOD | 0% | 0% | 0% | 0% | x | 0% |
| AVI | 0% | 2% | 5% | 3% | 90% | x |
| C/A | DRASTIC | SI | SINTACX | EPPNA | GOD | AVI |
| DRASTIC | x | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| SI | 0% | x | 0% | 0% | 0% | 0% |
| SINTACX | 0% | 0% | x | 0% | 0% | 0% |
| EPPNA | 0% | 0% | 0% | x | 0% | 0% |
| GOD | 0% | 0% | 0% | 0% | x | 0% |
| AVI | 6% | 95% | 95% | 97% | 10% | x |
| D/A | DRASTIC | SI | SINTACX | EPPNA | GOD | AVI |
| DRASTIC | x | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| SI | 0% | x | 0% | 0% | 0% | 0% |
| SINTACX | 0% | 0% | x | 0% | 0% | 0% |
| EPPNA | 0% | 0% | 0% | x | 0% | 0% |
| GOD | 0% | 0% | 0% | 0% | x | 0% |
| AVI | 94% | 3% | 0% | 0% | 0% | x |
| C/B | DRASTIC | SI | SINTACX | EPPNA | GOD | AVI |
| DRASTIC | x | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| SI | 2% | x | 1% | 1% | 0% | 0% |
| SINTACX | 5% | 3% | x | 5% | 0% | 0% |
| EPPNA | 1% | 2% | 3% | x | 0% | 0% |
| GOD | 6% | 86% | 85% | 87% | x | 0% |
| AVI | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | x |
| D/B | DRASTIC | SI | SINTACX | EPPNA | GOD | AVI |
| DRASTIC | x | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| SI | 0% | x | 0% | 0% | 0% | 0% |
| SINTACX | 0% | 0% | x | 0% | 0% | 0% |
| EPPNA | 2% | 0% | 0% | x | 0% | 0% |
| GOD | 84% | 1% | 0% | 0% | x | 0% |
| AVI | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | x |
| D/C | DRASTIC | SI | SINTACX | EPPNA | GOD | AVI |
| DRASTIC | x | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| SI | 92% | x | 0% | 0% | 0% | 0% |
| SINTACX | 94% | 3% | x | 0% | 0% | 0% |
| EPPNA | 93% | 2% | 0% | x | 0% | 0% |
| GOD | 10% | 1% | 0% | 0% | x | 0% |
| AVI | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | x |

- O índice AVI produz resultados claramente afastados dos valores obtidos nos outros métodos; é o único método em que 100 % da área cai numa só classe e o único método que apresenta classe A;
- SI, SINTACX e EPPNA produzem resultados muito próximos (em 93-94 % da área);
- O grupo SI, SINTACX e EPPNA apresenta resultados diferentes dos do método DRASTIC (somente 1-6 % da área se classifica da mesma forma). Contudo, esta situação dever-se-á à subjectividade da classificação uma vez que a classe D do DRASTIC coincide 92-94 % com a classe C dos métodos SI, SINTACX e EPPNA. Neste sentido, pode dizer-se que os métodos SI, SINTACX, EPPNA e DRASTIC produzem resultados semelhantes;
- O índice GOD é o método mais próximo do AVI pois 90 % da área é caracterizada como classe B no GOD e como classe A no AVI;
- o índice DRASTIC é o mais distanciado do AVI (94 % da área caracterizada pelo DRASTIC pertence à classe D enquanto o AVI corresponde à classe A).

5 – CONCLUSÕES

Em relação às diferentes aplicações do método DRASTIC à área de estudo da península de Setúbal, e dadas as diferenças encontradas, justificar-se-ia uma análise mais detalhada, parâmetro a parâmetro, das causas que levaram à existência dessas diferenças, o que se conseguiria convertendo os resultados das diferentes aplicações para um SIG e, identificadas as diferenças, analisando as razões que levaram à atribuição dos índices a cada parâmetro.

A ocorrência desta situação conduz a caracterizações regionais diferentes para a mesma área de estudo, tornando difícil seleccionar os valores "reais" quando se pretende uma gestão e protecção real das águas subterrâneas (Lobo Ferreira e Oliveira, 2003).

Em relação à comparação entre os métodos, pode-se fazer a seguinte ordenação para o caso de estudo do sistema aquífero de Évora, da vulnerabilidade mais baixa para a mais alta: DRASTIC, o grupo formado pelos métodos SI, SINTACX e EPPNA (que são métodos muito próximos), GOD e AVI.

Para esta área o método EPPNA, que requer muito menos informação, produz resultados semelhantes aos produzidos por métodos muito mais exigentes em informação. Esta situação dever-se-á principalmente à natureza hidrogeológica da área em estudo (que se desenvolve em rochas ígneas e metamórficas).

Aparentemente, o método AVI não é muito adequado para caracterizar a vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas da área em estudo.

Baseados nos resultados agora apresentados e noutras aplicações realizadas anteriormente, e também nas conclusões apresentadas em Lobo Ferreira (2000), destaca-se a necessidade do desenvolvimento de estudos que permitam a validação dos métodos de avaliação da vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas, de forma a poderem ser comparados os resultados quantitativos (os valores dos índices) e os qualitativos (i.e., em termos de vulnerabilidade "Muito alta", "Alta", "Intermédia", "Baixa" e/ou "Muito baixa") com os resultados das análises de qualidade da água subterrânea determinadas para os sistemas aquíferos (a exemplo do trabalho de Stigter & Dill, 1999). Também seria importante comparar os resultados obtidos com os obtidos utilizando outras técnicas, salientando-se as técnicas geofísicas. Por exemplo Andrade Afonso *et al.* (1998) referem que estes métodos permitem a delimitação de áreas com alta e baixa vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas, ao detectar zonas de fractura e/ou localizando e quantificando a espessura das camadas de argila assim como as zonas de descontinuidade eventualmente existentes naquelas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aller, L.; Bennet, T.; Lehr, J.H.; Petty, R.J. (1987) - "DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings", U.S. EPA Report 600/2-85/018.

Andrade-Afonso, A. R.; Gonçalves, R. M. D.; Mendes Victor, L. A. (1998) - "A geofísica na detecção e parametrização de aquíferos - Algumas aplicações". Lisboa, 4º Congresso da Água da APRH.

- Artuso, E.; Oliveira, M.M.; Lobo Ferreira, J.P. (2002) - "Assessment of Groundwater Vulnerability to Pollution using six different Methods: AVI, GOD, DRASTIC, SI, EPPNA and SINTACS. Application to the Évora Aquifer", LNEC, Rel. 184/02-GIAS, June 2002.
- Azevedo, M.T. (1982) - "O Sinclinal de Albufeira. Evolução Pós-Miocénica e Reconstituição Paleogeográfica". Dissertação de Doutoramento em Geologia apresentado à Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Cardoso, J.C.; Bessa, M.T.; Marado, M.B. (1973) - "Carta dos Solos de Portugal", *Agronomia Lusitana*, 33, pp. 481-602.
- Civita M. (1994) - "Le Carte della Vulnerabilità degli acquiferi all inquinamento: Teoria & pratica". Pitagora Editrice, Bologna.
- CNA (1978) - "Carta dos Solos", Atlas do Ambiente, reprodução da Carta dos Solos do Serviço de Reconhecimento e de Ordenamento Agrário, delineada por J.C. Cardoso, M.T. Bessa e M.B. Marado.
- EPPNA (1998) – "Informação Cartográfica dos Planos de Bacia. Sistematização das Figuras e Cartas a Imprimir em Papel". Equipa de Projecto do Plano Nacional da Água, versão de Outubro de 1998, 29 pp.
- Fialho, A.; Chambel, A.; & Duque, J. (1999) - "Relation between geomorphology, land use and water management in the gneissic and migmatitic aquifer system of Évora (South Portugal)". Proceedings of XXIX IAH Congress "Hydrogeology and Land Use Management". Slovak, p. 159-164.
- Foster, S.S.D. (1987) - "Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy", in W. van Duijvanbooden and H.G. van Waegeningh (eds.), *Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollution*, Proceedings and Information No. 38 of the International Conference held in the Netherlands, in 1987, TNO Committee on Hydrological Research, Delft, The Netherlands.
- Francés, A.; Paralta, E.; Fernandes, J.; & Ribeiro, L. (2001) – "Development and application in the Alentejo region of a method to assess the vulnerability of groundwater to diffuse agriculture pollution: the susceptibility index". Lisboa, GeoSystem Center IST, Third International Conference on Future Groundwater Resources at Risk, June 2001.
- Galopim de Carvalho, A.M. (1969) - "Prospecção e Estudo de Algumas Areias da Península de Setúbal". Estudos, Notas e Trabalhos do S.F.M., vol. XIX, Fascs. 1-2
- Lobo-Ferreira, J. P. (2000) - "Inventariando, Monitorizando e Gerindo de Forma Sustentável Recursos Hídricos Subterrâneos. A Situação Portuguesa, os Desafios da União Europeia e a Globalização". Lisboa, LNEC, Teses e Programa de Investigação Nº 14, 429 pp.
- Lobo-Ferreira, J.P.; Oliveira, M.M. (1993) – "Desenvolvimento de um Inventário das Águas Subterrâneas de Portugal. Caracterização dos recursos Hídricos Subterrâneos e Mapeamento DRASTIC da Vulnerabilidade dos Aquíferos de Portugal", LNEC, Relatório 179/93 - GIAS, Lisboa.
- Lobo-Ferreira, J.P.; Oliveira, M.M. (2003) – "On the Experience of Groundwater Vulnerability Assessment in Portugal". International Workshop AVR03 - Aquifer Vulnerability and Risk. Salamanca, México.
- Lobo Ferreira, J.P.C.; Oliveira M.M.; Moinante, M.J.; Theves, T.; Diamantino, C. (1995) – "Estudo de Avaliação da Vulnerabilidade da Capacidade de Recepção das Águas e Zonas Costeiras em Portugal. Meios Receptores e Suas Características: Meios Subterrâneos". Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Relatório Específico R3.3 e 237/95-GIAS.
- Oliveira, M.M.; Lobo-Ferreira, J.P.C. (1994) - "Avaliação da Vulnerabilidade à Poluição dos Aquíferos Superficiais da Península de Setúbal utilizando o Método DRASTIC". Comunicações ao 2º Congresso da Água: O Presente e o Futuro da Água em Portugal, APRH, v. 3 pp. 251-264, Lisboa.
- Oliveira, M. M.; Novo, M.E.; Lobo-Ferreira, J. P.; Moinante, M. J. (2000) - "Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tejo – 1ª Fase – Análise e Diagnóstico da Situação Actual. Anexo Temático 4 - Recursos Hídricos Subterrâneos, Tomo A - Caracterização do Balanço Hídrico Subterrâneo. Estudo realizado para a Hidrotécnica Portuguesa – Consultores para Estudos e Projectos Lda. Relatório PBH–Tejo. Proc. 607/1/13022 – LNEC.DH.GIAS, Lisboa, 379 pp.

Paralta, E.A.; Oliveira, M.M.; Batista, S.B.; Francés, A.P.; 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", Publicação em CD-ROM, Seminário sobre "A Hidroinformática em Portugal", Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, 15-16 Novembro, 2001

Ribeiro, A.; Antunes, M.T.; Ferreira, M.P.; Rocha, R.B.; Soares, A.F.; Zbyszewski, G.; Moitinho de Almeida, F.; Carvalho, D.; Monteiro, J.H. (1979) - "Introduction à la géologie générale du Portugal". Lisboa, Serviços Geológicos de Portugal.

S.R.O.A. (1970) – "Carta dos solos de Portugal. I Volume: classificação e caracterização morfológica dos solos". Ministério da Economia, Secretaria de Estado da Agricultura, Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário, Volume I, 6ª Ed.

S.R.O.A. (1973) – "Carta dos solos de Portugal. II Volume: classificação e caracterização morfológica dos solos". Ministério da Economia, Secretaria de Estado da Agricultura, Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário, Volume II, 6ª Ed.

Stigter, T.Y.; Dill, A.C. (1999) – "Limitações do modelo DRASTIC. Aplicação a duas regiões algarvias contaminadas por nitratos". Seminário sobre Águas Subterrâneas. Lisboa, Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos.

Teixeira, C.; Gonçalves, F. (1980) - "Introdução à Geologia de Portugal". Lisboa, Instituto de Investigação Científica.

Van Stempvoort, D.; Ewert, L.; Wassenaar, L. (1992) - "AVI: A Method for Groundwater Protection Mapping in the Prairie Provinces of Canada". PPWD pilot project, Sept. 1991 - March 1992. Groundwater and Contaminants Project, Environmental Sciences Division, National Hydrology Research Institute.

Vermeulen, H.; Lobo-Ferreira, J.P.; Oliveira, M. (1993) - "A method for estimating Aquifer recharge in DRASTIC vulnerability mapping" in Seminário "Águas Subterrâneas e Ambiente". Lisboa, Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos.

TEMA 5

CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR ACTIVIDADES AGRÍCOLAS

ESTIMATIVA DO VOLUME E DA QUALIDADE EM NITRATOS DA ÁGUA SUBTERRÂNEA QUE ESCOA PARA O ESTUÁRIO DO RIO GUADIANA, NA ZONA DO SAPAL DE CASTRO MARIM

Catarina DIAMANTINO

*Geóloga, Mestre em Geologia Económica e Aplicada, Bolseira de Investigação * Email: cdiamantino@lnec.pt*

Manuel Mendes de OLIVEIRA

*Geólogo, Mestre em Geologia Económica e Aplicada, Assistente de Investigação * Email: moliveira@lnec.pt*

João Paulo de Cárcomo Lobo FERREIRA

*Engº Civil, Doutor em Engenharia Civil, Investigador-Coordenador *Email: lferreira@lnec.pt*

** Núcleo de Águas Subterrâneas do Departamento de Hidráulica e Ambiente do Laboratório Nacional de Engenharia Civil
Av. do Brasil, 101, 1700-066 LISBOA, PORTUGAL, Tel: 351 21 8443538, Fax: 351 21 844 3016*

RESUMO

No artigo que se apresenta, englobado no âmbito do projecto “*Estudo das Condições Ambientais no Estuário do Rio Guadiana e Zonas Adjacentes – Componente Águas Subterrâneas*”, realizado para o Instituto da Água (INAG) e no âmbito do projecto “*Valorização e Protecção da Zona Costeira – Componente 11: Avaliação e Estudo da Vulnerabilidade de Sistemas Aquíferos Costeiros*”, realizado para a Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT), desenvolveu-se um modelo de escoamento subterrâneo e do transporte de massa cujo principal objectivo se centrou em dois aspectos fundamentais: desenvolveu-se um modelo de escoamento subterrâneo e do transporte de massa cujo principal objectivo se centrou em dois aspectos fundamentais: (1) determinar quanta água subterrânea escoam para o estuário do rio Guadiana, na zona do sapal de Castro Marim e (2) caracterizar a qualidade da água subterrânea que escoam para o estuário, em termos da sua concentração em nitratos. As entidades hidrogeológicas que parcialmente escoam subterraneamente para o estuário do Guadiana são as seguintes: Aluviões de Castro Marim e Formações Meso-Cenozóicas inclusas, Restantes Formações Meso-Cenozóicas, Aquífero de S. Bartolomeu e Aquífero de Monte Gordo. Pela sua maior importância como aquífero e proximidade com o estuário, o sistema aquífero de Monte Gordo foi modelado com o modelo matemático FEFLOW, relativamente ao escoamento subterrâneo e ao transporte de massa, em regime variável. Para as restantes formações, foram estimados, por balanço de massa, o volume de água e a massa de azoto que escoam subterraneamente para o estuário do rio Guadiana. O local da entrada de nitratos no sistema utilizou como informação cartográfica de base o mapa de ocupação do solo *Corine Land Cover*. No total, com base nos pressupostos apresentados neste artigo, estimou-se que a descarga de água subterrânea para o estuário é, em ano médio, de 2,5 hm³/ano e que, para uma área fertilizada de 1 336 ha, escoam subterraneamente para o estuário, na zona do sapal de Castro Marim 13,4 ton/ano de azoto (*i.e.* 59,2 ton/ano NO₃).

Palavras chave: escoamento subterrâneo, nitratos, modelação matemática, FEFLOW, estuário do rio Guadiana.

1 INTRODUÇÃO

O trabalho que se apresenta neste artigo insere-se num Projecto desenvolvido no Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Departamento de Hidráulica e Ambiente, Núcleo de Águas Subterrâneas, para o Instituto da Água denominado: Estudo das Condições Ambientais no Estuário do Rio Guadiana e Zonas Adjacentes, no âmbito da componente de caracterização dos seus Recursos Hídricos Subterrâneos, 3ª Fase - Proposta de Medidas de Gestão Ambiental. Um dos objectivos deste estudo, inserido na 3ª Fase e que agora se apresenta, referia-se ao estudo das relações existentes entre o estuário do Guadiana e as entidades hidrogeológicas, que

escoam subterraneamente para o estuário do Guadiana. Deste modo determinou-se (1) quanta água subterrânea escoam para o estuário na zona do sapal de Castro Marim e (2) a qualidade da água subterrânea que escoam para o estuário, em termos da sua concentração em nitratos. Para tal foi realizada a modelação do escoamento subterrâneo e do transporte de massa, em regime variável, para o caso do sistema aquífero de Monte Gordo e o balanço de massa, para as restantes formações aquíferas.

2 DEFINIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

As entidades hidrogeológicas que parcialmente escoam subterraneamente para o estuário do Guadiana e que vão ser alvo desta análise são as seguintes: Aluviões de Castro Marim e Formações Meso-Cenozóicas inclusas, Restantes Formações Meso-Cenozóicas, Aquífero de Monte Gordo e Aquífero de S. Bartolomeu. A modelação matemática apenas foi realizada no sistema aquífero de Monte Gordo, sendo este o aquífero de maior importância e que se situa mais próximo do estuário.

3 MODELAÇÃO DO FLUXO SUBTERRÂNEO NO SISTEMA AQUÍFERO DE MONTE GORDO

O modelo matemático FEFLOW (*Finite Element Subsurface Flow & Transport Simulation System*) desenvolvido pela WASY *Institute for Water Resources Planning and Systems Research*, Berlim, Alemanha DIERSCH (1998), foi utilizado para a modelação tridimensional do fluxo subterrâneo e do transporte de massa em regime permanente e variável, no sistema aquífero de Monte Gordo. As várias etapas de modelação, nomeadamente as condições iniciais e de fronteira, os parâmetros de entrada para os materiais do aquífero e a calibração do modelo, assim como os resultados da modelação em regime permanente são apresentadas com maior detalhe em DIAMANTINO e LOBO FERREIRA (2002) e em DIAMANTINO *et al.* (2003). Neste artigo apenas se apresentam os aspectos relacionados com a modelação em regime variável.

3.1 Breve caracterização geológica e hidrogeológica

Os limites do sistema aquífero de Monte Gordo foram definidos em INAG (1997). Trata-se de um aquífero poroso não confinado, que se prolonga desde Vila Real de Santo António até próximo da Praia Verde, numa extensão de cerca de 5 km por 2 km de largura média, ocupando uma área total de aproximadamente 10 km². Em termos litológicos este sistema aquífero é constituído por areias de praia, que afloram no litoral numa estreita faixa, por areias de duna, que se limitam à área ocupada pelo pinhal e que atingem uma espessura superior a 10 metros e, mais a Norte, por areias de calibre variável com uma componente argilosa e orgânica importante, correspondendo à duna desmantelada e a material aluvionar (SILVA, 1984). De acordo com este autor, a estrutura do sistema aquífero corresponde a uma bacia alongada E-W, cujo substrato impermeável é constituído por siltes e argilas com vegetais, considerados como aluviões antigos; subjacente a este nível surgem os arenitos avermelhados do Pliocénico. A zona saturada corresponde a um nível de areias de praia e de estuário, com espessura estimada em 12 metros; à superfície ocorre um nível de areias de duna de espessura irregular que depende da topografia actual e que excede, por vezes, os 10 metros.

Os limites do sistema aquífero fazem-se a Norte com o esteiro da Carrasqueira, a Sul com o mar, a Oeste com os arenitos argilosos do Pliocénico e a Este com o rio Guadiana. Na Figura pode observar-se o mapa hidrogeológico da área de estudo e os pontos de água inventariados no sistema aquífero.

3.2 Modelação do fluxo subterrâneo em regime variável

A modelação do fluxo subterrâneo no sistema aquífero de Monte Gordo em regime variável foi realizada introduzindo a variabilidade em termos sazonais no parâmetro recarga do aquífero. O estudo da recarga foi apresentado em LEITÃO *et al.* (2001), tendo sido calculada pelo modelo de balanço hídrico sequencial diário BALSEQ.

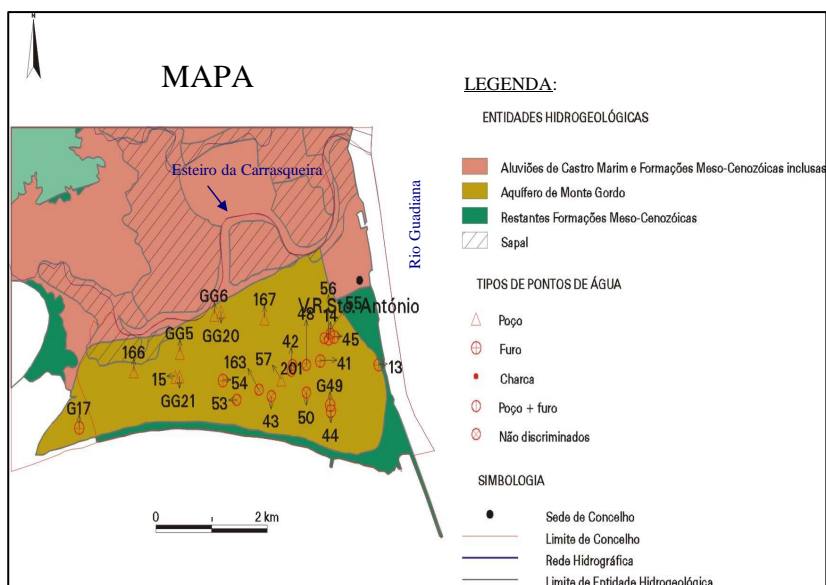


Figura 1 – Mapa hidrogeológico do sistema aquífero de Monte Gordo e pontos de água inventariados.

A primeira fase da modelação do sistema aquífero de Monte Gordo consistiu na definição dos seus limites. Uma vez que os limites do sistema não coincidem por uma pequena área com as barreiras hidrológicas circundantes (o rio e o mar) procedeu-se à extensão destes limites, de modo a que se possam estabelecer condições de fronteira mais exactas. Assim sendo, o limite Norte do aquífero foi prolongado até ao esteiro da Carrasqueira, o limite Sul foi prolongado até à fronteira com o mar e o limite Este até à fronteira com o Rio Guadiana (observar Figura 1 e

Figura 2). A área total modelada foi calculada em cerca de 13 km². Os limites do aquífero definidos serviram de base para desenhar os limites do domínio a modelar. Em seguida gerou-se de forma automática uma malha de elementos finitos do tipo triangular (Figura 2).

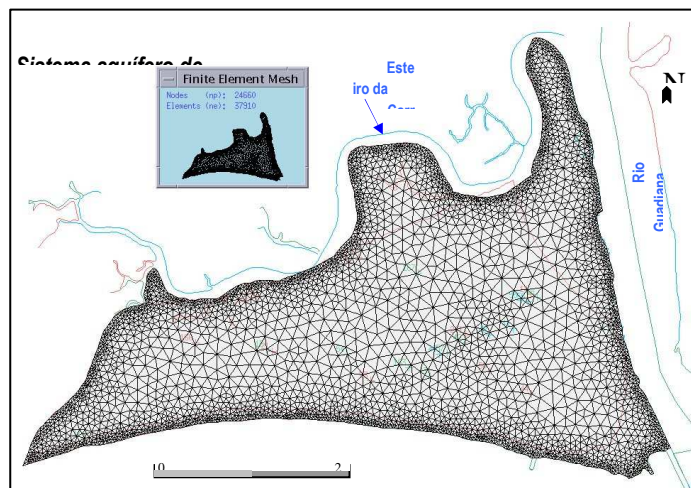


Figura 2 – Malha de elementos triangulares do modelo.

Para este sistema aquífero foram encontradas três situações de recarga diferentes que forneceram valores anuais médios de 130 e 150 mm/ano para zonas com ocupações vegetais diferentes, e acima de 300 mm/ano para zonas de areias sem qualquer coberto vegetal (LEITÃO *et al.*, 2001). O aquífero fica assim dividido em 3 áreas de acordo com os valores de recarga médios calculados, que variam entre 150 mm/ano, 134 mm/ano e 328 mm/ano (área 1, área 2 e área 3, respectivamente). Uma vez que a área modelada relativa a este sistema

aquífero foi estendida até ao esteiro da Carrasqueira e até mar, nestas áreas foram inicialmente atribuídos valores de recarga de 50 mm/ano (área 5) e de 328 mm/ano, respectivamente. Nos locais das povoações de Monte Gordo e Vila Real de Santo António, foram inicialmente atribuídos valores de recarga mais baixos, de cerca de 40 mm/ano (área 4). A localização destas áreas pode observar-se na Figura que representa igualmente o mapa final de recarga obtido após a calibração do modelo, em regime permanente.

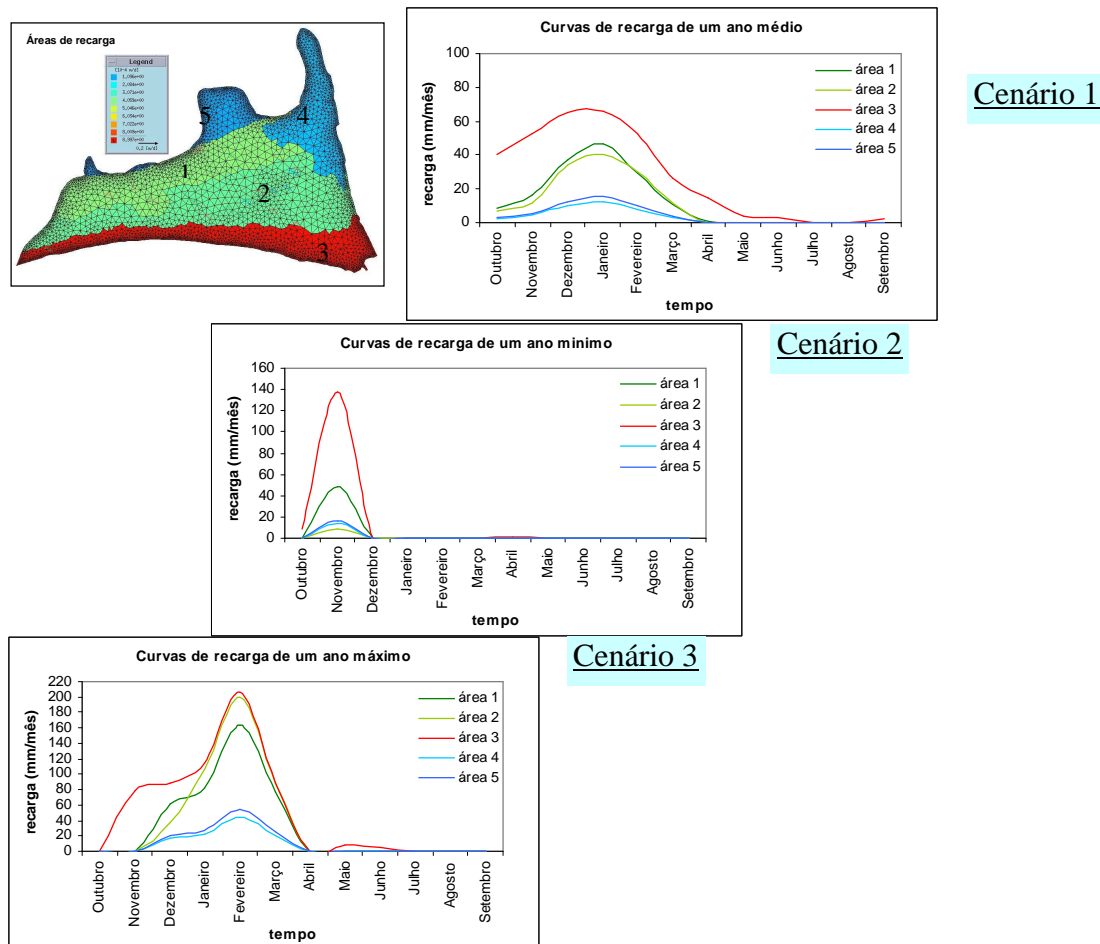


Figura 3 - Curvas de recarga atribuídas a cada área do aquífero para um ano médio e para um ano em que a precipitação foi mínima e máxima

Seguidamente, foram determinados quais os anos em que a precipitação registada foi mínima e máxima, da série de registos analisados (1955/1983) - no ano de 1980/1981 a precipitação registada foi mínima (295 mm) e no ano de 1968/1969 a precipitação registada foi máxima (896 mm). Para estes anos obtiveram-se valores de recarga calculados na zona de pinhal (área 2) de 8 mm/ano e 431 mm/ano, respectivamente, nas áreas cultivadas (área 1) de 49 mm/ano e 385 mm/ano, respectivamente e na zona de areias sem coberto vegetal (área 3) de 149 mm/ano e 590 mm/ano, respectivamente.

O modelo de fluxo em regime variável foi realizado com três cenários diferentes, em termos da variabilidade do parâmetro recarga do aquífero. Os valores de entrada para o cenário 1 correspondem aos valores médios de recarga calculados, para o cenário 2 correspondem a um ano em que a precipitação registada foi mínima e para o cenário 3 correspondem a um ano em que a precipitação registada foi máxima. Na Figura 3 pode observar-se a correspondência entre cada uma das áreas do aquífero e a respectiva curva de recarga atribuída, em cada cenário modelado.

As simulações em regime variável foram realizadas para um tempo final de 10 anos, após o qual foi possível atingir a situação de equilíbrio. Os resultados fornecidos, ao fim deste tempo de simulação foram a distribuição mensal da piezometria, para os três cenários simulados. Como exemplo apresentam-se estes valores para o mês de Outubro obtidos para um ano com valores médios de recarga (Figura 4 A), para um ano em que a precipitação foi mínima (Figura 4B) e para um ano em que a precipitação foi máxima (Figura 4C). Apresentam-se e analisam-se em DIAMANTINO *et al.* (2003) os restantes resultados mensais da modelação da piezometria, obtidos num ano hidrológico com recarga média, mínima e máxima.

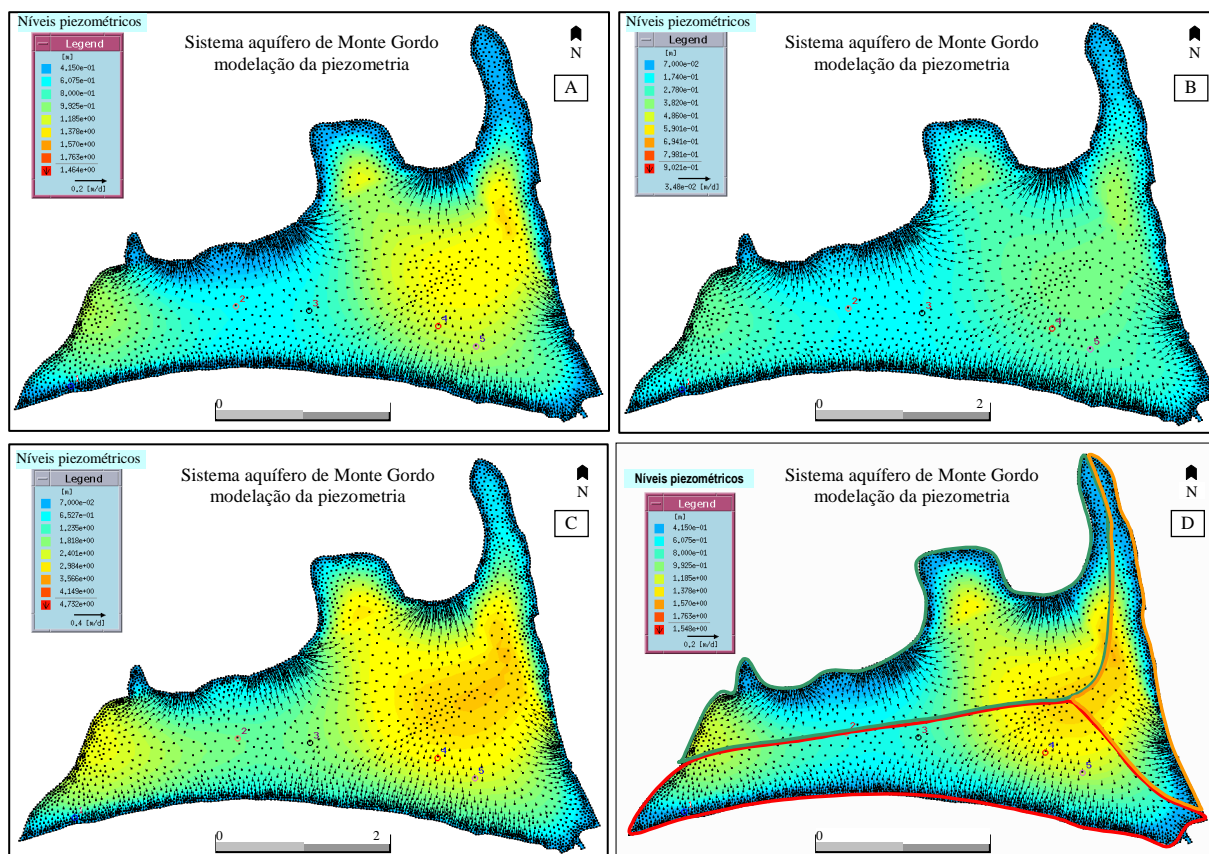


Figura 4 – Modelação da piezometria no sistema aquífero de Monte Gordo num ano de recarga médio (A), num ano em que a precipitação foi mínima (B) e num ano em que a precipitação foi máxima (B) (resultados obtidos no mês de Outubro). Divisão do sistema aquífero em três zonas preferenciais de escoamento (C).

3.3 Volume de água que escoar para os corpos de água superficiais adjacentes

Os resultados do balanço hídrico em regime variável fornecidos pelo modelo forneceram um valor de cerca de 5 710 m³/dia de água que entra no aquífero através da recarga superficial. Deste volume, uma parte escoar para o Esteiro da Carrasqueira (1 927 m³/dia), outra para o rio Guadiana (704 m³/dia) e outra para o mar (3 080 m³/dia), tornando-se possível dividir o aquífero em três áreas de escoamento (Figura 4D). As simulações relativas a um ano em que a precipitação foi mínima e máxima fornecem resultados diferentes relativos a este balanço hídrico (Quadro 1), quer em termos globais quer em termos das parcelas que escoam para cada uma das zonas de descarga do aquífero. Num ano em que a precipitação foi mínima a quantidade de água que entra no aquífero pela recarga é de apenas 1 743 m³/dia e num ano em que a precipitação foi máxima atinge os 13 121 m³/dia.

Quadro 1 – Resultados do balanço hídrico fornecidos pelo modelo para os três cenários propostos

| | Volume que escoam para o estuário | Volume que escoam para o rio Guadiana | Volume que escoam para o mar | TOTAL |
|-----------|---|---|---|--|
| Cenário 1 | 1 927 m ³ /dia 0,703 hm ³ /ano | 704 m ³ /dia 0,257 hm ³ /ano | 3 080 m ³ /dia 1,124 hm ³ /ano | 5 710 m ³ /dia 2,084 hm ³ /ano |
| Cenário 2 | 516 m ³ /dia 0,188 hm ³ /ano | 211 m ³ /dia 0,077 hm ³ /ano | 1 016 m ³ /dia 0,371 hm ³ /ano | 1 743 m ³ /dia 0,636 hm ³ /ano |
| Cenário 3 | 4 787 m ³ /dia 1,747 hm ³ /ano | 1 612 m ³ /dia 0,588 hm ³ /ano | 6 723 m ³ /dia 2,454 hm ³ /ano | 13 121 m ³ /dia 4,789 hm ³ /ano |

4 ESTIMATIVA DO VOLUME DE ÁGUA SUBTERRÂNEA QUE ESCOA PARA O ESTUÁRIO DO GUADIANA

Como se referiu anteriormente, as entidades hidrogeológicas que parcialmente escoam subterraneamente para o estuário do Guadiana são: Aluviões de Castro Marim e Formações Meso-Cenozóicas inclusas, Restantes Formações Meso-Cenozóicas, Aquífero de Monte Gordo e Aquífero de S. Bartolomeu. No caso das Aluviões de Castro Marim e Formações Meso-Cenozóicas inclusas e das Restantes Formações Meso-Cenozóicas, a descarga das entidades hidrogeológicas foi calculada assumindo que era igual à recarga média calculada com base nos métodos de balanço hídrico sequencial diário para o cálculo da recarga (cf. LEITÃO *et al.*, 2001). Procedimento idêntico foi utilizado para o caso do sistema de S. Bartolomeu, tendo no entanto sido necessário definir a área deste sistema aquífero que drena para o sapal. Por falta de informação que permitisse estabelecer outro limite, foi considerada a zona de drenagem das águas superficiais para o estuário. Os valores de descarga de água subterrânea para o estuário, na zona do sapal de Castro Marim, apresentam, em ano médio, um total de 2,542 hm³/ano (6 964 m³/d), distribuídos da seguinte forma:

- aquífero de Monte Gordo: 0,703 hm³/ano (1 927 m³/dia)
- aquífero de S. Bartolomeu: 0,184 hm³/ano (505 m³/dia)
- aluviões de Castro Marim e formações Meso-Cenozóicas inclusas: 0,870 hm³/ano (2 384 m³/dia)
- restantes formações Meso-Cenozóicas: 0,179 hm³/ano (489 m³/dia)

5 QUALIDADE EM NITRATOS DA ÁGUA SUBTERRÂNEA QUE ESCOA PARA O ESTUÁRIO DO GUADIANA

5.1 Introdução

A origem dos nitratos (NO₃) nas águas subterrâneas está normalmente associada a más práticas agrícolas (fertilização excessiva) e pecuárias (rejeição de efluentes e/ou resíduos sólidos), ou à infiltração de água das fossas sépticas. A fonte de NO₃ com maior expressão resulta da actividade agrícola. Esta actividade caracteriza-se pelo emprego de grandes volumes de água de rega associados ao uso excessivo de adubos. A aplicação de fertilizantes azotados serve como suplemento das necessidades de nutrientes no crescimento das plantas, parcialmente cobertas pelo conteúdo natural das substâncias do solo. A adubação tem como objectivo repor os elementos químicos que foram retirados nas culturas anteriores ou retirados por efeito da lixiviação do solo. Um aumento da concentração de nutrientes adicionados ao solo traduz-se num incremento da quantidade total de nutriente absorvido pela planta, obtendo-se assim, um melhor rendimento nas colheitas. Atingindo um determinado ponto, contudo, a proporção de nutriente absorvido em relação ao volume aplicado começa a decrescer. O excesso de azoto (N), não absorvido pelas plantas, pode ser arrastado até ao nível piezométrico

pelo movimento descendente da água na zona não saturada, através de processos de decomposição e nitrificação.

A razão para a aplicação excessiva de N deve-se ao facto de, muitas vezes, o agricultor não dispor de toda a informação necessária para fazer previsões exactas das taxas apropriadas de aplicação do fertilizante. Além disso, o custo económico da fertilização excessiva é inferior ao da fertilização insuficiente, pelo que a excessiva aplicação de N é uma situação bastante comum. Algumas das medidas das boas práticas agrícolas referem que a aplicação de fertilizante deve ser realizada de acordo com o desenvolvimento das plantas, de modo a que o N seja incorporado nos períodos de vegetação intensiva e ainda que a adubação seja preferencialmente realizada na Primavera e princípio do Verão.

5.2 Estimativa da quantidade de nitratos pelo balanço de massa

Procurou obter-se informação detalhada acerca da agricultura praticada nesta área e das práticas agrícolas de fertilização. A quantificação da aplicação do N no solo é tarefa difícil devido à inexistência de dados concretos relativos a (1) cartografia exacta das culturas, (2) quantidade de N aplicado por cultura, e (3) calendário de aplicação de fertilizantes. Por isso, realizou-se um estudo que é apenas indicativo, das possíveis quantidades de N aplicadas na agricultura.

Com base nas diversas culturas possíveis considera-se um valor que se pretende médio de N por área agrícola: 100 kg N/ha. Considera-se que este valor é aplicado e distribui-se uniformemente por todas as áreas onde pode haver fertilização. Depois, uma vez que parte desse N é absorvido pela planta (idealmente seria todo), vai-se assumir que 90 % é absorvido e 10 % mantém-se no solo acabando por ser dissolvido na água de recarga e passando para a água subterrânea. Ou seja, fica-se com uma entrada de N na base da zona radicular e após absorção pelas plantas de $10 \text{ kg N/ha} = 10000 \text{ g N} / 10000 \text{ m}^2 = 1 \text{ g N/m}^2$. Esse valor é dividido pela recarga para se estimar a concentração de N na água.

Assim, o processo de aumento da concentração de N na água subterrânea deverá ser muito lento, pois representa uma pequena contribuição anual em relação à totalidade da água existente na zona saturada. O volume de água armazenado na zona saturada relaciona-se também com o tempo de percurso subterrâneo/tempo de residência na zona saturada.

Se o volume armazenado for pequeno, o processo de aumento da concentração de N atinge valores elevados mais depressa. Se o volume armazenado for grande, e com isso o tempo desde a entrada do N na zona saturada até à sua saída na zona de descarga (neste caso, o estuário do Guadiana), então os teores em N na zona saturada são muito diluídos e os teores em N apesar de aumentarem, mantêm-se baixos.

Em relação à distribuição temporal da recarga vs. aplicação de fertilizantes, mesmo que estes sejam aplicados fora do período de precipitações, assume-se que a tal fracção (de 10%) permanece no solo, e que quando se der a precipitação acaba por constituir recarga. Se o N for veiculado pela água de rega, também se assume que a referida fracção acaba por ir parar à zona saturada.

Para a totalidade da área que se supõe que descarrega para o estuário, fez-se um cálculo expedito, que consiste em assumir que a quantidade de N veiculado pela água de recarga é igual à quantidade de N que descarrega para o estuário (ou seja, assume-se que já se atingiu um regime de equilíbrio entre as entradas e as saídas de N). Na realidade, este valor só pode ser atingido várias dezenas de anos após a sua entrada na zona saturada, de acordo com o balanço demonstrado em DIAMANTINO *et al.* (2003).

Como fonte de informação utiliza-se a Carta de Ocupação do Solo *Corine Land Cover*. Na zona do estuário do Guadiana consideram-se como áreas potencialmente adubadas com N as seguintes:

- vinhas (13 ha),
- pomares (212 ha),
- culturas anuais + permanentes (408 ha),
- sistemas culturais complexos (691 ha),
- territórios agro-florestais (12 ha).

A recarga utilizada é a recarga anual média estimada em LEITÃO *et al.* (2001). A entrada de N para as águas subterrâneas é, para toda a área, como explicado anteriormente, 1 g/m^2 .

A Figura 5 mostra o teor de NO₃ (1 g/L NO₃ = 0,23 g/L N) esperado na água de recarga das águas subterrâneas, considerando a recarga anual média. O Quadro 2 mostra a concentração de NO₃ esperada anualmente na água subterrânea de descarga para o estuário. Teoricamente estes valores podem não ter sido atingidos porque a aplicação de N não se deve fazer há tempo suficiente para que se tenha estabelecido o regime de equilíbrio.

Quadro 2 – Concentração de NO₃ esperada anualmente na água subterrânea de descarga para o estuário

| Entidades hidrogeológicas | Área* (ha) | Recarga anual média (mm/a) | Saída = Entrada média de NO ₃ * | |
|---|---------------|----------------------------------|---|-------------|
| | | | (mg/L/a) | (ton/a) |
| Aluviões de Castro Marim e Formações Meso-Cenozóicas inclusas | 870 | 76 | 58 | 38,5 |
| Restantes Formações Meso- Cenozóicas | 117 | 100 | 44 | 5,2 |
| Aquífero de Monte Gordo | 205 | 136 | 33 | 9,1 |
| Aquífero de S. Bartolomeu | 144 | 119 | 37 | 6,4 |
| Total | 1336 | - | 172 | 59,2 |

* calculado para as áreas ocupadas pela vinhas, pomares, culturas anuais + permanentes, sistemas culturais complexos e territórios agro-florestais

Para as entidades hidrogeológicas que drenam subterraneamente para o estuário, na zona do sapal de Castro Marim, obtiveram-se os seguintes valores de cargas de N:

- aquífero de Monte Gordo (área fertilizada = 205 ha): 2,05 ton/ano de N;
- aquífero de S. Bartolomeu (área fertilizada = 144 ha): 1,44 ton/ano de N;
- aluviões de Castro Marim e formações Meso-Cenozóicas inclusas (área fertilizada = 870 ha): 8,70 ton/ano de N;
- restantes formações Meso-Cenozóicas (área fertilizada = 117 ha): 1,17 ton/ano de N.

No total estimou-se, para uma área fertilizada de 1336 ha, o valor de **13,36 ton/ano de N** (i.e. **59,2 ton/ano NO₃**) que escoia subterraneamente para o estuário na zona do sapal de Castro Marim.

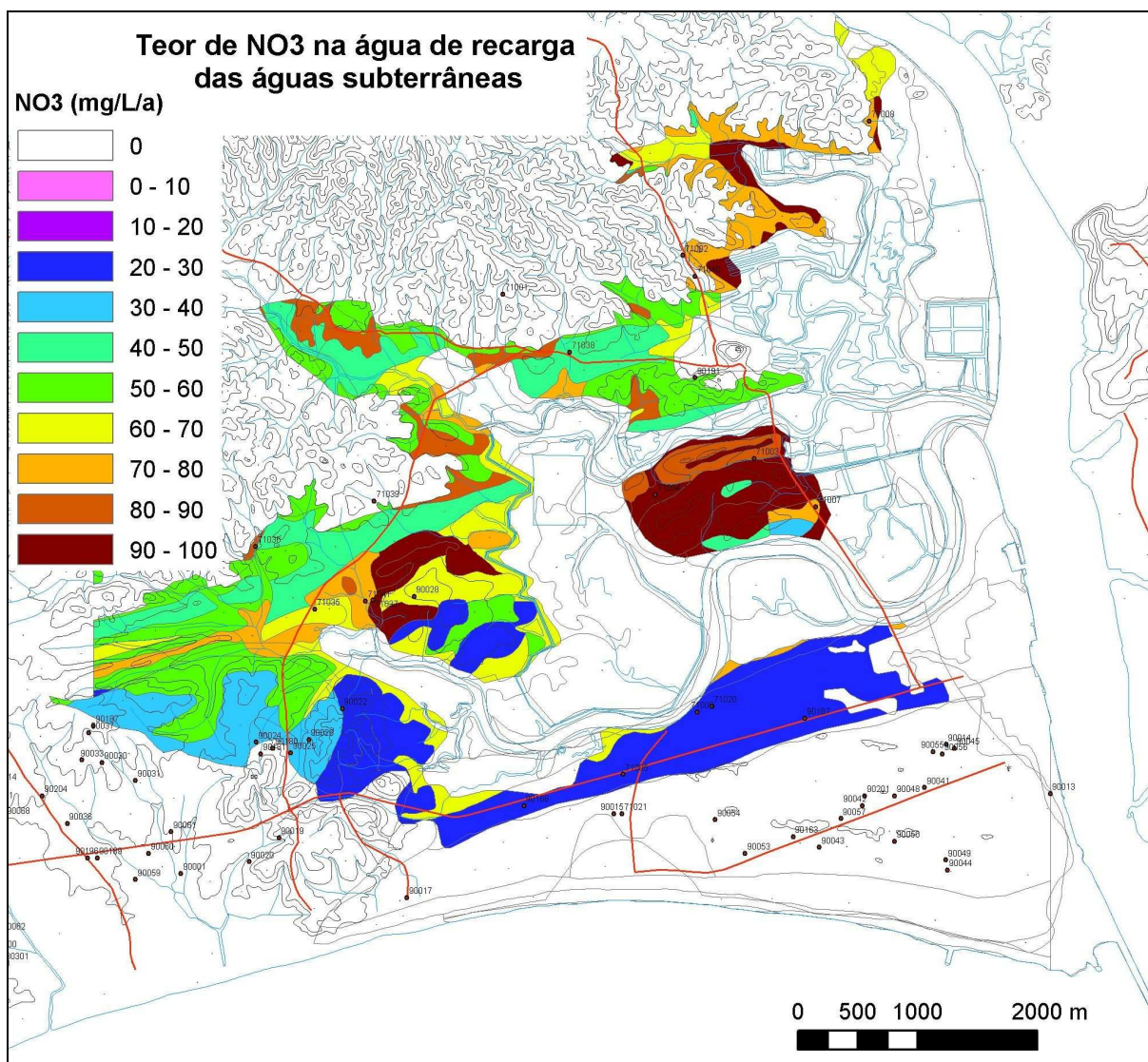


Figura 5 – Teor de NO₃ na água de recarga das águas subterrâneas

5.3 Modelação da contaminação por nitratos no sistema aquífero de Monte Gordo

Como se indicou anteriormente a actividade agrícola de regadio constitui uma importante fonte de poluição de origem difusa, especialmente na zona das Hortas, que se insere na parte mais a norte do sistema aquífero de Monte Gordo. Foi desenvolvido um cenário de modelação da contaminação por NO₃ neste sistema aquífero, que se desenvolveu a partir da introdução de uma concentração de 4,4 g/m² de NO₃ (que equivale a 1 g/m² de N) uniformemente pela área das Hortas (Figura 6).

Assumi-se na modelação do transporte de nitratos nas águas subterrâneas, que o NO₃ é conservativo, não se tendo considerado a ocorrência de processos químicos designadamente de fixação, de amonificação, de assimilação, de nitrificação e de desnitrificação.

A modelação foi realizada em regime variável sendo os valores de recarga introduzidos no modelo correspondentes a um ano médio de recarga. Este fluxo de NO₃ foi considerado ciclicamente, introduzido apenas no mês de Setembro, uma vez que no mês seguinte, em Outubro, se verifica uma importante componente de recarga do aquífero e que acabará por lixiviar este NO₃ para a zona saturada. Uma vez que a circulação no aquífero se realiza muito lentamente optou-se por simular este cenário durante um período de 100 anos, para que se atingisse uma situação de equilíbrio em que todo o NO₃ que foi introduzido acabasse por escoar para o esteiro. O objectivo desta fase da análise permitiu modelar a distribuição espacial da concentração de NO₃ no aquífero, ao fim de um determinado tempo pretendido.

Deste modo os resultados obtidos foram a distribuição da concentração de NO_3 mensal e a distribuição da piezometria mensal obtida para o mesmo ano hidrológico simulado, ao fim do tempo total de simulação. Os resultados da modelação da piezometria num ano hidrológico com recarga média e os resultados da modelação da concentração de NO_3 obtidos igualmente neste mesmo período são apresentados em DIAMANTINO *et al.* (2003). Como exemplo, pode observar-se na Figura 7a modelação da concentração de NO_3 obtida num mês médio de Outubro e as linhas de fluxo obtidas. Verificou-se que todo o NO_3 se propaga apenas para o esteiro da Carrasqueira e que existem três zonas de saída preferencial. Estas zonas podem observar-se na Figura 7 nos locais onde a densidade de linhas de fluxo é maior e a concentração de NO_3 é menor comparativamente com a área envolvente. As concentrações de NO_3 no aquífero variam entre 0 e 80 mg/l - os valores mais elevados (que atingem os 80 mg/l) apenas se detectam numa pequena área do aquífero localizada junto à fronteira impermeável (oeste), afastada das zonas de saída de escoamento, num período de tempo que corresponde apenas ao mês de injeção e ao mês seguinte – após esse período e em toda a área da zona das Hortas, as concentrações de NO_3 variam em torno de um valor de 30 mg/l, nos locais mais afastados das zonas saída preferencial e, inferior a 20 mg/l, nos locais onde a velocidade do escoamento atinge os valores mais elevados.

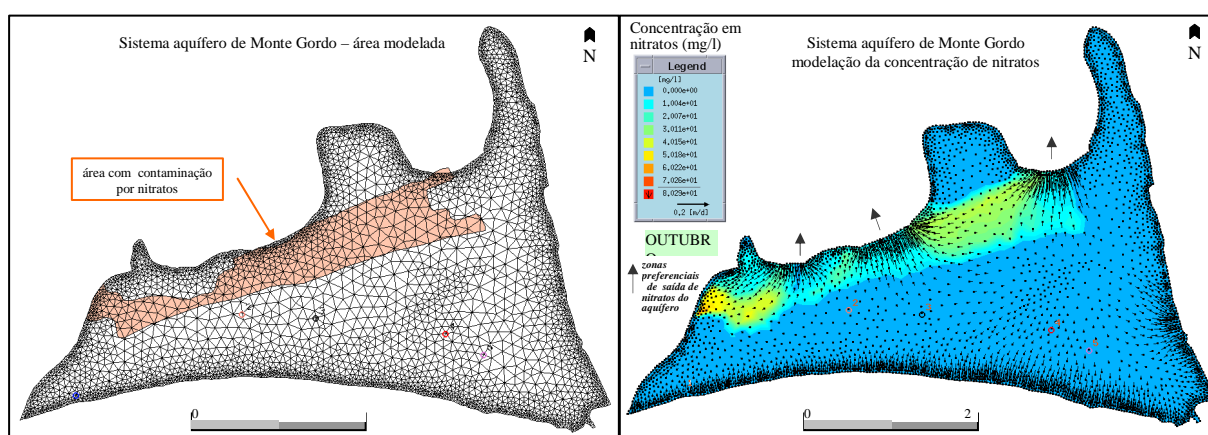


Figura 6 - Área das Hortas no sistema aquífero de Monte Gordo onde se introduziu uma concentração de NO_3 de 4,4 g/m²

Figura 7 - Modelação da concentração de NO_3 no sistema aquífero de Monte Gordo, num ano de recarga média, ao fim de 100 anos de simulação e linhas de fluxo obtidas

CONCLUSÕES

Os resultados fornecidos pelo balanço de massa e pela modelação matemática permitiram concluir que os valores de descarga de água subterrânea para o estuário do Guadiana, na zona do sapal de Castro Marim, apresentam, em ano médio, um total de 2,542 hm³/ano (6 964 m³/d), para o qual contribuem 0,703 hm³/ano (1 927 m³/dia) do sistema aquífero de Monte Gordo, 0,184 hm³/ano (505 m³/dia) do sistema aquífero de S. Bartolomeu, 0,870 hm³/ano (2 384 m³/d) das aluviões de Castro Marim e formações Meso-Cenozóicas inclusas e 0,179 hm³/ano (489 m³/d) das restantes formações Meso-Cenozóicas. Relativamente à qualidade desta água subterrânea em termos da sua concentração em nitratos e tendo presente que a quantificação da aplicação do N no solo é uma tarefa difícil optou-se por se fazer um estudo que é apenas indicativo das possíveis quantidades de N aplicadas na agricultura. Com base nas diversas culturas possíveis considerou-se um valor que se pretende médio de N por área agrícola: 100 kg N/ha. Considerou-se que este valor é aplicado e distribui-se uniformemente por todas as áreas onde pode haver fertilização. Assumiu-se ainda que 90% do valor aplicado era assimilado pelas culturas e que os restantes 10% eram arrastados para as águas subterrâneas. Considerando que há um equilíbrio entre as entradas de água no sistema e as saídas, o valor de N na saída é equivalente ao de entrada. Obtiveram-se para o sistema aquífero de Monte Gordo, com 205 ha de área fertilizada, 2,05 ton/ano de N; para o sistema aquífero de aquífero de S. Bartolomeu, com 144 ha de área fertilizada, 1,44 ton/ano de N; para as aluviões de Castro Marim e formações Meso-Cenozóicas inclusas, com 870 ha de área fertilizada, 8,70 ton/ano de N e, para as restantes formações Meso-Cenozóicas, com 117 ha de área fertilizada, 1,17 ton/ano de N. No total estimou-se, para uma área fertilizada de 1336 ha, o valor de 13,36 ton/ano de N (*i.e.* 59,2 ton/ano NO_3) que escoam subterraneamente para o estuário na zona do sapal de Castro

Marim. Os valores de NO_3 apresentados são apenas indicativos. São estimados por excesso se se considerar que ainda não se atingiu o equilíbrio entre o N na água de recarga e o N na água de descarga (trata-se de um processo que demora dezenas de anos), ou se a área de aplicação de N é inferior à assumida. Podem ser estimados por defeito porque se utilizou (em média) um valor óptimo de aplicação de 1 g/m^2 . Na realidade estes valores podem ser bem superiores

Na modelação matemática realizada com o modelo FEFLOW, para o sistema aquífero de Monte Gordo, desenvolveu-se um cenário de modelação da contaminação por NO_3 a partir da introdução de uma concentração de $4,4 \text{ g/m}^2$ de NO_3 (que equivale a 1 g/m^2 de N) uniformemente pela área das Hortas. A modelação foi realizada em regime variável sendo os valores de recarga introduzidos no modelo correspondentes a um ano médio de recarga. Este fluxo de NO_3 foi considerado ciclicamente, introduzido apenas no mês de Setembro, uma vez que o mês seguinte, em Outubro, se verifica uma importante componente de recarga do aquífero e que acabará por lixiviar este NO_3 para a zona saturada. Uma vez que a circulação no aquífero se realiza muito lentamente optou-se por simular este cenário para um tempo final de 100 anos, para que se atinja uma situação de equilíbrio em que todo o NO_3 que foi introduzido acabe por escoar para o esteiro. Verificou-se que todo o NO_3 se propaga apenas para o esteiro da Carrasqueira e que existem três zonas de saída preferencial. As concentrações de NO_3 no aquífero variam entre 0 e 80 mg/l - os valores mais elevados (que atingem os 80 mg/l) apenas se detectam numa aérea do aquífero localizada junto à uma fronteira impermeável (oeste), afastada das zonas de saída de escoamento, num período de tempo que corresponde apenas ao mês de injeção e ao mês seguinte. Após esse período e em toda a área da zona das Hortas, as concentrações de NO_3 variam em torno de um valor de 30 mg/l nos locais mais afastados das zonas saída preferencial e inferior a 20 mg/l nos locais onde a velocidade do escoamento atinge os valores mais elevados.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) o financiamento concedido para a participação neste evento, no âmbito de uma Bolsa para a realização de uma Tese de Doutoramento, em desenvolvimento pelo primeiro autor.

BIBLIOGRAFIA

DIAMANTINO, C. e LOBO FERREIRA, J.P. - "Modelação da intrusão salina com o modelo matemático FEFLOW – Fundamentos teóricos. Formulação para um caso real de estudo". Comunicação apresentada ao 6º Congresso da Água: a água é d'ouro. Organizado pela Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH), realizado no Centro de Congressos da Alfândega, Porto, 18 a 22 de Março de 2002, 15 pp., 2002.

DIAMANTINO, C.; OLIVEIRA, M.M.; LOBO FERREIRA, J.P.C.; MOINANTE, M.J. – "Estudo das Condições Ambientais no Estuário do Rio Guadiana e Zonas Adjacentes. Componente Águas Subterrâneas. Relatório da 3ª Fase. Proposta de Medidas de Gestão Ambiental". Laboratório Nacional de Engenharia Civil. Lisboa. Edição Provisória, Relatório NAS/DHA, 2003.

DIERSCH, H.G. - "FEFLOW – Reference Manual. Interactive, Graphics-based Finite-Element Simulation System for Modeling Groundwater Flow, Contaminant Mass and Heat Transport Processes". WASY Institute for Water Resources Planning and Systems Research Ltd. Berlin, 1998.

INAG – "Definição, Caracterização e Cartografia dos Sistemas Aquíferos de Portugal Continental". Direcção de Serviços de Recursos Hídricos. Divisão de Recursos Hídricos Subterrâneos. Instituto da Água, 1997.

LEITÃO, T.E.; OLIVEIRA, M.M.; LOBO FERREIRA, J.P.C.; MOINANTE, M.J.; DIAMANTINO, C.; HENRIQUES, M.J. – "Estudo das Condições Ambientais no Estuário do Rio Guadiana e Zonas Adjacentes. Componente Águas Subterrâneas. Relatório da 2ª Fase. Diagnóstico da Situação Actual e Identificação da Situação de Referência". Laboratório Nacional de Engenharia Civil. Lisboa. Relatório 212/01 – GIAS/DH, 2001.

SILVA, M.O. – "Hidrogeologia do Algarve Ocidental". Dissertação apresentada à Universidade de Lisboa para a obtenção do grau de Doutor em Geologia, na especialidade de Hidrogeologia, 1984.

ANÁLISE MULTIVARIADA (ACP) NA IDENTIFICAÇÃO DE CONTAMINAÇÕES POR ACTIVIDADES AGRÍCOLAS E PECUÁRIAS SISTEMA AQUÍFERO DA BACIA DE SINES

Paula Galego FERNANDES;

Mestre em Geologia Económica e Aplicada, ITN & Centro Geologia FCUL, Estrada Nacional nº 10, 2686-953, Sacavém, Portugal, +351.21.9946214, paulagf@itn.mces.pt

Paula M.M. CARREIRA;

Investigadora Auxiliar, ITN, Dep. Química, Estrada Nacional nº10, 2686-953, Sacavém, Portugal, +351.21.9946179, carreira@itn.mces.pt

Manuel Oliveira da SILVA

Professor Catedrático, Centro Geologia, FCUL, Ed. C2, 5º, Campo Grande, 1749-016, Lisboa, Portugal, +351.21.7500151, mosilva@fc.ul.pt

RESUMO

A Bacia de Sines é uma bacia sedimentar composta por sedimentos mesozóicos e cenozóicos correspondendo do ponto de vista estrutural a um fosso tectónico de orientação NE-SW. O Mesozóico está representado por séries do Triássico ao Jurássico superior. Os materiais mesozóicos correspondem aos Arenitos de Silves (Liásico Inferior), dolomites, calcários e margas (Jurássico). Os depósitos cenozóicos consistem em conglomerados, areias e calcários arenosos (Miocénico) e areias e areias de duna (PlioQuaternário).

Na área em estudo podem considerar-se dois sistemas hidrogeológicos, Mio-Pliocénico e Jurássico, assentes sobre as argilas impermeáveis do Hetangiano com uma direcção principal de fluxo de E para W em direcção ao Oceano Atlântico.

As águas são bicarbonatadas cálcicas e nalguns casos bicarbonatadas sódicas. Comparando os resultados obtidos das análises químicas efectuadas às amostras de água subterrânea colhidas ao longo das diversas campanhas é possível constatar a inexistência de variações significativas na evolução hidrogeoquímica das águas subterrâneas do sistema.

De modo a identificar correlações entre os parâmetros que permitam caracterizar o sistema (evolução hidrogeoquímica) foi efectuado um tratamento por análise multivariada aos resultados obtidos recorrendo à Análise de Componentes Principais (ACP). Com base neste método estatístico foi possível identificar uma possível origem para alguns dos parâmetros que caracterizam o fluxo subterrâneo dos sistemas: traduzido na importância da dissolução de evaporitos nos teores em Cl e K, e ainda contaminação agrícola em NO₃, ou mesmo em Cu e SO₄ pelo uso de pesticidas. Constatou-se que o factor F1(Ca, Mg e HCO₃) corresponde ao factor que justifica a maioria da variância total, sendo, visível a importância dos factores F2 e F5 (acção antropogénica) na caracterização das águas subterrâneas.

Palavras Chave: Análise de Componentes Principais, hidroquímica, contaminação antropogénica, Bacia de Sines

1 ENQUADRAMENTO GEOLÓGICO

A Bacia de Sines corresponde a uma bacia costeira com cerca de 150 km², de orientação aproximadamente N-S, localizada no SW de Portugal. Esta região é caracterizada por apresentar focos de elevada densidade populacional (por exemplo Sines e Santiago do Cacém), áreas industriais e importantes actividades agrícolas e de pecuária, sendo abastecida por água proveniente do sistema aquífero da Bacia de Sines.

O sistema aquífero da Bacia de Sines corresponde a uma bacia sedimentar composta essencialmente por sedimentos mesozóicos e cenozóicos (Figura 1). Do ponto de vista estrutural esta bacia corresponde a um fosso

tectónico de orientação NE-SW, tendo como limites a W o Oceano Atlântico e a E os materiais paleozóicos. Como resultado da falha de Sto. André a ocidente, as formações de idade mesozóica contactam directamente com os depósitos Cenozóicos.

Os afloramentos mesozóicos apresentam uma orientação NNW-SSE e uma extensão lateral de aproximadamente 20 km com a formação mais antiga a E (terrenos de idade triásica). A bacia contacta por discordância angular a E e a S com as formações carbónicas do Flysch do Baixo Alentejo, a SW com o Maciço Sub-Vulcânico de Sines e a W através da falha de Deixa-o-Resto com os materiais quaternários e terciários.

De acordo com OLIVEIRA (1984), os materiais paleozóicos na região são constituídos por três formações distintas: (i) o complexo vulcânico-sedimentar, representado por rochas vulcânicas ácidas e xistos negros; (ii) a formação de Mértola, constituída por grauvaques, pelitos e conglomerados; (iii) a formação de Mira, composta essencialmente por grauvaques e xistos.

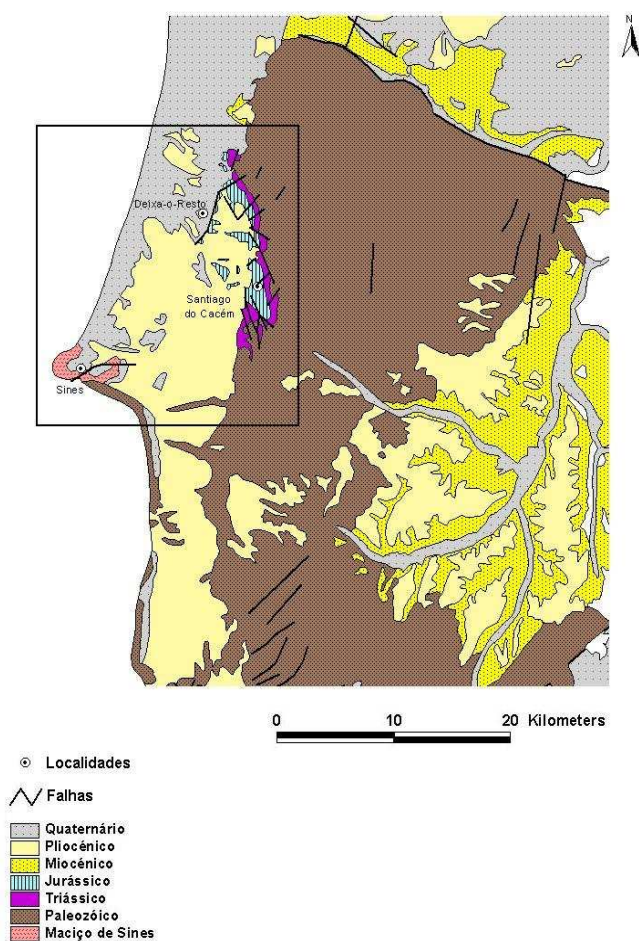


Figura 1 Mapa geológico esquemático da Bacia de Sines.

Na região o Mesozóico está representado por séries do Triássico ao Jurássico superior. De acordo com a litologia os depósitos triássicos podem ser divididos em duas formações: (i) a primeira, a chamada formação dos Grés de Silves – com uma espessura média de 285 m apresenta três litologias distintas, onde da base para o topo a sequência é representada por arenitos de Silves de idade triásica (80 a 120 m de espessura), pelo complexo carbonatado pelito–evaporítico de Silves de idade triássico–hetangiana (75 a 80 m de espessura) e por último dolomites também do Triássico-Hetangiano com cerca de 15 a 40 m de espessura; (ii) a segunda formação está representada pelo Complexo Vulcânico-Sedimentar composto essencialmente por tufos.

Suprajacentes a esta sequência (Grés de Silves e Complexo Vulcânico-Sedimentar) encontram-se os terrenos de idade jurássica do Liásico ao Malm (Figura 2). O Liásico possui uma fácies carbonatada representada por dolomites, margas dolomíticas e calcários oolíticos, com uma inclinação para NW e espessura média de 100 m. De acordo com MANUPPELA (1983) o Dogger apresenta uma espessura máxima de 400 m. No entanto, como resultado da discordância angular entre o Dogger e o Liásico em certos locais da Bacia de Sines observa-se uma diminuição acentuada da espessura das camadas (MANUPPELA & MOREIRA, 1989). Do ponto de vista litológico esta unidade é composta por calcários oolíticos, calcários microcristalinos e por raras intercalações de dolomites e margas.

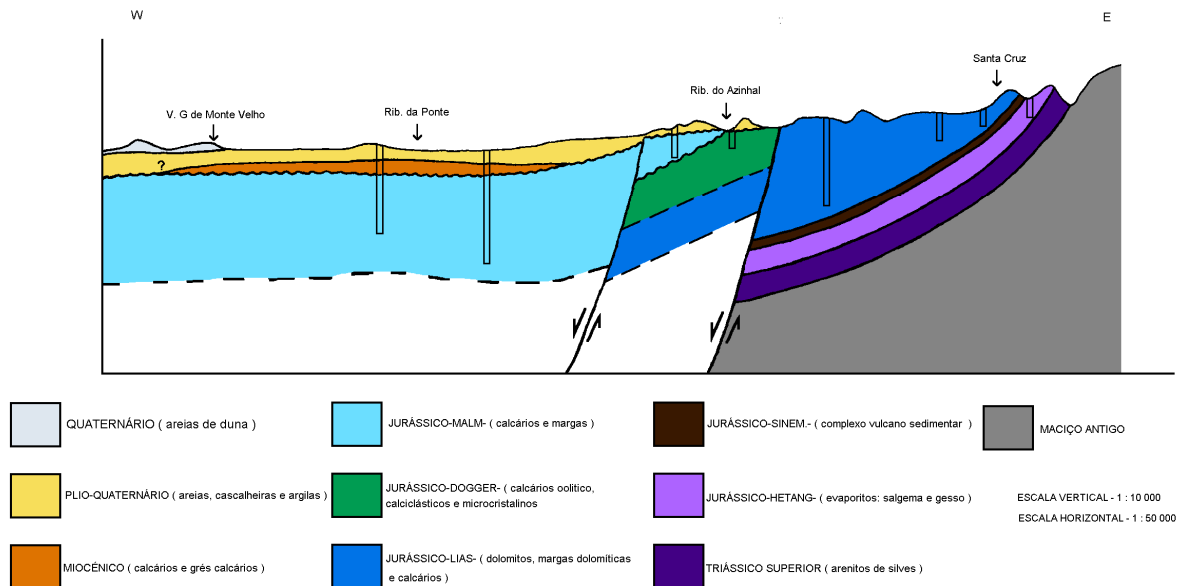


Figura 2 Corte geológico esquemático E-W (adaptado de INVERNO, 1993).

As formações do Malm apresentam espessuras na ordem dos 400 m a E da falha de Deixa-o-Resto e 600 m a W deste acidente. Esta unidade está representada por conglomerados, calcários, argilas e margas (MANUPPELA & MOREIRA, 1989). Suprajacente ao Triássico e Jurássico encontram-se as formações sedimentares detrítico-carbonatadas do Miocénico (arenitos argilosos, margas e calcários margosos), assim como os materiais detríticos do Plio-Plistocénico (tufos carbonatados, dunas consolidadas, depósitos aluvionares e areias de duna). Como resultado do comportamento inverso da falha Deixa-o-Resto que levou à erosão dos afloramentos desta unidade a E, somente a W se encontram depósitos Miocénicos.

2 CARACTERIZAÇÃO HIDROGEOLÓGICA

A precipitação na Bacia de Sines varia entre 600 mm/ano nas proximidades de Monte Velho a 765 mm/ano na região de Santiago do Cacém. A distribuição da precipitação encontra-se fortemente influenciada pelo relevo e pela distância ao litoral, registando-se valores mais elevados para o interior e a maiores altitudes.

Na bacia de Sines podem considerar-se dois sistemas hidrogeológicos principais, o Mio-Pliocénico e o Jurássico, assentes sobre as argilas do Hetangiano que se comportam como substrato impermeável.

No Mio-Pliocénico a recarga do sistema é feita directamente sobre as áreas aflorantes, enquanto que, no sistema aquífero Jurássico a recarga pode ocorrer quer directamente nos afloramentos calcários e margosos e quer através de uma contribuição dos leitos suprajacentes de idade miocénica. A descarga dos sistemas deverá situar-se na plataforma continental, existindo, no entanto, a presença de pequenas nascentes naturais na bacia (LAVAREDDAS & SILVA, 1999a, 1999b).

A direcção principal de fluxo no sistema jurássico é de E para W em direcção ao Oceano Atlântico (Figura 3). Contudo, como consequência da concentração de captações de abastecimento de água à região de Santiago do

Cacém, junto à Lagoa de Santo André, verifica-se uma depressão piezométrica traduzida por uma convergência das isopiezas. Os resultados piezométricos obtidos mostram que o sistema jurássico não se encontra ainda sob *stress*, não apresentando variações importantes no tempo entre épocas de estiagem e de recarga. Este equilíbrio reflecte provavelmente a contribuição das formações terciárias para a recarga deste sistema.

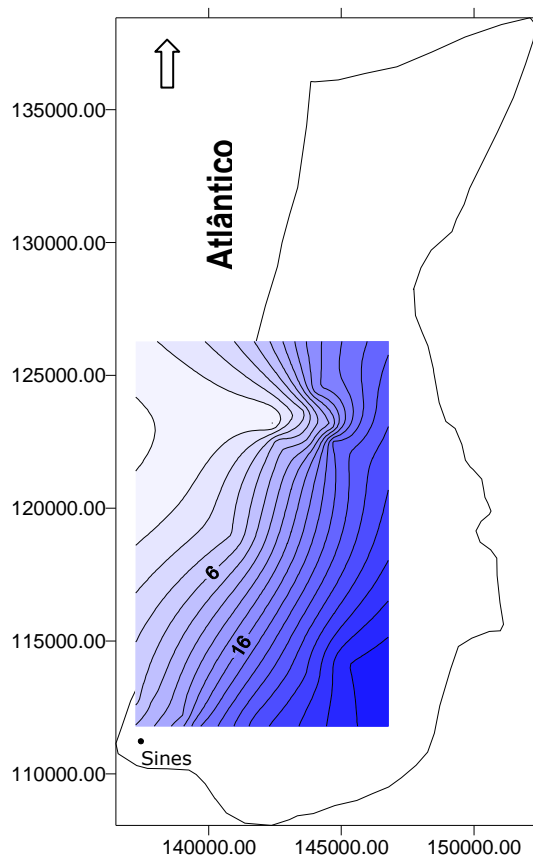


Figura 3 Mapa piezométrico do aquífero jurássico.

2.1 Hidroquímica

Da análise dos resultados das análises físico-química efectuadas às amostras de água das unidades hidrogeológicas do Mio-Pliocénico e Jurássico, pode constatar-se que em ambas, as águas são fundamentalmente da fácies bicarbonatada-cálcica passando pontualmente a bicarbonatada-sódica.

O valor médio da condutividade eléctrica situa-se próximo dos 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$, contudo, pontualmente, verifica-se uma subida para valores próximos de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Este aumento está associado a um aumento da mineralização da água subterrânea expressa pela subida da concentração dos catiões e aniões, indicando a forte correlação existente entre estes parâmetros.

Da análise da figura 4 é possível constatar que os parâmetros que evidenciam maior dispersão de teores correspondem ao bicarbonato, cálcio, e ainda, sulfatos, cloretos e nitratos.

O enriquecimento em cloretos e em sódio localizado junto à Ribeira de Moinhos (ver figura 1), varia entre valores próximos de 70 a 200 mg/l e de 25 a 70 mg/l, respectivamente. O aumento dos teores em sais neste local pode estar associado a diferentes mecanismos: (i) lixiviação de materias evaporíticas do Hetangiano; (ii) mistura com água do mar actual através de infiltração da mesma no substrato do rio e (iii) água do mar antiga coeva da formação da bacia, isto é, aprisionada nos sedimentos.

Contaminações pontuais em sulfatos e nitratos, muito provavelmente associadas à agricultura e pecuária, foram identificadas no sistema, verificando-se valores máximos de 200 mg/l e 93.4 mg/l, respectivamente.

Contudo, o padrão de distribuição similar entre os teores de cloretos, sulfatos e nitratos, evidenciando uma diferença acentuada entre o valor médio e os valores máximos, leva a admitir a existência de focos pontuais de contaminação.

Relativamente aos teores em bicarbonato, e da análise da figura 4, verifica-se que as concentrações em HCO_3 abrangem um intervalo considerável reflectindo a evolução hidroquímica das águas, desde valores de aproximadamente 50 mg/l até concentrações de cerca de 600 mg/l.

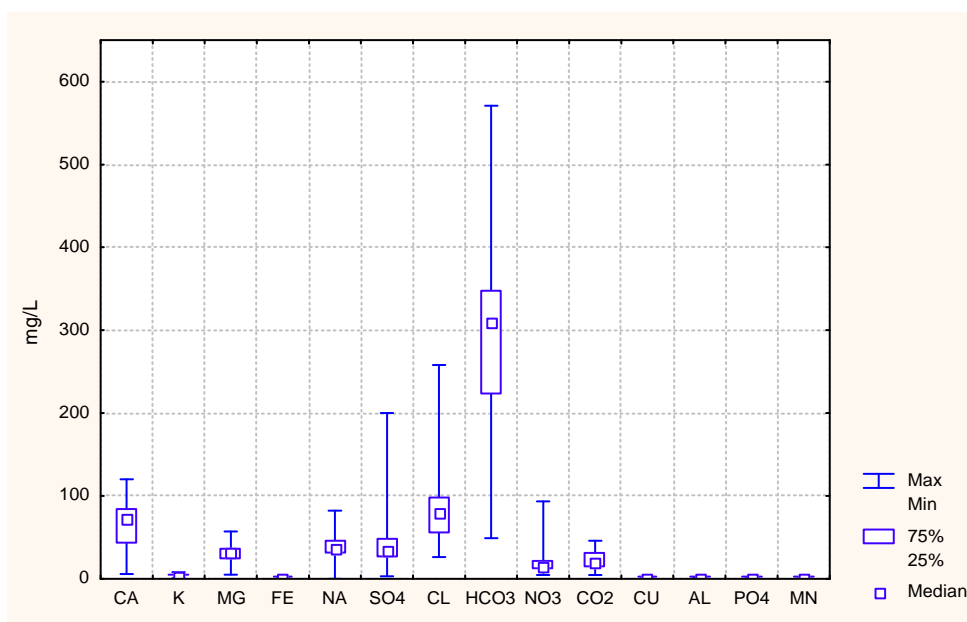


Figura 4 Valores médios, máximos e mínimos dos parâmetros químicos analisados.

Recorrendo à base de dados existente e comparando com os resultados obtidos ao longo das diversas campanhas é possível constatar a inexistência de variações significativas na evolução hidrogeoquímica das águas subterrâneas na Bacia de Sines. No entanto é visível, que no caso dos nitratos ocorreram algumas alterações apresentando, em 2001, valores máximos e mínimos superiores que na campanha anterior (Quadro 1).

Deste quadro pode ainda constatar-se que determinadas variáveis (nitratos e sulfatos) apresentam uma diferença significativa entre a média e a mediana, demonstrando que estes parâmetros apresentam uma distribuição que se afasta da distribuição normal como resultado de fontes externas (antropogénicas) e da existência de focos de poluição.

Devido às variáveis envolvidas se encontrarem em unidades diferentes e intervalos de amplitude de valores também diferentes, é necessário efectuar-se uma normalização (standardização) dos resultados, de forma a que todos os atributos possuam a mesma importância na caracterização do sistema.

Um dos processos de standardização dos dados consiste no cálculo da média (\bar{X}) e do desvio padrão (σ) de cada atributo. Após o cálculo procede-se à substituição de cada valor pelo desvio relativamente à média ($X - \bar{X}$), os valores são expressos em unidades de desvio padrão, ou seja, resultam da substituição do valor X

por
$$\left[\frac{X - \bar{X}}{\sigma} \right]$$

Quadro 1 Comparação dos valores obtidos na campanha de 1999 e 2001.

| | 1999 | | | | | 2001 | | | | |
|------------------|-------|---------|---------------|-------|------|-------|---------|---------------|-------|------|
| | MÉDIA | MEDIANA | DESVIO PADRÃO | MAX | MÍN | MÉDIA | MEDIANA | DESVIO PADRÃO | MAX | MÍN |
| PH | 6.9 | 6.97 | 0.4 | 7.62 | 5.74 | 7.7 | 7.84 | 0.5 | 8.29 | 5.86 |
| T | 20.0 | 19.8 | 1.0 | 22.5 | 18.4 | 20.0 | 19.7 | 1.1 | 22.2 | 18.1 |
| EC | 729.2 | 713 | 258.3 | 1420 | 175 | 708.3 | 716 | 224.9 | 1179 | 235 |
| Alc | 242.8 | 254 | 91.8 | 468 | 40 | 229.6 | 256 | 96.5 | 346 | 16 |
| Ca | 65.9 | 72.5 | 28.2 | 120 | 5.75 | 67.0 | 72.8 | 27.3 | 101.6 | 4.8 |
| HCO ₃ | 298.6 | 309.9 | 128.0 | 566 | 41 | 277.6 | 312.3 | 132.5 | 518 | 32 |
| SO ₄ | 47.8 | 33 | 44.4 | 200.0 | 3.0 | 47.2 | 35.9 | 40.6 | 166.0 | 11.2 |
| Cl | 84.5 | 80 | 44.1 | 258.0 | 26.0 | 73.4 | 64.7 | 46.0 | 243.0 | 26.3 |
| NO ₃ | 19.8 | 15.3 | 15.0 | 93.4 | 4.7 | 26.3 | 15.7 | 32.8 | 147.0 | 0.2 |

Com base na projecção dos parâmetros normalizados (figura 5) é possível identificar que após a normalização das variáveis, em determinados parâmetros (PO₄, Al, Cu, Mn, SO₄, NO₃, e Fe) a mediana se aproxima bastante do valor mínimo e com valores máximos bastante afastados desta. Tal distribuição parece indicar uma origem externa principal (antropogénica) ao sistema aquífero (matriz rochosa), ou seja a ocorrência de focos pontuais de poluição.

Nas restantes variáveis este tipo de padrão não se verifica apontando para uma evolução hidrogeoquímica da concentração das restantes variáveis ao longo do fluxo subterrâneo.

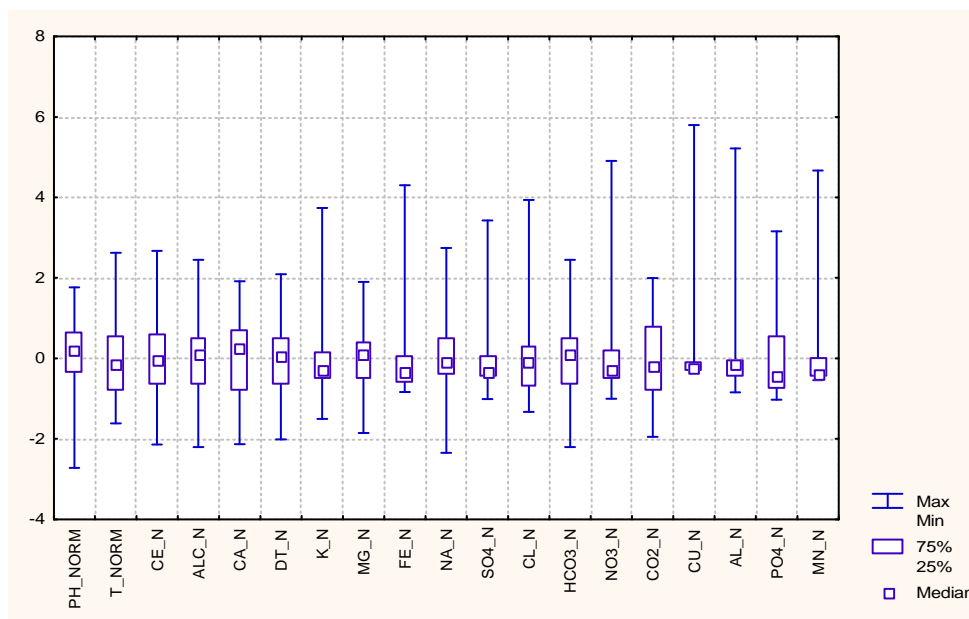


Figura 5 Diagrama para os parâmetros normalizados.

2.1 Análise de componentes principais

A Análise de Componentes Principais (ACP) tem como objectivo determinar, identificar e quantificar as relações existentes entre as diversas variáveis, através de uma matriz de correlação e através de uma normalização de todos os parâmetros envolvidos, com vista a uma caracterização do sistema.

Este método de análise estatística transforma o número inicial de variáveis num número reduzido de factores, que explicam uma parte significativa da variância do sistema. No entanto, é de referir que a “redução de

variáveis” (factores), leva a uma perda de informação, uma vez que o sistema passa a ser representado por factores, que possuem um significado mais abstracto que as variáveis originais.

Os dados originais são dispostos sob a forma de um matriz de observação [X] na qual as colunas representam as variáveis e as linhas definem os objectos (pontos de amostragem). A análise factorial é usada de forma a transformar a matriz de dados [X] num conjunto de variáveis compostas por componentes principais. Neste trabalho apenas foi aplicada a chamada análise factorial simples - ACP e algumas transformações rotacionais. Recorrendo à ACP a matriz [X] pode ser transformada numa matriz de variância-covariância, que contém os componentes principais não correlacionáveis entre eles. As soluções da matriz de variância-covariância são dadas por diversos factores. A primeira caracterização do sistema é representada pelo factor F1, que tenta explicar tanto quanto possível a variância total das observações; F2, o segundo factor, explica a maioria da variância residual, e assim sucessivamente para os restantes factores ou componentes, que vão sucessivamente justificando menos a variância total do sistema (MELLOUL & COLLIN, 1992; MELLOUL, 1995).

As coordenadas das variáveis relativamente aos factores são obtidas por rotação Varimax sendo as coordenadas das amostras obtidas da mesma forma, usando coeficientes dos scores dos factores e a estandarização dos dados (MELLOUL & COLLIN, 1992).

Os factores obtidos são interpretados como vectores num espaço m dimensional, onde cada parâmetro da matriz inicial de dados, intervém com maior ou menor “peso”. A “importância de cada factor é designada, usualmente, na análise multivariada por *loading*.

De forma a utilizar os resultados de uma forma acessível num espaço bidimensional, o agrupamento e/ou afastamento das variáveis entre si em função dos factores que caracterizam a variância do sistema, torna-se necessário o cálculo da matriz de covariância de loadings e a matriz de scores das variáveis. Após este cálculo obtêm-se valores que são projectáveis segundo os eixos ortogonais.

De modo a identificar possíveis correlações entre os vários parâmetros no sistema aquífero da Bacia de Sines, recorreu-se à Análise de Componentes Principais utilizando o programa STATISTIC 6. A matriz inicial é composta por 27 amostras e 17 variáveis. Utilizando este método foi possível a identificação de 6 factores com *eigenvalues* superiores a 1 (Quadro 2 e 3). O factor F1, que contribui em cerca de 32.8% para a caracterização da água subterrânea demonstra uma relação positiva entre o bicarbonato, a condutividade eléctrica e os teores em cálcio e magnésio. Considerando a caracterização do factor 1 no sistema, é possível admitir que este factor representa a evolução da água subterrânea que traduz águas com maior tempo de residência permitindo uma maior interacção água-rocha.

O factor F2 explica 12.9% da variância total do sistema e caracteriza uma correlação positiva entre o cobre e os sulfatos. Tal facto poderá resultar de dois fenómenos, um correspondente a contaminação pelo uso de pesticidas e o outro a contribuição da base do Mesozóico, fundamentalmente dissolução de malaquites e azurites.

O factor F3, apresenta também uma contribuição importante na evolução da água subterrânea (10.9%), representada por uma correlação positiva entre o sódio, o cloreto e o potássio. Este factor, possivelmente, corresponde a uma representação da dissolução de evaporitos e da sua importância na mineralização das águas. O factor F4 responsável por cerca de 9.9% da variância total representa a correlação entre a temperatura e o dióxido de carbono.

O factor F5 traduz a contaminação das águas subterrâneas por nitratos, facto que na região evidencia alguma preocupação e, por último o factor 6, representa a perda de influência das argilas e/ou do Paleozóico na mineralização das águas expressa através da relação negativa com o Mn.

Quadro 2 "Peso" dos 6 principais factores que caracterizam a variância do sistema.

| | % Variância total | % Acumulada |
|----------|-------------------|-------------|
| Factor 1 | 32.68 | 32.68 |
| Factor 2 | 12.94 | 45.62 |
| Factor 3 | 10.88 | 56.50 |
| Factor 4 | 9.86 | 66.36 |
| Factor 5 | 8.22 | 74.58 |
| Factor 6 | 6.35 | 80.93 |

Quadro 3 Análise factorial dos resultados obtidos na campanha de 1999.

| | Factor 1 | Factor 2 | Factor 3 | Factor 4 | Factor 5 | Factor 6 |
|------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| PH | 0.413967 | 0.129105 | 0.120544 | 0.606931 | -0.49159 | -0.21335 |
| T | 0.15484 | -0.30159 | 0.132867 | 0.793264 | 0.212014 | -0.17598 |
| EC | 0.88723 | 0.187405 | 0.322347 | 0.015455 | 0.100405 | 0.086188 |
| Ca | 0.839664 | 0.225607 | 0.201784 | 0.136337 | -0.06118 | 0.158545 |
| K | -0.08279 | 0.131756 | 0.756965 | -0.04986 | 0.009782 | -0.1309 |
| Mg | 0.872236 | 0.211863 | 0.090179 | -0.10358 | 0.153512 | 0.039057 |
| Fe | -0.59128 | 0.218672 | -0.13569 | 0.077108 | 0.490802 | 0.443039 |
| Na | 0.270834 | 0.02512 | 0.891028 | 0.011688 | 0.104109 | 0.044228 |
| SO4 | 0.339139 | 0.7387 | 0.2383 | 0.059692 | 0.119147 | 0.10917 |
| Cl | 0.342234 | -0.0148 | 0.808232 | 0.131777 | -0.04458 | 0.054879 |
| HCO3 | 0.935198 | 0.050347 | -0.04276 | -0.03069 | -0.01687 | 0.070395 |
| NO3 | 0.104481 | 0.04036 | 0.120134 | -0.01931 | 0.821959 | -0.19554 |
| CO2 | 0.34118 | -0.09942 | 0.097527 | -0.87046 | 0.116494 | -0.11611 |
| Cu | 0.213157 | 0.789385 | -0.19936 | 0.012418 | 0.194734 | 0.001844 |
| Al | -0.67417 | 6.64E-05 | -0.23319 | 0.029066 | 0.246257 | 0.500445 |
| PO4 | -0.02843 | 0.710394 | 0.229224 | -0.17984 | -0.29524 | -0.00185 |
| Mn | -0.22352 | -0.04857 | -0.02275 | 0.106387 | 0.212905 | -0.79165 |

O método estatístico aplicado permitiu constatar a presença pontual de focos de contaminação antropogénica que representam, segundo o método de ACP, 21.6% (F2 + F5) da variância total do sistema aquífero da Bacia de Sines, reflectindo a importância das contaminações na degradação dos recursos hídricos.

BIBLIOGRAFIA

- INVERNO, C. *et al*, *Notícia explicativa da folha 42C Santiago do Cacém*, Carta geológica 1/50 000, Serviços Geológicos de Portugal , 1993, 75p.
- LAVAREDAS, J. & SILVA, M. "Hydrogeochemistry of Sines aquifer system". *European Union of Geosciences 10*, Strasbourg. Vol. 4, Nº 1, 1999a, 749.
- LAVAREDAS, J & SILVA , M. "Sines's aquifer system -Some contribution for its knowledge". *International Association of Hydrogeologists, Bratislava*, pub. CD-ROM1999b).
- MANUPPELA, G. – "O Dogger de Santiago do Cacém". *Comunicação Serviços Geológicos Portugal*, t.69, fasc.1. Lisboa. 1983, pp 47-61.
- MANUPPELLA, G. & MOREIRA, J. "Calcários e dolomitos das área de Melides – Santiago do Cacém". *Estudos, Notas e Trabalhos*, D.G.G.M., t. 31, Lisboa, 1989, pp 79-94.
- MELLOUL, A.J. – "Use of principal components analysis for studying deep aquifers with scarce data – application to the Nubian sandstone aquifer, Egypt and Israel", *in Hydrogeology Journal*, v.3 nº2, 1995. pp 19-39.
- MELLOUL, A. & COLLIN, M. – "The principal components statistical method as a complementary approach to geochemical methods in quality factor identification; application to the Coastal Plain aquifer of Israel", *in Journal of Hydrology*, 140, 1992, pp. 49-73.
- OLIVEIRA, J.T. , "Paleozóico estratigrafia", *in Notícia explicativa da folha nº7*, Carta Geológica de Portugal escala 1/200 000, Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa, 1984, 77p.

CONSIDERACIONES SOBRE LA SELECCIÓN DE REDES DE CONTROL DE CALIDAD DE AGUAS. IMPLEMENTACIÓN Y PROBLEMÁTICA

Sara JORRETO

Lcda. Ciencias Ambientales, Dpto. de Hidrogeología y Química Analítica. Universidad de Almería 04120, España.
+34950014012, sjorreto@ual.es

Antonio Pulido BOSCH

Catedrático de Hidrogeología, Dpto. de Hidrogeología y Química Analítica. Universidad de Almería 04120, España.
+34950015465, apulido@ual.es

Ángel FERNÁNDEZ

Lcdo. Ciencias Ambientales, Dpto. de Hidrogeología y Química Analítica. Universidad de Almería 04120, España.
+34950015989, acortes@ual.es

Linda DANIELE

Lcda. Ciencias Geológicas, Dpto. de Hidrogeología y Química Analítica. Universidad de Almería 04120, España.
+34950014012, ldaniele@ual.es

RESUMEN

En la última década, el uso cada vez mayor de productos fitosanitarios en la agricultura se ha convertido en una seria amenaza para la calidad de las aguas y, por extensión, para la salud humana. Gracias a la mejora en las técnicas analíticas y al empeño de la Comunidad Europea en restringir el uso de determinadas sustancias activas a través de algunas de sus directivas, surgen los sistemas de selección de redes como una herramienta eficaz a la hora de evaluar, de forma específica, el riesgo de contaminación de las aguas. Para ello será necesario conocer, de la forma más detallada posible, la vulnerabilidad del sistema acuífero según el modelo "fuente de contaminación- medio o vía de transporte- receptor de la contaminación". Los datos técnicos y científicos de partida (tanto del contaminante como de la zona de estudio), así como el cumplimiento de criterios establecidos que conduzcan a la buena preselección de la red, serán determinantes a la hora de la selección definitiva. El muestreo periódico y los resultados analíticos obtenidos permitirán, finalmente, establecer los riesgos que entraña el uso de determinados productos fitosanitarios en áreas geográficas concretas. En la comunicación pasamos revista a algunos aspectos legales así como a la problemática que se plantea al momento de seleccionar redes concretas de control, tanto de aguas superficiales como de aguas subterráneas.

Palabras clave: Redes de control, Directivas UE, pesticidas, problemas.

1 INTRODUCCIÓN

La política comunitaria de medio ambiente ha tenido una importante evolución en los últimos años. Desde sus inicios, en 1972, se han adoptado seis programas comunitarios en materia de medio ambiente. El V Programa de Acción en el ámbito del Medio Ambiente, que coincidió con la Cumbre de la Tierra de Río de Janeiro (1992), sirvió para enfocar la problemática medioambiental de una forma internacional. Es en el V Programa en el que se

empieza a tratar, con mucho más detalle, la problemática del agua y se exigen, de forma sistemática, medidas de protección y vigilancia de los acuíferos.

En materia de calidad de aguas ha sido cada vez mayor la amenaza que representan factores como la agricultura, la industria u otras actividades (FOSTER, 1998). En este sentido, y encaminadas a la protección y control de las aguas subterráneas, han jugado un papel fundamental determinadas directivas europeas. Las primeras acciones llevadas a cabo por la Comunidad Europea se reflejan en la Directiva 80/68/CEE, relativa a la protección de las aguas subterráneas, en la que se propone una primera clasificación de sustancias en dos listas según que su llegada al acuífero deba prevenirse o controlarse. En la Directiva sobre aguas potables (80/778/CEE) se definían las concentraciones máximas permisibles para 62 parámetros. Ya en la década de los 90, surgen dos directivas mucho más específicas y destinadas a salvaguardar la calidad de las aguas subterráneas. Éstas son la Directiva 91/676/CEE de protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos de origen agrícola y la Directiva 91/414/CEE relativa a la comercialización de productos fitosanitarios.

Por último, y ya en el año 2000, la protección de las aguas subterráneas constituye un objetivo básico de la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (FERNÁNDEZ SÁNCHEZ, 2001). En el Artículo 17 de dicha Directiva, se establecen estrategias para la prevención y el control de la contaminación de las aguas subterráneas. Basándose en los diferentes problemas de contaminación que sufren las aguas subterráneas en Europa, surgen las discusiones sobre una posible Directiva de Aguas Subterráneas. Estas discusiones ya se iniciaron en marzo de 2002 y siguen concretándose en la actualidad. En noviembre de 2002 la Comisión Europea elaboró un primer borrador de propuesta de esta Directiva, estableciendo como textos de partida la legislación vigente en materia de medio ambiente y de aguas de la Unión Europea. Serán considerados objetivos prioritarios: especificaciones en cuanto la evaluación del estado químico de las aguas subterráneas, protección y control frente a fuentes de contaminación puntuales y difusas, entre otros.

Una manera de estudiar y evaluar de forma específica el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas es mediante los sistemas de identificación de redes. Analizar y explicar la metodología de implantación de estas redes así como la problemática encontrada a lo largo de este proceso, forman el contenido de la presente comunicación.

2 SISTEMAS DE IDENTIFICACIÓN DE REDES

Tradicionalmente la calidad de las aguas se ha evaluado desde el punto de vista de su aptitud para distintos usos, midiendo su calidad a través de parámetros físicos, químicos y bacteriológicos. La reciente aprobación de la Directiva Marco de las Aguas (DMA) ha supuesto un cambio sustancial en este aspecto, pues la nueva ley comunitaria introduce novedades de gran importancia como la medición del “estado ecológico de las aguas” y no su calidad según los usos. Esto significa evaluar la calidad de las aguas en relación con el ecosistema que se estudie en unas condiciones iniciales de referencia, con el fin de conocer el “estado ecológico ideal” de esas aguas (www.uritec.es).

Para tener un buen conocimiento de la situación actual es necesario definir y caracterizar una red de muestreo que cubra, en la medida de lo posible, el área de estudio. El inventario de los puntos seleccionados, tanto en número como localización, está definido por la finalidad del propio estudio, esto es, según el tipo de agua que se pretende proteger así como según el tipo de contaminante y mecanismo de difusión en el sistema acuífero. Dicha red de muestreo deberá estar caracterizada lo mejor posible, tanto desde un punto de vista hidrogeológico (el medio acuífero) como técnico (sistemas de captación), siendo muy recomendable obtener datos de calidad, ya de que de esto dependerá en gran medida el éxito del estudio.

Del mismo modo, para poder proteger de manera eficaz el medio frente a la contaminación, entran en juego tanto las características del sistema acuífero, desde el punto de vista de su “facilidad” para ser contaminado, como de las características del propio contaminante. Partiendo de esta idea, surge el concepto de vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos, introducido por Albinet y Margat al principio de los años setenta (ALBINET y MARGAT, 1970), posteriormente objeto de numerosas investigaciones. Se diferencian la vulnerabilidad intrínseca, como una característica del medio, y la vulnerabilidad específica que depende de cada contaminante en cuestión, conceptos que expresan la capacidad del sistema hídrico subterráneo para absorber las alteraciones, tanto naturales como artificiales (VRBA, 1998).

La primera depende, entre otros factores, de la recarga, de las propiedades del suelo y de las características de las zonas no saturada y saturada. La específica tiene en cuenta, además, el tiempo de tránsito del contaminante en la ZNS, el tiempo de residencia en el acuífero, y la capacidad de atenuación del sistema suelo-roca-agua subterránea, diferente para cada contaminante.

Son numerosos los métodos utilizados para definir la vulnerabilidad de un sistema. Entre ellos, propuesto por investigadores americanos y posiblemente de los más aplicados está el denominado DRASTIC (ALLER *et al.*, 1987) que ha sido adaptado a muchas situaciones particulares, siendo la más conocida la elaborada por CIVITA *et al.* (1990) y CIVITA y DE MAIO (1997) bautizada con el acrónimo equivalente al americano, pero en italiano SINTACS. El método DRASTIC es posiblemente el más universalmente empleado, aunque hay muchos otros tales como GOD, AVI, EPIK, COP, RISKE, etc. Todos ellos admiten su tratamiento mediante GIS. El método DRASTIC busca sistematizar la determinación del potencial de los contaminantes de alcanzar la zona saturada y posee tres supuestos importantes: el contaminante es introducido sobre la superficie de la tierra, el contaminante es trasladado al agua subterránea por el agua de precipitación y el contaminante se mueve con el agua. El método GOD (FOSTER, 1987), de aplicación más sencilla, tiene en cuenta la profundidad del nivel del agua, el tipo de substrato litológico y la ocurrencia del agua subterránea o confinamiento del acuífero (AGÜERO y PUJOL, 2003).

3 PROBLEMÁTICA DE ESTAS REDES

Dependiendo de las características y objetivos del estudio, los puntos a muestrear deberán seguir ciertos criterios de selección. Los objetivos de un estudio de estas características son diversos. Pueden ir desde el estudio de la calidad de las aguas (en términos generales) superficiales o subterráneas, de abastecimiento urbano o de regadío, hasta el estudio de difusión de un pesticida o elemento concreto y el transporte del mismo en la zona saturada o no saturada. Juegan un papel muy relevante las características hidrogeológicas del sistema acuífero, si es un acuífero libre o confinado, dónde se localizan las áreas permeables e impermeables, los sectores de recarga y descarga e, incluso, datos de la situación legal del acuífero (si se trata de un acuífero declarado sobreexplotado, contaminado, con procesos de intrusión marina...) así como las características técnicas de los sistemas de captación (profundidad del sondeo, caudal extraído, tiempo de bombeo, profundidad de los filtros). La red de muestreo, en términos generales, se extenderá a lo largo de la zona de influencia de los focos de contaminación.

La selección del área geográfica afectada es relativamente sencilla. Las complicaciones surgen más tarde, cuando se quieren englobar unos criterios de selección que vayan desde las características geológicas e hidrogeológicas, pasando por el uso en cantidad del elemento contaminante y por un tipo de captación determinado. Es entonces cuando se reduce considerablemente el número de posibles puntos a preseleccionar. Definir una red de muestreo representativa para un determinado elemento en una región concreta, engloba una serie de problemas que sólo serán identificados una vez comenzado el estudio.

4 IMPLEMENTACIÓN REAL: PESTICIDAS

Con el fin de asegurar y garantizar el suministro de productos vegetales, en cantidad y calidad, el uso de productos fitosanitarios ha aumentado de forma desmesurada en los últimos años. Dichos productos no sólo tienen efectos positivos para la producción vegetal, sino que entrañan otros aspectos negativos para el medio ambiente, las aguas subterráneas y, en definitiva, para la salud humana, siempre y cuando no se apliquen de una forma controlada y, sobre todo, autorizada.

La creciente presencia de plaguicidas en las aguas subterráneas en concentraciones superiores a 0.1 µg/L (valor máximo según la ley Española: Real decreto 1138/1990, de 14 de septiembre), se ha convertido en un importante aspecto ambiental (CANDELA *et al.*, 2001). La contaminación causada por los productos fitosanitarios era, hasta hace relativamente poco, bastante desconocida. Asimismo, existían lagunas en cuanto al proceso de lixiviado de los pesticidas a través de la zona no saturada hasta penetrar definitivamente en los acuíferos. La preocupación, cada vez mayor, por preservar la salud humana unida a la mejora de las técnicas analíticas, ha dado lugar a la aparición de medidas más restrictivas por parte de la Comunidad Europea.

La Directiva 91/414/CE surge en esta línea. Para que un producto sea comercializado debe de ser previamente examinado y autorizado (en el Anexo I de esta directiva se detallan las sustancias activas autorizadas) y, una vez autorizado, se ha de garantizar que no tenga efectos nocivos sobre las aguas subterráneas. La Directiva 91/414/EC establece diferentes requerimientos entre los que se encuentran el estudio de la movilidad de este tipo de productos en el suelo, así como su potencial para alcanzar las aguas subterráneas.

Así, las empresas encargadas de distribuir y comercializar este tipo de sustancias tienen la obligación de realizar estudios de campo que aporten datos fiables sobre la “movilidad del producto en el suelo” y “el potencial para ser lixiviado hacia las aguas subterráneas”. Los resultados del estudio cumplirán, de igual modo, con los requerimientos y aportarán información de los usos del suelo de las áreas geográficas donde se haga uso del producto, garantizando, en cualquier caso, no superar los 0.1 µg/L en las aguas de consumo humano.

Hasta el momento y según lo expuesto, se puede deducir que los puntos acuíferos que van a formar la red de muestreo serán pozos (o sondeos) de abastecimiento urbano, con el nivel de agua entre los 20 y 100 metros (a ser posible siempre a más de 5 metros, ya que se trata de estudiar la calidad del agua de los acuíferos captados) y que se localicen en áreas próximas a las de aplicación de pesticidas o en las de recarga del acuífero, en su defecto.

Estos laboratorios (o empresas) parten del conocimiento exhaustivo del pesticida: características químicas y físicas, estado en condiciones naturales, mecanismos y tiempos de degradación y eliminación en el medio, así como su comportamiento según el medio en el que se encuentren. El movimiento y degradación de residuos de plaguicidas en el suelo y en las aguas subterráneas es un proceso complejo controlado por las propiedades del suelo, hidrogeología, condiciones climáticas y prácticas agrícolas (CANDELA *et al.*, 2001). Por ello, habrá que caracterizar el medio donde se aplica el pesticida. Será información relevante la extensión del acuífero captado, así como su localización con respecto al pozo de captación, la superficie topográfica, la red de drenaje, aspectos edafológicos como tipo de suelo y su profundidad, profundidad del agua, los usos del suelo en los últimos años, las prácticas usuales de riego, y, por último, aspectos climáticos y geológicos de la región.

Por otro lado, se debe realizar la recopilación de información de los puntos seleccionados, detallando su localización (en un mapa), fecha y detalles de la construcción del sondeo (características y tipo de entubación, profundidad de los filtros, potencia y profundidad de la bomba, etc.), año de la instalación, nivel del agua en la actualidad y, si es posible, en los últimos años, estratigrafía, posibles tratamientos de depuración del agua (filtración, cloración), y registros de parámetros físicos y químicos recientes (pH, temperatura, conductividad eléctrica, iones mayoritarios y minoritarios y pesticidas). También se recopilarán los datos referentes al titular del sondeo o de la propiedad, ya que sin su autorización no será posible la realización de la futura fase de muestreo.

5 MUESTREO, ENVÍO Y RESULTADOS ANALÍTICOS

Una vez seleccionados y caracterizados los puntos de la red y el medio en el que se encuentran –de acuerdo con unos criterios concretos preestablecidos-, se pasa a la fase de muestreo de dichos puntos. Se muestrearán con una periodicidad trimestral, de manera que se obtengan datos representativos a lo largo del año, cubriendo oscilaciones estacionales y de campaña de las cosechas. Las muestras se tomarán directamente de la boca de los sondeos cuando se haya bombeado, al menos, durante unos minutos, con idea de obtener el agua “directamente” del acuífero sin que, por supuesto, haya sufrido ningún tipo de tratamiento potabilizador.

Las muestras deberán tomarse con guantes esterilizados, tomando todas las precauciones necesarias para no interferir ni falsear las muestras y con la precaución de no dejar burbujas en su interior. Se tomará más de una muestra por pozo, con el fin de obtener la cantidad necesaria para uno o más análisis (en caso de que se extravíen o rompan los envases). Según las características del pesticida a analizar, se requerirá un volumen y un envase de características determinadas (plástico o cristal, transparente u opaco).

Una vez tomadas las muestreas, se procede al envío de las mismas al laboratorio contratado para analizarlas, teniendo en cuenta el tiempo máximo de estabilidad del pesticida y de sus metabolitos. Desde el momento del muestreo hasta el envío, las muestras deberán ser conservadas en frío (< 4 °C).

6 PROBLEMÁTICA DE LA SELECCIÓN DE LA RED

Teóricamente, seleccionar una red de estas características no es especialmente complicado, ya que los criterios de selección son muy claros y están especificados a priori. Pero como casi siempre, en la práctica, la cuestión deja de ser sencilla cuando se encuentran puntos que no cumplen todos los requisitos de partida y, sobre todo, cuando la red de muestreo adquiere grandes dimensiones.

Ese es el caso de un laboratorio que, bajo las directrices de la Directiva 91/414/CEE, está obligado a extender el estudio a todas las áreas donde se aplica el pesticida y esto, en general, suele ocurrir en grandes áreas geográficas cuando no, en todo un país. Por lo general, dentro de un mismo país y según la región, las características climáticas, geológicas, hidrogeológicas, e incluso las prácticas agrícolas y de aplicación del pesticida son diferentes. Otra particularidad que deben cumplir los pozos seleccionados, por ejemplo, es que sean de abastecimiento urbano. Quizás este sea el factor más limitante en el proceso de selección puesto que el número de puntos se reduce considerablemente.

Todo esto se traduce en una fase previa de recopilación de información suministrada, en parte, por los Organismos de Cuenca y los Ayuntamientos (o titulares) que se convierten en indiscutibles suministradores de información además de facilitar las autorizaciones pertinentes (en este caso sólo los titulares) para que, más tarde, sea posible llevar a cabo el muestreo periódico en los sondeos seleccionados.

En lo que a pesticidas se refiere, entre los más usados están los aplicados contra nemátodos e infecciones. Este tipo de pesticidas se aplica indistintamente en áreas de cultivo intenso, independientemente del producto cultivado. En España existen numerosas regiones caracterizadas por la intensidad de cultivos (hortalizas, vid, tabaco, frutales, tubérculos, etc.) a lo largo de toda la geografía. Así, estudiar la movilidad de este tipo de pesticidas en el medio y determinar la posibilidad de contaminar las aguas de abastecimiento urbano se complica enormemente.

Otro hecho determinante y que también dificulta la selección de estas redes es la localización geográfica de los puntos de abastecimiento que cumplen con las particularidades exigidas, cuando no se localiza en una zona de influencia del pesticida.

Las diferencias climáticas que existen entre el norte y sur de España son las responsables de, entre otras cosas, la variabilidad que encontramos desde el punto de vista hidrogeológico. Consecuencia inmediata de esto son los sistemas de captación utilizados en cada región. Encontramos el caso del sureste español, donde el abastecimiento urbano depende en su totalidad de las aguas subterráneas, con sondeos de captación del orden de los 300 metros, frente a regiones, como pueden ser las más próximas al río Ebro, con una hidrología definida y ríos con cursos permanentes de agua y, en su defecto, excavaciones u obras de captación de agua subterránea que no superan los 5 metros.

Según lo expuesto, conseguir que el pozo de abastecimiento urbano se localice en un área de influencia del pesticida, que tenga una profundidad determinada que asegure el muestreo de agua subterránea y que, además, la selección de todos ellos logre definir una red de muestreo representativa que barra, en la medida de lo posible, toda la región a estudiar es, en más de una ocasión, un supuesto idílico muy alejado de la realidad.

Como se ha dicho anteriormente y fácilmente puede suponerse, los problemas surgen una vez que se ha iniciado el estudio. Superada la fase de recopilación de información, llega la fase de búsqueda de alternativas en aquellos casos en los que no se consiguen aunar todos los requerimientos.

Una vez definida la red y seleccionados definitivamente los puntos a muestrear (con las autorizaciones pertinentes por parte de los propietarios o de los autorizados a explotarlos), llega la fase de planificación del muestreo. No hay que olvidar que el muestreo mensual o trimestral, y en definitiva periódico, tiene como finalidad obtener una representación espacio-temporal de las muestras recogidas, con lo cual éstas deberán ser tomadas y analizadas en el menor tiempo posible. Esto supone planificar de forma detallada la recogida de las muestras teniendo en cuenta que, al tratarse de pozos de abastecimiento urbano, se debe contar con una autorización previa y se depende de una persona que nos facilite el acceso a los mismos. Esta tarea se complica aún más cuando la titularidad del pozo corre a cargo del ayuntamiento, limitando el tiempo de muestreo al horario de funcionamiento del mismo, y a que los pozos se localizan en comunidades autónomas diferentes.

Finalmente, la fase más rápida, pero no por ello menos planificada, es la recogida, almacenamiento y envío de las muestras. Éstas, una vez recogidas, serán guardadas a menos de 4 °C (para que permanezcan en buen

estado) hasta que sean analizadas. Esto significa transportarlas constantemente en neveras con bloques fríos, pero con la precaución de que no se congelen. Para ello, los bloques de frío se envuelven en papel de periódico para no estar en contacto directo con los envases. En el menor tiempo posible, y dependiendo del tiempo de degradación del pesticida y de sus metabolitos, las muestras serán enviadas (siempre en frío) al laboratorio de destino contratado para su análisis.

7 CONSIDERACIONES FINALES

La selección de redes de control de la calidad de determinados parámetros, al amparo de las diferentes legislaciones, plantea una serie de problemas que a menudo exigen unas soluciones no siempre muy científicas. Cuando se requiere que el punto a seleccionar tenga una profundidad determinada o que el nivel piezométrico se encuentre a una profundidad dada, y no existen puntos con tales características, sólo caben dos opciones: o se selecciona un punto que no cumple los requisitos o se perfora expresamente un punto, lo cual encarece notablemente la investigación.

Por otro lado, es frecuente que los criterios de selección sean tan genéricos que entrañen verdaderas dificultades para la selección de puntos en regiones diferentes, con lo que se llega a la conclusión de que tiene que existir cierta flexibilidad a la hora de cumplir con esos criterios. Se parte de una serie de generalidades, que se aplicarán siempre y cuando el medio y las características de los sistemas de explotación lo permitan. En caso contrario, se deberán justificar los motivos por los cuales no se cumplen esos criterios y buscar la solución más conveniente, es decir, decidir a qué criterios se les puede dar prioridad frente a otros. Por supuesto, esta decisión será tomada junto a los responsables del laboratorio ya que son, en definitiva, quienes marcan la finalidad y objetivos del estudio, siempre y cuando puedan ser asumidos por el Organismo que tiene que aceptar los resultados.

Para hacer un estudio de calidad en la selección de este tipo de redes es indispensable partir de datos fiables. Será determinante un buen conocimiento del medio dónde se aplica el pesticida para, si no saber, al menos intuir su comportamiento. Esto facilitará y acelerará el trabajo en la búsqueda de puntos alternativos.

Por último, quisiéramos incidir sobre la, cada vez mayor, relevancia que está adquiriendo la selección de estas redes de calidad de agua, ya que están convirtiéndose en una práctica habitual que determinadas empresas y laboratorios tendrán que superar para poder comercializar determinados productos. De la correcta selección de las mismas, de un cuidadoso muestreo y análisis, dependerá la autorización o no la comercialización de dichos productos.

BIBLIOGRAFIA

AGÜERO J.; PUJOL R. "Análisis de vulnerabilidad a la contaminación de una sección de los acuíferos del Valle Central de Costa Rica". *ESRI Latin America User Conference*. Universidad de las Américas, Puebla (México), 14 noviembre 2000.

ALBINET, M. Y MARGAT, J. Cartographie de la vulnérabilité a la pollution des nappes d'eau souterraine. Bull. 1970. BRGM (2 a serie). sect. III n° 4, pp. 13-22.

ALLER, L.; BENNET, T.; LEHR, J.; PETTY, R. & HACKETT, G. DRASTIC: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. US. EPA /600/2-87-036: 1-455.

CANDELA, L.; FABREGAT, S.; JOSA, A.; CHU, X.; MARIÑO, M. *Modelado del transporte del herbicida 2,4-D a través de la ZNS. V Jornadas de Investigación en Zona no Saturada*. Pamplona. 2001, Vol. 5. Eds. J. J. López, M. Quemada. ISBN/ISSN: 84-95075-65-2.

CIVITA, M.; FORTI, O.; MARINI, P.; MICHELI, L.; PICCINI, L.; PRANZINI, G. *Carta de la vulnerabilità all'inquinamento degli acquiferi delle Alpi Apuane*. Memoria explicativa. Florencia, 1990. 56pp.

CIVITA, M.; DE MAIO, C. Un sistema parametrico per la valutazione e la cartografia de la vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento. Metodología e automatizzazione. Bolonia. *Pitagora*. 1997.

Directiva del Consejo 80/68/CEE, de 17 diciembre de 1979, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas (DOCE n° L 20/43 de 26 de enero).

Directiva del Consejo 80/778/CE, de 15 de julio, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano (DOCE nº L 229/11 de 30 de agosto).

Directiva del Consejo 91/676/CE, de 12 de diciembre, relativa a la protección de las aguas contra la polución causada por nitratos de origen agrícola (DOCE nº L 375/1 de 31 de diciembre).

Directiva del Consejo 91/414/CEE, de 15 de julio de 1991, relativa a la comercialización de productos fitosanitarios (DOCE nº L 230, 19/08/1991).

Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo 2000/60/CE de 23 de Octubre, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas de (DOCE nº L 327, 22/12/2000).

FERNÁNDEZ SÁNCHEZ, J. A. La Directiva Marco del agua y las aguas subterráneas: incidencia en la legislación y gestión hídrica en España. *Jornadas IWRA-CENTA: La Directiva Marco del Agua y sus implicaciones para la gestión del agua en España*. Sevilla. 2001.

Foster, S.S.D. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. Vulnerability of soil and Groundwater to pollutants. RIVM. TNO Committee on Hydrological Research, 1987. pp. 69-86.

Foster, S. Políticas de protección de las aguas subterráneas en Europa. *Jornadas sobre la contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente*. AIG-GE. Valencia, 1998, pp: 25-37.

Real decreto 1138/1990, de 14 de septiembre, por el que se aprueba la Reglamentación Técnico-Sanitaria para el abastecimiento y control de calidad de las aguas potables de consumo público. BOE nº 226, de 20 de septiembre de 1990.

Vrba, J. Vulnerabilidad, protección y gestión de la calidad de las aguas subterráneas. *La contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente*. IGME. 1998. pp: 489-494.

CARACTERIZAÇÃO HIDROQUÍMICA DAS ROCHAS ÍGNEAS E METAMÓRFICAS DA ZONA DE OSSA-MORENA E DO SISTEMA AQUÍFERO ÉVORA-MONTEMOR-CUBA (SECTOR DE MONTEMOR-O-NOVO) NO CONCELHO DE MONTEMOR-O-NOVO.

Maria Paula MENDES

Eng^a dos Recursos Hídricos, CVRM- IST, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa

Luís RIBEIRO

Eng^o de Minas, Professor Auxiliar do IST, CVRM- IST, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa, +351.21.8417247, nrrib@alfa.ist.utl.pt

RESUMO

Foi concluída recentemente no concelho de Montemor-o-Novo a barragem dos Minutos. A sua construção irá implicar, a curto prazo, o aumento do perímetro de rega neste concelho. Este futuro perímetro de rega situa-se em duas bacias hidrográficas distintas, uma pertencente ao rio Almansor e outra pertencente à ribeira de Lavre. Estes cursos de água, por sua vez, pertencem à bacia hidrográfica do rio Tejo. O rio Almansor é o curso de água mais importante, drenando para o quadrante noroeste. A barragem dos Minutos e o seu perímetro de rega vão ter repercussões directas no rio Almansor, alterando o seu regime hidrológico e possivelmente diminuindo a qualidade da sua água. Torna-se assim necessário caracterizar a actual situação do rio antes da conclusão do enchimento da albufeira e do aumento da área de regadio. Como o aumento do regadio, pode provocar um decréscimo da qualidade da água subterrânea é fundamental ter um conhecimento da situação actual para servir de referência para o futuro. Este trabalho tem então como finalidade a caracterização hidroquímica da água subterrânea do concelho de Montemor-o-Novo, antes do perímetro de rega ser alargado. Neste estudo, foram igualmente analisados dados que, embora se situem no concelho de Montemor, estão afastados da zona de influência da barragem e do seu futuro perímetro de rega. Estes dados irão servir para uma caracterização hidroquímica mais abrangente, que possibilite um entendimento a uma maior escala do meio.

Palavra-chave: Água subterrânea, hidroquímica, qualidade da água, análise estatística multivariada.

1 DESCRIÇÃO DOS DADOS UTILIZADOS

Os dados utilizados para a elaboração deste estudo foram retirados de uma base de dados, elaborada no âmbito do Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo (ERHSA) durante o período de 1996/1999. Esta base de dados tem informação relativa a pontos de água (nascentes, poços e furos) da região do Alentejo. Para este trabalho só foram usados valores de pontos de água que obedecessem aos seguintes critérios:

- ♦ Serem pontos de água situados no concelho de Montemor-o-Novo que pertencessem à bacia hidrográfica do rio Tejo.
- ♦ Serem pontos de água com informação completa dos parâmetros hidroquímicos. Parâmetros esses que correspondem a:
 - Cátions como o cálcio (Ca^{2+}), o sódio (Na^+), o potássio (K^+) e o magnésio (Mg^{2+}).
 - Aniões como o nitrato (NO_3^-), o bicarbonato (HCO_3^-), o cloro (Cl^-) e o sulfato (SO_4^{2-}).
 - Outros parâmetros tais como, a sílica (SiO_2), o dióxido de carbono dissolvido (CO_2) e o pH.

- ♦ As datas das colheitas das amostras para a análise química serem o mais próximas possíveis (Dezembro 1997 e Janeiro 1998). Infelizmente, estas datas correspondem à informação hidroquímica mais recente.

Os pontos de água seleccionados localizam-se no sistema aquífero Évora-Montemor-Cuba (Sector Montemor-o-Novo) e nas Rochas ígneas e metamórficas da Zona de Ossa-Morena, sendo a delimitação do sistema aquífero efectuada durante os trabalhos do projecto ERHSA. Na Figura 1 apresentam-se o sistema aquífero e a zona de potencial hidrogeológico, a localização dos pontos de água nos mesmos e a geologia da região.

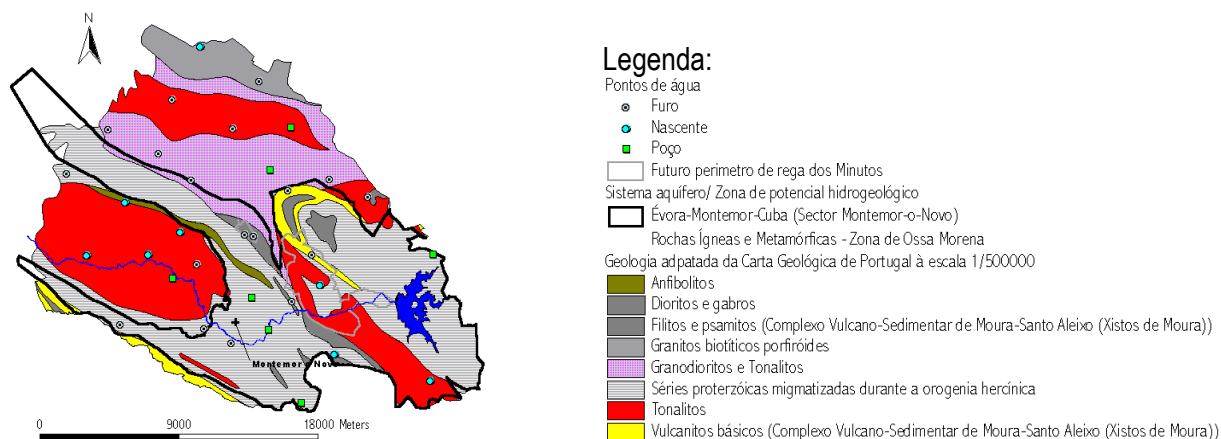


Figura 1- Localização dos pontos de água, na região em estudo.

2 ENQUADRAMENTO HIDROGEOLÓGICO

O sistema aquífero Évora-Montemor-Cuba foi delimitado no projecto ERHSA por apresentar a nível local potencial hidrogeológico superior ao das rochas envolventes (Rochas ígneas e metamórficas da Zona de Ossa-Morena). Este sistema aquífero foi dividido em vários sectores, situando-se o sector de Montemor-o-Novo na área em estudo. No sector de Montemor-o-Novo, o sentido do fluxo da água subterrânea depende da topografia da região e é mais acentuado na direcção E-W na área da bacia hidrográfica do rio Almansor.

3 ENQUADRAMENTO GEOLÓGICO E TECTÓNICO

A área em estudo integra-se na grande unidade tectónica designada por zona da Ossa-Morena e dentro desta unidade no maciço de Évora. Nesta região, as rochas correspondem ao soco interno de uma cadeia montanhosa e apresentam vários graus de metamorfismo. Este metamorfismo, de tipo regional e de idade hercínica, desenvolveu-se progressivamente em função do aumento da temperatura e da pressão.

As principais rochas existentes no Sistema aquífero Évora-Montemor-Cuba (Sector Montemor) são as seguintes:

- complexo migmatítico: migmatitos heterogéneos e gnaisses migmatíticos
- dioritos e gabros associados
- tonalitos

Os tonalitos estão encaixados no seio do complexo gnaisso-migmatítico.

Estas rochas sofreram posteriormente fracturação (tardi-hercínica) representada por um sistema de falhas NNE-SSW, que produziram desligamentos. Houve também o preenchimento de diversas fracturas transversais por rochas filonianas.

Como o futuro perímetro de rega dos Minutos está situado, na sua totalidade, no sector de Montemor, tentar-se-á demarcar as características hidroquímicas deste sistema em relação às Rochas Ígneas e Metamórficas da Zona de Ossa-Morena (ZOM). Na Figura 2, pode-se observar a maneira como os pontos de água se distribuem pelas duas zonas.

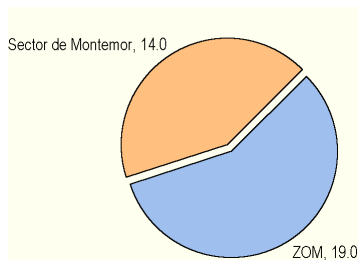


Figura 2 - Distribuição dos pontos de água.

4 QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

Esta análise tem como finalidade fazer uma avaliação da qualidade da água subterrânea no sistema aquífero Évora-Montemor-Cuba (Sector Montemor) e nas Rochas Ígneas e Metamórficas da Zona de Ossa-Morena. Para esta apreciação os valores dos parâmetros hidroquímicos são comparados com os valores de VMA (valor máximo admissível) e VMR (valor máximo recomendado) do Decreto-Lei 236/98 para a água para consumo Humano. De seguida, apresenta-se na figura 3 os diagramas de caixa referentes aos parâmetros (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^{2-} e Na^+) que possuem valores de VMA ou VMR acima do decretado.

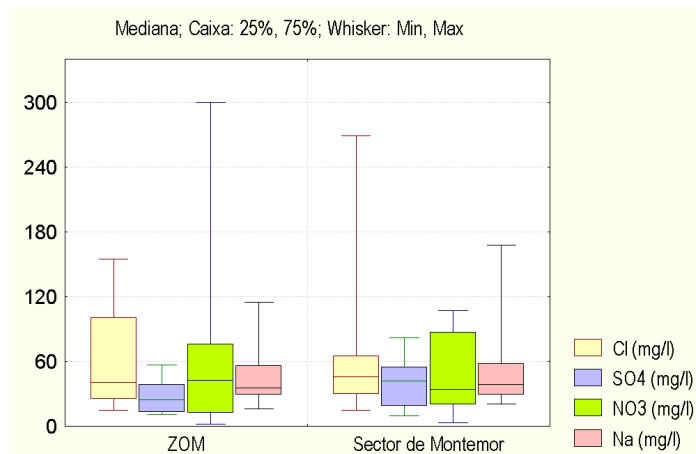


Figura 3 - Diagramas de caixa relativos aos teores de Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^{2-} e Na^+ .

A partir da observação da Figura 3 verifica-se que:

- O nitrato (NO_3) apresenta uma maior dispersão de valores nas Rochas Ígneas e Metamórficas da ZOM e tem nesta zona o máximo de 300 mg/l. No Sector de Montemor, o nitrato apresenta a mediana mais baixa (34 mg/l) e tem uma assimetria positiva com o valor máximo de 105 mg/l. O nitrato (NO_3) funciona como um poluente das águas subterrâneas para concentrações acima de 50 mg/l. Este valor de concentração corresponde ao valor máximo admissível (VMA) para a água para consumo humano, no Decreto-Lei 236/98. Nenhum dos sistemas aquíferos tem o valor da mediana acima dos 50 mg/l.
- O sulfato (SO_4) apresenta uma assimetria positiva em ambas as zonas hidrogeológicas. O sulfato possui a mediana mais elevada (42 mg/l) e a amplitude maior no Sector de Montemor; este valor mediano está acima do VMR (25 mg/l). Nas rochas da ZOM possui um valor mediano de 24 mg/l.
- O ião cloreto (Cl) apresenta uma maior dispersão de valores no Sector de Montemor, verificando-se uma assimetria positiva. Este parâmetro possui a mediana mais baixa (40 mg/l) nas rochas da ZOM. Segundo o Decreto-Lei 236/98, as medianas, nas duas zonas hidrogeológicas, têm valores acima do valor máximo recomendado (VMR= 25mg/l) para água para consumo humano.

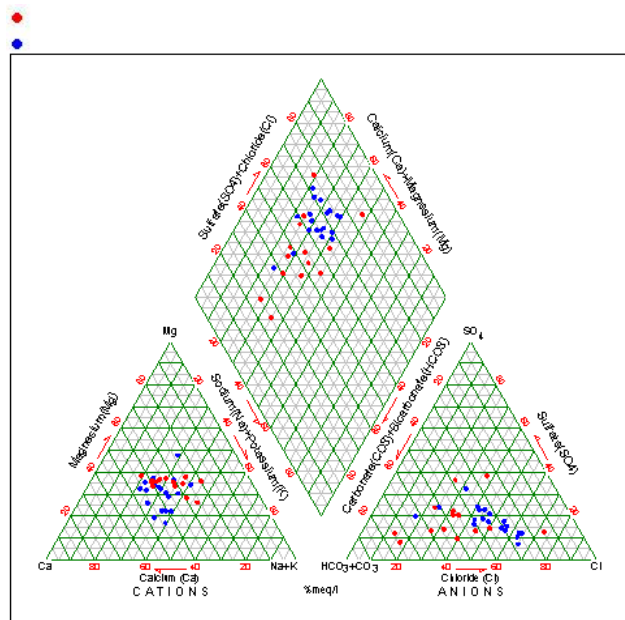
- O sódio (Na) apresenta um máximo de 165mg/l no Sector de Montemor; este valor está acima do VMA da água para consumo Humano (150 mg/l); este parâmetro tem valores medianos semelhantes nas duas zonas (38mg/l no Sector de Montemor e 35mg/l nas rochas ígneas e metamórficas da ZOM). Estes valores medianos estão acima do valor máximo recomendado para a água para consumo Humano (VMR= 20 mg/l).

5. FÁCIES HIDROQUÍMICA

A projecção no diagrama de Piper das concentrações iónicas dos pontos de água, pertencentes às Rochas ígneas e metamórficas da ZOM, permite concluir que se tratam de águas cloretadas cálcicas. Em relação, à projecção no diagrama dos pontos de água do sistema de Évora-Montemor-Cuba (sector de Montemor) existem dois tipos de água, águas bicarbonatadas mistas (cálcicas ou magnesianas) e águas cloretadas mistas (cálcicas ou magnesianas) (ver figura 4). O sector de Montemor tem valores mais elevados do catião magnésio, devendo-se, provavelmente, tal facto, à existência de silicatos magnesianos e ferromagnesianos.

Os diagramas de Stiff expressam a relação entre os catiões principais (Na+K, Mg, Ca) e os aniões principais (Cl, SO₄, HCO₃). A dimensão dos polígonos de Stiff também é indicadora da mineralização da água. Nesta região observa-se, geralmente, uma fraca mineralização da água subterrânea (ver Figura 5).

Em relação ao total de sólidos dissolvidos (TDS), o sector de Montemor apresenta um valor mediano (TDS igual a 308.5 mg/l) superior ao valor das rochas ígneas e metamórficas da ZOM (TDS igual a 243 mg/l).



Sistema aquífero/ Zona de potencial hidrogeológico
Évora- Montemor-Cuba (Sector de Montemor-o-
Novo)
Rochas ígneas e metamórficas da ZOM

Figura 4 - Diagrama de Piper.

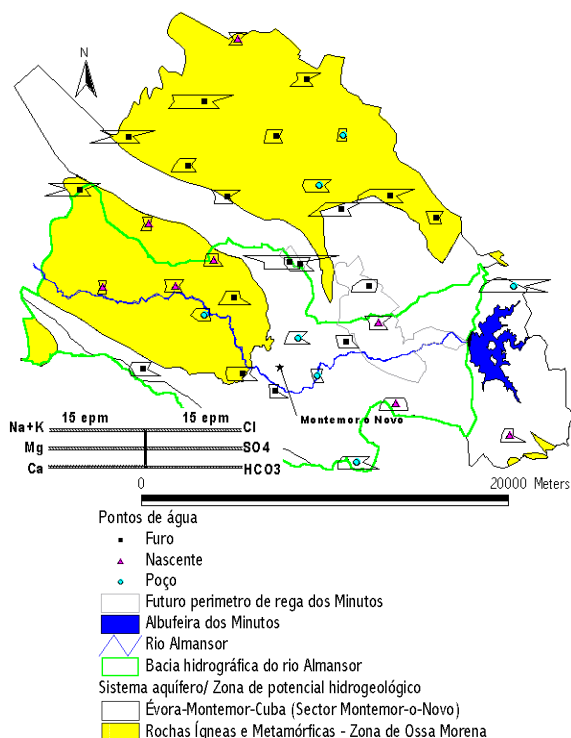


Figura 5 - Diagramas de Stiff.

6. ANÁLISE EM COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP)

6.1. Rochas ígneas e metamórficas da Zona de Ossa-Morena

Na Figura 6 está representado o 1º plano factorial resultante da ACP. Este plano representa 65.06 % de informação da inércia da nuvem de propriedades. Examinando este plano observa-se que:

No semi-eixo positivo (E1) encontram-se concentrados todos os iões, demonstrando que os iões NO_3 , SO_4 , HCO_3 , Mg, Na, Ca e o Cl estão correlacionados positivamente. Este eixo reflecte o grau de mineralização da água. Como o ião bicarbonato está positivamente correlacionado com os catiões, atrás referidos, este terá provavelmente origem na dissolução de silicatos.

O 1º eixo factorial comprova, também, que as águas mais mineralizadas estão associadas a valores mais elevados de nitratos e sulfatos. É igualmente, indicador que o sulfato terá parte da sua origem em causas antropogénicas.

O 2º eixo factorial (E2) opõe o pH ao dióxido de carbono dissolvido na água. O CO_2 dissolvido na água provém da produção de CO_2 no solo. Na equação química observa-se a produção de ácido carbónico no solo a partir do CO_2 gasoso, produzido pela respiração das raízes das plantas e da decomposição da matéria orgânica:
 $\text{CO}_2(g) + \text{H}_2\text{O}(l) \leftrightarrow \text{H}_2\text{CO}_3(aq)$ (1)

- Os poços estão associados ao dióxido de carbono dissolvido na água (CO_2); tal associação pode dever-se essencialmente a dois factores: (1) os poços podem estar a captar parte da água na zona insaturada do solo; (2) os poços podem estar sem protecção a céu descoberto, sendo o CO_2 , neste caso, proveniente, também, da decomposição de matéria orgânica.

- As nascentes estão maioritariamente associadas a valores mais baixos de pH e mineralização, evidenciando, deste modo, uma água com um curto período de residência.

- Em relação aos furos, não se obteve um agrupamento dos pontos de água, no entanto, estes relacionam-se com teores mais elevados de sais.

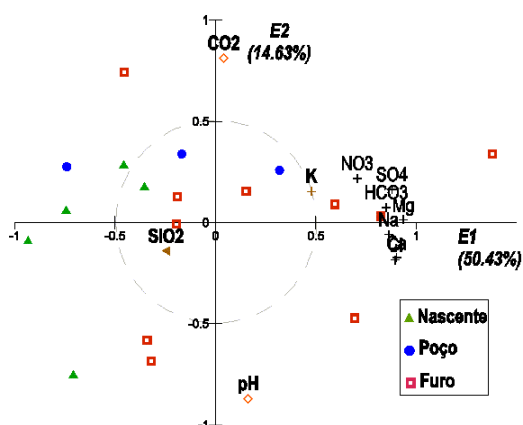


Figura 6- Aplicação da ACP nas rochas ígneas e metamórficas da Zona de Ossa-Morena. 1º plano factorial.

6.2. Évora-Montemor-Cuba (Sector Montemor-o-Novo)

Na Figura 7 estão projectados os eixos 1 e 2 produzidos pela ACP e que formam o 1º plano factorial. Estes dois eixos factoriais representam 66.08% de informação da inércia da nuvem de propriedades. Analisando este plano 1, 2 da ACP observa-se que:

O 1º eixo factorial (E1) é discriminante face ao teor de sais de uma amostra, situando-se os pontos de água mais mineralizados no semi-eixo positivo. Neste semi-eixo observa-se a existência de três subgrupos: (1) o Ca e o Mg que estão fortemente correlacionados; (2) o Na e o Cl que estão muito correlacionados; (3) o ião bicarbonato e o pH que estão positivamente correlacionados.

Embora a sílica (SiO_2) esteja representada no semi-eixo negativo, E1, este parâmetro, todavia, não está realmente correlacionado negativamente com o aumento do teor em sais; na prática este não apresenta uma correlação linear evidente com qualquer dos parâmetros.

As concentrações mais elevadas de SO_4 e de NO_3 estão associadas a uma maior mineralização da água.

O eixo 2 isola o K e o CO₂ dos restantes parâmetros hidroquímicos. Os poços estão associados, tal como nas rochas ígneas e metamórficas da ZOM, ao CO₂.

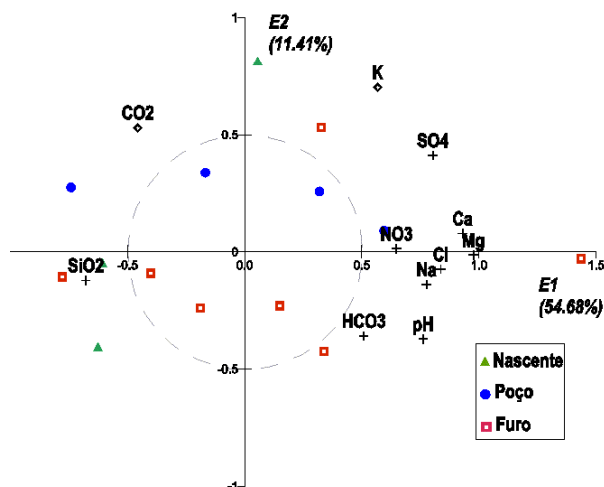


Figura 7- Aplicação da ACP no Sector de Montemor: 1º plano factorial.

A seguir apresenta-se a projecção composta pelos eixos 1 e 3 da ACP, no sector de Montemor. Observando a Figura 8 verifica-se que:

O eixo 3 opõe o NO₃ (semi-eixo negativo) ao CO₂ (semi-eixo positivo). Estes dois parâmetros apresentam uma forte correlação negativa. Esta correlação demonstra que em águas alcalinas existem maiores concentrações dos nitratos, e que estes estão associados a uma maior mineralização da água

Os pontos de água associados ao parâmetro NO₃ correspondem a furos.

O sulfatião tem uma origem distinta do NO₃, sendo, por isso, o seu teor de origem natural.

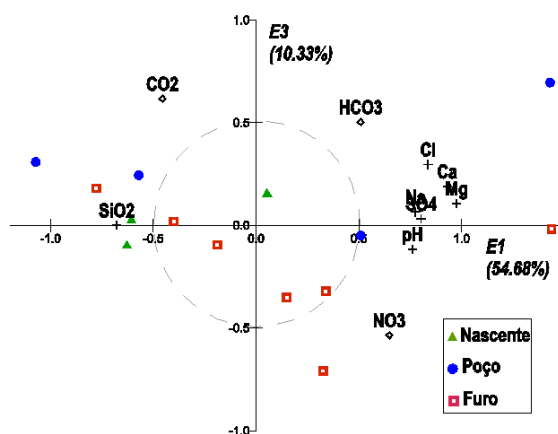


Figura 8- Aplicação da ACP no Sector de Montemor: 2º plano factorial.

Na Figura 9 apresenta-se a dispersão geográfica dos pontos de água segundo a sua projecção no 3º eixo. Este eixo factorial é um bom indicador da qualidade da água subterrânea, porque o nitrato é o parâmetro que maior contribuição teve para a constituição do semi-eixo negativo. Apenas três pontos de água estão associados ao nitrato e destes apenas um pertence à bacia hidrográfica do rio Almansor. Este último ponto de água situa-se a jusante de uma estação de tratamento de águas residuais (ETAR), cujo funcionamento é classificado como

satisfatório (dados de 1998). Esta ETAR encontra-se em funcionamento desde 1979 e serve uma população de 2901 habitantes.

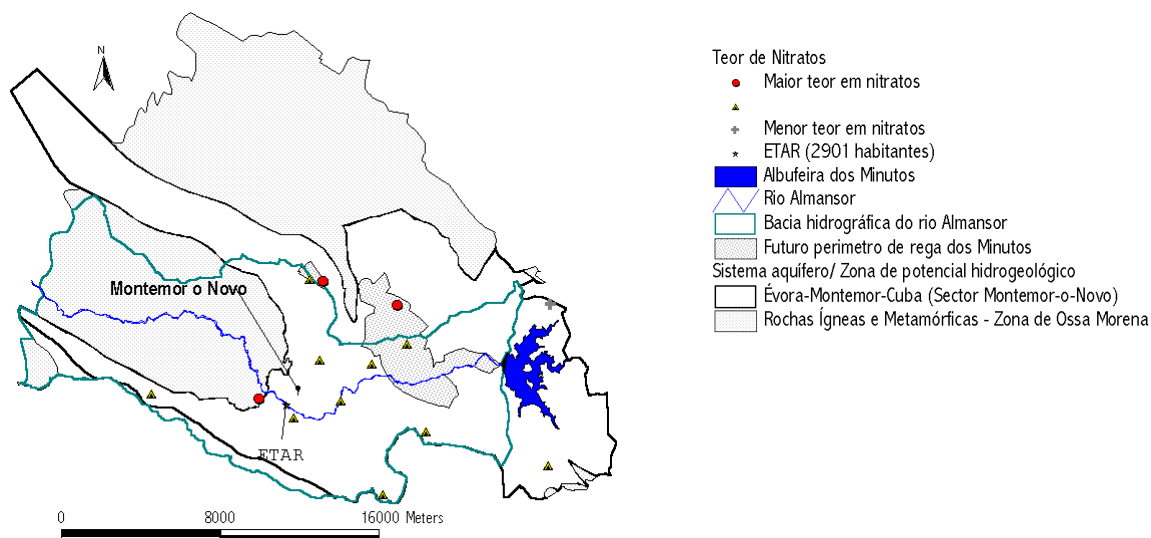


Figura 9 - Distribuição geográfica dos pontos de água segundo a sua projecção no 3º eixo.

7 ANÁLISE FACTORIAL DAS CORRESPONDÊNCIAS MÚLTIPLAS (AFC)

Como já foi referido anteriormente, o perímetro de rega dos Minutos está situado, na sua totalidade, no sistema aquífero de Évora-Montemor-Cuba (Sector Montemor-o-Novo), tentar-se-á demarcar as características hidroquímicas deste sistema em relação às Rochas Ígneas e Metamórficas da Zona Ossa-Morena (ZOM) através do uso da Análise das Correspondências Múltiplas.

Neste estudo, optou-se pela utilização exclusiva de dados de pontos de água correspondentes a furos visto estes, geralmente, identificarem melhor o tipo de água subterrânea; foram utilizados 18 furos pertencendo 11 às rochas ígneas e metamórficas da ZOM e 7 ao Sector de Montemor. Também se verificou na ACP que a água dos poços e das nascentes era, normalmente, de origem subsuperficial, podendo este facto prejudicar a análise.

Na AFC, foi utilizada uma variável qualitativa que foi dividida nas zonas hidrogeológicas usando-se um identificador para cada zona (Quadro 1).

Quadro 1- Divisão da variável qualitativa em classes.

| Sistema aquífero / Zona de potencial hidrogeológico | Identificadores |
|--|-----------------|
| (Rochas ígneas e metamórficas da Zona de Ossa -Morena) | ZOM |
| Évora-Montemor-Cuba (Sector Montemor) | Mont |

Os dados quantitativos foram divididos em classes e organizados numa tabela de contingência. Esta divisão de classes foi executada de forma a obterem-se classes de igual frequência, desde que os dados dos parâmetros hidroquímicos assim o permitissem. Tal divisão em classes de igual frequência nem sempre foi possível, como se pode constatar através dos valores de frequência absoluta. As classes dos parâmetros hidroquímicos estão representadas nas projecções dos planos da ACM, através de identificadores (Quadro 2).

Quadro 2 - Divisão das variáveis quantitativas em classes. As concentrações dos parâmetros hidroquímicos encontram-se em mg/l.

| Variáveis | CLASSES | Frequência absoluta | Identificadores |
|------------------------|---------------------------------|----------------------------|------------------------|
| pH | [7, 7[; [7, 8] | 11; 7 | pH1, pH2 |
| CO₂ | [9, 26[; [26, 95] | 9; 9 | CO21, CO22 |
| HCO₃ | [45, 65[; [65, 117[; [117, 157] | 6; 7; 5 | bic1, bic2, bic3 |
| Cl | [16, 40[; [40, 76[; [76, 269] | 7; 5; 6 | Cl1, Cl2, Cl3 |
| SO₄ | [10, 24[; [24, 42[; [42, 63] | 6; 7; 5 | sul1, sul2, sul3 |
| NO₃ | [3, 34[; [34, 76[; [76, 300] | 6; 6; 6 | nit1, nit2, nit3 |
| SiO₂ | [20, 27[; [27, 43] | 10; 8 | sil1, sil2 |
| Ca | [17, 40[; [40, 60[; [60, 123] | 7; 5; 6 | Ca1, Ca2, Ca3 |
| Na | [21, 35[; [35, 58[; [58, 168] | 7; 6; 5 | Na1, Na2, Na3 |
| K | [1, 1[; [1, 2]; [2, 6] | 7; 7; 4 | K1; K2; K3 |
| Mg | [11, 23[; [23, 32[; [32, 62] | 7; 5; 6 | Mg1, Mg2, Mg3 |

Na Figura 10 estão projectados os eixos factoriais produzidos pela ACM.

Ao longo do 1º eixo factorial distribuem-se as variáveis correspondentes ao grau de mineralização da água, encontrando-se ordenadas ao longo do eixo (menores teores: semi-eixo positivo, maiores teores: semi-eixo negativo). O sulfato distingue-se dos outros parâmetros porque a sua modalidade mais baixa se encontra no semi-eixo negativo, e a sua modalidade mais alta situa-se no semi-eixo positivo.

O plano 1, 2 explica 65.0% da nuvem de inércia de propriedades. O 2º eixo (E2) explica 20.20% dessa inércia, dividindo os valores extremos dos parâmetros hidroquímicos. Este eixo factorial está relacionado com o pH dos pontos de água, representando o semi-eixo positivo água de pH neutro e o semi-eixo negativo água ligeiramente alcalina. No 2º eixo factorial estão, também, representados as duas zonas em estudo estando o sistema aquífero sector Évora-Montemor-Cuba (Sector Montemor) associado ao semi-eixo negativo, e as rochas ígneas e metamórficas da Zona da Ossa-Morena ligadas ao semi-eixo positivo.

Nesta projecção observa-se que:

O sistema aquífero de Évora-Montemor-Cuba (sector Montemor), Mont, caracteriza-se por valores intermédios dos seguintes parâmetros Ca, NO₃, Cl, Na e SO₄. As águas têm teores elevados de HCO₃ e são ligeiramente alcalinas.

Este sistema aquífero possui concentrações mais elevadas de Mg do que as rochas envolventes.

As rochas ígneas e metamórficas da zona Ossa-Morena, ZOM, distinguem-se por valores intermédios dos parâmetros HCO₃ e Mg. As águas têm um pH neutro. Esta zona possui os valores mais elevados de sílica e tem também, valores extremos dos seguintes parâmetros: Na, K, Cl, Ca, SO₄ (modalidades altas) e NO₃, Cl, Na e Ca (modalidades baixas).

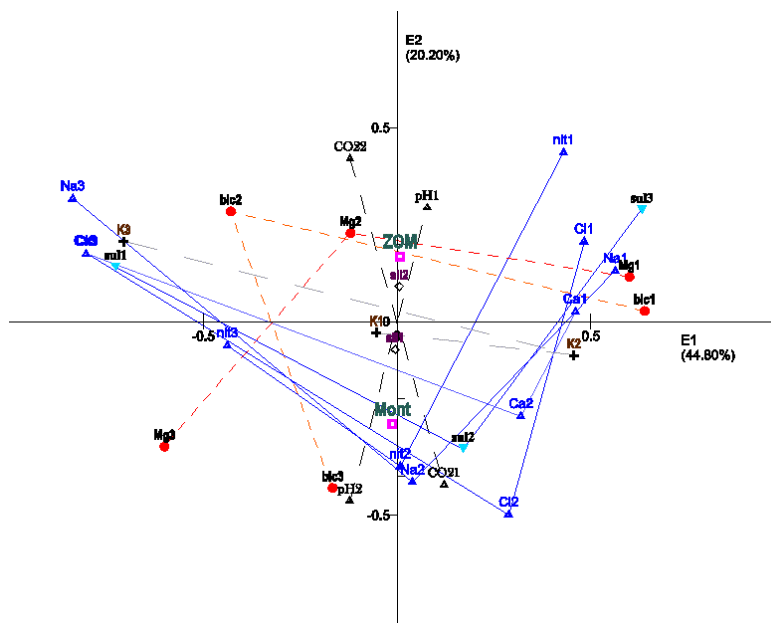


Figura 10 - Projecção do plano 1, 2 da ACM.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste trabalho caracterizou-se o quimismo da água do sistema aquífero Évora-Montemor-Cuba (sector Montemor) e das Rochas Ígneas e Metamórficas da Zona Ossa-Morena, no concelho de Montemor-o-Novo, na área pertencente à bacia hidrográfica do rio Tejo. Tentou-se, igualmente, demarcar as características hidroquímicas das duas zonas hidrogeológicas em estudo, concluindo-se que:

A Análise em Componentes Principais (ACP) demonstrou ser um método eficaz para a interpretação das relações existentes entre os parâmetros hidroquímicos, nos sistemas aquíferos. Através da ACP, também, foi possível confrontar os parâmetros hidroquímicos com o tipo de captação. Esta confrontação foi de extrema importância, pois provou que a maioria dos poços e nascentes captam em águas subsuperficiais. Este método de estatística multivariada permitiu, também, a utilização das coordenadas dos pontos de água segundo as projecções nos eixos factoriais como indicadores da qualidade da água subterrânea. No entanto, este método estatístico foi utilizado tendo como base as correlações lineares entre os parâmetros hidroquímicos, assim sendo, os seus resultados devem ser analisados com cuidado.

O método estatístico de Análise de Correspondências Múltiplas foi útil para a diferenciação das características das águas subterrâneas do sistema aquífero Évora-Montemor-Cuba (Sector Montemor) em relação às rochas envolventes- Rochas ígneas e metamórficas da Zona da Ossa-Morena.

A água das rochas ígneas e metamórficas da Zona da Ossa-Morena é do tipo cloretada cálcica e é, maioritariamente, menos mineralizada que a do Sector de Montemor. Os pontos de água, nesta zona, com teores mais elevados em sais são também os que apresentam maiores teores de parâmetros associados a uma causa antropogénica, como os nitratos e os sulfatos. O sulfato parece ter duas origens distintas: uma natural e uma outra de origem antropogénica. Esta zona apresenta uma maior heterogeneidade no teor dos parâmetros hidroquímicos.

No sistema aquífero Évora-Montemor-Cuba (Sector Montemor-o-Novo) existem dois tipos de água, águas bicarbonatadas mistas e águas cloretadas mistas. Neste sistema verificou-se a presença de concentrações mais elevadas de bicarbonato (HCO_3^-), associadas a uma maior mineralização da água. O facto deste sistema aquífero ter, geralmente, concentrações mais elevadas dos parâmetros hidroquímicos pode ser consequência de uma maior camada de alteração da rocha, promovendo um contacto mais íntimo entre a água e a rocha. O sulfato é, provavelmente, de origem natural e a sua presença aponta para a existência de sulfuretos metálicos. Em termos qualitativos a água subterrânea do Sector de Montemor tem menores teores de nitrato do que o sistema da ZOM; este sistema apresenta também uma maior homogeneidade nos teores dos parâmetros hidroquímicos.

BIBLIOGRAFIA

CARVALHOSA, A.. Carta geológica de Portugal 35-D, na escala 1/50000, *Notícia Explicativa da Folha 35-D Montemor-o-Novo*. Lisboa (Portugal), Departamento de Geologia, IGM, 1994.

CASTANY, G. *Prospección y Explotación de las aguas subterráneas*. Barcelona (Espanha), Ediciones Omega, S.A., 1975.

CHAMBEL, A.. *Hidrologia da região de Évora*. Dissertação para obtenção do grau de Mestre. Lisboa (Portugal), Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 1990.

CUSTÓDIO, E. ; LLAMAS, M. R. *Hidrologia Subterranea*. Barcelona (Espanha); Ediciones Omega, S.A., 1983.

GARCIA PEREIRA, H.. *Análise de Dados Geológico-Mineiros- Aplicações e Estudo de Metodologias*. Lisboa (Portugal), Instituto Superior Técnico, 1990.

INAG. *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tejo 1ª Fase*, Portugal, Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território, 2000.

MARQUES MOINANTE, M. J.. *Delimitação de Perímetros de Protecção de Captações de Águas Subterrâneas, Estudo Comparativo utilizando Métodos Analíticos e Numéricos*. Dissertação para obtenção do grau de Mestre, Lisboa (Portugal), Instituto Superior Técnico, 2002.

REIS, E.. *Estatística Multivariada Aplicada*. Lisboa (Portugal), Edições Sílabo, 2001.

CONSIDERACIONES SOBRE LA CONTAMINACIÓN AGRÍCOLA DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN EL CAMPO DE DALÍAS (ALMERÍA)

L. MOLINA,

A. VALLEJOS,

A. PULIDO-BOSCH Y F. SÁNCHEZ MARTOS

Dpto. Hidrogeología. Universidad de Almería.04120-Almería. Spain.

RESUMEN

Almería es una zona agrícola con un claro predominio de agricultura bajo plástico donde generalmente se incluye una variedad de pesticidas entre los que se encuentran organoclorados, organofosforados, carbamatos y diferentes herbicidas. Durante el año 1999 el consumo de productos fitosanitarios fue de 7038 Tm, de los que la mitad correspondían a la principal área agrícola de esta provincia, El Campo de Dalías. Las diferentes unidades acuíferas se ven afectadas de distinta manera. Algunas áreas se caracterizan por la presencia de materiales permeables, como grava, arena, conglomerados y limos, en superficie, donde el nivel piezométrico está a poca profundidad, alterando la actividad agrícola la composición natural de las aguas subterráneas. Se expone la situación de los acuíferos del Campo de Dalías en lo que se refiere a la contaminación por nitratos y pesticidas, procedentes de las labores agrícolas.

Palabras clave: Aguas Subterráneas, Pesticidas, Nitratos.

1 INTRODUCCIÓN

Los pesticidas constituyen uno de los grupos contaminantes más peligrosos para la salud humana, la fauna y el medio ambiente en general. La gran actividad agrícola que se desarrolla en amplias zonas de nuestra geografía puede constituir un riesgo para la calidad de las aguas subterráneas debido al uso intensivo de abonos tradicionales y a la aplicación de dosis elevadas de plaguicidas (insecticidas, herbicidas, fungicidas, etc.). La mayoría de éstos son aplicados directamente sobre el suelo o pulverizados sobre los cultivos, de modo que pueden llegar como contaminantes al agua directamente o indirectamente a partir del drenaje de los terrenos agrícolas. Estas sustancias, al ser lixiviadas por el agua, pueden infiltrarse hasta alcanzar el nivel freático y alterar así la composición natural de las aguas. Esto implica la necesidad de aumentar el monitoreo de la calidad del agua subterránea con respecto al contenido en pesticidas, especialmente en áreas donde existan abastecimientos públicos con aguas subterráneas.

La persistencia de los residuos pesticidas en el suelo y su movimiento en el sistema agua-suelo son aspectos clave en su comportamiento medioambiental. El movimiento de los pesticidas hacia el agua subterránea depende de las características del suelo, del clima y de las propiedades tanto químicas como ambientales de los pesticidas individuales (LEONARD, 1990). Entre las propiedades del suelo destaca la proporción de materia orgánica, la granulometría de los diferentes horizontes, la profundidad del nivel freático, la presencia de arcillas y la presencia de iones metálicos o variaciones de pH que catalizan reacciones de degradación (BATTISTA *et al.*, 1988). Además, los suelos con alto contenido en carbono orgánico a menudo tienen una biomasa microbiana alta que puede determinar la persistencia del pesticida (JOHNSON *et al.*, 1997). Por otra parte, propiedades como

la solubilidad del agua, hidrólisis, movilidad (expresada por Koc) o lixiviación (expresada por el índice de GUS (Groundwater Ubiquity Score) son de gran influencia en la incorporación de pesticidas a los acuíferos (GUSTAFSON, 1989). El índice de GUS es un indicador de contaminación potencial basado en una aproximación empírica que permite clasificar los plaguicidas en lixiviables ($GUS > 2.8$), no lixiviables ($GUS < 1.8$) y de transición ($1.8 < GUS < 2.8$).

En áreas agrícolas, como la provincia de Almería, se utilizan grandes cantidades de estos compuestos para luchar contra las plagas que dañan frutas y vegetales. Almería es una zona agrícola con un claro predominio de invernaderos donde se aplican usualmente una gran variedad de pesticidas entre los que se incluyen organoclorados, organofosforados, Durante el año 1999 el consumo de productos fitosanitarios fue de 7038 Tm, de los que la mitad correspondían a la principal zona agrícola de esta provincia, El Campo de Dalías. El Campo de Dalías está situado en el extremo suroriental de Andalucía (España) y al oeste de la bahía de Almería; ocupa alrededor de 330 km². Presenta un relieve relativamente suave entre el pie de la Sierra de Gádor y el mar Mediterráneo. Las innovaciones tecnológicas han permitido el desarrollo de una agricultura intensiva bajo plástico en el área. La superficie cultivada es de 20000 Ha, siendo el volumen de las extracciones en el año hidrológico 1994/95 de unos 140 Hm³.

Dado que en el Campo de Dalías se han detectado valores de contenidos en nitratos superiores a 200 mg.L⁻¹ (PULIDO BOSCH *et al.*, 2000), se pensó en conocer los niveles de contaminación por pesticidas en los acuíferos del Campo de Dalías. Los pesticidas han sido seleccionados de entre los más utilizados en los tratamientos agrícolas en los últimos 20 años en el Campo de Dalías y que además presenten propiedades favorables para ser considerados potencialmente contaminantes en las aguas subterráneas. La geología del área está caracterizada por la presencia de materiales permeables, como grava, arena, conglomerados y limos, a lo largo de la zona no saturada; esto junto a la poca profundidad del nivel piezométrico, generalmente menor de 40 m, indudablemente ayuda a la infiltración de los pesticidas hasta el nivel freático alterando así la composición natural de las aguas subterráneas. Otra fuente de contaminación del agua puede ser la introducción directa de los productos aplicados en pozos abandonados o pozos usados para el riego. Desgraciadamente, algunos agricultores de este área tiran los recipientes de pesticidas vacíos a los pozos, facilitando la contaminación de las aguas.

2 MARCO GEOLÓGICO

Desde el punto de vista geológico, la zona de estudio se encuentra en la Zona Interna de las Cordilleras Béticas. Los materiales más antiguos corresponden al Complejo Alpujarride; el área está caracterizada por la superposición de dos mantos de corrimiento, el manto de Gádor y el de Felix. Las unidades del manto de Gádor están constituidas por filitas y cuarcitas (Permowerfeniense). El tramo medio y superior está compuesto por dolomías con intercalaciones de calizas, calizas margosas y calcoesquistos, la potencia aproximada es de unos 1000 m y la edad es Trías medio-superior. El manto de Felix, al igual que el de Gádor, existe un nivel basal de filitas y cuarcitas y otro superior carbonatado, de potencia muy inferior al de Gádor, normalmente de 100 m y de edad Trías medio-superior. No se conoce en la zona depósito materiales comprendidos entre el Trías superior y el Mioceno. La serie Tortoniense-Andaluciense está constituida por dolomicritas con contenido elevado de elementos detríticos; su espesor puede superar los 100 m.

Los materiales pliocenos están formados por un conglomerado basal sobre el que se deposita una potente formación margosa (entre 500 y 1000 m), correspondientes a un mar relativamente profundo; como consecuencia de la regresión va apareciendo encima de las margas, margas arenosas y arenas semiprofundas; culmina la serie con unas calcarenitas que llegan a alcanzar potencias de 100 m. De oeste a este al pie de Sierra de Gádor, adquieren gran desarrollo los conos de deyección que ocupan gran parte del sector estudiado, además, en el centro hay un área deprimida de orientación E-W, donde se acumulan limos rojos o pardos. Más hacia el Sur el relieve se eleva paulatinamente en una plataforma que alcanza 80 m de cota máxima compuesta de materiales calcareníticos pliocenos y conglomerados arenosos cementados, del cuaternario. Hacia la costa se desciende a través de distintos escarpes escalonados donde existen depósitos limosos y margosas en relación con salinas y playas antiguas, y otras recientes que bordean el litoral actual.

3 PRINCIPALES RASGOS HIDROGEOLÓGICOS

En el Campo de Dalías se diferencian desde el punto de vista hidrogeológico tres unidades hidrogeológicas (PULIDO BOSCH *et al.*, 1991; MOLINA, 1998). Estas unidades son: Balerna-Las Marinas, Balanegra y Aguadulce (figura 1).

La unidad de Balanegra ocupa el extremo occidental. Está constituida esencialmente por los materiales carbonatados de Gádor y en la parte central del Campo está confinada por la margas pliocenas que actúan de techo confinante. Hacia el sur las margas pliocenas aumentan de manera notable su espesor, individualizando las calcarenitas pliocenas de las materiales de Gádor, por lo que se tendrían dos acuíferos, uno superior y otro inferior, mientras que hacia el norte las margas se acuñan, permitiendo la comunicación de las dos unidades acuíferas.

La unidad de Aguadulce está ubicada en el extremo oriental del Campo. Está esencialmente integrada por las calizas y dolomías alpujárrides de los mantos de Gádor y de Felix, calcarenitas y rocas volcánicas miocenas, margas pliocenas, calcarenitas con episodios de margas arenosas del plioceno, y materiales cuaternarios; por lo que se tendría un acuífero libre y uno inferior, aunque en el borde septentrional donde las margas se acuñan, ambos podrían estar en contacto.

La unidad de Balerna-Las Marinas ocupa el área centro-sur y es la más extensa del Campo. Está esencialmente constituida por calcarenitas pliocenas cuyo espesor puede superar 100 m. Estas calcarenitas evolucionan en profundidad, de forma gradual, hacia margas grises que localmente alcanzan 700 m de potencia y localmente puede haber depósitos cuaternarios. En la parte meridional de esta unidad, las calcarenitas pliocenas están recubiertas por un conglomerado marino de cantos bien redondeados de matriz arenosa que puede tener de 10-30 m de potencia. El espesor de la franja no saturada esta comprendida entre los 10 y 40 m, aunque la permeabilidad media es inferior a la de los materiales carbonatados.

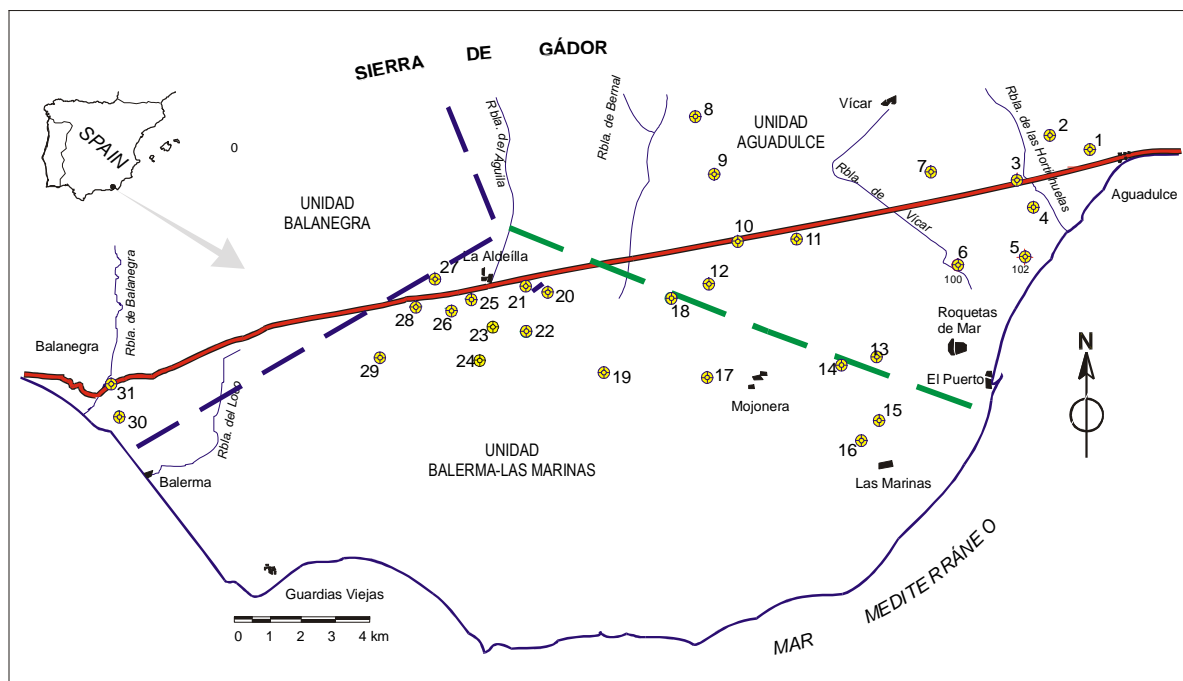


Figura 1.- Situación de los puntos de muestreo.

La mayor explotación se encuentra en los materiales carbonatados de las unidades de Balanegra y Aguadulce, ya que sus aguas son bicarbonatas cálcico-magnésicas y los niveles piezométricos se encuentran en la actualidad entre -31 y -17 m s.n.m. y en la unidad de Balerna-Las Marinas la calidad de las aguas es clorurada sódica, por lo que la explotación es mucho menor y como consecuencia toda la unidad se encuentra a cotas positivas (10 y 40 m s.n.m.) debido al abandono de las captaciones.

4 METODOLOGÍA

En el Campo de Dalías se tomaron 31 muestras, pertenecientes 2 a la unidad de Balanegra, 16 a la de Balerna-Las Marinas y 13 a la de Aguadulce. Todas las muestras se han tomado de los acuíferos superficiales, exceptuando una (nº 8) que se ha tomado de los materiales carbonatados de la unidad de Aguadulce, y que se utilizó como blanco de campo. Se midieron in situ conductividad eléctrica, pH, y nivel piezométrico. Las muestras se tomaron por duplicado en botellas de vidrio topacio de 2.5 l cerradas con tapones de teflón. Una vez tomadas las muestras, las botellas se agitaron vigorosamente durante 1 minuto y se refrigeraron en el campo. En el laboratorio, las muestras se mantienen a 4 °C en oscuridad hasta la extracción, la cual se realiza antes de las 48 horas. Los extractos se analizan antes de dos semanas desde su recogida. La manipulación evitó la contaminación de las muestras.

El análisis de los plaguicidas se realizó mediante cromatografía de gases (GC) acoplada a distintos detectores, captura de electrones (GC-ECD), nitrógeno-fósforo (GC-NPD) y el modo de espectrometría de masas en tándem (GC-MS/MS). A partir de los resultados obtenidos en cada uno de los detectores se selecciona la espectrometría de MS en tándem para la determinación certera de los compuestos en muestras reales, ya que esta técnica permite la identificación certera de cada uno de los compuestos detectados (GARRIDO FRENICH *et al.*, 2000). La toma de muestras de agua se realizó siguiendo los criterios de la EPA (540/P-91-006).

5 RESULTADOS

Los plaguicidas han sido seleccionados de entre los más utilizados en tratamientos agrícolas en los últimos 20 años en Almería y que además presenten propiedades favorables (solubilidad en agua > 30 mg/l, adsorción Koc < 300-500 mg/l, tiempo de hidrólisis media > 25 semanas, vida media en el suelo > 2-3 semanas, tiempo de fotólisis media > 1 semana) para que alcancen los acuíferos (COHEN *et al.*, 1984). Los resultados obtenidos se observan en la tabla 1. Se detectaron plaguicidas en veinticinco de las treinta y una muestras analizadas, generalmente con concentraciones menores a sus límites de cuantificación (LQ).

En las muestras procedentes de la unidad acuífera de Balanegra se detectan contenidos significativos en pesticidas, debido a que los materiales aflorantes son conglomerados que están en contacto con el nivel piezométrico, el cuál se encuentra a tan solo 10 o 15 m de la superficie. Destacan los contenidos en endosulfán-s y fenpropatrín. Prácticamente en todas las muestras tomadas en la unidad acuífera de Balerna-Las Marinas se detectan pesticidas. Los contenidos más elevados aparecen en el sector central de la unidad, donde los materiales son más permeables y el espesor no saturado es menor. Son pocas las muestras procedentes de la unidad de Aguadulce donde se detectan contenidos significativos en pesticidas, aproximadamente la mitad no presentan contaminación alguna. Se trata de una zona donde los pozos están en continua explotación. En esta unidad destaca la muestra nº 7 con 1294 ng.L⁻¹ de fenamifos, procedente de un sondeo localizado sobre un abanico aluvial en contacto directo con materiales calizos.

Los contenidos en nitratos identifican igualmente una zona con elevada concentración, comprendida entre 210 y 310 mg/l, con una media de 226 mg/l, en la zona central de la unidad de Balerna-Las Marinas. Son sondeos ubicados en zonas con gran actividad agrícola, de 10 a 70 m de profundidad, y con un espesor no saturado de 8 a 32 m.

Con el objeto de determinar los compuestos más habituales, se ha representado en la figura 2 la frecuencia ponderada de cada uno de los compuestos detectados respecto al total de las muestras analizadas.

Organofosforados

Se han detectado en el 30% de las muestras. Se trata de insecticidas y acaricidas muy utilizados en la zona, de entre ellos hay que destacar el malation que se ha encontrado en el 13 % de las muestras, aunque solo dos superan el límite de cuantificación, con valores comprendidos entre 40 y 63 ng.L⁻¹. También detectado, igualmente que el anterior en el 13 % de las muestras, fenamifos y en dos muestras se midieron concentraciones mayores del nivel máximo permitido (1560 y 1294 ng.L⁻¹); estos resultados están de acuerdo con el hecho de

que estos pesticidas tengan valores del índice de Gus adecuados para clasificarlos como componentes de lixiviación probable.

Tabla 1.- Resultados obtenidos en ng.L⁻¹ (LQ: concentraciones menores al límite de cuantificación).

| PESTICIDAS | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 |
|-----------------|------|------|------|------|------|------|---|---|------|----|----|------|------|------|------|----|
| Clorpirifos-m | | | | | | <LOQ | | | | | | | | | | |
| Metalaxyl | <LOQ | | | <LOQ | | | | | | | | <LOQ | <LOQ | | | |
| Malation | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Fenamifos | | | | | | 1294 | | | | | | | | | | |
| Buprofezin | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Fenitroton | | | | | | <LOQ | | | | | | | | | | |
| Procimidona | | | <LOQ | | | | | | | | | | | | | |
| Paration-m | | | | | | | | | <LOQ | | | | | | | |
| Pirazofos | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Lindano | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Clortalonil | | | | | | <LOQ | | | | | | <LOQ | | <LOQ | | |
| Clorpirifos | | | | | | <LOQ | | | | | | <LOQ | | <LOQ | | |
| Endosulfan-alfa | | <LOQ | <LOQ | | | | | | | | | | <LOQ | | <LOQ | |
| Endosulfan-s | | | | <LOQ | <LOQ | | | | | | | <LOQ | 31 | <LOQ | 19 | |
| Fenpropatrín | 32 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Acrinatrín | | | | <LOQ | | | | | | | | | | | 4 | |
| Dicloran | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Vinclozolina | | | <LOQ | | | | | | | | | | | | | |
| Pendimetalina | | | | <LOQ | | | | | | | | | | | | |
| Fenamifos | | | | | | | | | | | | | | | | |

| PESTICIDAS | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 | 27 | 28 | 29 | 30 | 31 |
|-----------------|------|----|------|------|------|------|------|------|------|----|------|------|------|------|------|
| Clorpirifos-m | | | | | | | | <LOQ | | | | <LOQ | | | |
| Metalaxyl | | | 180 | <LOQ | | <LOQ | | | <LOQ | | <LOQ | | | <LOQ | |
| Malation | | | 40 | <LOQ | | | | | | | | <LOQ | 63 | | |
| Fenamifos | | | | | | | | 1560 | | | | | <LOQ | | <LOQ |
| Buprofezin | | | | | | <LOQ | | | <LOQ | | | | | | |
| Fenitroton | | | | <LOQ | | | | <LOQ | | | | | | | |
| Procimidona | | | | <LOQ | | | <LOQ | <LOQ | | | | | | | |
| Paration-m | | | | | | | | | | | | | | | |
| Pirazofos | | | | <LOQ | | | | | | 51 | 41 | | | | <LOQ |
| Lindano | | | | | <LOQ | | | | | | | | <LOQ | | |
| Clortalonil | <LOQ | | | | | | | | | | | | | | <LOQ |
| Clorpirifos | | | | | | | | | | | | | | <LOQ | |
| Endosulfan-alfa | <LOQ | | <LOQ | | | <LOQ | | <LOQ | | | | | <LOQ | <LOQ | |
| Endosulfan-s | <LOQ | | | | | <LOQ | <LOQ | <LOQ | | | | | | 58 | |
| Fenpropatrín | | | | | | | 26 | | | 38 | 72 | | | | 32 |
| Acrinatrín | | | | | | | | | | | | | | | |
| Dicloran | | | <LOQ | | | | | | | | | | | | |
| Vinclozolina | | | | | | | | | | | | | | <LOQ | |
| Pendimetalina | | | | | | | | | | | | | | <LOQ | |
| Fenamifos | | | | | | | | | | | | | | | |

Organoclorados

La mayor parte son fungicidas y se han encontrado en el 25 % de las muestras. El endosulfán-s ha sido el compuesto detectado más frecuentemente, en un 35 %, con concentraciones entre 20 y 58 ng.L⁻¹. El α-endosulfán se han detectado en el 30% de las muestras. Los pesticidas organoclorados se han detectado en áreas donde el nivel piezométrico está comprendido entre 10 y 15 m sobre el nivel del mar.

Otros pesticidas

Los organitrogenados se han detectado en el 25 % de las muestras, la mayoría son fungicidas e insecticidas y un herbicida (Pendimetalina). Solo una muestra de metalaxyl supera el nivel máximo permitido (180 ng.L⁻¹). De acuerdo con el índice de Gus (4.24), metalaxil tiene una lixiviación probable.

Los piretroides se han encontrado en el 10% de las muestras y concretamente fenpropatrín se ha detectado en el 16 % de las muestras y cuatro muestras superan el límite de cuantificación con valores comprendidos entre 26 y 72 ng.L⁻¹. También se han detectado en el 10% de las muestras dicarboximidas.

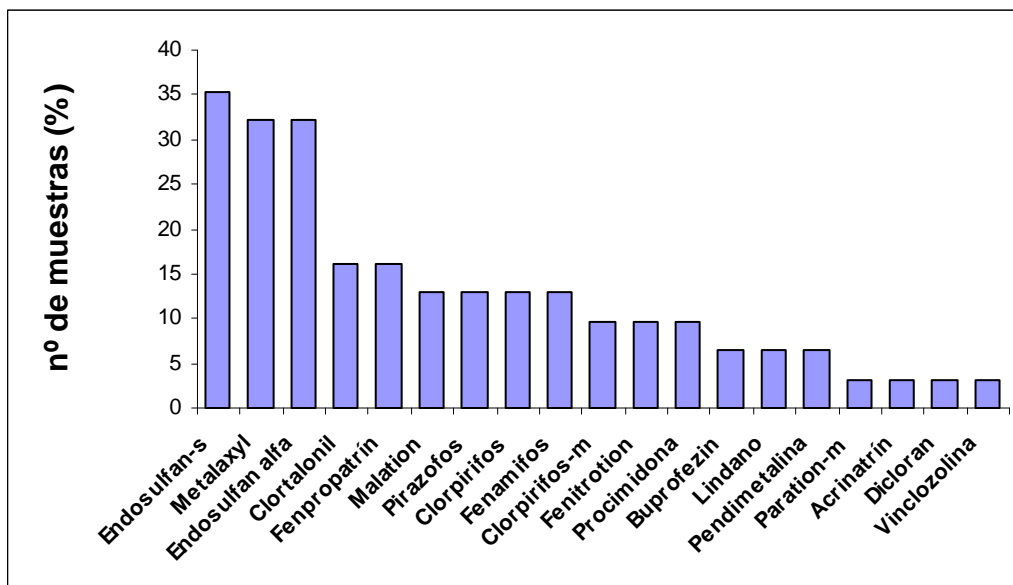


Figura 2.- Frecuencia ponderada de los compuestos detectados.

CONSIDERACIONES FINALES

Los resultados obtenidos muestran que las aguas subterráneas procedentes de los sondeos que captan las formaciones acuíferas más superficiales presentan una calidad deteriorada por las prácticas agrícolas. Los sondeos poco profundos, en zonas intensamente cultivadas donde la franja no saturada tiene poco espesor, presentan aguas de elevado contenido en NO₃ y pesticidas; cuando los sondeos son más profundos y tienen formaciones poco permeables en los tramos más superficiales, las aguas se ven poco o nada afectadas por contaminación agrícola; algo similar sucede con las áreas de alimentación en donde no existen actividades agrícolas. Resulta evidente la necesidad de realizar un control sistemático de los compuestos pesticidas que han sido detectados en las muestras, para conocer su evolución.

REFERENCIAS

- BATTISTA, M., DI CORCIA A., MARCHETTI, M. (1988). High Performance Liquid Chromatography methods for determining triazine herbicide residues in soil, *J. Chromatogr.*, 454, 232-242.
- COHEN, S.Z., CARSEL, R.F., CREEGER, S.M., ENFIELD, C.G. (1984). Potential for pesticide contamination of groundwater resulting from agricultural uses, in *Treatment and Disposal of Pesticides Wastes* editado por R.F. Krueger and J.N. Sieber. American. Chem. Soc., Washington DC, 297-325.
- JOHSON A.C, WORRALL F, WHITE C, WALKER A, BESIEN TJ, WILLIAMS, RJ. (1997). The potential of incorporated organic matter to reduce pesticide leaching. *Toxicol. Environ. Chem.* 58, 47-61.
- GARRIDO FRENICH, A., MARTÍNEZ VIDAL, J.L, PABLOS ESPADA, M.C., GIL GARCÍA, M.D., ARREBOLA, F.J. (2000). Comparison of Gas Chromatography with NPD, MS and Tandem MS/MS in the Multiresidue Analysis of Pesticides in Environmental Waters. *Chromatographia*, 52: 614-620.
- GUSTAFSON, D.I. (1989). Ground Ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. *Environ. Toxicol. Chem.*, 8, 339-357.

LEONARD R.A. (1990). Movement of pesticides into surface water in *Pesticides in the soil environment: Processes, Impacts and Modeling*, editado por Cheng, H.H. Soil Science Society of America, Madison WI, 303-349.

MOLINA, L. (1998). *Hidroquímica e intrusión marina en el Campo de Dalías (Almería)*. Tesis Doctoral. Univ. de Granada. Inédita. 340 p.

PULIDO BOSCH, A., NAVARRETE, F., MOLINA, L. Y MARTÍNEZ VIDAL, J.L. (1991). Quantity and quality of groundwater in the Campo de Dalías (Almería, SE Spain). *Wat. Sci. Tech.*, **24**(11): 87-96.

PULIDO BOSCH, A.; BENSI, S.; MOLINA, L.; VALLEJOS, A.; CALAFORRA, J.M. AND PULIDO. LEBOEUF, P. (2000). Nitrates as indicators of aquifer interconnection. Application to the Campo de Dalías. *Environmental Geology*. 39(7): 791- 799.

ANÁLISE COMPARATIVA DE DOIS ÍNDICES DE POLUIÇÃO AGRÍCOLA NO SISTEMA AQUÍFERO DOS GABROS DE BEJA (SECTOR DA MARGEM ESQUERDA DO RIO GUADIANA)

Elisabete SERRA

*Eng^o do Ambiente (IST). Departamento de Engenharia do Ambiente do Instituto Superior Técnico.
Av Rovisco Pais, 1096 Lisboa, tel. 351.21.8418016*

Eduardo PARALTA

*Geólogo. Mestre em Georrecursos. Departamento de Hidrogeologia do Instituto Geológico e Mineiro, Estrada da Portela,
Apartado 7586, 2720-866 Alfragide, tel. 351.21.4705400, Email: eduardo.paralta@igm.pt*

João NASCIMENTO

*Eng^o dos Recursos Hídricos (Univ. Évora). CVRM – Centro de Geosistemas, Instituto Superior Técnico.
Av Rovisco Pais, 1096 Lisboa, tel. 351.21.8417247, Email: jnascimento@alfa.ist.utl.pt*

Luís RIBEIRO

*Eng^o de Minas. Prof. Auxiliar. CVRM – Centro de Geosistemas, Instituto Superior Técnico.
Av Rovisco Pais, 1096 Lisboa, tel. 351.21.8417247, Email: nlrib@alfa.ist.utl.p*

RESUMO

A poluição das águas subterrâneas por nitratos de origem agrícola está relacionada com a vulnerabilidade dos sistemas aquíferos e com as práticas de gestão e fertilização com compostos azotados.

O presente estudo aborda o risco de poluição do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja, a partir de uma abordagem multidisciplinar do sector de Serpa-Brinches, com base na aplicação de índices empíricos e de mapas de isoprobabilidade da ocorrência de nitratos exceder 50 mg/l no período de 1997 a 2000.

Os resultados obtidos evidenciam uma boa correlação entre as áreas predominantemente agrícolas e as classes mais elevadas dos índices analisados, que são concordantes com as áreas de maior probabilidade de ocorrência de nitratos.

Este estudo aponta para a necessidade urgente de aplicação do Código de Boas Práticas Agrícolas no sentido de cumprir as orientações da Directiva 91/676/CE e da Directiva Quadro da Água.

Palavras-chave: Aquífero, vulnerabilidade, nitratos, poluição difusa, mapas de risco.

1 INTRODUÇÃO

A agricultura moderna ao exigir elevadas produções unitárias, requer uma grande quantidade de nutrientes. Entre as potenciais ameaças de poluição à água subterrânea estão o uso intensivo de fertilizantes e pesticidas em actividades agrícolas. As fontes difusas caracterizam-se por uma intensidade relativamente fraca por unidade de superfície, apesar de serem aplicados em zonas de grande extensão. Só é possível identificar e caracterizar

de uma forma completa o risco de poluição difusa, com base numa monitorização com representatividade espaço-temporal, dos diversos descritores que intervêm em todo o processo (Ribeiro, 2002).

Dos nutrientes existentes no solo, uma parte é susceptível de se perder através das águas de escoamento superficial ou no processo de infiltração. Na forma de ião nitrato, o azoto não é retido pelo solo, devido à sua carga eléctrica negativa. A sua solubilidade na água provoca a sua rápida lixiviação até à zona saturada (Canter, 1997).

Em Portugal, um diagnóstico e uma caracterização da qualidade das águas subterrâneas, realizados no âmbito da elaboração dos Planos de Bacia Hidrográfica [6] mostrou claramente níveis elevados de concentração de nitratos de origem agrícola, em alguns sistemas aquíferos do país, ultrapassando em muitos casos o valor máximo admissível (VMA) que é de 50mg/l. Paradigmático deste problema é precisamente o que ocorre no Sistema Aquífero dos Gabros de Beja.

Deste modo é cada vez mais urgente, a aplicação de medidas e estratégias de actuação tendentes a mitigar a poluição difusa de origem agrícola, de modo "...a garantir a protecção e a utilização das águas subterrâneas, mediante uma planificação integrada e uma gestão sustentável, destinadas a evitar um agravamento da poluição, manter a qualidade da água subterrânea não poluída, e restabelecer se for caso disso, a qualidade das águas subterrâneas poluídas" (JOCE, 1996).

A preocupação com a concentração de nitratos na água subterrânea, advém fundamentalmente dos impactes que poderá ter na saúde pública através do consumo humano. Daqui decorre terem sido estabelecidos na legislação nacional, através do Decreto-lei n.º 236/98 de 1 de Agosto, os valores máximo admissível (VMA) e recomendado (VMR) para a concentração de nitratos e que são 50 e 25 mg/l, respectivamente.

Com o objectivo de proteger as águas contra a poluição difusa causada por nitratos de origem agrícola, Portugal, através do Decreto-Lei n.º 235/97 de 3 de Setembro, transpôs para o direito interno a Directiva 91/676/CE, na qual é definido o conceito de Zona Vulnerável. Através do estudo de um sector do aquífero dos Gabros de Beja, que se estende numa região delimitada pela margem esquerda do Rio Guadiana e pelo aquífero referido, pretende-se caracterizar a sua vulnerabilidade e risco de poluição tendo em atenção os aspectos que foram definidos na legislação mencionada.

Por outro lado é cada vez mais urgente desenvolver abordagens metodológicas de natureza pluridisciplinar que permitam auxiliar as tomadas de decisão ao nível do planeamento e gestão das águas subterrâneas com o objectivo de identificar as zonas mais sensíveis do aquífero aos nitratos de origem agrícola, contribuindo ao mesmo tempo para otimizar o plano de monitorização existente, no quadro de uma estratégia de protecção dos recursos hídricos.

É ainda de todo o interesse avaliar a viabilidade de implementação do Código de Boas Práticas Agrícolas (MADRP, 1997) que, embora seja de aplicação voluntária por parte dos agricultores, em situações normais, se torna obrigatória por imposição da Directiva 91/676/CE, no caso de zonas vulneráveis. O Código reconhece a necessidade de reduzir as perdas de nitratos do solo pelas águas de escorrência superficial e de infiltração, bem como a poluição das águas subterrâneas. Uma das medidas preconizadas é "...um aumento da produção através de um melhor aproveitamento do Azoto por parte das culturas, que passa pela rentabilização económica na utilização de fertilizantes".

O estudo que se apresenta é parte de um trabalho mais vasto de aplicação de várias metodologias à análise da vulnerabilidade e risco de poluição agrícola no sector oriental do Sistema Aquífero das Gabros de Beja (Paralta, 2001; Serra, 2002).

2 ENQUADRAMENTO HIDROGEOLÓGICO DO CASO DE ESTUDO

O sector em estudo pertence ao Sistema Aquífero dos Gabros de Beja e localiza-se na margem esquerda do Rio Guadiana. Este sector, com cerca de 48 km² está sujeito a uma permanente actividade agrícola, já que os solos desta região, designados por "Barros de Beja", são dos mais produtivos do Alentejo. A aplicação de fertilizantes azotados nesta região remonta, pelo menos, às décadas de 1930/40. Mais recentemente, um novo impulso foi dado pela Reforma Agrária de 1975 através do aumento da área cultivada.

Na Figura 1 encontram-se representadas as unidades hidrogeológicas do Alentejo. A região em estudo pertence ao Maciço Antigo, e está localizada no Sistema Aquífero dos Gabros de Beja (Duque, 1997).

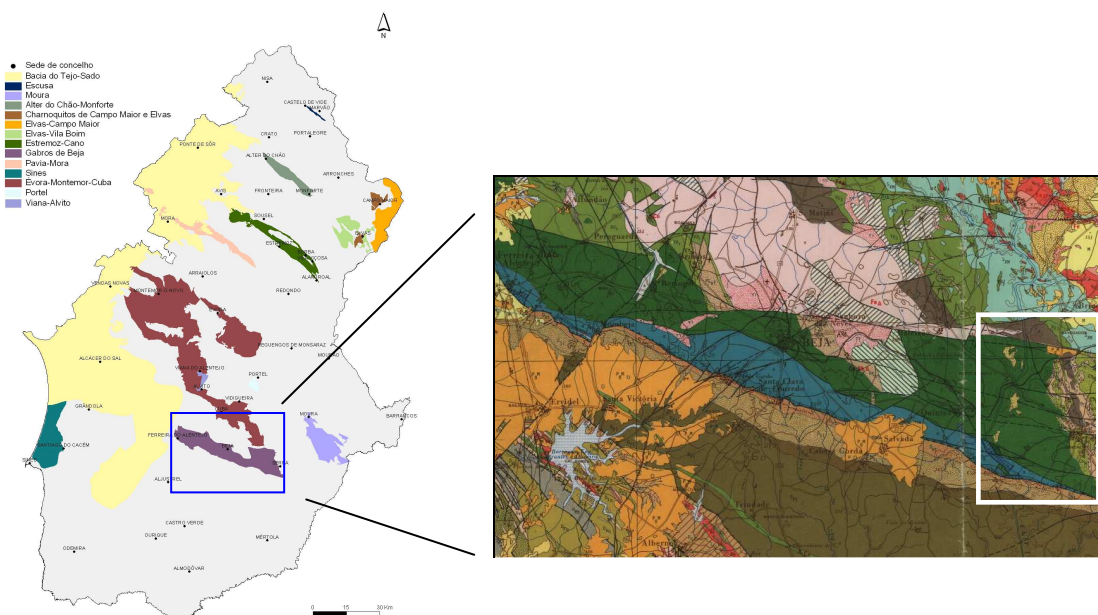


Figura 1 - Mapa de sistemas aquíferos do Alentejo, com indicação da localização do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja (ERHSA, 2003) e pormenor da área de estudo.

O Sistema Aquífero dos Gabros de Beja tem uma área de 350 km², está situado entre Ferreira do Alentejo (W), Beja e Serpa (E). Esta região é caracterizada por uma predominância de rochas básicas, que pertence ao Complexo Ofiolítico de Beja-Acebuches (terreno alóctone) e ao Complexo dos Gabros de Beja (Oliveira et al., 1992).

Em termos hidrológicos o sector Serpa-Brinches assinalado na figura 1 apresenta uma drenagem superficial com escoamento para oeste de padrão dendrítico organizado em função da Ribeira do Enxoé e do Rio Guadiana.

O sector em estudo apresenta, um comportamento de aquífero livre com circulação em meio poroso nas camadas de alteração e, em profundidade, características de sistema fissurado. As formações gabro-dioríticas alteradas e fracturadas que constituem o sector em estudo apresentam produtividades abaixo da média quando comparadas com outros sectores do mesmo sistema aquífero (Paralta & Ribeiro 2003).

Na área em estudo a produtividade média situa-se normalmente até aos 3 l/s e a taxa de insucessos das captações é da ordem dos 40%. O balanço hídrico, embora preliminar, indica que a recarga útil não deverá ser superior a 10% da precipitação média anual (≈500 mm), maioritariamente concentrada no trimestre de Janeiro a Março/Abril (Paralta & Francés, 2000).

A fácies hidroquímica predominante é bicarbonatada cálcia e bicarbonatada calco-magnésiana. O principal constrangimento em relação à produção de água para consumo humano a partir dos recursos subterrâneos relaciona-se com teores em nitratos que frequentemente ultrapassam os limites legalmente consignados.

A aptidão da água subterrânea para o uso agrícola corresponde maioritariamente às classes C₂S₁ e C₃S₁ ou seja o perigo de alcalinização dos solos é baixo, mas o risco de salinização é médio a elevado (Paralta & Francés, 2000).

Com a entrada em funcionamento da Barragem do Enxoé, em finais de 1999, a população de Serpa deixou de ser abastecida permanentemente por água subterrânea. Durante a época estival, a redução do volume de água armazenado na albufeira e fenómenos de eutrofização frequentes, relacionados com o deficiente funcionamento

da ETAR de Vale de Vargo e cargas difusas agro-pecuárias na bacia hidrográfica do Enxoé, obrigam a recorrer às captações subterrâneas.

3 OCUPAÇÃO DO SOLO

Como já foi referido, os solos desta região possuem uma elevada capacidade para uso agrícola, correspondente a cerca de 60% da área de estudo. As principais culturas de sequeiro são o Trigo e o Girassol e, mais recentemente, o Olival de regadio. Existem ainda áreas de menor dimensão, nas quais se pode encontrar culturas de Beterraba, Melão e Vinha (levantamentos de campo inéditos obtidas no ano agrícola de 2001-2002).

Para além das áreas de uso agrícola existem ainda outros usos com uma representação significativa, designadamente o Olival (22%) tradicional em consociação com culturas anuais, as Áreas de Matagal e os territórios Agroflorestais (13%).

As alterações aos usos do solo observados em 2001 prendem-se fundamentalmente com a alteração de uso das áreas de Charnechas e Matos assinaladas na carta CORINE Land Cover de 1987 para áreas de Olival. Estas áreas localizam-se pontualmente junto à margem do Rio Guadiana, ou seja na fronteira Oeste do sector em estudo.

Relativamente ao Trigo, a adubação é feita de acordo com as necessidades da cultura, com um fertilizante, constituído por 18% de N e 46% de P. É feita uma adubação de fundo em Novembro/Dezembro após a sementeira, aplicando-se o fertilizante dentro do solo. Em Fevereiro e Março faz-se uma adubação de cobertura com a Ureia a 46% e Nitroamoniaca a 26%, em que o fertilizante é aplicado à superfície do solo. Por último e apenas no caso de fraco desenvolvimento vegetativo, é aplicada Ureia a 46% nos meses de Maio/Junho. Em conclusão, para os cereais de sequeiro (Trigo e afins) corresponde uma carga de Azoto normalmente superior a 100 Kg/ha/ano.

No caso do Olival de sequeiro é feita uma primeira aplicação de fertilizante nos meses de Novembro e Dezembro, e mais tarde nos meses de Fevereiro e Março é feita uma aplicação de cobertura com o Nitroamoniaca a 26%). No caso do Olival corresponderá portanto uma dotação média de Azoto na ordem dos 60 Kg/ha/ano. As plantações recentes de Olival regado, utilizam o sistema de rega gota a gota.

No caso das culturas regadas a fertilização de cobertura é feita através da incorporação na água de rega de adubos líquidos azotados (Fertirrigação), em que os sistemas de rega são os pivots ou aspersores. O volume de Azoto introduzido pelo sistema depende do tipo de culturas e da eficiência da tecnologia de gestão da rega e de fertilização. As cargas de Azoto podem variar entre cerca de 30 Kg/ha/ano para o Linho e mais de 200 Kg/ha/ano para o Milho (Cary, 1985; Duque, 1997; Epac; Paralta, 2001).

Constata-se que, o período de adubação de várias culturas, coincide com a principal época de recarga do aquífero (entre Janeiro e Março/Abril), provocando o aumento do potencial de lixiviação dos compostos azotados para o sistema freático, que se encontra normalmente a reduzida profundidade.

4 ÍNDICES DE POLUIÇÃO POR NITRATOS

A avaliação da vulnerabilidade à poluição por nitratos de origem agrícola do sector oriental do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja será feita com base em dois índices de poluição: o Índice de poluição Ramolino e o Índice de Susceptibilidade. O Índice Ramolino (1998) é um índice de avaliação da susceptibilidade do aquífero à poluição por nitratos de origem agrícola. Na sua concepção está informação retirada de casos de estudo e dos parâmetros que integram o índice DRASTIC (Aller *et al.*, 1987).

O índice de Susceptibilidade foi recentemente desenvolvido por Ribeiro (2000), também com o intuito de avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação agrícola. Este índice tem sido aplicado com sucesso em vários casos de estudo portugueses (Francés *et al.*, 2001; Paralta *et al.*, 2001; Stigter *et al.*, 2002). O índice foi construído com o objectivo de munir os técnicos de um instrumento simples e de utilização fácil. Tendo como base alguns descritores do índice DRASTIC e os tipos de ocupação do solo, os ponderadores atribuídos aos parâmetros do índice de susceptibilidade foram calculados a partir de um painel Delphi de especialistas portugueses.

4.1 Índice Ramolino

O índice de poluição por nitratos Ramolino é calculado por um modelo aditivo (ver Eq. 1), a partir dos factores de ponderação apresentados no Quadro.

$$\text{Índice Ramolino} = Ff_i + Rr_i + Ss_i + Pp_i \quad (1)$$

em que f_i , r_i , s_i , p_i são os valores atribuídos às classes

Quadro 1– Parâmetros do Índice Ramolino e respectivos factores de ponderação

| Parâmetro | Factor de Ponderação | |
|-----------|---------------------------------------|-----|
| <i>F</i> | <i>Fertilização com azoto</i> | 5.0 |
| <i>R</i> | <i>Recarga</i> | 4.5 |
| <i>S</i> | <i>Textura do solo</i> | 4.0 |
| <i>P</i> | <i>Profundidade ao nível freático</i> | 3.5 |

Quadro 2 – Classes dos parâmetros do Índice Ramolino e respectivos índices

| F | f_i | R (mm/ano) | r_i |
|--|----------------------|-------------------|----------------------|
| <i>Excesso de fertilização</i> | 10 | 0-58 | 1 |
| <i>Fertilização adequada à cultura</i> | 6 | 58-116 | 3 |
| <i>Não existe fertilização</i> | 1 | 116-204 | 6 |
| | | 204-291 | 8 |
| | | >291 | 10 |

| S | s_i | P (m) | p_i |
|---|----------------------|--------------|----------------------|
| <i>Solo suficientemente drenado</i> | 10 | 0-1.5 | 10 |
| <i>Solo moderado a suficientemente drenados</i> | 6 | 1.5-4.6 | 9 |
| <i>Solos insuficientemente drenados</i> | 2 | 4.6-9.1 | 7 |
| | | 9.1-15.2 | 5 |
| | | 15.2-22.9 | 4 |
| | | 22.9-30.5 | 3 |
| | | >30.5 | 2 |

Os valores do índice Ramolino podem variar entre 24 e 170. Quanto mais elevado é o índice, maior é a grau de poluição previsto. Este índice é um instrumento de planeamento a utilizar numa primeira fase de caracterização qualitativa dos recursos hídricos subterrâneos, cuja aplicabilidade pode ser importante para delimitar zonas vulneráveis.

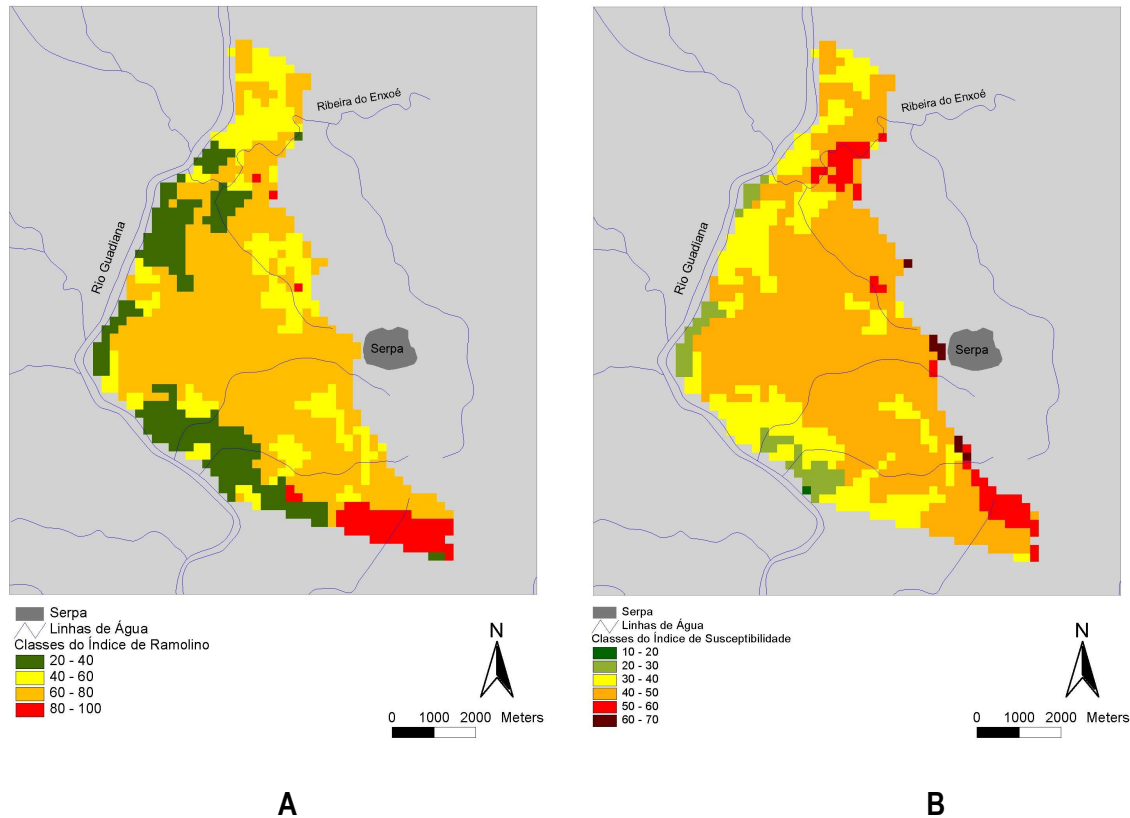


Figura 2 – Classes de valores do índice Ramolino (A) e do Índice de Susceptibilidade (B) calculados para o sector de Serpa-Brinches do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja.

A análise do mapa da figura 2A mostra que a classe de valores [60-80] é em grande parte coincidente com a região onde existe actividade agrícola. A classe de valores mais elevados situa-se na região Sul do sector.

4.2 Índice de Susceptibilidade

Este índice, tal como o DRASTIC, pretende avaliar de forma expedita a vulnerabilidade de uma área através do cálculo da soma ponderada de vários parâmetros (Eq. 2). Os factores de ponderação e respectivos índices são apresentados nos quadros 3 a 5. Com a integração do parâmetro da ocupação do solo pretende-se que o índice não dependa apenas das condições naturais mas também dos impactes associados ao uso do solo e dos contaminantes associados às práticas agrícolas (Francés et al., 2001; Paralta et al., 2002).

$$\text{Índice de Susceptibilidade} = Ddi + Rri + Aai + Tti + OSosi \quad (2)$$

Os primeiros quatro parâmetros são idênticos ao índice DRASTIC, com o mesmo tipo de classes.

Quadro 3 – Parâmetros do Índice de Susceptibilidade e respectivos factores de ponderação

| | Parâmetro | Factor de Ponderação |
|-----------|---------------------------------------|-----------------------------|
| D | <i>Profundidade ao nível freático</i> | 0.186 |
| R | <i>Recarga anual dos aquíferos</i> | 0.212 |
| A | <i>Geologia do aquífero</i> | 0.259 |
| T | <i>Declives do terreno</i> | 0.121 |
| OS | <i>Ocupação do Solo</i> | 0.222 |

Quadro 4 – Classes dos parâmetros do Índice de Susceptibilidade e respectivos índices

| D (m) | di | R (mm/ano) | ri |
|--------------|-----------|-------------------|-----------|
| <1.5 | 100 | <51 | 10 |
| 1.5-4.6 | 90 | 51-102 | 30 |
| 4.6-9.1 | 70 | 102-178 | 60 |
| 9.1-15.2 | 50 | 178-254 | 80 |
| 15.2-22.9 | 30 | >254 | 90 |
| 22.9-30.5 | 20 | | |
| >30.5 | 10 | | |

| A | ai | T (%) | ti |
|---|-------------|--------------|-----------|
| Xisto argiloso, argilito | 10-30 (20) | <2 | 100 |
| Rocha metamórfica/ígneia | 20-50 (30) | 2-6 | 90 |
| Rocha metamórfica/ígneia alterada | 30-50(40) | 6-12 | 50 |
| "Till" glacial | 40-60(50) | 12-18 | 30 |
| Arenito, cálcario e argilito estratificados | 50-90(60) | >18 | 10 |
| Arenito maciço | 40-90(60) | | |
| Calcário maciço | 40-90(80) | | |
| Areia e balastro | 40-90(80) | | |
| Basalto | 20-100(90) | | |
| Calcário carsificado | 90-100(100) | | |

Quadro 5 - Índices do parâmetro Ocupação do Solo do Índice de Susceptibilidade

| OS | osi |
|---|------------|
| Perímetros regados | 90 |
| Culturas permanentes (olivais, vinhas, pomares) | 70 |
| Territórios agro-florestais | 50 |
| Florestas e meios semi-naturais | 0 |

O mapa do Índice de Susceptibilidade (Figura 2B) calculado no sector em estudo, mostra que não existem classes de valores extremos (nem muito baixas e nem extremamente elevadas). As áreas que apresentam maior susceptibilidade [60-70] são aquelas em que existe actividade agrícola, e onde se cultiva, predominantemente, o Trigo. A classe predominante é a [40-50] ou seja uma classe de susceptibilidade média, para a qual contribuem: a ocupação agrícola do solo e a profundidade reduzida do nível freático.

5. MAPAS DE RISCO

Foram elaborados mapas de isoprobabilidade da ocorrência de nitrato exceder o VMA para consumo humano (50 mg/l) para a estação húmida e para a estação seca, utilizando uma codificação binária de 0 ou 1, respectivamente, para valores inferiores (ou iguais) e superiores ao limite de corte (Serra, 2001).

Utilizando dados de 53 amostras colhidas entre 1997 e 2000, aplicou-se um interpolador clássico designado *Inverse Distance Weighted*, que assume que cada ponto amostrado exerce uma influência local, a qual diminui com a distância.

Os mapas obtidos estão representados na figura 3, em que se observa a maior probabilidade de ocorrência de nitratos no área oeste da zona de estudo.

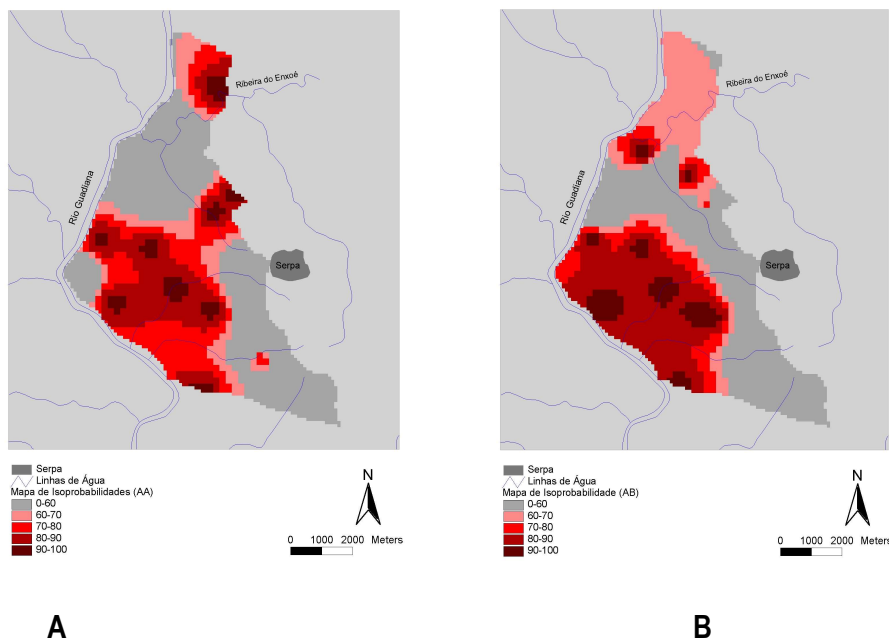


Figura 3 – Mapas de Risco. Classes de probabilidades do ião nitrato exceder 50 mg/l em período de águas altas (A) e em período de águas baixas (B).

6. CONCLUSÕES

Uma análise comparativa entre o Índice de Susceptibilidade e o Índice Ramolino indica uma relação linear forte, com um valor do coeficiente de correlação de Spearman igual a 0,815.

A análise dos histogramas dos dois índices revela que as classes com maior frequência de ocorrência são [60-70] para índice Ramolino e [40-50] para o índice de Susceptibilidade.

Comparando os mapas de risco e os mapas dos índices verifica-se que as zonas onde existem elevadas probabilidade (> 60%) da concentração de nitrato ultrapassar os 50 mg/l são, regra geral, as áreas onde ocorrem valores superiores a 40 para o Índice de Susceptibilidade e superiores a 60 para o Índice Ramolino. Essas zonas são uma percentagem significativa da área total do sector, respectivamente 75% e 64%

Os índices da vulnerabilidade utilizados neste trabalho, ao integrarem na sua elaboração o uso do solo, permitiram de uma forma mais realista, avaliar o grau de susceptibilidade do aquífero às práticas agrícolas.

Os resultados obtidos mostram que este sector do aquífero é constituído na sua grande parte por áreas classificadas com graus de vulnerabilidade médio a alto. Essas áreas coincidem igualmente com áreas onde foram detectados valores elevados de concentração de nitratos.

Tendo em conta os resultados obtidos é de considerar este sector como vulnerável à poluição por nitratos, segundo o estipulado no número 2 do artigo 3º da Directiva 91/676/CE de 12 de Dezembro de 1991.

Dado o estado de poluição persistente e generalizado da água subterrânea nesta área deveriam ser aplicadas as medidas estabelecidas no Código de Boas Práticas Agrícolas, nomeadamente a escolha racional do tipo, da quantidade e da época de adubação, bem como da técnica de aplicação do fertilizante e o esquema de rotação de culturas, de forma que haja um melhor aproveitamento do Azoto remanescente no solo.

BIBLIOGRAFIA

- ALLER L., BENNET, J., LEHR, R., Petty & G.Hackett. DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Groundwater Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. NWWA/EPA Series, U.S. Environmental Protection Agency, Ada, Okla, 1987.
- CANTER, L. W., "Nitrates in Groundwater". CRC Press, Inc., Lewis Publishers, 260 pp., 1997.
- CARY, F. C.– "Enquadramento e Perfis do Investimento Agrícola no Continente Português". Banco de Fomento Nacional / Estudos, n.º 23, Vol. 2, Lisboa, 1985.
- Corine Land Cover. Centro Nacional de Informação Geográfica, 1987, www.snig.cnig.pt.
- Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto de 1998 (Normas de Qualidade da Água).
- DUQUE, J. M. – "Caracterização hidrogeológica e modelação matemática do aquífero dos Gabros de Beja". Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Hidrogeologia. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa, 1997, 210 pp.
- EPAC, S.A. (sem data) - Informações técnicas sobre cultura do milho.
- ERHSA 2003 – Atlas do Projecto ERHSA – Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo, CCR Alentejo, 61 pp.
- FRANCÉS, A., PARALTA, E., FERNANDES, J. & RIBEIRO, L. – "Development and application in the Alentejo region of a method to assess the vulnerability of groundwater to diffuse agricultural pollution: the susceptibility index". in Ribeiro L. (editor), Proc. of 3rd International Conference on Future Groundwater Resources at Risk (FRG'01), pp. 35-44, CVRM/IST, Lisbon, Portugal, 2001.
- INAG - Plano Nacional da Água – Introdução, Caracterização e Diagnóstico da Situação Actual dos Recursos Hídricos, Instituto da Água, vol.1 e 2, 2001.
- JOCE: Proposta de Decisão do Parlamento Europeu e do Conselho relativa a um Programa de Acção para a Protecção e a Gestão Integrada das Águas Subterrâneas, 96/C355/01, Jornal Oficial das Comunidades Europeias n.º 355, 19p, 1996.
- MADRP – "Código de Boas Práticas Agrícolas para a Protecção da Água contra a Poluição com Nitratos de Origem Agrícola", Ministério da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas, Lisboa, 1997.
- OLIVEIRA, J. T. (Coord.) - Carta Geológica de Portugal, escala 1:200.000, Folha 8 e respectiva Notícia Explicativa, Serv. Geol. Port., 1992, Lisboa, 91 pp.
- PARALTA, E.– "Hidrogeologia e Modelação Estocástica da Contaminação por Nitratos do Aquífero Gabro-diorítico da Região de Beja". Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Georrecursos. IST/Centro de Geo-Sistemas, Lisboa, 2001, 157 pp.
- PARALTA, E. & FRANCÉS, A. – "Caracterização hidrogeológica e avaliação da vulnerabilidade à poluição do complexo gabro-diorítico de Serpa-Brinches". GeoNovas, Revista da Associação Portuguesa de Geólogos, nº14, Porto, 2000.
- PARALTA E., OLIVEIRA M., BATISTA S., FRANCÉS A. RIBEIRO L. & CEREJEIRA M. J. – "Aplicação de SIG na avaliação da vulnerabilidade aquífera e cartografia da contaminação agrícola por pesticidas e nitratos na região do Ribatejo", in Seminário A Hidroinformática em Portugal, LNEC, 12p Lisboa, 2001.
- PARALTA E., FRANCÉS A. & SARMENTO P. A. – "Caracterização Hidrogeológica e Avaliação da Vulnerabilidade à Poluição Agrícola do Aquífero Mio-Pliocénico da Região de Canhestros (Alentejo)", in 6º Congresso da Água, Porto, 2002.
- PARALTA E., & RIBEIRO L. – "Monitorização e Modelação Estocástica da Contaminação por Nitratos do Aquífero Gabro-diorítico de Beja – Resultados, Conclusões e Recomendações" Seminário sobre Águas Subterrâneas. LNEC, 27 e 28 de Fevereiro, Lisboa, 2002, 30 pp.
- QUESADA, C., FONSECA, P. E., MUNHÁ, J., OLIVEIRA, J. T. & RIBEIRO, A. – The Beja-Acebuches Ophiolite (Southern Iberia Variscan fold belt): Geological characterization and geodynamic significance. Boletim Geológico y Minero, vol. 05-1, pp. 3-49, 1994.

RAMOLINO, L. - "Development of a Nitrate Pollution Index for Groundwater", Master of Environment Science Thesis, 1988, University of Oklahoma, Norman, Oklahoma, pp138-262.

RIBEIRO, L. - "Development of a susceptibility index to be used in agricultural diffuse pollution", internal report, 9p., ERSHA-CVRM, 2000.

RIBEIRO, L. - "A agricultura e a qualidade da água subterrânea em Portugal Continental", 6º Congresso Nacional da Água, Porto, 2002.

RIBEIRO, L., PARALTA, E., SITGTER, T. & CARVALHO Dill, A., - "Avaliação por métodos estocásticos da poluição das águas subterrâneas por nitratos de origem agrícola", in A&A Ciência nº6, Revista Água & Ambiente, Março de 2002.

STIGTER T., VIEIRA J. & NUNES L., - "Avaliação da Susceptibilidade à Contaminação das águas Subterrâneas no Apoio à Tomada de Decisão, Caso de Estudo: Implantação de Campos de golfe no concelho de Albufeira (Algarve)", 6º Congresso Nacional da Água, Porto, 2002.

MONITORIZAÇÃO E MODELAÇÃO ESTOCÁSTICA DA CONTAMINAÇÃO POR NITRATOS DO AQUÍFERO GABRO-DIORÍTICO NA REGIÃO DE BEJA – RESULTADOS, CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Eduardo PARALTA

Geólogo. Mestre em Georrecursos. Departamento de Hidrogeologia do Instituto Geológico e Mineiro, Estrada da Portela, Apartado 7586, 2720-866 Alfragide, tel. 351.21.4705400, Email: eduardo.paralta@igmp.pt

Luís RIBEIRO

Engº de Minas. Prof. Auxiliar. CVRM – Centro de Geosistemas, Instituto Superior Técnico. Av Rovisco Pais, 1096 Lisboa, tel. 351.21.8417247, Email: nlrib@alfa.ist.utl.pt

RESUMO

Entre Julho de 1997 e Julho de 2000 monitorizou-se a ocorrência de nitratos em dezenas de origens de água subterrânea da região de Beja (Alentejo). Concluiu-se que o conteúdo em nitratos está relacionado com as práticas agrícolas e o ano hidrológico, sendo possível constatar importantes variações sazonais deste elemento, com ocorrência sistemática de valores acima de 50 mgNO₃/L.

Aplicaram-se um conjunto de metodologias geoestatísticas baseadas na análise sistemática dos 24 semi-variogramas mensais obtidos durante os 36 meses de monitorização e obtiveram-se as respectivas cartas de variabilidade espacial por Krigagem da Indicatriz, que representam o risco de contaminação ou isoprobabilidade de ocorrência do poluente para um determinado valor de corte (i.e. VMA para consumo humano).

A cartografia do risco de contaminação difusa por nitratos de origem agrícola, indica um aumento da área de maior probabilidade de ocorrência de valores superiores ao VMA entre Fevereiro de 1998 e Junho de 1998. Entre Janeiro e Março de 2000, a probabilidade de ocorrência de águas com teores de nitrato acima do VMA foi praticamente de 100% para os cerca de 50 km² que constituem a área de estudo.

A monitorização sazonal, durante 3 anos, do teor em nitratos nos arredores de Beja evidencia que ocorrem perdas importantes de Azoto do sistema solo-planta, para o meio freático, com a predominância sistemática de valores acima de 50 mg NO₃/L. Estas evidências indicam que estamos efectivamente em presença de um aquífero sujeito a contaminação difusa de origem agrícola, que importa continuar a monitorizar no sentido de inverter a situação actual, de acordo com as directivas nacionais e europeias, em especial a DQA (2000/60/EC) e a directiva relativa à protecção das águas contra a poluição por nitratos (Directiva 91/676/CEE de 12 de Dezembro de 1991).

Palavras-chave: Monitorização, Nitratos, Geoestatística, Mapas de Risco.

1 INTRODUÇÃO

O Alentejo é uma região de características semi-áridas, correspondente a 30% do território de Portugal, em que a principal utilização do solo está relacionada com as actividades agrícolas e florestais e a pecuária. Trata-se por conseguinte de uma região essencialmente rural.

Segundo dados recentes dos planos de bacia hidrográfica (PBH) do Guadiana, Sado, Mira e Tejo, dos 47 concelhos alentejanos, 32% dependem exclusivamente das águas subterrâneas para abastecimento público e 34% dependem maioritariamente destas origens ou seja, a maioria dos concelhos dependem do abastecimento a partir dos aquíferos.

Ainda segundo dados dos PBH para a região do Alentejo, as águas subterrâneas representam cerca de 77% dos recursos hídricos usados no abastecimento público e nos restantes sectores de actividade representam 48% dos recursos hídricos usados na agricultura e 40% dos recursos hídricos usados na indústria.

O uso excessivo de compostos azotados na agricultura está progressivamente a afectar a qualidade da água subterrânea em diversas regiões do Alentejo.

No âmbito do Projecto ERHSA (Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo) realizaram-se análises laboratoriais a mais de 2 milhares de amostras provenientes de captações públicas e particulares, entre 1996 e 1999. Constatou-se que em 11 sistemas aquíferos (ou áreas de interesse hidrogeológico), a mediana dos teores em nitratos se situa entre o VMR (25 mg/L) e o VMA (50 mg/L).

No caso do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja, a mediana relativa a 60 amostras analisadas situa-se nos 63 mg/L, no que é reconhecidamente a situação mais preocupante de poluição das águas subterrâneas por nitratos de origem agrícola. Estes resultados coincidem com a avaliação obtida em trabalhos académicos de Duque (1997) e Paralta (2001).

No sul de Portugal são conhecidas situações de contaminação agrícola dos recursos hídricos subterrâneos na Campina de Faro (Almeida & Silva, 1987; Stigter *et al.*, 1998), aquífero dos Gabros de Beja (Duque, 1997) e na região de Évora (Chambel, 1992), Beja (Paralta & Ribeiro, 2000; 1998) e Serpa (Paralta & Francés, 2000).

Na região do Ribatejo, investigadores do Instituto Superior de Agronomia efectuaram estudos sobre contaminação agrícola no sistema aquífero do Tejo-Sado e verificaram a ocorrência frequente de alguns pesticidas e nitratos nas captações para rega e abastecimento público (Batista *et al.*, 2000; Cerejeira *et al.*, 1995) que podem ser relacionadas com a ocupação agrícola e com a vulnerabilidade aquífera (Paralta *et al.*, 2001).

A contaminação difusa por nitratos de origem agrícola é um problema ecológico generalizado, pelo que, estas preocupações estão contempladas nas principais linhas de acção da Directiva 91/676/CEE de 12/12/91 "protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola" e da Directiva Quadro da Água para a União Europeia (2000/60/CE).

2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O Sistema Aquífero dos Gabros de Beja, corresponde às formações gabro-dioríticas que se estendem entre Ferreira do Alentejo, Beja e Serpa (aproximadamente 350 km²), constituindo terrenos muito férteis ("Barros de Beja") e portanto sujeitos a grande intensidade agrícola, com o conseqüente incremento de aplicação de adubos e pesticidas.

O caso de estudo seleccionado localiza-se no sector central do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja, numa região agrícola com cerca de 50 km² a ocidente de Beja (Figura 1).

Na área de estudo a produtividade média com base em cerca de 40 registos de caudal é de 6.5 L/s e a taxa de insucessos das captações é inferior a 20% (Paralta & Ribeiro, 2000). O balanço hídrico a partir de informações de extracções municipais contabilizadas indica que, em termos médios 1 Km² do aquífero gabro-diorítico pode fornecer cerca de 80 000 m³ de água subterrânea por ano, embora este valor seja difícil de manter durante os meses de Verão e mais ainda após períodos plurianuais de seca (Paralta, 2001).

Este sistema, pode considerar-se no seu conjunto, como tendo um comportamento hidráulico homogéneo, do tipo livre e poroso. Em profundidade passa gradualmente a aquífero com circulação em meio fracturado cristalino. A espessura média de alteração ronda os 30 metros. As transmissividades obtidas para a área de estudo situam-se normalmente entre 50 e 100 m²/dia. A recarga estimada a partir de diferentes metodologias situa-se entre 10 a 20% da precipitação média anual (584 mm), maioritariamente concentrada entre Janeiro e Março/Abril (Paralta, 2001).

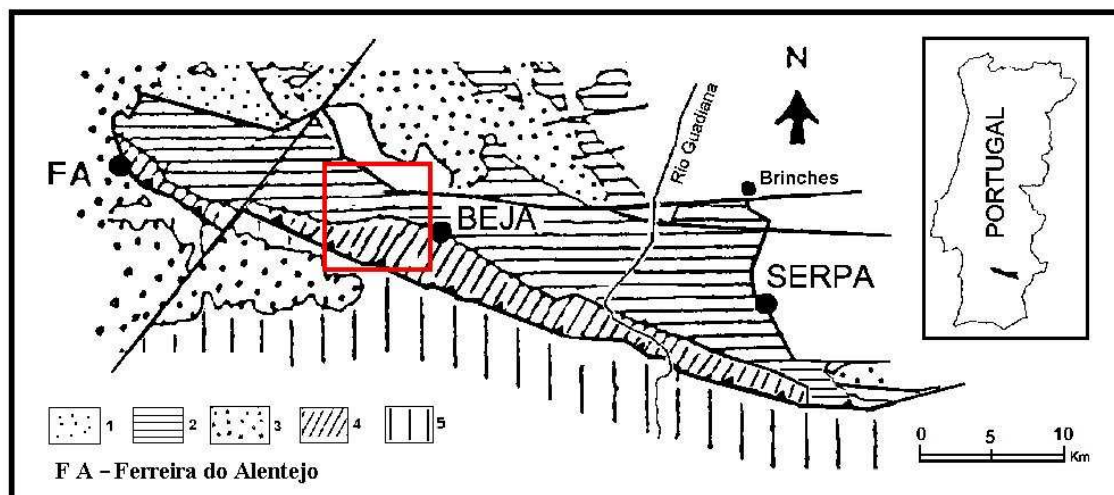


Figura 1 – Enquadramento geográfico do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja (350 km²) e da área de estudo (50 km²). 1-Complexo Vulcano-sedimentar de Odivelas; 2-Complexo dos Gabros de Beja; 3-Rochas plutônicas ácidas e sub-vulcânicas (Pórfiros de Baleizão); 4-Complexo Ofolítico de Beja-Acebuches; 5-Terreno Acrecionário do Pulo do Lobo (xistos da Zona Sul Portuguesa). Geologia adaptada de Fonseca (1995).

No sector de estudo, a fácies hidroquímica predominante é bicarbonatada cálcica e bicarbonatada calcio-magnésiana. Na globalidade são águas bastante mineralizadas (420 mg/L-850 mg/L), duras e de reacção ligeiramente alcalina. A maioria das amostras apresentam sobresaturação relativamente à calcite (Paralta *et al.*, 2000).

Os valores máximos recomendados (VMR) pelo Dec.Lei 236/98, que regulamenta a qualidade da água para consumo humano, são excedidos no que respeita à condutividade eléctrica e aos elementos Cloreto, Sulfato, Sódio e Magnésio. A maioria das amostras excede o valor máximo admissível (VMA) para o ião Nitrato (NO₃) que é de 50 mg/L e, em alguns casos, para o ião Magnésio.

A aptidão da água subterrânea para uso agrícola corresponde maioritariamente às classes C₂S₁ e C₃S₁ pelo que o risco de alcalinização dos solos é baixo mas o risco de salinização dos solos é médio a elevado.

Na área de estudo predomina a monocultura cerealífera extensiva. Segundo dados colhidos no local, aplicam-se nas culturas de sequeiro entre 200 a 300 kg/ha de adubo de fundo, entre Novembro e Dezembro e mais 200 a 300 kg/ha de adubo de cobertura em Fevereiro/Março (se necessário), totalizando uma carga de Azoto normalmente superior a 100 Kg/ha/ano. As restantes culturas de rotação, como o girassol e o milho, não são normalmente adubadas.

Constata-se que, o segundo período de adubação das culturas de sequeiro (adubação de cobertura), coincide com a principal época de recarga do aquífero (entre Janeiro e Março/Abril), provocando o aumento do potencial de lixiviação dos compostos azotados para a zona saturada do sistema freático, que se encontra normalmente a reduzida profundidade durante este período.

A avaliação da vulnerabilidade aquífera para a área de estudo indica valores na ordem de 100-110 pelo método DRASTIC (Aller *et al.*, 1987) e 55% a 65% pelo Índice de Susceptibilidade (Francés *et al.*, 2001), o que significa uma vulnerabilidade baixa e uma susceptibilidade média/alta à poluição, respectivamente. Segundo critérios litológicos (EPPNA, 1998) estaremos perante um sistema aquífero de classe V6 ou seja com risco de poluição baixo a variável. Os resultados obtidos pelos diferentes índices e a sua validade são bastante discutíveis.

Desde a década de 1970 que se referem teores de nitratos elevados nas captações para abastecimento público de Beja (Pais Quina & Capucho, 1977). Actualmente, a concentração média anual nas captações públicas e particulares está normalmente acima de 50 mg NO₃/L.

3 MONITORIZAÇÃO DA POLUIÇÃO POR NITRATOS

Entre Julho de 1997 e Julho de 2000, realizaram-se 35 análises físico-químicas a amostras provenientes de 31 pontos de água distribuídos pela área de estudo, obtendo-se um valor de mediana de nitratos próximo dos 80 mg NO₃/L.

Paralelamente, efectuaram-se 24 campanhas mensais de amostragem de campo, totalizando 1096 medições em furos, poços e nascentes. As medições foram efectuadas com aparelho portátil RQFlex2 Merck com intervalo de detecção entre de 5 e 225 mg NO₃/L e precisão de ± 5%.

Concluiu-se que o conteúdo em nitratos na água subterrânea da região de Beja está relacionado com as práticas agrícolas e o ano hidrológico, sendo possível constatar importantes variações sazonais deste elemento. Verifica-se uma grande dispersão de valores em torno das classes modais, em que as mais frequentes são a 50-60 e 70-80 mg NO₃/L. A mediana relativa aos 3 anos de monitorização situa-se entre os 53 e os 86 mg NO₃/L.

Os valores máximos situam-se entre 126 e 225 mg NO₃/L (limite máximo de detecção). O coeficiente de variação oscila entre 37 e 63%. A análise das medidas de simetria e do andamento da curva de frequências indica uma predominância da distribuição *log* normal sobre todas as outras, embora se detectem 3 distribuições aproximadamente simétricas.

A distribuição dos estatísticos sumários está representada no diagrama de extremos e quartis da figura 2.

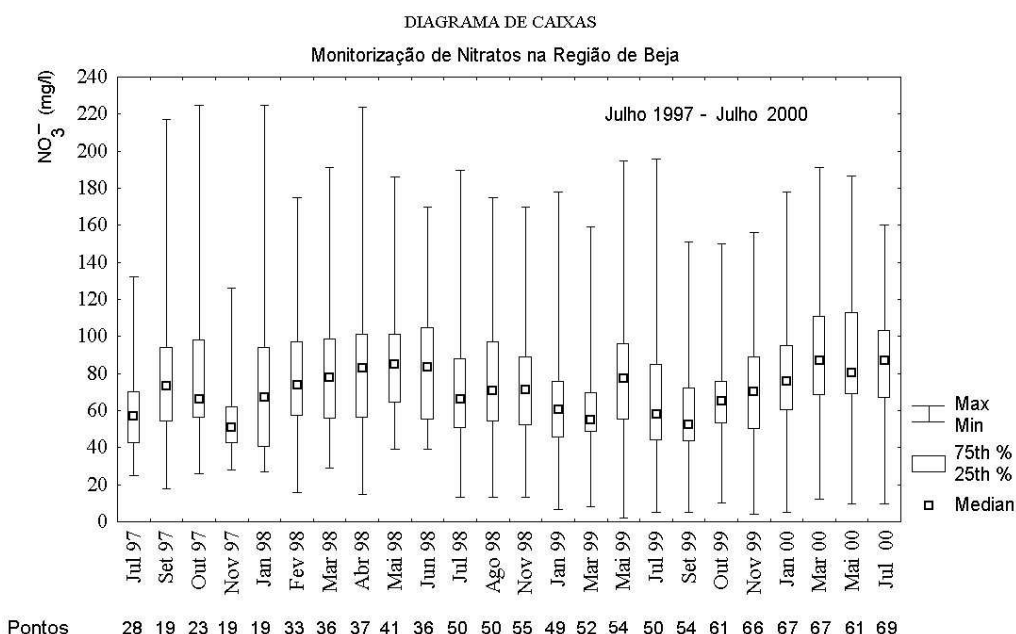


Figura 2 - Principais estatísticos e características das campanhas de monitorização realizadas na região de Beja durante 3 anos (Julho de 1997 a Julho de 2000).

Observa-se claramente a ocorrência de valores extremos anómalos que representam casos pontuais de contaminação sem significado regional.

A evolução sazonal dos teores em nitrato na água subterrânea durante o período em que decorreu a monitorização não evidencia tendências claras, embora se possam observar valores médios mais elevados entre Março e Junho de 1998 e entre Março e Julho de 2000. Uma tendência generalizada de subida do teor em nitratos foi observada entre Novembro de 1997 e Abril de 1998, Março e Maio de 1999 e entre Setembro de 1999 e Março de 2000.

Tendência generalizada de descida da concentração em nitratos, relativamente às medições anteriores, foram registadas entre Novembro de 1998 e Março de 1999 e entre Maio e Setembro de 1999.

No sentido de detectar associações sazonais, construiu-se a matriz de correlação entre as 24 campanhas de monitorização e verificou-se que os períodos de maior semelhança, com uma correlação igual ou superior a 75% para o mesmo ano hidrológico, correspondem ao agrupamento de meses definidos na tabela I.

Tabela I Campanhas de monitorização com elevada correlação ($\geq 75\%$)

| Grupo I | Grupo II | Grupo III |
|----------------|----------------|---------------|
| Janeiro 1998 | Fevereiro 1998 | Outubro 1999 |
| Fevereiro 1998 | Março 1998 | Novembro 1999 |
| Março 1998 | Abril 1998 | Janeiro 2000 |
| Julho 1998 | Julho 1998 | |
| | Agosto 1998 | |

Nos restantes períodos a correlação entre as campanhas é menos evidente. Consta-se que 62% da matriz apresenta correlação superior a 0.5 (171 ocorrências) e apenas 9.4% dos elementos da matriz apresentam correlação igual ou superior a 0.75 (26 ocorrências). A figura 3 representa o respectivo histograma.

Histograma dos coeficientes de correlação

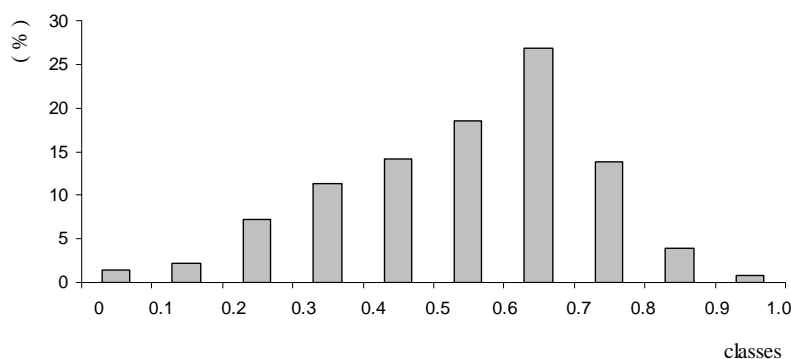


Figura 3 – Histograma dos coeficientes de correlação entre as 24 campanhas de monitorização realizadas no período de Julho de 1997 a Julho de 2000. Intervalo de classe 0.1 (N=276).

Constata-se uma vez mais que o fenómeno de contaminação por nitratos é extremamente aleatório quando abordado numa perspectiva pluritemporal, com reflexos na fiabilidade dos modelos preditivos que pretendem simular a evolução espaço-temporal da contaminação difusa.

4 GEOESTATÍSTICA

A aplicação de abordagens geoestatísticas no domínio dos recursos hídricos em geral, e da Hidrogeologia, em particular, tem sido desenvolvidas em Portugal por investigadores do Centro de Geosistemas do Instituto Superior Técnico (Ribeiro, 1991; Ribeiro, 1994; Ribeiro, 1995; Nunes & Ribeiro, 1999; Pacheco Figueiredo *et al.*, 1999; Ribeiro, 2000 etc.).

No presente caso de estudo, aplicaram-se um conjunto de metodologias geoestatísticas baseadas na análise sistemática dos 24 semi-variogramas mensais obtidos durante os 36 meses de monitorização e obtiveram-se as respectivas cartas de variabilidade espacial por Krigagem da Indicatriz, que representam o risco de contaminação ou isoprobabilidade de ocorrência do poluente para um determinado valor de corte.

4.1 - Análise Variográfica

Adoptou-se o modelo de variograma esférico para a determinação dos parâmetros que definem a estrutura do domínio (Figura 4). O modelo esférico é função de dois parâmetros: (1) um patamar/sill C , limite superior para o qual tendem os valores do variograma com o aumento de amplitude e que é normalmente coincidente com a variância de $Z(x)$ e, (2) amplitude/range h . O efeito de pepita/nugget C_0 , representa erros de amostragem e/ou micro-regionalizações, que se desenvolvem a uma escala inferior à de amostragem.

A amplitude é a distância a partir da qual os valores de $\gamma(h)$ estabilizam em torno de um patamar (i.e. variância). A amplitude mede portanto a distância a partir da qual os valores de $Z(x)$ deixam de estar correlacionados. Foram analisadas várias direcções de pesquisa optando-se finalmente pelo variograma omnidireccional, (0°-180°) por ser o melhor estruturado para todas as campanhas. O ajustamento é interactivo permitindo adequar convenientemente o modelo à estrutura de distribuição espacial da variável (software Variowin 2.2, Pannatier, 1995).

A análise variográfica permite conhecer o padrão de intercorrelação espacial do contaminante (i.e. Nitrato), desenhar cartas de isovalores e elaborar mapas de risco ou de isoprobabilidades.

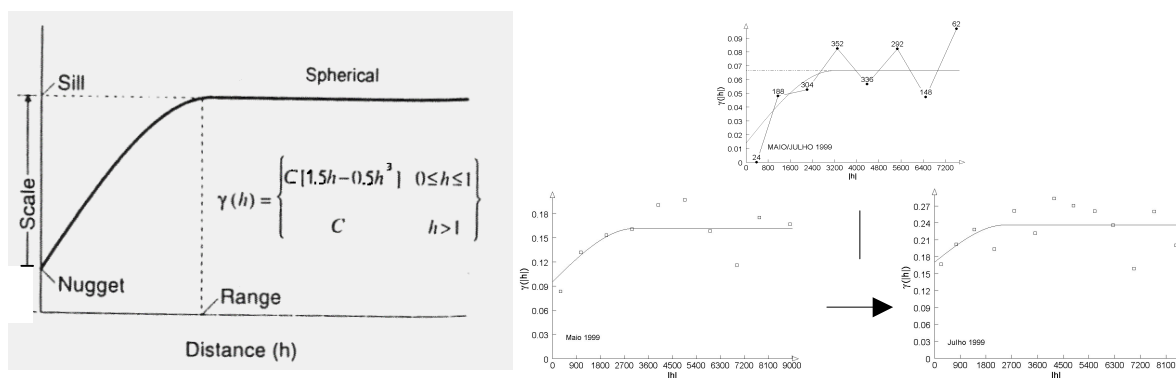


Figura 4 - Elementos fundamentais do variograma esférico (adaptado de Delhomme, 1978) e exemplos de variogramas simples e cruzados da indicatriz relativa ao VMA para o ião nitrato (50 mg/L) para os meses de Maio de 1999 e Julho de 1999.

Com o objectivo de determinar a probabilidade de, num certo local desconhecido, a concentração do poluente exceder o Valor Máximo Admissível (50 mg NO₃/L) construiu-se a variável indicatriz usando uma codificação binária, 0 ou 1 [1]. Determinou-se de forma sistemática os variogramas e co-variogramas da indicatriz de corte.

Considerando que $I_z(x)$ é a variável indicatriz de $Z(x)$ com base no corte z , tem-se:

$$I_z(x) = \begin{cases} 0 & \text{se } Z(x) \leq z \\ 1 & \text{se } Z(x) > z \end{cases} \quad [1]$$

O resultado final da simulação por Krigagem da Indicatriz é um mapa com valores entre 0 e 1 que representam a probabilidade da variável ser maior que o valor limite seleccionado.

Os parâmetros estruturais da variável indicatriz e dos semi-variogramas experimentais estão indicados na tabela II. Os mapas de iso-probabilidade correspondentes ao VMA em vigor para o ião nitrato são apresentados adiante.

Tabela II Parâmetros estruturais dos variogramas da indicatriz (A) e dos variogramas experimentais (B)

| A | | | | | | B | | | | | | | |
|-----------|------|------------------------------------|---------------------------|------------------|----------------------|-------|-----------|------|------------------------------------|--------------|------------------|----------------------|----|
| Meses | N | Efeito de Pepita C ₀ | Patamar C ₁ | Amplitude (m) | Aleatoriedade (%) | Meses | Ano | N | Efeito de Pepita C ₀ | Patamar C | Amplitude (m) | Aleatoriedade (%) | |
| Julho | 1997 | 28 | 0.181 | 0.229 | 985 | 79 | Julho | 1997 | 28 | 345.0 | 700.0 | 3000.0 | 49 |
| Setembro | 1997 | 19 | 0.102 | 0.166 | 858 | 61 | Setembro | 1997 | 19 | 962.0 | 1931.4 | 2762.0 | 50 |
| Outubro | 1997 | 23 | 0.104 | 0.170 | 1206 | 61 | Outubro | 1997 | 23 | | 2150.0 | | |
| Novembro | 1997 | 19 | 0.200 | 0.249 | 800 | 80 | Novembro | 1997 | 19 | | 791.0 | | |
| Janeiro | 1998 | 19 | 0.200 | 0.233 | 700 | 86 | Janeiro | 1998 | 19 | 609.0 | 2107.0 | 4336.5 | 29 |
| Fevereiro | 1998 | 33 | 0.140 | 0.149 | 400 | 94 | Fevereiro | 1998 | 33 | | 1429.0 | | |
| Março | 1998 | 36 | 0.120 | 0.157 | 840 | 76 | Março | 1998 | 36 | 975.0 | 1440.0 | 1404.0 | 68 |
| Abril | 1998 | 37 | 0.100 | 0.117 | 500 | 85 | Abril | 1998 | 37 | | 2228.6 | | |
| Maio | 1998 | 41 | 0.030 | 0.068 | 1968 | 44 | Maio | 1998 | 41 | 742.5 | 987.4 | 2538.0 | 75 |
| Junho | 1998 | 36 | 0.130 | 0.139 | 540 | 94 | Junho | 1998 | 36 | 675.0 | 1084.5 | 1969.0 | 62 |
| Julho | 1998 | 50 | 0.160 | 0.202 | 1300 | 79 | Julho | 1998 | 50 | 862.0 | 1341.5 | 3450.0 | 64 |
| Agosto | 1998 | 50 | 0.114 | 0.172 | 2028 | 66 | Agosto | 1998 | 50 | 865.0 | 1405.0 | 3342.0 | 62 |
| Novembro | 1998 | 55 | 0.100 | 0.160 | 1320 | 63 | Novembro | 1998 | 55 | 1040.0 | 1172.3 | 1831.0 | 89 |
| Janeiro | 1999 | 49 | 0.170 | 0.212 | 799 | 80 | Janeiro | 1999 | 49 | 923.0 | 2048.0 | 1242.0 | 76 |
| Março | 1999 | 52 | 0.195 | 0.220 | 1197 | 89 | Março | 1999 | 52 | 677.0 | 2051.0 | 1007.0 | 95 |
| Maio | 1999 | 54 | 0.096 | 0.162 | 3060 | 59 | Maio | 1999 | 54 | 136.0 | 2053.0 | 1696.0 | 8 |
| Julho | 1999 | 50 | 0.171 | 0.236 | 2465 | 72 | Julho | 1999 | 50 | 618.5 | 1193.8 | 1608.0 | 52 |
| Setembro | 1999 | 54 | 0.132 | 0.250 | 1125 | 53 | Setembro | 1999 | 54 | | 745.0 | | |
| Outubro | 1999 | 61 | 0.080 | 0.137 | 840 | 58 | Outubro | 1999 | 61 | 427.0 | 739.1 | 1825.0 | 58 |
| Novembro | 1999 | 66 | 0.190 | 0.217 | 2937 | 88 | Novembro | 1999 | 66 | 1045.0 | 1153.8 | 3200.0 | 91 |
| Janeiro | 2000 | 67 | 0.042 | 0.056 | 800 | 75 | Janeiro | 2000 | 67 | 679.0 | 1150.9 | 2298.0 | 59 |
| Março | 2000 | 67 | 0.050 | 0.069 | 540 | 72 | Março | 2000 | 67 | 720.0 | 1533.0 | 1248.0 | 47 |
| Maio | 2000 | 61 | 0.007 | 0.075 | 1771 | 10 | Maio | 2000 | 61 | 577.0 | 1454.2 | 2255.0 | 40 |
| Julho | 2000 | 69 | 0.059 | 0.088 | 976 | 67 | Julho | 2000 | 69 | 381.0 | 1000.0 | 1173.0 | 38 |

Relativamente à estrutura de distribuição espacial da variável indicatriz constata-se na maioria dos casos uma importante componente aleatória, expressa pelo efeito de pepita, que representa na maioria dos casos entre 50 a 90 % da variância à priori. A distância de intercorrelação para a indicatriz de corte 50 mg NO₃/L varia sazonalmente entre 400 e 3000 metros.

Relativamente à estrutura de distribuição espacial dos dados experimentais (registos periódicos dos teores em nitrato na água subterrânea) verifica-se que na maioria dos casos é possível modelar o variograma experimental para a razão $C_0/C \leq 75\%$, o que representa uma componente aleatória, menos marcante que a verificada por aplicação do formalismo da indicatriz. Esta situação reflecte as observações de campo, em que, para uma densidade de amostragem suficientemente fina é possível ultrapassar com sucesso a aleatoriedade do fenómeno da contaminação difusa à pequena escala construindo modelos estruturais válidos capazes de obter soluções estáveis no subsequente processo de estimação. A distância de intercorrelação para os variogramas dos valores medidos varia sazonalmente entre 1000 e 4300 metros.

4.2 - Estimação Geoestatística

Apresentam-se seguidamente alguns exemplos de estimação geoestatística por aplicação do estimador de Krigagem Ordinária e Krigagem da Indicatriz, que representam imagens equiprováveis da evolução espaço-temporal da contaminação por nitratos entre 1997 e 2000 na região de Beja.

4.2.1 - Krigagem Ordinária

O estimador linear geoestatístico de Krigagem Ordinária (ou simplesmente Krigagem) é uma combinação linear, que corresponde a uma média ponderada das amostras disponíveis (Muge *et al.*, 1993).

O estimador de Krigagem Z^* corresponde, portanto a uma função aleatória estacionária de média desconhecida, que pode ser escrita como:

$$Z^*(x) = \sum_{i=1}^n (\lambda_i Z(x_i)) \quad [2]$$

em que λ_i são ponderadores atribuídos a cada amostra cuja soma é igual a 1.

$$\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1 \quad [3]$$

Os ponderadores dos estimadores lineares de krigagem são calculados de modo a obedecerem à dupla condição de: *não enviesamento universal* e *minimização da variância de estimação*.

A figura 5 exemplifica a cartografia obtida por Krigagem Ordinária para 3 épocas distintas (Março 1998, Maio de 1999 e Março de 2000).

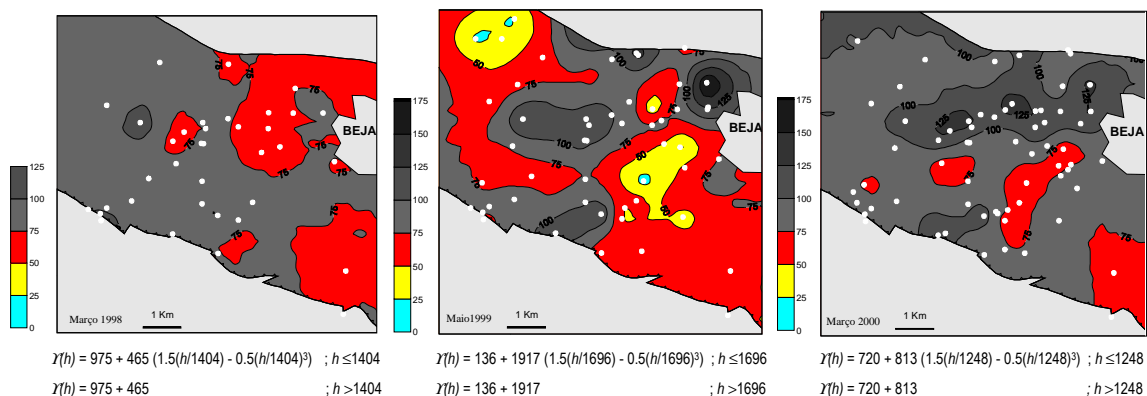


Figura 5 – Mapas de isovalores da concentração em nitrato na água subterrânea (mg/L) obtidos por Krigagem Ordinária, com indicação dos respectivos modelos esféricos teóricos do variograma.

A estimação foi realizada com o software Surfer®, sobre 1410 malhas de 200 x 200 metros de lado em que foi discretizada a área de estudo, considerando os parâmetros dos respectivos variogramas. Os resultados obtidos estão descritos na tabela III.

Tabela III Estatísticas dos valores reais e dos valores estimados por Krigagem Ordinária

| Meses | Mínimo | 1º Quartil | Mediana | Média | 3º Quartil | Máximo | Desv. Pad. | Variância | N |
|-------------|--------|------------|---------|-------|------------|--------|------------|-----------|------|
| Mar-98 | 29.0 | 55.5 | 78.0 | 81.4 | 98.5 | 191.0 | 38.3 | 1470.1 | 36 |
| Mar-98 (KO) | 62.6 | 74.2 | 79.1 | 79.7 | 84.8 | 112.8 | 8.0 | 64.0 | 1410 |
| Mai-99 | 5.0 | 55.0 | 77.5 | 79.2 | 96.0 | 195.0 | 41.0 | 1683.5 | 54 |
| Mai-99 (KO) | 21.8 | 60.1 | 72.9 | 74.5 | 85.4 | 165.7 | 21.4 | 459.4 | 1410 |
| Mar-00 | 12.0 | 68.0 | 87.0 | 94.1 | 111.0 | 191.0 | 39.4 | 1560.0 | 67 |
| Mar-00 (KO) | 55.4 | 81.3 | 89.3 | 91.1 | 99.4 | 134.1 | 13.9 | 193.5 | 1410 |

KO - Krigagem Ordinária

4.2.2 - Krigagem da Indicatriz

Considerando que os valores de nitratos para cada período assumem uma estacionaridade de segunda ordem, utilizou-se a Krigagem sobre a variável indicatriz como metodologia de estimação. Foram previamente definidos os modelos estruturais que caracterizam a variabilidade espacial do fenómeno de poluição (Tabela II). A estimação por Krigagem realizou-se sobre uma malha de 100 metros sobreposta à área em estudo.

Como referido anteriormente em [1], em qualquer ponto x_0 do Domínio, a variável $I_z(x_0)$ pode ser interpretada como a probabilidade do valor de $Z(x_0)$ ser superior a z :

$$I_z(x_0) = \text{prob} \{Z(x_0) > z\} \quad [4]$$

O valor $I_z(x_0)$ pode ser estimado por Krigagem através da combinação linear dos valores de $I_z(x_\alpha)$ das amostras vizinhas de x_0 :

$$[I_z(x_0)]^* = \sum_{\alpha} \lambda_{\alpha}(z) I_z(x_{\alpha}) \quad [5]$$

Foram elaborados 24 mapas de risco ou de isoprobabilidades de ocorrência de valores superiores a 50 mg NO₃/L, que representam diferentes imagens da evolução espaço-temporal da contaminação agrícola no período compreendido entre Julho de 1997 e Julho de 2000 (Paralta, 2001), dos quais se apresentam alguns exemplos (Figuras 6).

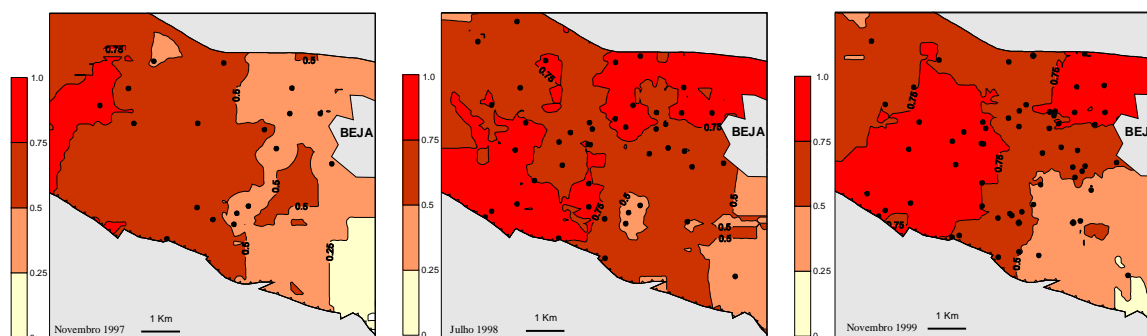


Figura 6 – Mapas de Risco. Iso-probabilidades das concentrações em nitrato excederem 50 mg/L (Novembro de 1997, Julho de 1998 e Novembro de 1999).

Verifica-se uma variabilidade inter-sazonal importante, em que a probabilidade de encontrar águas com concentração de nitrato superior a 50 mg/L se situa normalmente acima de 50% para o sector em estudo.

Constata-se um aumento da área de maior probabilidade de ocorrência de valores superiores ao VMA entre Fevereiro de 1998 e Junho de 1998. Entre janeiro e Março de 2000, a probabilidade de ocorrência de águas com teores de nitrato acima do VMA foi praticamente de 100% para os cerca de 50 km² que constituem a área de estudo.

A variabilidade sazonal da ocorrência de nitratos na água subterrânea do aquífero freático dos arredores de Beja está intimamente relacionado com a distribuição das chuvas e o tipo de culturas praticado.

Uma vez que o sistema de rotação comum na região se caracteriza por fertilização abundante das culturas cerealíferas e no ano seguinte, rotação para culturas menos exigentes, o *input* de compostos azotados é função da ocupação agrícola do solo, sendo difícil construir modelos preditivos da evolução da contaminação difusa. Neste contexto, os mapas probabilísticos ou mapas de risco constituem importantes auxiliares de gestão ambiental e ordenamento do território.

5 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Apesar da ocupação agrícola do Alentejo se basear predominantemente na monocultura cerealífera extensiva, as dotações médias de Azoto são importantes, entre 100 a 120 kg/ha/ano, principalmente distribuídas pelos meses de Novembro/Dezembro (adubação de fundo) e Fevereiro/Março (adubação de cobertura).

A irregularidade climática, com frequentes regimes torrenciais que provocam a lixiviação precoce dos fertilizantes e o facto das épocas de fertilização coincidirem com o semestre húmido ou seja com o período de recarga útil dos aquíferos (em especial durante o trimestre Jan-Mar/Abril), conduzem a um processo cumulativo de poluição agrícola, em especial nos aquíferos freáticos pouco profundos associados às rochas ígneas alteradas, cujo caso mais paradigmático é o Sistema Aquífero dos Gabros de Beja.

A monitorização sazonal, durante 3 anos, do teor em nitratos nos arredores de Beja evidencia que ocorrem perdas importantes de Azoto do sistema solo-planta, para o meio freático, com a predominância sistemática de

valores acima de 50 mg NO₃/L. Estas evidências indicam que estamos efectivamente em presença de um aquífero sujeito a contaminação difusa de origem agrícola, que importa continuar a monitorizar no sentido de inverter a situação actual, de acordo com as directivas nacionais e europeias, em especial a DQA e a directiva relativa à protecção das águas contra a poluição por nitratos (Directiva 91/676/CEE de 12 de Dezembro de 1991).

Os recursos hídricos subterrâneos do complexo gabro-diorítico dos arredores de Beja podem assegurar grande parte do abastecimento diário à cidade durante todo o ano. O principal constrangimento em relação à produção de água para consumo humano a partir dos recursos subterrâneos relaciona-se com teores em nitratos que frequentemente ultrapassam os limites legalmente consignados.

Na área de Beja verifica-se uma situação preocupante de contaminação difusa por nitratos de origem agrícola, normalmente acima do VMA para consumo humano que pode ser relacionada com a evolução do ano hidrológico e do ano agrícola. A mediana relativa a 3 anos de monitorização situa-se entre 53 e 86 mg NO₃/L. Constatou-se que os valores médios mais elevados se verificaram entre Março e Junho de 1998 e entre Março e Julho de 2000.

Constata-se igualmente um aumento da área de maior probabilidade de ocorrência de valores superiores ao VMA entre Fevereiro de 1998 e Junho de 1998. Entre Janeiro e Março de 2000, a probabilidade de ocorrência de águas com teores de nitrato acima do VMA foi praticamente de 100% para os cerca de 50 km² que constituem área de estudo.

Os mapas de risco à poluição podem ser instrumentos fundamentais na gestão dos recursos hídricos subterrâneos e inclusivamente no estabelecimento de redes de monitorização adequadas em aquíferos vulneráveis.

Como forma de reabilitação deste sector do aquífero é essencial continuar a explorar os recursos hídricos subterrâneos, em conjunto com as águas de superfície e, simultaneamente, promover uma melhoria das práticas agrícolas. Admitindo teores médios de 50 mg NO₃/L na água subterrânea, a extracção de 3 000 m³/dia (metade das necessidades diárias da cidade de Beja) equivaleria à remoção de 12 Ton/ano de massa de Azoto.

Afigura-se urgente um programa de aplicação efectiva do Código de Boas Práticas Agrícolas (MADRP, 1997) que compreenda, nomeadamente, a elaboração de planos específicos de acção com os agricultores e o envolvimento das estruturas locais dos Ministérios da Agricultura e do Ambiente.

Para a recuperação de aquíferos afectados pela agricultura deverá ser estabelecido um programa de estudos que avalie e modele os impactes da actividade agrícola nas componentes do ciclo hidrológico (evaporação, escorrência e infiltração), com destaque para os processos de contaminação por compostos azotados e para a influência do aumento da área de regadio (i.e. EFM de Alqueva) sobre a qualidade das águas subterrâneas, na linha das recomendações definidas na Directiva Quadro da Água da CE e no Plano Nacional da Água relativamente aos Recursos Hídricos Subterrâneos.

BIBLIOGRAFIA

Aller, L., Bennet, T., Lehr, J.H. & Petty, R. J. (1987) - DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potencial using hydrogeologic settings. U.S. EPA Report 600/2-85/018.

Almeida, C. & Silva, M. L. (1987) - Incidence of agriculture on water quality at Campina de Faro (south Portugal). IV Simposio de Hidrogeología de la Asociación Española de Hidrología Subterránea, Palma de Mallorca, 5 a 9 de Octubre de 1987.

Batista, S.; Cerejeira, M.J.; Silva, E.; Viana, P. & Serôdio, L. (2000) - Contaminação de águas subterrâneas no Ribatejo e Oeste e no Centro Litoral com pesticidas e nitratos, in 5º Congresso da Água - A Água e o Desenvolvimento Sustentável: Desafios para o Novo Século, APRH, Lisboa, pp. 12.

Cerejeira, M.J., Silva-Fernandes, A., Viana, P. & Bacci, E. (1995) - Atrazine and nitrates levels in the ground water of irrigation wells in the agricultural area of Chamusca (Portugal), Toxicol. Environ. Chem., 49, 1995, pp. 123-128.

- Chambel, A. (1992) - Estado da Água Subterrânea em Rochas Fissuradas da Região de Évora, in Anais do 1º Congresso da Água, APRH.
- Delhomme, J. P. (1978) - Applications de la Théorie des Variables Regionalisées dans la Sciences de L'eau. Bulletin du B. R. G. M. (XII Série), nº 4, pp. 341-375.
- Duque, J. M. (1997) – Caracterização hidrogeológica e modelação matemática do aquífero dos Gabros de Beja. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa, 210 pp.
- EPPNA (1998) - Informação Cartográfica dos Planos de Bacia. Sistematização das Figuras e Cartas a Imprimir em Papel. Equipa de Projecto do Plano Nacional da Água, versão de Outubro de 1998, Lisboa, 29 pp.
- Fonseca, P. (1995) - Estudo da Sutura Varisca no SW Ibérico nas Regiões de Serpa – Beja – Torrão e Alvito – Viana do Alentejo. Tese de Doutoramento, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa, 325 pp.
- Francés, A., Paralta, E., Fernandes, J. & Ribeiro, L. (2001) – Development and application in the Alentejo region of a method to assess the vulnerability of groundwater to diffuse agriculture pollution: the susceptibility index. 3 rd International Conference on Future Groundwater Resources at Risk, Unesco, Lisbon, 9 pp.
- INAG, DRA Alentejo & DGA Algarve (1998) – Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana. Dezembro de 1998 (em preparação).
- INAG (2000) – Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Mira. Fevereiro de 2000 (em preparação).
- INAG (2000) – Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Sado. Fevereiro de 2000 (em preparação).
- INAG (2000) – Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tejo. Fevereiro de 2000 (em preparação).
- MADRP (1997) – Código de Boas Práticas Agrícolas para a protecção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola. Ministério da Agricultura Desenvolvimento Rural e Pescas. Lisboa.
- Muge, F., Sousa, J. & Vieira, J. L. (1993) - Introdução à Geoestatística. Comett II Seminars on Evaluation and Planning of Mineral Resources, 22-26 de Novembro, Lisboa.
- Nunes L. & Ribeiro L. (1999) - Permeability Fields Estimation by Conditional Estimations of Geophysical Data; in Stauffer, Kinzelbach, Kovar & Hoehn (editors), Proc. of MODEL CARE 99 – Calibration and Reliability in Groundwater Modeling: Coping with Uncertainty, IAHS publ. no 265, pp. 117-123.
- Pacheco Figueiredo M., Ribeiro L. & Ferreira Lemos J.M.P. (1999) - Simultaneous estimation of transmissivity (or conductivity), storage coefficient (or porosity) and effective recharge in a stochastic framework; in Stauffer, Kinzelbach, Kovar & Hoehn (editors), Proc. of MODEL CARE 99 – Calibration and Reliability in Groundwater Modeling: Coping with Uncertainty, IAHS publ. no 265, pp. 124-130.
- Pais Quina & Capucho, J. A. (1977) – Estudo do reforço do abastecimento de água de Beja. – Relatório do Curso Internacional de Hidrologia Subterrânea. Barcelona.
- Pannatier, Y. (1995) - Software Variowin 2.2. Institute of Mineralogy, University of Lausanne. Switzerland.
- Paralta (2001) – Hidrogeologia e Modelação Estocástica da Contaminação por Nitratos do Aquífero Gabro-diorítico da Região de Beja. Tese de Mestrado em Georrecursos. IST/Centro de Geo-Sistemas, Lisboa, 157 pp.
- Paralta, E., Oliveira, M. M., Batista, S. B., 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. Seminário “A Hidroinformática em Portugal”, LNEC, 15-16 de Novembro de 2001, 16 pp.
- Paralta, E. & Francés, A. (2000) - Caracterização hidrogeológica e avaliação da vulnerabilidade à poluição do complexo gabro-diorítico de Serpa-Brinches (sector oriental do sistema aquífero dos Gabros de Beja). GeoNovas, nº14, Porto, pp. 27-35.
- Paralta, E. & Ribeiro, L. (2000) - Análise variográfica e cartografia de risco da contaminação por nitratos na região de Beja. Recursos Hídricos, APRH, vol. 21, nº3, Lisboa, pp. 47 – 58.
- Paralta, E., Stigter, T. Y. & Sagueiro, A. R. (2000) - Caracterização hidroquímica do complexo gabro-diorítico da região de Beja e modelação hidrogeoquímica PHREEQC da composição da água sob influência climática. 5º Congresso da Água, Lisboa, 25 a 29 de Setembro de 2000, 15 pp.

Paralta, E. & Ribeiro, L. (1998) - Estudo geoestatístico da contaminação por nitratos na área da Rib^a da Chaminé – resultados preliminares. V Congresso Nacional de Geologia, vol. 2, Lisboa, 1998, pp. 57- 60.

Ribeiro, L. (2000) - The Effect of an Heterogeneous Hydraulic Conductivity Field on the Spread of a Contaminant Plume in a Porous Aquifer: A Case Study in Portugal, in Sato & Iwasa (Eds)- Groundwater Updates, P.153-158, IAHR, Springer Verlag, 2000

Ribeiro, L (1995) - Piezometric Estimation by a Joint Use of Universal Kriging and Intrinsic Random Functions of Order K Methods: a Comparative Study and a New Method for Drift Evaluation. 3rd CODATA Conference on Geomathematics and Geostatistics, 15p., Enschede, Holanda, 1993, Sciences de la Terre n^o 32, vol.1 , p.243-257.

Ribeiro, L. (1994) - Geostatistical Simulation Applied to Groundwater Management. 2nd European Conference on Advances in Water Resources Technology and Management, Proc. p. 473-477, Balkema Publishers, Lisboa, Portugal, 1994.

Ribeiro, L. (1991) - Caracterização Geoestatística de Sistemas Hidrogeológicos. Tese de Doutoramento em Engenharia de Minas. Universidade Técnica de Lisboa, IST, 415 p. Lisboa.

Stigter, T. Y., Van Ooijen, S. P., Post, V. E., Appelo, C. A., & Dill, A. C. (1998) - A hydrogeological and hydrochemical explanation of the groundwater composition under irrigated land in a Mediterranean environment, Algarve, Portugal. Journal of Hydrology, 208, pp. 262-279.

2000/60/EC – Directiva Quadro da Água. Jornal Oficial das Comunidades, Comissão Europeia Bruxelas, 22 de Dezembro de 2000.

UTILIZAÇÃO DE ESTATÍSTICA MULTIVARIADA PARA CONSTRUÇÃO DE ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA SUBTERRÂNEA EM DUAS ÁREAS DE ACTIVIDADE AGRÍCOLA NO ALGARVE

Tibor STIGTER

*Mestre em Hidrologia Geográfica, Bolseiro de Doutoramento CVRM - Instituto Superior Técnico,
CVRM - Universidade do Algarve - FCMA, Campus de Gambelas, 8000-117 Faro, tstigter@ualg.pt*

Luís RIBEIRO

Eng.º Minas, Professor Auxiliar, CVRM - Instituto Superior Técnico, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa, nlrib@alfa.ist.utl.pt

RESUMO

O primeiro parâmetro a ser apontado como indicador típico dos impactos negativos da agricultura na qualidade da água, é geralmente o ião nitrato. No entanto, este ião não é certamente o único a ser afectado, podendo até ter outras fontes. É preciso observar um conjunto de variáveis químicas, que podem ser combinados num índice dito de qualidade ambiental. Estes índices facilitam a monitorização espacial e temporal e podem ser desenvolvidos através da normalização clássica ou então recorrendo a ferramentas de estatística multivariada, tal como a análise factorial de correspondências (AFC). O princípio desta metodologia baseia-se na definição de duas amostras de água fictícias, uma de boa e outra de má qualidade, com base em valores de referência, nomeadamente os estabelecidos na legislação portuguesa. A utilidade dos índices de qualidade foi testada em duas zonas algarvias com horticultura e citricultura praticada de modo intensivo. As variáveis que constituíram o índice foram Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} e NO_3^- e, de forma indirecta, pH, NH_4^+ e PO_4^{3-} , uma vez que em relação a estas últimas se concluiu que as normas de qualidade foram sempre respeitadas. Os mapas criados através da interpolação dos índices mostraram claramente que todos os aquíferos superiores já foram afectados e neste momento contêm água imprópria para consumo. Para distinguir melhor os vários graus de alteração, pensou-se em construir um índice de qualidade relativa, usando os percentis 33 e 67 dos dados para definir as amostras fictícias. Concluiu-se que estas aplicações, desde que criticamente analisadas, podem constituir ferramentas muito úteis.

Palavras -Chave: Índices de qualidade, Estatística multivariada, Água Subterrânea, Agricultura, Contaminação

1 INTRODUÇÃO

Cada vez mais existe a preocupação com a qualidade da água superficial e subterrânea, a que se associa uma crescente necessidade de monitorizar a sua evolução no tempo e no espaço e de apresentar a todos aqueles que se preocupam com a qualidade e gestão correcta dos recursos hídricos. Esta preocupação também se revela na Directiva-Quadro de água (2000/60/CE), adoptada em 2000 para estabelecer um programa de política de água comum dentro da União Europeia.

Os índices de qualidade foram desenvolvidos com o objectivo de agregar a informação química disponível de uma água superficial ou subterrânea num único valor significativo e indicador da sua qualidade. Facilitam assim a representação e monitorização espacial e temporal da qualidade da água. Podem ser desenvolvidos através da normalização clássica das variáveis químicas, usando por exemplo curvas de qualidade empíricas, (MANO, 1989; BARROS *et al.*, 1992). Por outro lado, também é possível recorrer às técnicas de estatística multivariada para desenvolver um índice, como é demonstrado por BARROS e RIBEIRO (1997). A metodologia baseia-se na definição de duas amostras de água fictícias, uma de boa e outra de má qualidade, que são submetidas à

análise factorial de correspondências (AFC), extraindo-se um único eixo factorial que opõe as duas águas. A seguir, as amostras reais são projectadas em suplementar nesse eixo discriminante, resultando em coordenadas que constituem os respectivos índices e que variam entre -1 (boa qualidade) e 1 (má qualidade).

Nesta comunicação apresenta-se a aplicação desta metodologia de estatística multivariada para desenvolver índices de qualidade num caso de contaminação de águas subterrâneas por práticas agrícolas em duas zonas algarvias. Tanto a Campina de Faro como a Campina da Luz sofrem da contaminação por nitratos e salinização das suas águas subterrâneas, como é discutido por vários autores, entre quais STIGTER *et al.* (1998), BONTE (1999) e STIGTER e CARVALHO DILL (2001).

Apesar da aplicação da metodologia se provar satisfatória, há que ter sempre o cuidado necessário na interpretação dos resultados obtidos. Como na construção de qualquer índice, há perda de informação na agregação dos dados e subjectividade na escolha das variáveis. Por estas razões, os índices de qualidade nunca podem ser utilizados de forma exclusiva e generalista, mas antes como ferramenta de finalidade específica para a gestão de recursos hídricos subterrâneos.

2 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO

2.1. Localização, topografia e climatologia

As Campinas de Faro e da Luz localizam-se respectivamente a norte e a 25 km a leste de Faro (Figura). A área de estudo da Campina de Faro mede aproximadamente 4 km de largura e 6 km de altura. Os seus limites correspondem à Ribeira do Colmeal a leste, ao Rio Seco a oeste e à linha de costa a sul. A norte, a fronteira coincide com o final da área de práticas agrícolas intensivas. A topografia da zona é relativamente plana e a altitude aumenta ligeiramente de sul para norte, de 0 m até à cota dos 40 m. A excepção é formada pela colina (com 45 m de altitude) a sul, na qual se encontra edificada a cidade de Faro. A colina tem origem diapírica (STIGTER e CARVALHO DILL, 2001).



Figura 1. Localização das áreas de estudo.

A área da Campina da Luz, mais a leste, tem a mesma dimensão que a Campina de Faro, e as suas fronteiras a norte (fim das actividades agrícolas) e a sul (linha costeira) são da mesma natureza. Os limites a leste e a oeste são constituídos pelas Ribeiras do Cipreste/Arroio e dos Mosqueiros, respectivamente. A topografia é mais irregular. Existem zonas relativamente planas no centro da área, com cerca de 40 m de altitude. Inclinações bastante acentuadas existem no sul, onde o terreno baixa para 20 m, e no norte, onde as colinas atingem cotas acima dos 100m. Ambas as regiões apresentam um clima com características mediterrânicas quentes, com valores médios anuais da temperatura e da precipitação variando entre os 16 - 17 °C e 500 - 600 mm, respectivamente (LOUREIRO e COUTINHO, 1995). A evapotranspiração potencial excede a precipitação largamente, com um valor médio de 876 mm/ano para Faro (FARIA *et al.*, 1981). A evapotranspiração real (ETR) perfaz 85 % da precipitação, e foi calculada pelo balanço dos cloretos (STIGTER *et al.*, 1998). SILVA (1984) e SILVA (1988) calcularam a ETR utilizando os métodos de Thornthwaite, Turc e Coutagne, tendo obtido valores que variaram entre 70.8 e 85.4 %.

2.2. Hidrogeologia

Descrições detalhadas da geologia da região algarvia que engloba as duas áreas podem ser encontradas nos trabalhos de SILVA (1984) e SILVA (1988). STIGTER *et al.* (1998), BONTE (1999) e STIGTER e CARVALHO DILL (2001) descrevem a hidrogeologia especificamente para as duas áreas. Aqui apenas se tenciona dar uma pequena síntese. A Figura mostra a carta hidrogeológica da Campina de Faro.

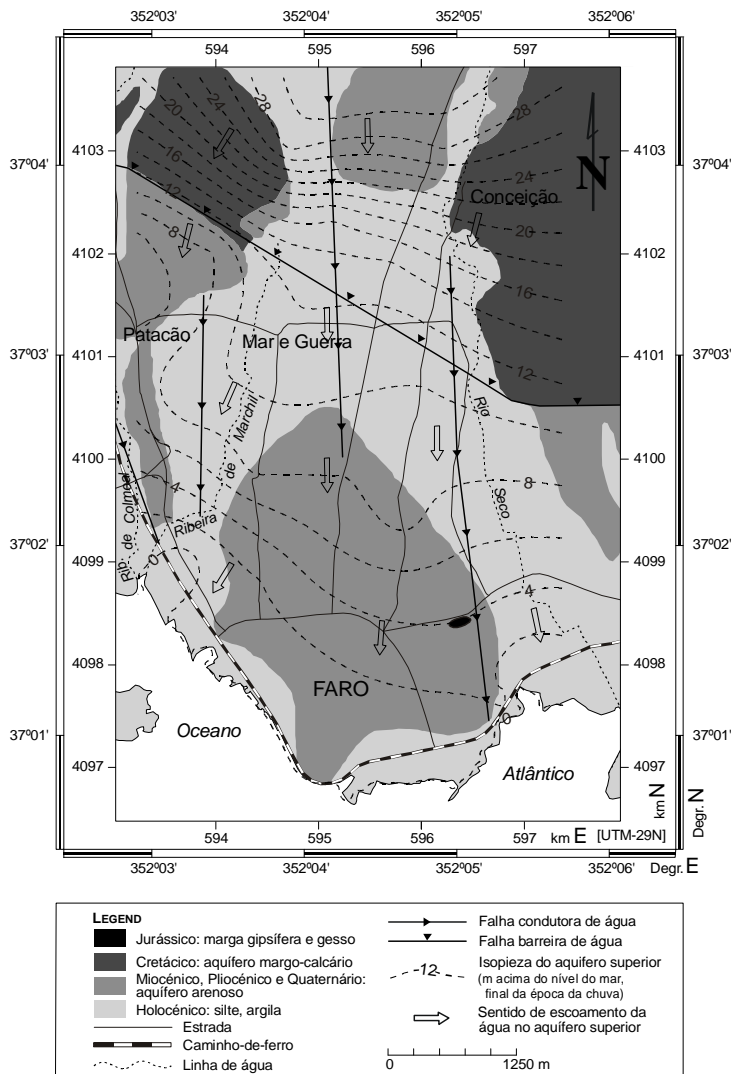


Figura 2. Carta hidrogeológica da Campina de Faro.

Distinguem-se três sistemas aquíferos nesta área. O primeiro, mais antigo corresponde às camadas calcárias do Cretácico, que se encontram separadas por camadas margosas e que afloram a norte. O segundo sistema aquífero (que não aflora na área) é formado pelos calcarenitos muito fossilíferos do Miocénico, que foram depositados numa estrutura tipo graben (SILVA, 1988). A sua espessura aumenta de norte para sul, onde pode atingir mais de 200 m. O sistema aquífero mais recente é formado pelas areias do Miocénico e Plio-Quaternário. A espessura máxima ronda os 50 m no centro e sul da Campina. Sendo este o aquífero superior, aflora nalgumas áreas, mas noutras encontra-se coberto por uma camada fina de argilas e siltes do Holocénico.

A carta hidrogeológica da Campina da Luz encontra-se na Figura. Os aquíferos principais são formados pelos calcários e dolomitos do Jurássico a norte, com uma espessura total superior a 1000 m e pelos calcários e calcarenitos muito fossilíferos do Miocénico que atingem uma espessura máxima de 75 m no centro da área de estudo. O aquífero Miocénico é bastante heterogéneo, contendo também areias margosas, margas, siltes e argilas. No entanto, o seu comportamento hidráulico parece ser bastante homogéneo (BONTE, 1999; STIGTER e CARVALHO DILL, 2001). Na parte sul da região e cobrindo uma extensa área, encontram-se os sedimentos do

Cretácico inferior, que consistem sobretudo em margas arenosas e apresentam uma espessura de cerca de 150 m. Areias e cascalheiras do Plio-Quaternário afloram localmente no centro e perto da costa. A sua espessura é variada mas não excede os 20 m. Siltes e argilas do Holocénico existem ao longo dos vales fluviais. Areias de dunas recentes encontram-se na Ilha de Tavira.

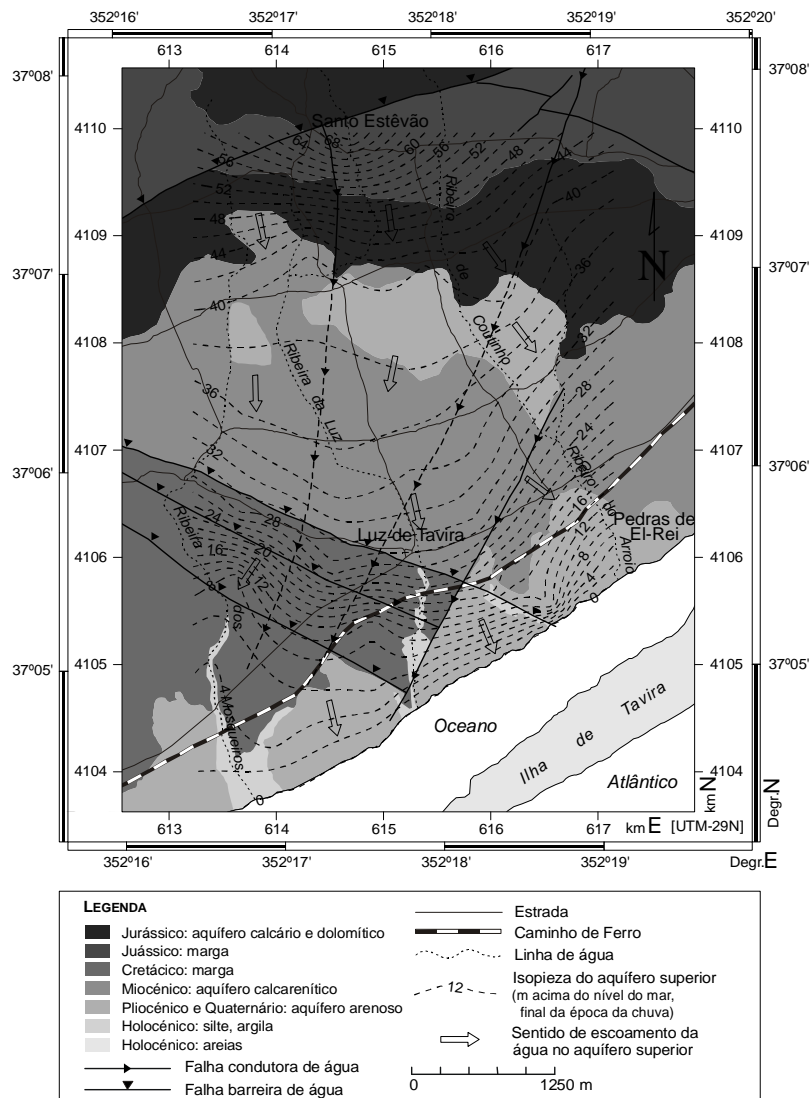


Figura 3. Carta hidrogeológica da Campina da Luz.

Apesar de uma pequena parte da recarga dos aquíferos ter origem na infiltração local da precipitação efectiva, a recarga provém na sua maioria da infiltração nas formações Jurássicas a norte das áreas de estudo, que devido a seu alto grau de carsificação, permitem uma taxa de recarga muito elevada.

As falhas geológicas presentes na região têm papel importante na hidrogeologia. As falhas com orientação N-S constituem locais de escoamento preferencial para as águas subterrâneas. As falhas de direcção NE-SW funcionam como barreira ao fluxo. Indicações para este comportamento das falhas são fornecidas quer pelo padrão de fluxo (com maiores gradientes hidráulicos perto das falhas barreiras) quer pela qualidade das águas subterrâneas (STIGTER *et al.*, 1998; BONTE, 1999; STIGTER e CARVALHO DILL, 2001).

2.2. Uso do solo

Grande parte da vegetação autóctone foi inicialmente substituída por agricultura de sequeiro, incluindo amendoeiras, figueiras, alfarrobeiras, oliveiras e vinha. A partir de inquéritos feitos aos agricultores, observações de campo e orto-fotografias digitais, foi possível obter um valor aproximado da distribuição espacial dos tipos de cultura nas duas zonas de estudo. A Figura 4 indica que a citricultura é a principal cultura em ambas as áreas.

No entanto, na Campina de Faro, a horticultura protegida (em estufa), com culturas como o tomate, pepino, feijão, melão, pimento e batata, ocupa uma grande parte da área agrícola, contrariamente ao que acontece na Campina da Luz onde, no que diz respeito às outras culturas, predomina a vinha. Esta diferença em tipo de cultura deve-se sobretudo à presença em grande extensão de argilas e siltes do Holocénico na Campina de Faro (Figura), que formam um solo fértil e apto para a agricultura em estufa. A horticultura é geralmente considerada muito agressiva, já que requer a aplicação de grandes quantidades de água, fertilizantes e pesticidas. Contudo, a citricultura não fica muito atrás. Em relação à aplicação de azoto (N) por exemplo, recomenda-se a aplicação de 150-300 kg/ha por ano nesta cultura, enquanto que na horticultura estes valores rondam os 150-200 kg/ha por cultura para tomate e 50-100 kg/ha por cultura para melão (QUELHAS DOS SANTOS, 1991).

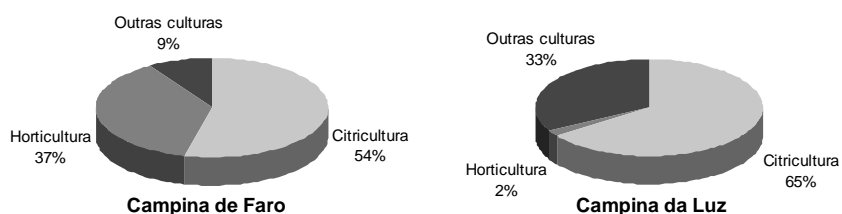


Figura 4. Distribuição percentual dos tipos de cultivo nas duas áreas de estudo.

A quantidade de água extraída para a rega depende do tipo de cultura e do método de rega. Mesmo assim, foi possível obter um valor médio de 1000 mm por ha por ano a partir dos inquéritos já anteriormente referidos, o que corresponde a 10000 m³ por ha por ano. Apesar de ser um valor médio, baseado em poucos dados, a literatura consultada sobre este tema, aponta para valores da mesma ordem de grandeza (STIGTER e CARVALHO DILL, 2001).

3 METODOLOGIA

O desenvolvimento de índices de qualidade ambiental foi impulsionado pela necessidade de agregar uma grande quantidade de dados em valores únicos representativos, com base nas variáveis que se considere serem as mais significativas. A escolha das variáveis a incorporar no índice depende sobretudo do objectivo da sua criação, a disponibilidade de dados e o conhecimento prévio das áreas em estudo. No caso de não existir este conhecimento ou de haver dados insuficientes, a construção de índices de qualidade pode traduzir-se em resultados pouco fiáveis e enganadores.

O princípio da utilização da estatística multivariada na criação dos índices de qualidade encontra-se na definição de duas amostras de água hipotéticas, uma de qualidade muito boa e outra de qualidade muito má (BARROS e RIBEIRO, 1997), relativamente às variáveis que constituem o índice. Estas duas amostras são submetidas à análise factorial, resultando na extracção de um único eixo factorial que explica 100 % da variância "total" das duas amostras e as opõe diametralmente. A amostra de boa qualidade projecta-se no lado negativo e obtém valor -1, enquanto a amostra de má qualidade obtém valor 1. No passo seguinte, projectam-se todas as amostras reais em suplementar no eixo factorial, a sua projecção definindo o valor do índice final que varia entre -1 e 1.

Importa então estabelecer os critérios nos quais são definidas as amostras fictícias de boa e má qualidade. Numa primeira tentativa de construção de índices de qualidade no presente caso de estudo, em que foi aplicada a análise em componentes principais (ACP), as duas águas foram definidas pelas concentrações máximas e mínimas encontradas nas águas subterrâneas das duas zonas, sendo esta a única maneira de atingir projecções entre -1 e 1. O problema é que os índices neste caso só servem para comparação relativa, já que não é utilizada nenhuma referência de qualidade absoluta. A solução é a utilização de valores estipulados na legislação portuguesa, nomeadamente os valores máximos recomendáveis (VMRs) e admissíveis (VMAs) para águas para consumo humano (DL n.º 236/98). Neste caso, torna-se mais apropriada a aplicação de análise factorial de correspondências (AFC) para a construção dos índices, tal como é sugerido por BARROS e RIBEIRO (1997). É então necessário recorrer à codificação dos dados, subdividindo as variáveis em três classes (modalidades), com os limites definidos pelos valores de VMR e VMA. A água fictícia boa tem as concentrações de todas os parâmetros químicos envolvidos abaixo dos seus respectivos VMR's, enquanto a água de má qualidade tem todas as concentrações acima dos VMA's.

Os valores finais dos índices de qualidade, que resultam da projecção das amostras no eixo factorial extraído e variam entre -1 (boa) e 1 (má), podem ser analisados numa fase posterior no que diz respeito à estrutura da sua distribuição espacial. Este fase envolve a análise variográfica e a criação de mapas de qualidade através de interpolação pelo algoritmo de krigagem simples.

4 APLICAÇÃO ÀS ÁREAS DE ESTUDO

No presente caso de estudo, os índices foram desenvolvidos para demonstrar as consequências das práticas agrícolas na qualidade inorgânica da água subterrânea, tornando-a em muitas zonas imprópria para consumo. Um objectivo muito importante era demonstrar a variação espacial da qualidade nas duas áreas.

A primeira questão refere-se à selecção dos parâmetros químicos a serem utilizados na construção do índice. Para começar, trata-se exclusivamente de parâmetros químicos inorgânicos, dado que não existem dados disponíveis no que diz respeito à presença de substâncias fitossanitárias ou o seus metabolitos na água. Importa referir que foi efectuado um estudo sobre estas substâncias e as suas características na água e no solo da Campina de Faro (STIGTER e CARVALHO DILL, 2001), mas infelizmente com resultados insatisfatórios, dado que as análises laboratoriais se provaram extremamente complexas.

De entre os parâmetros químicos inorgânicos, a aplicação de AFC e estudos efectuados anteriormente (STIGTER *et al.*, 1998; BONTE, 1999; STIGTER e CARVALHO DILL; 2001) revelaram que a agricultura tinha afectado a mineralização total da água, bem como as concentrações de Ca^{2+} , NO_3^- e SO_4^{2-} . Sendo o ião Cl^- um indicador típico da mineralização, à partida poderia se escolher estes quatro parâmetros para constituírem o índice. A condutividade eléctrica é outro parâmetro claramente afectado, mas o facto de também ela ser um indicador da mineralização, torna a sua inclusão redundante. O pH é mais um parâmetro potencialmente importante em termos qualitativos, mas neste caso todas as amostras encontram-se dentro do intervalo de VMA, ou seja entre 6,5 e 8,5. A incorporação deste parâmetro apenas serviria para baixar todos os índices de forma igual, pelo qual se optou por deixá-lo fora dos cálculos e acrescentar aos resultados finais um comentário dizendo que todas as amostras satisfazem a norma legislativa.

A presença dos iões K^+ , NH_4^+ e PO_4^{3-} na água subterrânea também pode ter origem na aplicação de fertilizantes e poderia ser interessante incluí-los no índice. No entanto, apesar de existirem algumas amostras com concentrações de K^+ e NH_4^+ acima dos seus VMRs, de um modo geral os valores são muito baixos, e não justificam a sua participação na construção do índice.

No Quadro apresenta-se então a definição das duas águas hipotéticas com base nos VMRs e VMAs dos quatro parâmetros, abordando aspectos de salinidade, dureza e presença de nitratos e sulfatos. Para além da construção de índices de qualidade absoluta, foi criado outro índice para representar a qualidade relativa das águas subterrâneas nas duas áreas, que pudesse representar melhor as suas variações espaciais. A definição da água boa e má baseou-se neste caso nos percentis 33 ($1/3$) e 67 ($2/3$) do conjunto das observações para cada um dos variáveis, cujas características também se encontram no Quadro 1.

Quadro 1. Definição das águas fictícias para os dois índices.

| Variável | Água boa (*VMR) | | Água má (>VMA) | | Água boa (*P33%)* | | Água má (>P67%)** | |
|--------------------|-----------------|------|----------------|------|-------------------|------|-------------------|------|
| | mmol/l | mg/l | mmol/l | mg/l | mmol/l | mg/l | mmol/l | mg/l |
| NO_3^- | *0,40 | *25 | ∃0,81 | ∃50 | *0,97 | *60 | ∃2,15 | ∃133 |
| SO_4^{2-} | *0,26 | *25 | ∃2,60 | ∃250 | *0,76 | *73 | ∃1,72 | ∃165 |
| Cl^- | *0,71 | *25 | ∃7,05 | ∃250 | *3,77 | *134 | ∃7,31 | ∃259 |
| Ca^{2+} | *2,50 | *100 | ∃5,00 | ∃200 | *3,64 | *146 | ∃4,99 | ∃200 |

*Percentil $1/3$ dos dados; **Percentil $2/3$ dos dados

Os dados foram codificados de acordo com os critérios estabelecidos, sendo cada variável subdividida em três classes: “inferior ao VMA”, “entre VMR e VMA” e “superior ao VMA”. As amostras obtiveram valor 1 no caso de pertencer à classe e valor 0 no caso contrário. De resto, ainda foram acrescentadas uma amostra de água da chuva, duas amostras de água subterrânea antigamente (até 1999) extraída para abastecimento das populações de Faro e Tavira e uma amostra de água da rede de distribuição municipal actual (água de origem superficial).

Depois de codificados, os dados foram projectados em suplementar no eixo factorial obtido por AFC das duas amostras fictícias.

Para a criação dos mapas de qualidade, apenas foram utilizadas as amostras recolhidas de profundidades inferiores a 60 m na Campina de Faro e 85 m na Campina da Luz, correspondendo aproximadamente às bases do aquífero superior arenoso e do aquífero superior calcarenítico, respectivamente. A razão de excluir as amostras de maior profundidade foi para evitar a presença de grandes oscilações entre amostras muito próximas causadas por grandes diferenças na profundidade de amostragem. Estas diferenças iriam perturbar uma imagem que sem elas se torna mais homogénea e mais legível, uma vez que apenas transmite variações horizontais. A composição da água dos aquíferos superiores pode ser considerada relativamente uniforme em profundidade, já que a presença de um grande número de poços nas áreas provoca a sua mistura.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A projecção das amostras em suplementar no eixo factorial extraída da AFC das duas amostras fictícias definidas com base nos VMRs e VMAs dos quatro parâmetros é apresentada na Figura 5. Muitos dos pontos encontram-se sobrepostos, o que se deve ao facto dos cálculos dos índices só poderem resultar em valores racionais entre -1 (boa qualidade) e 1 (má qualidade), com o denominador igual ao número de parâmetros (neste caso 4). O gráfico dá ideia de um histograma (cada um dos rótulos representa uma amostra) com assimetria negativa, predominando as coordenadas positivas. Encontram-se muito poucas amostras no lado negativo do eixo, não havendo nenhuma que satisfaça por completo as normas recomendadas na legislação portuguesa. No entanto, tal facto não é de estranhar, uma vez que os VMRs para Cl^- (25 mg/l) e Ca^{2+} já são largamente ultrapassados na água subterrânea da região em condições naturais. A água da chuva tem melhor qualidade, logo seguida pela água de abastecimento actual, que apenas tem a concentração de Cl^- ligeiramente acima do VMR. As águas subterrâneas extraídas para abastecimento anterior a 1999 eram de pior qualidade, devido à presença de nitratos. Ainda se pode observar que as amostras da Campina de Faro se encontram mais à direita no eixo, sendo os únicos que atingem índice 1 na escala, a pior qualidade.

A distribuição dos índices de qualidade nas duas áreas é revelada nos mapas de qualidade na Figura 6. Apesar dos índices dizerem respeito apenas aos parâmetros Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} e NO_3^- , importa acrescentar que todas as amostras satisfazem as normas de qualidade de pH e nunca ultrapassam os VMAs de NH_4^+ e PO_4^{3-} . Os mapas foram construídos após análise dos variogramas experimentais dos dados. É preciso ter em conta que também aqui os valores não são contínuos. A primeira vista pode parecer difícil obter uma ideia concreta da qualidade da água através da escala. Contudo, observando melhor, é possível obter informação valiosa dos índices. Por exemplo, um índice 0 pode indicar que as concentrações de todas as variáveis estão acima do VMR mas abaixo do VMA ou então que metade das variáveis tem concentração acima do VMA enquanto a outra metade está abaixo do VMR. Por outro lado, um índice maior que 0 implica que a água tem pelo menos uma das variáveis com concentração acima do VMA.

Sendo assim, é evidente que a água no centro e sul da Campina de Faro tem a qualidade mais baixa, tendo sido severamente alterada pelas práticas agrícolas. Estas afectam todos os iões em conjunto (aumento da mineralização total associada à rega) e cada um deles em particular (Cl^- devido à intrusão marinha perto da costa, Ca^{2+} , NO_3^- , SO_4^{2-} devido à adubação excessiva). A norte e na Campina da Luz o efeito das práticas agrícolas é claramente menos forte. A principal razão encontra-se no facto dos aquíferos nestas zonas terem uma taxa de recarga mais elevada e serem mais permeáveis, permitindo uma maior diluição e atenuação da contaminação. No sul da Campina da Luz, a pior qualidade deve-se sobretudo à intrusão marinha que se crê ser antiga e de origem natural (BONTE, 1999; STIGTER e CARVALHO DILL, 2001).

pouco ou por muito, o efeito no cálculo do índice é o mesmo. Por outro lado, algumas das variáveis têm o VMR muito abaixo das concentrações naturais na água subterrânea, o que, embora destacando-se as áreas mais contaminadas, causa uma generalização em vez de uma especificação do grau de impacto negativo das práticas poluidoras na qualidade de água.

Com o objectivo de então especificar melhor a variação espacial da qualidade de água, experimentou-se construir um índice de qualidade relativa, seguindo o mesmo algoritmo do caso anterior com uma única diferença: em vez de usar os VMAs e VMRs, utilizaram-se os percentis 33 e 67 dos dados para definir as duas amostras fictícias. Os limites das classes encontram-se no Quadro e os mapas que resultam da aplicação apresentam-se na Figura 7. Calculados desta maneira, os índices já não são propriamente de qualidade ambiental, mas devem ser vistos como indicadores do grau de alteração da composição de água pelas práticas agrícolas.

De facto, conseguiu-se obter uma imagem mais detalhada da sua variação espacial nas áreas de estudo, com os índices a cobrirem toda a escala, ou seja entre -1 e 1. As áreas de azul escuro (valor -1) correspondem aos aquíferos que sofreram o menor impacto, enquanto as áreas vermelhas (valor 1) revelam o contrário. As áreas de transição entre estes dois extremos têm orientação que está ligada aos sentidos de escoamento nos aquíferos superior e das falhas geológicas presentes na região, com pode ser observado nas cartas hidrogeológicas. As zonas de menor impacto podem ser consequência da lixiviação de água mais contaminada, por exemplo devido a construção de furos mais profundos que extraem água de boa qualidade para rega ou o aumento da descarga causado pelo abandono de várias captações municipais que nos anos 80 e 90 serviam para abastecimento público.

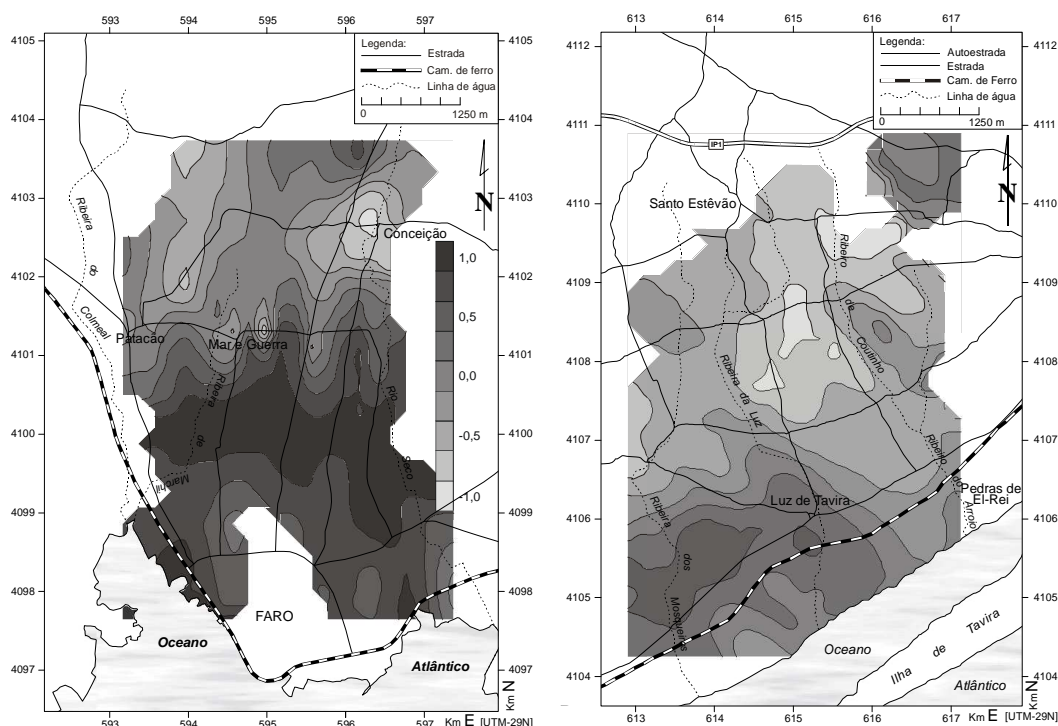


Figura 7. Mapas de qualidade relativa de água subterrânea da Campina de Faro (esquerda, prof. < 60 m) e Campina da Luz (direita, prof < 85 m) para os parâmetros Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} e NO_3^-

CONCLUSÕES

A aplicação de análise multivariada para a construção de índices de qualidade ambiental, revelou-se uma ferramenta muito prática para apresentar o impacto negativo das práticas agrícolas na qualidade de água subterrânea, nas áreas de estudo. Na construção dos índices e dos mapas (através da interpolação) estiveram envolvidas as variáveis Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} e NO_3^- , tendo ficado de fora outras por serem redundantes (condutividade eléctrica) ou por estarem sempre dentro dos limites de qualidade (pH , NH_4^+ e PO_4^{3-}).

A construção dos primeiros índices baseou-se nos VMRs e VMAs estipulados na legislação portuguesa. Nos mapas foi possível observar que o pior estado de contaminação por nitratos, associado a um aumento da mineralização total, se encontra no centro e sul da Campina de Faro. Por outro lado, os aquíferos da Campina da Luz apresentam a água de melhor qualidade, sendo contudo imprópria para consumo. O problema da fraca representação das variações espaciais na qualidade foi resolvido pela construção de índices baseados nos percentis 33 e 67 dos dados. Tornando-se assim um índice de qualidade relativa, permitiu observar diferenças locais no grau de alteração da água por influência das actividades poluidoras.

A possibilidade de agregar um conjunto de informações de parâmetros relevantes num único valor constitui uma grande vantagem dos índices de qualidade e faz com que a sua utilização para fins de monitorização se torne muito interessante. No entanto, é preciso ter muita cautela na interpretação dos resultados, sabendo que a agregação vai sempre acompanhada com perda de informação e envolve critérios subjectivos. Os índices nunca podem ser considerados como uma avaliação exclusiva da qualidade de água, mas devem ser utilizados como ferramenta de aplicação específica ao problema definido pelo utilizador.

AGRADECIMENTOS

O primeiro autor desta comunicação gostava de agradecer a Fundação para a Ciência e Tecnologia por lhe ter concedido uma bolsa de doutoramento desde Julho de 2000.

BIBLIOGRAFIA

BARROS, M. C.; RIBEIRO, L. - "Modelação geomatemática da qualidade da água.", in *3º Simpósio de Hidrologia e Recursos Hídricos, Volume I*, Maputo (Moçambique), 1997.

BARROS, M. C.; SANTOS, M. J. R.; MANO, A. P. - *Ensaios de aplicação de índices de qualidade da água*. Lisboa (Portugal), Direcção Geral dos Recursos Naturais - Núcleo de Qualidade da Água, 1992.

BONTE, M. - *Isotopic and hydrochemical study after the hydrochemical processes under irrigated land in Luz de Tavira, Algarve, Portugal*. Amsterdam (Holanda), Vrije Universiteit, tese apresentada para obtenção do grau de "Master of Science" em Geologia, ramo Hidrogeologia, 1999.

FARIA, J.M.R.; GODINHO, S.; ALMEIDA, M.J.R.; MACHADO, M.S. - *Estudo Hidroclimatológico da região do Algarve - O Clima de Portugal*. Lisboa, Fasc. XXVII., Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, 1981.

LOUREIRO, N.S.; COUTINHO, M.A. - "Rainfall changes and rainfall erosivity increase in the Algarve (Portugal)". *Catena*, **24**, 1995, pp. 55 - 67.

MANO, A. P. - *Contribuição para o estudo da aplicabilidade de índices de qualidade da água*. Tese de Mestrado, FCT/UNL, Lisboa (Portugal), 1989.

QUELHAS DOS SANTOS, J. - *Fertilização - Fundamentos da utilização dos adubos e correctivos*. Mem Martins (Portugal), Francisco Lyon de Castro, Publicações Europa-América, Lda., 1991.

SILVA, M.L. - *Hidrogeologia do Miocénico do Algarve*. Lisboa, Universidade de Lisboa, Dissertação apresentada para obtenção do grau de doutor em geologia, na especialidade de hidrogeologia, 1988.

SILVA, O.M. - *Hidrogeologia do Algarve Oriental*. Lisboa, Universidade de Lisboa, Dissertação apresentada para obtenção do grau de doutor em geologia, na especialidade de hidrogeologia, 1984.

STIGTER, T.Y.; VAN OOIJEN, S.P.J.; POST, V.E.A.; APPELO, C.A.J.; CARVALHO DILL, A.M.M. - "A hydrogeological and hydrochemical explanation of the groundwater composition under irrigated land in a Mediterranean environment, Algarve, Portugal." *Journal of Hydrology*, **208**, 1998, pp. 262 - 279.

STIGTER, T.Y.; CARVALHO DILL, A.M.M. - *Estudo geológico e hidrogeoquímico das regiões abrangidas pelo projecto*. Faro (Portugal), Relatório da Acção 3 do projecto "Efeitos do uso intensivo de fertilizantes e produtos fitossanitários na qualidade do solo e das águas subterrâneas" do Programa Interreg II, 2001.

APLICAÇÃO DE ANÁLISE FACTORIAL DAS CORRESPONDÊNCIAS PARA COMPREENDER OS MECANISMOS DE CONTAMINAÇÃO AGRÍCOLA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Tibor STIGTER

Mestre em Hidrologia Geográfica, Bolseiro de Doutoramento CVRM - Instituto Superior Técnico, CVRM - Universidade do Algarve - FCMA, Campus de Gambelas, 8000-117 Faro, tstigter@ualg.pt

Luís RIBEIRO

Eng.º Minas, Professor Auxiliar, CVRM - Instituto Superior Técnico, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa, nlrib@alfa.ist.utl.pt

RESUMO

As águas subterrâneas nas áreas da Campina de Faro e da Campina da Luz, no Algarve, encontram-se fortemente alteradas devido às actividades agrícolas muito intensivas. A presença em altas concentrações do ião nitrato poderá ser uma indicação clara deste facto, mas não deve ser o único parâmetro a considerar, já que pode ter outras origens, como por exemplo a construção e manutenção incorrecta das fossas cépticas. Por essa razão, é necessário analisar um conjunto de parâmetros físico-químicos e combinar esta informação com factores intrínsecos (geologia, tipo de solo) e características da agricultura praticada, para se conseguir descobrir as fontes e os mecanismos de contaminação. Neste tipo de estudos, que envolvem grandes quantidades de dados, a aplicação de análise multivariada e em particular análise factorial das correspondências (AFC) torna-se muito útil, uma vez que permite reduzir a dimensão do quadro de dados, descobrindo a presença de relações significativas entre variáveis qualitativas e quantitativas e entre amostras. Nos presentes casos de estudo, descobriu-se através da utilização de AFC que a contaminação dita difusa (não pontual) por nitratos está fortemente ligada ao aumento da mineralização total da água, com especial destaque para os iões Ca^{2+} , Cl^- e SO_4^{2-} . Uma outra conclusão que se tirou foi que o grau de contaminação está associado com a geologia e, em muito menor grau, o tipo de cultura, dado que tanto a citricultura (praticada em larga escala nas áreas) como a horticultura (praticada sobretudo na Campina de Faro) envolvem práticas agrícolas poluidoras.

Palavras-Chave: Análise Factorial das Correspondências, Água Subterrânea, Agricultura, Contaminação

1 INTRODUÇÃO

A presença de nitratos na água subterrânea em muitos casos é devida aos problemas associados à actividade agrícola, tais como a aplicação em excesso ou em alturas erradas de adubos azotados e água de rega. No entanto, também a má construção ou ausência de fossas cépticas pode causar a lixiviação de nitratos da superfície para maiores profundidades. Nem sempre é fácil distinguir as duas fontes e por isso a questão muitas vezes gera polémica e opiniões divididas entre responsáveis dos ramos da agricultura e do ambiente. Há no entanto estudos que podem ser efectuados com base noutros parâmetros para além dos nitratos e que podem revelar a evidência de uma ou outra fonte de poluição. STIGTER *et al.* (1998), BONTE (1999), DE BRUIN (1999) e STIGTER e CARVALHO DILL (2001) mostraram em estudos hidrogeológicos e hidrogeoquímicos de duas zonas algarvias, nomeadamente a Campina de Faro e a Campina da Luz, que a poluição das suas águas subterrâneas por nitratos é difusa e causada maioritariamente pelas práticas agrícolas. É preciso perceber que os mecanismos de poluição dependem fortemente das características da actividade agrícola (quantidade e tipo de rega e adubação, altura da sua aplicação, etc.) e de factores intrínsecos tais como o tipo de solo e a geologia.

O objectivo desta comunicação é mostrar a aplicação de técnicas de estatística multivariada no estudo dos mecanismos de poluição agrícola que ocorrem nas duas áreas de estudo acima referidas. A grande vantagem destas técnicas é a possibilidade de reduzir significativamente a dimensão do quadro de partida, ou seja extrair de uma vasta quantidade de dados as relações existentes entre variáveis e/ou entre amostras. O estudo está a ser feito no âmbito do estudo de doutoramento do primeiro autor e inclui a análise em componentes principais (ACP) e a análise factorial das correspondências (AFC). Aqui serão apresentados os resultados da aplicação de AFC nas duas áreas de estudo. Esta metodologia permite a combinação de variáveis quantitativas e qualitativas, constituindo uma ferramenta robusta para a comprovação de ligações entre estas. LOURENÇO e RIBEIRO (2000) aplicaram a mesma metodologia com sucesso às águas gasocarbónicas de Pedras Salgadas.

2 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO

2.1. Localização, topografia e climatologia

As Campinas de Faro e da Luz localizam-se respectivamente a norte e a 25 km a leste de Faro (Figura 1). A área de estudo da Campina de Faro mede aproximadamente 4 km de largura e 6 km de altura. Os seus limites correspondem à Ribeira do Colmeal a leste, ao Rio Seco a oeste e à linha de costa a sul. A norte, a fronteira coincide com o final da área de práticas agrícolas intensivas. A topografia da zona é relativamente plana e a altitude aumenta ligeiramente de sul para norte, de 0 m até à cota dos 40 m. A excepção é formada pela colina (com 45 m de altitude) a sul, na qual se encontra edificada a cidade de Faro. A colina tem origem diapírica (STIGTER e CARVALHO DILL, 2001).



Figura 1. Localização das áreas de estudo.

A área da Campina da Luz, mais a leste, tem a mesma dimensão que a Campina de Faro, e as suas fronteiras a norte (fim das actividades agrícolas) e a sul (linha costeira) são da mesma natureza. Os limites a leste e a oeste são constituídos pelas Ribeiras do Cipreste/Arroio e dos Mosqueiros, respectivamente. A topografia é mais irregular. Existem zonas relativamente planas no centro da área, com cerca de 40 m de altitude. No sul existem inclinações bastante acentuadas, onde o terreno baixa para 20 m, e no norte, onde as colinas atingem cotas acima dos 100 m. Ambas as regiões apresentam um clima com características mediterrânicas quentes, com valores médios anuais da temperatura e da precipitação variando entre os 16 - 17 °C e 500 - 600 mm, respectivamente (LOUREIRO e COUTINHO, 1995). A evapotranspiração potencial excede a precipitação largamente, com um valor médio de 876 mm/ano para Faro (FARIA *et al.*, 1981). A evapotranspiração real (ETR) perfaz 85 % da precipitação, e foi calculada pelo balanço dos cloretos (STIGTER *et al.*, 1998). SILVA (1984) e SILVA (1988) calcularam a ETR utilizando os métodos de Thornthwaite, Turc e Coutagne, tendo obtido valores que variaram entre 70.8 e 85.4 %.

2.2. Hidrogeologia

Descrições detalhadas da geologia da região algarvia que engloba as duas áreas podem ser encontradas nos trabalhos de SILVA (1984) e SILVA (1988). STIGTER *et al.* (1998), BONTE (1999) e STIGTER e CARVALHO DILL (2001) descrevem a hidrogeologia especificamente para as duas áreas. Aqui apenas se tenciona dar uma pequena síntese.

A Figura mostra a carta hidrogeológica da Campina de Faro. Distinguem-se três sistemas aquíferos nesta área. O primeiro, mais antigo corresponde às camadas calcárias do Cretácico, que se encontram separadas por camadas margosas e que afloram a norte. O segundo sistema aquífero (que não aflora na área) é formado pelos calcarenitos muito fossilíferos do Miocénico, que foram depositados numa estrutura tipo graben (SILVA, 1988). A sua espessura aumenta de norte para sul, onde pode atingir mais de 200 m.

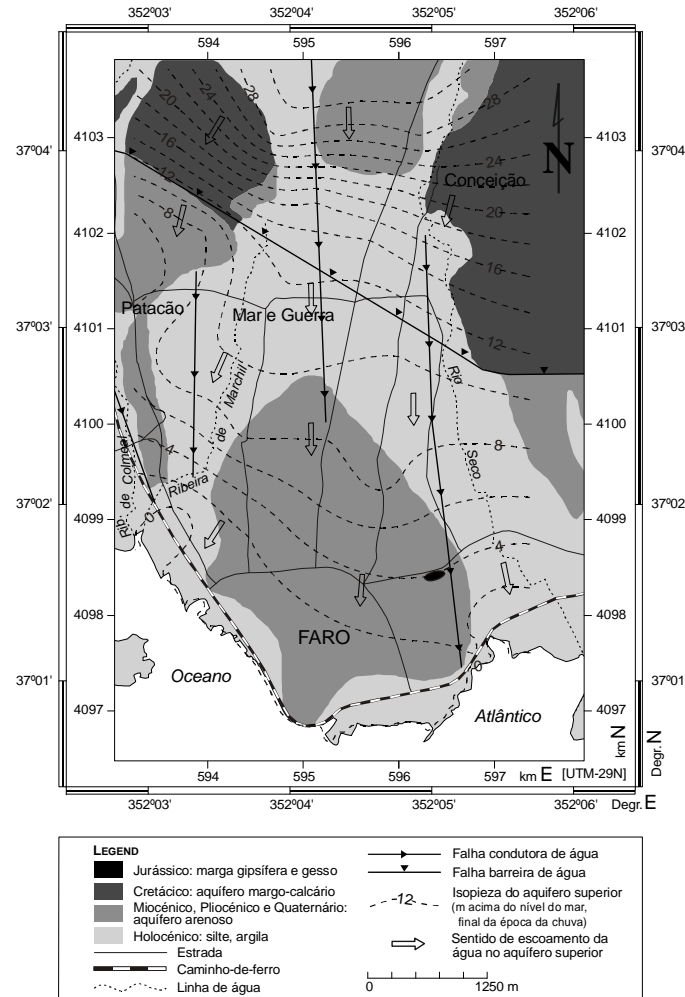


Figura 2. Carta hidrogeológica da Campina de Faro.

O sistema aquífero mais recente é formado pelas areias do Miocénico e Plio-Quaternário. A espessura máxima ronda os 50 m no centro e sul da Campina. Sendo este o aquífero superior, aflora nalgumas áreas, mas noutras encontra-se coberto por uma camada fina de argilas e siltes do Holocénico.

A carta hidrogeológica da Campina da Luz encontra-se na Figura 3. Os aquíferos principais são formados pelos calcários e dolomitos do Jurássico a norte, com uma espessura total superior a 1000 m e pelos calcários e calcarenitos muito fossilíferos do Miocénico que atingem uma espessura máxima de 75 m no centro da área de estudo. O aquífero Miocénico é bastante heterogéneo, contendo também areias margosas, margas, siltes e argilas. No entanto, o seu comportamento hidráulico parece ser bastante homogéneo (BONTE, 1999; STIGTER e CARVALHO DILL, 2001). Na parte sul da região e cobrindo uma extensa área, encontram-se os sedimentos do Cretácico inferior, que consistem sobretudo em margas arenosas e apresentam uma espessura de cerca de 150 m. Areias e cascalheiras do Plio-Quaternário afloram localmente no centro e perto da costa. A sua espessura é variada mas não excede os 20 m. Siltes e argilas do Holocénico existem ao longo dos vales fluviais. Areias de dunas recentes encontram-se na Ilha de Tavira.

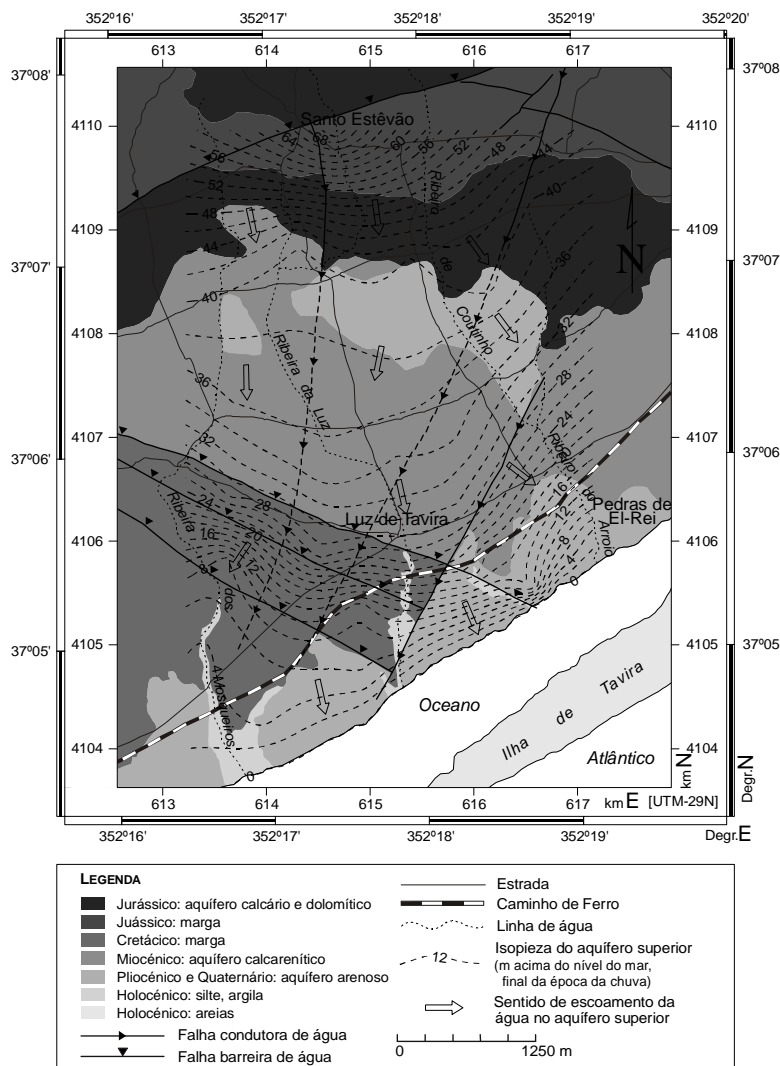


Figura 3. Carta hidrogeológica da Campina da Luz.

Apesar de uma pequena parte da recarga dos aquíferos ter origem na infiltração local da precipitação efectiva, a recarga provém na sua maioria da infiltração nas formações Jurássicas a norte das áreas de estudo, que devido a seu alto grau de carsificação, permitem uma taxa de recarga muito elevada.

As falhas geológicas presentes na região têm papel importante na hidrogeologia. As falhas com orientação N-S constituem locais de escoamento preferencial para as águas subterrâneas. As falhas de direcção NE-SW funcionam como barreira ao fluxo. Indicações para este comportamento das falhas são fornecidas quer pelo padrão de fluxo (com maiores gradientes hidráulicos perto das falhas barreiras) quer pela qualidade das águas subterrâneas (STIGTER *et al.*, 1998; BONTE, 1999; STIGTER e CARVALHO DILL, 2001).

2.2. Uso do solo

Grande parte da vegetação autóctone foi inicialmente substituída por agricultura de sequeiro, incluindo amendoeiras, figueiras, alfarrobeiras, oliveiras e vinha. A partir de inquéritos feitos aos agricultores, observações de campo e orto-fotografias digitais, foi possível obter um valor aproximado da distribuição espacial dos tipos de cultura nas duas zonas de estudo. A Figura 4 indica que a citricultura é a principal cultura em ambas as áreas. No entanto, na Campina de Faro, a horticultura protegida (em estufa), com culturas como o tomate, pepino, feijão, melão, pimento e batata, ocupa uma grande parte da área agrícola, contrariamente ao que acontece na Campina da Luz onde, no que diz respeito às outras culturas, predomina a vinha. Esta diferença em tipo de cultura deve-se sobretudo à presença em grande extensão de argilas e siltes do Holocénico na Campina de Faro (Figura), que formam um solo fértil e apto para a agricultura em estufa. A horticultura é geralmente considerada muito agressiva, já que requer a aplicação de grandes quantidades de água, fertilizantes e pesticidas. Contudo,

a citricultura não fica muito atrás. Em relação à aplicação de azoto (N) por exemplo, recomenda-se a aplicação de 150-300 kg/ha por ano nesta cultura, enquanto que na horticultura estes valores rondam os 150-200 kg/ha por cultura para tomate e 50-100 kg/ha por cultura para melão (QUELHAS DOS SANTOS, 1991).

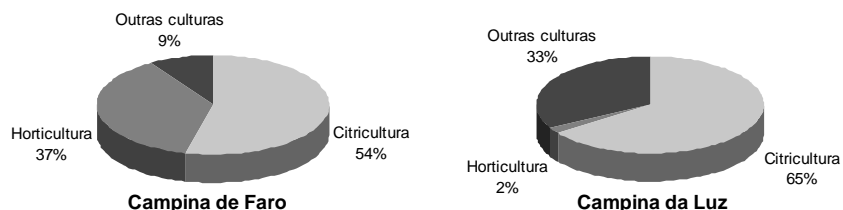


Figura 4. Distribuição percentual dos tipos de cultivo nas duas áreas de estudo.

A quantidade de água extraída para a rega depende do tipo de cultura e do método de rega. Mesmo assim, foi possível obter um valor médio de 1000 mm por ha por ano a partir dos inquéritos já anteriormente referidos, o que corresponde a 10000 m³ por ha por ano. Apesar de ser um valor médio, baseado em poucos dados, a literatura consultada sobre este tema, aponta para valores da mesma ordem de grandeza (STIGTER e CARVALHO DILL, 2001).

3 METODOLOGIA

A análise factorial das correspondências (AFC) pertence, tal como a análise em componentes principais (ACP) ao grupo dos métodos descritivos de análise multivariada de dados. A grande vantagem da AFC é que permite incluir variáveis qualitativas no conjunto de variáveis a estudar. O objectivo principal é descobrir relações estruturais entre as variáveis directamente do quadro inicial de dados. Consequentemente, a dimensão do quadro de partida vai ser reduzida, mas sem que haja grandes perdas de informação. As variáveis são projectadas em eixos factoriais, que são construídos através de transformações estatísticas que envolvem a diagonalização da matriz de correlação ou variância-covariância das mesmas variáveis (BROWN, 1998; PEREIRA e SOUSA, 2000). Cada um dos eixos explica uma parte da variância total dos dados submetidos à análise e é interpretado de acordo com as variáveis intercorrelacionadas que se encontram agrupadas no mesmo eixo factorial.

De acordo com PEREIRA e SOUSA (2000), a AFC foi desenvolvida por Benzécri no início dos anos 60, para interpretar tabelas de contingência (tabelas que representam frequências absolutas de co-ocorrência de dois critérios num grupo de dados). Os mesmos autores fornecem uma boa explicação da teoria de AFC e de algumas das suas aplicações. Ao contrário do que acontece com ACP, a aplicação de AFC requer a codificação dos dados. Para tal, as variáveis mensuráveis são subdivididas em classes, também chamadas modalidades, com base em critérios lógicos (intervalos ou frequências iguais) ou empíricos. Deste modo as variáveis tornam-se ordinais, possibilitando a sua comparação com as variáveis qualitativas (ordinais ou nominais). Os dados codificados são então submetidos à AFC, e os resultados são interpretados. Apenas os eixos factoriais significativos devem ser retidos para análise, tendo em conta a percentagem de variância explicada pelo eixo, o seu valor próprio e também os conhecimentos e a experiência do investigador. Na prática, o primeiro plano factorial tem quase sempre o maior interesse.

A projecção das modalidades das variáveis nos eixos factoriais indica o grau de correlação (directa ou inversa) com os mesmos. Sendo assim, entre as modalidades com maior correlação existe também uma inter-correlação, explicada por um ou mais fenómenos que devem ser descobertos pelo investigador. No entanto, antes de interpretar os resultados obtidos, é preciso verificar a significância estatística de cada um dos valores, o que é revelado na contribuição absoluta da variável para a explicação do eixo factorial. Projectando os valores de projecção das modalidades contra a sua contribuição absoluta, a relação que se obtém tem forma parabólica. Qualquer ponto que cai fora dessa relação, deve ser analisado cuidadosamente, já que a sua significância é mais baixa. Uma regra prática sugerida por PEREIRA e SOUSA (2000) é que qualquer modalidade com contribuição absoluta inferior a $100/p$ não seja retida na análise, em que p é o número de modalidades. No entanto, a aplicação cega desta regra pode causar a eliminação de modalidades que revelam algum interesse.

4 APLICAÇÃO ÀS ÁREAS DE ESTUDO

O objectivo da aplicação de AFC nos presentes casos de estudo, foi mostrar e discutir as relações entre a hidrogeoquímica, a contaminação por nitratos, a actividade agrícola e factores intrínsecos tais como o tipo de solo e a geologia. No estudo em que esta comunicação se insere, a aplicação da AFC foi feita primeiro para as duas áreas de estudo separadamente e numa fase posterior para as áreas em conjunto. A apresentação de todas estas aplicações ultrapassaria a extensão permitida deste artigo, pelo que se optou por apresentar apenas a aplicação em conjunto, que permite uma boa demonstração da utilidade da metodologia.

Os parâmetros químicos que foram incluídos no estudo, estão indicados no Quadro 1. Destes, apenas os iões maiores (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- e NO_3^-) participaram activamente na construção dos eixos factoriais, sendo os outros projectados posteriormente em suplementar. Noutras palavras, a AFC serviu inicialmente para descobrir as relações estruturais entre os iões maiores, revelando-se depois as correlações entre as variáveis suplementares e os eixos factoriais. A inclusão de todos os parâmetros para a extracção dos factores aumentava drasticamente a variância do quadro de partida, sem que contribuísse significativamente para um aumento da informação.

O Quadro 1 também apresenta a codificação dos dados quantitativos. A decisão de número de modalidades para cada parâmetro baseou-se em vários critérios subjectivos, tais como a relevância do parâmetro, as variações nos valores, o comportamento na AFC e, no caso de Na^+/Cl^- e $\text{Ca}^{2+}/\text{HCO}_3^-$, a experiência de campo. Para estes últimos parâmetros, os limites das classes que definem as modalidades, foram escolhidos especificamente, enquanto as classes de todos os outros parâmetros foram definidas automaticamente, com base no critério de igual frequência.

As variáveis qualitativas que foram incluídas na AFC são a geologia, o tipo e a ocupação de solo e a profundidade da amostra. A definição das suas modalidades encontra-se no Quadro 2. Tal como alguns dos parâmetros quantitativos, são projectadas em suplementar nos eixos factoriais, não intervindo na factorização da matriz de partida. No que diz respeito à profundidade da amostra, a sua determinação exacta nem sempre é possível, sobretudo nos furos com vários ralos cuja profundidade as vezes é desconhecida (só se sabe a profundidade total do furo). No entanto, a composição química da água muitas vezes revela a sua extracção de maiores profundidades. O nível que se escolheu para separar as amostras (50 m) corresponde aproximadamente à profundidade do aquífero superior arenoso da Campina de Faro.

Inicialmente, todas as amostras com análises completas, obtidas entre 1996 e 1999 nas duas áreas de estudo, foram incluídas na matriz de partida. As amostras tinham sido recolhidas no âmbito de teses de mestrado e projectos Interreg (STIGTER *et al.*, 1998; BONTE, 1999; STIGTER e CARVALHO DILL, 2001) e analisadas na Universidade Livre ("Vrije Universiteit") em Amsterdão.

Porém, depois duma análise preliminar das matrizes de correlação, tornou se evidente o das relações entre parâmetros por uma pequena quantidade de amostras cujos teores muito elevados de sais dissolvidos estão associados a intrusão marinha ou dissolução de evaporitos (STIGTER *et al.*, 1998; BONTE, 1999; STIGTER e CARVALHO DILL, 2001). Estas amostras foram então excluídas da AFC, para realçar as relações ligadas a outros fenómenos, em principio mais relevantes para o presente estudo.

Quadro 1. Classificação das variáveis quantitativas para aplicação de AFC

| Variável | Modalidade | Mín. | Máx. | Freq. Abs. | Variável | Modalidade | Mín. | Máx. | Freq. Abs. |
|--|------------|-------|-------|------------|--|------------|------|-------|------------|
| Na ⁺ (mmol/l) | Na1 | 1,19 | 2,91 | 26 | Cl ⁻ (mmol/l) | Cl1 | 1,40 | 3,02 | 26 |
| | Na2 | 2,91 | 4,24 | 26 | | Cl2 | 3,02 | 4,35 | 26 |
| | Na3 | 4,24 | 6,01 | 26 | | Cl3 | 4,35 | 6,61 | 26 |
| | Na4 | 6,01 | 10,06 | 26 | | Cl4 | 6,61 | 15,14 | 26 |
| K ⁺ (mmol/l) | K1 | 0,01 | 0,05 | 44 | HCO ₃ ⁻ (mmol/l) | H1 | 1,27 | 5,03 | 27 |
| | K2 | 0,05 | 0,09 | 26 | | H2 | 5,03 | 6,16 | 25 |
| | K3 | 0,09 | 2,87 | 34 | | H3 | 6,16 | 7,06 | 27 |
| Mg ²⁺ (mmol/l) | Mg1 | 0,24 | 1,19 | 36 | SO ₄ ²⁻ (mmol/l) | H4 | 7,06 | 9,34 | 25 |
| | Mg2 | 1,19 | 1,56 | 34 | | S1 | 0,18 | 0,75 | 36 |
| | Mg3 | 1,56 | 2,77 | 34 | | S2 | 0,75 | 1,62 | 34 |
| Ca ²⁺ (mmol/l) | Ca1 | 1,07 | 3,30 | 26 | NO ₃ ⁻ (mmol/l) | S3 | 1,62 | 4,19 | 34 |
| | Ca2 | 3,30 | 3,87 | 26 | | N1 | 0,08 | 0,81 | 27 |
| | Ca3 | 3,87 | 5,10 | 26 | | N2 | 0,81 | 1,28 | 25 |
| | Ca4 | 5,10 | 11,80 | 26 | | N3 | 1,28 | 2,71 | 26 |
| pH (-log[H ⁺]) | pH1 | 6,4 | 7,0 | 45 | Na ⁺ / Cl ⁻ | N4 | 2,71 | 9,36 | 26 |
| | pH2 | 7,0 | 7,2 | 31 | | N/C1 | 0,42 | 0,76 | 24 |
| | pH3 | 7,2 | 7,9 | 28 | | N/C2 | 0,76 | 0,96 | 37 |
| EC (µS/cm) | EC1 | 773 | 1236 | 35 | Si (mmol/l) | N/C3 | 0,96 | 2,07 | 43 |
| | EC2 | 1236 | 1630 | 35 | | Si1 | 0,15 | 0,19 | 28 |
| | EC3 | 1630 | 3125 | 34 | | Si2 | 0,19 | 0,23 | 28 |
| NH ₄ ⁺ (mmol/l) | NH1 | 0,000 | 0,002 | 34 | Ca ²⁺ / HCO ₃ ⁻ | Si3 | 0,23 | 0,33 | 22 |
| | NH2 | 0,002 | 0,004 | 36 | | Si4 | 0,33 | 0,78 | 26 |
| | NH3 | 0,004 | 0,014 | 34 | | C/H1 | 0,33 | 0,50 | 29 |
| Ca ²⁺ / Mg ²⁺ | C/M1 | 0,92 | 2,68 | 36 | C/H2 | 0,50 | 1,00 | 50 | |
| | C/M2 | 2,68 | 3,55 | 34 | C/H3 | 1,00 | 1,50 | 14 | |
| | C/M3 | 3,55 | 15,54 | 34 | C/H4 | 1,50 | 3,29 | 11 | |

Min. = Valor mínimo, Máx. = Valor máximo, Freq. Abs. = Quantidade de amostras que caem dentro da classe

Quadro 2. Definição das modalidades das variáveis qualitativas incluídas na AFC

| Modalidade | Freq. Abs. | Significado |
|------------|------------|---|
| D<50 | 72 | Profundidade da amostra inferior a 50 m |
| D>50 | 32 | Profundidade da amostra superior a 50 m |
| Ctr | 66 | Citricultura |
| Hrt | 16 | Horticultura |
| Oth | 22 | Outras culturas |
| JCm | 14 | Margas do Jurássico e Cretácico |
| JCk | 19 | Calcários e dolomitos do Jurássico e Cretácico |
| Mk | 25 | Calcarenitos do Miocénico |
| Ms | 33 | Areias do Miocénico |
| Ps | 13 | Areias do Plio-Quaternário |
| Atac | 66 | *Atac, Pc, Vc, solos aluvionais, argilosos e calcários |
| Vt | 32 | *Ps, Vt, Vtc, solos litólicos não húmicos de arenitos, isentos de calcários |
| Rg | 3 | *Regossolos arenosos, isentos de calcários, pobres em húmus |
| Vcd | 3 | *Vcd+Arc, solos de calcários ou dolomitos compactos |

*Tirado de Kopp *et al.* (1989); Freq. Abs. = Quantidade de amostras que caem dentro da classe

Depois da codificação de todos os dados, obtendo valor 1 no caso de pertencer à modalidade e 0 no caso contrário, a matriz foi submetida à AFC. Dos factores extraídos, o primeiro plano factorial explica 66,5 % da variância inicial dos dados. Para estes dois primeiros eixos, a relação entre as coordenadas das modalidades e a sua contribuição absoluta para a explicação dos factores, é apresentado na Figura 5. Em ambos os casos verifica-se a forma parabólica da relação e presença de algumas modalidades menos significativas. Sobretudo as modalidades Rg e Vcd da variável “tipo de solo” revelam pouco significado, encontrando-se também abaixo da linha que representa a contribuição absoluta igual a 100/p sugerida por PEREIRA e SOUSA (2000) como regra prática de retenção da modalidade. Tal facto não é de estranhar, uma vez que ambas as modalidades contêm apenas três ocorrências no conjunto de dados (Quadro).

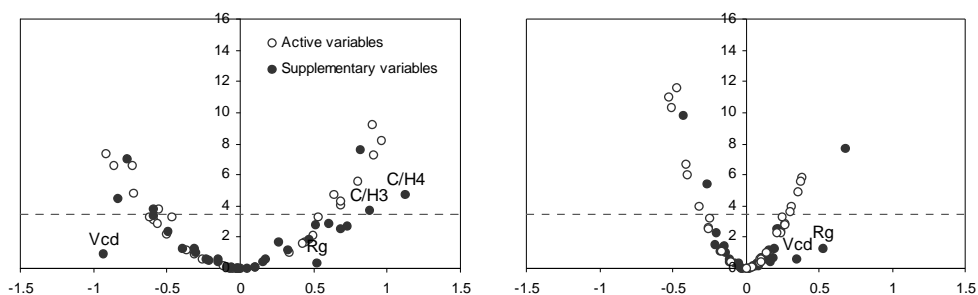


Figura 5. Relação entre valores de projecção das modalidades e a sua contribuição absoluta para a explicação do factor 1 (esquerda) e 2 (direita); a linha tracejada representa o valor de contribuição absoluta mínima admissível definido pela regra $100/p$ (p = número de modalidades activas) referida por PEREIRA e SOUSA (2000).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O primeiro plano factorial com a projecção de todas as modalidades, activas e suplementares e as amostras é exibido na Figura. As amostras são separadas das modalidades apenas por uma questão de visibilidade. Quatro parâmetros químicos, nomeadamente Ca^{2+} , NO_3^- , Cl^- e SO_4^{2-} , têm as suas modalidades ordenadas ligadas entre si por rectas, para destacar a associação entre eles. São as variáveis com maiores valores de projecção no plano factorial. O primeiro eixo (horizontal) opõe as classes extremas, o que neste caso quer dizer que opõe as classes de maiores e menores concentrações. O segundo eixo (vertical) separa classes extremas das intermédias. A proximidade das projecções de classes (modalidades) e/ou indivíduos (amostras) revela o grau de semelhança entre os mesmos. Sendo assim, primeiro é preciso descobrir o fenómeno que está por trás da projecção das modalidades activas (iões maiores). O facto das classes do ião NO_3^- estarem tão evidentemente e directamente associadas às classes de Cl^- quer dizer em termos práticos que o grau de contaminação por nitratos está fortemente relacionado com a salinidade da água subterrânea. Também as concentrações de Ca^{2+} e SO_4^{2-} mostram a mesma tendência. Ou seja, o fenómeno da contaminação por adubos azotados, contendo ainda altos teores de Ca^{2+} e SO_4^{2-} e a salinização das águas encontra-se explicado no plano factorial. A salinização é causada pelo fenómeno denominado por STIGTER e CARVALHO DILL (2001) como “reciclagem cíclica” da água subterrânea, que acontece quando a rega é feita com água subterrânea local, uma fracção da qual que volta a infiltrar-se no solo, lixiviando os nitratos do solo e chegando ao aquífero fortemente concentrada em sais dissolvidos. Este processo já foi revelado e explicado por STIGTER e CARVALHO DILL (2001). Também outros processo hidrogeoquímicos, como por exemplo a troca catiónica revelam-se na AFC (projecção da modalidade N/C1).

Concluído então que o grau de contaminação e mineralização total aumenta de esquerda para direita no plano factorial, os resultados tornam-se mais interessantes quando se estuda o comportamento de alguns dos parâmetros qualitativos no plano factorial. A posição da modalidade D>50 muito mais à esquerda do que D<50, revela que as amostras recolhidas de maiores profundidades, de um modo geral encontram-se menos alteradas. No entanto, a projecção de D<50 não se encontra mais à direita devido à existência de amostras de água pouco profunda não contaminadas. Em relação a geologia, as formações calcárias (Jurássico até Miocénico) opõem-se claramente às formações arenosas (Miocénico até Quaternário), sendo as últimas as que contêm água de pior qualidade. Este facto está de acordo com a teoria da reciclagem cíclica, já que o processo é muito mais eficaz em aquíferos de tempo de residência elevado (como é o caso), onde a persistência e acumulação dos sais e dos nitratos é facilitado.

O tipo de solo não parece ter relações muito significativas com o grau de contaminação, se bem que os solos argilosos se encontram mais correlacionados com a baixa qualidade de água. O facto de não haver grandes variações no tipo de solo contribui certamente para que não haja relações directas, não contestando o papel crucial que o solo tem nos processos bio-geoquímicos e que envolvem elementos chave como o azoto.

Em relação à ocupação do solo, logicamente nenhuma está associada a água inalterada e de boa qualidade (lado esquerdo do plano factorial). A modalidade Hrt (horticultura) parece estar mais associada à contaminação. Apesar de não se tratar necessariamente de uma agricultura mais agressiva do que a citricultura, esta última estranhamento está afastada da zona que define níveis de contaminação mais elevadas.

Uma explicação possível seria que a citricultura realmente é menos intensiva, mas outra explicação reside no facto da horticultura ser praticada quase unicamente na Campina de Faro, nas terras férteis do Holocénico, que cobrem o aquífero arenoso mais vulnerável ao processo de reciclagem cíclica. A citricultura por sua vez, é praticada em larga escala nas duas zonas, mas sobretudo nas zonas onde as formações calcárias formam o substrato, permitindo uma maior diluição e atenuação da contaminação.

O grau de contaminação é portanto muito superior nalgumas zonas da Campina de Faro do que na Campina da Luz, o que é evidente na projecção das amostras no plano factorial. O lado direito é quase inteiramente dominado por amostras da Campina de Faro, que de resto evidenciam uma grande dispersão.

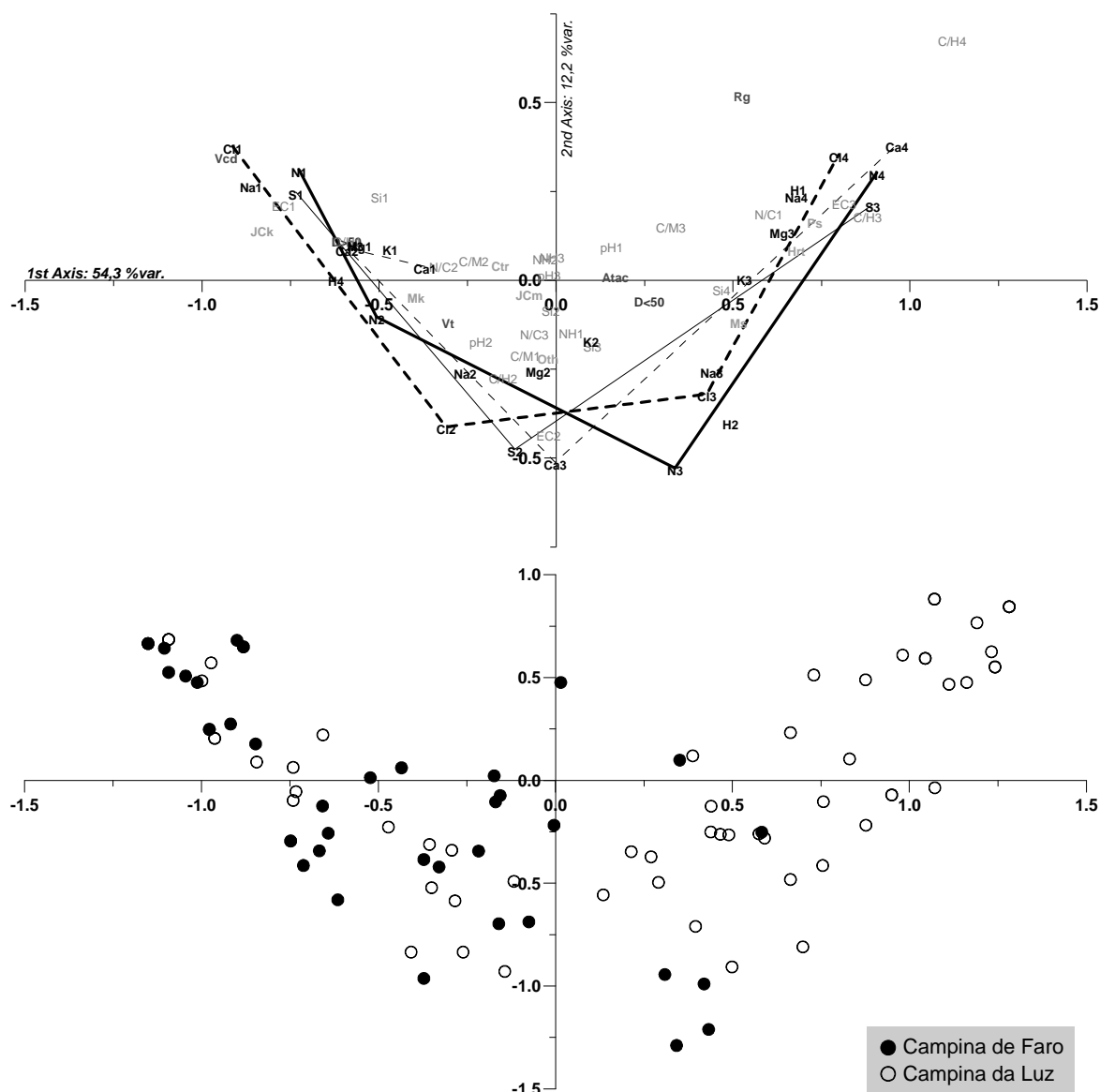


Figura 6. Primeiro plano factorial do AFC aplicada às duas áreas em conjunto; plano superior exhibe as variáveis activas e suplementares, plano inferior exhibe as amostras

CONCLUSÕES

A utilização de análise factorial de correspondências (AFC) no estudo dos mecanismos de contaminação revela grande interesse, já que permite combinar uma grande quantidade de dados e descobrir relações existentes entre variáveis quantitativas (parâmetros físico-químicos) e qualitativas (tipo de cultura, geologia, tipo de solo). Adicionalmente, fornece informações sobre as amostras e como estas se associam às correlações descobertas entre as variáveis.

Nos presentes casos de estudo, a aplicação de AFC aos dados serviu para estabelecer ligações directas entre o grau de contaminação por nitratos (definida pelo primeiro eixo factorial extraído) e o grau de mineralização (correlação positiva com o mesmo eixo). Quando se projectam em suplementar sobre estes resultados as modalidades do tipo de cultura, da geologia e do tipo de solo, consegue-se analisar o comportamento destas variáveis qualitativas.

Das modalidades de tipo de cultura a horticultura aparece mais positivamente correlacionada com os níveis elevados de contaminação, o que revela o grande impacto deste tipo de agricultura na qualidade de água. A citricultura não mostra o mesmo comportamento, mas o menor impacto não se deve necessariamente a um menor potencial poluidor, já que a contaminação parece estar também fortemente associado à geologia. A modalidade do aquífero superior arenoso revela uma correlação positiva com o primeiro eixo factorial, o que quer dizer que as águas aqui estão mais contaminadas. Ao contrário dos aquífero calcários, o maior tempo de residência e a baixa taxa de recarga deste aquífero, em combinação com o ciclo de água induzido pela rega, provocam a acumulação dos sais dissolvidos em geral e dos nitratos em particular.

AGRADECIMENTOS

O primeiro autor desta comunicação gostava de agradecer a Fundação para a Ciência e Tecnologia por lhe ter concedido uma bolsa de doutoramento desde Julho de 2000.

BIBLIOGRAFIA

BONTE, M. - *Isotopic and hydrochemical study after the hydrochemical processes under irrigated land in Luz de Tavira, Algarve, Portugal*. Amsterdam (Holanda), Vrije Universiteit, tese apresentada para obtenção do grau de "Master of Science" em Geologia, ramo Hidrogeologia, 1999.

BROWN, C. E. - *Applied Multivariate Statistics in Geohydrology and Related Sciences*. Berlin (Alemanha), Springer-Verlag, 1998.

DE BRUIN, J. - *Report on groundwater research in Luz de Tavira, Algarve Portugal - Water balance, Hierarchical clustering chemical data, Slingram electromagnetic survey*. Amsterdam (Holanda), Vrije Universiteit, tese apresentada para obtenção do grau de "Master of Science" em Geografia Física, ramo Hidrologia Geográfica, 1999.

FARIA, J.M.R.; GODINHO, S.; ALMEIDA, M.J.R.; MACHADO, M.S. - *Estudo Hidroclimatológico da região do Algarve - O Clima de Portugal*. Lisboa, Fasc. XXVII., Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, 1981.

KOPP, E.; SOBRAL, M.; SOARES, T.; WOERNER, M. - *Os solos do Algarve e as suas características. Vista Geral*. Faro (Portugal), 1989.

LOUREIRO, N.S.; COUTINHO, M.A. - "Rainfall changes and rainfall erosivity increase in the Algarve (Portugal)". *Catena*, 24, 1995, pp. 55 - 67.

LOURENÇO, C; RIBEIRO, L. - "Aplicação da análise multivariada de dados às águas gasocarbónicas de Pedras Salgadas", in *Jornadas hispano-lusas sobre las aguas subterraneas en el noroeste de la peninsula ibérica*, Coruña (Espanha), 2000.

PEREIRA, H.J.; SOUSA, A.J. - *Análise de dados para o tratamento de quadros multidimensionais. Textos de apoio ao Curso Intensivo de Análise de Dados 1988-2000*. Lisboa, Instituto Superior Técnico, C.V.R.M., 2000.

QUELHAS DOS SANTOS, J. - *Fertilização - Fundamentos da utilização dos adubos e correctivos*. Mem Martins (Portugal), Francisco Lyon de Castro, Publicações Europa-América, Lda., 1991.

SILVA, M.L. - *Hidrogeologia do Miocénico do Algarve*. Lisboa, Universidade de Lisboa, Dissertação apresentada para obtenção do grau de doutor em geologia, na especialidade de hidrogeologia, 1988.

SILVA, O.M. - *Hidrogeologia do Algarve Oriental*. Lisboa, Universidade de Lisboa, Dissertação apresentada para obtenção do grau de doutor em geologia, na especialidade de hidrogeologia, 1984.

STIGTER, T.Y.; VAN OOIJEN, S.P.J.; POST, V.E.A.; APPELO, C.A.J.; CARVALHO DILL, A.M.M. - "A hydrogeological and hydrochemical explanation of the groundwater composition under irrigated land in a Mediterranean environment, Algarve, Portugal." *Journal of Hydrology*, 208, 1998, pp. 262 - 279.

STIGTER, T.Y.; CARVALHO DILL, A.M.M. - *Estudo geológico e hidrogeoquímico das regiões abrangidas pelo projecto*. Faro (Portugal), Relatório da Acção 3 do projecto "Efeitos do uso intensivo de fertilizantes e produtos fitossanitários na qualidade do solo e das águas subterrâneas" do Programa Interreg II, 2001.

TEMA 6

AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E AS ACTIVIDADES MINEIRAS

MONITORIZACIÓN DEL MOVIMIENTO DEL AGUA A TRAVÉS DE UNA Balsa DE LODOS RESIDUALES MINEROS EN LA FAJA PIRÍTICA IBÉRICA (SO DE LA PENÍNSULA IBÉRICA)

Alejandro BLANCO

Ldo. Geología, E.T.S d'Enginyers de Camins, Canals i Ports Campus Nord edifici D-2. C\ Jordi Girona, 1-3– Barcelona

Antonio LLORET

Doc. Ing. Civil, E.T.S d'Enginyers de Camins, Canals i Ports Campus Nord edifici D-2. C\ Jordi Girona, 1-3. – Barcelona

Jesús CARRERA

Doc. Ing. Civil, E.T.S d'Enginyers de Camins, Canals i Ports Campus Nord edifici D-2. C\ Jordi Girona, 1-3. – Barcelona

Maarten W. SAALTINK

Doc. Ing. Civil, E.T.S d'Enginyers de Camins, Canals i Ports Campus Nord edifici D-2. C\ Jordi Girona, 1-3. – Barcelona

Patricia ACERO

Lda. Geología, Instituto Jaume Almera (CSIC), Luís Solé i Sabarís, s/n, apdo. 30102,08028 – Barcelona

Carlos AYORA

Prof. Investigador. Instituto Jaume Almera (CSI), Luís Solé i Sabarís, s/n, apdo. 30102,08028 – Barcelona

Jose Miguel NIETO

Prof. Investigador, Departamento de Geología Facultad de Ciencias Experimentales - 21071 - Huelva

RESUMEN

La comunicación describe la instrumentación utilizada para medir diversas magnitudes físicas en los residuos de una balsa en una explotación minera abandonada. El objeto de esta instrumentación es la caracterización del movimiento del agua en estos residuos para estudiar los cambios en sus propiedades físicas, químicas y mineralógicas relacionados con los agentes ambientales. El volumen de suelo analizado con esta instrumentación es de aproximadamente 0.1 m³. En este volumen se han colocado diferentes tipos de transductores: dos higrómetros-termómetros, seis sondas de contenido volumétrico de agua, dos termoresistores, un higrómetro-termómetro superficial, así como tubos capilares para albergar agujas toma-muestras de gas. Adicionalmente, cerca de la zona instrumentada se han situado dos sondeos para una sonda de contenido volumétrico de agua que realiza perfiles de humedad puntuales en el tiempo, tres tensiómetros y un piezómetro situados a diversas profundidades, dos lisímetros y una estación meteorológica. La instrumentación, instalada durante el mes de Febrero del 2002, está conectada a un sistema autónomo de adquisición de datos con capacidad de comunicación y control remoto mediante un módem GSM. La comunicación, además de describir la instrumentación y sus prestaciones, presentará algunos resultados preliminares que servirán, una vez interpretados, para modelar el movimiento de agua y calor en el residuo.

Palabras clave: Instrumentación, residuos mineros, lodos piríticos, zona no saturada.

1 INTRODUCCION

Las descargas de aguas ácidas de minas son un problema ambiental y ecológico de primera magnitud en muchos países. Banks et al. (1997) proporcionan un resumen de los diferentes tipos de descargas ácidas asociadas a minas abandonadas en países miembros de la Unión Europea, así como las consecuencias ecológicas y económicas para los cursos de agua.

La Faja Pirítica Ibérica (al SO de la Península) constituye un paradigma mundial de este problema. A la gran cantidad de explotaciones de sulfuros se añade la prolongada historia de las mismas y la falta de un sistema natural regulador de la acidez. Como consecuencia, los ríos Tinto y Odiel aportan al ecosistema de la Ría de Huelva varios centenares de hm³/año de aguas ácidas con contenidos altos en metales, que en algunos casos exceden las normativas de vertidos (Mayorga et al., 1995). El caudal y concentración en metales de estas descargas las convierten en un problema de magnitud regional, cuyos efectos en los ecosistemas acuáticos se perciben a muchos kilómetros de distancia (van Geen et al., 1988).

En el estudio de los mecanismos que controlan la oxidación de sulfuros metálicos en balsas de residuos mineros abandonados toma especial importancia el seguimiento de las fluctuaciones estacionales de humedecimiento-secado, las variaciones de nivel freático y de contenido de agua y las concentraciones de O₂ en la fase gaseosa.

Las balsas estudiadas están ubicadas dentro de la comarca del Cerro del Andévalo (Provincia de Huelva) La figura 1 muestra un esquema de la disposición de estas balsas. En los residuos de estas balsas se distinguen dos niveles bien diferenciados. El nivel superior, exclusivo de la balsa inferior (B₂), es de color amarillento y con un espesor variable de 0,10 a 0,27 m; es producto de la oxidación del material pirítico original. Carece de la fase mineral pirita; en su lugar los sulfatos de hierro aparecen junto con otras fases minerales comunes a ambos niveles (cuarzo, clinocloro, moscovita y albita) El nivel infrayacente está constituido por lodos piríticos negros en los que no se han formado sulfatos de hierro y se conserva la fase pirita. Su granulometría se ajusta a la de un limo, si bien hasta 0,06 m de profundidad (aproximadamente) la fracción arena y la de limo son equivalentes; la fracción de granos de tamaño arcilla es del 10% en peso. No hay una diferenciación granulométrica clara entre los dos niveles del residuo. Otros datos son los referentes a la densidad seca del residuo que varía entre 1,4 Mg/m³ (nivel amarillento) y 2-2,5 Mg/m³ (nivel negro) La porosidad estimada es 0,48 (nivel amarillento) y 0,46 (nivel negro) Los contenidos volumétricos de agua máximos (m³agua / m³suelo) son de 0,27 (nivel amarillento) y 0,25 (nivel negro) según ensayos de laboratorio. El seguimiento de los datos de contenido de agua registrado con la instrumentación in situ confirma estos últimos valores.

El objeto buscado por este artículo es presentar la instrumentación instalada para estudiar el flujo de agua y su energía en la zona no saturada y la saturada. El contenido de agua en el suelo limita el flujo de gases, controlando en consecuencia la accesibilidad del aporte de oxígeno al sistema desde la superficie y la salida del gas residual pobre en oxígeno del suelo. El conocimiento del flujo de agua también informa sobre el transporte de componentes de las reacciones de interés, tanto sus reactivos como sus productos.

2 MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 - Consideraciones previas

El estudio del movimiento del agua y calor en el residuo, tanto en condiciones saturadas como no saturadas, hace necesario el registro de la evolución a lo largo de perfiles verticales del potencial del agua, el contenido volumétrico de agua y de la temperatura del medio. Para conocer las condiciones de contorno en la superficie de la balsa y, en particular, la cantidad de agua evaporada mediante criterios empíricos, además de los datos proporcionados por la estación meteorológica situada a 1 km aproximadamente de las balsas, se realizan medidas de la humedad relativa y la temperatura en la superficie de la propia balsa.

La disposición de los sensores en perfiles verticales permite establecer las características del flujo vertical cerca de la superficie. Hay que tener en cuenta que este flujo puede estar muy condicionado por la existencia de caminos preferenciales originados por fisuras debidas a la desecación superficial del residuo. El importante efecto de estas fisuras en el flujo y transporte de contaminantes ha sido estudiado por Rodríguez Pacheco (2002).

También es importante caracterizar el efecto de las diferencias texturales y estructurales de ambos tipos de residuos (inalterado y oxidado) sobre el movimiento del agua. En este sentido las medidas han de cubrir una proporción representativa de ambos materiales.

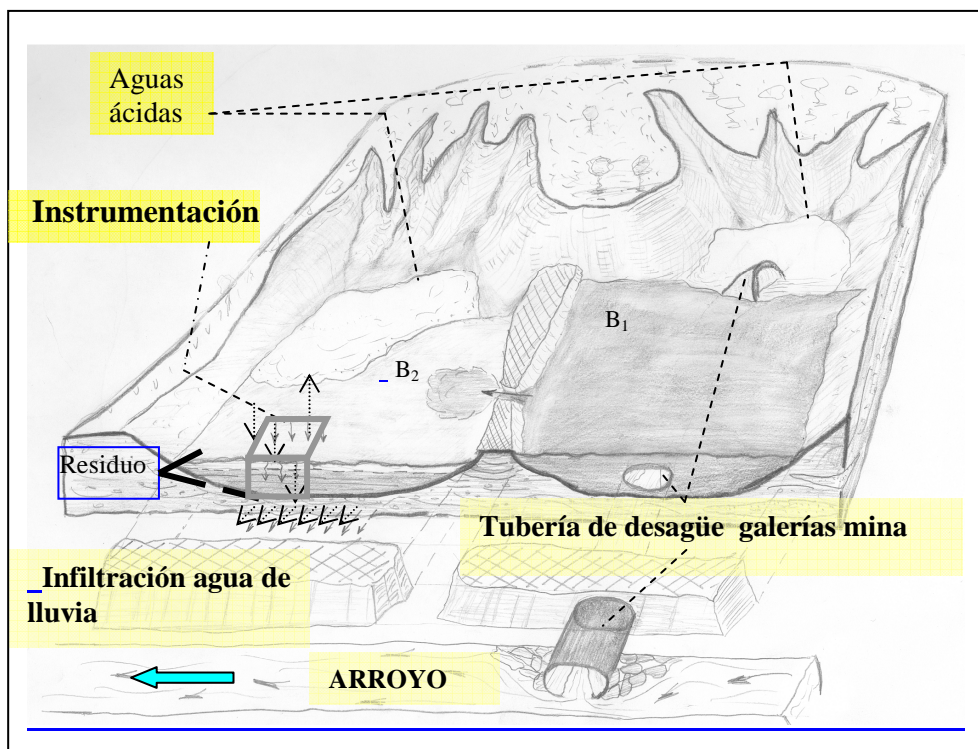


Figura 1 - Croquis general de las balsas de residuos mineros piríticos. B₁ y B₂ designan a cada una de las balsas. Las flechas representan el flujo de agua a través de los lodos y en la formación basal.

| Magnitud medida | Nº sensores | marca | Modelo | Tipo | Símbolo en gráficos |
|----------------------------|-------------|----------|--------------------|-----------------------|---------------------|
| Humedad Relativa | 2 | VAISALA | HMP230 | Higrómetro Capacitivo | V |
| | 1 | CAMPBELL | MP100A | Higrómetro Capacitivo | HTamb |
| Contenido volumétrico agua | 2 | CAMPBELL | CS615 | TDR | C |
| | 4 | DECAGON | ECH ₂ O | FDR | E |
| Succión | 3 | SDEC | SMS2500S | Tensiómetro | S |
| Nivel Piezométrico | 3 | DRUCK | PDCR1830 | Piezoresistivo | P |
| Temperatura | 2 | VAISALA | HMP230 | Termistor PT100 | V |
| | 1 | CAMPBELL | MP100A | Termopar | HTamb |
| | 2 | CAMPBELL | 107 | Termistor PT100 | T |

Tabla 1. Información sobre el tipo de parámetros medidos y transductores utilizados

Por otra parte, la caracterización de la magnitud del caudal de agua infiltrado es posible mediante la utilización de lisímetros. A mayor profundidad en el relleno, hay que considerar y esclarecer, la posibilidad de que los sedimentos fluviales y coluviales sobre los que se asienta la balsa estuvieran actuando como drenes de la

escorrentía superficial acumulada sobre ella y que por infiltración en los márgenes pasaría a circular por debajo del residuo. Así mismo hay que valorar si existen aportes de agua desde la base de los residuos hacia su interior.

Por tanto, se ha de integrar el flujo de agua superficial dentro del flujo de agua en la balsa, debiendo permitir la ubicación de los sensores correlacionar el flujo en todo su espesor, y ajustar el balance de masa de agua en el sistema satisfactoriamente. De esta manera se podrá interpretar la relación hídrica entre los residuos acumulados en las balsas y su entorno físico (arroyos, aguas subterráneas.)

Las diversas magnitudes medidas y los transductores utilizados se recogen en la tabla 1. Las sondas capacitivas situadas en el interior del residuo permiten conocer la succión del agua en el material al aplicar la Ley Psicrométrica. Los transductores de contenido volumétrico de agua fueron calibrados con las dos clases de suelos referidos unas líneas más arriba. Por otra parte se calibraron en el laboratorio los sensores de humedad relativa, los tensiómetros y los piezómetros. Es un proceso delicado y fundamental cuya descripción cae fuera de los límites de esta comunicación. No será el motivo de esta.

2.2 - Disposición de la instrumentación

La figura 2 muestra un esquema con la situación en planta de las diversas zonas de medida. Se han distinguido tres zonas; en la zona A se han situado los tensiómetros y piezómetros para la medida del potencial del agua a profundidades mayores de un metro. En la zona B se han situado numerosos sensores para definir la succión, el contenido de agua y la temperatura en un área de material de unos 0,4 m de profundidad y 0,7 m de ancho. En la zona C se han colocado dos lisímetros.

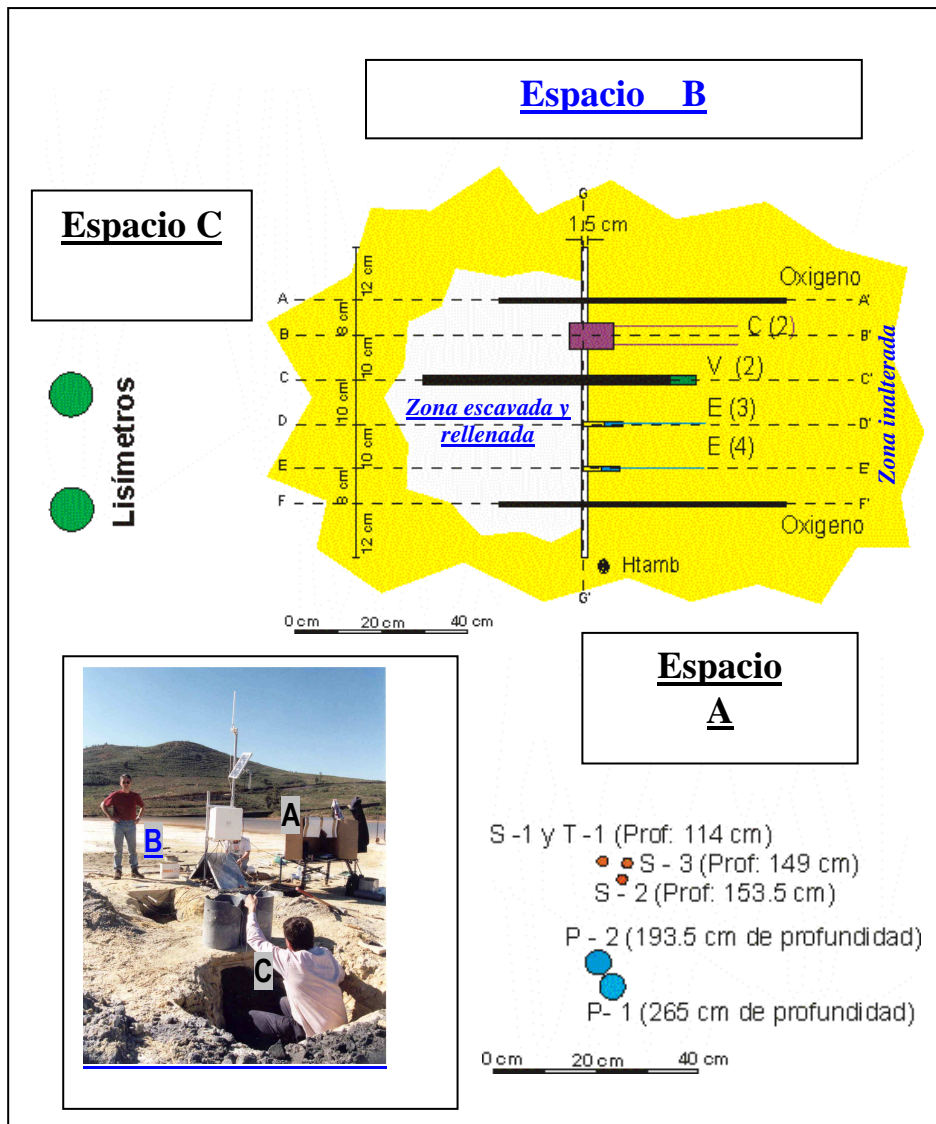


Figura 2 -Distribución en planta de la instalación; tres espacios de monitoreo. La fotografía muestra estas zonas durante el montaje inicial.

En la zona A, de los dos sondeos para albergar sensores de nivel a profundidades de 2,23 metros y 1,86 metros, sólo uno está monitorizado para registrar el nivel piezométrico de forma continua. Junto a ellos se instalaron tres tensiómetros a 1,14, 1,49 y 1,53 metros de profundidad (ver Figura 2.) Así se consigue monitorear el movimiento del agua entre uno y dos metros (el espesor del relleno de esta balsa oscila entre 2,5 m y 3 m) lo que permite correlaciones con los registros superficiales tomados del espacio instrumentado B (la distancia entre *Htamb* y *P-1* es de 2,5 m.)

La colocación de la instrumentación horizontal en este volumen de suelo es una operación delicada, puesto que los sensores deben situarse con una precisión del orden del centímetro (hay que tener en cuenta que en la zona más superficial los gradientes son muy elevados) y deben hincarse suficientemente lejos de la pared de la excavación (figura 3).

Para facilitar esta operación se han desarrollado técnicas y herramientas que permitan empujarlos hasta su posición final evitando desviaciones de la trayectoria horizontal de empuje pretendida así como la deformación del medio y también asegurar un buen ajuste del cuerpo de los sensores



Figura 3. Sonda de succión y temperatura "V" durante pruebas de penetración.

con el material dentro del cual están midiendo (sobre todo en el caso de aquellos sensores que se basan en principios de emisión de ondas como TDR y ECH₂O y no tanto para los de temperatura). No siempre es fácil; la forma plana y excesivamente flexible de las sondas ECH₂O ha dado algún problema.

Para soportar las guías de los sensores, así como para asegurar la localización de cada sensor en el perfil, es necesario introducir verticalmente una plancha de metacrilato, biselada en su extremo de hincada para facilitar la penetración. La plancha permite realizar un corte vertical y también protegerá al material en estudio durante posibles futuras reaperturas de la zanja para revisión del estado de los componentes o sustituciones de aquellos dañados. Su transparencia permite la visualización del material situado en la pared de la zanja (ver figura 4).

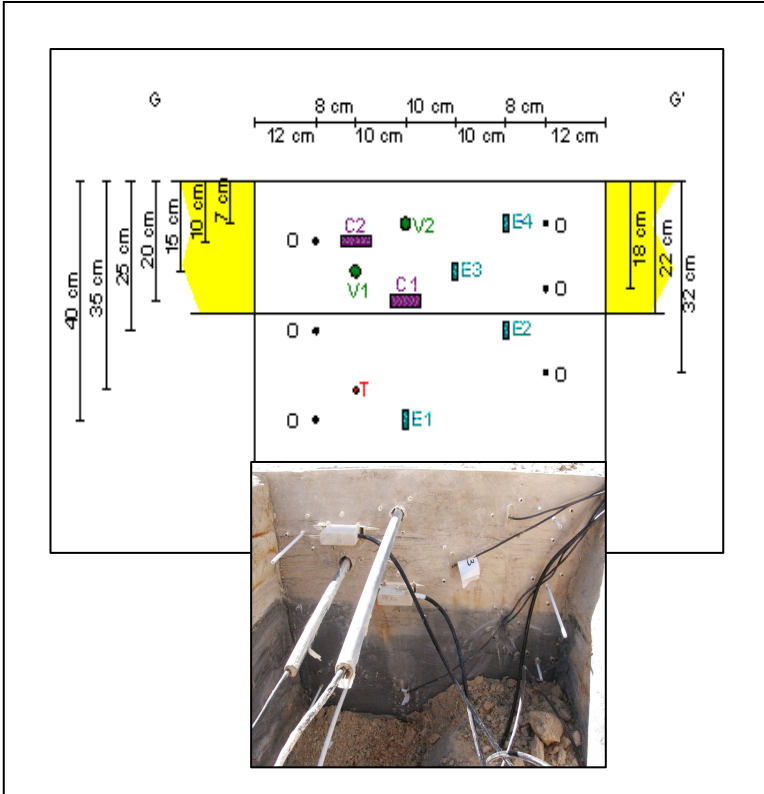


Figura 4 – Distribución en una vista frontal de los sensores en la zona de monitoreo B.

La acción de hincar una tabla de metacrilato de 0,015 m de espesor 0,7 m de largo y 0,4 m en profundidad, sin agrietar el suelo es una actividad costosa y lenta. El empleo de una técnica mixta de hincada y excavación en el lado opuesto al de introducción del instrumental fue la mejor solución encontrada.

La figura 4 muestra una sección vertical en la zona de medida B. Los sensores se han situado a diferentes profundidades con una disposición horizontal, para ello ha sido necesaria la excavación de una zanja a partir de la cual se han hincado los sensores.

Se ha ampliado la funcionalidad de los lisímetros utilizándolos también como infiltrómetros para permitir el registro continuo del volumen de agua almacenada que posibilita el cálculo de la tasa de infiltración. Para ello se ha situado un transductor de nivel (ϕ_{ext} 0,018 m) en el fondo de un tubo de pequeño diámetro (ϕ_{int} 0,021 m) en el que se recoge el agua infiltrada (ver figura 5).

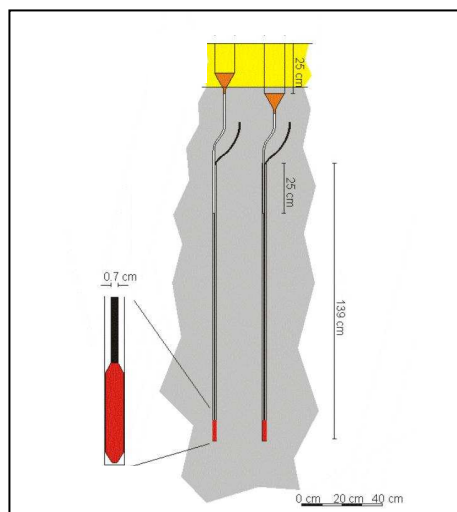


Figura 5 – detalle del sensor de nivel en el fondo del tubo ciego recolector del agua de infiltración del lisímetro.

3 RESULTADOS

A continuación se muestra a modo de ejemplo una parte del registro de parámetros hidráulicos y térmicos medidos a diferentes profundidades en el residuo y parámetros ambientales. La figura 6 representa la evolución del nivel piezométrico (referido a la superficie del terreno en la zona A) en el interior de la balsa de residuos para

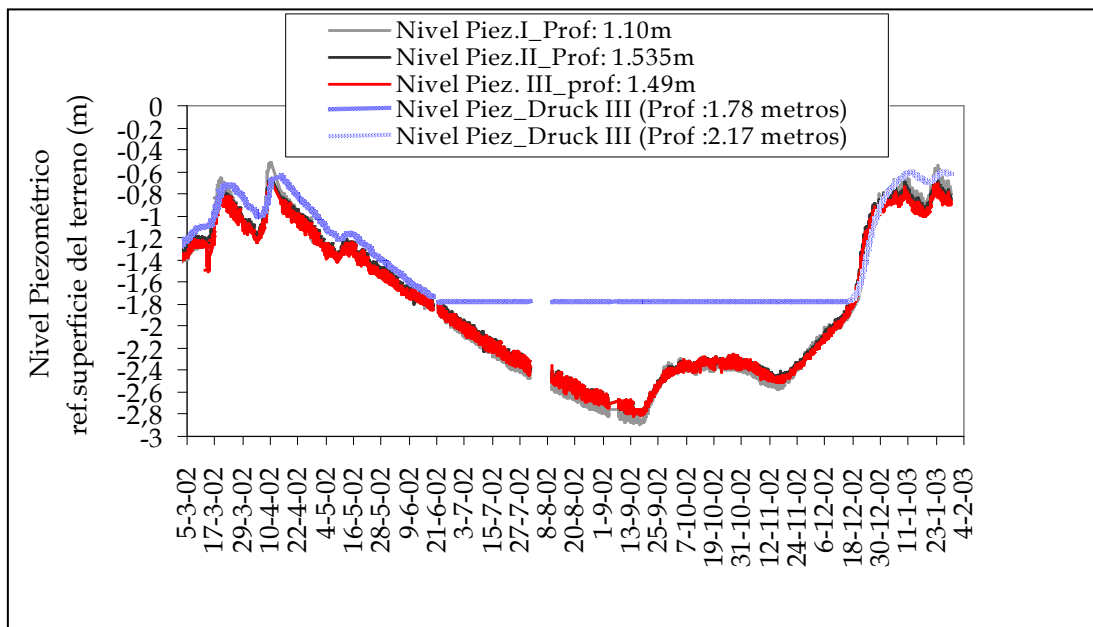


Figura 6. Evolución del nivel piezométrico respecto a la superficie del terreno.

profundidades entre 1,10 y 2,17 metros y un periodo de once meses. El transductor de presión Druck (P, en la tabla 1) sólo mide tensiones positivas (carga) Durante el periodo de sequía el nivel piezométrico desciende por debajo de la posición de esta sonda (quedando dentro de la zona no saturada) y la presión negativa del agua es registrada como cero; el nivel piezométrico durante el periodo seco se sigue registrado a través de las sondas tensiométricas (S, en la tabla 1) calibrados para presiones de agua entre -0,1 Mpa y + 0,1 Mpa.

Las figura 7 y 8 contienen tres gráficas con el registro de la temperatura y el contenido de agua a diferentes profundidades en el residuo y los parámetros ambientales de precipitación (recogida en las cercanías de la balsa estudiada), temperatura y humedad relativa (Htamb en la tabla 1) para un periodo de nueve días (febrero de 2003).

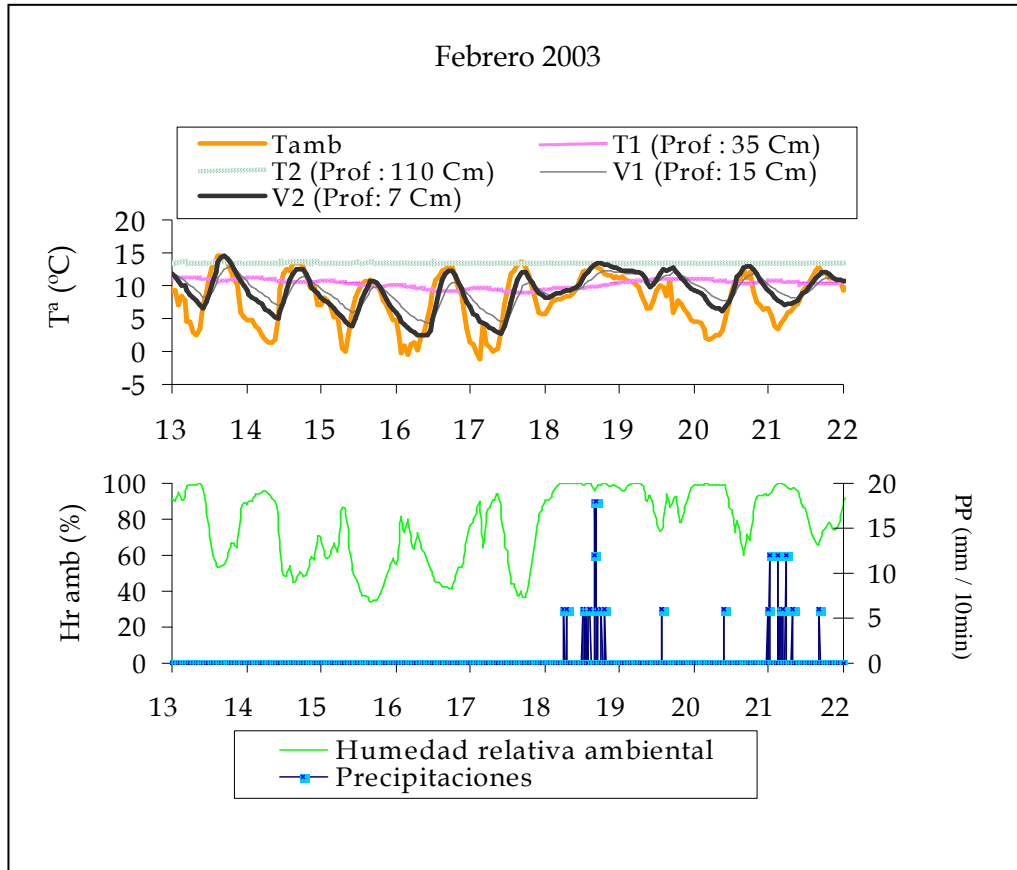


Figura 7. Registro continuo de la evolución de la temperatura, humedad relativa ambiental y precipitaciones para los días 13 al 22 de febrero de 2003.

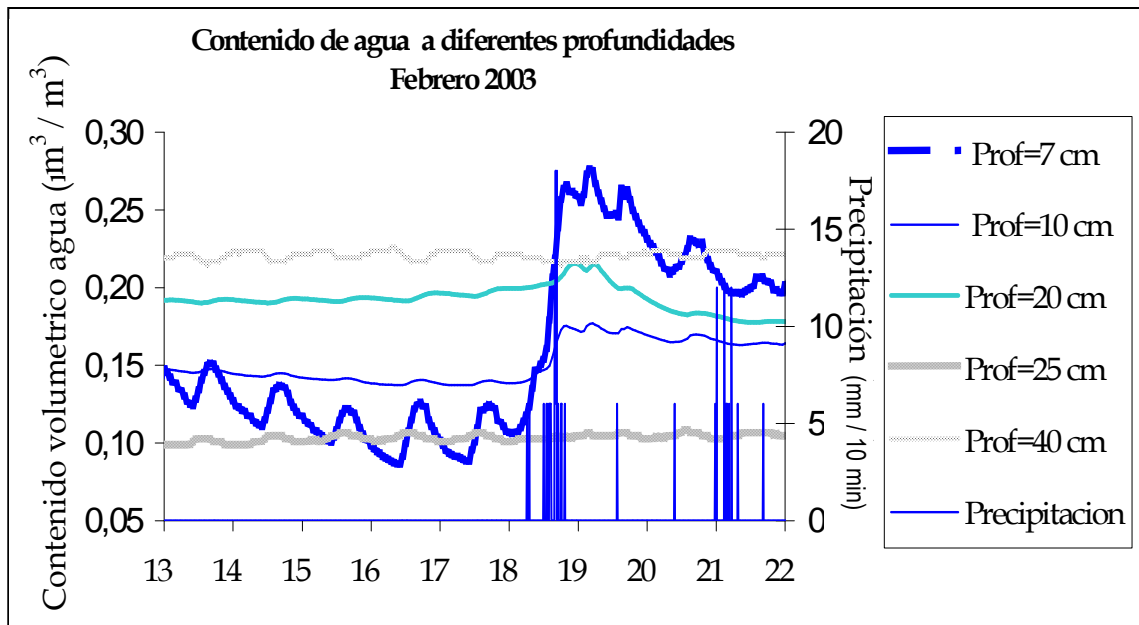


Figura 8. Registro continuo de la evolución de contenido volumétrico de agua entre 7 y 40 cm de profundidad y precipitación para los días 13 al 22 de febrero de 2003.

Otro caso que se presenta a continuación de forma más detallada es la medida del efecto de las lluvias caídas durante los días 5 y 10 de abril de 2002. Durante estos días se acumuló una lluvia de 70 l/m² (ver figura 9) sobre el residuo pirítico en la balsa monitoreada.

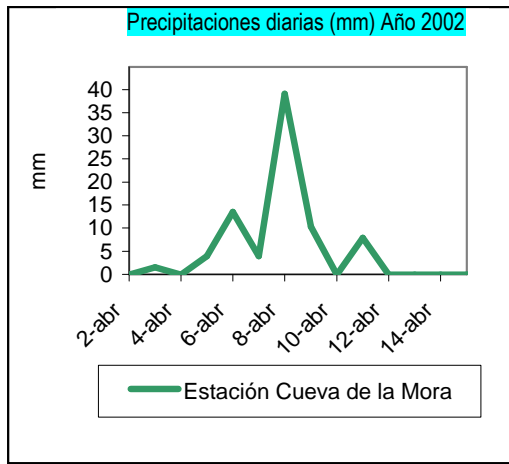


Figura 9. Precipitaciones diarias recogidas por la estación propia situada aproximadamente a 1 Km de distancia del residuo instrumentado

En la figura 10, se presenta a modo de ejemplo, la evolución del perfil del contenido volumétrico de agua después de las importantes precipitaciones del 8 de abril de 2002. Esta evolución se ha medido a intervalos de diez minutos mediante sensores del tipo CS615 y ECH₂O (ver tabla 1.)

Durante este periodo la infiltración de agua desde superficie aumentó la humedad del residuo. Hay que resaltar que se observa un incremento importante del contenido de agua inmediatamente por debajo de la frontera entre los dos tipos de material. Después del cese de las precipitaciones (día 9 de abril) el perfil de cambio de los contenidos en agua líquida del suelo se desplaza hacia la izquierda indicando una pérdida de líquido (secado por drenado). Posteriormente se observa una tendencia a un aumento de la humedad en el material más superficial generado por un flujo ascendente que mojará progresivamente los niveles a 0,15 0,1 y 0,07 m de profundidad.

Durante todo el fenómeno el sensor a 0,2 m de profundidad sólo ha detectado un cambio máximo en su contenido volumétrico de agua (sobre el día 9 de abril) de aproximadamente 0,04 m³/m³, para volver a su estado inicial mucho más rápidamente que el resto de niveles. Se ha detectado en la granulometría de muestras extraídas a esa profundidad en un perfil adyacente, un incremento de la fracción arena hasta el 20 % en peso del total. Otra observación interesante es el hecho de que el material a 0,25 m de profundidad, durante la etapa inicial de infiltración del agua de lluvia, no cambia esencialmente su contenido en fase líquida hasta el día 8 de abril, momento en el que se registró un aumento muy brusco, sin que las capas a 0,2 m de profundidad cambiasen esencialmente su valor hasta un día después.

Una hipótesis que explica este fenómeno es la posible conectividad hidráulica entre estos niveles y el agua almacenada en superficie a través de grietas de desecación y discontinuidades generadas en antiguas superficies expuestas. El agua acumulada en la superficie de la balsa iría cubriendo un área cada vez mayor hasta alcanzar uno de estos planos o niveles, muy conductivos, que funcionarían de conexión entre el material

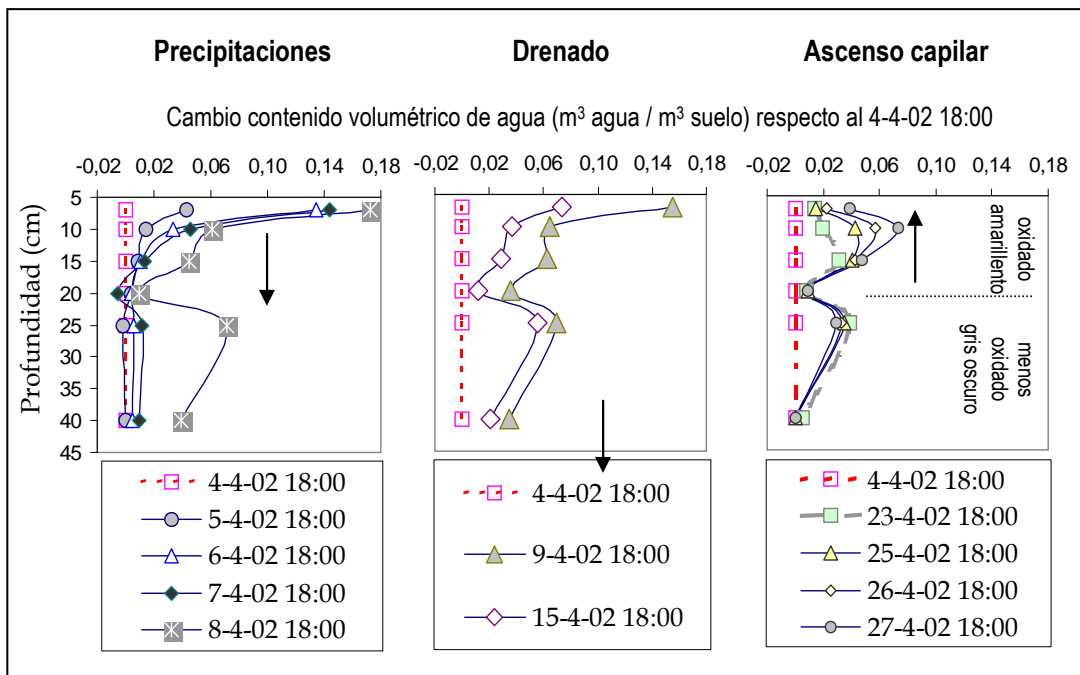


Figura 10. Perfiles de variación del contenido volumétrico de agua con respecto al del cuatro de Abril de 2002.

gris menos oxidado y los fenómenos hídricos superficiales. El mojado a 0,20 m de profundidad puede pensarse dentro del fenómeno de infiltración (con un retraso 5 días) y también por capilaridad desde los niveles inferiores conectados con la superficie por otra vía (hipótesis anterior).

Las flechas de la figura 10 indican la posible dirección del flujo de agua en las tres situaciones consideradas.

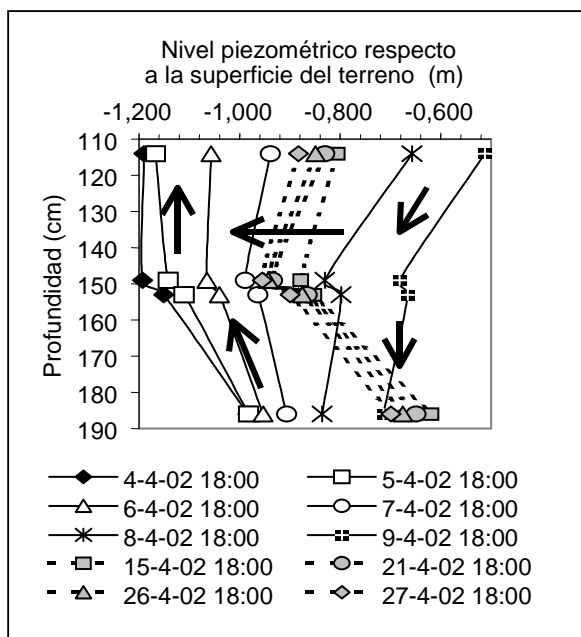


Figura 11. Perfiles de la altura piezométrica con respecto a la superficie de la balsa para el intervalo temporal del cuatro al 27 de Abril de 2002.

Sobre el mismo intervalo de días se ha analizado la evolución de los niveles piezométricos expresados con respecto a la superficie del terreno. La figura 11 muestra el perfil de la altura piezométrica en diferentes fechas. Las flechas indican el sentido del gradiente hidráulico. Los cambios en la piezometría de los puntos más profundos están controlados muy probablemente por las condiciones hidráulicas en el material del sustrato más permeable que puede actuar como una capa en la que se mantiene un nivel piezométrico alto muchos días después de la finalización de las lluvias. Por otra parte, el hecho de que al final del periodo estudiado el gradiente vertical cambie de signo en una posición intermedia entre 1 y 2 m indica la existencia de un flujo horizontal en el interior de la balsa.

4 DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Existen en el mercado transductores y sistemas de medida que permiten la medida de forma prácticamente continua de la diversas variables involucradas en el estudio del flujo de agua y calor en una balsa de residuos mineros. Hay que señalar sin embargo, que dadas las especiales características electromagnéticas de estos residuos es necesaria una cuidadosa calibración previa de los equipos que se vayan a utilizar.

Las medidas que se están realizando permiten observar la respuesta del residuo frente a episodios de lluvias o de periodos de sequía y han permitido constatar la existencia de fenómenos de flujo que serían de difícil observación mediante medidas realizadas puntualmente de forma manual. Por otra parte, estas medidas serán de gran interés para calibrar modelos numéricos que permitan estudiar el movimiento del agua y de los gases en estas balsas condicionando el transporte de contaminantes a través de las mismas.

AGRADECIMIENTOS

Los trabajos que se presentan han sido desarrollados dentro del proyecto de investigación *PAROXIS*, "Procesos de atenuación de la oxidación de sulfuros en residuos mineros del SO de Iberia". Codico de proyecto: *REN2000-1003-CO3-01*.

REFERENCIAS

Abu-El-Sha' r Wa'il y L.M. Abriola, Experimental assessment of gas transport mechanisms in natural porous media: Parameter evaluation, *Water Resources Research*, 1997, 33(4) 505-516.

Al T., Blowes D.W. y Jambor J.L., A geochemical study of the mine tailings impoundment at Falconbridge Limited, Kidd Creek Division metallurgical site, Timmins, Ontario. In Short Course handbook on environmental geochemistry of sulfide mine-wastes, 1994. Vol. 22 (ed. J.L. Jambor and D.W. Blowes), pp. 333-364. Mineralogical Association of Canada.

Banks, D., Younger, P.L., Arnesen, R.-T., Iversen, E.R., and Banks, S.D., Mine-water chemistry: the good, the bad and the ugly, 1997. *Environmental Geology*, 32, (3), pp. 157 - 174.

Baehr A.L. and R.J. Baker, Use of reactive gas transport model to determine rates of hydrocarbon biodegradation, 1995. *Water Resources Research*, 31(11), 2877-2882

Blight G.E. The vadose zone soil-water balance and transpiration rates of vegetation. 2003. *Géotechnique* 53, No. 1, 55-64.

Blowes D.W. y Jambor J.L. The pore water geochemistry and the mineralogy of the vadose zone of sulfide tailings, White Amulet, Quebec, Canada, 1990. *Appl. Geochem.*, 5: 327-346

Blowes D.W., Reardon E., Jambor J.L. y Cherry J.A. The formation and potential importance of cemented layers in inactive sulfide mine tailings, 1991. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 55: 965-978.

Blowes D.W., Appleyard E.C., Reardon E.J. y Cherry J.A. Temporal observations of the geochemistry and mineralogy of a sulfide-rich mine-tailings impoundment, Heath Steele Mines, New Brunswick, 1992. *Explor. Min. Geol.*, 1: 251-264.

Campbell C. S. (). Response of the ECH₂O Soil Moisture Probe to Variation in Water Content, Soil Type, and Solution Electrical Conductivity. Application note (http://www.decagon.com/appnotes/echo_analysis.pdf)

Doménech C., Ayora C. y de Pablo J. Dissolution of Aznalcollar sulphide sludge in O₂-bearing water. In Armannsson H. 1999 (ed.): *Geochemistry of the Earth's Surface*. Balkema, pp. 177-180.

Dubrovsky N. M., Cherry J. A., Reardon E. J., y Vityurka A. J. Geochemical evolution of inactive pyritic tailings in the Elliot Lake uranium district. 1985. *Canadian Geotechnical Journal* 22, 110-128.

Edlefson. N.E. and Anderson A.B.C, Thermodynamics of soil moisture. *Hilgardia*, 1943. 15 (2), 31-298.

Gens, A. y Romero, E. Ensayos de laboratorio. Simposio sobre Geotecnia de las Infraestructuras del Transporte. 2000. Barcelona, pp. 17-43.

Jaynes D.B., Pionke H.B. y Rogowski A.S. Acid mine drainage from reclaimed coal strip mines. 2. Simulation results of the model. 1984. *Water Resources Research*, 20: 243-250.

Mayorga, R., García-Mateos E. y Riveira J.M., Situación actual y estimación de la evolución del estado ambiental de la ría de Huelva, 1995, Ingeniería de la Contaminación e Higiene Industrial, S.A., Madrid.

Nordstrom D.K. y Alpers C.N. Geochemistry of acid mine water. In *The environmental geochemistry of mineral deposits* (ed. G.S. Plumlee y M.J. Logsdon). 1998. pp. 98-126. *Reviews in Economic Geology*, v. 7. Society of Economic Geologists.

Olivella, S., J. Carrera, A. Gens Y E. Alonso. Nonisothermal Multiphase Flow of Brine and Gas Through Saline Media. *Transport in Porous Media*, , 1994. 15, pp. 271-293.

Ridley, A. M., Dineen, K., Burland, J.B & Vaughan P. R. Soil matrix suction: some examples of its measurements and application in geotechnical engineering. 2003. *Géotechnique* 53, No. 2, 241-253.

Ritchie, A.I.M. Sulfide oxidation mechanisms- Control and rate of oxygen transport. In Short Course handbook on environmental geochemistry of sulfide mine-wastes, Vol. 22 (ed. J.L. Jambor and D.W. Blowes), 1994. pp. 201-245. Mineralogical Association of Canada.

Rodríguez-Pacheco, R. Estudio experimental de flujo y transporte de cromo, níquel y manganeso en residuos de la zona minera de Moa (Cuba): Influencia del comportamiento hidromecánico . 2002. Tesis Doctoral Universidad Politécnica de Cataluña.

Saaltink M.W., Ayora C. and Carrera J. A mathematical formulation for reactive transport that eliminates mineral concentrations. 1998. Water Resources Research., 34: 1649-1656.

Singer P.C. y Stumm W. Acid mine drainage- The rate-determining step. 1970. Science, 167:1121-1123.

Strömberg, B., and Banwart, S. Kinetic modelling of geochemical reactions at the Aitik mining waste rock site in northern Sweden, Applied Geochemistry, 1994. 9, pp 583 - 595.

Thorstenson, D.C. and D.W. Pollock, Gas transport in unsaturated zones: multicomponent systems and the adequacy of Fick's Laws, 1989. Water Resources Research, 25 (4), 477-507.

Topp, G.C., Davis J.L. & Annan A.P. Electromagnetic Determination of Soil Water Content: Measurements in Coaxial Transmission Lines, 1980. WaterResource Research,16, (3), 574-582.

Van Geen A., Boyle E.A.y Rosener P. Entrainment of trace-metal-enriched Atlantic-shelf water in the inflow to the Mediterranean sea. 1988. Nature, 331: 423-426.

Younger, P.L. The Longevity of Minewater Pollution: A Basis for Decision-Making. Science of the Total Environment, 1997a. 194/195, pp 457 - 466.

EVOLUCIÓN Y EFICIENCIA DE FUNCIONAMIENTO DE UNA BARRERA PERMEABLE REACTIVA ACCIDENTE MINERO DE AZNALCOLLAR - ALUVIAL RÍO AGRIO SEVILLA – ESPAÑA

José BOLZICCO

Ing. Recursos Hídricos. U.P.C. Jordi Girona 1-3 Módulo D-2 Of. 005. 08028 Barcelona. Spain +34934017247 j.bolzicco@upc.es

Jesús CARRERA

Dr. Ing. Caminos U.P.C. Jordi Girona 1-3 Módulo D-2 Of. 005. 08028 Barcelona. Spain +34934017247 jesus.carrera@upc.es

Carlos AYORA

Dr. Cs. Geológicas Instituto de Ciencias de la Tierra Jaume Almera. CSIC. Barcelona. España . ayora@ija.csic.es

RESUMIO

La rotura de la balsa minera de Aznalcollar provocó, en abril de 1998, una riada de aguas ácidas y lodos piriticos que contaminó el aluvial de los ríos Agrio y Guadiamar. El acuífero aluvial del Agrio soportó las peores consecuencias y en la actualidad hay indicios de contaminación. Las medidas correctoras para el acuífero se centraron en la construcción de una barrera permeable reactiva (PRB) experimental, con la finalidad de filtrar las aguas del acuífero elevando su pH y retener los metales pesados a través de procesos de coprecipitación y sulfatoreducción. Los resultados sobre eficiencia de funcionamiento de la PRB se evalúan en relación al comportamiento hidráulico de la misma (al ser un medio de menor permeabilidad dentro de un acuífero aluvial) siendo el tiempo de residencia (Tr) el parámetro mas representativo y a su capacidad de retener metales pesados y disminuir la acidez de las aguas. Los Tr son del orden de 2 días y dentro de la barrera el pH se sitúa en torno a 7 (disolución de la calcita) y reducción significativa de las concentraciones de metales (Al precipitado en forma de hidróxido u óxido y Zn como sulfuro o coprecipitado). Aguas abajo la remoción de metales es satisfactoria, de 80-90% para el Zn y el Cu, y tasas de remoción de acidez y de Al entre 50-90%. El comportamiento hidráulico y geoquímica de la PRB está condicionada por el régimen hídrico local y el funcionamiento de un embalse situado aguas arriba de la zona de estudio.

Palabra Chave: Aguas ácidas. Barrera permeable reactiva.

1 INTRODUCCIÓN

La rotura de la balsa minera de Aznalcollar, en el mes de abril de 1998, provocó una riada de aguas ácidas y lodos piriticos (5 Hm³) que contaminó el aluvial del río Agrio y el río Guadiamar hasta su desembocadura, 40km aguas abajo en el Océano Atlántico. En la Fig. 1, el área de estudio reducida, se ubica al sur de España (Andalucía). La geología del entorno se caracteriza por la presencia de terrazas aluviales (T1, T2 y T3) que van limitando en cota al actual valle aluvial de los mencionados ríos. En la imagen satélite se ve el sitio de rotura de la balsa y el área afectada por el vertido hasta la confluencia de los ríos Agrio y Guadiamar.

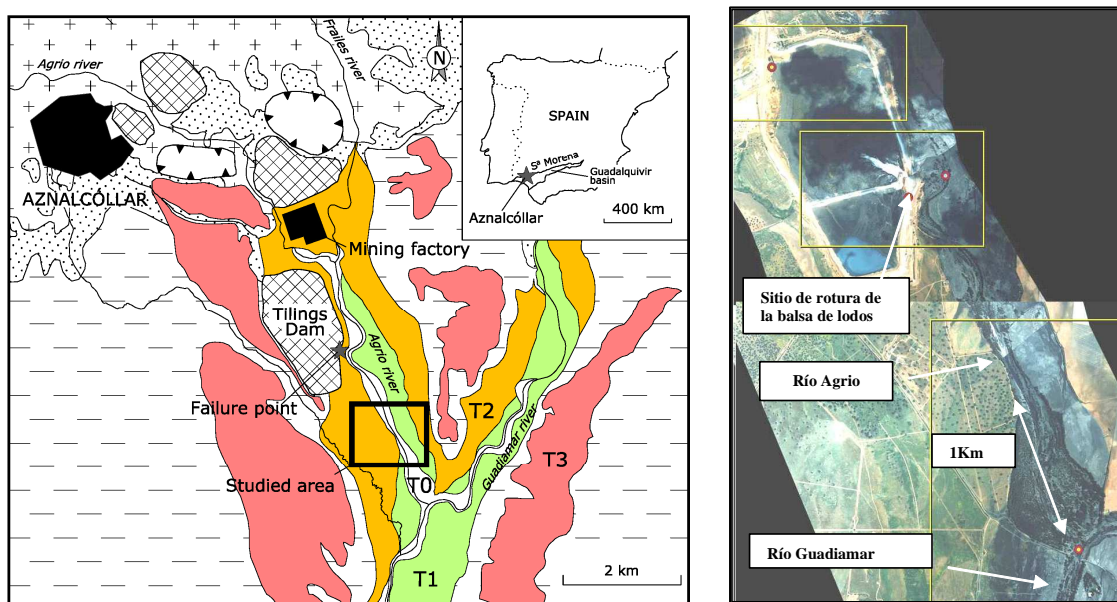


Fig. 1 Ubicación y rasgos geológicos del área de estudio. Imagen satélite de zonas afectadas por el vertido

El río Agrio y su acuífero aluvial fueron los que soportaron las peores consecuencias y aún en la actualidad hay indicios de elevada contaminación. La composición típica de las aguas y de los lodos del vertido, así como las del río Agrio y el acuífero aluvial (para diferentes períodos) y los límites de aptitud establecidos por la normativa vigente están reflejados en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Valores de pH y contenido de metales pesados en el aluvial del río Agrio

| Parámetros | Agua | Lodos | Río Agrio (2000m aguas | | | Acuífero Aluvial (2000m aguas | | | Lim. Aptitud |
|------------|---------|---------|---------------------------|---------|---------|-------------------------------|------------|-----------|--------------|
| | Balsa | Balsa | abajo rotura de la balsa) | | | abajo rotura de la balsa) | | | |
| Fecha | 4/1998 | 4/1998 | 4/1998 | 12/2000 | 7/2002 | 4/1998 | 12/2000(*) | 7/2002(*) | |
| pH | 4.5 | | 3.63 | 5.33 | 4.50 | 3.98 | 3.28 | 3.75 | 7.0-8.5 |
| | (mg/lt) | (g/Kg.) | (mg/lt) | (mg/lt) | (mg/lt) | (mg/lt) | (mg/lt) | (mg/lt) | (mg/lt) |
| Cd | 0.854 | 0.107 | 0.036 | 0.017 | 0.027 | 0.027 | 0.523 | 0.313 | 0.010 |
| Zn | 462.8 | 38.80 | 16.60 | 5.00 | 11.10 | 280.0 | 292.0 | 173.0 | 1.500 |
| Cu | 0.021 | 9.509 | 0.951 | 0.132 | 0.517 | | 10.792 | 6.552 | 1.500 |
| Al | | | | 0.00 | 5.70 | | 98.6 | 63.1 | |

(*) Corresponden al sondeo J-2 ubicado en la terraza T2 aguas abajo de la balsa de lodos

2 OBJETIVOS

Una de las medidas correctoras al problema de la contaminación acuífera fue la construcción de una barrera permeable reactiva (PRB) experimental, con la finalidad de filtrar las aguas del acuífero para elevar su pH y retener los metales pesados a través de procesos de coprecipitación y sulfatoreducción.

La PRB se terminó de construir en octubre del 2000, 1Km aguas arriba de la confluencia de los ríos Agrio y Guadamar (Fig. 1). Se compone de tres módulos, cada uno de 30m de longitud, 1.40m de ancho y profundidad variable entre 3-7m. (Fig. 2, 3 y 4) Cada módulo está relleno con diferentes materiales reactivos, básicamente calcita, compost de tipo vegetal u orgánico y limaduras de hierro, mezclados en diferentes proporciones de acuerdo a las experiencias de laboratorio y antecedentes. Cada módulo de la barrera fue equipado con una serie de piezómetros que permiten seguir la evolución de la calidad del agua y del material reactivo a diferentes profundidades y en secciones de ingreso y salida del flujo de agua subterránea. Seis sondeos externos a la

barrera controlan el flujo del agua antes de su ingreso y a la salida de la misma. El control de todos estos sondeos ha permitido definir la eficiencia de funcionamiento de la PRB experimental.

En la Fig. 2 se presenta una vista en planta del sitio con la ubicación de los sondeos utilizados para las diferentes medidas de control, direcciones principales de los flujos superficial y subterráneo y la posición de la PRB dentro del aluvial. Se aprecian los tres módulos en los que fue dividida la PRB. El denominado RMB se rellenó con una mezcla en volumen de 60% de calcita y 40% de compost orgánico y vegetal. El módulo central denominado CB se rellenó con 60% de calcita, 30% de compost vegetal y 10% de limaduras de hierro. El módulo del margen izquierdo, LMB, con un 60% de calcita y 40% de compost vegetal.

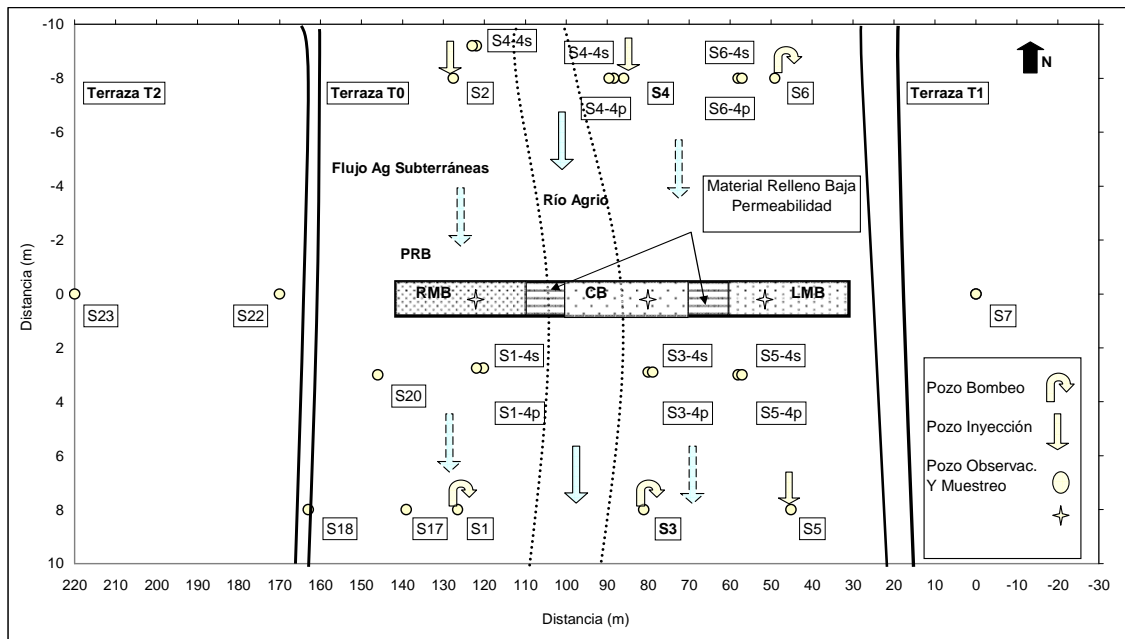


Fig. 2 Vista en planta de la PRB y ubicación de sondeos de control

En la Fig. 3 se aprecia un corte con la ubicación de los sondeos correspondientes a una de las tres secciones en que se dividió la barrera.

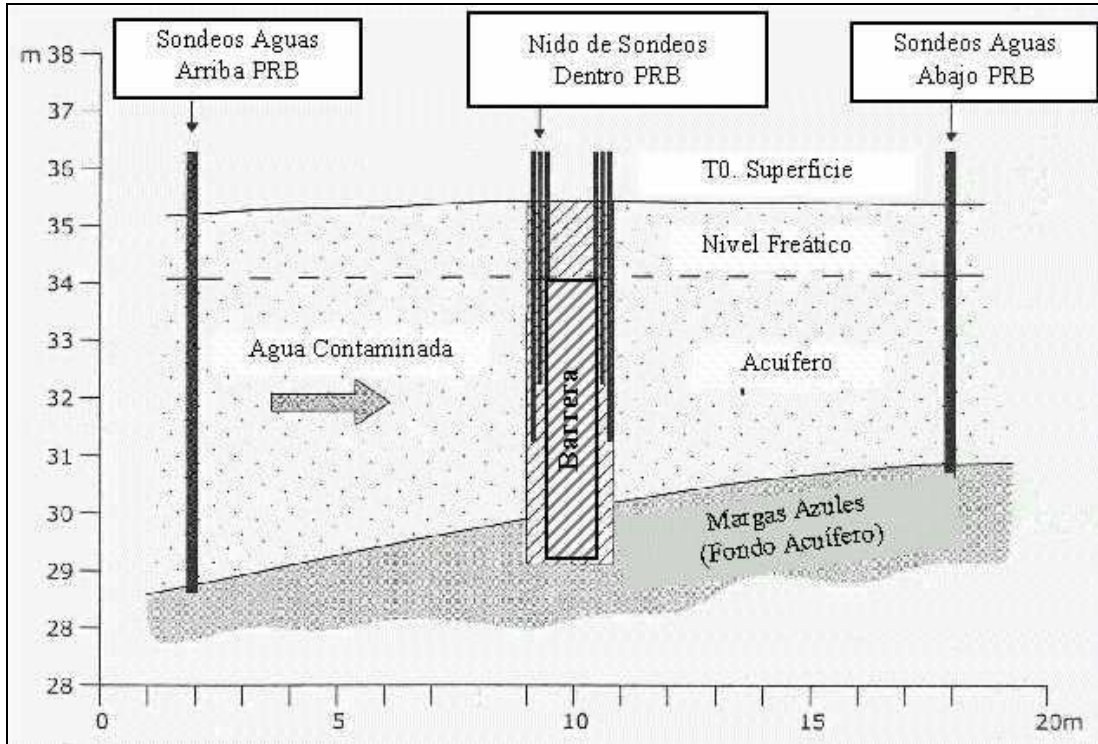


Fig. 3 Corte esquemático de una sección de la PRB y ubicación de sondeos de control

La Fig. 4 presenta la sección transversal de la PRB donde se aprecia la distribución de los módulos de la misma. Se aprecia asimismo las características litológicas del acuífero compuesto por un nivel profundo de gravas gruesas y cantos (acuífero aluvial profundo), un nivel intermedio de arenas finas a medias con intercalaciones de limos orgánicos y un nivel de arenas y gravas gruesas superficial. La PRB fue construida de modo tal que los módulos sobrepasaran el fondo del acuífero (margas azules) para evitar fugas de aguas no tratadas por debajo de la misma. La cobertura con material de baja permeabilidad fue para asegurar que los procesos de sulfatoreducción fuesen anaeróbicos.

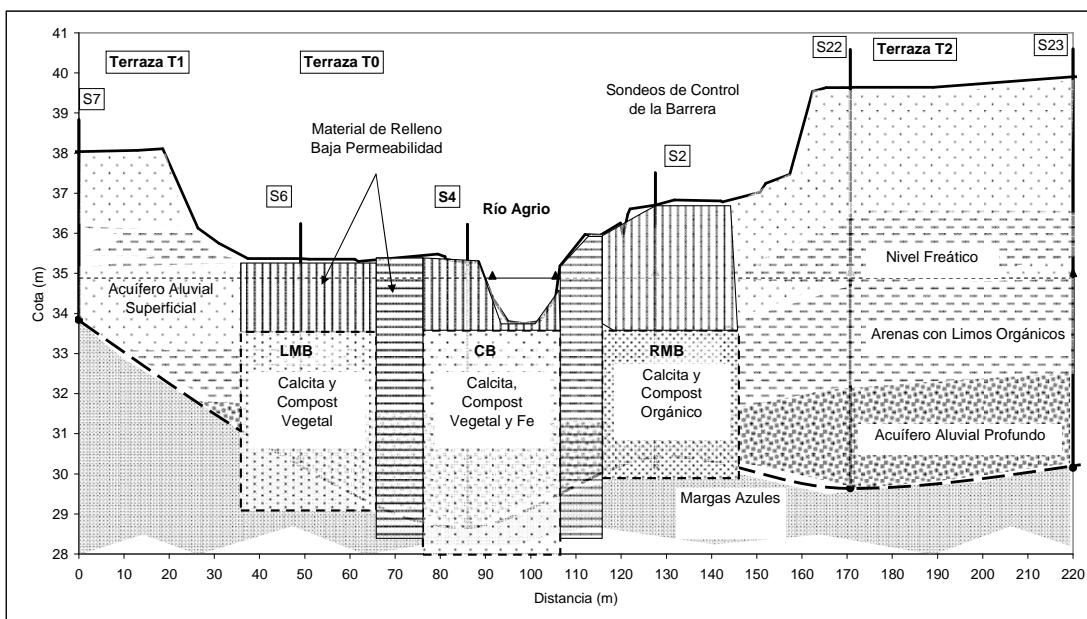


Fig. 4 Sección transversal de la PRB y características litológicas del acuífero.

3 METODOLOGÍA

3.1 - Eficiencia hidráulica

La eficiencia hidráulica se midió en base a los caudales de circulación a través de la PRB. Se contó con datos de permeabilidad del acuífero y de los materiales de la barrera, obtenidos de numerosos ensayos de bombeo y pulso. La permeabilidad media del conjunto acuífero PRB se obtuvo con la siguiente expresión:

$$\frac{x}{k_T} = \frac{x_1}{k_1} + \frac{x_b}{k_b} + \frac{x_2}{k_2}$$

donde:

x - distancia total (m);

x₁ = x₂ - distancia (m) desde el sondeo de aguas arriba (o aguas abajo) hasta la barrera;

x_b - espesor de la barrera(m);

k_T - permeabilidad media del conjunto acuífero - PRB(m/día);

k₁ = k₂ - permeabilidad del acuífero aguas arriba (o aguas abajo) de la barrera (m/día);

k_b - permeabilidad de la PRB (m/día)

El gradiente hidráulico se obtuvo a partir de la medida de los niveles freáticos de cada uno de los sondeos ubicados aguas arriba y debajo de la PRB así como de aquellos situados dentro de la misma. Los bajos gradientes observados en el acuífero (1-3 ‰) obligó a efectuar una nivelación de precisión de los sondeos, ello aseguró una correcta estimación de las pendientes, caudales y tiempos de residencia. Para el cálculo de los tiempos de residencia se utilizó la expresión:

$$Tr = \frac{x_b * L_b * H_o * \phi}{i * K_T}$$

donde:

Tr - tiempo de residencia (días);

x_b - espesor de la barrera (m);

L_b - longitud del tramo de barrera considerado (m);

H_o - espesor saturado del acuífero (m);

Φ - porosidad (%);

i - gradiente hidráulico (m/m);

k_T - permeabilidad media del conjunto acuífero - PRB(m/día).

La porosidad de la barrera de acuerdo a los ensayos de trazadores y de bombeo resultó ser del 10% similar a la del acuífero y la K media del conjunto acuífero PRB de 15m/día, siendo la del acuífero de 750m/día y la de la PRB de 1.5m/día.

3.2 - Eficiencia geoquímica

La eficiencia geoquímica de la PRB fue considerada a partir de la medida de la capacidad de remoción de metales, MR, y de acidez, AR, que ha tenido la barrera durante el período de control de la misma.

La ecuación que permite el cálculo de la capacidad de remoción de metales, **MR**, es la siguiente:

$$MR = (M_{up} - M_{down}) * Q * 1000 / x_b$$

Donde:

MR - capacidad de remoción de metales(g/día/ancho barrera);

M_{up} - suma de las concentraciones de metales o sulfatos (g/l) aguas arriba de la PRB;

M_{down} - suma de las concentraciones de metales o sulfatos (g/l) aguas debajo de la PRB;

Q - caudal a través de la barrera (m³/día);

x_b el espesor de la barrera (m).

La capacidad de remoción de acidez **AR** se calcula de manera similar, donde a **M** se lo reemplaza por la medida de la acidez **A** (mol/l) y se calcula como:

$$A = 3 \cdot Fe \text{ (mol/L)} + 3 \cdot Al \text{ (mol/L)} + 10^{-pH}$$

$$AR = (A_{up} - A_{down}) \cdot Q \cdot 1000 / x_b$$

Donde:

AR - capacidad de remoción de acidez (mol/día/ancho barrera);

A_{up} - medida de la acidez aguas arriba de la PRB (mol/l);

A_{down} - medida de la acidez aguas abajo de la PRB (mol/l);

Fe - concentración de hierro (mol/l);

Al - concentración de aluminio (mol/l);

pH - concentración de hidrogeniones.

El porcentaje de metales removidos se calcula como

$$\% \text{ remoción} = (M_{up} - M_{down}) / M_{up} \cdot 100$$

4 RESULTADOS

4.1 - Eficiencia hidráulica

La permeabilidad media del conjunto acuífero-barrera es de 15 m/día, lo que permite el pasaje de un caudal de 0.056 m³/m²/día a través de ella, obteniéndose tiempos de residencia de entre 1 y 4 días. Tiempos que resultan, de acuerdo a ensayos de laboratorio, suficientes para retener un porcentaje importante de los metales pesados dentro de ella. En la Fig.5 se aprecia la evolución de caudales y Tr desde el inicio de la construcción de la PRB.

Luego de finalizada la construcción de la PRB los caudales de circulación resultaron mas elevados que lo normal, y por tal los Tr reducidos. Ello debido a los trabajos de bombeo llevados a cabo durante la etapa constructiva de la PRB y que modificaron localmente la red de flujo, deprimiendo los niveles del acuífero aguas abajo e incrementando los gradientes.

Las variaciones en los gradientes obedecen fundamentalmente a las variaciones naturales provocadas por la alternancia de periodos secos y húmedos, no obstante lo cual se ha visto que puntualmente los gradientes hidráulicos sufren modificaciones importantes debido a los aportes superficiales del río Agrio provenientes de un embalse para agua potable ubicado 5Km aguas arriba de la PRB, el cual resulta operado en épocas de lluvias provocando algunas riadas de consideración.

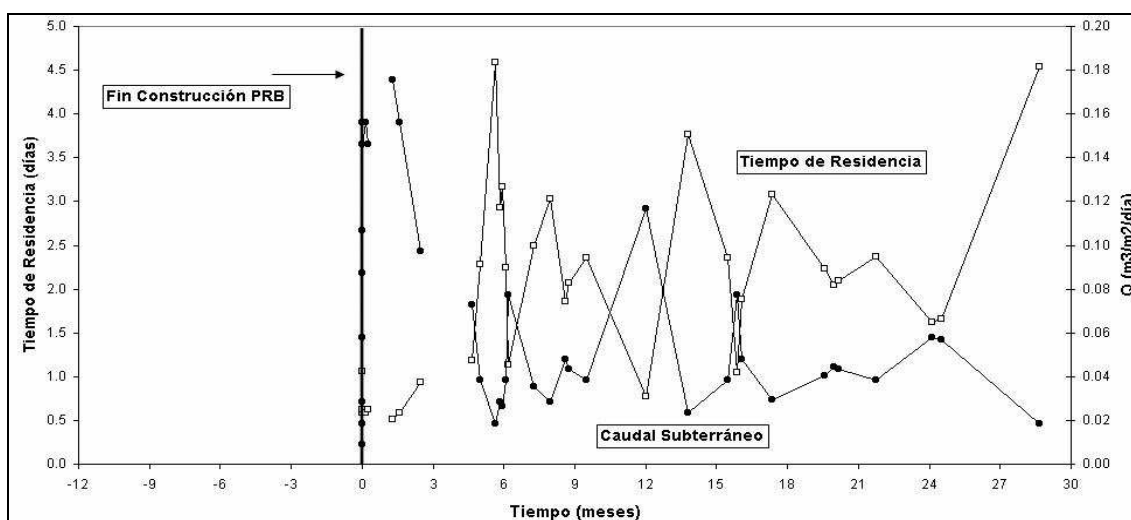


Fig. 5 Evolución del Caudal y Tiempo de Residencia en la PRB

4.2 - Eficiencia geoquímica

La Fig. 6, donde se expresan las concentraciones de acidez y metales removidos, parecería indicar una drástica disminución de la eficiencia de la PRB a partir del tercer mes de construcción de la misma. La disminución de eficiencia se debió a la modificación del flujo natural del acuífero por acción de las inundaciones del río Agrio, que luego de un período de intensas lluvias, y ante la apertura de el embalse mencionado, vio desbordado su canal natural. Esto provocó una sobreelevación del nivel acuífero, un lavado de los suelos y un aporte de aguas ácidas desde zonas marginales (terracea T2 en margen derecha, ver Fig. 4) no controladas por la PRB.

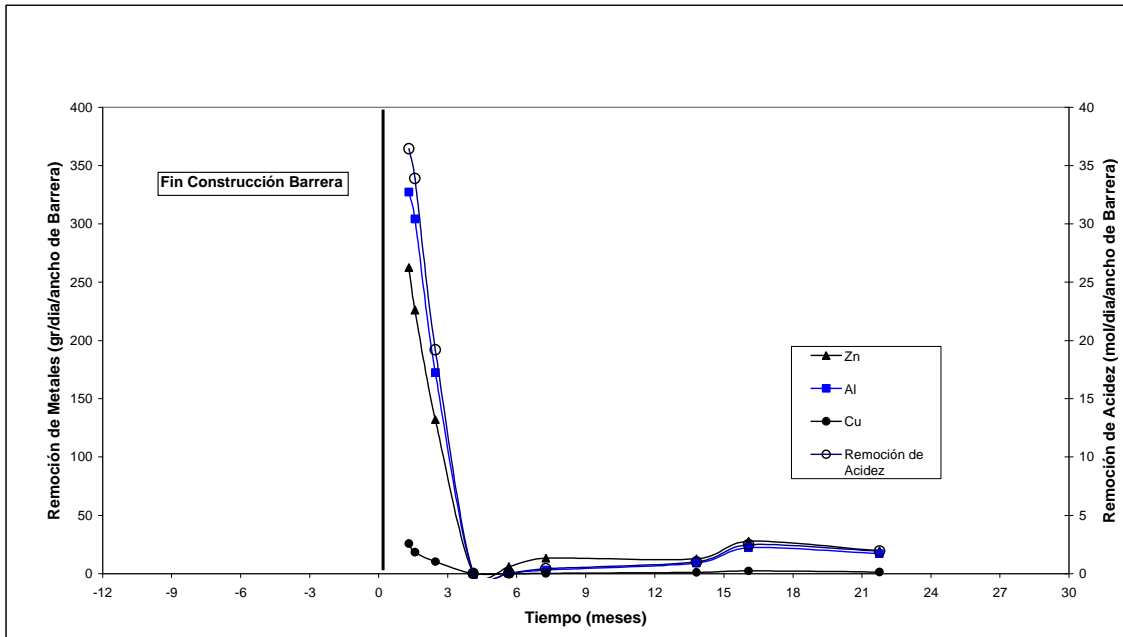


Fig. 6 Porcentaje de remoción de acidez y metales

La aparente disminución de eficiencia también resulta del hecho de que el agua que ingresa a la PRB ha ido disminuyendo lentamente las concentraciones de los metales disueltos tal como se aprecia en el Cuadro 2, en casi un tercio de los valores históricos, no así el pH que mantiene valores de acidez importantes.

Cuadro 2. Valores de pH y metales en el aluvial del río Agrio - Sondeo S-4 aguas arriba PRB

| Fecha | Zn(mg/l) | Al (mg/l) | Cu (mg/l) | pH |
|----------|----------|-----------|-----------|------|
| 30/3/00 | 41.8 | 17.1 | 1.655 | 3.85 |
| 21/11/00 | 21.5 | 15.4 | 1.618 | 3.64 |
| 23/07/02 | 7.1 | 5.1 | 0.572 | 3.95 |

Por tal motivo una representación mas fiel de la eficiencia de la PRB resulta ser lo apreciado en la Fig. 7, donde se presentan los porcentajes de remoción tanto de metales como de acidez.

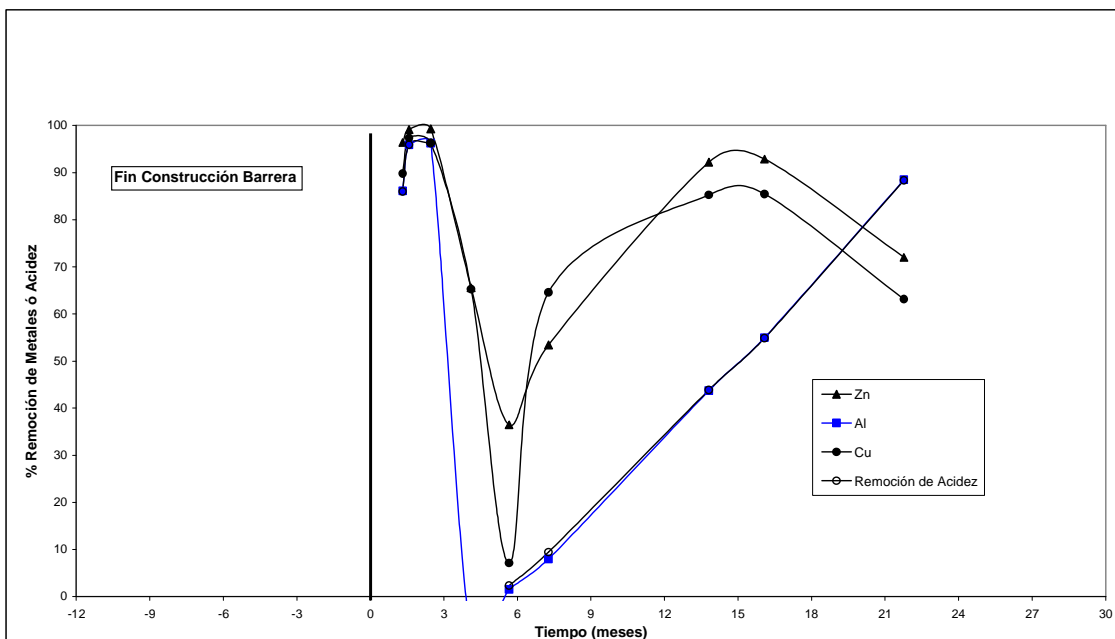


Fig. 7 Porcentaje de remoción de acidez y metales

Aquí se aprecia que dichos porcentajes de remoción oscilan entre un 80 y 90% para el Zn y Cu, y de un 50 a un 90% para el Al y la acidez. Se sigue apreciando la pérdida de eficiencia mencionada previamente entre los 3 y 6 meses posteriores a la construcción de la barrera, y la posterior recuperación hasta alcanzar valores satisfactorios considerando la consiguiente disminución de la contaminación en el agua de entrada a la PRB.

Dentro de la PRB la remoción de metales es total y el pH se sitúa en torno a valores neutros (pH = 7).

5 PROCESOS BIOLÓGICOS

La PRB además tenía como objetivo desarrollar, bajo condiciones adecuadas y a partir de los volúmenes de materia orgánica dispuestos dentro de ella, bacterias sulfatoreductoras (SRB) que contribuyeran a la reducción del sulfato e incrementaran la alcalinidad y el pH del agua, provocando de este modo la precipitación en forma de sulfuros de los metales.

En tal sentido se llevaron a cabo estudios microbiológicos en muestras de materia orgánica de diferentes sectores de la PRB. En la Fig. 8 se puede ver la evolución del contenido de bacterias en el tramo central. La población de SRB ($<10^6$ cell/g) es muy baja como para producir procesos biológicos significativos. Estudios de laboratorio posteriores de los compost utilizados como materia orgánica en la PRB (típicamente utilizados como fuente de carbón orgánico para las barreras que tratan aguas ácidas de minas) indicaron que el mismo es demasiado pobre como para servir de fuente de carbón y soportar una continua actividad de SRB. La baja degradabilidad del compost municipal utilizado es un elemento a tener en cuenta al planificar el relleno de futuras PRB basadas en procesos de sulfatoreducción.

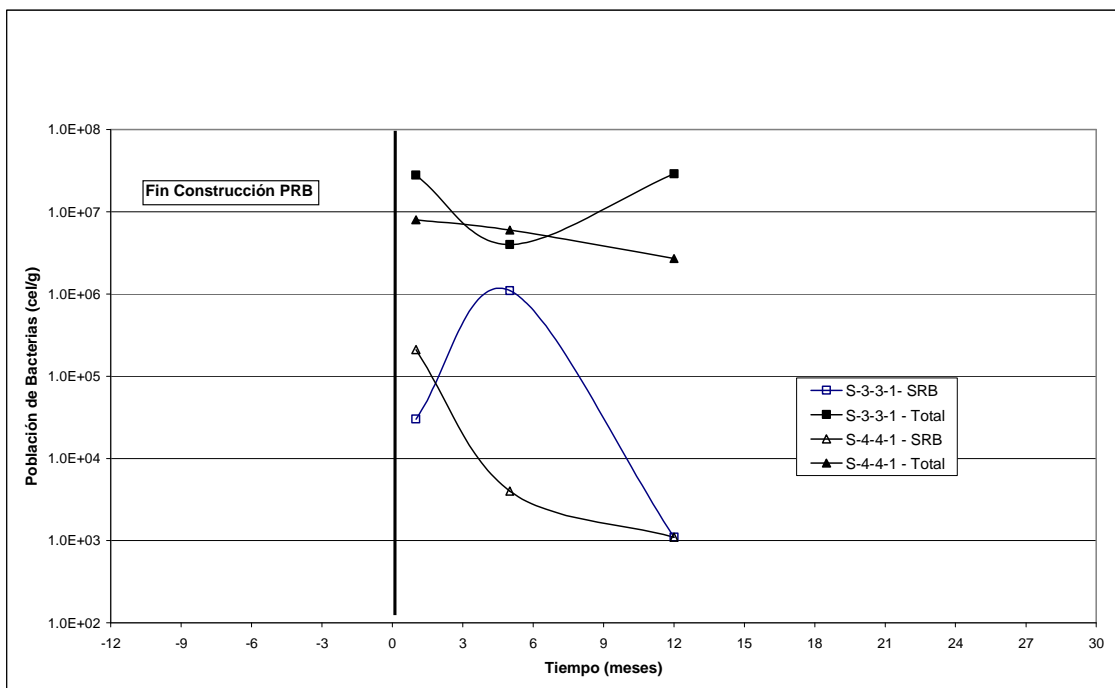


Fig. 8 Evolución contenido de Bacterias Sulfatoredutoras (SRB) y Totales (Total) en el módulo central de la PRB.

CONCLUSIONES

La barrera, que es de tipo experimental, se considera que funciona satisfactoriamente, reduciendo los porcentajes de metales y de acidez de las aguas a valores aceptables.

Por comparación con ensayos de laboratorio, el incremento de pH dentro de la barrera a propiciado la remoción de metales mediante la coprecipitación con hidróxidos amorfos de Al-S-(Fe).

La escasa presencia de bacterias y la ocasional reducción de sulfuros ha hecho que prácticamente los procesos de sulfatoreducción no estén presentes.

La dinámica hídrica del acuífero se ve seriamente afectada por las interacciones con el río. Pequeños cambios de gradiente modifican el flujo y el aporte de aguas no tratadas desde zonas contiguas (terrazas T2 y T1) y modifican la calidad del agua del acuífero aguas abajo de la barrera.

Es importante seleccionar el material de relleno mas adecuado para lograr el funcionamiento deseado de las PRB.

BIBLIOGRAFÍA

ALCOLEA A., AYORA C., BERNET O., BOLZICCO J., CARRERA J., CORTINA J. L., COSCERA G., DE PABLO J., DOMENECH C., GALACHE J., GIBERT O., KNUDBY C., MANTECÓN R., MANZANO M., SAALTINK M. Y SILGADO A. (2001). Barrera geoquímica. *Boletín Geológico y Minero (ITGE, Ministerio de Ciencia y Tecnología). Volumen Especial: Las Aguas y los suelos tras el accidente de Aznalcóllar*, pp. 229-255

BENNER, S. G., BLOWES, D. W., GOULD, W. D., HERBERT, R. B. AND PTACEK, C. J. (1999). Geochemistry of a Permeable Reactive Barrier for Metals and Acid Mine Drainage. *Environ. Sci. Technol.* 1999, 33, 2793 -2799.

BLOWES, D. W. Y PTACEK, C. J. (1992). Geochemical Remediation of Groundwater by Permeable Reactive Walls: Removal of Chromate by Reaction with Iron-bearing Solids. *In Proceedings of the Subsurface Restoration Conference, U.S. Environmental Protection Agency, Kerr Laboratory, June 21-24 Dallas, TX*, pp. 214-216.

BOLZICCO, J., CARRERA J., AYORA C., CERÓN J.C. Y FERNÁNDEZ I. (2001). Comportamiento y evolución de una barrera geoquímica experimental río Agrio-Aznalcollar-España. *I Jornadas Internacionales sobre Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos Contaminados*. pp. 35-46.

CARRERA J., AYORA C., BOLZICCO J., ALCOLEA A., BERNET O., CORTINA J. L. , COSCERA G., DE PABLO J., DOMENECH C., GALACHE J., GIBERT O., KNUDBY C., MANTECÓN R., MANZANO M., SAALTINK M. Y SILGADO A. (2001) Diseño, construcción y resultados preliminares de la barrera geoquímica de Aznalcóllar. *VII Simposio de Hidrogeología*, pp. 281-289.

CARRERA J., AYORA C., BOLZICCO J., ALCOLEA A., BERNET O., CORTINA J. L. , COSCERA G., DE PABLO J., DOMENECH C., GALACHE J., GIBERT O., KNUDBY C., MANTECÓN R., MANZANO M., SAALTINK M. Y SILGADO A. (2001) An experimental geochemical barrier at Aznalcollar. *Groundwater Quality 2001, Third International Conference on Groundwater Quality*, pp. 407-409.

GIBERT, O. , CORTINA, J. L., AYORA, C., CARRERA, J. Y BOLZICCO, J. (2003) Laboratory and field evaluation of municipal compost/limestone/iron mixtures as filling material for permeable reactive barriers for in-situ acid mine drainage treatment. *8th International Conference on Contaminated Land. ConSoil 2003*.

LUDWIG, R. D., MCGREGOR, R. G., BLOWES, D. W., BENNER, S. G. AND MOUNTJOY, K. (2002) A permeable reactive barrier for treatment of heavy metals. *Ground Water* 40, no.1:59-66

SALVANY, J. M. , BOLZICCO, J. Y CARRERA, J. (2002). Geological site investigation in alluvial deposits for an experimental geochemical barrier in the Agrio river (Aznalcóllar, Spain)

NAFTZ, D. L., MORRISON, S. J., DAVIS, J. A., FULLER, C. C. (2002), Handbook of Groundwater Remediation Using Permeable Reactive Barriers. Applications to Radionuclides, Trace Metals and Nutrients. ACADEMIC PRESS, 539pp.

WAYBRANT, K. R., PTACEK, C. J., Y BLOWES, D. W. (2002). Treatment of Mine Drainage Using Permeable Reactive Barriers: Column Experiments. *Environ. Sci. Technol.* 2002, 36, 1349-1356.

CONTAMINAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NA ÁREA DA MINA ABANDONADA DE SÃO DOMINGOS

João L. MENDONÇA

Geólogo, Departamento de Geologia da FCUL, Campo Grande, Bloco C2, 5º Piso, Lisboa, lopomend@fc.ul.pt

Tanya SILVEIRA

Geólogo, Departamento de Geologia da FCUL, Campo Grande, Bloco C2, 5º Piso, Lisboa, tanyasilveira@hotmail.pt

Marcos FRESCATA

Geólogo, Departamento de Geologia da FCUL, Campo Grande, Bloco C2, 5º Piso, Lisboa, mdeolivr@chuq.codelco

David PICA

Geólogo, Departamento de Geologia da FCUL, Campo Grande, Bloco C2, 5º Piso, Lisboa, davidmaia@portugalmail.pt

RESUMO

A mina abandonada de S. Domingos, localiza-se na parte SE de Portugal, na faixa de território a E do rio Guadiana. Trata-se de uma antiga mina de sulfuretos polimetálicos onde a exploração e a metalurgia dos minérios provocaram intensa degradação ambiental. A oxidação de bissulfuretos e sulfuretos incluídos nas escombrelas e nos depósitos de escórias dá origem a águas de acidez e mineralização elevadas. Estas águas contaminadas circulam pela rede hidrográfica superficial e canais artificiais e preenchem cavidades, represas e barragens construídas na fase de produção da mina. As águas são impróprias para o consumo humano e de animais e para a rega, com concentrações em elementos metálicos que ultrapassam largamente os valores máximos admitidos para águas rejeitadas no ambiente. Na ausência de precipitações atmosféricas ou de descargas da barragem (Tapada Grande) que controla o escoamento na ribeira que atravessa longitudinalmente a área degradada, o escoamento superficial tem origem quase exclusiva em emergências na base das escombrelas. Existe um conjunto de emergências, poucas centenas de metros a sul da antiga zona de exploração, cujo caudal total foi estimado em cerca de 13 L/s; a água tem pH próximo de 3, a condutividade eléctrica varia entre 2 e 2,8 mS/cm e a aparência é cristalina. Com fundamento apenas em considerandos de natureza geomorfológica/hidrogeológica pode-se especular que a água destas emergências tem origem na barragem da Tapada Grande..

Palavra-Chave: Mina de S. Domingos, oxidação de sulfuretos, contaminação, água de mina, água ácida.

1 INTRODUÇÃO

A mina abandonada de S. Domingos localiza-se na parte SE de Portugal, na faixa de território a E do rio Guadiana (figura 1) e, na área adjacente, desenvolveu-se uma povoação com o mesmo nome. Do ponto de vista geológico, situa-se na Zona Sul Portuguesa (ZSP), no domínio tectono-estratigráfico designado por Faixa Piritosa. Trata-se de uma região de elevada complexidade geológico-estrutural cuja abordagem especializada poderá ser encontrada em RIBEIRO *et al.* (1979), SCHERMERHORN (1981), MUNHÁ (1983), RIBEIRO e SILVA (1983), OLIVEIRA (1988), SILVA (1989), MUNHÁ (1990) e OLIVEIRA (1992).

A exploração do minério de São Domingos terá sido iniciada em época pré-romana e terá tido grande relevância durante a ocupação romana (CARVALHO *et al.*, 1971). Contudo, a principal fase de exploração corresponde ao

período de 1858 a 1966, ano em que foi considerada extinta. Neste intervalo de tempo, terão sido extraídos cerca de 25 milhões de toneladas de minério.

O minério era essencialmente constituído por pirite maciça, com teores de enxofre da ordem de 45 a 48 %. Eram comuns a blenda (ZnS), a galena (PbS), a calcopirite (CuFeS₂) e, mais raros, outros sulfuretos. No que respeita aos teores dos metais, os valores médios foram de 1,3 % de Cu e de 2 a 3% de Zn (CARVALHO e OLIVEIRA, 1972)

O depósito mineral principal da mina de São Domingos correspondia a um corpo de sulfuretos maciços, com distribuição subvertical que estreitava em profundidade e com forma lenticular em planta, que atingia dimensões máximas de 450 m no comprimento e 80 m na largura (Webb, 1958).

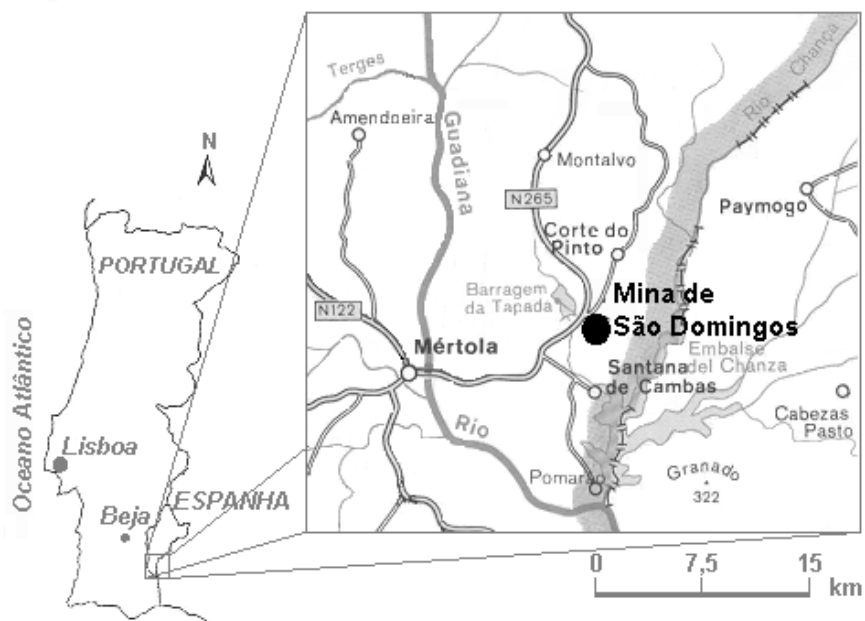


Figura 1 Planta de localização

Para o tratamento dos minérios com teores mais baixos foram ensaiados vários processos, entre os quais, a lixiviação de grandes pilhas de minério, sendo o cobre recuperado por cementação. Para controle do grande volume dos efluentes ácidos produzidos foi criado um complexo sistema de reservatórios (represas e barragens) e canais, que possibilitavam a evaporação, a infiltração, o armazenamento e o escoamento controlado dos mesmos.

A montante da zona de exploração mineira, foram construídas duas barragens, Tapada Grande (5 hm³) e Tapada Pequena, que forneciam a água necessária ao tratamento do minério.

Como consequência da actividade mineira resultou uma vasta área com intensa degradação ambiental cujo limite acompanha em grande parte o traçado de canais circundantes à área do tratamento do minério, que foram construídos com o objectivo principal de recolher e desviar as águas pluviais e de drenagem.

A área onde se realizou o presente estudo tem cerca de 4 km de extensão, desde a povoação de Mina de São Domingos até à ribeira de Mosteirão, onde era lançado o efluente. Corresponde à zona do vale da ribeira da Tapada Grande e da parte terminal dos vales dos seus afluentes onde foram acumulados grandes volumes de materiais residuais. São depósitos heterogéneos do ponto de vista da granulometria e da qualidade dos materiais depositados. Incluem escombrelas líticas de rocha mais ou menos alterada, escombrelas de rochas gossanizadas e com sulfuretos e depósitos de escórias. São comuns óxidos e hidróxidos de ferro, sulfuretos como pirite, calcopirite, blenda e galena, gesso, por vezes malaquite e azurite, enxofre e materiais vitrificados ricos em enxofre.

A lixiviação pela água (metéorica, superficial e subterrânea) dos materiais das escombrelas e das formações geológicas produz águas muito ácidas e mineralizadas (*água de mina*), de que resulta a contaminação

generalizada dos recursos hídricos. O estudo apresentado pretende dar uma visão exploratória dessa contaminação. Os trabalhos de campo foram realizados no âmbito das actividades de investigação da disciplina de Projecto da licenciatura em Geologia Aplicada e do Ambiente da Faculdade de Ciências de Lisboa.

2 METODOLOGIA

O reconhecimento geológico seguiu a folha 46-D Mértola, da Carta Geológica de Portugal à escala 1/50 000 dos Serviços Geológicos de Portugal. Para delimitação das escombreyras recorreu-se ao reconhecimento de campo, à fotografia aérea e à Carta Militar de Portugal à escala 1/25 000, folha 559, Santana de Cambas (Mértola).

Em Maio/Junho de 2001 foi realizado um inventário dos pontos de água do couto mineiro de S. Domingos e de uma área envolvente aparentemente não degradada do ponto de vista ambiental. No total foram inventariados cerca de 80 pontos de água, aproximadamente 50 na área de actividade mineira e 30 na área envolvente (figura 2). Na área do couto mineiro, os pontos respeitam na maioria dos casos a represas, charcas, linhas de água e nascentes. Fora do couto mineiro, predominam as observações em poços.

Além da caracterização dos pontos de inventário, fizeram-se sistematicamente determinações "in situ" da temperatura, do pH, do potencial redox e da condutividade eléctrica (CE) da água. Com fundamento nos resultados do inventário fez-se colheita de amostras de água para análises laboratoriais. Devido à mineralização elevada da água, à extrema acidez e à complexidade analítica causada pelas interferências de vários elementos metálicos não foi possível realizar uma caracterização hidroquímica completa das amostras. Em 9 dessas amostras, as análises dos elementos menores e vestigiais foram feitas pelo método indução de plasma/espectrometria de massa no "ACTLABS-Activation Laboratories Ltd", Canadá.

3 ENQUADRAMENTO HIDROGEOLÓGICO

A hidrogeologia do concelho de Mértola, onde se localiza a mina de São Domingos, é descrita com detalhe por CHAMBEL (1999). Trata-se de uma região onde as rochas fissuradas ou rochas duras afloram ou estão recobertas por solos esqueléticos. No fundo dos vales, depósitos pouco espessos de natureza aluvionar ou coluvio-aluvionar podem recobrir o maciço rochoso.

No ambiente hidrogeológico das rochas duras é frequente encontrar um zonamento vertical com três zonas: zona superficial alterada a decomposta, zona fissurada intermédia e zona inferior, com fracturas isoladas, muito espaçadas e fechadas. Este modelo é semelhante ao que foi proposto por Fernandez-Rubio *et al.* (1985) in VICENTE (1999) para a zona do Jazigo de Neves Corvo, também localizado na Faixa Piritosa.

CHAMBEL (1999) identifica dois sistemas principais de fracturas com direcções NW-SE e NE-SW. O mesmo autor refere que na Faixa Piritosa há uma maior concentração fracturas e que são mais abertas e com maior capacidade de circulação de água do que as situadas sobre rochas metamórficas de textura mais fina dos domínios tectono-estratigráficos adjacentes.

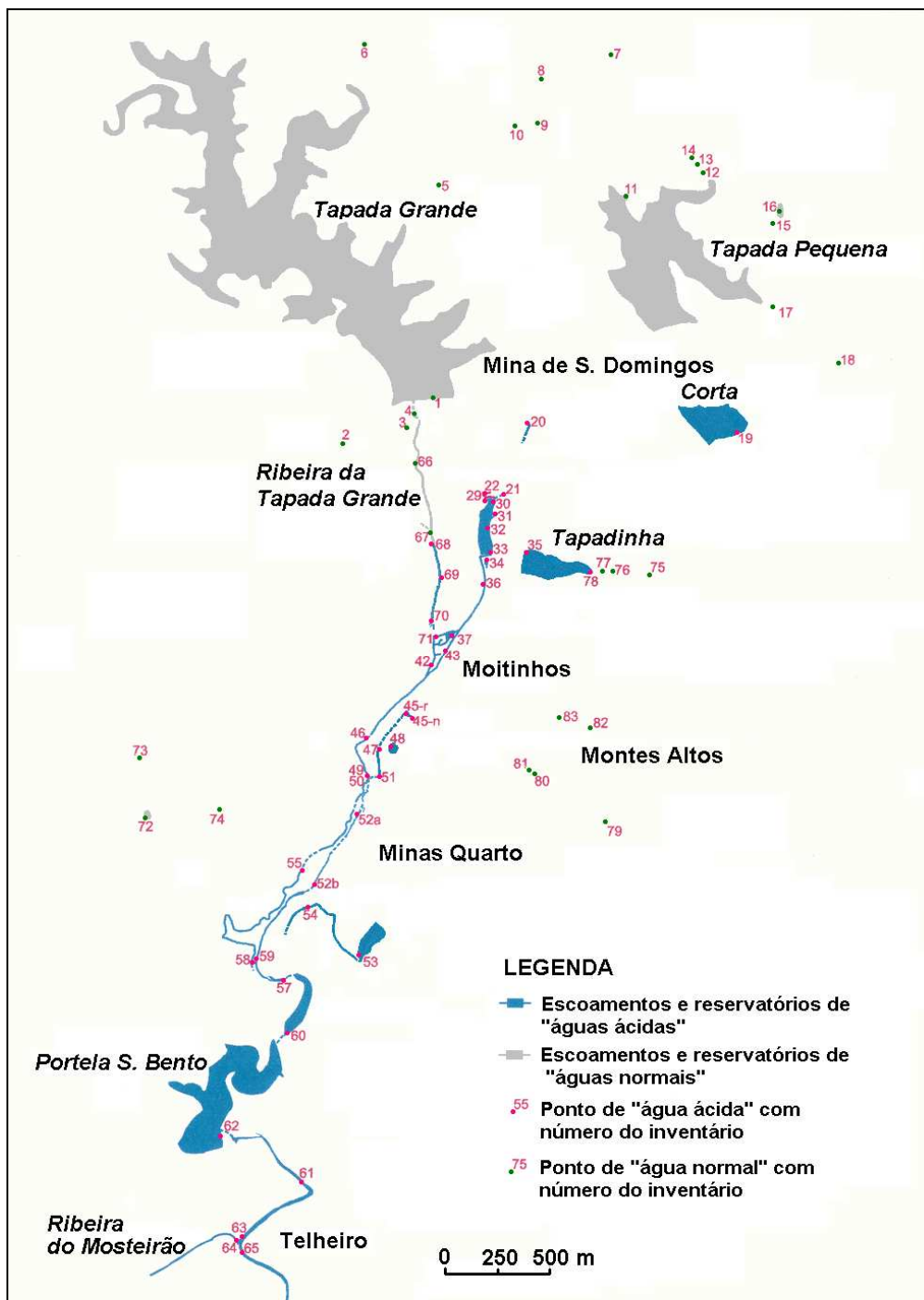


Figura 2 Inventário de pontos de água

Segundo a Carta Hidrogeológica de Portugal, Folha 8, à escala 1/200 000 (COSTA *et al.*, 1994), a produtividade das formações da Faixa Piritosa reparte-se pelas classes: "importante", isto é, superior a 7 l/s/km², e "significativa", de 2 a 7 l/s/km². Estes valores, tomados como equivalentes da infiltração profunda média anual, correspondem a valores superiores a 220 mm/ano e entre 63 mm/ano e 220 mm/ano, respectivamente. Para a área do concelho de Mértola, que inclui a área da Mina de S. Domingos, CHAMBEL (1999) propõe os seguintes valores da infiltração: mínimo de 15,6 mm/ano, máximo de 38,8 mm/ano e médio de 27,2 mm/ano.

CHAMBEL (1999) descreve trabalhos de prospecção e captação de água subterrânea na área envolvente de Mina de S. Domingos. Calculou valores de transmissividade até 3 m²/dia, produtividade de furos até 1,4 L/s e concluiu que as águas das formações da Faixa Piritosa são de qualidade deficiente e muito mais mineralizadas que as águas das unidades geológicas adjacentes.

4 MODELO CONCEPTUAL DE FLUXO

No modelo conceptual de fluxo na área da mina de S. Domingos podem-se considerar as componentes que se caracterizam de seguida.

A área de estudo pertence a uma pequena bacia hidrográfica, a jusante da barragem da Tapada Grande. Isto é, o escoamento superficial de montante é interrompido, excepto nos períodos de descarga da barragem. Contudo, uma zona húmida imediatamente a jusante do paredão da barragem sugere a existência de pequena drenagem sob a fundação, insuficiente para manter a perenidade do escoamento na ribeira.

À data do inventário, o escoamento superficial na ribeira da Tapada Grande tinha origem exclusiva em emergências de água na base das escombreyras, em particular em emergências localizadas nos topos norte e oeste de um açude de forma rectangular, localizado em frente da pequena barragem da Tapadinha. Algumas destas emergências são difusas e numa, a principal, estimou-se o caudal de 1 l/s. A água destas emergências tem pH cerca de 3, a CE varia entre 2 e 2,8 mS/cm e a aparência é cristalina. Medições da água que entra (7 L/s) e sai (13 L/s) do açude sugerem que há descarga de água subterrânea através do seu leito. A água segue do açude para a ribeira da Tapada Grande por um canal artificial. Estas emergências constituem singularidade hidrogeológica muito importante: pelo caudal elevado no contexto hidrogeológico das rochas duras e, porque em época de águas baixas, representam a quase totalidade de água ácida lançada na rede hidrográfica. Com fundamento apenas em considerandos de natureza geomorfológica/hidrogeológica (localização relativa ao vale da ribeira da Tapada Grande, mineralização relativamente baixa e pH mais elevado entre as *águas ácidas*, carácter difuso da emergência, variação sazonal do caudal e do nível da água nalguns locais de emergência) pode-se especular que a água circula a partir do leito da albufeira de Tapada Grande através de fracturas e continua pela zona de contacto escombreyras/substrato.

Numa perspectiva conceptual, considera-se a água que se infiltra nas encostas converge para a ribeira através da zona superficial do maciço de rochas duras. A superfície freática reproduz de forma esbatida a geomorfologia (figura 3).

No entanto, há uma rede de drenagem artificial, constituída por valas construídas aproximadamente segundo curvas de nível e que interceptam parcialmente os escoamentos superficial e hipodérmico que descem as encostas. Não sendo revestidas, a água de circulação nestas valas também se pode infiltrar em zonas de fracturação mais intensa e/ou aberta.

No vale, há depósitos de escombreyras cujo comportamento hidrogeológico se assemelha ao de um meio poroso. A observação visual aparenta que estão bem compactados e que a sua condutividade hidráulica é relativamente baixa à superfície. As escombreyras assentam sobre um substrato de rochas duras genericamente menos permeável. É no contacto escombreyra/substrato que se localizam as nascentes.

A superfície aplanada das escombreyras dificulta o escoamento superficial e cria condições para a formação de depressões onde a água das precipitações e a que chega das encostas se acumula, evapora e infiltra. No percurso através do material das escombreyras e das pilhas de escórias, a água reage com os materiais que as constituem gerando águas ácidas. A fenomenologia envolvida neste processo será analisada mais à frente.

O desmonte do minério, nomeadamente a exploração por poços e galerias, criou porosidade e permeabilidade artificiais que não é possível caracterizar adequadamente. Na área da mina e dos anexos industriais, imediatamente a SE da povoação de Mina de São Domingos, sobressai uma enorme cavidade (*corta*) contendo águas ácidas de tons escuros e avermelhados, com cerca de 122 m de profundidade, que ocupa o volume do corpo mineral explorado a céu aberto.

que têm água com elevada concentração de nitratos. As fácies hidroquímicas são variadas, muitas delas sem predominio de um catião e/ou anião principal, isto é, são águas do tipo misto (figura 5).

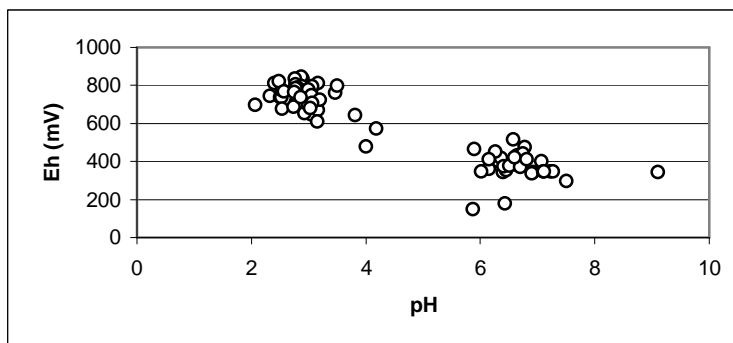


Figura 4 Diagrama Eh versus pH da água dos pontos do inventário hidrológico.

A produção das águas ácidas de fácies sulfatada (*águas de mina*) resulta da oxidação de bissulfuretos, em particular da pirite. Além da produção de acidez resultam os iões Fe^{2+} e sulfato. A oxidação dos restantes sulfuretos leva à produção de sulfatos e iões metálicos, sem produzir acidez. A descrição detalhada das reacções químicas envolvidas nas oxidações pode ser encontrada, entre outros, em APELLO e POSTMA (1996), STUMM e MORGAN (1996), LANGMUIR (1997) e NORDSTROM e SOUTHAM (1998).

A projecção em diagrama de estabilidade para o Ferro, mostra que as águas ácidas, das nascentes e das linhas de água e represas, se situam de um e outro lado da fronteira do campo de estabilidade do Fe^{2+} com o complexo solúvel $FeOH^{2+}$. Isto é, o Ferro férrico mantém-se em solução, atinge concentrações elevadas e como consequência do seu elevado poder oxidante contribui para mais oxidação de pirite e aumento da acidez.

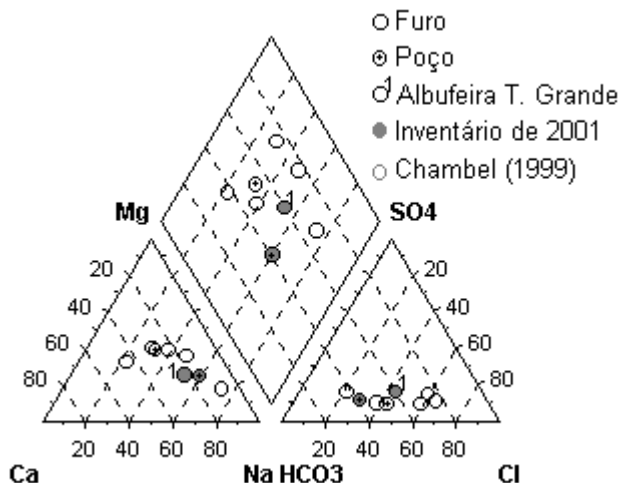


Figura 5 Fácies das águas subterrâneas e da água da albufeira da barragem da Tapada Grande.

As águas superficiais e subterrâneas *normais* situam-se na grande maioria no campo de estabilidade da forma sólida $Fe(OH)_3$ significando que para as condições de pH e Eh respectivas se atingiu o limite de solubilidade do Ferro.

A evolução da CE e do pH da água desde as nascentes no topo norte do já referido pequeno açude rectangular, localizado em frente da barragem da Tapadinha, até ser lançada na ribeira de Mosteirão, está materializada na figura 6. Há aumento da CE na zona dos depósitos de escórias e diluição na barragem com descida da CE e ligeiro acréscimo do pH. O aumento da CE nas zonas das escombrelas resulta de contribuições locais de águas muito concentradas que circularam pelo interior das pilhas de escórias. Por outro lado, quando as águas ácidas

são lançadas na albufeira da Portela de S. Bento, cuja água de recarga natural tem alcalinidade baixa, o efeito de diluição contribui muito pouco para neutralizar o pH.

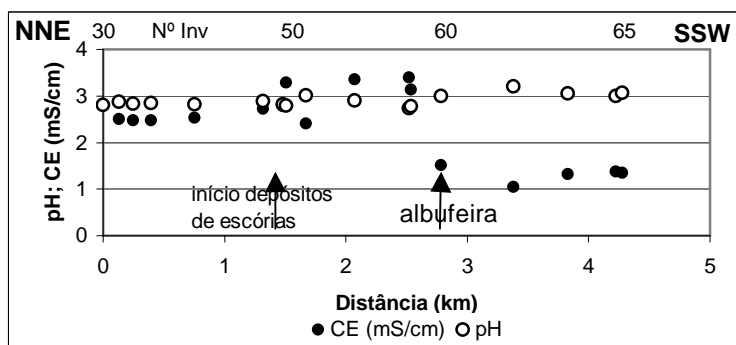


Figura 6 Evolução do pH e CE das águas ácidas ao longo do escoamento indicado na Figura 2.

A correlação negativa entre a CE e o pH da água das nascentes (figura 7) e as elevadas concentrações em Al (Tabela 1) sugerem que a progressiva oxidação de pirite e a dissolução de aluminossilicatos são mecanismos geoquímicos que controlam o aumento de mineralização. Com efeito, a elevada acidez da água acelera a taxa de alteração de certos minerais, nomeadamente dos aluminossilicatos. Tem como consequência o aumento da concentração de alumínio na água sem que contribua de forma significativa para a neutralização da acidez.

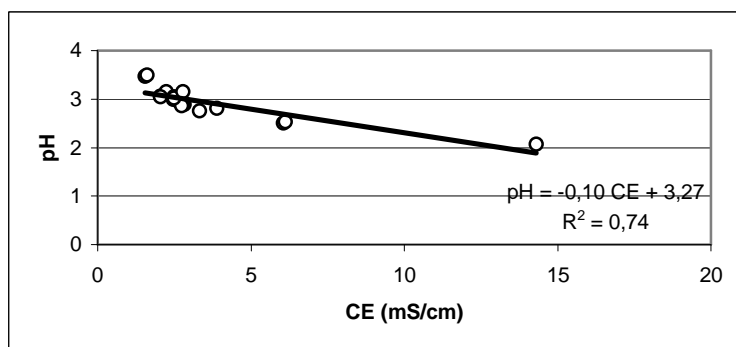


Figura 7 Correlação pH/CE da água ácida de nascentes.

As concentrações dos elementos metálicos nas águas ácidas são muito maiores que nas águas superficiais e subterrâneas *normais*. No Quadro 1 evidencia-se como é importante a contaminação por elementos metálicos, que as concentrações ultrapassam os valores máximos admitidos para águas residuais rejeitadas no ambiente (Dec.-Lei 74/90) e que a água é imprópria para consumo humano e de animais e para a rega (Dec.-Lei 236/98).

Quadro 1 Concentração de alguns metais nas águas de pontos inventariados

| Nº Invent. | Tipo | pH | CE (mS/cm) | Al (ppb) | Mn (ppb) | Fe (ppb) | Co (ppb) | Cu (ppb) | Zn (ppb) | As (ppb) | Pb (ppb) |
|-----------------|------|------|------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 1 ^A | ALB | 6,40 | 0,15 | 170 | 11,8 | 237 | 0,226 | 12 | 224 | 1,69 | 6,1 |
| 9 ^A | P | 6,51 | 0,69 | 96 | 6,4 | 439 | 0,578 | 16 | 243 | 3,32 | 2,1 |
| 19 ^B | CC | 2,90 | 4,30 | **** | **** | **** | 1970 | 23300 | **** | 187 | 157 |
| 20 ^B | N | 2,07 | 14,30 | **** | 6390 | **** | 738 | 23900 | 1130 | 13400 | 37,3 |
| 22 ^B | N | 2,05 | 3,06 | **** | 3280 | 16700 | 339 | 5070 | 3120 | 5 | 2,8 |
| 45 ^B | N | 2,51 | 6,06 | 40800 | 2520 | **** | 260 | 69100 | 9060 | 42 | 3,0 |
| 47 ^B | LA | 3,16 | 8,02 | 20000 | 1360 | **** | 140 | 17300 | 27600 | 4 | 403 |
| 60 ^B | R | 3,00 | 1,51 | **** | 2630 | 44400 | 950 | 4260 | 8460 | 1090 | 765 |
| 62 ^B | R | 3,20 | 1,05 | **** | 8770 | 15900 | 1060 | 2440 | 4720 | 421 | 555 |

^A=águas ditas normais, ^B=águas de mina; ALB=albufeira; CC=cavidade da *corta*; LA=linha de água; N=nascente; P=poço; R=represa; ****= valor acima do máximo de funcionamento do aparelho de análise

A água mais mineralizada e de menor pH (nº 20) corresponde a uma emergência, com caudal diminuto, no substrato muito dobrado e fracturado recoberto por escombrelas, na antiga zona industrial, onde se fazia a cementação do cobre.

Os teores elevados de Arsénio nalgumas locais podem estar associados a depósitos de resíduos produzidos numa fábrica de enxofre elementar que funcionou na zona da Achada do Gamo (ou Minas Quarto) a partir de 1935-36.

CONCLUSÕES

O estudo realizado, baseado fundamentalmente nos resultados de um inventário hidrológico, permitiu estabelecer e definir as componentes principais do modelo conceptual de fluxo na área ambientalmente degradada, onde se acumulam grandes quantidades de resíduos provenientes da exploração e da metalurgia dos sulfuretos polimetálicos da mina de S. Domingos.

A contaminação dos recursos hídricos resulta da oxidação dos sulfuretos incluídos em escombrelas e pilhas de escórias. A contaminação traduz-se por elevada acidez e mineralização da água, com concentração em iões metálicos também muito elevada.

As emergências de água contaminada ocorre na zona de contacto entre as escombrela/escórias e o substrato rochoso. Existe um conjunto de emergências, poucas centenas de metros a sul da antiga zona de exploração, cujo caudal foi estimado em cerca de 13 L/s de água ácida, com pH cerca de 3, a CE varia entre 2 e 2,8 mS/cm e a aparência é cristalina.

Com fundamento apenas em considerandos de natureza geomorfológica e hidrogeológica pode-se especular que a água destas nascentes tem origem na barragem da Tapada Grande.

BIBLIOGRAFIA

- APPELO, C.A.J.; POSTMA, D.-*Geochemistry, groundwater and pollution*. A.A. Balkema, Rotterdam, 1996, 536 p.
- CARVALHO, D.; GOINHAS, J.A.C.; SCHERMERHORN, L.J.C. - *Principais jazigos minerais do sul de Portugal*. Livro Guia de Excursão nº 4, I Congresso Hispano-Luso-Americano de Geologia Económica, Madrid-Lisboa, Direcção Geral de Minas, 1971, 94 p.
- CARVALHO, D.; OLIVEIRA, V. - "Recursos minerais", in notícia explicativa da folha 8 da Carta Geológica de Portugal, à escala 1/200 000. Serv. Geol. Portugal, Oliveira, J.T. (Coord.), 1972, pp.81-85.
- CHAMBEL, A. - *Hidrogeologia do concelho de Mértola*. Tese de doutoramento, Universidade de Évora, 1999, 380 p.

- COSTA, F.E.; BRITES, J.A.; PEDROSA, M.Y.; MATOS, M.L.; COSTA, A.M. - *Carta Hidrogeológica de Portugal, Folha 8, Escala 1/200 00*. Serviços Geológicos de Portugal. Lisboa, 1988.
- LANGMUIR, D. - *Aqueous environmental geochemistry*. Prentice Hall, New Jersey, 1997, 600 p.
- MUNHÁ, J. - "*Hercynian magmatism in the Iberian Pyrite Belt*", in *the Carboniferous of Portugal*, editado por M.L. Sousa & J.T. Oliveira, Mem. Serv. Geol. Portugal, Lisboa, 29, 1983, pp. 39-81
- MUNHÁ, J. - "Metamorphic evolution of the South Portuguese/Pulo do Lobo Zone" in *Pre-Mesozoic Geology of Iberia*, editado por R.D. Dallmeyer & Martinez Garcia, Springer Verlag, 1990, pp. 363-368
- NORDSTROM, D.K.; SOUTHAM, G. - *Geomicrobiology of sulfide mineral oxidation*. Reviews in Mineralogy, 35, ch. 11, 1998.
- OLIVEIRA, J.T. - *Contribuição para o conhecimento da evolução tectono-estratigráfica da Zona Sul Portuguesa em Portugal*. Tese de doutoramento, Serv. Geol. Portugal, Lisboa, 88 p. e 12 publicações anexas, 1988.
- OLIVEIRA, J.T. - *Carta Geológica de Portugal à escala 1/200 000, Notícia explicativa da folha 8*. Serv. Geol. Portugal, Lisboa, 1992, 91 p.
- RIBEIRO, A., ANTUNES, M.T., FERREIRA, M.P., ROCHA, R.B., SOARES, A.F., ZBYSZEWSKI, G., ALMEIDA, F.M., CARVALHO, D.; MONTEIRO, J.H. - *Introduction à la Géologie Générale du Portugal*. Serv. Geol. Portugal, Lisboa, 1979, 114 p.
- RIBEIRO, A.; SILVA, J.B. - "*Structure of the South Portuguese Zone*", in *the Carboniferous of Portugal*, editado por M.L. Sousa & J.T. Oliveira, Mem. Serv. Geol. Portugal, Lisboa, 29, 1983, pp. 83-89
- SCHERMERHORN, L.J.C. - "An Outline stratigraphy of the Iberian Pyrite Belt: some comments". *Geol. Mijnbouw*, 54 (1) 1981, pp. 23-35.
- SILVA, J.B. - *Estrutura de uma geotransversal da Faixa Piritosa: zona do Vale do Guadiana. Estudo da tectónica peculiar em regime de deformação não axial*. Tese de doutoramento, Universidade de Lisboa, 1989, 294 p.
- STUMM, W.; MORGAN, J.J. - *Aquatic chemistry*. John Wiley & Sons, Inc., New York, 1996 1022 p.
- VICENTE, P.A.G. - *Estudo da Vulnerabilidade do Sistema Aquífero e da Qualidade da Água no Jazigo de Neves-Corvo*. Tese de Mestrado. Instituto Superior Técnico, Lisboa, 1999, 117 p.
- WEBB, J.S. (1958) - "Observations on the geology and origin of the San Domingos pyrite deposit, Portugal". *Com. Serv. Geol. Portugal*, 52, pp.129-136.

TEMA 7

RECURSOS HIDROMINERAIS E RECURSOS GEOTÉRMICOS

AS ÁGUAS MINERAIS DE MONCHIQUE. Proposição de um modelo hidrogeológico conceptual.

Carlos CALADO

Doutor em Geologia, especialidade Hidrogeologia. Hidrogeólogo Consultor. Rua Prof. Mário Chicó, n.º 1 – 4T, 1600-643 Lisboa, Portugal. carlos.calado@oninet.pt

António Vieira da SILVA

Mestre em Geologia Económica e Aplicada. Consultor da S.A. Monchique a.vieiradasilva@netc.pt

RESUMO

Na serra de Monchique ocorrem três águas minerais muito interessantes do ponto de vista hidrogeológico: a das Caldas de Monchique, com cheiro a H₂S, que emerge no chamado Maciço (sienítico) de Monchique, de idade cretácica, e, já fora do afloramento do Maciço mas relativamente próximo, as águas das "fontes santas" da Malhada Quente e da Fornalha, que emergem na formação metassedimentar encaixante, de idade carbónica, pertencente ao Grupo Flysch do Baixo Alentejo. Apesar das três águas emergirem em locais afastados entre si de vários quilómetros elas têm alguns traços comuns significativos, desde logo temperaturas anómalas, na faixa 28-31 °C, e o carácter marcadamente alcalino, pH entre 7,8 e 9,6. A água das Caldas enquadra-se perfeitamente no conjunto de características das sulfúreas alcalinas da Zona Centro-Ibérica (ZCI), que aparecem associadas a granitos hercínicos, razão por que já se defendeu em trabalho anterior ser controlada por voláteis quentes que ascendem desde horizontes profundos, relacionados com o levantamento crustal que ocorreu no sul do território português durante o Neogénico-Quaternário. Considerando certos traços comuns entre as três águas Algarvias propõe-se como modelo conceptual que pertencem ao mesmo sistema hidrotermal, cuja ascensão é condicionada por falha, ou falhas, com enraizamento profundo, provavelmente no manto.

Palavra-chaves: Portugal, Algarve, Maciço de Monchique, sistemas hidrotermais.

1 INTRODUÇÃO

Os três pólos de ocorrência de água mineral objecto da presente comunicação vêm assinalados na Carta de Nascentes Minerais do Atlas do Ambiente (v. CALADO, 1992 e 1995), assim como na Carta Militar 1:25.000, a das Caldas e a da Fonte Santa de Fornalha na folha 385, e a da Fonte Santa da Malhada Quente na folha 577.

Em trabalho recente (v. CALADO, 2001) demonstrou-se a semelhança da água sulfúrea alcalina das Caldas de Monchique, que emerge no bordo de um plutão de natureza essencialmente sienítica, modernamente designado por Complexo de Monchique, instalado na Zona Sul Portuguesa (Fig. 1) com as numerosas sulfúreas alcalinas que ocorrem no noroeste peninsular, praticamente limitadas à Zona Centro Ibérica (ZCI). Na sua maioria estas estão associadas a maciços graníticos de idade hercínica e a grandes falhas que rejogaram com a orogenia alpina, e ainda com sinais de actividade no Quaternário (CALADO, 1992, 1993, 1995). No quadro europeu este tipo hidroquímico é raro, salvo na zona axial dos Pirenéus, onde há também muitos casos, bem como nas ilhas de Córsega e Sardenha.

Muitas das sulfúreas alcalinas da ZCI têm temperaturas de emergência acima do normal, aos 69 °C, e muitas vezes com temperaturas de reservatório (estimadas por meio dos geotermómetros químicos) superiores a 100 °C. Demonstra-se no trabalho referido que as relações $\delta^{18}\text{O}(\text{‰ vs. SMOW})$ - $\delta\text{D}(\text{‰ vs. SMOW})$ das sulfúreas da ZCI são próximas da recta das águas meteóricas mundiais, ou seja, que as moléculas de H₂O têm uma clara

assinatura meteórica, sem no entanto excluir-se a possibilidade de haver uma contribuição de origem juvenil (CALADO, 2003a). Contudo, a presença de H_2S nestas águas é inesperada, e, além disso, na mineralização há outras espécies em concentrações absolutamente anormais em águas subterrâneas de ambientes graníticos. Destacam-se as concentrações de Carbono Inorgânico Dissolvido (CID) e de cloreto, sódio, flúor, bromo e boro, assim como de SiO_2 .

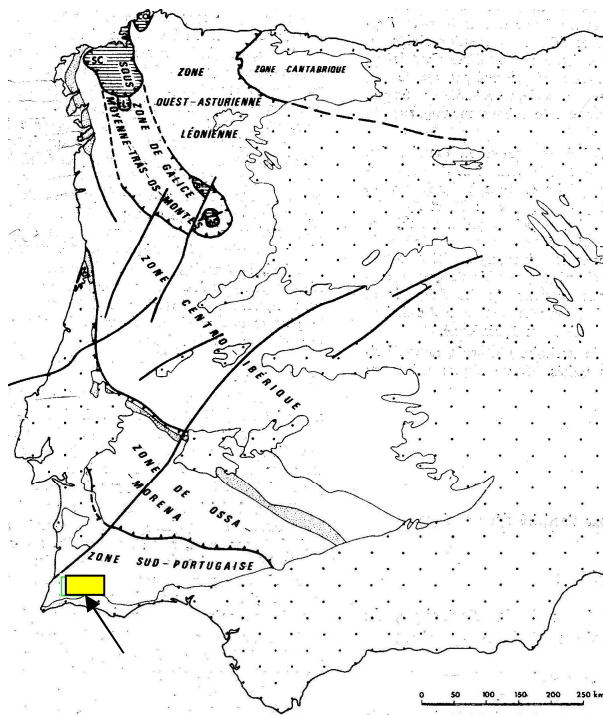


Figura 1 - Posição da área estudada no oeste peninsular

Acresce que são sistemas com uma fase gasosa muito expressiva, onde o N_2 representa geralmente mais de 90% do volume dos gases não condensáveis. Tais características não se explicam por simples interação água-rocha, nem a presença de H_2S se explica por processos biogeoquímicos, com intervenção de bactérias sulfato-redutoras, e por isso se desenvolveu a teoria de que a mineralização é controlada por voláteis quentes que sobem desde horizontes profundos, da crosta, ou talvez do manto, relacionados com o levantamento crustal que ocorreu no território português desde o final do Neogénico. Em apoio desse modelo refere-se o facto de haver depósitos de minerais de neoformação em locais de ocorrência de água sulfúrea alcalina que poderão explicar-se por precipitação a partir de um fluido hidrotermal. Um caso paradigmático é o da sulfúrea das Caldas do Gerês (cerca de 48 °C na emergência e 116-118 °C como temperaturas de reservatório calculadas com a equação do quartzo), que envolve caulinite, fluorite [CaF_2], e calcite, minerais em relação aos quais muitas das águas sulfúreas estudadas estão saturadas, ou sobressaturadas.

A ocorrência desses depósitos é referida por ACCIAIOLI (1953, Vol. II, p. 148), e descrita em pormenor por FREIRE DE ANDRADE (1936) nos seguintes termos: "A falha, de espessura importante no local das nascentes, apresenta um enchimento constituído por caulino com calcite e veios de fluorite".³

Outros exemplos são os depósitos peliculares de clorite [Mg,Fe^{2+}]₁₀Al₂(SiAl)₈O₂₀(OH,F)₁₆] em fracturas de testemunhos de sondagem hidrogeológica, como foram identificados em Unhais da Serra e na Fadagosa de Nisa. Estes minerais ter-se-ão formado por arrefecimento das soluções originais, e, portanto, deve concluir-se que as águas que emergem estão empobrecidas em algumas espécies. É muito provável que os minerais de neoformação referidos tenham uma idade recente, provavelmente do final do Terciário, ou talvez mesmo do

³ É a chamada "falha do Gerês", ou "falha do rio Caldo". Tem continuação na Galiza, onde lhe estão associadas também nascentes de água sulfúrea alcalina quente. É suposta de ser activa (v. CABRAL & RIBEIRO, 1989).

Quaternário. De facto, na zona de ocorrência das águas gasocarbónicas de Pedras Salgadas, em pleno plutão de granito hercínico, foram também observados veios de fluorite a preencher diaclases de um arenito caulínico do Neogénico (BAPTISTA *et al.* 1993), e como esses veios só podem ter-se formado depois da existência do arenito, então a fluorite terá menos de 2 milhões de anos.

Parece, portanto, estar-se perante manifestações de sistemas hidrotermais do tipo "dominado por vapor", conforme a classificação de WHITE *et al.* (1971), pois o facto da espécie H₂O das sulfúreas alcalinas ter assinatura meteórica não é incompatível com o modelo, visto que grande parte da água das soluções hidrotermais tem origem meteórica (cf. SKINNER, 1997, e HAMBLIN & CHRISTIANSEN, 1998). Ou seja: as águas sulfúreas alcalinas são originalmente águas vulgares das regiões respectivas cuja composição se modificou por efeito da incorporação de voláteis quentes (gases e compostos volatilizados pelo calor interno da Terra) vindos de profundidade, mecanismo condicionado pela neotectónica, e que provavelmente também controla as águas quentes que emergem na Bacia Mesocenozóica Ocidental (v. CALADO, 2003b). Por isso se propôs a designação de *sulfúreas hipogénicas* para estas águas, distinguindo-as assim das sulfúreas em que o H₂S é produto de redução de sulfato por acção de determinadas bactérias, fenómeno bioquímico vulgar em ambientes sedimentares, para as quais se propôs a classificação de *sulfúreas epigénicas* (v. CALADO, 2001). No caso da água sulfúrea alcalina das Caldas de Monchique, como então se defendeu, a ascensão dos voláteis poderá estar associada ao levantamento crustal que se registou no sul da Península Ibérica no Quaternário, assim como à actividade vulcânica que se verificou nesta zona do Algarve, provavelmente (segundo TEIXEIRA *et al.* 1979, p. 53) relacionada com a fase distensiva que afectou as Cordilheiras Béticas desde o Miocénico superior, mais precisamente desde o Tortoniano inferior, ou seja, desde há 12 M.a. aproximadamente (Fig. 2).

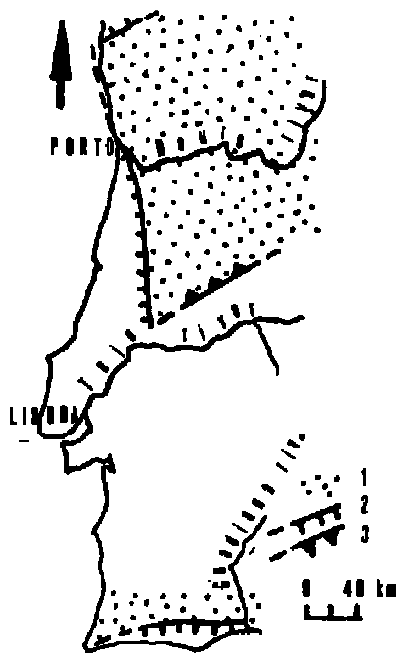


Figura 2 - Áreas levantadas no Quaternário adaptada de RIBEIRO & MOITINHO DE ALMEIDA, 1981). 1-áreas levantadas; 2- falha normal; 3- falha inversa

Para o modelo conceptual teve-se em conta também uma ocorrência de água sulfúrea alcalina no sul de Espanha: El Manzano, na provincia de Huelva. Situa-se próximo da aldeia de Gil Marquez, um pouco abaixo da fronteira entre a Zona de Ossa-Morena e a Zona Sul Portuguesa. Emerge num corpo intrusivo de composição diorítica/granítica de idade ante-hercínica, chamado de "granodiorito de Gil Marquez" segundo uns autores, ou "ortognaisse de Gil Marquez" segundo outros (GARRIDO *et al.*, 1997). A região é particularmente interessante pois tem sido relacionada com uma grande sutura continental, materializada no terreno pelos "Anfibolitos de

Beja-Acebuches” situados a cerca de uma légua a norte do plutão. Estes anfibolitos têm sido considerados como uma sequência ofiolítica de tipo MORB (*Midle Ocean Ridge Basalt*)

Mas além do pólo de ocorrência de água sulfúrea alcalina nas Caldas de Monchique, existem mais outros dois associados ao Maciço de Monchique: as águas das "fontes santas" da Malhada Quente e de Alferce, ou Fornalha. As águas são também anómalas, quer quanto ao pH e à mineralização, quer quanto à temperatura. Face à comunhão de alguns traços (v. Quadro 1) fez-se uma análise mais pormenorizada das três águas e tentou-se um modelo conceptual do conjunto recorrendo à cartografia geológica disponível, basicamente à Folha 7 da carta Geológica de Portugal na escala 1:200.000 (DGGM, 1983) e à Carta Geológica da Região do Algarve na escala 1:100.000 (DGGM, 1992), e à produzida na sequência de trabalhos de campo muito recentes (v. GONZÁLEZ-CLAVIJO & VALADARES, 2003).

2 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS

No Quadro 1 comparam-se algumas das características físicas e químicas das três águas estudadas com os correspondentes valores estatísticos das águas sulfúreas da ZCI. O ponto de água das Caldas tomado como referência é a Nascente de S. João, uma das mais importantes do grupo de 7 nascentes que formam aquele pólo, cuja análise é de Herculano de Carvalho e vem transcrita em ALMEIDA & ALMEIDA (1966), donde também se extraíram os dados das fontes santas da Malhada Quente e Fornalha. Relativamente à falta de dados sobre a sulfuração das águas de Alferce e da Malhada Quente presume-se que têm concentrações nulas, pois não são indicadas pelo analista, que também não assinala o característico cheiro a ovos podres.

Quadro 1 - Comparação das águas do Maciço de Monchique com os valores estatísticos das sulfúreas alcalinas da ZCI (concentrações em mg/L)

| VARIÁVEL | ZCI | | | | | | | Maciço de Monchique | | |
|-----------------------------|-------------|-------|------|-------|---------|-------|-------|-------------------------|-------------|--------------------|
| | nº de casos | Média | Min. | 1ºQ | Mediana | 3ºQ | Max. | Caldas de Monchique (1) | Alferce (2) | Malhada Quente (2) |
| temperatura | 57 | 28,3 | 12,0 | 18,0 | 21,0 | 35,0 | 69,0 | 32,1 | 27 | 28 |
| Eh (mV) | 26 | -187 | -418 | -270 | -206 | -136 | 93 | - | - | - |
| pH | 88 | 8,27 | 6,70 | 7,76 | 8,37 | 8,72 | 9,78 | 9,58 | 8,59 | 7,84 |
| Σ S(-II) (sulfuração total) | 88 | 3,9 | 0,0 | 1,2 | 2,1 | 4,4 | 27,0 | 0,1 | - | - |
| TSD | 88 | 382 | 169 | 293 | 364 | 462 | 753 | 356 | 607 | 341 |
| SiO2 total | 87 | 46,4 | 10,3 | 30,1 | 43,2 | 63,8 | 93,4 | 13,4 | 37,6 | 21,6 |
| CO2 total | 89 | 110,5 | 29,4 | 75,5 | 108,1 | 127,4 | 282,4 | 96,5 | 101,7 | 128,4 |
| Bicarb. + Carb. (HCO3) | 89 | 153,2 | 40,8 | 104,7 | 149,9 | 176,6 | 391,5 | 133,7 | 141,0 | 170,8 |
| Cl | 88 | 41,4 | 5,0 | 19,2 | 31,6 | 54,7 | 209,0 | 39,4 | 100,9 | 39,1 |
| F | 84 | 13,9 | 0,9 | 9,6 | 14,5 | 18,5 | 28,0 | 1,7 | 0 ? | - |
| HS | 78 | 3,9 | 0,0 | 1,2 | 2,1 | 4,4 | 27,0 | 0,1 | 0 ? | - |
| S2O3 | 37 | 2,0 | 0,0 | 0,1 | 1,2 | 2,2 | 12,5 | - | - | - |
| SO4 | 87 | 15,9 | 0,2 | 4,1 | 9,8 | 19,7 | 105,2 | 53,5 | 141,1 | 9,1 |
| Li | 37 | 0,53 | 0,13 | 0,23 | 0,42 | 0,55 | 1,50 | 0,05 | - | - |
| Na | 42 | 96,8 | 41,1 | 75,0 | 92,8 | 111,0 | 224,0 | 109,5 | 183,5 | 85,0 |
| K | 42 | 3,4 | 0,8 | 1,8 | 2,5 | 3,9 | 14,0 | 1,94 | - | - |
| NH4 | 31 | 0,47 | 0,00 | 0,09 | 0,25 | 0,71 | 1,80 | 0,02 | - | - |
| Mg | 79 | 1,6 | 0,0 | 0,2 | 1,0 | 1,9 | 17,3 | 0,61 | 0,2 | 2,2 |
| Ca | 84 | 6,2 | 0,8 | 2,6 | 4,6 | 7,2 | 28,4 | 1,5 | 2,8 | 10,4 |

Fontes: (1) Nascente de S. João (H. CARVALHO, 05.05.1950); (2) ALMEIDA & ALMEIDA, 1966.

Às sete nascentes das Caldas veio juntar-se recentemente uma captação por furo com 75 metros de profundidade, em que os primeiros 49 m estão isolados da superfície. Importa ainda sublinhar que a composição química da água nos diferentes pontos de água do pólo das Caldas é semelhante, designadamente a do furo, e, além disso, que a composição é bastante estável, como se pode ver na estatística da água do furo (Quadro 2).

Quadro 2 – Resultados estatísticos de análises químicas feitas a amostras do furo no período 2001/ 2002 (10 amostras)

| PARÂMETROS | Valor Máximo | Valor Mínimo | Média | Mediana | Desvio Padrão |
|--|--------------|--------------|--------|---------|---------------|
| Resíduo seco a 180° C (mg/L) | 301.00 | 291.00 | 296.10 | 296.00 | 3.65 |
| Alcalinidade (mL N/10) | 27.20 | 25.90 | 26.24 | 26.15 | 0.34 |
| pH | 9.61 | 9.47 | 9.56 | 9.57 | 0.04 |
| Condutividade eléctrica (µ S/cm) | 469.00 | 459.00 | 461.30 | 460.50 | 2.87 |
| SiO ₂ total (mg/L) | 14.30 | 13.30 | 13.73 | 13.75 | 0.33 |
| Cloreto (mg/L de Cl ⁻) | 38.00 | 35.40 | 36.73 | 37.00 | 0.92 |
| Sulfato (mg/L de SO ₄ ⁻⁻) | 53.00 | 40.00 | 50.60 | 52.00 | 3.93 |
| Carbonato (mg/L de CO ₃ ⁻⁻) | 25.60 | 20.10 | 21.69 | 21.05 | 1.91 |
| Bicarbonato (mg/L de HCO ₃ ⁻) | 118.00 | 108.00 | 112.10 | 112.00 | 2.51 |
| Nitrato (mg/L de NO ₃ ⁻) | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| Nitrito (mg/L de NO ₂ ⁻) | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| Fluoreto (mg/L de F ⁻) | 1.30 | 1.20 | 1.24 | 1.20 | 0.05 |
| Sódio (mg/L de Na ⁺) | 109.00 | 105.00 | 106.90 | 107.00 | 1.22 |
| Potássio (mg/L de K ⁺) | 2.10 | 1.70 | 1.93 | 1.95 | 0.11 |
| Amónio (mg/L de NH ₄ ⁺) | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| Cálcio (mg/L de Ca ⁺⁺) | 1.30 | 0.96 | 1.07 | 1.00 | 0.12 |
| Magnésio (mg/L de Mg ⁺⁺) | 0.06 | 0.00 | 0.01 | 0.00 | 0.02 |
| Ferro (mg/L de Fe ⁺⁺) | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |

A furação atravessou rocha sienítica e filões básicos. Aos 7 metros apareceu a primeira manifestação de água mineral, mas foi aos 25 metros, e depois aos 55 e aos 58, que a produtividade se tornou significativa. Aos 58 m a observou-se artesianismo repuxante, a um caudal de 4 L/s.

Um ensaio escalonado permitiu definir um caudal aproximado de 5 L/s, a que corresponde um rebaixamento de, apenas, 1,3 m e um caudal específico de ~ 3.8 L/s.m.

A transmissividade calculada num ensaio a caudal constante de 4,5 L/s foi de 193 m²/dia, e 275 m²/dia no ensaio de recuperação. A condutividade hidráulica estimada foi de 7,15 m/dia, e 10,18 m/dia no ensaio de recuperação.

3 ENQUADRAMENTO GEOLÓGICO DAS NASCENTES

Do ponto de vista orográfico a serra de Monchique apresenta-se sob a forma de dois montes, de dois grandes blocos, separados por um vale de fractura com a direcção NE-SO (Fig. 3): o bloco ocidental é o mais alto e culmina na Fóia (902 metros), e o oriental culmina na Picota (774 metros).

A ossatura da serra é constituída pelo chamado Maciço de Monchique, ou Complexo de Monchique, considerado como sendo o maciço alcalino mais importante da Europa, e que pertence à província ígnea alcalina da Península Ibérica, do Cretácico Superior (GONÇALVES, 1984). A sua formação estará relacionada com grande fractura de direcção NNO-SSE e fracturas O-E do Mediterrâneo, e com a abertura do Atlântico (*id.*).

O Maciço está encaixado na Formação da Brejeira, complexo litológico metassedimentar de natureza turbidítica do Carbónico (Westefaliano Inf./Namuriano Médio, segundo DGGM, 1984), constituído essencialmente por xistos e grauvaques, que possuem uma vergência para sudoeste. Esta formação faz parte do chamado Carbónico Marinho do Alentejo (v. Teixeira, 1981), actualmente designado por “Grupo flysch do Baixo Alentejo”.

A intrusão magmática criou uma auréola de corneanas. Todas as três águas surgem associadas ao bloco da Picota, portanto o bloco oriental do Complexo, mas enquanto que a das Caldas aparece no sienito, embora em posição periférica no maciço, já próximo do contacto com a Formação da Brejeira, as águas da Malhada Quente e a da Fornalha emergem, respectivamente, nos flancos norte e sudeste do Monte da Picota, já na auréola de corneanas, embora relativamente próximo do afloramento do sienítico.

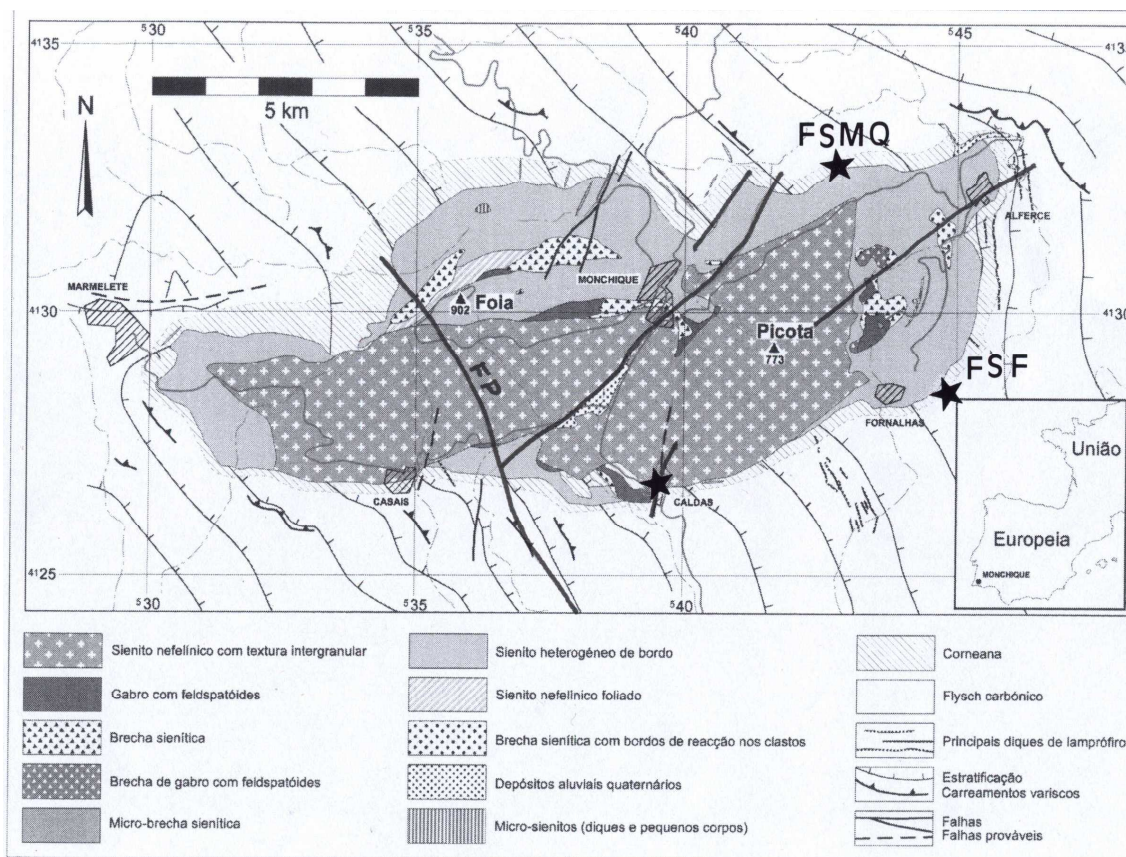


Figura 3 – As estrelas marcam a posição dos três pólos de água termomineral no Maciço de Monchique: CALDAS (Caldas de Monchique); FSP (Fonte Santa da Fornalha); FSMQ (Fonte Santa da Malhada Quente).

A figura tem por base a cartografia de GONZÁLEZ-CLAVIJO & VALADARES (2003), a que se acrescentaram (a traço negro mais grosso) as falhas dadas como garantidas nas cartas geológicas 1:200.000 e 1:100.000 (DGGM, 1983 e 1992), inclusive o prolongamento da “falha de Portimão” (FP).

O maciço tem uma estrutura anelar subvulcânica (TEIXEIRA, 1962) e uma das originalidades é a de não estar relacionado com “rifts”; e outra é a de associar rochas granulares e rochas formadas por actividade vulcânica explosiva. De facto, depois da formação do Maciço, mas ainda relacionado com ele, houve magmatismo importante no barlavento algarvio (COELHO, 1984) e, por isso, todo o Maciço está cortado por intrusões de rochas básicas, que representam um magma básico acumulado na base do Maciço independente do magma sienítico e não um produto de diferenciação desse magma. Além disso há filões de rochas félsicas e lamprófitos.

Igualmente relacionados com a intrusão de Monchique estão os filões de rocha básica, de composição dolerítica, que aparecem instalados nas formações carbónicas dos antiformas de Bordeira e Aljezur (*op. cit.*). Esse magmatismo teve também fácies vulcânica, com várias manifestações no Cenozóico; por exemplo, os basanitos de Figueira, perto da Mexilhoeira Grande, que metamorfizaram calcários de idade miocénica (*op. cit.*). De acordo com TEIXEIRA *et al.* (1979), a chaminé vulcânica de Figueira instalou-se no Panoniano, portanto Miocénico superior, ou seja há cerca de 7 M.a. A actividade vulcânica terá estado relacionada com a fase tectónica distensiva que afectou as Cordilheiras Béticas (Espanha) desde o Miocénico superior, mais precisamente desde o Tortoniano inferior (GONÇALVES, *op. cit.*, p. 53), portanto desde há 12 M.a. aproximadamente.

Segundo GONZÁLEZ-CLAVIJO & VALADARES (*op. cit.*) os trabalhos de campo que desenvolveram permitiu definir novas unidades distintas de sienito no maciço, assim como novas áreas de rochas básicas e de brechas vulcânicas. Contudo, “não foram identificadas grandes estruturas, com rejeitos significativos...”, inclusive não encontraram evidências do prolongamento da chamada “falha de Portimão” no maciço, o que está em completo desacordo com cartografia geológica anterior, designadamente com as cartas 1:200.000 e 1:100.000 (DGGM, 1983 e 1992).

Retornando à Fig. 3, verifica-se que a água das Caldas emerge na zona de falha que condicionou a modelação de um vale profundamente encaixado com todas as características de um vale de fractura (o Barranco do Banho), falha que não é significativamente comprida mas que é assinalada na cartografia referida, embora GONZÁLEZ-CLAVIJO & VALADARES (*op. cit.*) a apresentem só como "provável". Pelo contrário, nas áreas de ocorrência das águas da Malhada Quente e da Fornalha não são assinaladas quaisquer falhas, nem mesmo como prováveis, quer no trabalho de GONZÁLEZ-CLAVIJO & VALADARES (*op. cit.*), quer na outra cartografia.

4 O MODELO CONCEPTUAL PROPOSTO

Como se pode ver no Quadro 1 há grande semelhança entre composição da água das Caldas de Monchique e as das sulfúreas da ZCI, o que suporta a convicção de que também a água das Caldas é um caso de solução hidrotermal relacionada com a neotectónica, designadamente com levantamento crustal no Quaternário, e com grandes estruturas profundas, embora sejam notórias a mais baixa concentração da sulfuração, assim como do fluoreto, e do silício total (expresso em SiO₂), e uma concentração de sulfato bastante mais elevada do que é normal naquelas. Admite-se que a sulfuração mais baixa possa estar condicionada pela menor expressão do levantamento quaternário na região, comparativamente ao da ZCI, assim como a menor concentração de flúor, outra das espécies que se julga provir de profundidade.

Comparando agora entre si as três águas da serra de Monchique, verifica-se que, embora se notem diferenças entre a água das Caldas e as outras duas (por exemplo que a água da Fornalha é muito mais mineralizada, especialmente pelo cloreto, pelo sulfato, e pelo sódio), há traços comuns inquestionáveis, designadamente a temperatura e o pH alcalino; assim, acha-se que todas têm por base o mesmo sistema hidrotermal profundo, sediado no Maciço de Monchique, só que as águas da Malhada Quente e da Fornalha têm depois um percurso na Formação a Brejeira, onde ganham mais cloreto de sódio e sulfato, e cálcio. Repare-se que a Fonte Santa da Fornalha é o pólo termomineral afastado do maciço sienítico. Aliás, a ausência de flúor nas águas da Malhada Quente e de Fornalha poderá estar relacionada precisamente com a entrada de cálcio na solução, o que fará com que o eventual flúor juvenil se combine com aquele catião e se forme fluorite por precipitação, o que empobrece a solução final em fluoreto. Temos assim a água das Caldas como a mais representativa do sistema hidrotermal, cuja estabilidade de composição química e de temperatura não podem deixar de corresponder a um grande acidente estrutural em profundidade. Os caudais relativamente elevados e os valores da transmissividade são uma evidência da importância da fracturação do Maciço ligada a essa estrutura.

AGRADECIMENTOS

Aos colegas E. J. González-Clavijo e V. Valadares agradecemos a cedência da figura do poster que depois apresentaram no Congresso Nacional de Geologia de 2003, o que permitiu conhecermos novos pormenores da geologia do Maciço a tempo de preparar a presente comunicação.

BIBLIOGRAFIA

- ACCIAIUOLI, L.M.C.(1952-1953) - "Le Portugal Hydromineral". Direcção-Geral de Minas e Serviços Geológicos, Lisboa, 2 vols. 859 p., 1 mapa, tabelas e figuras."
- ALMEIDA, A. & ALMEIDA, J.D. (1966), "Inventário Hidrológico de Portugal" Vol.1-Algarve. Instituto de Hidrologia de Lisboa, 135 p.
- BAPTISTA, J., COKE, C., DIAS, R. & RIBEIRO, A. (1993), "Tectónica e geomorfologia da região de Pedras Salgadas-Vidago e as nascentes minerais associadas". Comunicações da XII Reunião de Geologia do Oeste Peninsular, Univ. Évora, 20-24 Set. 1993, pp. 125-139.
- CABRAL, J. & RIBEIRO, A. (1989a) "Carta Neotectónica de Portugal", escala 1:1.000.000. Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa.
- CALADO, C. (1992) "Carta de Nascentes Minerais", esc. 1:1.000.000, Atlas do Ambiente, Direcção-Geral de Recursos Naturais/Min. Ambiente e Recursos Naturais, Lisboa.

- CALADO, C. (1993), "Águas sulfúreas alcalinas e gasocarbónicas na Península Ibérica: distribuição e controlo geotectónico". Comunicações da XII Reunião de Geologia do Oeste Peninsular, Évora, 20-24 Set. 1993, pp. 235-245. Universidade de Évora
- CALADO, C. (1995) "Notícia Explicativa da Carta de Nascentes Minerais" do Atlas do Ambiente. Direcção-Geral do Ambiente/Min. Ambiente e Recursos Naturais, Lisboa, 44 p.
- CALADO, C. (2001) - "A ocorrência de água sulfúrea alcalina no Maciço Hespérico. Quadro hidrogeológico e quimiogénese". Tese de Doutoramento, Fac. Ciências Univ. Lisboa.
- CALADO, C. (2003a) - "O problema da origem da espécie H₂O no caso das águas sulfúreas alcalinas portuguesas". Actas do VI Congresso Nacional de Geologia, *Ciências da Terra* (UNL), Lisboa, N.º especial V, CD-ROM, pp. E5-E8, (ficheiro E02.pdf).
- CALADO, C. (2003b) - "Neotectónica e fluidos quentes de origem profunda no Maciço Hespérico". Actas do VI Congresso Nacional de Geologia, *Ciências da Terra* (UNL), Lisboa, N.º especial V, CD-ROM, pp. E30-E33, (ficheiro D05.pdf).
- Coelho, A.V.P. (1984), "Rochas ígneas pós-hercínicas". In: J.T. Oliveira (coord.), Notícia Explicativa da Folha 7 da Carta Geológica de Portugal na escala 1:200.000, Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa, pp. 51-53.
- DGGM (1983), Folha 7 da Carta Geológica de Portugal na escala 1:200.000, coord. J. Tomás Oliveira, Direcção-Geral de Geologia e Minas, Lisboa.
- DGGM (1984), Notícia Explicativa da Folha 7 da Carta Geológica de Portugal na escala 1:200.000, coord. J. Tomás Oliveira, Direcção-Geral de Geologia e Minas, Lisboa.
- DGGM (1992), Carta Geológica da Região do Algarve na escala 1:100.000 (2 fls.), coord. J.L. Manupella, Direcção-Geral de Geologia e Minas, Lisboa.
- FREIRE DE ANDRADE, C. (1936) - "Ante-projecto para a modificação das captagens das águas medicinais do Gerez" (não publicado).
- GARRIDO, R.; GONZALEZ, A. & CARRASCO, R. (1997), "Hidroquímica de las águas del balneario El Manzano (Almonaster La Real, Huelva): un ejemplo de surgencia en granitoides hercínicos del suroeste peninsular". In: J.G. Yélamos & F. Villarroya (eds.) "Hydrogeology of hard rocks. Some experiences from Iberian Peninsula and Bohemian Massif"; Asociación Internacional de Hidrogeólogos-Grupo Español, Madrid, pp. 125-133.
- GONÇALVES, F.A. (1984), "Complexos anelares subvulcânicos de Monchique e Sines". In: J.T. Oliveira (coord.), Notícia Explicativa da Folha 7 da Carta Geológica de Portugal na escala 1:200.000, Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa, pp. 53-54.
- GONZÁLEZ-CLAVIJO, E.J. & VALADARES, V. (2003), "A estrutura do Complexo de Monchique". Actas do VI Congresso Nacional de Geologia, *Ciências da Terra* (UNL), Lisboa, N.º especial V, CD-ROM, pp. C37-C40 (ficheiro C11.pdf).
- HAMBLIN, W.K & CHRISTIANSEN, E.H. (1998), "Earth's dynamic systems". (8ª edição) Prentice-Hall, Inc., 740 p.
- RIBEIRO, A. & MOITINHO DE ALMEIDA, F. (1981) - "Geotermia de baixa entalpia em Portugal continental". *Geonovas*, Rev. Assoc. Portuguesa de Geólogos, Lisboa, N.º 2, pp. 60-71.

SKINNER, B.J. (1997), "Hydrothermal Mineral Deposits: What We Do and Don't Know". In: "Geochemistry of of Hydrothermal Ore Deposits", Hubert L. Barnes (ed.), 3ª edição. John Wiley & Sons, Inc., pp. 1-29.

TEIXEIRA, C. (1962), "La structure annulaire subvolcanique des massifs éruptifs de Sintra, Sines et Monchique". in: Estudos científicos oferecidos em homenagem ao Prof. Doutor J. Carrington da Costa. Junta de Investigações do Ultramar, Lisboa.

TEIXEIRA, C. (1981), "Geologia de Portugal. Vol. I-Precâmbrico, Paleozóico". Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 629 p.

TEIXEIRA, C., Pais, J. & Rocha, R. (1979), "Quadros de Unidades Estratigráficas e da Estratigrafia Portuguesa". INIC, Lisboa

WHITE, D.E., MUFFLER, L.J.P. & TRUESDELL, A.H. (1971), "Vapour-dominated hydrothermal systems compared to hot-water systems". *Econ. Geol.*, pp 66-75.

RECURSOS HIDROMINERAIS DO ALENTEJO E ALGARVE

Maria Carla LOURENÇO*

*Geóloga, Instituto Geológico e Mineiro, Rua Almirante Barroso, 38, 1049-025 Lisboa, +351.1.213118700,
carla.lourenco@igm.pt*

«[...] havia muytas agoas medicinaes, de grande utilidade para a duraçãõ da vida, e de igual efficacia para conservaço da saude [...] sendo assim, que se pudera aproveitar melhor deste beneficio do Creador do Mundo, se a gente conhecera o prestimo, a bondade, e a virtude de todas estas agoas; das quaes, ou por ignavia, ou por falta de noticia, está sem uso a mayor parte. [...] He certo, que no uso das agoas, ou bebidas, ou administradas em banhos, se observaõ cousas de grande admiraço, e consequencia no corpo humano. [...] E ha agoas de taõ estranhos effeytos, que excedem a esfera de toda a credulidade. »

Aquilégio Medicinal, 1726

RESUMO

No nosso país ocorrem águas com particularidades muito interessantes, às quais, desde tempos remotos, foram atribuídas capacidades únicas na cura de certas doenças e na preservação da vida, o que as torna tão diferentes das restantes águas subterrâneas.

Pretende-se com esta comunicação abordar a questão dos recursos hidrominerais do Alentejo e do Algarve, tanto na área das águas minerais naturais já concessionadas como das águas que constituem potenciais recursos, dadas as suas características físico-químicas.

No que se refere às ocorrências hidrominerais não concessionadas, e apesar da importância destes recursos, existe ainda uma quase completa ausência de instrumentos de planeamento e gestão que permitam a optimização da exploração dessas águas.

Embora a ocorrência dos recursos hidrominerais seja menos frequente relativamente ao norte do país, há que realçar as características ímpares de algumas destas águas, que são conhecidas e aproveitadas desde há longos séculos, ocupando assim um lugar de relevo na hidrologia Portuguesa.

Ainda hoje as águas minerais naturais continuam a constituir um tema de estudo, sendo-lhes atribuídas capacidades únicas na cura de certas doenças, virtudes particulares que as distinguem das águas de consumo humano.

Este tipo de elemento essencial à vida é cada vez mais raro e valioso na sua forma pura, pelo que é preciso, cada vez mais, defender a sua integridade.

Palavra-chave: Recursos hidrominerais; Águas minerais naturais; Alentejo, Algarve

1 INTRODUÇÃO

A composição das águas minerais naturais tem suscitado, ao longo dos anos, o interesse de estudiosos de diversas áreas científicas.

Pela sua diversidade geológica, o nosso país é muito rico em águas minerais. Podemos dizer que existem cerca de 400 ocorrências (ver Figura 1) em que:

- A água foi qualificada como mineral natural à luz da legislação anterior;

Foram verificadas potencialidades para poderem vir a ser qualificadas, ou porque as suas propriedades físico-químicas foram analisadas por técnicos especialistas, ou porque as suas propriedades terapêuticas são conhecidas desde longa data, embora duma forma empírica.

Muitos desses recursos são conhecidos e aproveitados desde há longos séculos. Já Francisco da Fonseca Henriques, médico da Corte de D. João V, na sua obra *Aquilégio Medicinal*, datada de 1726, faz referência a numerosas ocorrências termiais que permitem concluir que as mesmas permanecem durante séculos e podem ser aproveitadas, como se indica na referida obra por aqueles que possuem << [...] a dita de habitar num país e numa terra em cujas veias circulam as mais prodigiosas águas do universo >>.

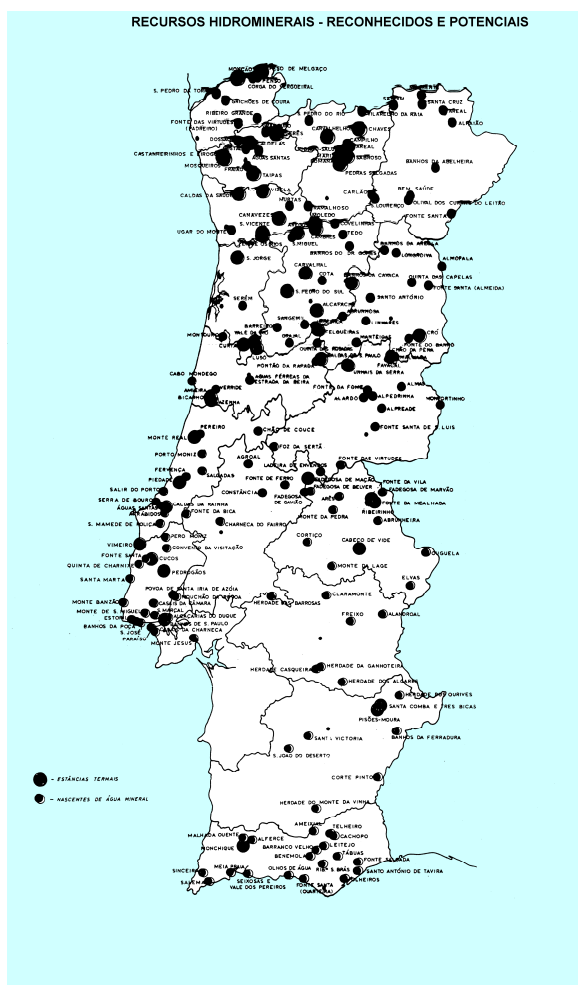


Figura 1 – Localização dos recursos hidrominerais de Portugal Continental

Este tipo de elemento essencial à vida é cada vez mais raro e valioso na sua forma impoluta, pelo que é preciso cada vez mais defender a sua integridade.

À luz da legislação em vigor, Decreto-Lei 90/90, de 16 de Março, são considerados Recursos hidrominerais as Águas Minerais Naturais e as Águas Minero-Industriais.

Este trabalho incidirá, apenas, sobre as águas minerais do Alentejo e do Algarve, as quais já foram reconhecidas ou então constituem potenciais recursos pelo facto de já terem sido usadas pelas populações locais, sendo as suas propriedades terapêuticas conhecidas desde longa data, embora duma forma empírica.

Uma água mineral natural é uma “água considerada bacteriologicamente própria, com particularidades físico-químicas estáveis na origem dentro da gama de flutuações naturais, de que podem eventualmente resultar propriedades terapêuticas ou simplesmente efeitos favoráveis à saúde”.

Na abordagem do tema, pretende-se focar, de uma forma genérica, alguns aspectos relevantes, como sejam a geologia, o quimismo, o aspecto da utilização dos recursos (termalismo, indústria de engarrafamento, etc.), ficando desde já sublinhado que muito mais haveria a dizer sobre os Recursos hidrominerais do Alentejo e do Algarve.

2 LOCALIZAÇÃO E MODOS DE OCORRÊNCIA

Os recursos hidrominerais encontram-se largamente espalhados em Portugal Continental, verificando-se uma maior predominância a norte (ver Figuras 2 e 3), justificada, fundamentalmente, pelo facto de Portugal se encontrar dividido em zonas cujas características geológico-estruturais são consideravelmente distintas.

Este tipo de recurso localiza-se principalmente na zona norte e centro do Maciço Hespérico (ver Figura 3), designadamente na zona Centro-Ibérica, estando a sua distribuição intimamente relacionada com grandes acidentes tectónicos, como é o caso do acidente Penacova-Régua-Verin.

As ocorrências localizadas nas Orlas Meso-Cenozóicas Ocidental e Meridional estão estreitamente relacionadas com falhas activas ou diapiros salinos, verificando-se, na maioria dos casos, a concorrência de ambos.

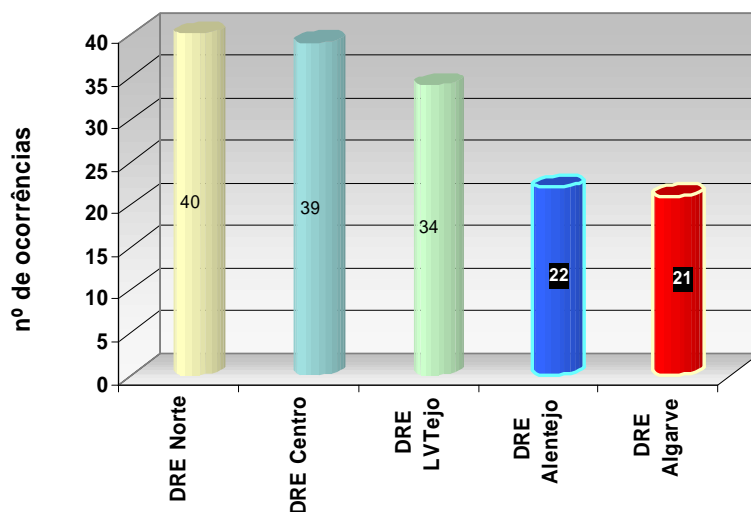


Figura 2 – Distribuição, por DRE, das ocorrências hidrominerais

Embora a ocorrência dos recursos hidrominerais do Alentejo e do Algarve seja menos frequente relativamente ao resto do país, há que realçar as características ímpares de algumas destas águas, que são conhecidas e aproveitadas desde há longos séculos, ocupando assim um lugar de relevo na hidrologia Portuguesa.

Na região em estudo foram identificadas 43 ocorrências, quer naturais, quer provenientes de furos. Muitas das ocorrências constituem grupos que aqui, simplificada, se englobam numa emergência “tipo”.

Estas ocorrências encontram-se referidas nos Quadros 1 e 2, estando distribuídas pela respectiva DRE, e representam as águas que, de alguma forma, são ou foram inventariadas como recursos hidrogeológicos e/ou usadas em tempo em tratamentos termais.

Quadro 1 – Distribuição dos recursos hidrominerais reconhecidos e potenciais na área da DRE Alentejo, e respectiva situação administrativa

| DESIGNAÇÃO | SITUAÇÃO ADMINISTRATIVA | CONCELHO | DISTRITO |
|------------------------------|-------------------------------------|-----------------|------------|
| Fadagosa de Nisa | Concessão hidromineral | Nisa | Portalegre |
| Termas do Monte da Pedra | Concessão hidromineral | Crato | Portalegre |
| Pisões-Moura | Concessão hidromineral | Moura | Beja |
| Fonte da Mealhada | Concessão hidromineral | Castelo de Vide | Portalegre |
| Ribeirinho e Fazenda do Arco | Concessão hidromineral | Castelo de Vide | Portalegre |
| Termas da Sulfúrea | Concessão hidromineral | Fronteira | Portalegre |
| Santa Comba e Três Bicas | Concessão hidromineral | Moura | Beja |
| Fonte da Vila | Concessão hidromineral | Castelo de Vide | Portalegre |
| Herdade da Ganhoteira | Rec. Hidromineral não concessionado | Portel | Évora |
| Herdade dos Ourives | Rec. Hidromineral não concessionado | Moura | Beja |
| Fadagosa Maria Viegas | Rec. Hidromineral não concessionado | Marvão | Portalegre |
| Herdade da Casqueira | Rec. Hidromineral não concessionado | Évora | Évora |
| Herdade das Barrosas | Rec. Hidromineral não concessionado | Montemor-o-Novo | Évora |
| Victória | Rec. Hidromineral não concessionado | Beja | Beja |
| Cortiço | Rec. Hidromineral não concessionado | Avis | Portalegre |
| S. João do Deserto | Rec. Hidromineral não concessionado | Aljustrel | Beja |
| Águas de S. Romão | Águas não reconhecidas | Montemor-o-Novo | Évora |
| Águas Santas da Morena | Águas não reconhecidas | Mértola | Beja |
| Águas Santas de Besteiros | Águas não reconhecidas | Mértola | Beja |
| Banhos da Ferradura | Águas não reconhecidas | Serpa | Beja |
| Herdade do Monte da Vinha | Águas não reconhecidas | Almodôvar | Beja |
| Herdade dos Algares | Águas não reconhecidas | Portel | Évora |

Quadro 2 – Distribuição dos recursos hidrominerais reconhecidos e potenciais na área da DRE Algarve e respectiva situação administrativa

| DESIGNAÇÃO | SITUAÇÃO ADMINISTRATIVA | CONCELHO | DISTRITO |
|-----------------------------|-------------------------------------|---------------------|----------|
| Caldas de Monchique | Concessão hidromineral | Monchique | Faro |
| Fonte Santa de Quarteira | Rec. Hidromineral não concessionado | Loulé | Faro |
| Santo António de Tavira | Rec. Hidromineral não concessionado | Tavira | Faro |
| Alferce | Águas não reconhecidas | Monchique | Faro |
| Ameixial | Águas não reconhecidas | Loulé | Faro |
| Barranco Velho | Águas não reconhecidas | Loulé | Faro |
| Benémola | Águas não reconhecidas | Loulé | Faro |
| Cachopo | Águas não reconhecidas | Tavira | Faro |
| Fonte da Atalaia | Águas não reconhecidas | Tavira | Faro |
| Leitejo | Águas não reconhecidas | Tavira | Faro |
| Malhada Quente | Águas não reconhecidas | Monchique | Faro |
| Meia Praia | Águas não reconhecidas | Lagos | Faro |
| Olheiros | Águas não reconhecidas | Tavira | Faro |
| Olhos de Água | Águas não reconhecidas | Albufeira | Faro |
| Rib ^a de S. Brás | Águas não reconhecidas | S. Brás de Alportel | Faro |
| Salema | Águas não reconhecidas | Vila do Bispo | Faro |
| Seixosas | Águas não reconhecidas | Portimão | Faro |
| Sinceira | Águas não reconhecidas | Vila do Bispo | Faro |
| Telheiro | Águas não reconhecidas | Tavira | Faro |
| Tábuas | Águas não reconhecidas | Tavira | Faro |
| Valverde | Águas não reconhecidas | Lagos | Faro |

Do total de recursos identificados, é possível referir que:

- 9 estão qualificados como águas minerais naturais e encontram-se concessionados, estando sujeitos a programas de controlo por parte do Instituto Geológico e Mineiro (IGM);

- 34 não se encontram concessionados, tendo sido qualificados à luz de legislação anterior (caso dos recursos não concessionados) ou então nunca chegaram a ser qualificados, sendo as suas propriedades terapêuticas conhecidas desde longa data, embora numa forma empírica (caso das águas não reconhecidas).

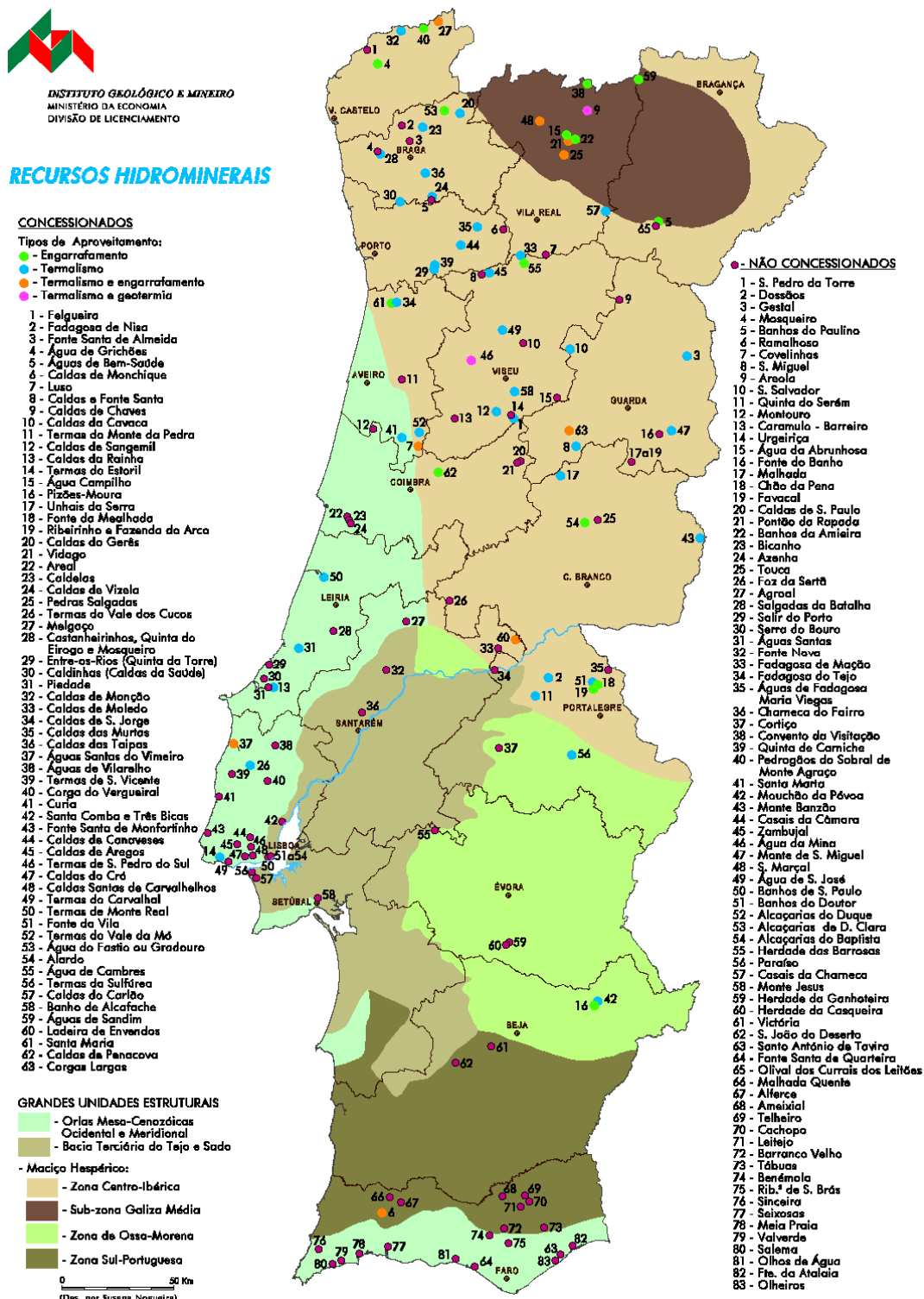


Figura 3 – Distribuição dos recursos hidrominerais, concessionados e não concessionados

3 QUIMISMO DOS RECURSOS HIDROMINERAIS

Do total das 43 ocorrências hidrominerais em estudo, apenas 9 encontram-se oficialmente reconhecidas como águas minerais naturais. No entanto, a maioria destas águas é citada na tradição popular como possuindo poderes curativos para várias doenças, tradição essa que despertou a curiosidade a químicos e médicos hidrologistas e os levou a debruçarem-se sobre a sua composição química. Começaram então a aparecer alguns trabalhos analíticos que, na maioria dos casos, se resumem, infelizmente, a uma única análise efectuada há várias décadas, mas que no entanto permitem fazer uma apreciação global das potencialidades hidrominerais desta zona do País.

Deste modo, de todas as águas das regiões alentejana e algarvia referidas na literatura da especialidade há, infelizmente, muito poucos dados analíticos, com excepção das já referidas águas minerais que se encontram concessionadas, dado que, a partir de 1986, a então D.G.G.M. (actual IGM) implementou programas de controlo analítico sistemático a todas as águas minerais em exploração, em virtude de se ter reconhecido a necessidade de adquirir dados que conduzam a um maior conhecimento dos recursos hidrominerais permitindo, deste modo, a sua melhor gestão e valorização. A periodicidade do referido controlo é a apresentada no quadro 3.

Quadro 3 – Programas analíticos estipulados para as águas minerais

| | Físico-Químicas Resumidas | Físico-Químicas Completas | Bacteriológicas |
|--|----------------------------------|----------------------------------|------------------------|
| Concessão em actividade | 3 ou 4 por ano | 1 em cada 4/5 anos | 1 semana/quinzena |
| Concessão com actividade suspensa | 2 por ano | - | 2 por ano |

Os dados analíticos actualmente disponíveis foram transcritos para os Quadros 4 e 5, de forma a melhor evidenciar o valor dos diferentes parâmetros calculados cada uma das águas das regiões em estudo, permitindo, assim, uma fácil comparação entre elas. Grande parte desses dados constam do vasto processo analítico que o IGM possui, sendo de salientar que os dados analíticos referentes aos recursos potenciais existentes no Algarve foram retirados do Vol. I do Inventário Hidrológico de Portugal.

Quadro 4 – Caracterização físico-química dos recursos hidrominerais do Alentejo, reconhecidos e potenciais

| | Resíduo Seco | Dureza | Alcalinidade | Temp. | pH | Cl ⁻ | SO ₄ ²⁻ | HCO ₃ ⁻ + CO ₃ ²⁻ | S ₂ O ₃ ²⁻ | HS ⁻ | Na ⁺ | K ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | SiO ₂ |
|--|---|--|-------------------|-------|-------|-----------------|-------------------------------|---|---|-----------------|-----------------|----------------|------------------|------------------|------------------|
| | Mg/l | p.p. 10 ⁵ CaCO ₃ | mL/L de HCL 0,1 M | ° C | | meq/L | meq/L | meq/L | meq/L | meq/L | meq/L | meq/L | meq/L | meq/L | mg/L |
| ÁGUAS MINERAIS CLASSIFICADAS | | | | | | | | | | | | | | | |
| Fadagosa de Nisa | 312 | 3.0 | 27.0 | 20 | 8.24 | 1.86 | 0.08 | 2.51 | - | 0.10 | 4.35 | 0.05 | 0.53 | 0.06 | 384 |
| Fonte da Vila | 843 | 38.3 | 55.3 | - | 7.08 | 4.39 | 1.28 | 5.54 | - | - | 4.65 | 1.51 | 3.70 | 3.95 | 21.1 |
| | Observação: água muito nitrada (com concentrações em nitrato superiores a 100 mg/l) | | | | | | | | | | | | | | |
| Fonte da Mealhada | 327 | 28.1 | 49.6 | 15.0 | 7.21 | 0.62 | 0.20 | 4.96 | - | - | 0.50 | 0.02 | 2.99 | 2.63 | 11.1 |
| Pisões-Moura | 470 | 35.2 | 5.96 | 19 | 7.13 | 1.92 | 0.42 | 6.16 | - | - | 1.46 | 0.01 | 4.89 | 2.15 | 24.1 |
| Ribeirinho e Fazendo do Arco (Vitalis) | 42.1 | 0.38 | 1.1 | 16.0 | 5.48 | 0.18 | 0.05 | 0.11 | - | - | 0.25 | 0.05 | 0.04 | 0.04 | 17.7 |
| Sta. Comba e Três Bicas | 628 | 47.3 | 6.88 | 21.5 | 7.0 | 3.81 | 0.54 | 6.88 | - | - | 2.17 | 0.05 | 3.16 | 6.29 | 19.8 |
| Termas da Sulfúrea | 208.0 | 5.5 | 20.8 | 19.8 | 11.44 | 1.40 | 0.07 | 0.06 | - | 0.02 | 2.29 | 0.12 | 1.10 | - | - |
| Termas do Monte da Pedra | 316 | 1.8 | 27.6 | 21.3 | 7.93 | 1.64 | 0.03 | 2.61 | 0.01 | 0.13 | 4.65 | 0.46 | 0.27 | 0.07 | 36.6 |

| RECURSOS POTENCIAIS | | | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------------------|--|---|------|------|------|-------|------|------|----------|---|------|------|------|------|------------|
| Cortiço | 362.2 | 18.45 | 45.8 | 18.2 | 7.29 | 2.16 | 0.16 | 9.31 | - | - | 2.85 | 0.10 | 1.28 | 2.60 | silicatada |
| Fadagosa M ^a Viegas | 259.4 | 2.78 | 25 | 21.9 | 7.5 | 0.91 | 0.30 | 2.50 | sulfúrea | | 3.13 | 0.04 | 0.27 | 0.29 | 43.27 |
| Herdade das Barrosas | 217.6 | | | | | 1.16 | 0.70 | | | | 1.44 | | 0.87 | 0.68 | 30.6 |
| Herdade da Casqueira | (An. de 1893) – Composição: óes cloro, sulfúrico, fosfórico, carbónico, magnésio, cálcio, cobre, ferro e sílica | | | | | | | | | | | | | | |
| Herdade da Ganhoteira | 542 | 24.7 | | 15 | 3.34 | 0.51 | 6.86 | 0 | - | - | 0.87 | 0.09 | 2.82 | 2.92 | 55.2 |
| Herdade dos Ourives | 665 | - | 59 | - | 7.49 | 3.81 | 0.85 | 5.85 | - | - | 3.34 | 0.02 | 3.57 | 4.13 | 50.5 |
| S. João do Deserto | >1000 | Composição: sulfatada | | | | | | | | | | | | | |
| Victória | 5385 | Composição: cloretada sódica, cálcica e magnésiana | | | | | | | | | | | | | |
| Águas de S. Romão | 460 | 28.1 | 28.2 | | 7.16 | 0.90 | 3.39 | 2.82 | - | - | 1.49 | | 2.74 | 2.88 | 45.3 |
| Águas St ^a da Morena | 2176 | 33 | 61 | - | 7.31 | 24.1 | 6.0 | 6.1 | - | - | 29.1 | 0.2 | 3.4 | 3.2 | 22.4 |
| Águas St ^a de Besteiros | 961 | | 67.1 | - | 7.27 | 11.53 | 1.36 | 6.70 | - | - | 1.14 | 0.06 | 2.95 | 2.53 | 18.6 |
| Banhos da Ferradura | 542 | - | 57.4 | - | 7.69 | 2.80 | 0.86 | 5.74 | - | - | 4.68 | 0.03 | 2.73 | 1.98 | 63 |
| Herdade do Monte da Vinha | Composição: água bastante mineralizada (886.6 mg/l), cloretada sódica, carbonatada cálcica, sulfatada magnésica. | | | | | | | | | | | | | | |
| Herdade dos Algaes | Composição: água medianamente mineralizada (~500 mg/l), cloretada, sulfatada. | | | | | | | | | | | | | | |

-- Águas Sulfúreas -- Águas Cloretadas -- Águas Bicarbonatadas -- Águas Sulfatadas

Quadro 5 – Caracterização físico-química dos recursos hidrominerais do Algarve, reconhecidos e potenciais

| | Resíduo Seco | Dureza | Alcalinidade | Temp. | pH | Cl ⁻ | SO ₄ ²⁻ | HCO ₃ ⁻ + CO ₃ ²⁻ | S ₂ O ₃ ²⁻ | HS ⁻ | Na ⁺ | K ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | SiO ₂ |
|-------------------------------------|--------------|--|-------------------|-------|------|-----------------|-------------------------------|---|---|-----------------|-----------------|----------------|------------------|------------------|------------------|
| | Mg/l | p.p. 10 ⁵ CaCO ₃ | mL/L de HCL 0,1 M | ° C | | meq/L | meq/L | meq/L | meq/L | meq/L | meq/L | meq/L | meq/L | meq/L | mg/L |
| ÁGUAS MINERAIS CLASSIFICADAS | | | | | | | | | | | | | | | |
| Monchique | 294 | 0.2 | 26.2 | 32 | 9.62 | 1.04 | 1.08 | 2.54 | 0.04 | 0.01 | 4.70 | 0.05 | 0.05 | - | 8.3 |
| RECURSOS POTENCIAIS | | | | | | | | | | | | | | | |
| Alferce | 538.8 | 0.8 | 23.6 | 27 | 8.59 | 2.85 | 2.94 | 2.31 | - | - | 7.98 | - | 0.14 | 0.02 | 37.6 |
| M.Quente | 269.2 | 2.2 | 28.0 | 28 | 7.84 | 1.10 | 0.19 | 2.80 | - | - | 3.70 | - | 0.52 | 0.18 | 21.6 |
| M.Praia | 936.4 | 37.2 | 44.0 | - | 7.22 | 10.0 | 1.90 | 6.04 | - | - | 8.18 | - | 5.35 | 2.08 | 10.0 |
| Olheiros | 5577.2 | 140.2 | 65.6 | - | 6.84 | 82.11 | 8.51 | 6.56 | - | - | 69.03 | - | 11.66 | 16.40 | 24.4 |
| O.de Água | 1372.8 | 52.5 | 58.4 | - | 7.04 | 15.70 | 1.97 | 5.84 | - | - | 13.07 | - | 5.99 | 4.5 | 5.2 |
| Salema | 3435.6 | 93.2 | 66.0 | - | 6.92 | 48.01 | 6.16 | 6060 | - | - | 42.19 | - | 7.90 | 10.73 | 11.6 |
| Seixosas | 3480.8 | - | 62.8 | - | 6.95 | 47.46 | 5.0 | 6.28 | - | - | 39.85 | - | 9.82 | 9.04 | 24.0 |
| Sinceira | 288.8 | 8.7 | 2.0 | - | 5.29 | 3.42 | 0.37 | 0.20 | - | - | 2.86 | - | 0.48 | 1.26 | - |
| Quarteira | 644.0 | 41.8 | 66.4 | - | 6.96 | 4.41 | 0.95 | 6.64 | - | - | 3.84 | - | 5.63 | 2.72 | 2.8 |
| Ameixial | 328.4 | 20.8 | 30.8 | - | 6.95 | 1.62 | 0.78 | 3.08 | - | - | 2.32 | - | 2.10 | 1.06 | 34.4 |
| Atalaia | 514.0 | 37.2 | - | - | 6.86 | 1.51 | 0.18 | 7.52 | - | - | 2.13 | 0.15 | 5.43 | 2.0 | 15.0 |
| Barranco Velho | 167.2 | 11.4 | 20.8 | - | 6.82 | 0.54 | 0.18 | 2.08 | - | - | 0.50 | - | 0.88 | 1.40 | 23.6 |
| Benémola | 364.8 | 29.2 | 46.0 | 17.5 | - | 0.80 | 1.04 | 4.60 | - | - | 0.70 | - | 4.01 | 1.80 | 4.4 |
| Cachopo | 188.7 | 14.1 | 28.2 | - | 7.2 | 0.54 | 0.14 | 2.88 | - | - | 0.62 | 0.01 | 0.62 | 2.19 | 15.7 |
| Leitejo | 152.0 | 9.7 | 18.0 | - | 6.89 | 0.50 | 0.22 | 1.80 | - | - | 0.58 | - | 0.54 | 1.40 | 27.2 |
| Rib ^a S. Brás | 185.6 | 8.2 | 12.0 | - | 6.65 | 0.96 | 0.57 | 1.20 | - | - | 1.12 | - | 0.48 | 1.16 | 40.0 |
| S.A. Tavira | 514.0 | 37.2 | - | 25.4 | 6.83 | 1.88 | 0.22 | 7.52 | - | - | 2.13 | 0.15 | 5.43 | 2.0 | 15.0 |
| Telheiro | 204.0 | 14.2 | 26.4 | - | 6.96 | 0.64 | 0.43 | 2.64 | - | - | 0.87 | - | 1.08 | 1.76 | 27.2 |
| Valverde | 2345.0 | 130.0 | 66.4 | - | 6.60 | 13.60 | 16.80 | 6.64 | - | - | 11.00 | 0.39 | 18.80 | 7.20 | 16.6 |
| Tábuas | 122.8 | 5.5 | 5.6 | - | 5.98 | 0.38 | 0.65 | 0.56 | - | - | 0.42 | - | 0.26 | 0.84 | 21.6 |

-- Águas Sulfúreas -- Águas Cloretadas -- Águas Bicarbonatadas -- Águas Sulfatadas

De acordo com os valores dos parâmetros físico-químicos determinados nas análises que figuram no Quadros 4 e 5, as águas poder-se-ão agrupar do seguinte modo:

Sulfúreas – Monchique, Fadagosa de Nisa, Termas da Sulfúrea, Termas do Monte da Pedra, Águas Santas da Morena, Águas Santas de Besteiros, Banhos da Ferradura, Fadagosa M^a Viegas, Herdade da Casqueira, Alferce, Malhada Quente

Cloretadas – Fonte da Vila, Sinceira, Salema, Seixosas, Meia Praia, Olhos de Água, Olheiros, Quarteira, Herdade do Monte da Vinha, Herdade das Barrosas, Herdade dos Algaes, Victória

Bicarbonatadas- Ribeirinho e Fazenda do Arco, Fonte da Mealhada, Pisões-Moura, Sta. Comba e Três Bicas, Cortiço, Herdade dos Ourives, Quarteira, Ameixial, Atalaia, Barranco Velho, Benémola, Cachopo, Leitejo, Rib. de S. Brás, S. A. Tavira, Telheiro

Sulfatadas- Herdade da Ganhoteira, Águas de S. Romão, S. João do Deserto, Tábuas, Valverde

Existem outras águas na região do Alentejo, que constituem os chamados casos típicos de “água da mina”, como sejam a Água do Forte de S. Domingos, a Água da mina de Aljustrel, a Água da mina do Bugalho e a Água da mina do Lousal; tratam-se de águas muito ácidas, muito mineralizadas, com concentrações elevadas de elementos metálicos, designadamente metais pesados, e que eram usadas pela população local, principalmente no tratamento de doenças de pele e feridas ulceradas e em reumatismos.

4 TIPOS DE UTILIZAÇÃO DOS RECURSOS

Uma água mineral natural pode ter como tipo de utilização o termalismo, o engarrafamento ou uma actividade mista, i.e., termalismo e engarrafamento e termalismo e geotermia. Das 9 águas minerais naturais qualificadas, 7 estão em actividade, encontrando-se as restantes em suspensão de exploração. Das 7 em actividade, 3 são exploradas só para fins termais, 3 são utilizadas só para engarrafamento, apresentando a restante uma actividade mista em termalismo e engarrafamento (ver Quadro 6).

Quadro 6 – Tipos de utilização das águas minerais naturais do Alentejo e Algarve

| Termalismo | Engarrafamento | Termalismo e Engarrafamento |
|--------------------------|------------------------------|------------------------------------|
| Fadagosa de Nisa | Fonte da Mealhada | Caldas de Monchique |
| Termas do Monte da Pedra | Pisões-Moura | |
| Termas da Sulfúrea | Ribeirinho e Fazenda do Arco | |

As características físico-químicas das águas são muito importantes, constituindo um factor decisivo na escolha do estabelecimento termal a frequentar, uma vez que os médicos hidrologistas afirmam estarem as propriedades terapêuticas das águas minerais intimamente relacionadas com essas características.

Não obstante a existência de registos históricos da utilização, em Portugal, da água quente natural, desde o tempo da colonização romana, e, de se poder ainda encontrar em Portugal alguns vestígios arqueológicos de termas que tiveram grande importância na Europa romana, as águas termais foram, desde sempre, utilizadas para balneoterapia. Desde há cerca de uma década, porém, a utilização de águas com temperaturas elevadas tem começado a conhecer outros usos, nomeadamente, no que diz respeito ao aproveitamento do calor com fins de aquecimento ambiental. Estas acções marcam o aparecimento em Portugal do conceito de recurso geotérmico, no que diz respeito à utilização do calor como energia explorável, independente do modo como é veiculado para a superfície.

A necessidade crescente de desenvolvimento de energias alternativas renováveis motivou a criação de projectos de investigação centrados nas ocorrências de maior termalidade e, portanto, mais conhecidas, e, ainda, em projectos de carácter mais global que permitem uma inventariação exaustiva e posterior avaliação dos recursos geotérmicos de baixa e muito baixa entalpia existentes em Portugal Continental.

O IGM tem vindo a proceder ao estudo exaustivo das ocorrências de água com temperatura superior a 20°C, conhecidas em Portugal Continental, quer naturais, quer provenientes de furos (ver Figura 4).

Pela análise da Figura 4, é possível verificar que algumas das ocorrências hidrominerais em estudo possuem temperatura superior a 20°C, o que as torna potenciais recursos geotérmicos, podendo então serem exploradas para outros fins que não só a balneoterapia e engarrafamento, permitindo deste modo uma melhor gestão do recurso.

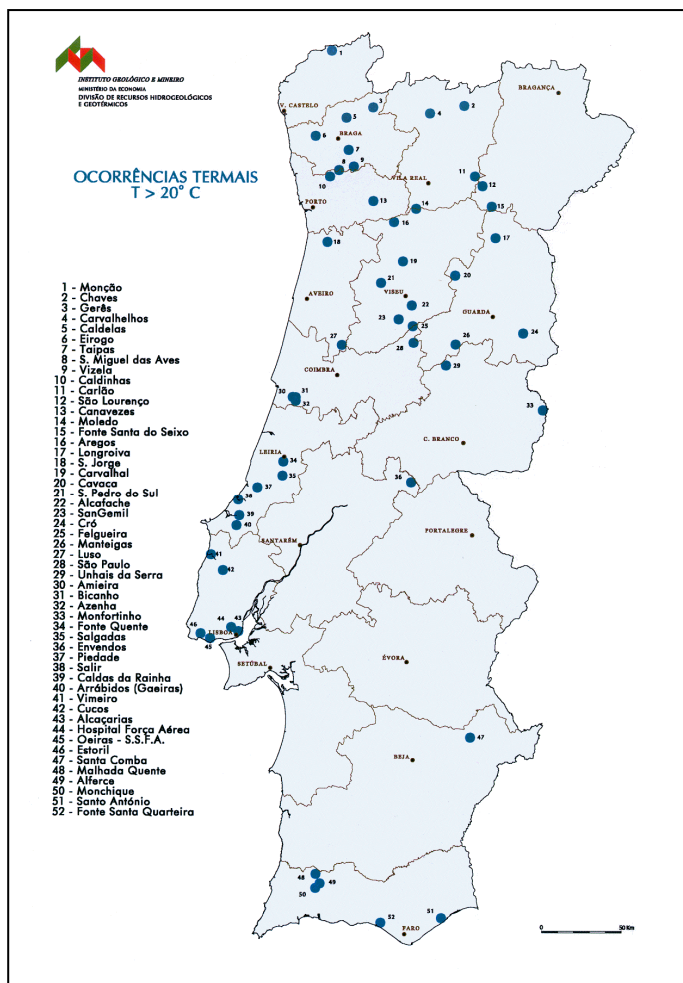


Figura 4 – Distribuição das ocorrências termais com T>20°C

5 ESTADO ACTUAL DO CONHECIMENTO

Pode-se dizer, de uma forma simplista, que o estado actual dos conhecimentos relativamente às potencialidades hidrominerais das regiões alentejana e algarvia corresponde a cerca de 21% da realidade conhecida dado que, das 43 ocorrências identificadas apenas 9 estão concessionadas, encontrando-se as restantes em situação desconhecida em virtude de não estarem sujeitas a um programa de controlo por parte do organismo de tutela (IGM).

No que se refere às ocorrências hidrominerais não concessionadas, e apesar da importância destes recursos, existe ainda uma quase completa ausência de instrumentos de planeamento e gestão que permitam a optimização da exploração dessas águas.

Espera-se que este trabalho possa despertar o interesse das várias entidades, quer privadas, quer públicas, de forma a que, futuramente, haja investimentos neste sector, promovendo acções que concorram para o conhecimento dos aquíferos, permitindo avaliar os que qualitativamente e quantitativamente, têm condições para serem explorados como termas e/ou engarrafamento. Se assim acontecer, as águas minerais naturais do Alentejo e Algarve poderão contribuir duma forma positiva para o desenvolvimento sócio-económico, não só destas regiões, como de todo o País.

BIBLIOGRAFIA

Almeida, A. e Almeida J. (1966) – Inventário Hidrológico de Portugal, I Vol.- Algarve, 135p.

Arquivo analítico do IGM

Cabral, J. and Ribeiro, A. - Carta Neotectónica de Portugal, escala 1:1.000.000. *Serviços Geológicos de Portugal*. Lisboa, 1989.

Cruz, J. (2000) – Águas Minerais – Extracção, Engarrafamento e Qualidade. Seminário sobre “Os Recursos Geológicos do Algarve”, DRA Algarve, 16 a 22 de Março de 2000.

Cruz, J., Lourenço, M. C., Rodrigues da Silva, A. M., Ramalho, E. C. and Correia, A.(1996) – Breve descrição das ocorrências termais com temperatura superior a 20°C em Portugal Continental. *Boletim de Minas*, vol. 33, nº 2. Pp 129-137.

Direcção-Geral de Geologia e Minas – *Recursos Geológicos* – Legislação. Lisboa, 1990.

IGM/DSGRG/DRHG (1998) - Folheto de divulgação sobre Geotermia intitulado “*Recursos Geotérmicos em Portugal Continental – baixa entalpia.*” 23p.

HENRIQUES, F. F. (1998) – Aquilégio Medicinal. Edição fac-similada. Instituto Geológico e Mineiro.

Lourenço, M. C. (1998) – *Recursos Geotérmicos de Baixa Entalpia em Portugal Continental*. 4º congresso da Água, Lisboa, de 23 a 27 de Março de 1998, 11p.

ÁGUAS MINERAIS DE CABEÇO DE VIDE PROPOSTA DE UM MODELO CONCEPTUAL DE CIRCULAÇÃO

José M. MARQUES

Prof. Auxiliar, Instituto Superior Técnico (IST), Lisboa, +351.21.8400806, jm Marques@popsv.ist.utl.pt

Mário ANDRADE

Bolseiro de Investigação, Instituto Tecnológico e Nuclear (ITN), Sacavém, mp Andrade@mail.ist.utl.pt

Fraser GOFF

Geologist, PhD, Los Alamos National Laboratory (LANL) EES-6, MS D462, New Mexico, USA, fraser@lanl.gov

Maria J. MATIAS

Profª. Associada c/ Agreg., Instituto Superior Técnico (IST), Lisboa, +351.21.8400806, mjmatias@popsv.ist.utl.pt

Maria J. BASTO

Investigadora Auxiliar, Instituto Superior Técnico (IST), Lisboa, +351.21.8400806, mjbasto@popsv.ist.utl.pt

Rui C. GRAÇA

Investigador Auxiliar, Instituto Superior Técnico (IST), Lisboa, +351.21.8400806

Paula M. CARREIRA

Investigadora Auxiliar, Instituto Tecnológico e Nuclear (ITN), Sacavém, +351.21. 21.9946179, carreira@itn.mces.pt

Luís AIRES-BARROS

Prof. Cat. Jubilado, Instituto Superior Técnico (IST), Lisboa, +351.21.8400806, airesbarros@popsv.ist.utl.pt

Luís ROCHA

Engº Recursos Hídricos, Junta de Freguesia de Cabeço de Vide, +351.245643206, Imp.rocha@sapo.pt

RESUMO

As águas minerais de Cabeço de Vide emergem junto ao contacto da intrusão de rochas máficas e ultramáficas (parcialmente serpentinizadas) com rochas carbonatadas de idade Câmbria. Estas águas pertencem à *fácies* Na-Cl/Ca-OH, sendo caracterizadas por valores de pH elevados (≈ 11.5) e baixa concentração em HCO_3^- , CO_3^{2-} , Mg^{2+} e SiO_2 . De referir o carácter sulfúreo destas águas embora com concentrações de HS^- (≈ 1.0 mg/l) inferiores às da maioria das águas sulfúreas Portuguesas. As águas locais com circulação pouco profunda associada às rochas máficas e ultramáficas parcialmente serpentinizadas pertencem à *fácies* $\text{HCO}_3\text{-Mg}$ e apresentam valores $\delta^2\text{H}$ e $\delta^{18}\text{O}$ muito semelhantes aos das águas minerais de Cabeço de Vide, o que indicia para estas últimas uma recarga também local. As águas $\text{HCO}_3\text{-Mg}$ encontram-se subsaturadas relativamente à serpentina, explicando as elevadas concentrações em Mg^{2+} e SiO_2 . Pelo contrário, as águas minerais de Cabeço de Vide encontram-se sobressaturadas relativamente à serpentina. Os baixos teores em Mg^{2+} e SiO_2 verificados são o resultado da precipitação daquele mineral. As águas minerais de Cabeço de Vide parecem estar associadas a um modelo de circulação caracterizado por duas fases sequentes: i) numa primeira fase, as águas $\text{HCO}_3\text{-Mg}$ locais são originadas em sistema aberto relativamente ao CO_2 , sendo a tipologia destas águas o resultado da interacção água - rochas ultramáficas parcialmente serpentinizadas, ii) numa segunda fase, as águas minerais são originadas em sistema fechado relativamente ao CO_2 . Nesta fase, o aumento do pH favorece a precipitação da calcite, empobrecendo a solução aquosa em HCO_3^- e CO_3^{2-} . Dado que praticamente todo o Mg^{2+} fica retido nas serpentinas e brucite, assiste-se a uma evolução das águas $\text{HCO}_3\text{-Mg}$ para as águas minerais de Cabeço de Vide.

Palavra-chave: águas minerais, isótopos, interacção água-rocha, modelo de circulação, Cabeço de Vide.

1 INTRODUÇÃO

Este trabalho tem como principal objectivo apresentar uma revisão dos resultados de estudos sobre a avaliação da inter-relação entre as águas superficiais e os recursos hidrominerais da região de Cabeço de Vide. Os isótopos estáveis ^2H e ^{18}O foram utilizados como traçadores naturais da origem das águas e respectivos sistemas de fluxo subterrâneo, enquanto que o isótopo radioactivo (^3H) foi utilizado na caracterização da dinâmica dos sistemas de fluxo subterrâneo. Os isótopos do carbono (^{13}C e ^{14}C) permitiram determinar a origem do carbono presente nas águas minerais e estimar a idade aparente dessas mesmas águas. Procedeu-se igualmente à análise da composição química das rochas máficas/ultramáficas da região, tendo sido dada especial atenção à identificação dos minerais secundários denunciadores dos processos envolvidos. A utilização da geoquímica convencional, conjuntamente com a geoquímica isotópica, tem vindo a contribuir para o refinamento do modelo conceptual de circulação associado às águas minerais de Cabeço de Vide.

2 GEOMORFOLOGIA E ENQUADRAMENTO GEOLÓGICO-ESTRUTURAL

A área envolvente das nascentes minerais de Cabeço de Vide é relativamente plana (260 m < altitude < 300 m), aspecto geomorfológico típico da planície Alentejana. De referir que a altitude aumenta gradualmente desde Cabeço de Vide em direcção à cidade de Portalegre (altitude \approx 550 m), que se situa para NE a cerca de 15 Km de Cabeço de Vide.

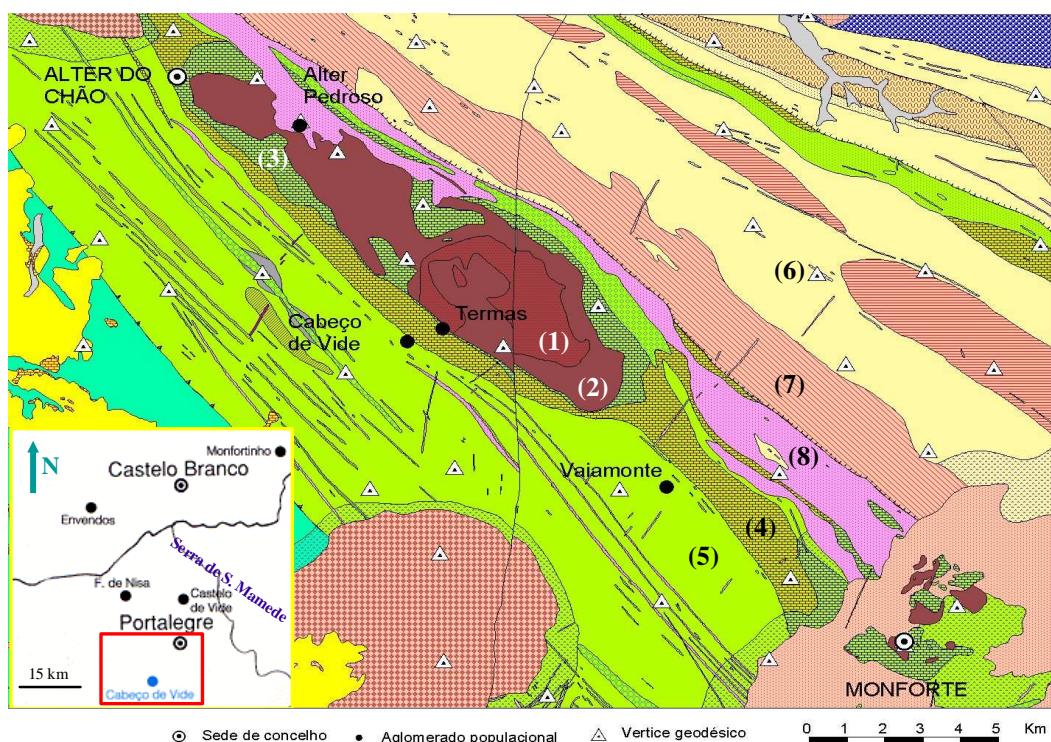


Fig. 1 - Enquadramento geológico da região de Cabeço de Vide. Adaptado de ERHSA (Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo) - cortesia Fernandes, J. (2002). (1) rochas máficas/ultramáficas serpentinizadas; (2) rochas máficas/ultramáficas; (3) corneanas; (4) calcários e dolomitos cristalinos, (5) xistos, quartzitos e grauvaques – rochas Câmbrias; (6) xistos metamórficos e metagrauvaques – rochas pré-Câmbrias; (7) ortognaisses graníticos biotíticos; (8) ortognaisses graníticos e sieníticos hipercalcalinos.

A região em estudo, situada no Maciço Antigo (zona geotectónica da Ossa Morena) é caracterizada pela presença de uma grande variedade litológica: i) xistos, quartzitos e grauvaques (rochas Pré-Câmbrias e Câmbrias), ii) calcários (Câmbrios) e iii) ortognaisses datados de 466 ± 10 M.A. Parte destas rochas foi metamorisada por diversos episódios magmáticos intrusivos (maciços de rochas máficas e ultramáficas e

rochas graníticas). As águas minerais de Cabeço de Vide (Fig. 1), encontram-se associadas a uma megaestrutura, a falha geológica de orientação geral NNE-SSW, e emergem junto ao contacto das rochas carbonatadas de idade Câmbria com a intrusão dos gabros e dunitos parcialmente serpentinizados (Costa *et al.* 1993).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização hidrogeoquímica das águas

Os trabalhos de campo realizados no decorrer deste estudo tiveram como principal objectivo proceder a amostragem de águas (nascentes, poços e furos de captação) associadas a diferentes formações geológicas (granitóides, xistos, calcários, gabros e serpentinitos).

Através da observação do Diagrama Piper modificado (Fig. 2), é possível classificar as águas amostradas em diferentes *fácies*, de acordo com as diferentes formações geológicas onde se encontram localizados os diversos pontos de amostragem: i) águas da Ribeira de Vide: $HCO_3 - Mg$; ii) águas associadas às rochas granitóides: $HCO_3 / Cl - Na$; iii) águas associadas às rochas xistosas: $HCO_3 - Na / Ca / Mg$; iv) águas associadas às rochas calcárias: $HCO_3 - Ca / Mg$; v) águas associadas às rochas gabróicas: $HCO_3 - Mg / Ca$; vi) águas associadas às rochas serpentinizadas: $HCO_3 - Mg$.

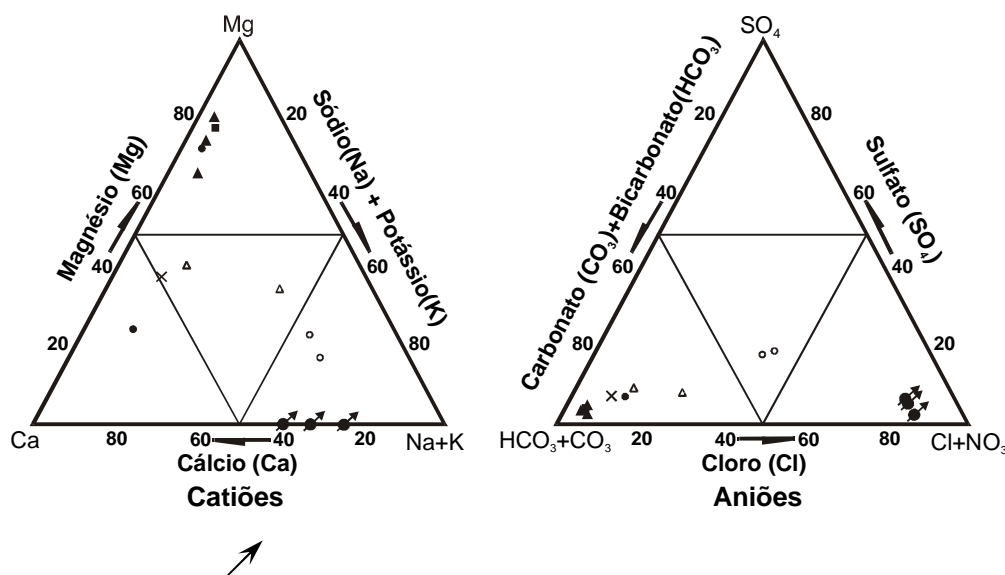


Fig. 2 – Diagrama Piper (modificado). (●) águas minerais de Cabeço de Vide; (■) água da Ribeira de Vide; águas associadas a diversas formações geológicas: (○) granitos; (●) gabros; (▲) serpentinitos; (X) calcários; (Δ) xistos.

As águas minerais de Cabeço de Vide apresentam uma tipologia muito peculiar. São águas pertencentes à *fácies* Na-Cl/Ca-OH, sendo caracterizadas por valores de pH extremamente elevados ($pH \approx 11.5$) e baixa concentração em HCO_3^- , CO_3^{2-} , Mg^{2+} e SiO_2 . De referir o carácter sulfúreo destas águas embora com concentrações de HS^- (≈ 1.0 mg/l) inferiores às da maioria das águas sulfúreas Portuguesas.

3.2. Isótopos estáveis (δ^2H , $\delta^{13}C$ e $\delta^{18}O$)

Os isótopos ambientais (2H e ^{18}O) foram utilizados com o objectivo de analisar a possibilidade de existência de recarga e circulação regional, sugerida pela mega-estrutura tectónica (falha com a direcção NNE-SSE) que atravessa as rochas máficas e ultramáficas da área em estudo, e à qual se encontram associadas as emergências das águas minerais de Cabeço de Vide (Fig. 1).

Todas as águas analisadas encontram-se projectadas próximo da recta das águas meteóricas mundiais ($\delta^2H = 8$ $\delta^{18}O + 10$), definida por Craig (1961), indicando uma origem meteórica das águas em estudo (Fig. 3). Os valores δ^2H e $\delta^{18}O$ quer das águas $HCO_3 - Mg$ (associadas às rochas ultramáficas serpentinizadas) quer das águas da Ribeira de Vide (cujo leito está entalhado fundamentalmente em rochas ultramáficas serpentinizadas) são

semelhantes aos das águas minerais de Cabeço de Vide, as quais apresentam valores de $\delta^2\text{H}$ e de $\delta^{18}\text{O}$ médios que rondam os -27‰ e -4.5‰ , respectivamente.

Estes resultados parecem indicar que as águas minerais de Cabeço de Vide estão associadas a um sistema hidrogeológico de recarga local, em pontos de cota baixa, no seio das rochas máficas e ultramáficas serpentinizadas. Esta hipótese é corroborada pela média ponderada de $\delta^2\text{H}$ e $\delta^{18}\text{O}$ da precipitação atmosférica recolhida (desde 1988) no Observatório Meteorológico de Portalegre (Fig. 3), localizado a aproximadamente 15 km para NE de Cabeço de Vide e a 597 m de altitude (ITN, 2002). A existência de recarga regional, como resultado da precipitação ocorrente a altitudes bastante mais elevadas (ex: na Serra de São Mamede), não deverá verificar-se pois induziria nas águas minerais um desvio isotópico para valores δ mais negativos.

No presente caso de estudo, o “efeito de altitude” foi estimado com base nos valores de $\delta^{18}\text{O}$ das águas subterrâneas amostradas em nascentes e poços localizados a diferentes altitudes e, dado o relevo pouco acentuado da região, incluiu-se o valor $\delta^{18}\text{O}$ da média ponderada (1988 a 2000) da precipitação no Observatório Meteorológica de Portalegre (Marques *et al.* 2003). A magnitude do “efeito de altitude” é de $-0,28\text{‰}$ por cada 100 m. Considerando o valor médio da composição isotópica das águas minerais de Cabeço de Vide ($\delta^{18}\text{O} \approx -4.5\text{‰}$), foi possível confirmar que estamos na presença de águas minerais cuja recarga é efectuada em áreas de cota baixa (≈ 250 m de altitude).

Os valores $\delta^{13}\text{C}$ determinados nas águas minerais de Cabeço de Vide (furo AC3: $\delta^{13}\text{C} = -22\text{‰}$ vs PDB; furo AC5: $\delta^{13}\text{C} = -18\text{‰}$ vs PDB) indicam que a contribuição das rochas carbonatadas de idade Câmbrica (as quais apresentam valores $\delta^{13}\text{C} \approx +1.48\text{‰}$ vs PDB) para a assinatura isotópica (valores $\delta^{13}\text{C}$) das águas minerais deve ser considerada muito reduzida.

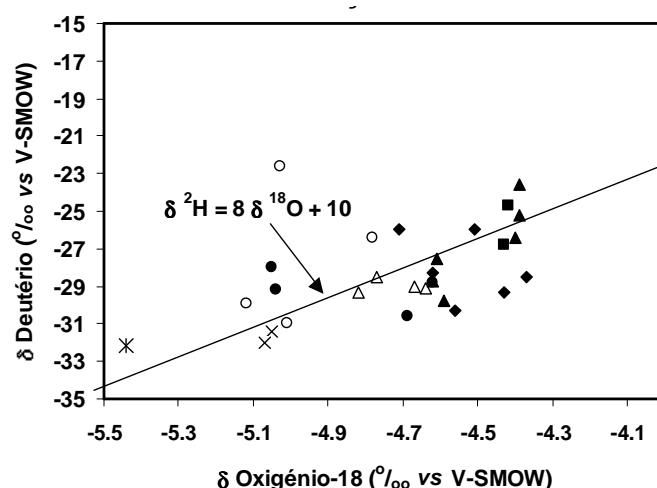


Fig. 3 - Relação $\delta^2\text{H} - \delta^{18}\text{O}$: (◆) águas minerais de Cabeço de Vide; (*) chuva - Portalegre; restantes símbolos como na Figura 2.

3.3 Isótopos radioactivos (^3H e ^{14}C)

Através da análise do diagrama da Figura 4 podemos concluir que a baixa actividade em ^3H apresentada pelas águas minerais de Cabeço de Vide sugere que a recarga foi efectuada há mais de 50 anos (anteriormente aos primeiros ensaios termonucleares). Estes resultados são concordantes com a baixa actividade em ^{14}C apresentada pelas águas minerais de Cabeço de Vide (furo AC3: $^{14}\text{C} = 65.24 \pm 0.35$ pmC; furo AC5: $^{14}\text{C} = 69.12 \pm 0.28$ pmC) indicando uma idade aparente para estas águas de 3430 ± 50 e 2970 ± 40 anos BP, respectivamente.

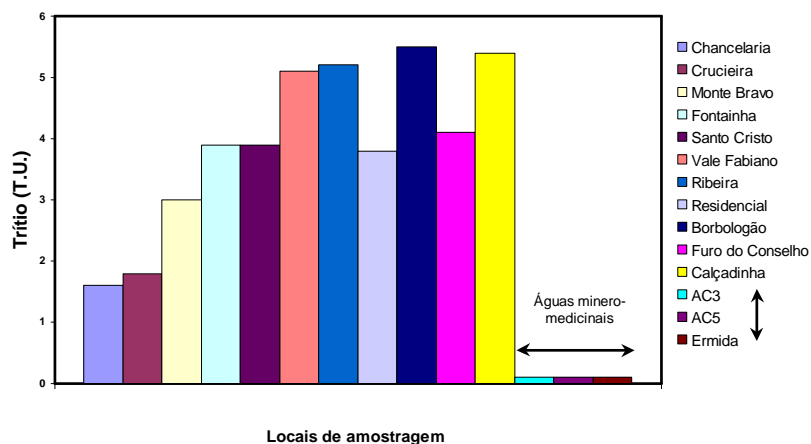


Fig. 4 – Actividade em ^3H nas águas em estudo. Dados provenientes da campanha de Julho de 2001

Ao invés, quer as águas superficiais (Ribeira de Vide), quer as restantes águas não minerais analisadas apresentam valores de ^3H consideravelmente mais elevados, indicando que o tempo de residência em profundidade deverá ser relativamente curto, como resultado de uma circulação subterrânea pouco profunda (Fig. 4).

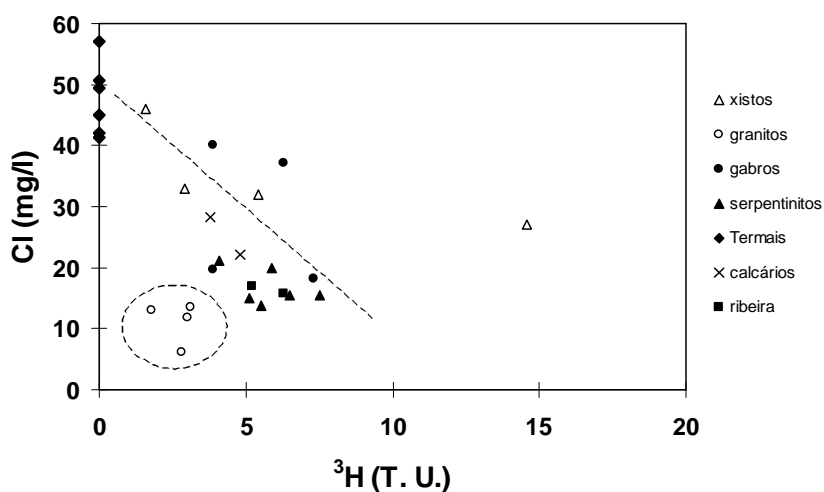


Fig. 5 – Diagrama Cl vs ^3H para as águas em estudos, associadas às diferentes formações geológicas. Símbolos como na Figura 3.

Através da análise da Figura 5 é possível concluir que, na maioria das águas em estudo, a diminuição das concentrações em ^3H é acompanhada por um aumento da concentração em Cl. Esta tendência poderá ser entendida como um aumento da interacção água / rocha, associada a percursos subterrâneos mais demorados. Segundo Portugal Ferreira e Mendonça (1990) a concentração em Na e Cl nas águas minerais deverá ser encarada como o resultado da interacção com alguns minerais (anfíbolos sódicas e sodalites) das rochas alcalinas e hiperalkalinas, ante-hercínicas, da região. Os baixos valores de ^3H e Cl apresentados pelas águas do Monte Bravo e da Crucieira, colhidas em poços localizados em ambientes graníticos (NE de Cabeço de Vide), podem ser atribuídos: i) à baixa concentração em Cl nos minerais das rochas granitoides e/ou ii) ao facto de se

tratar de águas com um percurso subterrâneo mais longo e demorado, possibilitando um maior decaimento em ^3H .

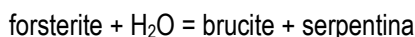
4. PROCESSOS DE INTERACÇÃO ÁGUA-ROCHA

Dado que as águas $\text{HCO}_3\text{-Mg}$ locais apresentam assinaturas isotópicas muito semelhantes às águas minerais de Cabeço de Vide, colocou-se a hipótese de as primeiras ($\text{HCO}_3\text{-Mg}$) evoluírem para as águas minerais de Cabeço de Vide. Os estudos de interacção água-rocha apresentaram-se como uma ferramenta extremamente útil para o estabelecimento de um modelo conceptual de circulação associado ao sistema hidromineral em estudo.

A aplicação de modelos de equilíbrio água-rocha indica que as águas $\text{HCO}_3\text{-Mg}$ locais se encontram subsaturadas relativamente às serpentinas, pelo que a respectiva tipologia deverá ser fortemente controlada pela hidrólise das serpentinas. Esta reacção, que pode representar-se pela equação:



será responsável pelo aumento da concentração em Mg^{2+} e SiO_2 nas águas de circulação em rochas serpentinizadas (Barnes *et al.* 1973). Pelo contrário, as águas minerais de Cabeço de Vide encontram-se sobressaturadas relativamente às serpentinas (crisótilo), estando subsaturadas relativamente às olivinas (forsterite). Deste modo, os baixos teores em Mg^{2+} e SiO_2 encontrados nas águas minerais de Cabeço de Vide poderão ser explicados pela equação:



A presença de brucite e serpentina substituindo a olivina das rochas duniticas (Foto 1) foi identificada quer pela espectroscopia de absorção de raios infravermelhos e difracção de raios X, quer em lâmina delgada.

A evolução das águas $\text{HCO}_3\text{-Mg}$ para as águas minerais de Cabeço de Vide implica a perda de Mg^{2+} e HCO_3^- e ganho de Ca^{2+} . Num caso de estudo semelhante, este comportamento é explicado por Barnes e O'Neil (1969) através da precipitação de carbonato de Mg. No entanto, no caso das rochas de Cabeço de Vide não se verificou a presença de carbonatos de magnésio. A deposição de carbonatos que se verifica ao longo das zonas de fracturação das rochas ultramáficas é dominada pela calcite (Foto 2). Por outro lado, o ganho de Ca^{2+} não pode ser explicado pela interacção água-dióxido dado as águas minerais de Cabeço de Vide se encontrarem sobressaturadas relativamente a este mineral.

Bruni *et al.* (2001), com base no modelo (EQ3/6) proposto por Wolery e Daveler (1992), apresentam uma simulação da evolução progressiva sofrida por uma água da chuva até à formação de uma água $\text{HCO}_3\text{-Mg}$, e a passagem desta para uma água com tipologia semelhante à das águas minerais de Cabeço de Vide, através da interacção com serpentinitos.

Este modelo está em conformidade com o que se verifica em Cabeço de Vide, apoiando a hipótese de o modelo de circulação das águas minerais de Cabeço de Vide ser caracterizado por duas fases sequentes.

Numa primeira fase, em sistema aberto relativamente ao CO_2 , formam-se as águas $\text{HCO}_3\text{-Mg}$ locais como resultado da interacção água da chuva - rochas máficas e ultramáficas. Numa segunda fase, já em circulação mais profunda e em sistema fechado relativamente ao CO_2 , formam-se as águas minerais de Cabeço de Vide. O aumento do pH (como resultado da interacção água - rochas ultramáficas) favorece a precipitação da calcite (Foto 2), empobrecendo a solução aquosa em HCO_3^- e CO_3^{2-} . Devido à ausência de uma fonte adicional de CO_2 , apenas parte do Ca^{2+} presente nas águas vai formar calcite. Dado que praticamente todo o Mg^{2+} fica retido nas serpentinas e brucite (Foto 1), assiste-se a uma evolução das águas $\text{HCO}_3\text{-Mg}$ para as águas minerais de Cabeço de Vide.



Foto 1 - Testemunho da sondagem AC2 / Cabeço de Vide (30.50 m). Dunito serpentizado. As setas indicam a presença de serpentininas e brucite ao longo de zonas de fracturação.

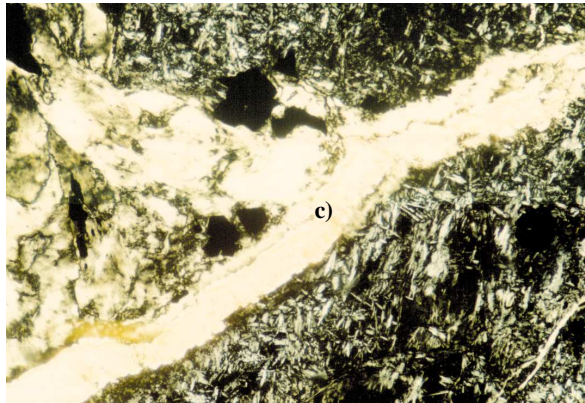


Foto 2 - Veios de carbonatos c) no seio do dunito serpentizado. Sondagem AC2, 35.85m (N+; 45x).

5 PROBLEMAS DE CONTAMINAÇÃO NA ÁREA EM ESTUDO

A potencial vulnerabilidade das águas minerais aliada à sua raridade e, sobretudo, à sua utilização humana, explicam o regime de protecção que lhes é aplicável (DL 90/90, artº 12º, nº 1).

Embora o principal objectivo deste estudo seja o estabelecimento de um modelo conceptual de circulação das águas minerais de Cabeço de Vide, houve o cuidado de estar atento às assinaturas geoquímicas das águas provenientes dos diversos pontos de amostragem (Fig. 6), com o intuito de detectar possíveis pontos de água contaminados. Trata-se de uma questão muito importante dado que a maioria das águas amostradas é utilizada pela população local para abastecimento privado e na agricultura.

Um das principais preocupações recaiu sobre a análise das águas associadas às rochas máficas e ultramáficas (Monte das Fontainhas, Santo Cristo, Vale Fabiano, Ribeira, Borbologão e Furo do Conselho), tendo em vista a apresentação de uma proposta para a re-delimitação da zona alargada do perímetro de protecção das águas minerais de Cabeço de Vide. Os elevados valores de Mg apresentados pela generalidade destas águas (Tabela 1) deverão estar associados à circulação nas rochas máficas e ultramáficas serpentizadas.

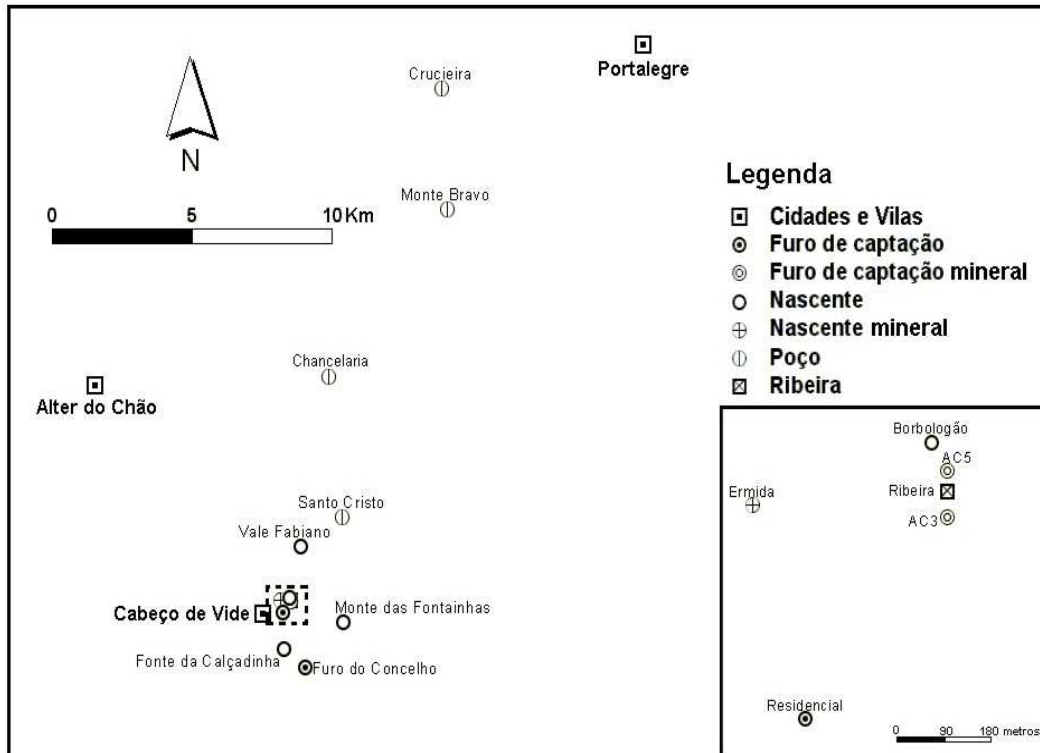


Fig. 6 – Localização esquemática dos locais de amostragem de águas.

Tabela 1 – Resumo dos parâmetros analisados que se encontram acima dos valores VMR e VMA estabelecidos por lei.

| Ref. ^a | Abastecimento agrícola | | Consumo humano | |
|-------------------------------|------------------------|-----------------|----------------|---------------------|
| | > VMR | > VMA | > VMR | > VMA |
| Chancelaria | - | - | - | Al |
| Crucieira | - | - | Na | - |
| M ^{te} Fontainhas | - | - | - | Mg |
| Santo Cristo | - | - | - | Ca |
| Vale Fabiano | - | - | - | Mg |
| Ribeira de Vide | - | - | - | Mg |
| Residencial | - | NO ₃ | Ca, Mg, Na | Fe, NO ₃ |
| Borbologão | - | - | - | Mg |
| Furo do Conselho | - | - | - | Mg |
| F ^{te} da Calçadinha | - | NO ₃ | Mg, Na, Fe | NO ₃ |

VMR – Valor Máximo Recomendável; VMA – Valor Máximo Admissível; Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto.

No caso das águas Santo Cristo e Residencial os elevados valores de cálcio deverão ser encarados como uma assinatura da circulação nas rochas carbonatadas da região. Efectivamente, são águas cuja emergência está localizada no contacto entre as rochas máficas/ultramáficas e as rochas carbonatadas. Os elevados valores de nitratos encontrados nas águas Residencial e Fonte da Calçadinha deverão ser tomados como um bom exemplo da poluição típica das zonas agrícolas onde os nitratos são um dos constituintes dos adubos geralmente utilizados. No caso das águas amostradas no furo localizado nas imediações da Residencial, os valores de nitratos poderão estar também associados a águas de lixiviação de poluentes domésticos.

No que respeita ao risco de contaminação fecal, por pastagem de bovinos ou outros animais de menor porte, este deverá ser relativamente diminuto. Trata-se de uma área em que os animais se encontram dispersos em prados, localizados sobre o aquífero de água mineral, onde a concentração animal não é muito importante (Foto 3).



Foto 3 – Vista da Herdade de Santo Cristo. A seta indica o poço utilizado para amostragem de águas.

Fernandes e Francês (2002), com base num total de 152 pontos de água inventariados nos dois sistemas aquíferos i) máfico e ultramáfico (Cabeço de Vide) e ii) carbonatado (Monforte-Alter do Chão), concluem que globalmente estamos em presença de águas de boa qualidade para abastecimento público, sendo, no entanto, o valor máximo admissível excedido em alguns casos nos parâmetros nitratos e magnésio. O enriquecimento em magnésio é igualmente atribuído por aqueles autores à circulação das águas nas rochas ultramáficas serpentinizadas, enquanto que o excesso de nitrato (detectado na parte sudeste dos sistemas aquíferos) é atribuído à lixiviação de solos agrícolas intensamente adubados.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os estudos efectuados no âmbito do Projecto TERMAVIDE vieram contribuir para a re-definição dos perímetros de protecção das nascentes, furos de captação e aquífero hidromineral de Cabeço de Vide. Efectivamente, os resultados obtidos através da interpretação conjunta dos dados provenientes da geoquímica convencional e isotópica das águas e dos estudos minero-petrográficos efectuados permitiram estabelecer um modelo conceptual de circulação das águas minero-medicinais. Dado as assinaturas geoquímicas e isotópicas das águas da região indicarem que as águas minerais de Cabeço de Vide estão fortemente condicionadas pela interacção com as rochas máficas e ultramáficas da região (infiltração, circulação e descarga), na proposta de re-definição do perímetro de protecção das águas minerais a zona alargada deverá abranger (tanto quanto possível) a mancha formada por estas rochas.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi suportado pelo Projecto TERMAVIDE N/693 resultante de um Protocolo estabelecido entre o IST e a Junta de Freguesia de Cabeço de Vide, à qual queremos deixar aqui uma palavra de agradecimento pelo apoio logístico demonstrado aquando da realização dos trabalhos de campo.

BIBLIOGRAFIA

- BARNES, I.; O'NEIL, J. R. - "The relationship between fluids in some fresh alpine-type ultramafics and possible modern serpentinization, Western United States". *Geol. Soc. America Bull.*, 80, 1969, pp. 1947-1960.
- BARNES, I.; O'NEIL, J. R.; RAPP, J. B.; WHITE, D. E. - "Silica-carbonate alteration of serpentine: wall rock alteration in mercury deposits of the California Coast Ranges". *Economic Geology*, 68, 1973, pp. 388-390.
- BRUNI, J.; CANEPA, M.; CIPOLLI, F.; MARINI, L.; OTTONELLO, G.; VETUSCHI ZUCCOLINI, M.; CHIODINI, G.; CIONI, R.; LONGINELLI, A. - "Reactions governing the chemistry of waters interacting with serpentinites", in *Water-Rock Interaction*, Cidu (ed.), Swets & Zeitlinger, Lisse, 2, 2001, pp. 145-148.
- COSTA, I.; BARRIGA, F.; MATA, J.; MUNHÁ, J. M. - "Rodringitization and serpentinization processes in Alter-do-Chão Massif (NE Alentejo)", in *Proceedings of the IX Semana de Geoquímica* (Noronha, F., Marques, M. and P. Nogueira eds.). Universidade do Porto. Faculdade de Ciências. Museu e Laboratório Mineralógico e Geológico, 1993, pp. 27-31.
- CRAIG, H. - "Isotopic variations in meteoric waters". *Science*, 133, 1961, p. 1703.
- FERNANDES, J.; FRANÇÊS, A. - "Sistema aquífero Monforte – Alter-do-Chão. Resultados obtidos no âmbito do Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo (ERHSA)". *6º Congresso da Água, Resumos de Posters*, 2002, Poster 3.
- ITN [Instituto Tecnológico e Nuclear] - *Precipitation data base*. Portalegre meteorological station (1988 – 2002), 2002.
- MARQUES, J.M.; GOMES, G.B.; ANDRADE, M.; GOFF, F.; MATIAS, M.J.; GRAÇA, R.C.; CARREIRA, P.M.; AIRES-BARROS, L.; ROCHA, L. - "Contribuição dos isótopos ambientais para a elaboração de um modelo conceptual de circulação das águas minerais de Cabeço de Vide – resultados preliminares", in *Actas do Seminário sobre Águas Subterrâneas – APRH, LNEC*, 2003, 10 pp.
- PORTUGAL FERREIRA, M.; MENDONÇA, J. L. - "Enquadramento geológico e hidrogeológico das nascentes de água minero-medicinal de Cabeço de Vide", in *Livro de Homenagem a Carlos Romariz*, 1990, pp. 151-173.
- WOLERY, T.; DAVELER, S.A. - "EQ3/6, A computer program for reaction path modelling of aqueous geochemical systems: Theoretical manual, user's guide and related documentation (version 7.0)". Report UCRL-MA-110662 PTIV. Lawrence Livermore National Laboratory, 1992

TEMA 8
AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E AS GRANDES OBRAS DE
ENGENHARIA

APLICAÇÃO DE MODELOS ANALÍTICOS NO PROJECTO DE REBAIXAMENTOS DE NÍVEL AQUÍFERO EM OBRAS DE ENGENHARIA – O CASO DA CONSTRUÇÃO DO *HYDROLIFT* DA LISNAVE EM SETÚBAL

Albino L. C. MEDEIROS;

Geólogo, Sondagens e Fundações A.Cavaco, Lda, Av. Engº Duarte Pacheco, 21-2º, 1070-100 LISBOA, PORTUGAL, albinomedeiros@netcabo.pt

J. Lopo MENDONÇA

Geólogo, Departamento de Geologia, FCUL, Edifício C2 5º andar, Campo Grande, LISBOA, PORTUGAL, lopomend@fc.ul.pt

RESUMO

A construção de obras de engenharia necessita frequentemente de escavações em terrenos aquíferos superficiais. A drenagem do volume a escavar, o controle da água que se escoar para a escavação ou o alívio da pressão da água em formações subjacentes podem ser conseguidos com a extracção de água subterrânea por sistemas de bombagem e de rebaixamento do nível aquífero. A antecipação do caudal, da configuração da superfície piezométrica e do dispositivo de bombagem representa a fase decisiva do projecto destes sistemas. A metodologia de projecto com modelos analíticos de simulação do escoamento subterrâneo é ilustrada com o caso de estudo da construção do *hydrolift* da Lisnave no estuário do rio Sado (Portugal).

Palavra Chave: Rebaixamento do nível aquífero, modelos analíticos, *hydrolift*, rio Sado, Lisnave, Setúbal.

1 INTRODUÇÃO

A ocorrência de água é, regra geral, um factor desfavorável nos diferentes tipos de obras de engenharia civil, pelas dificuldades construtivas que acrescenta, pela degradação das características de resistência e de deformabilidade dos terrenos que normalmente se lhe associa e/ou pela instalação de subpressões sob as estruturas.

A construção de obras de engenharia necessita frequentemente de escavações total ou parcialmente abaixo da superfície freática ou que interferem com aquíferos confinados ou semiconfinados superficiais.

Há uma certa tendência para considerar o afluxo de água às escavações como um problema a resolver em obra e no momento, isto é, sem que previamente se tenha em conta as condições hidrogeológicas dos maciços e as suas implicações no projecto e na execução da obra. Em numerosas obras de engenharia, principalmente de pequena e média dimensão, regra geral, a caracterização hidrogeológica é deficiente em todas as fases do projecto.

Deste conhecimento insuficiente resultam dificuldades na elaboração do projecto dos sistemas de rebaixamento que, algumas das vezes, não permitem ir além de estimativas grosseiras do caudal a bombear. Outras vezes, é a experiência do projectista do rebaixamento, conseguida através de obras realizadas em ambientes hidrogeológicos semelhantes, que permite estimar parâmetros hidráulicos ou decidir entre metodologias de cálculo disponíveis, algumas delas de cunho marcadamente empírico.

A caracterização hidrogeológica deficiente e a falta de tempo (os projectos de muitos rebaixamentos são realizados com a obra a decorrer e em momento em que já se manifestam os efeitos desfavoráveis da

ocorrência de água) podem limitar as opções de projecto a fórmulas analíticas que simplificam o sistema hidrogeológico de forma mais ou menos drástica.

Os modelos analíticos quando aplicados em associação com o princípio da sobreposição e o método das imagens permitem resolver satisfatoriamente muitas situações correntes. Com estes modelos consegue-se o cálculo directo do nível hidrodinâmico esperado ao contrário, por exemplo, do método numérico das diferenças finitas, em que os níveis calculados respeitam a valores médios nas células.

Os modelos numéricos representam com maior fidelidade os sistemas hidrogeológicos, nomeadamente a heterogeneidade, a anisotropia, as condições de fronteira e têm maior flexibilidade na representação de bombagens descontínua e/ou de caudal variável.

2 METODOLOGIA DE DIMENSIONAMENTO DE SISTEMAS DE REBAIXAMENTO DO NÍVEL AQUÍFERO

O projectista de obras de engenharia que interessam o subsolo necessita de antecipar e avaliar os efeitos da água subterrânea na fase de obra e sobre a estrutura final e as estruturas vizinhas. O empreiteiro, pelo seu lado, precisa de conhecer os custos, os embaraços ao normal andamento da obra, as influências nas estruturas vizinhas, bem como outros riscos associados à presença de formações aquíferas ou de formações cujas características geomecânicas sejam condicionadas significativamente pela presença da água. Além da hidrogeologia local, é importante conhecer o enquadramento hidrogeológico regional, as condições climáticas esperadas, nomeadamente o que respeita às precipitações, e as relações dos cursos de água próximos com o maciço onde se desenvolve a obra.

É pois fundamental informar os projectos destas obras com programas de prospecção suficientemente vastos e pluridisciplinares que permitam a aquisição de informação hidrogeológica detalhada. A propósito da tendência corrente do "dono de obra" para poupar nos programas de prospecção e da necessidade dos empreiteiros cobrirem os riscos das "condições desconhecidas", TOMLINSON (1995) refere a posição de um reputado empreiteiro britânico: "*You pay for the borings whether you have them or not*".

Os projectos dos rebaixamentos do nível aquífero têm por objectivo definir o(s) método(s) a utilizar na extracção da água, calcular o caudal a bombar, antecipar a configuração da superfície piezométrica, decidir sobre o equipamento a mobilizar e especificar as técnicas de aplicação dos sistemas projectados.

Por outro lado, o estudo da eficácia, da economia e da segurança da "solução rebaixamento" deve ter em atenção o projecto da obra de engenharia civil, as implicações nas condições geotécnicas do maciço e nas estruturas vizinhas e os impactes ambientais, em particular, sobre os sistemas ecológicos dependentes directa ou indirectamente das águas subterrâneas.

Esquemáticamente, o projecto e a instalação de sistemas de rebaixamento do nível aquífero devem incluir as etapas ou fases: 1) o estudo da configuração e da estrutura do maciço; 2) a caracterização geomecânica e hidrogeológica das unidades antes definidas; 3) após formulação do modelo conceptual do sistema hidrogeológico, segue-se o cálculo dos caudais a extrair e da superfície piezométrica resultante; 4) a escolha do método de controle da água, baseada em análise técnico-económica das várias alternativas; 5) a mobilização e a montagem do equipamento; 6) o controle e a manutenção da instalação de rebaixamento.

A antecipação do caudal a bombar e da configuração da superfície piezométrica constitui a fase decisiva do projecto dos sistemas de rebaixamento do nível aquífero. Antes disso, como foi dito, é necessário formular um modelo conceptual do sistema hidrogeológico de modo a que o sistema possa ser analisado com as ferramentas de cálculo disponíveis. Para isso, delimita-se a área de interesse, identificam-se as condições iniciais e de fronteira, definem-se as unidades hidroestratigráficas e as suas propriedades, conceptualiza-se o movimento da água através do sistema e toma-se em devida conta a informação hidroquímica e as condições hidrogeoquímicas.

A resolução exacta das equações diferenciais do escoamento subterrâneo, com as condições iniciais e de contorno de cada caso, é em geral inabordável mesmo em aquíferos homogéneos e isotrópicos. As soluções conhecidas reduzem-se a casos simples unidimensionais e bidimensionais que, no entanto, cobrem uma gama considerável de casos práticos, nomeadamente quando se aplicam conjuntamente com o princípio da sobreposição e o método das imagens.

Assim, por exemplo, para um sistema de rebaixamento interessando aquíferos confinados e semiconfinados ou aquíferos livres, desde que os rebaixamentos sejam pequenos em relação à espessura saturada do aquífero, o rebaixamento(s) provocado num ponto por um sistema de furos é a soma dos rebaixamentos provocados individualmente por cada um dos furos de bombagem:

$$s = \sum Q_i F(r_i t_i) \quad (1)$$

onde Q_i , r_i , t_i e F são, respectivamente, para o furo i , o caudal de bombagem, a distância, o tempo de bombagem e a função de furo.

No caso de um dispositivo de rebaixamento constituído por pontas filtrantes (*wellpoints*), pode obter-se um valor aproximado do rebaixamento e do caudal considerando que a linha das pontas filtrantes é uma vala drenante e aplicando as respectivas soluções analíticas.

Em situações hidrogeológicas mais complicadas, em que seja necessário considerar o fluxo tridimensional, a heterogeneidade e a anisotropia do maciço e condições de fronteira complexas pode-se recorrer à modelação numérica. Por exemplo, no caso dos modelos que utilizam o método das diferenças finitas deve ter-se em atenção que o caudal é extraído do volume total representado por cada célula e que os níveis atribuídos às células representam valores médios.

Para sistemas de rebaixamento por furos, os modelos analíticos permitem calcular directamente o nível dinâmico para cada um dos furos projectados, sem consideração das perdas de carga no furo. Estas podem ser estimadas tendo em conta o caudal bombado, as características geométricas e os materiais de construção dos furos, a tecnologia construtiva proposta e a experiência.

Pode-se começar o processo de cálculo realizando uma primeira estimativa grosseira do caudal através de fórmulas que simplificam de forma mais ou menos drástica a geometria da área a rebaixar, a distribuição dos parâmetros hidráulicos e as condições de fronteira. Segue-se um processo de cálculo iterativo que se inicia com a determinação do número de furos (se for esta a técnica seleccionada) e sua distribuição pela área da obra. Segue-se o cálculo da superfície piezométrica que resulta da aplicação da hipótese antes considerada. Os cálculos serão repetidos até se encontrar a solução que satisfaça as condições exigidas para a realização da obra.

3 CASO DE ESTUDO: SISTEMA DE REBAIXAMENTO PROJECTADO E APLICADO NA CONSTRUÇÃO DO HYDROLIFT DA LISNAVE-SETÚBAL

A estrutura marítima *Hydrolift* da Lisnave foi construída em 1999 num aterro hidráulico, na margem direita do estuário do Sado, entre as docas 21 e 22 da Setenave e as instalações da Eurominas, um pouco a sul de Setúbal (Figura 1).

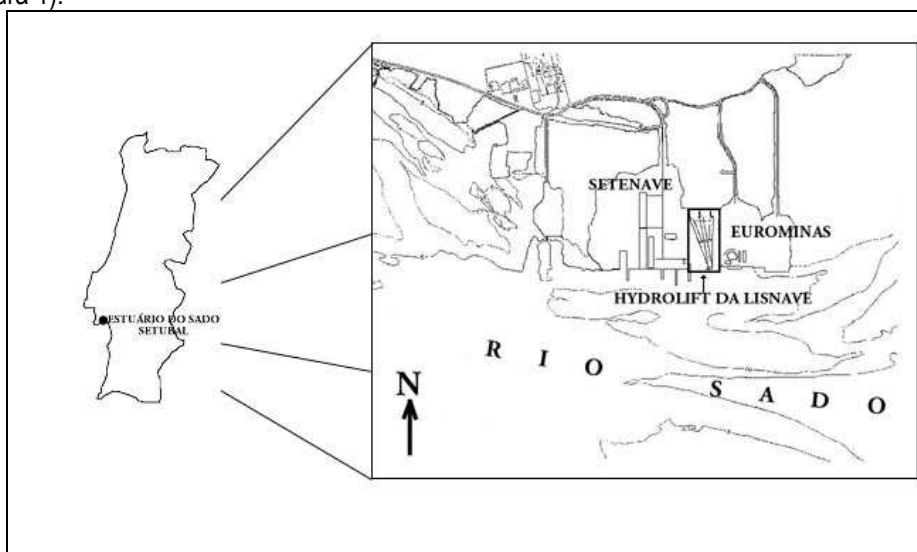


Figura 1 Localização do *hydrolift* da Lisnave (Adaptado de PROMAN, 1998).

Em linhas gerais, o *hydrolift* é constituído: (1) por uma eclusa com dimensões de 300×40 m², com a soleira à cota -4 m, com ligação directa ao rio Sado, isto é, com capacidade para receber navios do tipo *Panamax*; (2) por

três plataformas de docagem com 280 metros de comprimento e 39 metros de largura cada; e (3) por sistemas de enchimento e esvaziamento, nomeadamente uma central de bombagem principal localizada junto à entrada da eclusa, à cota -11m.

O aterro hidráulico foi construído sobre aluviões fluvio-marinhas constituídas por areias médias a grossas, com compacidade variável, por vezes com seixo disperso e restos de conchas. Cerca da cota -12 m identificou-se uma camada aparentemente contínua de areias finas e de granulometria pouco extensa, com espessura média de 5,5 metros (Figura 2). O substrato é constituído por arenitos argilosos e argilas e está a cotas da ordem de -36 m (ACAVACO, 1994).

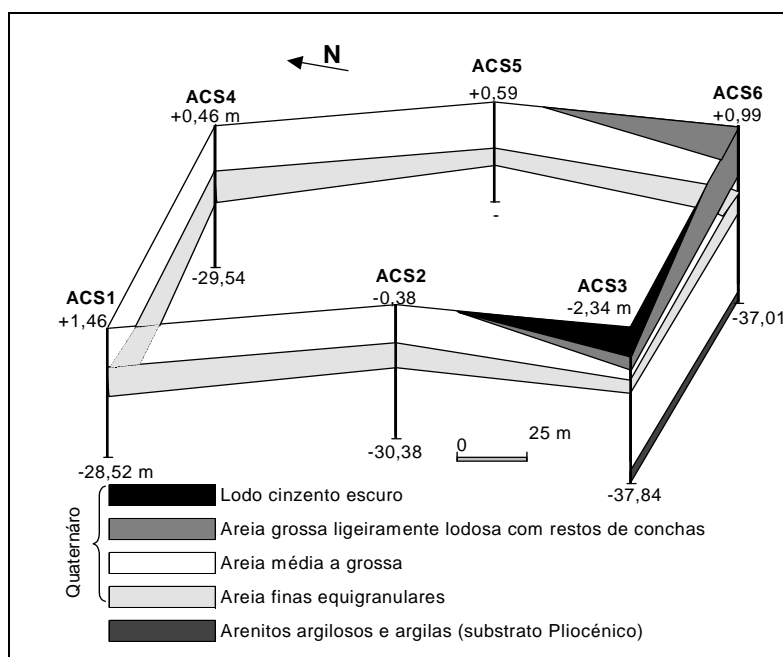


Figura 2 Diagrama tridimensional esquematizando a situação geológica no local onde foi construído o aterro hidráulico para construção do *hydrolift* da Lisnave.

A análise técnico-económica do projecto concluiu que a aplicação de um sistema de rebaixamento do nível aquífero por furos seria a solução mais vantajosa para a construção do *hydrolift*.

De acordo com a metodologia de análise descrita no capítulo anterior, concluiu-se que os furos deveriam captar acima da base das areias finas e que o escoamento natural não seria perturbado de forma significativa abaixo da base destas areias. Assim, considerou-se um aquífero livre com o topo à cota +2 m e a base à cota -17 m e os furos tomaram-se como totalmente penetrantes.

A condutividade hidráulica média das camadas de areias médias e grossas é $K = 3 \times 10^{-3}$ m/s e das areias finas $K = 3 \times 10^{-5}$ m/s. Estes valores médios foram calculados a partir de ensaios do tipo Lefranc realizados em 6 sondagens.

O valor médio da condutividade hidráulica horizontal (K) do conjunto de camadas interessadas pelo rebaixamento foi calculada através da expressão:

$$K = \frac{l}{L} \sum b_i K_i \quad (2)$$

sendo b_i a espessura da camada i , de condutividade hidráulica K_i , considerada homogénea e isotrópica, e L a espessura total das camadas. Deste modo, a condutividade hidráulica do "aquífero" interessado pelas bombagens tomou o valor $K = 2,14 \times 10^{-3}$ m/s.

A construção do *hydrolift* foi feita numa escavação ao abrigo de uma ensecadeira cujo coroamento se desenvolvia cerca da cota +4,5 m (Figura 3). O nível médio da água no interior da ensecadeira, variável com a maré, rondava a cota +2 m, idêntica à da água no estuário.

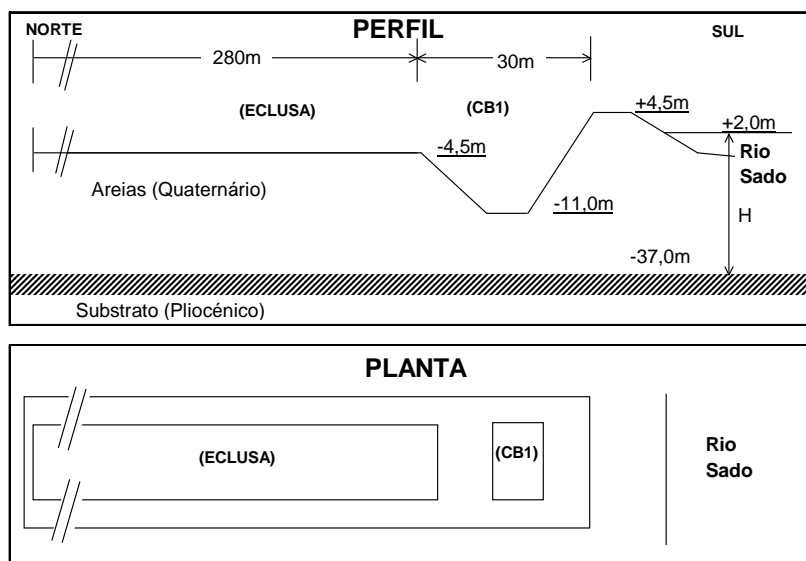


Figura 3 Parâmetros geométricos da ensecadeira do *hydrolift* da Lisnave.

No seguimento da aplicação da metodologia antes anunciada ao caso de estudo da escavação onde se construiu o *hydrolift* da Lisnave, apresentam-se algumas fórmulas de uso corrente que permitem estimar numa primeira aproximação o caudal a bombear. Estas estimativas, por facilidade de expressão, são consideradas como simulações 1 a 3. Segue-se a utilização de um modelo analítico (simulação 4), onde é considerada a distribuição dos furos necessários para se conseguir o rebaixamento da superfície piezométrica em toda a área daquela escavação.

3.1 Simulação 1

Nesta solução admite-se que o sistema de rebaixamento a aplicar, constituído por uma série de furos localizados ao longo do perímetro de uma área rectangular, produz o mesmo efeito que um poço circular de grande diâmetro (Figura 4), com alimentação através de uma superfície também circular. O raio equivalente do poço r_p , pode ser determinado por:

$$r_p = \frac{P}{2\pi\psi} \quad (3)^4$$

com: P = perímetro da área a rebaixar (L)

ψ = constante adimensional, função das dimensões da escavação

De acordo com DRISCOLL (1986) a aplicação da Eq. (3) dá bons resultados quando o espaçamento entre furos é pequeno, quando o raio de influência, R , é muito maior que r_p e quando a razão a/b é menor que 1,5.

Para o cálculo do caudal a bombear pode-se aplicar a fórmula de Dupuit (Eq.(4)):

⁴ Uma expressão alternativa para r_p é: $\frac{a+b}{\pi}$, que também é baseada na noção de perímetro equivalente, sendo a e b os lados da escavação rectangular.

$$H_0^2 - H_p^2 = \frac{Q_t}{\pi K} \ln \frac{R}{r_p} \quad (4)$$

sendo: R = raio de influência (L)
 H_0 = espessura saturada inicial (L)
 H_p = espessura saturada no poço em bombagem (L)
 K = condutividade hidráulica (LT^{-1})

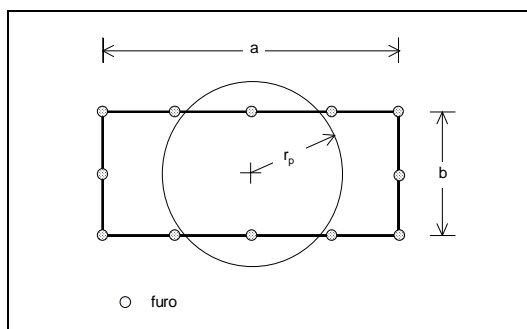


Figura 4 Raio do poço equivalente (adaptado de DRISCOLL, 1986).

Para determinação do raio de influência, R , pode-se recorrer à fórmula proposta por Sichardt (Eq. (5)).

$$R = c \left(H_0 - H_p \right) \sqrt{K} \quad (5)$$

sendo: c = constante para a qual Sichardt propôs o valor de 3000 para o caso de furos em aquíferos livres (HAUSMANN, 1990). No caso de linha simples de "wellpoints", o U.S. Corps of Engineers propõe o valor de 1500 a 2000 (HAUSMANN, 1990).

O valor do caudal (Q_t) obtido através da formulação descrita deverá ser corrigido pelo facto de ser um conjunto descontínuo e finito de furos. MANSUR e KAUFMAN (1968) recomendam que se tome um acréscimo de 35% ($Q = Q_t + 0,35Q_t$).

| P (m) | ψ | K (m/s) | r_p (m) | H_0 (m) | H_p (m) | s (m) | R (m) | Q_t (m^3/s) | Q (m^3/s) |
|---------|--------|-----------|-----------|-----------|-----------|---------|---------|-------------------|-----------------|
| 960 | 1,055 | 0,00214 | 145 | 19 | 11 | 8 | 658 | 1,07 | 1,44 |

Quadro 1 Valores considerados nos cálculos e estimativa do caudal a extrair utilizando a formulação descrita para a simulação 1.

Tendo em conta as dimensões da escavação da obra de construção do *hydrolift* e as características hidráulicas antes apresentadas, a estimativa do caudal total a extrair utilizando a anterior metodologia tomara o valor apresentado no Quadro 1.

3.2 Simulação 2

Nesta simulação, aplica-se uma metodologia idêntica à utilizada na simulação anterior: Utiliza-se a equação de Dupuit (Eq. (4)) e o raio do poço equivalente é calculado pela expressão seguinte, baseada no conceito de área equivalente:

$$r_p = \sqrt{\frac{ab}{\pi}} \quad (6)$$

Tal como descrito no exemplo correspondente à simulação 1, o valor do caudal calculado através da fórmula de Dupuit deverá ser acrescido de 35%.

Quadro 2 Valores considerados nos cálculos e estimativa do caudal a extrair utilizando a formulação descrita para a simulação 2

| a (m) | b (m) | K (m/s) | H ₀ (m) | s (m) | R(m) | r _p (m) | Q _t (m ³ /s) | Q (m ³ /s) |
|-------|-------|---------|--------------------|-------|------|--------------------|------------------------------------|-----------------------|
| 385 | 95 | 0,00214 | 19 | 8 | 658 | 108 | 0,89 | 1,20 |

A estimativa do caudal que seria necessário extrair durante a construção do *hydrolift* e os valores considerados no cálculo são apresentados no Quadro 2.

3.3 Simulação 3

De forma a incluir nos cálculos a influência de eventual fronteira a potencial constante pode-se utilizar o método das imagens. O raio de influência do poço equivalente (Figura 5) no aquífero virtual de extensão infinita será igual a duas vezes a distância (L) do centro do poço equivalente (centro da escavação) à fronteira a potencial constante (R = 2L).

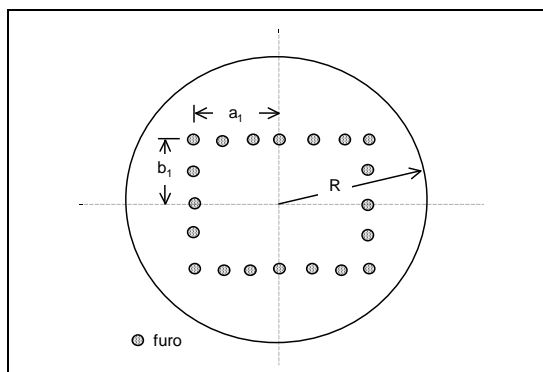


Figura 5 Raio de influência de um conjunto de furos espaçados regularmente sobre um retângulo num aquífero limitado por fronteira a potencial constante (representação no aquífero virtual de extensão radial infinita).

Nestas condições de fronteira, para o cálculo aproximado do raio do poço equivalente, r_p, MANSUR E KAUFMAN (1968) propõem a Eq. (7), aparentemente baseada no conceito de área equivalente:

$$r_p = \frac{4}{\pi} \sqrt{a_1 b_1} \quad (7)$$

sendo a₁ e b₁ os semicomprimentos dos lados da escavação rectangular.

A fórmula de Dupuit toma a forma:

$$Q_t = \frac{\pi K (H_0^2 - H_p^2)}{\ln \left(\frac{2L}{r_p} \right)} \quad (8)$$

A estimativa do caudal que seria necessário bombear durante a construção do *hydrolift* e os valores considerados no cálculo são apresentados no Quadro 3.

Quadro 3 Valores considerados nos cálculos e estimativa do caudal a extrair utilizando a formulação descrita para a simulação 3.

| a_1 (m) | b_1 (m) | K (m/s) | H (m) | H_p (m) | s (m) | r_p (m) | L (m) | Q_t (m ³ /s) | Q (m ³ /s) |
|-----------|-----------|-----------|---------|-----------|---------|-----------|---------|---------------------------|-------------------------|
| 193 | 48 | 0,00214 | 19 | 11 | 8 | 122 | 205 | 1,33 | 1,80 |

3.4 Simulação 4

O estudo da distribuição dos furos e da configuração da superfície piezométrica resultante das bombagens previstas pode ser feita, como foi dito, com auxílio de um modelo analítico bidimensional. No caso de estudo considerado utilizou-se um modelo com elementos analíticos, comercializado pela firma *Geraghty & Miller, Inc.* e designado por *QuickFlow*.

As equações utilizadas pelo modelo *QuickFlow* foram propostas por STRACK (1989). O modelo utiliza o princípio da sobreposição dos rebaixamentos para calcular a cota piezométrica num ponto do aquífero considerado homogéneo e isotrópico. O efeito total resultante de várias funções analíticas é igual ao somatório do efeito individual causado por cada função analítica considerada separadamente.

O modelo inclui vários elementos analíticos que permitem considerar condições de fronteira relativamente complexas, recarga sobre áreas de geometria definida e bombagem e recarga através de furos e valas.

No caso estudado do *hydrolift* da Lisnave o efeito da água do estuário do rio Sado no escoamento foi simulado considerando duas fronteiras lineares a potencial constante. Estas fronteiras foram materializadas por valas totalmente penetrantes e com potencial constante, localizadas uma 17 m a sul e a outra 20 m a oeste do coroamento da ensecadeira.

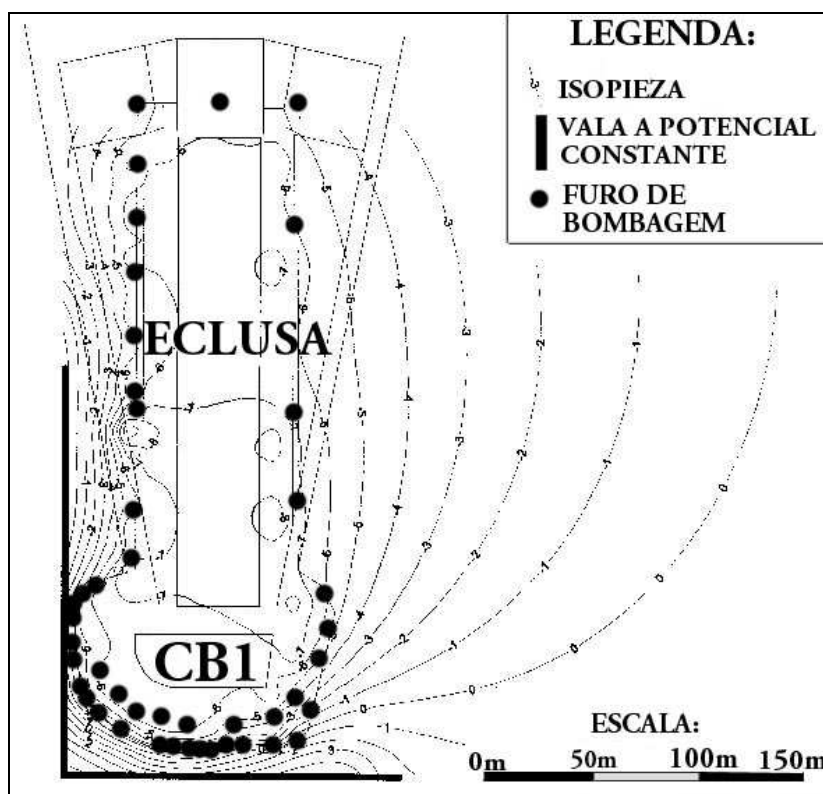


Figura 6 Antecipação da configuração da superfície piezométrica do rebaixamento geral (cota -6 m) e caudal total simulado de $Q = 4,9 \text{ m}^3/\text{s}$, através de 49 furos dispostos em torno da escavação onde se construiu o *hydrolift* da Lisnave (MEDEIROS, 1998).

A produtividade esperada para os furos foi estimada tomando em consideração as características hidráulicas do aquífero, a espessura captada e a experiência colhida em rebaixamento realizado na década de 1970 em local muito próximo.

Os furos foram localizados em torno da escavação e foram sendo adicionados ao modelo até que a superfície piezométrica resultante estivesse à cota -6 m (i.e. $s = 8$ m) ou inferior em toda a área da escavação (Figura 6). Este objectivo foi conseguido através da consideração de 49 furos de bombagem a que corresponde o caudal total de 4,9 m³/s.

4 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS E CONCLUSÕES

As estimativas do caudal total calculadas pelas fórmulas que simulam o rebaixamento considerando um poço equivalente são claramente menores, cerca de 3 a 4 vezes, que a estimativa calculada pelo modelo de elementos analíticos (Quadro 4).

Mesmo entre as estimativas feitas com recurso à noção de poço equivalente há um factor de variação até 1,5, diferindo conforme as condições de fronteira assumidas e a fórmula de cálculo do raio do poço equivalente considerada.

Quadro 4 Síntese dos caudais a bombear para o rebaixamento geral (cota -6 m) obtidos com as diferentes simulações.

| SIMULAÇÃO | Q (m ³ /s) | CONDIÇÕES DE FRONTEIRA CONSIDERADAS |
|-----------|-----------------------|---|
| S1 | 1,44 | Raio de influência: 658 m. |
| S2 | 1,20 | Raio de influência: 658 m. |
| S3 | 1,80 | Fronteira linear a potencial constante: 205m. |
| S4 | 4,9 | Valas a potencial constante: 17 m a sul 20 m a oeste |

O caudal efectivamente bombado no período de funcionamento do sistema de rebaixamento foi de 2,6 m³/s.

A estimativa mais próxima da realidade foi conseguida com a simulação 3 (fórmula de Dupuit e uma fronteira linear a potencial constante). A que mais se afasta, curiosamente, é a de elaboração mais sofisticada, através de um modelo que considera vários elementos analíticos (simulação 4).

O caudal excessivo, estimado através da simulação 4, pode ter, entre outras, as origens e as explicações: (1) estimativa por excesso do valor da condutividade hidráulica, (2) fronteiras a potencial constante (efectivas) a distância hidráulica muito superior à distância geométrica.

A caracterização da condutividade hidráulica foi feita a partir de ensaios tipo Lefranc, num total de 17, que, como é sabido, permitem calcular valores pontuais da condutividade hidráulica horizontal. Na caracterização de grandes volumes, estes ensaios devem aceitar-se com precaução e devem ser considerados numa perspectiva que tenha significado estatístico.

Localmente, o rio Sado penetrava apenas parcialmente o aquífero, pelo que haveria componentes verticais do escoamento, não consideradas no modelo, através de areias cuja condutividade vertical é certamente inferior à condutividade horizontal. A simulação da penetração parcial pode ser feita colocando a fronteira a maior distância que a geométrica (MENDONÇA, 1985)

No que respeita à heterogeneidade do aquífero, na escavação, foram visíveis camadas de areia com componente argilo-siltosa e algumas intercalações lodosas não identificadas pelas sondagens.

Devido à sedimentação natural e à provocada pela movimentação das areias durante a construção do aterro hidráulico, as areias do leito do rio estavam parcialmente colmatadas. A colmatção é particularmente influente sobre o valor da condutividade hidráulica vertical que condiciona a infiltração natural e induzida da água (a infiltração induzida é, por si só, potenciadora de colmatção (MENDONÇA, 1985). Em regime natural, nalguns locais, o leito do estuário passa a areias lodosas e a lodos, nomeadamente quando se caminha em direcção à margem.

A colmatção pode ser simulada colocando a fronteira a maior distância que a geométrica. O acréscimo da distância pode ser calculado analiticamente se forem conhecidas a espessura e a condutividade vertical da camada colmatada (MENDONÇA, 1985) ou através de ensaios de bombagem (MENDONÇA, 1990). A caracterização da condutividade vertical do leito do estuário não foi realizada e a ponderação sem base experimental da colmatção poderia levar a uma solução de subdimensionamento do sistema a instalar.

Do exposto, conclui-se sobre a necessidade, antes já destacada, de uma fase de prospecção que, além das questões geotécnicas, investigue as condições hidrogeológicas, nomeadamente recorrendo a metodologias de caracterização e ensaio adequadas à escala dos escoamentos interessados pelas obras.

A metodologia utilizada nas simulações 1 e 2 parece adequar-se a aquíferos sem fronteiras próximas e pode ser melhorada se for utilizada estimativa mais fiável do raio de influência, nomeadamente fazendo o seu cálculo fundamentado nas características hidráulicas e/ou ensaios de bombagem.

A metodologia utilizada na simulação 3 parece ser adequada a casos em que exista uma fronteira linear a potencial constante (é extensível a mais fronteiras e adaptável a fronteiras impermeáveis) desde que a dimensão das escavações (do poço equivalente) seja comparativamente menor que a distância à fronteira.

A aplicação de modelos analíticos, com consideração individual dos furos, é imprescindível quando se pretende conhecer, além do caudal a extrair, a configuração antecipada e pormenorizada da superfície piezométrica. Para que todas as potencialidades do método sejam conseguidas é necessário uma adequada caracterização do sistema hidrogeológico. Ao contrário, de outras actividades de modelação, no projecto dos sistemas de rebaixamento não há possibilidade de calibrar os modelos passando-se directamente à validação, isto é, ao êxito ou à reformulação do sistema instalado.

Pelos motivos enunciados antes, é muito difícil prever com rigor o caudal a extrair e, por isso, o projecto e a instalação devem apresentar flexibilidade a alterações, conformes com os resultados da observação e da monitorização da exploração.

Convém recordar que, em regime permanente, o caudal é directamente proporcional à transmissividade e que, por exemplo, a estimativa a dobrar do valor da transmissividade, que é comum, leva ao cálculo de um caudal a extrair que é duplo do que seria necessário. O exemplo apresentado demonstra a importância técnico-económica significativa envolvida por um factor de 2 na grandeza do caudal a bombear.

SIMBOLOGIA (Dimensões)

a, b - comprimentos dos lados da escavação rectangular (L)

a_1, b_1 - semicomprimentos dos lados da escavação rectangular (L)

b_i - espessura da camada i (L)

c - constante para a qual Sichardt propôs o valor de 3000 para o caso de furos em aquíferos livres (HAUSMANN, 1990).

F - função de furo

H_0 - espessura saturada inicial (L)

H_p - espessura saturada no poço em bombagem (L)

K - condutividade hidráulica horizontal (LT^{-1})

K_i - condutividade hidráulica da camada i, considerada homogénea e isotrópica (LT^{-1})

L - espessura total das camadas (L)

P - perímetro da área a rebaixar (L)

Q_i - caudal de bombagem do furo i (L^3T^{-1})

Q_t - caudal teórico (L^3T^{-1})

r_i - distância ao ponto ao furo i (L)

r_p - raio equivalente do poço (L)

R - raio de influência (L)

s - rebaixamento (L)

t_i - tempo de bombagem do furo i (T)

ψ - constante adimensional, função das dimensões da escavação

BIBLIOGRAFIA

- ACAVACO - Lisnave-Estaleiros Navais de Setúbal, SA. Programa Fénix - docas secas. Prospecção geotécnica - Setúbal. Relatório inédito, 1994.
- DRISCOLL, F.G. - Groundwater and wells. Johnson Division, St.Paul, 1089 p., 1986.
- HAUSMANN, M.R. - Engineering principles of ground modification, McGraw Hill Publishing Company, 603 p., 1990.
- MANSUR, C.I.; KAUFMAN. R.I. - Drainage. Les fondations, Leonards, G.A., Cap. 3, Dunod, Paris, 1106 p., 1968.
- MEDEIROS, A.L.C. - *Rebaixamentos do nível aquífero em obras de engenharia*. Tese de mestrado, Universidade Nova de Lisboa, 202 p., 1998.
- MENDONÇA, J. L. - *Prospecção, pesquisa e captação de água em aquíferos aluvionares*. Tese de mestrado, Universidade Nova de Lisboa, 244 p., 1985.
- MENDONÇA, J. L. - Sistema aquífero aluvionar do vale do Tejo (V. N. Barquinha a Alverca): características e funcionamento hidráulico. Tese de doutoramento, Universidade de Coimbra, 343 p., 1990.
- TOMLINSON, M.J. - *Foundation design and construction*, 6th Edition. Addison Wesley Longman Limited, 536 p., 1995.
- PROMAN – *Lisnave Infraestruturas Navais, S.A.. Empreitada de construção do Hydrolift no estaleiro da Mitrena*. Processo de Concurso, Volume II, Projecto, A – Obras de Construção Civil. Proman-Centro de Estudos e Projectos, S.A., 1988.
- STRACK, O.D.L. - *Goundwater Mechanics*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 732 p., 1989.

IMPACTE DO IC1 SOBRE A QUALIDADE DA AGUA DO SISTEMA AQUIFERO QUERENÇA – SILVES (ALGARVE)

Edite REIS

Direcção Regional do Ambiente e Ordenamento do Território do Algarve

M. Fátima ALPENDURADA

IAREN – Instituto da Água da Região Norte

Conceição GAGO

Direcção Regional do Ambiente e Ordenamento do Território do Algarve

Leitão de FREITAS

Direcção Regional do Ambiente e Ordenamento do Território do Algarve

1 INTRODUÇÃO

O EIA da autoestrada A2, indicava como um dos principais impactes negativos, a eventual contaminação da qualidade da água subterrânea do sistema aquífero Querença – Silves. Este sistema aquífero com uma área que ronda os 300 km² e, com recursos médios renováveis estimados, por Almeida et al. (2000), em cerca de 70±17 hm³/ano, é um dos mais importantes do Algarve, tanto em termos quantitativos, como qualitativos, apresentando a água ainda uma qualidade relativamente boa. Trata-se de um aquífero cársico, que apresenta em alguns locais elevada vulnerabilidade à poluição.

A A2 atravessa o sistema aquífero na sua zona central, entre S. Bartolomeu de Messines e a VLA, sendo paralela e com elevada proximidade ao IC1. Para jusante destas duas vias rodoviárias, no sentido do fluxo subterrâneo, situam-se as captações públicas do concelho de Silves, as captações que brevemente irão integrar o sistema multimunicipal

de abastecimento de água, até à construção da barragem de Odelouca e numerosas captações particulares, cuja água se destina a uso doméstico.

Atendendo à situação referida e à polémica levantada pelo atravessamento do aquífero Querença – Silves, pela autoestrada, a DRAOT Algarve, fez um inventário das captações de água subterrânea situadas nas proximidades do IC1, bem como dos locais de drenagem da via, nomeadamente as condições de infiltração à saída das valas de drenagem. Como se trata de um aquífero cársico, em que a recarga por infiltração directa processa-se através das formações carbonatadas carsificadas aflorantes, verificou-se a presença, ou não, deste tipo de formações à saída das valas, assim como a existência de formações cársicas nas proximidades. Foram colhidas amostras de água em Dezembro de 1998, Julho de 1999 e Maio de 2000, nas captações inventariadas.

2 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

A primeira amostragem, realizada em Dezembro de 1998, foi efectuada apenas nas captações que se situavam mais próximas da via (IC1). Os parâmetros analisados foram o pH, condutividade, oxidabilidade, zinco, cobre, chumbo, ferro total, manganês, cádmio e hidrocarbonetos dissolvidos ou emulsionados. A análise dos resultados mostra que os pontos situados a Oeste da estrada apresentam concentrações mais elevadas de alguns metais pesados e hidrocarbonetos que aqueles situados a Este. De referir que o fluxo subterrâneo se faz de Este para Oeste. Os resultados foram classificados segundo o VMR do Anexo I do D. L. 236/98 de 1 de Agosto. Verificou-se que o zinco é o único parâmetro que ultrapassou o VMR da classe A3, tendo sido detectado na maioria das amostras. O cádmio não foi detectado em nenhuma das amostras.

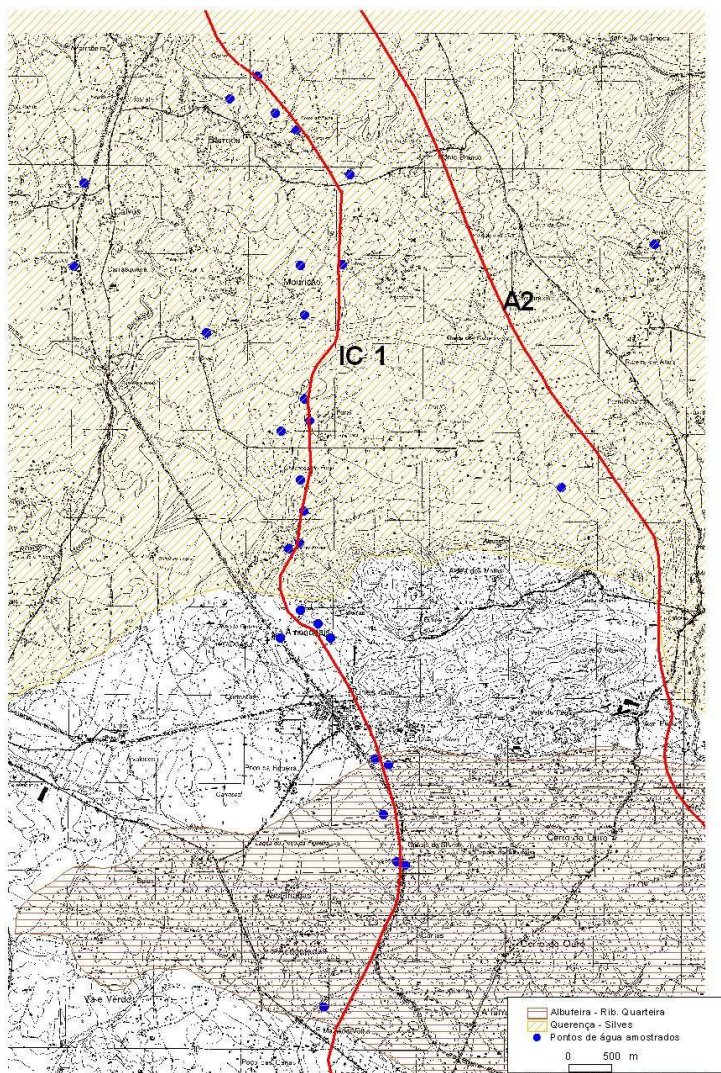


Fig 1 – Localização dos pontos amostrados

Na segunda amostragem, em Julho de 1999, escolheu-se preferencialmente os pontos que tinham apresentado concentrações mais elevadas de metais pesados, na amostragem anterior, sendo analisados também o níquel e o crómio. Foram amostrados ainda outros pontos afastados da via, a Oeste e Este desta, localizados sobre o sistema aquífero Querença – Silves e o mais afastados possível da influência de qualquer fonte poluidora. Contrariamente ao que seria de esperar, nos pontos afastados da via foi detectada a presença de hidrocarbonetos, crómio, chumbo e zinco, sendo no entanto as suas concentrações muito reduzidas, inferiores ao VMR da classe A1, com excepção do zinco, que ultrapassou, pelo menos num ponto o VMR da classe A3. Selecionaram-se também dois pontos junto à linha do comboio, de modo a verificar se havia algum aumento de contaminação nestes locais, mas que não se verificou.

Em função destes resultados é de admitir a hipótese de uma contaminação de origem natural, uma vez que nas proximidades dos pontos que apresentaram valores mais elevados, não existe qualquer fonte poluidora, que possa estar na origem destes resultados.

Em Maio de 2000 foi efectuada nova colheita, continuando a verificar-se a presença de metais pesados em pontos afastados da via.

A análise da evolução da concentração dos diversos parâmetros determinados ao longo das três amostragens é muito variável, não podendo inferir-se nenhuma tendência evolutiva generalizada. A partir da análise da variação do nível piezométrico, durante o período em que decorreram as amostragens, pode verificar-se que no

semestre húmido do ano hidrológico 1998/99, não houve recarga do sistema aquífero devido à fraca precipitação ocorrida, continuando a observar-se a descida dos níveis, que se prolongou até Janeiro de 2000, ocorrendo nos meses seguintes apenas uma ligeira subida. Portanto as colheitas foram efectuadas em períodos de águas baixas, nomeadamente as duas primeiras.

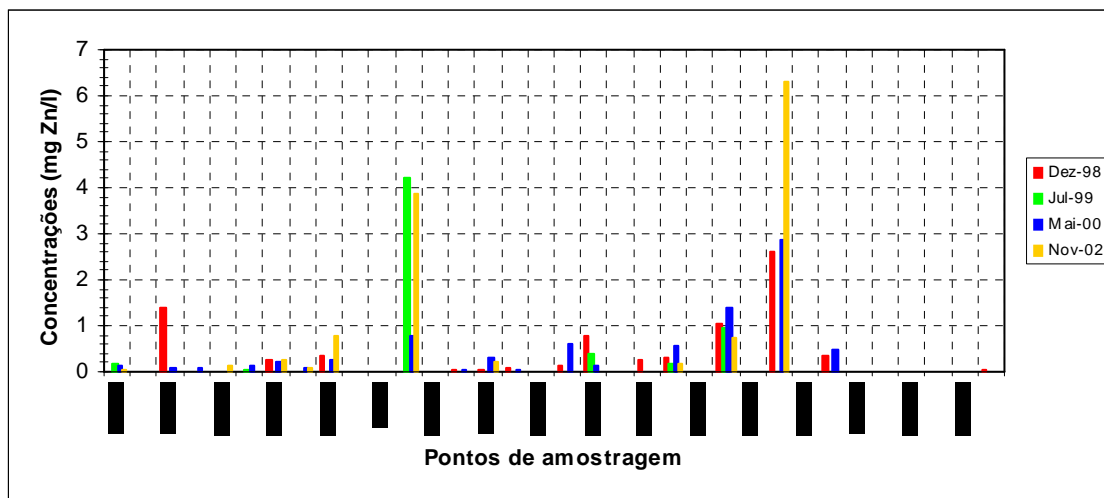


Figura 2 – Concentrações de Zn nos diversos pontos amostrados em diferentes datas.

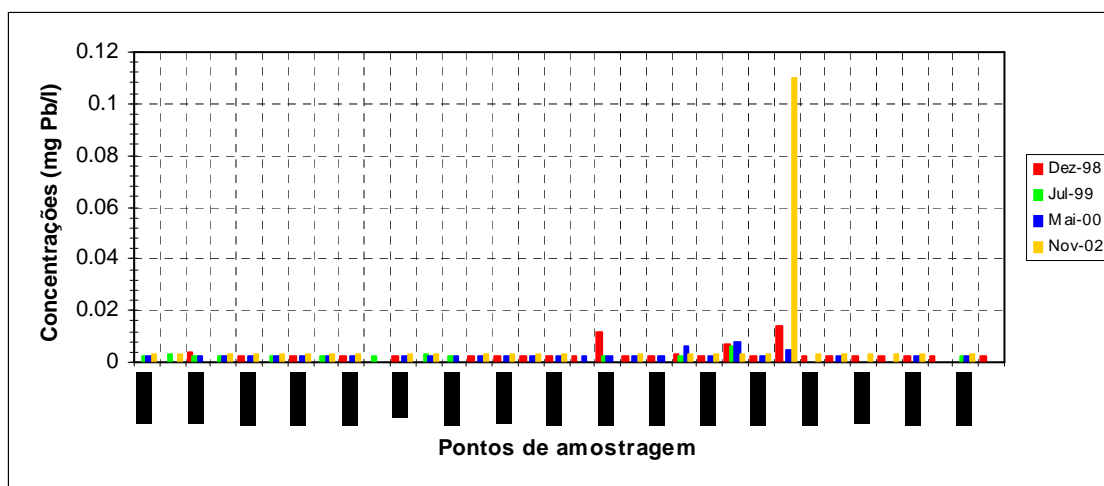


Figura 3 - Concentrações de Pb nos diversos pontos amostrados em diferentes datas.

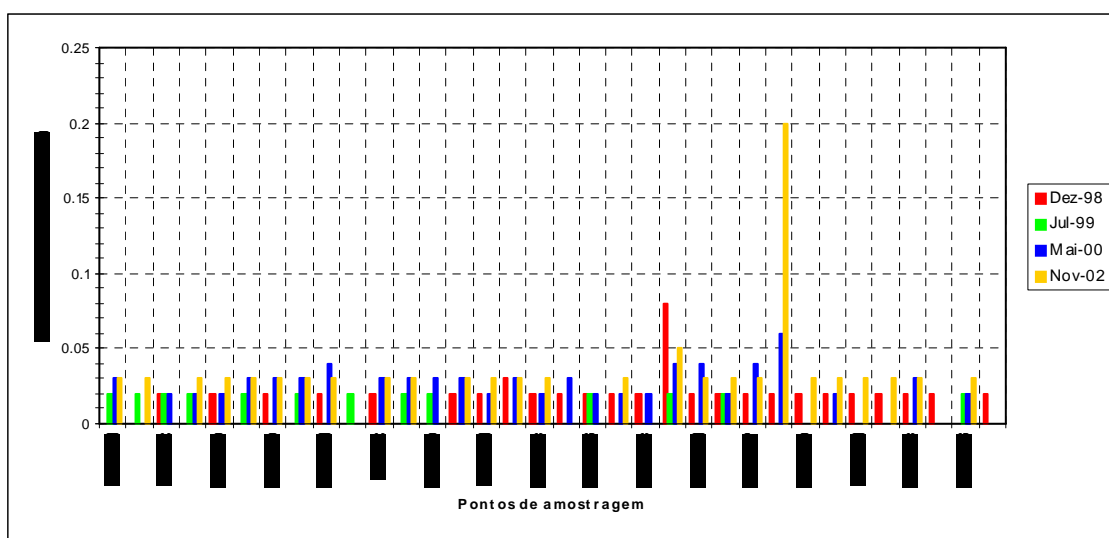


Figura 4 - Concentrações de Cu nos diversos pontos amostrados em diferentes datas.

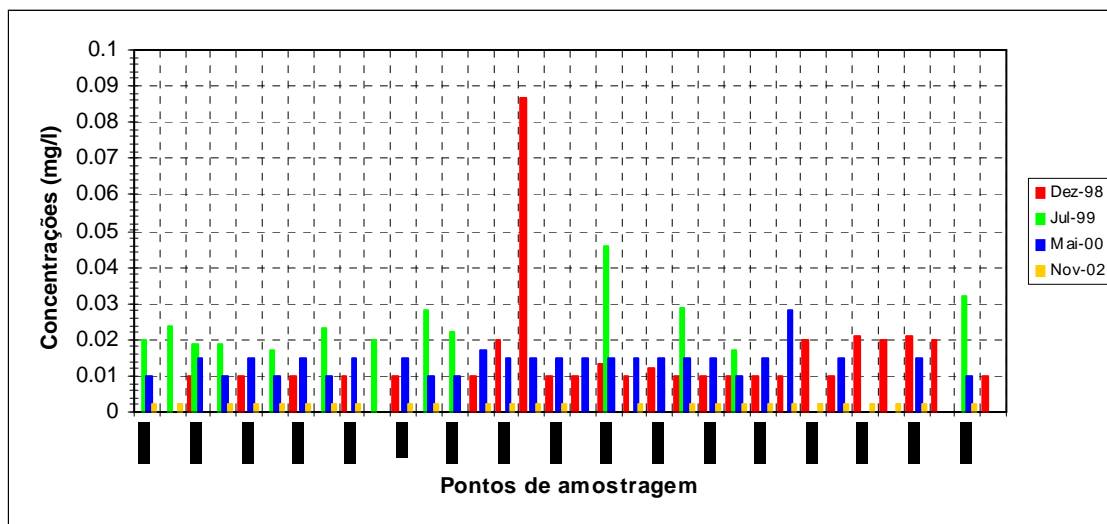


Figura 5 - Concentrações de hidrocarbonetos dissolvidos nos diversos pontos amostrados em diferentes datas.

3 DESCRIÇÃO DO PROJECTO A REALIZAR

Uma vez que os resultados obtidos são algo confusos, não sendo possível determinar se existe ou não uma eventual contaminação da água subterrânea do sistema aquífero Querença – Silves, pela via rodoviária em estudo, entendeu-se que seria necessário um estudo mais aprofundado. O presente trabalho teve início em Novembro de 2002 e contempla também, além da amostragem e análise de água subterrânea, a análise da água superficial (linhas de água atravessadas pela estrada e escoamento das valas de drenagem) e solos. Estes serão amostrados na vala de drenagem de terra e numa outra zona com o mesmo tipo de solo, mas afastada de qualquer via rodoviária ou de qualquer eventual fonte poluidora.

Para efectuar a amostragem das águas de drenagem da plataforma da via, instalaram-se amostradores automáticos à saída das valas de drenagem, em quatro locais ao longo do percurso que atravessa o sistema aquífero em estudo.

Prevê-se também a amostragem da água da chuva, que poderá dar uma indicação sobre a poluição atmosférica, a qual, no início da chuvada, pode contribuir para aumentar as concentrações de poluentes nas águas de escorrência da estrada, caso estes existam em suspensão na atmosfera.

Os amostradores irão recolher várias amostras de água por cada evento de precipitação, iniciando-se a recolha assim que haja escorrência, sendo a ordem emitida por um medidor de caudal. As amostragens mais importantes serão as primeiras efectuadas após o período seco, prevendo-se aí uma maior concentração de poluentes. Estas deverão repetir-se durante quatro ou cinco episódios de precipitação espaçados no tempo.

As amostragens de água subterrânea só deverão ser efectuadas, ao fim de algum tempo, após precipitações mais intensas. Sempre que possível, com a avaliação da evolução do nível piezométrico, dado que o aumento deste poderá dar indicação de que a água infiltrada atingiu o aquífero.

Em função dos dados da piezometria efectuou-se uma colheita de amostras de água subterrânea, em Novembro/02 nas captações referidas anteriormente (figura 1), de modo a detectar alguma contaminação resultante da infiltração da água de escorrência após um período seco. Não foi possível recolher amostras de água de drenagem da plataforma, nas primeiras chuvadas no final do Verão, dado que os amostradores ainda não se encontravam instalados, estando a sua instalação completa apenas em Maio de 2003.

Nesta amostragem não se verificaram alterações significativas na qualidade da água subterrânea, relativamente aos parâmetros analisados e às amostragens anteriores. Apenas num ponto situado junto à estrada observaram-se subidas acentuadas das concentrações de Cu, Pb e Zn. Em relação aos hidrocarbonetos dissolvidos, as suas concentrações, situam-se abaixo do limite de quantificação, que é inferior ao utilizado em análises anteriores. Nesta amostragem foram também analisados os PAH's, que ultrapassam o limite de quantificação, apenas num ponto.

Como já foi referido a autoestrada A2 é paralelo à IC1, atravessando o sistema aquífero em estudo na mesma zona, situando-se a montante do IC1, em relação à direcção do fluxo subterrâneo. A autoestrada inaugurada em Julho de 2002, veio diminuir o trânsito do IC1, no entanto o impacte sobre o aquífero mantém-se.

As medidas de minimização previstas no EIA indicam que na zona onde o traçado atravessa o aquífero, as águas de drenagem da plataforma da via, deverão ser sujeitas a um tratamento adequado, tendo sido construídas temporariamente bacias de retenção para colmatar riscos de poluição em caso de acidentes. Estão em fase de construção seis bacias de tratamento. No mesmo EIA o plano de monitorização prevê a realização de análises de água subterrânea em captações junto à autoestrada, nas linhas de água atravessadas pela via e ainda à entrada e saída das bacias de tratamento. Estes dados irão complementar os resultados obtidos no projecto em estudo.

4 EFEITOS NA SAÚDE DA INGESTÃO DE METAIS PESADOS E PAH's

Relativamente ao efeito na saúde dos diferentes metais pesados detectados, estes são diversos. De referir que o Cd tem um elevado potencial tóxico, que se acumula em organismos aquáticos, o que possibilita a sua entrada na cadeia alimentar, podendo chegar ao Homem. Pode provocar disfunção renal, hipertensão, carcinomas, etc. O Pb tem um efeito cumulativo no organismo, provocando uma doença crónica chamada saturnismo. Os efeitos da intoxicação por chumbo são: tontura, irritabilidade, dor de cabeça, perda de memória. O Cu é um elemento que aparece, em geral, em baixas concentrações nas águas subterrâneas, devido à sua baixa solubilidade. A ingestão de altas doses pode provocar no ser humano irritação e corrosão da mucosa, problemas hepáticos, renais, irritação do sistema nervoso e depressão. O Zn que é aquele que apresenta valores mais elevados nas análises efectuadas, pode originar, no ser humano, quando ingerido em doses mais elevadas, sensações como paladar adocicado e secura na garganta, tosse, fraqueza, dores generalizadas, arrepios, febre, náuseas e vómitos. Intoxicações por Cr podem provocar dermatites, úlceras, inflamações do aparelho respiratório, cancro do pulmão e alterações hepáticas.

Os PAH's provêm essencialmente da combustão incompleta do fuel, escapes de automóveis e tapetes de alcatrão.

No meio ambiente são degradados microbiologicamente nas camadas superiores do solo, em presença do oxigénio; a velocidade de oxidação também depende das condições redox, nível de nitratos, e da presença de substâncias tóxicas orgânicas ou inorgânicas que são inibidoras dos organismos de decomposição. As sem-vidas para a degradação biológica encontram-se no intervalo de 5 a 240 dias. Muitos PAH's podem ser decompostos pela luz e também podem ser degradados nas águas superficiais. A primeira preocupação na saúde é devida às propriedades carcinogénicas.

Desenvolveu-se um método analítico que permitisse a quantificação dos seis PAH's contemplados no Decreto de Lei 236/98. Para ser possível dosear estes compostos em concentrações vestigiárias, torna-se necessário a prévia concentração das amostras. Das metodologias que foram estudadas – SPME (microextração em fase sólida) e SPE (extração em fase sólida), a técnica de extração em fase sólida foi aquela que permitiu obter maiores factores de concentração, tendo sido por isso a escolhida. A detecção foi feita por fluorescência e a separação por HPLC. Os limites de quantificação obtidos foram de 6,3ng/l para o fluoranteno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno, e de 13ng/l para o benzo[ghi]perileno e indeno[1,2,3-cd]pireno. Como padrão padrão interno foi utilizado o benzoantraceno.

Esta metodologia analítica foi submetida a um processo de validação interna, e posteriormente à participação em dois ensaios interlaboratoriais da Aquacheck durante o ano de 2002. Os resultados foram classificados de “muito bom”.

FICHA TÉCNICA

Edição

L.Ribeiro, F. Peixinho de Cristo

B. Andreo, X. Sánchez-Vila

Título

Jornadas Luso Espanholas

As Águas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica

Execução Gráfica

Omnigráfica

Tiragem

150 Exemplares

Mês / Ano

Dezembro de 2004

ISBN

972-97480-7-1