



11.º SEMINÁRIO SOBRE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Porto, 2 e 3 de março de 2017

Instituto Superior de Engenharia do Porto

Os resumos estão organizados por ordem de apresentação das Comunicações.

Texto elaborado a partir da reprodução dos originais submetidos pelos autores, a quem cabe a responsabilidade dos conteúdos. Foi efectuada uma revisão científica (anónima) por pares dos resumos.

Foram aceites textos em língua portuguesa pré e pós acordo ortográfico.

Paginação:

APRH

Ilustração da capa:

André Cardoso e Manuel Oliveira

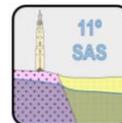
Editado por:

APRH - Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos
a/c LNEC - Av. do Brasil, 101 - 1700-066 LISBOA
Tel. 21 844 34 28
E-mail: aprh@aprh.pt
URL da APRH: <http://www.aprh.pt>
URL do 11º Seminário sobre Águas Subterrâneas: <http://www.aprh.pt/11sas/>

ISBN: 978-989-8509-17-8

11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP



MENSAGEM DA COMISSÃO ORGANIZADORA

A hidrogeologia é, porventura, o ramo das ciências geológicas que mais se desenvolveu nas últimas décadas. Este crescimento tem sido marcado, a partir dos meados da década de 70 do século XX, pelo incremento progressivo de atividades no domínio das questões do transporte de matérias contaminantes e da remediação de solos e aquíferos, acompanhando a evolução geral da comunidade científica e tecnológica. Da mesma forma são assombrosos os progressos da modelação matemática e, talvez menos, da modelação conceptual associada.

Atualmente assiste-se a um reconhecimento do papel da hidrogeologia como charneira com outros ramos da ciência que estudam a água e os ecossistemas, conferindo-lhe um cariz multidisciplinar, interdisciplinar e holístico. Estas inflexões do contexto científico e técnico da hidrogeologia têm ditado mudanças na ocupação dos hidrogeólogos e de outros profissionais na área das Ciências da Terra e, portanto, do seu perfil. O peso crescente do treino computacional, tem levado a esquecer, em certas instâncias, a faceta básica da ciência hidrogeológica: as águas subterrâneas ocorrem no campo e é neste que toda atividade científica e tecnológica deve começar.

Não é o caso deste 11º Seminário de Águas Subterrâneas que pela primeira vez é realizado no Porto, no campus do Instituto Superior de Engenharia do Porto (ISEP), herdeiro, desde 1852, da Escola Industrial do Porto. Uma hidrogeologia aplicada, viva, surge refletida em cerca de três dezenas de comunicações abarcando as numerosas facetas da água subterrânea na gestão do solo e subsolo, na gestão e governança da água, na prospeção e pesquisa e até na recarga induzida de aquíferos (MAR), ferramenta inestimável na adaptação às variabilidades e alterações climáticas.

A água é só uma: por isso apesar de institucionalmente as águas minerais não serem um recurso hídrico (são um recurso geológico tutelado pelo Ministério da Economia) surgem várias comunicações neste Seminário, denotando a grande importância que lhes é atribuída pela comunidade científica e pelo peso que têm na economia regional e nacional. De resto são muitas as interações com as águas subterrâneas e as águas superficiais (recursos hídricos), e só por esta razão teriam de figurar no domínio das nossas preocupações.

Uma visita de campo de cariz científico-cultural ao Mosteiro de Tibães, local onde há vários anos o LABCARGA|ISEP desenvolve investigação hidrogeológica, hidrogeotécnica e geo-patrimonial, completa o programa: a hidrogeologia e a engenharia de águas subterrâneas têm uma dimensão ética que é a da satisfação das necessidades humanas na sua plenitude.

No momento em que se aproxima a abertura do 11º Seminário de Águas Subterrâneas a Comissão Organizadora agradece aos participantes, aos autores das comunicações e à Comissão Científica o apoio pelo labor técnico-científico desenvolvido. Um agradecimento especial vai, naturalmente, para os patrocinadores e para o Politécnico do Porto que generosamente apoiaram este evento.

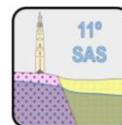


11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP



ÍNDICE

A HIDROGEOLOGIA NAS OBRAS DE ENGENHARIA

José Martins CARVALHO 1

CARTOGRAFIA HIDROGEOLÓGICA DA ÁREA URBANA DO PORTO: SETORES DE PARANHOS E MASSARELOS

Liliana FREITAS, Cátia L. RODRIGUES, Maria José AFONSO, Helder I. CHAMINÉ 2

PROSPECÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS EM MEIO CRISTALINO POR MÉTODOS GEOFÍSICOS. CASO DE ESTUDO DA SENHORA DO CASTELO (MANGUALDE)

Fernando Pedro Ortega FIGUEIREDO, Lídia Maria Gil CATARINO 6

MODELAÇÃO GEOFÍSICA APLICADA À PROSPECÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM MATERIAIS GRANÍTICOS

Bruno PEREIRA, Flávio DIAS, Margarida ANTUNES, Jorge OLIVEIRA, Andreia SOUSA 10

CONTRIBUTO DO MÉTODO ELECTROMAGNÉTICO DE TRANSIENTE (TEM) NA PROSPECÇÃO HIDROGEOLÓGICA

CASO DE ESTUDO NA ILHA DA BRAVA, CABO VERDE

João DUARTE, Marco CUNHA, Fernando FIGUEIREDO, Sónia VITÓRIA, António PINA 11

COMBINAÇÃO DO MÉTODO DA RESISTIVIDADE ELÉTRICA COM REGISTOS CONTÍNUOS DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E DE NÍVEL PIEZOMÉTRICO NUM ENSAIO DE RECARGA DE AQUÍFERO

Rogério MOTA, Manuel OLIVEIRA, Teresa E. LEITÃO, João Paulo LOBO FERREIRA 15

MODELO HIDROGEOLÓGICO CONCEPTUAL DO SISTEMA AQUÍFERO DE SINES/MASSA DE ÁGUA 032-SINES, NA ÁREA DA ZONA INDUSTRIAL E LOGÍSTICA DE SINES (ZILS)

Soraia BOTELHO, Manuela SIMÕES, Albino MEDEIROS 19

RADÃO NAS ÁGUAS MINERAIS NATURAIS: O CASO DOS ESTABELECIMENTOS TERMAIS PORTUGUESES

Ana Sofia SILVA, Maria Lurdes DINIS 23

RECURSOS HÍDRICOS SUPERFICIAIS VS SUBTERRÂNEOS NA VÁRZEA DA NAZARÉ – IMPLICAÇÕES NA QUALIDADE DA ÁGUA

Carla Caroça 27

ESTADO DAS MASSAS DE ÁGUA SUBTERRÂNEAS NOS PLANOS DE GESTÃO DE REGIÃO HIDROGRÁFICA DE 2ª GERAÇÃO

Ana Rita LOPES 31

AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA REGIÃO NORTE: UMA VISÃO INSTITUCIONAL

Vitorino José FERREIRA 32

AGUAS SUBTERRÂNEAS EN LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA (EL CASO DE LA PARTE ESPAÑOLA DE LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL MIÑO-SIL)

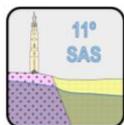
Emilio Esteban Rodríguez Merino 33

UTILIZAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS NO NORTE DE PORTUGAL: DESAFIOS E OPORTUNIDADES

Normando RAMOS 37

GOVERNANÇA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: UMA PRIORIDADE A NÍVEL INTERNACIONAL

António CHAMBEL, Manuel ABRUNHOSA 40



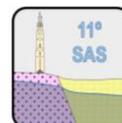
11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

| | |
|--|----|
| BINGO PROJECT: CLIMATE CHANGE AND THE GROUNDWATER COMPONENT OF THE WATER CYCLE | |
| Maria Emília NOVO, Maria José HENRIQUES | 42 |
| SEMEAR ÁGUA NA SERRA DE MONCHIQUE (SOWAMO): RESULTADOS DE UM PROJECTO DE RECARGA INDUZIDA DE AQUÍFEROS NO MACIÇO ANTIGO | |
| Tiago CARVALHO, Rita CARVALHO, Raquel SOUSA, Rui AGOSTINHO, Sónia GIL | 46 |
| THE CONTRIBUTION OF GEOPHYSICS AND HYDROGEOLOGY IN THE KNOWLEDGE OF THE EASTERN HAOUZ AQUIFER (MOROCCO) | |
| Samia ROCHDANE, Abdennabi ELMANDOUR, José TEIXEIRA, Alberto GOMES | 50 |
| A IMPORTÂNCIA DO INVENTÁRIO HIDROGEOLÓGICO EM MEIOS URBANOS (PORTO, NW PORTUGAL) | |
| Liliana FREITAS, Cátia L. RODRIGUES, Maria José AFONSO, Helder I. CHAMINÉ | 52 |
| A VULNERABILIDADE À CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E A CARTOGRAFIA HIDROGEO MECÂNICA EM RECURSOS HIDROMINERAIS (CALDAS DA CAVACA, PORTUGAL) | |
| Maria José AFONSO, Helen MEERKHAN, João MEIRINHOS, José TEIXEIRA, Helder I. CHAMINÉ | 54 |
| AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE NA BACIA HIDROGRÁFICA DE FERVENÇA (CANTANHEDE, PORTUGAL) | |
| Carla G. CORREIA, Fernando FIGUEIREDO, José M. AZEVEDO, Nelson V. RODRIGUES | 56 |
| AVALIAÇÃO DE RISCO DE PESTICIDAS EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: DESAFIOS E PERSPECTIVAS FUTURAS | |
| Michiel DAAM, António RODRIGUES | 60 |
| DESENVOLVIMENTO DE UMA CHECKLIST PARA AVALIAÇÃO DE PERÍMETROS DE PROTEÇÃO EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS | |
| Mário SILVA, A. GUERNER DIAS | 63 |
| DELIMITAÇÃO DE PERÍMETROS DE PROTECÇÃO EM SISTEMAS AQUÍFEROS FISSURADOS: CASO DE ESTUDO NA SERRA DA GARDUNHA, CENTRO DE PORTUGAL | |
| Maria Teresa Durães ALBUQUERQUE, Isabel Margarida Horta Ribeiro ANTUNES, Miguel SOUSA | 67 |
| INTERAÇÃO ÁGUA SUPERFICIAL VS ÁGUA SUBTERRÂNEA NA ACIDIFICAÇÃO DA LAGOA DA SANCHA (PORTUGAL) | |
| Carina da GLÓRIA, Maria do Rosário CARVALHO, Maria da Conceição FREITAS | 71 |
| TRATAMENTO SOLO-AQUÍFERO COMO SOLUÇÃO PASSIVA PARA MELHORAR A QUALIDADE DE ÁGUAS RESIDUAIS TRATADAS ANTES DA SUA UTILIZAÇÃO PARA RECARGA DE AQUÍFEROS | |
| Teresa E. Leitão, Tiago Martins, Elsa Mesquita, Maria José Henriques, João Rogeiro, Tiago Carvalho, Maria João Rosa, J.P. Lobo Ferreira | 75 |
| AQUÍFERO MIO-PLIOCÉNICO DO TEJO NA FRENTE RIBEIRINHA DO BARREIRO: MODELAÇÃO NUMÉRICA E EFEITOS DA EXPLORAÇÃO NO EQUILÍBRIO DO SISTEMA | |
| Joel ZEFERINO, Manuela SIMÕES, M. Rosário CARVALHO, Catarina SILVA | 79 |
| CONTRIBUTOS PARA A CARACTERIZAÇÃO DA CONDIÇÃO DE FRONTEIRA DO TIPO RIO EM MODELOS NUMÉRICOS DE DIFERENÇAS FINITAS | |
| Manuel OLIVEIRA, Tiago MARTINS | 83 |
| MODELAÇÃO MATEMÁTICA E DE VULNERABILIDADE NO ÂMBITO DE ESTUDOS DE IMPACTE AMBIENTAL - CASO DE ESTUDO NO PLANALTO DO ESCARPÃO (ALBUFEIRA, ALGARVE) | |
| Eduardo PARALTA & João MEIRA | 87 |

11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

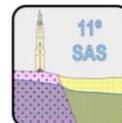


| | |
|---|-----|
| MODELAÇÃO NUMÉRICA DA GESTÃO DE RECARGA DE AQUÍFEROS EM MALTA NO ÂMBITO DO PROJECTO MARSOL | |
| Luís COSTA, Rui HUGMAN, José Paulo MONTEIRO, Manuel SAPIANO, Micheal SCHEMBRI | 91 |
| CONTRIBUIÇÃO PARA O CONHECIMENTO DO MODELO HIDROGEOLÓGICO CONCEPTUAL DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DAS CALDAS DE SÃO PAULO | |
| Victor CAVALEIRO, Joel PIRES, António CARVALHO | 95 |
| ASPETOS CONSTRUTIVOS DE FUROS PROFUNDOS PARA TERMALISMO E APROVEITAMENTOS GEOTÉRMICOS EM AMBIENTES DE ÁGUAS SULFÚREAS | |
| Joaquim FERREIRA GUEDES, Luís M. FERREIRA GOMES, José A. SIMÕES CORTEZ | 99 |
| CONTROLO HIDROGEOLÓGICO DE CHARCOS TEMPORÁRIOS MEDITERRÂNICOS - ECOSISTEMAS DEPENDENTES DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA COSTA VICENTINA | |
| José Paulo MONTEIRO, Rui HUGMAN, Luís COSTA, Núria SALVADOR | 103 |



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP



A HIDROGEOLOGIA NAS OBRAS DE ENGENHARIA

José Martins CARVALHO^{1,2}

1. LABCARGA, Instituto Superior de Engenharia do Porto, Departamento de Engenharia Geotécnica, Rua do Dr. António Bernardino de Almeida, 431, 4200 - 072 Porto, Portugal

2. TARH- Terra, Ambiente e Recursos Hídricos, Rua Forte do Monte de Cintra, n.º1, 2.ºC, 2685-141 Sacavém, jmc@tarh.pt

RESUMO

As águas subterrâneas são factor relevante no projecto, construção e monitorização das obras de engenharia.

É sabido que a grande maioria dos problemas geotécnicos resultam da presença ou ausência da água e de alterações naturais ou antrópicas do respectivo regime e que muitos problemas são suscitados nos recursos hídricos e no funcionamento natural nos sistemas terrestres pela construção de obras de engenharia.

Para o hidrogeólogo a água subterrânea é o recurso que alimenta as nascentes, linhas de água e zonas húmidas e está disponível para extracção e utilização nas mais variadas actividades humanas. Em contraste, para o geotécnico a água subterrânea constitui, geralmente, um problema que requer soluções.

Na generalidade, empreendimentos com fundações na zona saturada têm mais problemas construtivos ou de exploração que os fundados na zona vadosa ou em formações geológicas de muito baixa permeabilidade.

A arte e a técnica da Engenharia adoptam métodos para mitigar os efeitos das águas subterrâneas na construção e/ou na fase de exploração das obras. Nalguns casos é possível conceber sistemas em que sistemas de rebaixamento permanente sirvam, também, para a produção de água para usos consumptivos.

A água subterrânea pode ser um problema temporário, durante a fase de construção, ou a longo prazo, se estruturas de grande dimensão interagirem com os regimes de escoamento. Deficiente prospecção ou monitorização podem conduzir a atrasos, sobrecustos e problemas operacionais e de manutenção durante a vida útil da obra.

Uma visão pluridisciplinar que leve à identificação dos principais problemas pode ajudar a controlar os riscos técnico-económicos sempre envolvidos em obras de engenharia. Por isso, pretende-se evidenciar nesta intervenção, apoiada em casos reais, que a concepção de modelos hidrogeológicos de funcionamento dos sistemas hidrogeológicos em maciços terrosos e rochosos, se assume como importante apoio à prospecção geotécnica e à materialização das obras.

Foram escolhidos ambientes físicos e humanos contrastantes (túneis rodoviários e circuitos hidráulicos em Portugal Continental, actividade mineira nos Andes e barragens na Argélia) para ilustrar o papel da hidrogeologia nas obras humanas e a complexidade decisional associada.

Uma nota reflexiva final é dedicada à captação de águas subterrâneas que não pode deixar de ser considerada como obra de engenharia com características singulares de projecto, construção e monitorização.

Uma visão pluridisciplinar, no âmbito da geoengenharia, para controlar os riscos técnico-económicos sempre envolvidos nas obras, impõe a concepção de modelos de funcionamento dos sistemas hidrogeológicos e assume-se como importante apoio à prospecção geotécnica e à gestão do subsolo.

Palavras-Chave: água subterrânea, hidrogeologia, investigações geotécnicas in situ, prospecção geotécnica, prospecção hidrogeológica, geoengenharia.



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

CARTOGRAFIA HIDROGEOLÓGICA DA ÁREA URBANA DO PORTO: SETORES DE PARANHOS E MASSARELOS

Liliana FREITAS¹, Cátia L. RODRIGUES¹, Maria José AFONSO¹, Helder I. CHAMINÉ¹

1. Laboratório de Cartografia e Geologia Aplicada (LABCARGA), Instituto Superior de Engenharia do Porto (ISEP), Politécnico do Porto, Rua do Dr. António Bernardino de Almeida, 431, 4249-015 Porto; lfsfr@isep.ipp.pt, catia_lp_rodrigues@hotmail.com, mja@isep.ipp.pt, hic@isep.ipp.pt

RESUMO

A expansão das áreas urbanas constitui uma ameaça para a qualidade e quantidade das águas subterrâneas. A cidade do Porto é uma região densamente urbanizada, dominada por granitos e esparsas rochas metassedimentares, que constituem um meio fracturado, anisotrópico e heterógeneo. É neste meio que se desenvolvem os sistemas de água subterrânea, os quais constituíram ao longo dos séculos um factor preponderante para o desenvolvimento da cidade do Porto. Este estudo foi desenvolvido em duas das bacias hidrográficas da cidade, a da Asprela e a de Massarelos, localizadas, respectivamente, nas zonas Norte e Sul da cidade do Porto. Este estudo foi apoiado pelos Sistemas de Informação Geográfica, os quais foram fundamentais para uma melhor compreensão e integração de toda a informação dos setores em estudo. Foi realizada uma caracterização das bacias hidrográficas, relativamente à geografia, geologia, morfotectónica, geomorfologia, climatologia, uso do solo e hidrogeologia e, posteriormente, foi realizado um inventário hidrogeológico urbano de pormenor. Esta metodologia provou ser valiosa para melhorar o conhecimento dos sistemas de água subterrânea da cidade de Porto e, de forma geral, o ciclo hidrogeológico em áreas urbanas.

Palavras-Chave: Cartografia hidrogeológica; Inventário hidrogeológico urbano; Ciclo hidrológico urbano; Porto.

1. INTRODUÇÃO

A concentração da população nas cidades é uma tendência mundial, sendo que mais de 50% da população do mundo vive em cidades e cerca de 70% da população europeia vive nas áreas urbanas (UN-Habitat, 2016). Deste modo, é fundamental compreender o ciclo urbano da água de forma integradora, estudar o balanço hídrico e realizar inventários hidrogeológicos urbanos. O conceito de ciclo urbano da água clarifica a conectividade e interdependência entre os recursos hídricos urbanos e as actividades humanas. O conhecimento integrado do ciclo urbano da água permite uma gestão sustentável e integrada do recurso (e.g., Marsalek et al., 2008). Para o estudo do ciclo urbano da água deve aplicar-se uma metodologia multidisciplinar, nomeadamente a climatologia, geologia, geomorfologia, uso do solo, sociologia, urbanismo, entre outras (e.g., Carteado Mena, 1908; Sherlock, 1922; Leopold, 1968; Ehlen et al., 2005; Afonso et al., 2016). O ciclo da água nas áreas urbanas é afectado, entre outros, pelas redes de abastecimento de água potável, de saneamento e de drenagem de águas pluviais. Estes elementos constituem-se como parte integrante do ciclo urbano da água. A necessidade de fornecimento de sistemas de água potável, saneamento e drenagem são elementos-chave vitais para a compreensão e gestão dos recursos hídricos subterrâneos em ambientes urbanos. A atividade humana, nomeadamente as alterações do uso do solo, exerce uma influência maior sobre os recursos hídricos do que a variabilidade climática (Taylor et al., 2013). A gestão integrada dos recursos hídricos é, portanto, um desafio atual. Neste contexto, a gestão integrada dos recursos hídricos urbanos oferece uma oportunidade de otimizar a totalidade dos recursos hídricos urbanos, minimizando o consumo e os custos e, ainda, reconhecer que diferentes tipos de água podem ter diferentes aplicações (e.g., Foster et al., 2011; Sharp & Hibbs, 2012; UNESCO, 2012; Schirmer et al., 2013; Braga et al., 2014). A aquisição de dados hidrogeológicos em áreas urbanas é complexa e, portanto, é crucial efectuar uma abordagem multi a transdisciplinar (Afonso et al., 2016). Nesta perspectiva, as geociências em áreas urbanas devem evoluir segundo o paradigma das cidades inteligentes, nomeadamente pela multi a transdisciplinaridade referida (Chaminé et al., 2014, 2015, 2016). Com este trabalho pretende-se apresentar o ciclo urbano da água na área urbana do Porto, nomeadamente para avaliar os caudais de água subterrânea que podem estar disponíveis para usos não potáveis, tais como a irrigação de parques e jardins, limpeza de ruas e combate a incêndios, fornecendo diretrizes para o planeamento e gestão da exploração dos recursos hídricos de forma sustentável.

2. ÁREA URBANA DO PORTO: BACIAS HIDROGRÁFICAS DA ASPRELA E MASSARELOS

A área urbana do Porto tem uma superfície de 41km², fazendo parte da Área Metropolitana do Porto, a segunda maior área urbana de Portugal. A cidade do Porto com uma população de 237.559 habitantes (INE, 2011) é a capital desta região densamente povoada. Para o desenvolvimento deste trabalho seleccionaram-se duas bacias hidrográficas na cidade do Porto, a bacia da Asprela e a bacia de Massarelos (Fig.1). As bacias hidrográficas da Asprela e de Massarelos desenvolvem-se, respectivamente, na zona Norte e Sul da cidade do Porto, constituindo a primeira uma sub-bacia do Rio Leça e a segunda do Rio Douro.

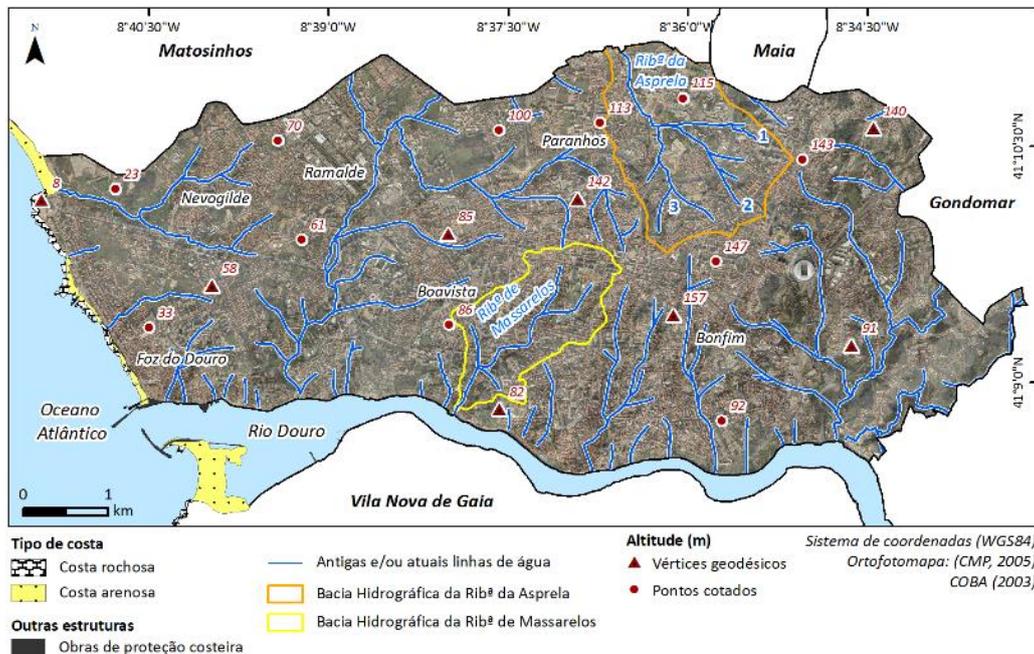


Fig. 1. Área urbana do Porto: principais linhas de água e delimitação das bacias hidrográficas da Asprela e de Massarelos (base cartográfica e ortofotomapa de CMP, 2005).

2.1. Metodologia

Para o estudo das bacias hidrográficas aplicou-se uma metodologia multidisciplinar, tendo-se caracterizado a hidroclimatologia, geologia, geomorfologia, hidrogeologia, uso do solo, geografia histórica, hidrotoponímia e aplicado técnicas de detecção remota. Foram aplicadas técnicas de campo e de gabinete, tendo-se desenvolvido cartografia hidrogeológica, apoiada no inventário hidrogeológico urbano de superfície e subterrâneo. A síntese e o tratamento dos dados inventariados realizaram-se através dos Sistemas de Informação Geográfica (e.g., Struckmeier & Margat, 1995; Howard, 2007; Teixeira et al., 2013).

Realizou-se uma análise bibliográfica abrangente de documentos históricos relacionados com o uso da água subterrânea na cidade do Porto, tendo-se analisado um original inventário de águas subterrâneas (“boletim de indagação”), datado do início do século XX (Carteado Mena, 1908). Além disso, nos últimos anos foram realizados diversos inventários hidrogeológicos e hidrotponímicos (Afonso et al., 2007, 2010; Freitas et al., 2014, 2016).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Recentemente, foram realizados diversos inventários hidro-históricos e hidrogeológicos na área urbana do Porto, suportados por técnicas de campo e de gabinete, tendo como objectivo desenvolver a cartografia hidrogeológica urbana com recurso a ferramentas SIG (e.g., Afonso et al., 2010; Chaminé et al., 2010, 2014; Freitas et al., 2014, 2016). Estes estudos na cidade do Porto foram apoiados por um amplo cruzamento e análise de fontes históricas e antigos mapas relacionados com o uso de água subterrânea.

Deste modo, foram inventariados mais de 410 pontos de água, dos quais cerca de 100 continuam a ser monitorizados, através desta metodologia multidisciplinar no âmbito das cidades inteligentes (*i.e.*, hidrogeologia de campo, hidrogequímica, ecotoxicologia de águas subterrâneas, geomicrobiologia, geociências de engenharia, geologia subterrânea e estudos radiológicos).

A Fig. 2 sintetiza o inventário hidrogeológico desenvolvido nas duas bacias hidrográficas. Os pontos de água georreferenciados encontram-se listados numa base de dados desenvolvida para o inventário hidrogeológico, permitindo extrair uma ficha de inventário com todas as informações registadas relativamente a cada ponto. As bacias hidrográficas desenvolvem-se, maioritariamente, na unidade hidrogeológica caracterizada como sendo um granito, de grão médio a fino, com intercalações de saprólito e esparsos retalhos de metassedimentos. Na bacia da Asprela foram inventariados 8 pontos de água: 7 fontanários e 1 lavadouro. Na bacia de Massarelos inventariaram-se 21 pontos de água num substrato granítico: 11 fontanários, 7 nascentes, 2 lavadouros e 1 chafariz. Dos parâmetros registados *in situ*, conclui-se que a temperatura da água varia entre 15 e 17°C; as águas são ácidas (pH *ca.* 5 – 6); apresentam mineralizações baixas a médias (condutividades eléctricas > 400 µS/cm) e caudais baixos < 0,1 L/s.

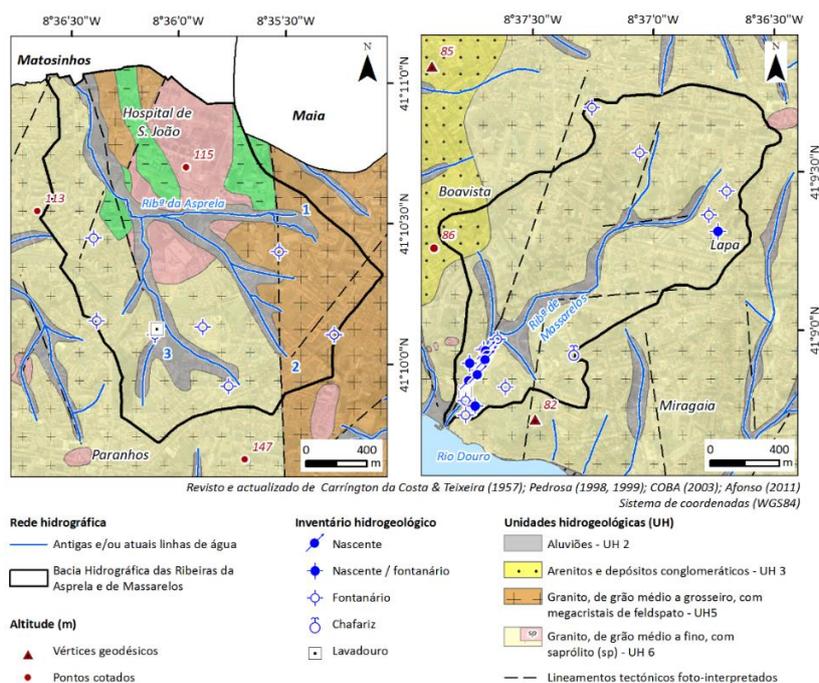


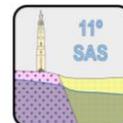
Fig 2. Enquadramento hidrogeológico do inventário de pontos de água nas bacias hidrográficas da Asprela e de Massarelos.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Novos desafios estão a emergir relacionados com a cartografia, avaliação, extracção e modelação do ciclo urbano da água. O desenvolvimento deste tipo de inventários em áreas urbanas é um desafio e é vital para o planeamento e gestão dos recursos hídricos, avaliando a segurança do abastecimento de água e, ainda, para definir estratégias de investimento. Além disso, deve destacar-se o conceito de ciclo urbano da água em meios urbanos, enfatizando uma gestão holística e integrada sustentável, relacionada com as condições climáticas, fisiográficas, ambientais e socioculturais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Afonso MJ, Chaminé HI, Carvalho JM, Marques JM, Gomes A, Araújo MA, Fonseca PE, Teixeira J, Marques da Silva M, Rocha F (2007) Urban groundwater resources: a case study of Porto City in northwest Portugal. In: Howard K (ed.), Urban Groundwater: meeting the challenge. International Association of Hydrogeologists Selected Papers. Taylor & Francis Group, London, 8:271-287
- Afonso MJ, Chaminé HI, Marques JM, Carreira P, Guimarães L, Guilhermino L, Gomes A, Fonseca PE, Pires A, Rocha F (2010) Environmental issues in urban groundwater systems: a multidisciplinary study of the Paranhos and Salgueiros spring waters, Porto (NW Portugal). Environmental Earth Sciences, 61:379-392
- Afonso MJ, Marques JM, Chaminé HI (2016) Hidrogeologia urbana: domínio científico vital nos estudos de ordenamento do território, engenharia e recursos hídricos. In: JA Simões Cortez, (coord.) Águas Minerais Naturais e de Nascente da Região Norte, Mare Liberum editora, Aveiro, p. 355-397
- Braga B, Chartres C, Cosgrove WJ, Veiga da Cunha L, Gleick P, Kabat P, Ait Kadi M, Loucks DP, Lundqvist J, Narain S, Xia J (2014) Water and the future of humanity: revising water security. Gulbenkian Think Tank on Water and the Future of Humanity. Calouste Gulbenkian Foundation, Lisbon; Springer, New York



- Carteado Mena J (1908) Contribuição para o estudo da hygiene do Porto: analyse sanitaria do seu abastecimento em água potável: III. Estudo sobre os poços do Porto. Laboratório de Bacteriologia do Porto e Laboratório de Hygiene do Porto: Porto
- Chaminé HI, Afonso MJ, Robalo P, Rodrigues P, Cortez C, Santos FM, Plancha J, Fonseca PE, Gomes A, Devy-Vareta N, Marques JM, Lopes ME, Fontes G, Pires A, Rocha F (2010) Urban speleology applied to groundwater and geo-engineering studies: underground topographic surveying of the ancient Arca D'Água galleries catchworks (Porto, NW Portugal). *International Journal of Speleology*, 39(1):1-14
- Chaminé HI, Afonso MJ, Freitas L (2014) From historical hydrogeological inventory through GIS mapping to problem solving in urban groundwater systems. *European Geologist Journal*, 38:33-39
- Chaminé HI, Carvalho JM, Teixeira J, Freitas L (2015) Role of hydrogeological mapping in groundwater practice: back to basics. *European Geologist Journal*, 40:34-42
- Chaminé HI, Teixeira J, Freitas L, Pires A, Silva RS, Pinho T, Monteiro R, Costa AL, Abreu T, Trigo JF, Afonso MJ, Carvalho JM (2016) From engineering geosciences mapping towards sustainable urban planning. *European Geologist Journal*, 41:16-25
- Ehlen J, Haneberg WC, Larson RA (2005) Humans as geologic agents. *Reviews in Engineering Geology*. The Geological Society of America, Volume 16, Boulder, Colorado
- Foster S, Hirata R, Howard K (2011) Groundwater use in developing cities: policy issues arising from current trends. *Hydrogeology Journal*, 19:271-274
- Freitas L, Afonso MJ, Devy-Vareta N, Marques JM, Gomes A, Chaminé HI (2014) Coupling hydrotoponymy and GIS cartography: a case study of hydrohistorical issues in urban groundwater systems, Porto, NW Portugal. *Geographical Research*, 52(2):182-197
- Freitas L, Pereira AJSC, Afonso MJ, Chaminé HI (2016) Urban groundwater mapping techniques: importance on urban water cycle. In: JM Faílde, A Formella, JA Fraiz, M Gómez-Gesteira, F Pérez, VR Vázquez (eds.), *Proceedings Ist International Congress on Water Healing Spa and Quality of Life*, Campus da Auga, Vicerrectoría del Campus de Ourense, Universidade de Vigo, p. 145-150.
- Howard K (2007) *Urban groundwater: meeting the challenge*. IAH Selected Papers on Hydrogeology, Volume 8, Taylor & Francis Group, London
- INE - Instituto Nacional de Estatística (2011) *Informação estatística sobre a população portuguesa: concelho do Porto*. <http://www.ine.pt/>.
- Leopold L (1968) *Hydrology for urban land planning: a guidebook on the hydrologic effects of urban land use*. United States Geological Survey Circular 554, USGS, Reston
- Marsalek J, Jiménez-Cisneros B, Karamouz M, Malmquist P, Goldenfum J, Chocat B (2008) *Urban water cycle processes and interactions*. Urban water series. UNESCO-HP. Taylor & Francis, Netherlands, 131 pp
- Schirmer M, Leschik S, Musloff A (2013) Current research in urban hydrogeology: a review. *Advances in Water Resources*, 51:280-291
- Sharp JM, Hibbs B (2012) Special issue on hydrogeological impacts of urbanization. *Environmental & Engineering Geoscience*, Volume 18, Number 1
- Sherlock RL (1922) *Man as a geological agent: an account of his action on inanimate nature*. H.F. & G. Witherby, London
- Struckmeier WF, Margat J (1995) *Hydrogeological maps: a guide and a standard legend*. International Association of Hydrogeologists, Volume 17, Hannover
- Taylor RG, Scanlon B, Döll P, Rodell M, van Beek R, Wada Y, Longuevergne L, Leblanc M, Famiglietti JS, Edmunds M, Timothy LK, Green R, Chen J, Taniguchi M, Bierkens MFP, MacDonald A, Fan Y, Maxwell RM, Yecheili Y, Gurdak JJ, Allen DM, Shamsudduha M, Hiscock K, Yeh PJF, Holman I, Treidel H, (2013) Ground water and climate change. *Nature Climate Change*, 3:322-329
- Teixeira J, Chaminé HI, Carvalho JM, Pérez-Alberti A, Rocha F (2013) Hydrogeomorphological mapping as a tool in groundwater exploration. *Journal of Maps*, 9(2):263-273
- UNESCO (2012) *International Hydrological Programme (IHP) eighth phase "water security: responses to local, regional, and global challenges" strategic plan IHP-VIII (2014-2021)*. UNESCO, Paris
- UN-Habitat (2016) *Urbanization and development: emerging futures*. United Nations Human Settlements Programme, Nairobi, Kenya



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

PROSPECÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS EM MEIO CRISTALINO POR MÉTODOS GEOFÍSICOS. CASO DE ESTUDO DA SENHORA DO CASTELO (MANGUALDE)

Fernando Pedro Ortega FIGUEIREDO¹, Lídia Maria Gil CATARINO²

1. Centro de Engenharia Mecânica da U.C e Departamento de Ciências da Terra da U.C., fpedro@dct.uc.pt

2. Centro de Geociências da U.C e Departamento de Ciências da Terra da U.C., lidiagil@dct.uc.pt

RESUMO

O trabalho de prospecção geofísica foi realizado no sítio designado por Senhora do Castelo, no concelho de Mangualde, com o objectivo de seleccionar um local para fazer um furo de captação de água para consumo privado. Geologicamente é uma zona com afloramentos de granito que se apresentam pouco fracturados. A campanha de prospecção geofísica foi efectuada com o método electromagnético, no domínio frequência e com o método da resistividade eléctrica. Foram feitos quatro perfis de prospecção electromagnética (EM1 a EM4) com um comprimento total de 840m e uma secção de resistividade eléctrica (RM1) com um comprimento de 240m, coincidente com o perfil EM4. Da interpretação dos perfis foram detectadas zonas de condutividade elevada (perfis EM1 a EM4) e de resistividade baixa (RM1) que podem ser associadas à existência de falhas geológicas/zonas fracturadas onde pode ocorrer a circulação de água subterrânea. Toda a zona abrangida pela campanha de prospecção geofísica apresenta pouca aptidão para a existência e circulação de água subterrânea, estando a execução de furos de captação de água sujeita a uma probabilidade de sucesso muito baixa. No entanto, os pontos localizados a 205m e 125m do perfil EM4/RM1, são os que apresentam melhores probabilidades de sucesso.

Palavras-chave: Prospecção Geofísica, Resistividade eléctrica, prospecção electromagnética, meio cristalino.

1. INTRODUÇÃO

No sítio designado por Senhora do Castelo, no concelho de Mangualde, localizado sobre afloramentos graníticos pouco alterados foi feita uma campanha de prospecção geofísica com o objectivo de seleccionar um local para fazer um furo de captação para abastecimento de água. A prospecção geofísica foi feita utilizando o método electromagnético no domínio frequência (utilizando os condutímetro Geonics EM31 e EM34) e o método eléctrico de resistividade (recorrendo a um resistímetro ABEM SAS300B). Estes métodos são amplamente aplicados em prospecção geofísica em meios cristalinos para localizar fracturas com circulação de água, tendo em consideração que os valores de resistividade eléctrica de zonas com circulação de água são geralmente baixos (Frohlich et al., 1996, Olayinka and Weller, 1997, Gíao, 2008).

A aplicação da prospecção geofísica em maciços rochosos cristalinos, pouco fracturados, é fundamental quando a probabilidade de fazer um furo com um caudal razoável é diminuta. Com estes métodos pretendendo-se encontrar fracturas produtivas e determinar os seus pendores de modo que a sondagem de captação intercepte as fracturas na(s) zona(s) produtiva(s). Muitas vezes a área onde se pretende fazer o furo é limitada, por questões de propriedade, agravando ainda mais o problema.

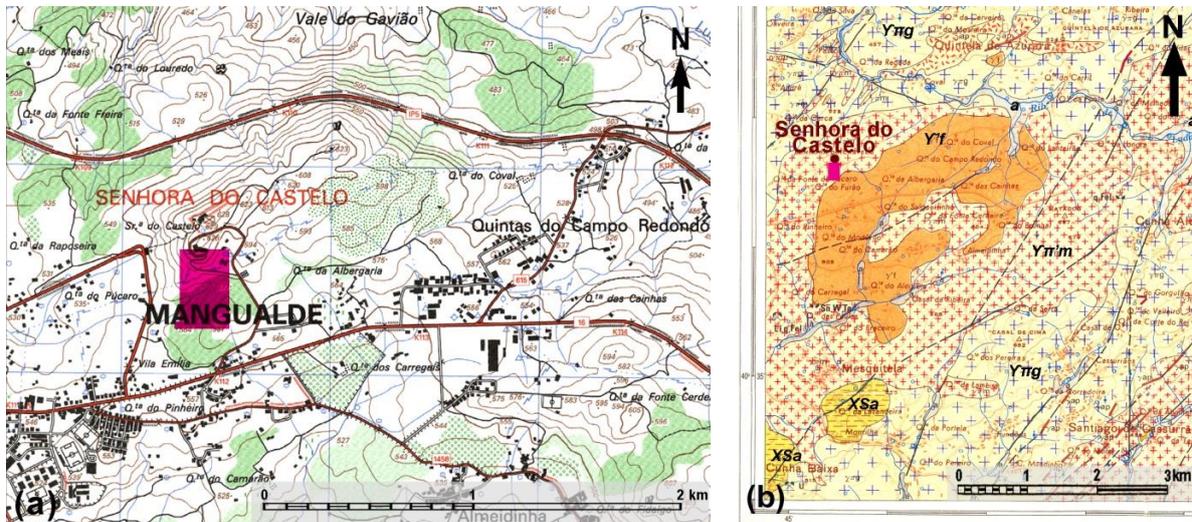
No local estudado foi efectuada há alguns anos um furo de sondagem que atingiu uma profundidade aproximada de 120m, não tendo sido produtivo.

2. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA ESTUDADA, ENQUADRAMENTO GEOMORFOLÓGICO E GEOLÓGICO

A área estudada localiza-se a cerca de 1km a NE da povoação de Mangualde (figura 1a) num local que sobressai na paisagem envolvente devido à sua elevação, com cota máxima de 626m. A vertente NW apresenta um declive muito acentuado e a vertente S um declive mais suave que se estende até uma pequena linha de água de carácter temporário.

Do ponto de vista geológico, a rocha predominante no local é um granito de grão médio de duas micas, com alguns fenocristais que lateralmente contacta com um granito de grão fino essencialmente biotítico, designado por Granito da Freixiosa-Mesquitela (figura 1b).

A propriedade onde se pretendia efetuar a captação estende-se ao longo de uma encosta, existindo a S desta uma pequena linha de água de carácter temporário.



Legenda do extracto da carta geológica: X_{sa} - Formação Satão Penalva; $\gamma\pi^m$ – Granito de grão médio de duas micas, com esparsos megacrístais (Granito de Freixiosa-Mesquitela); γ^f – Granito de grão fino, essencialmente biotítico (Granito de Almeidinha-Fuinhas-Cortiço); $\gamma\pi g$ – Granito porfiróide de grão grosseiro, essencialmente biotítico; a – Aluviões actuais; - - - Falha provável; ---- Falha.

Fig. 1. Localização da área onde se desenvolveram os trabalhos de prospecção geofísica (assinalada a cor rosa). (a) Extracto da Carta Militar de Portugal n.º 190, na escala 1:25000. (b) Extracto da Carta Geológica de Portugal n.º 17-B, Fornos de Algodres, na escala 1:50000, com localização da área estudada assinalada com um rectângulo a cor rosa.

3. TRABALHO DE CAMPO E TRATAMENTO DOS DADOS

A marcação dos perfis foi feita, sempre que possível, de modo a definir alinhamentos o mais rectilíneo possível e a abranger toda a área a prospectar, bem como permitir estabelecer correlações entre as anomalias detectadas nos vários perfis. Foram realizados quatro perfis de prospecção electromagnética (EM1 a EM4) com um comprimento total de 840m e uma secção de resistividade eléctrica (RM1) com um comprimento de 240m, sendo este perfil coincidente com o perfil EM4.

Os perfis EM1, EM2 e EM3 foram feitos de modo a atravessarem a linha de água e o perfil EM4/RM1 foi feito ao longo da mesma de modo a localizar alguma zona com baixa condutividade (figura 2).

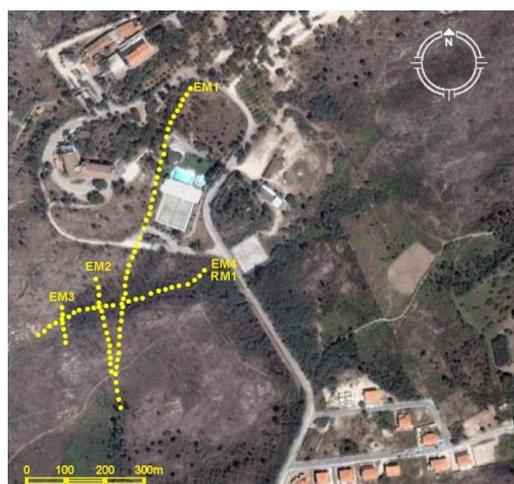


Fig. 2. Localização dos perfis de prospecção electromagnética EM1, EM2, EM3 e EM4 e da secção de resistividade eléctrica RM1 (Imagem adaptada a partir da base extraída do Google Earth, Maio de 2007).

O tratamento dos dados obtidos na prospecção electromagnética foi feito pelo método das médias dos valores de VDs e HDs (Figueiredo, 2006), através do suporte informático *Surfer 9*, que permitiu construir as secções de condutividade para os perfis EM1 a EM4.

A secção de resistividade eléctrica, RM1, utilizando o dispositivo Dipolo-Dipolo, foi efectuada com o mesmo alinhamento do perfil EM4 (figura 3a). A utilização deste método ajudou a dissipar algumas dúvidas surgidas sobre as anomalias detectadas com a prospecção electromagnética e que podiam ter origem no ruído electromagnético provocado por infra-estruturas existentes no local. O local para a realização desta secção de resistividade foi selecionado em função da maior potencialidade para a construção de uma captação de água.

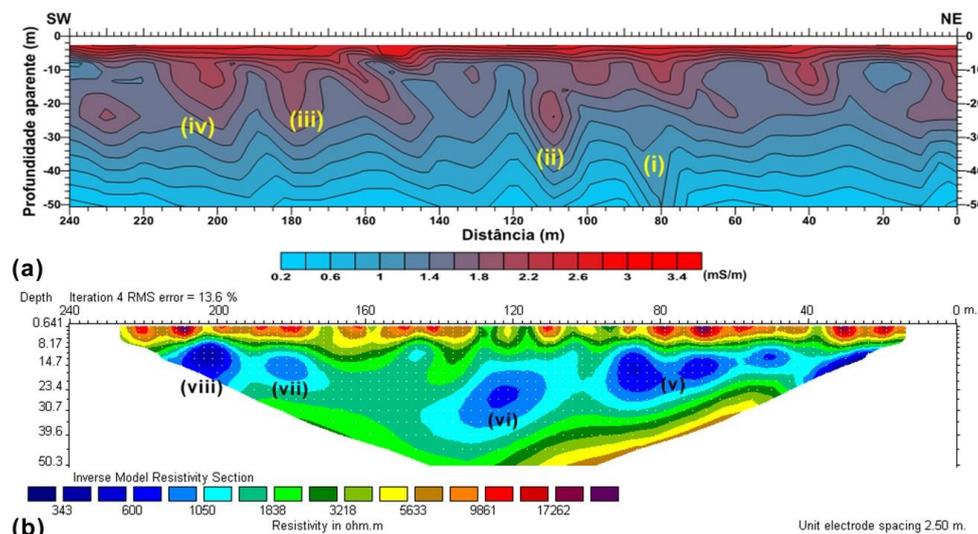


Fig.3. (a) Perfil EM4 e zonas de condutividade elevada (i) a (iv);
(b) secção RM1 com zonas de resistividade baixa (v) a (viii)

4. ANÁLISE E INTERPRETAÇÃO DE RESULTADOS

Da análise da figura 3 podemos observar que as zonas anómalas obtidas pelos dois métodos são quase coincidentes, podendo estas zonas anómalas corresponder a zonas de fracturas com circulação de água subterrânea. No entanto, verifica-se que essas anomalias não têm continuidade em profundidade, visto que os valores de condutividade eléctrica (figura 3a) são muito baixos ($<0,6$ mS/m) e os valores de resistividade eléctrica (figura 3b) são muito elevados (>3000 ohm.m), o que indica que o granito está pouco alterado e que as fracturas, caso existam estão muito fechadas o que não permite a circulação de água.

Da interpretação conjunta dos perfis e correlação das respectivas anomalias verificamos que estas definem alinhamentos com direcções idênticas às da fracturação regional observada na figura 1b, sendo possível assinalar uma zona condutiva, que poderá corresponder a uma zona de fracturação, assim como uma falha provável com direcção aproximadamente $N40^{\circ}E$ (figura 4).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES

A sondagem mecânica efectuada há uns anos, apesar do insucesso, mostrou que o granito nesta zona é pouco alterado e pouco fracturado tendo fraca aptidão para a circulação de águas subterrâneas. Além disso, essas fracturas não apresentam continuidade em profundidade estando muito próximas da superfície, havendo uma probabilidade reduzida de encontrar água.

Os valores de condutividade medidos com os equipamentos EM31e EM34 são muito baixos, indiciando que toda a zona é constituída por granitos pouco alterados e fracturados. As zonas anómalas assinaladas nos perfis de prospecção electromagnética e secção de resistividade eléctrica são superficiais e não parecem ter continuidade para profundidade superior a 50 metros.

As anomalias de baixa condutividade são muito ténues, indicando que as possíveis falhas relacionadas com essas anomalias correspondem a fracturas muito fechadas sem circulação de água subterrânea.

No entanto, os únicos locais com potencialidade, embora muito limitada, para a execução de um furo serão no perfil EM4/RM1, nos pontos 205m e 125m.



Fig.4. Alinhamentos definidos pelas anomalias assinaladas nos perfis de prospecção electromagnética e secção de resistividade eléctrica (adaptado de <http://earth.google.com>, consultada em Abril 2010)

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Dr. José Manuel Vaz, gerente do Hotel Senhora do Castelo (Mangualde) a autorização para utilização dos dados nesta publicação e ao Dr. Luís Correia, gerente do Hotel (2007)), o apoio logístico facultado durante os dias em que decorreram os trabalhos de campo, bem como aos senhores André Seco e Arlindo Ribeiro, a desmatação do local onde foram efectuados os perfis electromagnéticos e a secção de resistividade. Agradecemos ao Departamento de Geociências da Universidade de Aveiro e ao LNEG a cedência dos equipamentos Geonics EM34 e do Booster ABEM SAS 2000. Agradecemos ainda o apoio financeiro da FCT-MEC através de fundos nacionais e, quando aplicável, co-financiado pelo FEDER no âmbito da parceria PT2020, através do projecto de investigação UID/Multi/00073/2013 do Centro de Geociências.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Instituto Geográfico do Exército. *Carta Militar de Portugal* n.º. 190, Mangualde, escala 1:25000, Série M888, 1983.
- Figueiredo, F. P. O. (2006): Estudo de uma pluma de contaminação pelo método de prospecção electromagnético no domínio frequência. Geria, Coimbra. *Actas do 8º Congresso da Água*. 13 a 17 de Março, Figueira da Foz: Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos. CD-ROM. 14p.
- Geonics (1990) - *EM34 e EM34-3XL Operating Instructions*. Geonics Ltd., Canadá.
- Giao, P.H., Weller, A., Hien, D.A., Adisornsupawat, K. (2008). An approach to construct the weathering profile in a hilly granitic terrain based on electrical imaging. *Journal of Applied Geophysics* 65 (2008) 30–38.
- Loke, M. H. (1999) - *Electrical imaging surveys for environmental and engineering studies. A practical guide to 2-D and 3-D surveys*. (<http://www.abem.se>).
- McNeill, J. D. 1980, *Electromagnetic terrain conductivity measurement at low induction numbers. Technical note TN-6*, 15 pp., Geonics Ltd, Canada.
- Olayinka, A.I., Weller, A. (1997). The inversion of geoelectrical data for hydrogeological applications in crystalline basement areas of Nigeria. *Journal of Applied Geophysics* 37 (1997) 103-115.
- Reinhard K., Frohlich, R. K., Fisher, J. J., Summerly, E. (1996). Electric-hydraulic conductivity correlation in fractured crystalline bedrock: Central Landfill, Rhode Island, USA. *Journal of Applied Geophysics* 35 (1996) 249-259.
- Serviços Geológicos de Portugal. *Carta Geológica de Portugal*, folha n.º.17-B, Fornos de Algodres, na escala 1:50000.

REFERÊNCIAS INTERNET

Google Earth. Disponível em <<http://earth.google.com>> Acesso em Abril de 2010.



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

MODELAÇÃO GEOFÍSICA APLICADA À PROSPECÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM MATERIAIS GRANÍTICOS

Bruno PEREIRA¹, Flávio DIAS², Margarida ANTUNES^{2,3}, Jorge OLIVEIRA¹, Andreia SOUSA¹

1. Sinergeo, Rua Manuel Ferreira de Araújo 37, 4705-258 Braga, Portugal

brunopereira@sinergeo.pt; jorgeoliveira@sinergeo.pt; a.dinidesousa@gmail.com

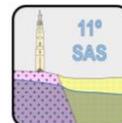
*2. Centro de Ciências da Terra, Universidade do Minho, Campus de Gualtar 4710-057 Braga, Portugal,
diassilvaflavio@gmail.com; imantunes@dct.uminho.pt*

3. CERENA/FEUP, Portugal

RESUMO

A prospecção de águas subterrâneas em áreas graníticas é uma tarefa que se reveste de singularidades quando comparada com a realizada sobre outros substratos rochosos, dada a reduzida permeabilidade destas unidades litológicas. A prospecção geofísica em rochas graníticas é de extrema importância em Portugal, pois significativa área do território nacional é ocupada por granitos. A utilização de técnicas de prospecção geofísica, conjuntamente com métodos cartográficos e de análise distanciada, revela-se como vantajosa na prospecção hidrogeológica. A correlação entre anomalias geofísicas e aspectos estruturais pode ser feita com recurso a modelação geofísica tridimensional, com controlo geológico pericial. No âmbito dos trabalhos de prospecção e pesquisa de águas subterrâneas para consumo humano na região do Mezio (Arcos de Valdevez, Viana do Castelo), foi aplicado um programa alicerçado na prospecção geofísica por métodos eléctricos suportada por análise distanciada. A pesquisa iniciada pela prospecção revelou-se positiva, o que permite considerar a metodologia utilizada como promissora. Com esta metodologia ocorrem ainda novas hipóteses de melhoria ao nível do planeamento prévio.

Palavras-Chave: Prospecção Geofísica; SIG; Modelação 3D; Estruturas; Inversão geofísica.



CONTRIBUTO DO MÉTODO ELECTROMAGNÉTICO DE TRANSIENTE (TEM) NA PROSPECÇÃO HIDROGEOLÓGICA

CASO DE ESTUDO NA ILHA DA BRAVA, CABO VERDE

João DUARTE¹, Marco CUNHA², Fernando FIGUEIREDO³, Sónia VITÓRIA⁴, António PINA⁵

1 IQGeo – Serviços, Lda. e Centro de Geociências da Universidade de Coimbra, Portugal, joao.aduarte@iqgeo.pt

2 GeoSurveys – Consultores em Geofísica, Lda., Rua Narciso Espírito Santo 8, Maianga, Luanda, Angola, marcoaureliocunha@gmail.com

3 Centro de Engenharia Mecânica da UC e Centro de Geociências da UC, Portugal, fpedro@dct.uc.pt

4 Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Cabo Verde, sonia.silva@adm.unicv.edu.cv

5 Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Cabo Verde, antonio.pina@adm.unicv.edu.cv

RESUMO

A utilização do método electromagnético de transiente (TEM) permite uma abordagem rápida e eficiente para identificação das estruturas geológicas. Os modelos geológicos/estruturais obtidos com os dados da prospecção geofísica, complementados com a integração de outra informação e metodologias, permitem identificar estruturas geológicas com aptidão para exploração de águas subterrâneas.

Em Cabo Verde, os recursos hídricos subterrâneos desempenham um papel fundamental no dia a dia das populações, constituindo a principal fonte de abastecimento de água de pequenos aglomerados populacionais.

Através da interpretação e interpolação de sondagens electromagnéticas efectuadas neste estudo pelo método TEM, foram criados modelos 2D e 3D de resistividade eléctrica que contribuem para a compreensão da distribuição espacial e tipologia do sistema aquífero que alimenta as nascentes usadas para a abastecimento.

Do modelo tridimensional resultante da interpretação das dez sondagens TEM, verifica-se que existe uma relação directa das anomalias geofísicas detectadas com as estruturas geológicas observáveis à superfície. Com este modelo geofísico foi possível confirmar a existência e localização de uma falha, não aflorante, que estava assinalada na carta geológica e que intercepta a estrutura geológica associada ao aquífero.

A existência de uma anomalia, subhorizontal, com baixo valor de resistividade (<400ohm.m), está associada ao aquífero que dá origem às quatro nascentes localizadas a NW da área estudada.

Com base neste estudo poderão ser abertas outras captações tendo em consideração a geometria do aquífero definida pela campanha de geofísica.

Palavras-Chave: Cabo Verde; TEM; modelo geofísico; modelação 2D/3D; aquífero.

1. INTRODUÇÃO

Este trabalho é mais uma contribuição para os diversos estudos que têm vindo a ser efectuados no âmbito da prospecção de águas subterrâneas no arquipélago de Cabo Verde (Santos *et al.*, 2006, Gomes, 2007, Pina, 2009, Garcia, 2010).

O método electromagnético de transiente apresenta algumas características que fazem com que seja muito utilizado em estudos de prospecção geofísica aplicados à hidrogeologia. A facilidade de transporte e versatilidade do equipamento, baixo custo operacional e fiabilidade dos dados permite desenvolver trabalhos de modo a minimizar e suprimir as necessidades de abastecimento de água para as mais diversas utilizações.

Estes estudos revelam-se fundamentais em ilhas onde a pluviosidade média anual é baixa e as populações recorrem a captações de água subterrânea, que são sempre em número reduzido, havendo necessidade de encontrar outros locais de abastecimento, recorrendo a metodologias eficientes, baratas e expeditas.

A aplicação do método TEM teve como objectivo seleccionar metodologias de prospecção (dimensão das antenas, espaçamento entre sondagens e parâmetros físicos) em ambientes vulcânicos, de modo a contribuir para a interpretação geológica, estrutural e hidrogeológica da área de investigação, através da modelação 2D/3D de dados de resistividade eléctrica.

Os trabalhos realizados foram efectuados na localidade de Cova Joana, ilha Brava, onde foram executadas sondagens electromagnéticas 1D utilizando o TEM-FAST.

A distribuição espacial das sondagens foi escolhida de modo a abranger as diversas formações/estruturas geológicas cartografadas à superfície, assegurando que todas as estruturas geológicas associadas à zona de recarga e ao aquífero que dá origem às nascentes, seriam abrangidas pelas dez sondagens, tendo sempre em conta as limitações existentes no terreno que muitas vezes impedem a instalação das antenas para aplicação do método TEM.

Para a visualização e interpretação dos modelos geofísicos de subsuperfície houve integração dos dados da prospecção electromagnética com imagem aérea de alta resolução (Bing Maps, pixel de 0,60 m, georreferenciação nativa), Modelos Digitais de Terreno (SRTM, resolução de 75 m, e GDEM, resolução de 35 m, georreferenciação nativa), Carta Geológica da ilha Brava (Madeira *et al.*, 2010) e georreferenciação das sondagens electromagnéticas e das nascentes com GPS.

2. ENQUADRAMENTO GEOGRÁFICO, GEOLÓGICO E HIDROGEOLÓGICO

A República de Cabo Verde é um país insular localizado num arquipélago formado por dez ilhas vulcânicas na região central do Oceano Atlântico, situado a cerca de 570 km da costa da África Ocidental, que cobrem uma área total de pouco mais de 4000 km². A ilha Brava pertence ao grupo de ilhas do sotavento e possui uma área de 64 km², com uma altitude máxima de 976m (Fig. 1). Tem uma população estimada em sete mil habitantes com uma densidade populacional de 109,5 hab./km².

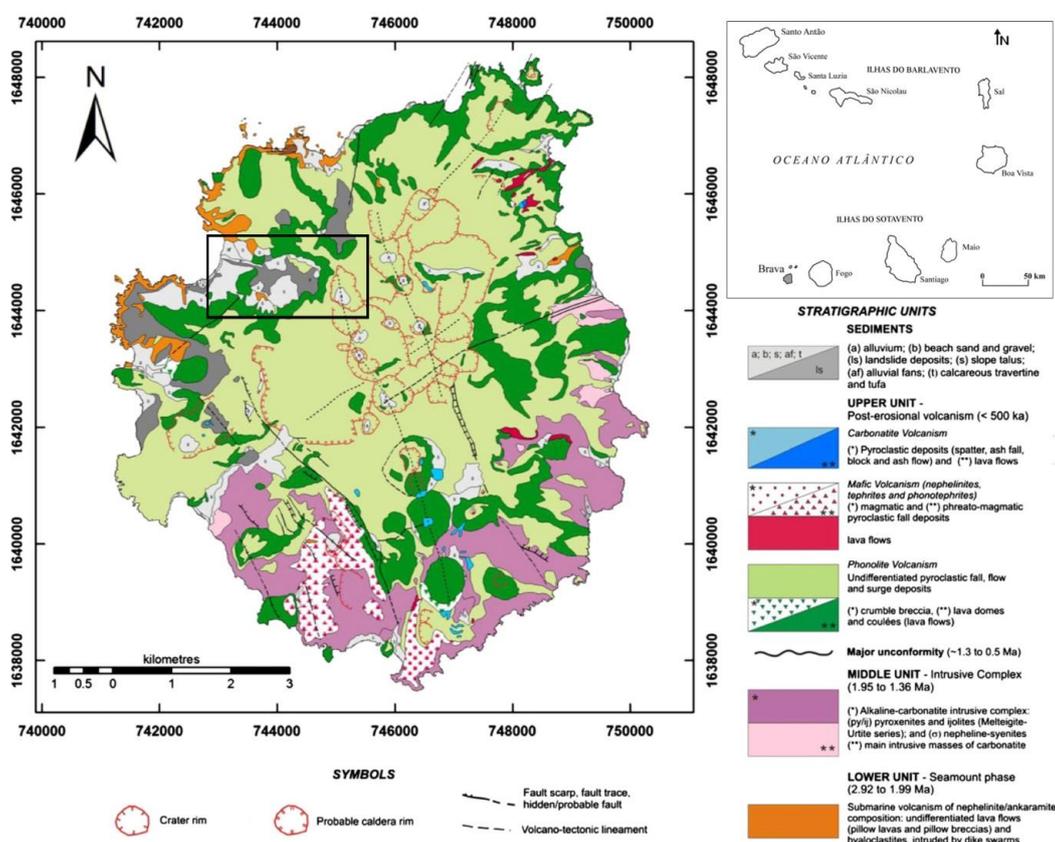


Fig. 1. Localização da ilha Brava no arquipélago de Cabo Verde e carta geológica da ilha Brava. Localização da área estudada assinalada por rectângulo (adaptado de Madeira *et al.*, 2010).

Do ponto de vista climático, o arquipélago de Cabo Verde fica situado numa zona que é classificada como tendo um clima árido e semi-árido, com precipitações na generalidade fracas cujos valores médios não ultrapassam 300 mm/ano para as zonas situadas abaixo de 400 m de altitude e 700 mm/ano para as zonas situadas a mais de 500 m de altitude e expostas aos ventos alísios (INGRH, 2000, Lima e Garcia, 2011).

Esta ilha apresenta características de natureza vulcanoestratigráfica, litológica e geoquímica que a tornam única no contexto geológico do arquipélago. A sua geomorfologia reflecte o somatório de inúmeros fenómenos vulcânicos e tectónicos, aliados a uma significativa actividade erosiva e processos de movimentos de massa. É caracterizada pela existência de um planalto central onde se identificam pontualmente domos, cones de escórias, crateras, maars (crateras hidromagmáticas) e uma caldeira (Madeira *et al.*, 2010) (Figura 1).

A zona onde se realizou o trabalho situa-se no interior de uma antiga cratera preenchida com sedimentos, assinalado na figura 1 por um rectângulo, sendo esta uma zona ligeiramente abatida que devido à sua morfologia funciona como uma bacia de recarga do aquífero que alimenta as nascentes situadas na encosta NW em níveis inferiores e que corresponderão a locais de exurgência deste aquífero (Figura 2a).

Na carta geológica observam-se, na zona estudada, duas importantes estruturas, sugerindo haver um controlo estrutural devido ao abatimento subcircular e a uma possível falha geológica não aflorante (Figura 1). A variação geológica e a variação altimétrica podem ter intrínseca relação, muito possivelmente com controlo morfoestrutural devido à vulcanogénese e/ou fenómenos tectónicos, que se verificam na superfície do terreno e em profundidade.

3. TRABALHO DE CAMPO E INTERPRETAÇÃO DE RESULTADOS

As dez sondagens electromagnéticas (Figura **Error! Reference source not found.**2a) foram efectuadas com o método electromagnético de transiente, na localidade de Cova Joana, na ilha Brava, Cabo Verde. Foi utilizado o equipamento TEM-FAST, com antenas de geometria quadrada e dimensão de 100m, de modo a alcançar a profundidade para caracterizar o aquífero.

Procedeu-se à modelação e inversão 1D das várias sondagens realizadas, seguindo-se uma interpolação para a obtenção de um modelo geofísico tridimensional. O modelo geofísico foi integrado na topografia, na carta geológica e localização das nascentes (Figura 2b).

O modelo geofísico obtido demonstrou a existência de unidades geofísicas com valores de resistividade bastantes distintos, com variação entre 10 e 2000 ohm.m. No modelo tridimensional pode-se observar que as anomalias que apresentam uma dimensão maior são interceptadas por outras com menor dimensão, podendo estas corresponder a discordâncias, falhas ou fracturas e diques intrusivos (Figura 2b). Neste modelo pode-se observar também uma anomalia com valores de baixa resistividade (<400 ohm.m) que poderá corresponder ao aquífero. Nessa mesma anomalia, pode-se observar ainda a presença de um rejeito, possivelmente provocado por uma falha vertical, com direcção aproximada de N-S a NNW-SSE, observada na figura 1, e cuja direcção tem prolongamento para as outras anomalias, de resistividade superior.

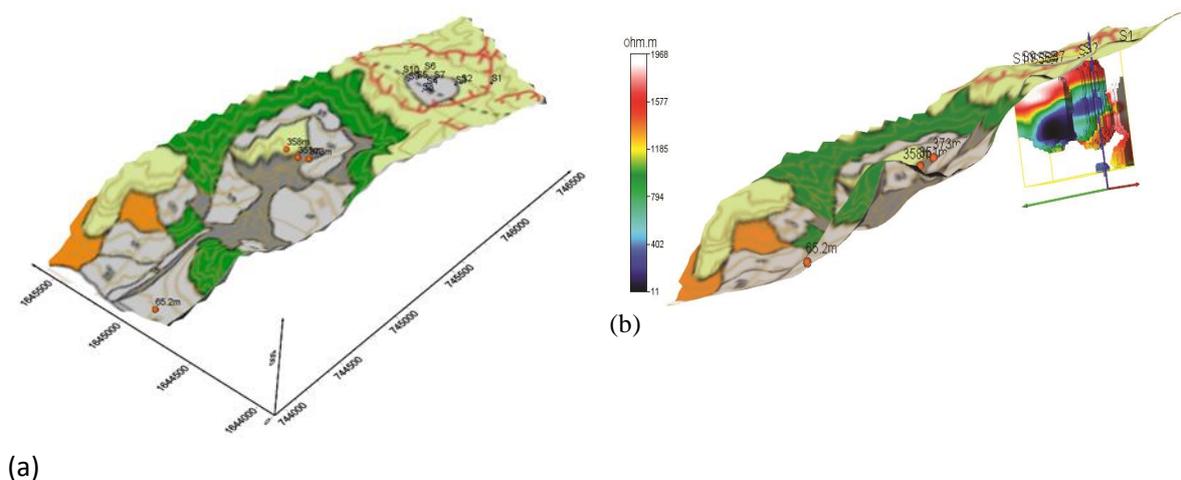


Fig. 2. a) Localização das sondagens electromagnéticas (S1 a S10) e das quatro nascentes mais próximas, com indicação das cotas. b) Modelo de distribuição espacial 3D de resistividade, com o aquífero assinalado com uma resistividade menor que 400 ohm.m.



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O método electromagnético transiente revela-se como um método expedito, tanto na aquisição como no processamento de dados, alcançando profundidades elevadas de investigação. É um método de prospecção pouco dispendioso, obtendo-se uma quantidade de informação a baixo custo e com boa resolução na obtenção de modelos que devem ser sempre correlacionados com dados de natureza topográfica e geológica/estrutural.

Do modelo tridimensional de distribuição de resistividades eléctricas resultante das dez sondagens TEM-FAST, nota-se um controlo estrutural das anomalias geofísicas subsuperficiais com relação directa a morfoestruturas existentes à superfície (falhas e discontinuidades). No modelo confirma-se a existência de uma falha não aflorante, estando ambas as estruturas representadas na cartografia geológica já existente.

Na figura 2b observa-se uma anomalia com valores de resistividade baixa (<400 ohm.m) que poderá estar associada à circulação de água através de uma estrutura subhorizontal. Essa estrutura possui uma inclinação e direcção concordante com a localização das quatro nascentes mais próximas. Devido às características dessa formação, ela deve corresponder ao aquífero que alimenta as nascentes, podendo esta unidade geológica/aquífero ser utilizada para fazer mais captações.

Em trabalhos futuros deveriam ser feitas mais sondagens electromagnéticas para NW, de modo a fazer uma melhor caracterização geofísica/geológica da unidade geológica onde está implantado o aquífero.

Para aumentar o conhecimento geológico e hidrogeológico da área devia proceder-se à execução de sondagens mecânicas com recuperação de testemunho para calibração dos dados de campo recolhidos com o equipamento TEM-FAST, correlação com a geologia da região, bem como a execução de um furo para ensaios de bombagem, em locais a seleccionar mediante a geologia e os trabalhos de prospecção geofísica efectuados.

Com os resultados obtidos é possível seleccionar novos locais para construir novas captações de água através de pequenas galerias horizontais/subhorizontais construídas em flanco de encosta.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Câmara Municipal da Ilha Brava, na pessoa do seu presidente, ao Serviço Nacional da Protecção Civil (SNPC) pelo apoio logístico e ao técnico Sr. Paulo Fernandes da Universidade de Cabo Verde pela colaboração prestada.

Agradecemos o apoio financeiro da FCT-MEC através de fundos nacionais e, quando aplicável, co-financiado pelo FEDER no âmbito da parceria PT2020, através do projecto de investigação UID/Multi/00073/2013 do Centro de Geociências.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Garcia EMO (2010) Gestão integrada dos recursos hídricos da ilha do Maio (Cabo Verde): o contributo das águas subterrâneas. Tese de mestrado, Universidade do Minho.
- Gomes AM (2007) Hidrogeologia e recursos hídricos da Ilha de Santiago (Cabo Verde). Tese de Doutoramento, Universidade de Aveiro.
- INGRH (2000) Visão Nacional sobre a Água, a Vida e o Ambiente no Horizonte. Instituto Nacional de Gestão Integrada dos Recursos Hídricos, Praia, Cabo Verde.
- Lima AS & Garcia EMO (2011) Gestão de águas subterrâneas em ambientes insulares. Caso de estudo da ilha do Maio (Cabo Verde).
- Madeira J, Mata J, Mourão C, da Silveira AB, Martins S, Ramalho R, & Hoffmann DL (2010) Volcano-stratigraphic and structural evolution of Brava Island (Cape Verde) based on $^{40}\text{Ar}/^{39}\text{Ar}$, U–Th and field constraints. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 196 (2010), 219-235.
- Pina AFL (2009) Hidrogeoquímica e qualidade das águas subterrâneas da ilha de Santiago - Cabo Verde. Tese de Doutoramento, Universidade de Aveiro.
- Santos FAM, Almeida EP, Gomes AM, & Pina A (2006) Hydrogeological investigation in Santiago Island (Cabo Verde) using magnetotellurics and VLF methods. *Journal of African Earth Sciences*, Volume 45, Issues 4–5, p. 421–430.

COMBINAÇÃO DO MÉTODO DA RESISTIVIDADE ELÉTRICA COM REGISTOS CONTÍNUOS DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E DE NÍVEL PIEZOMÉTRICO NUM ENSAIO DE RECARGA DE AQUÍFERO

Rogério MOTA¹, Manuel OLIVEIRA¹, Teresa E. LEITÃO¹, João Paulo LOBO FERREIRA¹

1. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, rmota@lnec.pt, moliveira@lnec.pt, tleitao@lnec.pt, lferreira@lnec.pt

RESUMO

No âmbito do projeto MARSOL (<http://www.marsol.eu/>) foram realizados no Algarve diversos ensaios de gestão de recarga de aquíferos, com recurso a diferentes técnicas. Na presente comunicação apresentam-se os resultados de um desses ensaios, de injeção de água num poço, onde se colocou sal como traçador. Este ensaio foi monitorizado com recurso a perfis de resistividade elétrica e a sondas de registo contínuo da condutividade elétrica e da pressão, instaladas no poço onde foi feita a recarga e em furos e poços situados na sua vizinhança. Nos resultados obtidos destaca-se a deteção do retorno do traçador salino introduzido no poço e a determinação da direção de escoamento subterrâneo.

Palavras-Chave: gestão de recarga de aquíferos (MAR); sondas; geofísica; resistividade elétrica; Querença-Silves.

1. INTRODUÇÃO

No âmbito do projeto MARSOL – Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought, financiado pelo 7º Programa Quadro da EU foi realizado, em dezembro de 2014, no Algarve, no Cerro do Bardo, próximo de Silves (Fig. 1), um ensaio de recarga artificial num poço situado junto a uma linha de água. A bacia hidrográfica a montante deste local tem 29,36 km², desenvolvendo-se quase completamente sobre o aquífero Querença-Silves, um sistema cársico recoberto por solo argiloso mas com a ocorrência de cavidades cársicas à superfície que facilitam a infiltração de água de escoamento direto superficial.

O ensaio foi realizado com recurso a água transportada em autotanques e a um traçador de sal. A monitorização do ensaio foi efetuada por meio de sondas de condutividade elétrica (C.E.) e de pressão, instaladas no poço de injeção e em poços na vizinhança, assim como com perfis de resistividade elétrica.

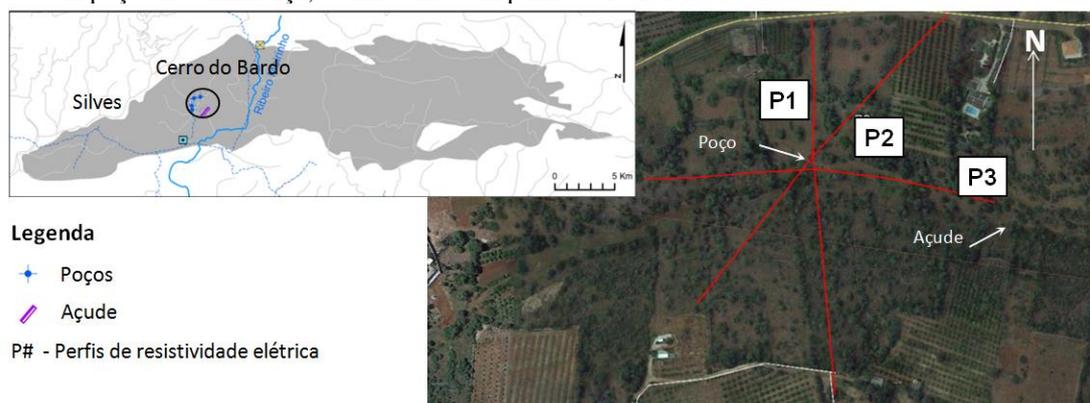


Fig. 1. Localização dos trabalhos realizados (a área do aquífero encontra-se destaca a cinzento) (adaptado de Leitão *et al.*, 2016)

2. METODOLOGIA

A realização do ensaio encontra-se descrita em Leitão *et al.* (2016). O traçador (250 kg de sal comum) foi colocado no poço entre as 9h50m e as 9h58m do dia 16 de dezembro de 2014, e às 10h25m teve início a injeção de água (120 m³), que decorreu continuamente até às 14h13m. A medição da C.E. e da piezometria, no local da injeção da água, foi efetuada entre as 09h30m do dia 16 e as 13h15m do dia 19 de dezembro de 2014.

Foi implantado no terreno um conjunto de perfis de resistividade, segundo três alinhamentos que se cruzavam junto ao poço (ver Fig. 1). Após a execução de um perfil de referência em cada um dos três alinhamentos repetiu-se diariamente pelo menos um perfil em cada alinhamento (ver Tabela 1), com o objetivo de avaliar, ao longo do tempo, a variação da resistividade elétrica junto do poço. Devido a dificuldades na implantação inicial dos alinhamentos, um dos perfis de referência foi executado já com a injeção de água em curso. O tempo de aquisição dos dados em cada perfil/alinhamento foi de aproximadamente 45 minutos, após o que era necessário recolher a maioria do equipamento e instalá-lo no alinhamento seguinte, o que inviabilizou a obtenção de mais dados de geofísica, atendendo ao facto de se estar no período do ano em que há luz natural durante menos horas.

Tabela 1. Evolução da execução dos perfis de resistividade elétrica ao longo do tempo do ensaio de recarga

| Condições | Data | Perfil 1 | | Perfil 2 | | Perfil 3 | |
|---------------------|----------------|----------------|-----------|---------------------------------|-----------|--------------------------------|-----------|
| | | Tempo (1) | Tempo (2) | Tempo (1) | Tempo (2) | Tempo (1) | Tempo (2) |
| Referência | | 15 de dezembro | | 16 de dezembro 11:15 - 12:15 | | 16 de dezembro 9:30 - 10:15 | |
| Injeção de água (3) | 16 de dezembro | 13:15 | +2h50m | --- | --- | --- | --- |
| | | --- | --- | --- | --- | 15:55 | +5h30m |
| Sem injeção de água | 17 de dezembro | 11:15 | +24h50m | 9:40 | +23h15m | 14:40 | +28h15m |
| | 18 de dezembro | 10:55 | +48h30m | 9:20 | +46h55m | 12:40 | +50h15m |
| | | --- | --- | --- | --- | 15:30 | +53h05m |
| | 19 de dezembro | 10:45 | +72h20m | 9:15 | +70h50m | 12:25 | +74h00m |

Notas - (1) - Início do perfil; (2) - Tempo após o início da injeção de água

(3) - Injeção de água: início às 10:25 e fim às 14:13 de 16 de dezembro

3. RESULTADOS

Apresentam-se na Fig. 2 os resultados obtidos com a sonda instalada no poço onde se realizou a injeção de água, incluindo uma ampliação da C.E. com base numa restrição da C.E. ao valor máximo de 1,2 mS/cm. Após o processamento dos dados para produção das secções bidimensionais de resistividade elétrica (tomografias de resistividade elétrica), foram determinadas secções 2D das diferenças de resistividade entre a(s) secção(ões) de cada dia e a de referência. Os resultados obtidos com os perfis de resistividade elétrica são ilustrados na Fig. 3, com aqueles obtidos no alinhamento P3, a título de exemplo. Na Fig. 4 constam as diferenças percentuais de dois dos modelos obtidos face ao perfil de referência, em cada alinhamento.

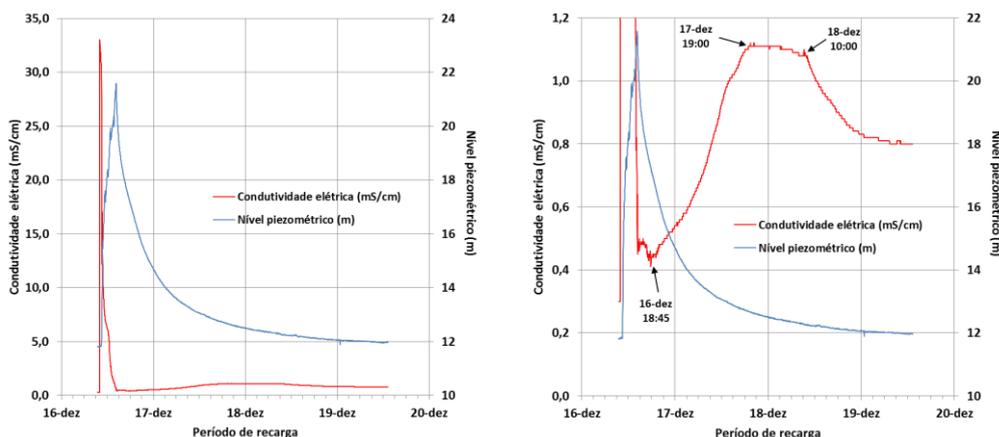


Fig. 2. Esquerda – Condutividade elétrica e cota do nível piezométrico medidos no decurso do ensaio de recarga. Direita – Restrição da condutividade elétrica ao valor máximo de 1,2 mS/cm

4. DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

Da análise à Fig. 2 constata-se que o pico inicial da C.E. atingiu o valor máximo de 33 mS/cm dois minutos após o início da introdução do sal. A subsequente introdução de água doce promoveu a diluição e o transporte do traçador radialmente em relação ao poço, causando a contínua descida da C.E. dentro do poço até às 14h20m, ou seja, imediatamente após o fim da injeção. Cerca das 18h45m regista-se o início de um pico secundário de C.E. que atinge o seu valor máximo a partir das 19h00m do dia seguinte - cerca de 28h45m após o fim da injeção. Este pico deverá resultar do processo de transporte radial em relação ao poço, formando um anel cuja

concentração de sal se vai diluindo com o avanço do tempo. Após o período de expansão, provocado pela injeção de água no poço e o regresso a valores mais próximos da piezometria original, esse anel é sujeito ao escoamento natural do aquífero, voltando o seu pico de concentração, agora muito mais esbatido, a passar pelo poço. Esta situação permite comprovar que existe uma direção de escoamento subterrâneo; contudo, apenas com base nos resultados da sonda não é possível caracterizá-la, pelo que se conjugou estes dados com aqueles resultantes da geofísica.

A observação dos modelos de resistividade elétrica presentes na Fig. 3, permite verificar que ocorre uma redução da resistividade elétrica (equivalente a um aumento da condutividade elétrica) para Este do poço, à profundidade da injeção. Nas secções de variação da resistividade elétrica verifica-se igualmente que ocorre uma redução da resistividade a esta profundidade, que se alarga para Sul, em P1, fica imutável, em P2, e se alarga em direção a Este, em P3. Assim, o movimento da massa de água subterrânea, ao nível em que se realizou o ensaio, ocorre numa direção aproximadamente NO-SE. Num ensaio posterior, com maior caudal, confirmou-se esta conclusão, e, adicionalmente, a existência de uma outra direção de fluxo a maior profundidade (Lobo Ferreira, *et al.*, 2016). Ao contrário do que aconteceu com a sonda, não foi possível identificar nos perfis o retorno do traçador dois dias após o início da injeção de água, o que se deverá à sua muito baixa concentração nesta fase do ensaio.

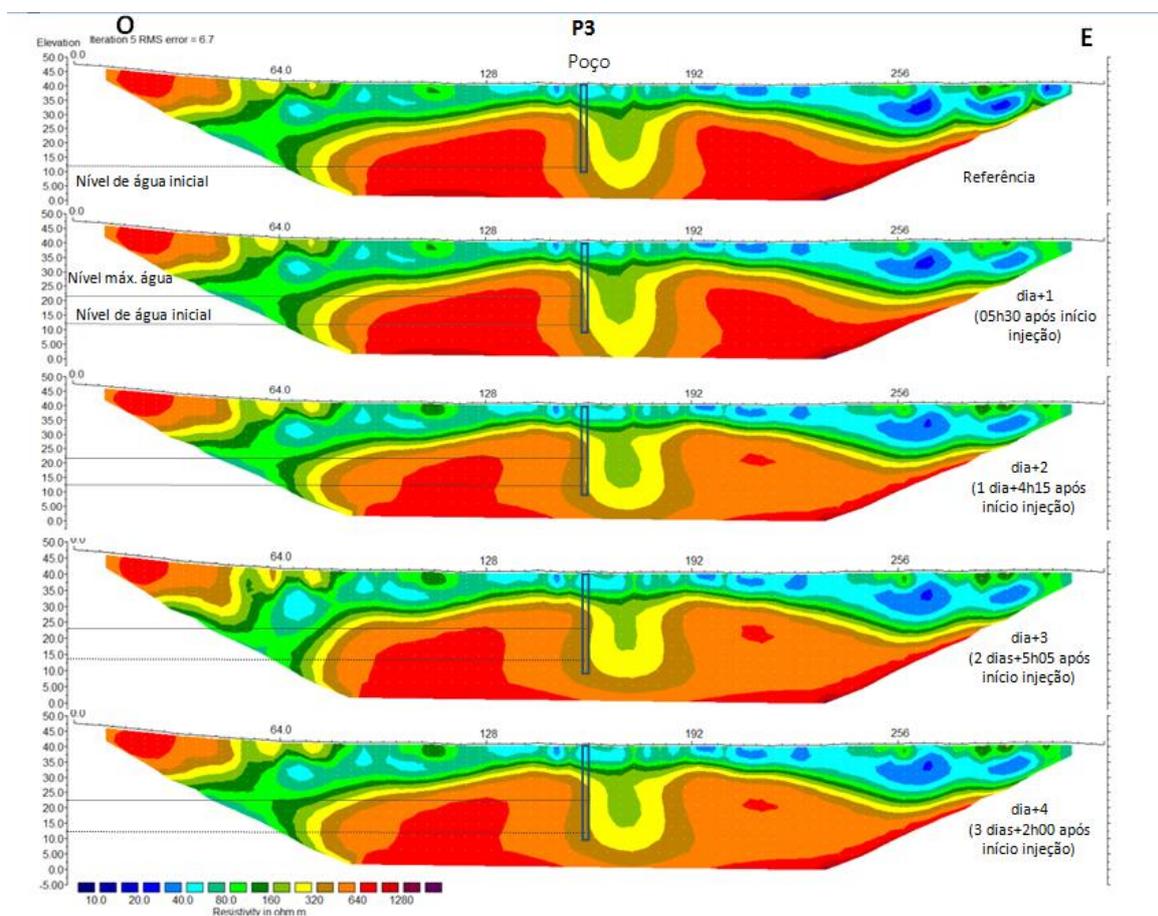


Fig. 3. Modelos tomográficos da resistividade elétrica obtida no alinhamento P3 (adaptado de Leitão *et al.*, 2016)

AGRADECIMENTOS

Os trabalhos foram realizados no âmbito do projeto MARSOL – Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought, financiado pelo 7º Programa Quadro da UE para a Investigação, Desenvolvimento Tecnológico e Demonstração, contrato nº 619120. Expressa-se o agradecimento aos colegas da empresa TARH (Terra, Ambiente e Recursos Hídricos, Lda) por toda a logística associada à preparação do ensaio.

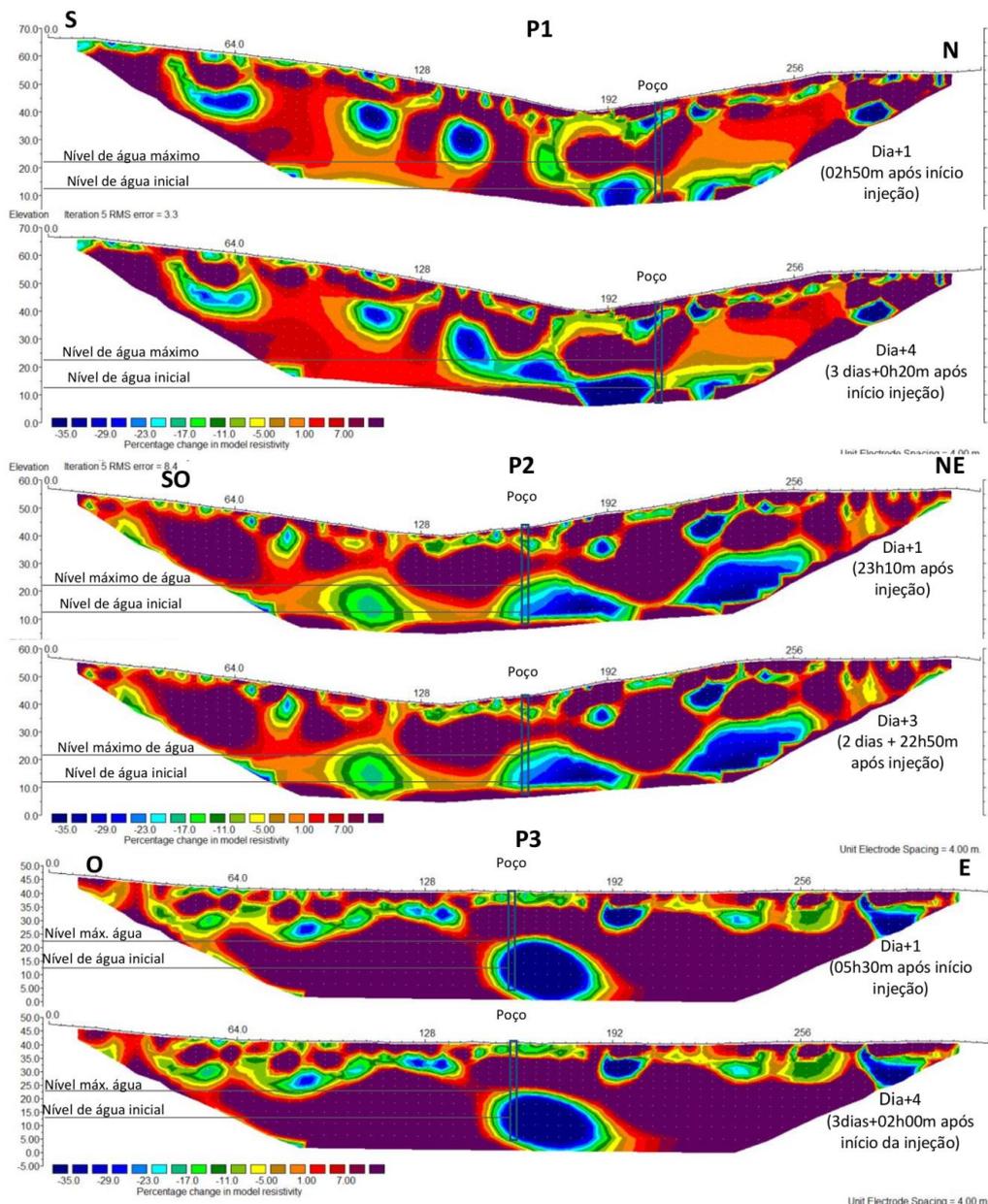
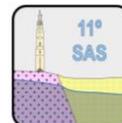


Fig. 4. Variação da resistividade elétrica (em %): topo - no alinhamento P1; centro - no alinhamento P2; baixo - no alinhamento P3 (adaptado de Lobo Ferreira *et al.*, 2016)

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Leitão TE, Lobo Ferreira JP, Oliveira MM, Martins T, Henriques MJ, Mota R, Carvalho T, Carvalho JM, Agostinho R, Carvalho R, Sousa R, Monteiro JP, Costa LRD, Hugman R (2016) Deliverable 4.3 Monitoring Results from the South Portugal MARSOL demonstration sites. Projeto UE MARSOL, 122 pp.
- Lobo Ferreira JP, Leitão TE, Oliveira M, Mota R, Monteiro JP, Costa L, Hugman R, Carvalho T, Agostinho R, Sousa R, Foglia L, Toegl A, Pouliaris C, Rossetto R, Borsi I, Sanchez-Vila X, Rodriguez-Escapes P, Escalante EF, Katz Y, Ganot Y, Kurtzman D, (2016). Deliverable 12.4 Final Report on numerical model. Projeto UE MARSOL, 152 pp.



MODELO HIDROGEOLÓGICO CONCEPTUAL DO SISTEMA AQUÍFERO DE SINES/MASSA DE ÁGUA 032-SINES, NA ÁREA DA ZONA INDUSTRIAL E LOGÍSTICA DE SINES (ZILS)

Soraia BOTELHO¹, Manuela SIMÕES², Albino MEDEIROS³

1. Mestre em Engenharia Geológica (Georrecursos), Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, soraia.silva.botelho@gmail.com
2. GEOBIOTEC, Departamento de Ciências da Terra, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade NOVA de Lisboa, Campus da Caparica, 2829-516 Caparica, mmsr@fct.unl.pt
3. GRANDEWATER, Departamento de Ciências da Terra, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade NOVA de Lisboa, Campus da Caparica, 2829-516 Caparica, alcm@fct.unl.pt

RESUMO

O Sistema Aquífero de Sines/Massa de Água 032-Sines, na região da Zona Industrial e Logística de Sines (ZILS), é constituído por dois aquíferos, um superficial detrítico não-confinado e outro carbonatado profundo confinado. Apesar de se encontrarem separados em grande parte da sua extensão, na região da ZILS, situada a sul, estes aquíferos encontram-se em conexão hidráulica. A comunicação entre estes dois aquíferos dá-se pela ausência da unidade argilosa miocénica não identificada a este da falha da Maria das Moitas e até ao limite com as unidades do Paleozóico. Para o conhecimento do sistema aquífero foi definida uma metodologia de trabalho que englobou 4 fases: (i) revisão bibliográfica; (ii) recolha de dados geológicos e hidrogeológicos dos arquivos da AICEP Global Parques, S.A., SNIRH e LNEG; (iii) tratamento e análise dos dados obtidos em ArcGIS e traçado de perfis hidrogeológicos interpretativos; (iv) elaboração do modelo hidrogeológico conceptual para a região. O modelo hidrogeológico permitiu concluir que o escoamento no Sistema Aquífero de Sines, na região estudada, ocorre, predominantemente, de E para W, com origem no contacto tectónico entre as unidades do Paleozóico e Meso-Cenozóico. Foi reconhecida a existência de um aquífero fissurado na Formação de Mira interceptada em algumas sondagens de reconhecimento, por baixo das areias do Plio-Plistocénico, com escoamento de NE para SW, em direção ao oceano, para a praia de S. Torpes.

Palavras-Chave: Modelo Hidrogeológico conceptual; Sistema Aquífero de Sines; Massa de Água 032-Sines; Zona Industrial e Logística de Sines (ZILS).

1. INTRODUÇÃO

O sistema aquífero de Sines situa-se na unidade hidrogeológica da Orla Ocidental. Estende-se pelos concelhos de Grândola, Santiago do Cacém e Sines, no distrito de Setúbal. Embora associado à bacia hidrográfica de Melides, na realidade compreende uma área constituída por pequenas bacias litorais, sendo as mais importantes a lagoa de Santo André, lagoa da Sancha e a ribeira dos Moinhos. Este sistema é composto por um aquífero superficial multicamada do Mio-Pliocénico e outro profundo nos depósitos carbonatados do Jurássico separados, em grande parte da sua extensão, por camadas argilosas e margosas. O aquífero superior é de tipo poroso com comportamento livre a confinado, consoante a existência e extensão de níveis argilosos. É pouco produtivo, sendo o caudal de exploração variável entre 5 a 10 L/s, e alimentado por infiltração direta (Lobo, 2008). Possui permeabilidade horizontal elevada, mas variável, consoante a presença de argila e as interligações entre as camadas mais permeáveis (Chambel & Monteiro, 2007). Em certos locais, este aquífero, comporta-se como um aquífero multicamada heterogéneo e anisótropo (Inverno *et al.*, 1993), podendo ser considerado com comportamento tendencialmente livre. O aquífero profundo, confinado, é mais produtivo, permitindo caudais de exploração de 125 L/s. No entanto, devido à litologia carbonatada e ao modelo de escoamento, a probabilidade de ocorrência de insucessos na realização de furos é grande (Chambel *et al.*, 2010). Neste aquífero ocorre artesianismo repuxante e a recarga processa-se onde afloram as camadas do Jurássico e através de drenância vertical dos níveis sobrejacentes. A direção e sentido do escoamento ocorrem na perpendicular à linha de costa e com destino ao oceano, seguindo a orientação e inclinação das camadas.

O Sistema Aquífero de Sines detém características hidrogeológicas que lhe conferem uma grande suscetibilidade à contaminação. A origem da contaminação pode ocorrer dentro ou fora da área de implantação da ZILS. Nesta, encontram-se instaladas diversas indústrias capazes de contaminar o solo e a água. No exterior da ZILS foram



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

identificados focos de contaminação, tais como: ETARs, oficinas de automóveis, suiniculturas, reservatórios, acumulação de resíduos e transformação elétrica (Chambel *et al.*, 2010).

2. ENQUADRAMENTO

A ZILS situa-se na Orla Ocidental de Portugal, numa faixa com largura aproximada de 14 km limitada pelas bacias do rio Sado, a norte e nordeste, do rio Mira, a sul e sudoeste. A ocidente comunica com a planície litoral atlântica, a norte e noroeste, com a Reserva Natural de Lagoa de Santo André e da Sancha e a sul, na Praia de S. Torpes, com o Parque Natural do Sudoeste Alentejano e com a Costa Vicentina. Nesta região, os declives são pouco acentuados. As cotas oscilam entre os 20 e os 50 m, e descem gradualmente dos 150 aos 90 m. Quanto à geologia, na área abrangente e limítrofe da ZILS, são reconhecidas unidades do Quaternário (cascalheiras e areias de antigas praias e terraços); do Plio-Plistocénico (cascalheiras, areias de planaltos e areias com seixos da planície litoral); do Miocénico (biocalcarenítos, siltitos e argilas); do Jurássico (calcários, dolomitos e margas); Triássico (Arenitos de Silves); Namuriano A – Paleozóico (xistos, siltitos e grauvaques da Formação de Mira); e o Complexo Eruptivo de Sines. A região, onde está implantada a ZILS, foi afetada por tectónica varisca, no decurso do Vestefaliano ao Pérmico, originando falhas com desligamento esquerdo, subverticais, predominantemente de direção N-S, e por tectónica meso-cenozóica com o desenvolvimento de falhas com rejogo (Inverno *et al.*, 1993).

Do ponto de vista hidrogeológico, a ZILS situa-se no Sistema Aquífero de Sines/Massa de Água 023, Sines. Está enquadrada, a norte e a sul, por troços das ribeiras da Sancha e da Junqueira e, ao centro, é atravessada pela ribeira dos Moinhos. A norte desta ribeira, o escoamento superficial processa-se de nordeste para sudoeste e a sul, em sentido contrário, de sudeste para noroeste.

3. METODOLOGIA

A metodologia adotada compreendeu as seguintes fases: 1) revisão bibliográfica, de modo a compilar toda a informação disponível sobre a área em estudo; 2) recolha de dados geológicos e hidrogeológicos de sondagens, furos e pontos de água do arquivo da AICEP Global Parques, S.A., do SNIRH e do LNEG; 3) compilação e tratamento dos dados obtidos com recurso ao *software ArcGIS*; 4) proposta de um modelo geológico e geomorfológico para a área da ZILS a partir do traçado de perfis geológicos interpretativos; 5) interpretação hidrogeológica dos perfis e elaboração de um modelo conceptual do escoamento subterrâneo; 6) conclusões.

4. MODELO HIDROGEOLÓGICO CONCEPTUAL

O modelo hidrogeológico conceptual resultou da interpretação hidrogeológica do modelo geológico e geomorfológico concebidos com base na interpretação da carta geológica, da informação geológica de sondagens de pesquisa e do traçado de perfis geológicos interpretativo.

Próximo do litoral, a norte da ribeira dos Moinhos e até à ribeira da Sancha, o aquífero superior, poroso, não confinado, recebe recarga direta de águas pluviais. O escoamento subterrâneo ocorre de SE-NW. Nesta zona o aquífero inferior, cársico, é confinado pelas argilas do Miocénico e o sentido do escoamento é para NW, em direção ao oceano. A ribeira da Sancha está em comunicação hidráulica com o aquífero superior e a ribeira dos Moinhos é alimentada pela descarga deste aquífero ao longo da margem esquerda (Figura 1, Perfil 1).

Para o interior (Figura 1, Perfil 2), no sentido SE, desde a falha da Maria das Moitas até ao contacto com o Paleozóico, foi reconhecida a camada porosa do Plio-Plistocénico, ou seja, o aquífero superior. Neste local, o escoamento é de SE para NW até ao oceano, onde se situará a zona de descarga. A recarga resulta da infiltração direta da precipitação e da descarga do aquífero fissurado ao longo do contacto, por falha, entre o Paleozóico e o Meso-Cenozóico. Este contacto não identificado à superfície por dificuldades relacionadas com a uniformidade litológica do Plio-Plistocénico é evidenciado pela ocorrência de nascentes segundo alinhamentos preferenciais que se relacionam com direções de falhas cartografadas (Nascentes Lagoa do Paço e Lagoa de C^a Fontanal). O Miocénico não foi intercetado pelas sondagens do perfil, no entanto, este surge entre o aquífero superior e o inferior a oeste da falha da Maria das Moitas.

Na região central da ZILS (Figura 1, Perfil 3), ao longo da ribeira dos Moinhos e até à serra de Grândola, aflora o aquífero superior. Este assenta sobre o aquífero inferior, com o qual fica em contacto hidráulico. Esta conexão entre os dois aquíferos ocorre na zona entre a falha provável da Maria das Moitas e a nascente da Fonte Branca, que emerge na barreira hidráulica que se estabelece na falha que faz o contacto entre o Paleozóico e Meso-Cenozóico. A oeste desta falha, até ao litoral, surge a camada impermeável, confinante, a separar os dois aquíferos. O escoamento superficial e subterrâneo processa-se de este para oeste, sensivelmente paralelo à ribeira dos Moinhos. A recarga no aquífero superficial resulta da infiltração direta das águas pluviais e no aquífero

inferior dos Moinhos. A recarga no aquífero superficial resulta da infiltração direta das águas pluviais e no aquífero inferior processa-se por drenância vertical e por transferência do aquífero fissurado.

Na zona sul da ZILS (Figura 1, Perfil 4), junto à ribeira da Junqueira, não foi identificado o aquífero inferior cársico. O aquífero superior do Plio-Plistocénico, pouco espesso, assenta diretamente sobre os xistos da Formação de Mira. Estes confirmam a existência de um aquífero fissurado que descarrega para o oceano, com escoamento no sentido SW, e que alimenta a ribeira da Junqueira.

Na zona sul da ZILS (Figura 1, Perfil 5), desde o Maciço Eruptivo de Sines até à ribeira da Junqueira, aflora o aquífero superior. Este é pouco espesso e assenta, a este da falha da Maria das Moitas, diretamente sobre o aquífero fissurado. A oeste desta falha assume-se a existência de camadas do Miocénico e do Jurássico. O escoamento subterrâneo dirige-se de este para oeste e a recarga do aquífero superficial resulta da infiltração direta das águas pluviais.

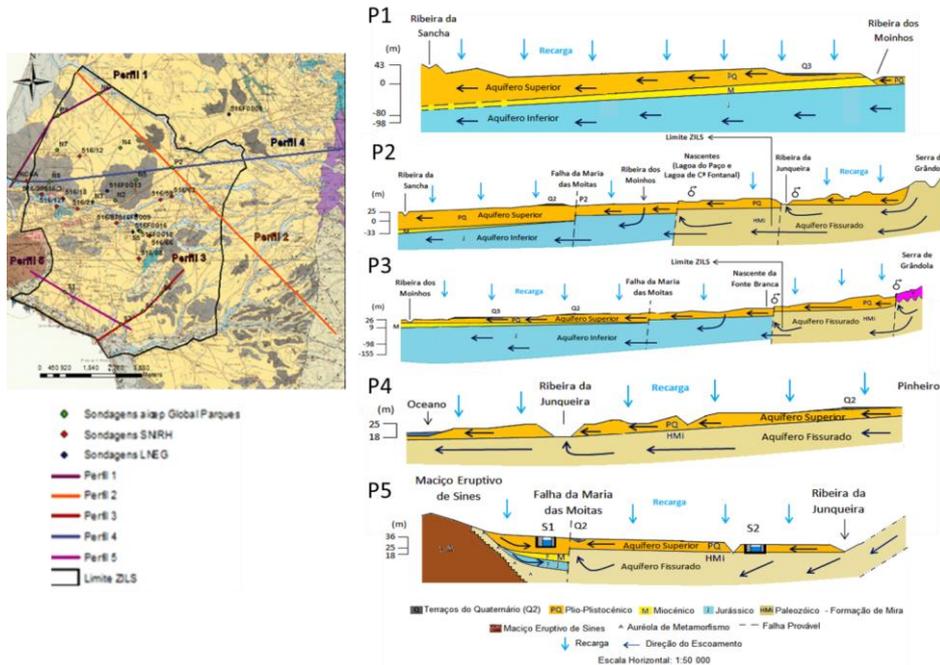


Fig. 1. Perfis hidrogeológicos e localização na ZILS (Botelho, 2015).

A geologia da região encontra-se estruturada sob a forma de um *graben* limitado por falhas, com direção NNE-SSW, cujo prolongamento para a área da ZILS origina as prováveis falhas, onde se localizam nascentes, da Maria das Moitas, da Fonte Branca, Lagoa do Paço e Lagoa de C^a Fontanal e junto a Seiceiro. O modelo hidrogeológico conceptual proposto para a região, segundo Botelho, 2015, assenta na perceção desta estrutura com a qual se relaciona o admissível funcionamento hidráulico do Sistema Aquífero de Sines, na região da ZILS (Figura 2).

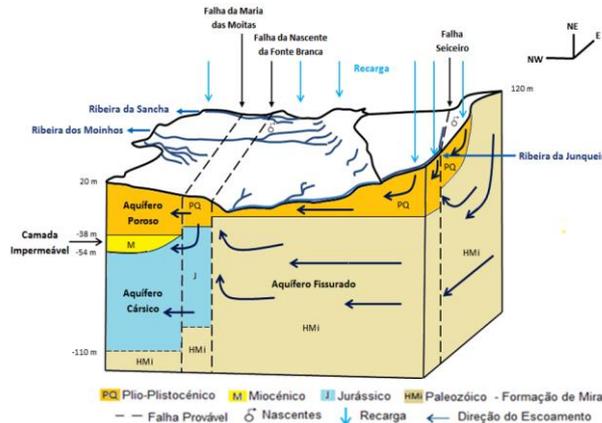


Fig. 2. Modelo hidrogeológico conceptual do sistema aquífero de Sines/Massa de água 032- Sines, na região da ZILS (Botelho, 2015).



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

CONCLUSÕES

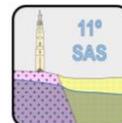
O modelo hidrogeológico conceptual do sistema aquífero de Sines, na região da ZILS, elaborado a partir dos modelos geológico e geomorfológico interpretativos do local, geometricamente semelhante a uma depressão, em forma de *graben*, limitada por falhas com orientação NNE-SSW, aponta para um sistema constituído por 2 aquíferos: um superficial poroso livre localizado nas areias do Plio-Plistocénico e outro profundo cársico confinado localizado nos calcários do Jurássico. Este sistema aquífero contacta, a este e em profundidade, com um aquífero fissurado instalado na Formação de Mira do Paleozóico com escoamento predominantemente, E-W, em direção ao oceano Atlântico. Nos pontos de contacto admitem-se transferências hídricas entre estes aquíferos. O aquífero superficial do Plio-Plistocénico e o aquífero profundo do Jurássico encontram-se, em grande parte da sua extensão, separados por uma camada argilosa pouco permeável do Miocénico. A este da falha da Maria das Moitas, onde não foram reconhecidas, em sondagem, as argilas do Miocénico, admite-se a existência de comunicação hidráulica entre estes aquíferos. A comunicação hidráulica permite a percolação vertical da infiltração, a recarga dos aquíferos profundos e a transferência de contaminantes a partir da superfície.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio e disponibilização de dados das seguintes entidades: GRANDEWATER, LNEG, APA, e AICEP Global Parques, S.A.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Chambel, A. & Monteiro, J. P. (2007) Estudo Hidrogeológico do Sistema Aquífero e Definição dos Perímetros de Protecção das Captações de Água Subterrânea das ÁGUAS DE SANTO ANDRÉ SA, com Recurso à Modelação Matemática. Universidade de Évora / Universidade do Algarve. Relatório Técnico, 89 p.
- Chambel, A., Monteiro, J. P., Nunes, L. M., Duque, J., Martins, R., Silva, D. & Coelho, R. (2010) Avaliação Técnica dos Níveis de Contaminação Existentes e Acções Correctivas a Implementar (Contaminação de Águas Subterrâneas por Hidrocarbonetos no Sistema Aquífero de Sines e Zona Portuária de Sines). Relatório Final. Volume I-IV. Administração da região hidrográfica do Alentejo, I.P.
- Botelho, S. (2015) Modelo hidrogeológico e rede de monitorização da água subterrânea na Zona Industrial e Logística de Sines (ZILS). Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Geológica. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa. 98p.
(<https://run.unl.pt/handle/10362/16339>)
- Inverno, C. M. C., Manuppella, G., Zbyszewski, G., Pais, J. & Ribeiro, M. L. (1993) Carta Geológica de Portugal na Escala 1:50 000 e Notícia Explicativa da Folha 42-C (Santiago do Cacém). Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa, 75p.



RADÃO NAS ÁGUAS MINERAIS NATURAIS: O CASO DOS ESTABELECIMENTOS TERMAIS PORTUGUESES

Ana Sofia SILVA^{1,2}, Maria Lurdes DINIS^{1,2}

1. CERENA, FEUP/UP - Centre for Natural Resources and the Environment, Faculty of Engineering, University of Porto; pee11022@fe.up.pt

2. PROA/LABIOMEPE - Research Laboratory on Prevention of Occupational and Environmental Risk; Faculty of Engineering, University of Porto

RESUMO

As águas minerais naturais usadas em tratamentos terapêuticos nos estabelecimentos termais apresentam composições químicas diversificadas, contendo por vezes quantidades significativas de radionuclídeos naturais, como é o caso do radão. O radão encontra-se dissolvido nas águas de circulação subterrânea podendo ser libertado para o ar interior quando estas águas são manuseadas durante os tratamentos realizados nos estabelecimentos termais. A inalação do gás radão vai ser a principal preocupação nestes locais, em particular em espaços confinados ou com ventilação deficiente, sendo o radão reconhecido pela Organização Mundial de Saúde (OMS) como a principal causa de incidência de cancro do pulmão, com exceção do tabaco (Silva et al., 2015). Nas últimas décadas têm sido publicados documentos legais e recomendações, quer ao nível nacional quer ao nível internacional, no sentido de minimizar a exposição ao radão com origem na água.

O objetivo deste estudo foi avaliar a concentração de radão das águas minerais naturais nas captações (furo e nascente) e nos locais de tratamento (buvete, emanatório, técnicas de inaloterapia-ORL, piscina termal e duche *vichy*) de 17 estabelecimentos termais Portugueses. Foram realizadas 54 colheitas de água mineral natural nas captações e nos locais de tratamento destes estabelecimentos termais. Os resultados obtidos para a concentração de radão na água variam entre 0.1 e 6949 Bq/L, com uma média geométrica de 175 Bq/L e média aritmética de 842 Bq/L. Verificou-se que 50 % dos resultados obtidos para a concentração de radão na água mineral natural são superiores ao nível de referência preconizado pela UE (100 Bq/L), enquanto 20 % dos resultados excederam o limite de ação (1000 Bq/L). Por outro lado, 26% dos resultados ultrapassam o valor paramétrico previsto no DL 23/2016 (500 Bq/L). Em alguns casos, os elevados valores obtidos na água mineral natural são preocupantes, podendo implicar elevadas concentrações de radão no ar interior e consequentemente a exposição ocupacional ao radão.

Palavras-Chave: radão; estabelecimento termal; água mineral natural.

1. INTRODUÇÃO

Em Portugal, existe uma longa tradição no uso de águas minerais naturais para fins medicinais (termalismo). A nível social, a utilização da água mineral natural na prestação de diversos serviços nos estabelecimentos termais é muito frequente. Muitas destas águas podem conter elementos radioativos naturais como é o caso do radão, sendo provável que tanto os trabalhadores como o público em geral possam ter estado ou estão expostos à radiação de origem natural no contexto termal. Os estabelecimentos termais utilizam águas subterrâneas com composições químicas diversificadas, podendo conter quantidades significativas de radionuclídeos naturais (Silva et al., 2013; Silva et al., 2016).

No sentido de minimizar os efeitos nocivos da exposição às radiações ionizantes, estabeleceram-se diversas recomendações nos últimos anos, que foram definidas a um nível europeu e transpostas para a legislação vigente em Portugal. O Decreto-Lei n.º 23/2016 de 3 de junho, estabelece os requisitos para a proteção da saúde do público em geral no que diz respeito às substâncias radioativas presentes na água destinada ao consumo humano, fixando o valor paramétrico para o radão em 500 Bq/L e sempre que a concentração de radão exceda 1000 Bq/L considera-se que se justificam medidas de correção por motivos de proteção radiológica.

Por outro lado, as recomendações da OMS apontam para a necessidade de controlo quando a concentração de radão na água para consumo do público excede 100 Bq/L. Contudo, a Comissão Europeia através da Recomendação 2001/928/EURATOM, relativa à proteção da população contra a exposição ao radão no abastecimento de água potável (abastecimentos públicos), estabeleceu um nível de referência de 100 Bq/L e um nível de ação de 1000 Bq/L, ao qual deverá ser efetuada uma ação de correção justificada com base na proteção radiológica. Uma vez que as águas minerais pressupõem uma utilização pontual não há valor de referência como limite para a concentração de radão. A diretiva 2013/51/EURATOM de 22 de outubro, que estabelece os



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

requisitos para a proteção da saúde pública em geral, no que diz respeito aos elementos radioativos presentes na água destinada ao consumo humano, prevê um valor paramétrico para o radão de 100 Bq/L (a Diretiva não é aplicável às águas minerais naturais).

Na água subterrânea, a concentração de radão pode variar consideravelmente (de 1 a 10.000 Bq/L), dependendo principalmente da concentração de urânio na rocha circundante e da circulação de água (Radolic et al., 2005), pelo que os níveis de concentração de radão nas águas subterrâneas são geralmente mais elevados do que nas águas superficiais (rios e lagos) (Nikolov et al., 2012; Erdogan et al., 2013). Em Portugal, as águas de superfície apresentam frequentemente concentrações de radão inferiores a 10 Bq/L, enquanto as águas subterrâneas apresentam concentrações de radão por vezes superiores a 1000 Bq/L.

No caso da concentração de radão na água mineral natural verifica-se que, por vezes, os valores ultrapassam o nível de ação recomendado pela União Europeia (2001/928/EURATOM) para água potável (1000 Bq/L).

O radão encontra-se dissolvido na água mineral natural podendo ser libertado para o ar interior e a inalação deste radionuclídeo α , em particular, o posterior decaimento para os seus elementos sólidos no interior do organismo, expõe as membranas mucosas dos brônquios a um elevado nível de radiação α com o conseqüente risco de formação de neoplasias (Schmid et al., 2010). O radão é a principal causa de incidência de cancro do pulmão, com exceção do tabaco (EPA, 2003; OMS, 2007). Após a inalação, o gás entra em contacto com os tecidos pulmonares podendo provocar alterações degenerativas do tecido exposto (Moreira, 2011).

A evidência da relação e a incidência do cancro do pulmão com a exposição ao radão teve origem em estudos epidemiológicos realizados com mineiros, em especial das minas de urânio, expostos a altos níveis de radão, juntamente com outros produtos químicos, radioativos e partículas de poeiras (Al Zoughool et al., 2009) e, recentemente, em estudos epidemiológicos realizados em populações vivendo em regiões com níveis de radão elevados.

O objetivo deste estudo foi avaliar a concentração de radão das águas minerais naturais nas captações (furo e nascente) e nos locais de tratamento (buvete, emanatório, técnicas de inaloterapia-ORL, piscina termal e duche *vichy*) de 17 estabelecimentos termais Portugueses, entre 2013 e 2015.

2. METODOLOGIA

A avaliação da concentração de radão na água foi realizada em diversos locais de cada estabelecimento termal (ET) em que se verificasse a permanência do trabalhador, além da presença e manuseio de água mineral natural durante os tratamentos terapêuticos: buvete, emanatório, ORL, duche *vichy*, piscina termal, furo, captação e nascente. A atividade dos radionuclídeos foi medida por meio de técnicas de contagem de cintilação líquida (LSC) usando um espectrómetro de ultra-baixo nível (Quantulus 1220) no Laboratório de Radioatividade Natural da Universidade de Coimbra (LRNUC).

Para realizar as medições de radão, as amostras de água foram recolhidas com uma seringa em cada ponto de água (10 ml) e cuidadosamente vertida para frascos de vidro com 20 ml de volume, onde previamente foram adicionados 10 ml de cocktail de cintilação imiscível em água (Betaplate, da Perkin – Elmer ®). O frasco tem uma abertura selada e mecanismos de segurança para evitar vazamento de gás durante o transporte.

Para a medição do gás radão foi utilizado o método de dupla-fase. As incertezas dependem da atividade mas, em geral, foram inferiores a 15 %, na gama de valores de medição. Para uma descrição mais detalhada sobre as técnicas LSC ver Gonçalves e Pereira (2007). A eficiência do método foi avaliada através da medição de várias soluções padrão e através da participação do LRNUC em exercícios de inter-comparação.

3. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Os valores obtidos para a concentração de radão na água mineral natural dos 17 estabelecimentos termais encontram-se representados na Tabela 1.

Verifica-se que a concentração de radão na água mineral natural dos estabelecimentos termais estudados é bastante variável: entre 0.1 e 6949 Bq/L, com média geométrica de 175 Bq/L e média aritmética de 842 Bq/L. Pela análise da tabela, verifica-se que 50% dos resultados (27 em 54) são superiores ao nível de referência da União Europeia 2001/928/ EURATOM (100 Bq/L); 20% dos valores (11 em 54) são superiores ao limite de ação (1000 Bq/L) e 26% dos valores (14 em 54) são superiores ao valor paramétrico previsto no Decreto-Lei n.º 23/2016 de 3 de junho (500 Bq/L).

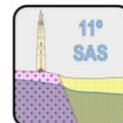


Tabela 1 – Concentração de radão (Bq/L) na água mineral natural dos estabelecimentos termais estudados.

| ET | Buvete | Emanatório | ORL | Piscina Termal | Furo | | Captação | Nascente | Duche Vichy |
|------|--------|------------|------|----------------|------|------|----------|----------|-------------|
| | | | | | 1 | 2 | | | |
| ET1 | 968 | 785 | 976 | 6 | -- | -- | -- | -- | -- |
| ET2 | 59 | -- | 26 | -- | 41 | -- | -- | -- | -- |
| ET3 | -- | -- | 51 | 15 | 120 | -- | 86 | -- | -- |
| ET4 | -- | -- | 112 | -- | 759 | 380 | -- | -- | -- |
| ET5 | -- | -- | 5195 | -- | 6949 | 6775 | -- | -- | -- |
| ET6 | -- | -- | 1137 | 718 | 1373 | 1334 | -- | -- | -- |
| ET7 | 471 | -- | 102 | -- | 1446 | 423 | -- | 478 | -- |
| ET8 | -- | -- | 44 | -- | 57 | 53 | -- | -- | -- |
| ET9 | -- | -- | 75 | -- | 41 | -- | -- | -- | 45 |
| ET10 | -- | -- | 20 | 1 | 47 | 48 | -- | -- | -- |
| ET11 | -- | -- | 120 | 0.1 | 69 | -- | -- | -- | -- |
| ET12 | -- | -- | -- | -- | 199 | 452 | -- | -- | -- |
| ET13 | -- | -- | 127 | -- | 189 | -- | -- | -- | -- |
| ET14 | -- | -- | 2624 | 953 | 3090 | 3601 | -- | -- | 2549 |
| ET15 | -- | -- | 28 | 0.1 | 57 | -- | -- | -- | -- |
| ET16 | -- | -- | 63 | 10 | 47 | -- | -- | -- | -- |
| ET17 | -- | -- | -- | -- | 32 | -- | -- | 23 | -- |

Os resultados foram agrupados em 3 categorias, de acordo com a concentração de radão na água e os valores para o nível de referência e limite de ação: i) inferior ao nível de referência (100 Bq/L); ii) superior ao nível de referência mas inferior ao limite de ação (100 – 1000 Bq/L); iii) superior ao limite de ação (1000 Bq/L).

Assim, verifica-se que a concentração de radão na água no ET2, ET8, ET9, ET10, ET15, ET16 e ET17 não excederam o nível de referência da União Europeia 2001/928/ EURATOM, 100 Bq/L. De facto, a água mineral natural dos estabelecimentos termais: ET2, ET8, ET16 e ET17 estão classificadas, segundo a concentração de radão, como não radioativas (Diegues et al., 2010).

No entanto, as águas minerais naturais dos ET9, ET10 e ET15 estão classificadas como sendo fortemente radioativas (ET9) e radioativas (ET10 e ET15) (Diegues et al., 2010), apesar dos resultados das colheitas efetuadas em diferentes pontos destes estabelecimentos termais (interior do estabelecimento termal, captação e furo) não excederem o nível de referência e nível de ação.

Contudo, existem casos em que a água do estabelecimento termal tem uma concentração de radão superior ao nível de referência como é o caso do ET4, ET7, ET12 e ET13. Em particular para os ET4 e ET13, as águas minerais naturais estão classificadas como sendo fortemente radioativas (Diegues et al., 2010). Nos restantes estabelecimentos termais, ET7 e ET12, as águas são classificadas como não radioativas, contrariando os resultados obtidos em diversos pontos destes estabelecimentos termais.

Quanto aos resultados que excederam o limite de ação, 1000 Bq/L, apenas se destacam três estabelecimentos termais: ET5, ET6 e ET14. Com exceção do ET5 (abertura recente) as águas minerais naturais do ET6 e ET14 estão classificadas como fortemente radioativas. A razão da elevada concentração de radão na água natural do ET5 prende-se fundamentalmente com o enquadramento geológico e estrutura do maciço. Este estabelecimento termal situa-se numa região granítica, na dependência da fraturação do maciço (Pereira et al., 2008).

Verifica-se ainda que em alguns estabelecimentos termais, os resultados da concentração de radão na água são inferiores a 100 Bq/L (ET1, ET2, ET3, ET8, ET9, ET10, ET11, ET15, ET16 e ET17) mas também superiores a 100 Bq/L e inferiores a 1000 Bq/L em alguns locais do mesmo estabelecimento termal (ET1, ET4, ET6, ET7, ET11, ET12, ET13 e ET14). Os locais em que os valores da concentração de radão na água são inferiores a 100 Bq/L são na piscina termal, devido ao facto da água da piscina não ser substituída diariamente e por vezes ser misturada com água da torneira (com cloro). Por outro lado, os valores da concentração de radão são superiores a 1000 Bq/L em diversos locais do ET1, no furo do ET3 e na ORL do ET11. No ET3, a concentração de radão na água do furo é ligeiramente superior a 100 Bq/L (120 Bq/L), pelo que a concentração de radão na água no interior do estabelecimento termal é inferior ao nível de referência, tal como esperado. No ET6 e ET14 os resultados da concentração de radão na água são inferiores ao limite de ação (mas superiores ao nível de referência) apenas na piscina termal, uma vez que nos restantes locais do estabelecimento termal todos os valores são superiores a 1000 Bq/L.



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

4. CONCLUSÕES

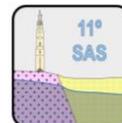
O presente estudo, que apenas abrange uma parte dos estabelecimentos termais existentes em Portugal (45%) e que se mostraram disponíveis para participar no mesmo, apresenta um caráter inovador, uma vez que pretende colmatar a ausência de dados no que diz respeito à concentração de radão nas águas minerais naturais Portuguesas e, posteriormente avaliar a exposição ocupacional dos trabalhadores envolvidos no termalismo terapêutico.

A amostragem da concentração de radão na água mineral natural revelou a presença anómala de valores para este parâmetro, por vezes superiores, quer ao nível de referência quer ao limite de ação. Os elevados valores obtidos em alguns casos são preocupantes e mostram a necessidade de um estudo mais pormenorizado e alargado, quer no espaço quer no tempo. Aproximadamente, 50 % dos resultados obtidos para a concentração de radão na água mineral natural são superiores ao nível de referência preconizado pela UE, enquanto 20 % dos resultados excederam o limite de ação. Estes resultados podem implicar ainda elevadas concentrações de radão no ar interior (e consequentemente a exposição ocupacional ao radão), uma vez que a água mineral natural constituirá uma fonte contínua deste radionuclídeo.

No futuro, importa estender este estudo a todos os estabelecimentos termais existentes em Portugal e desenvolver um programa de monitorização da concentração de radão no interior das instalações dos mesmos, ao longo de um período de tempo suficientemente longo (aproximadamente 1 ano) com o objetivo de contemplar as elevadas flutuações da concentração de radão ao longo do tempo e se possível estabelecer uma correlação entre a concentração de radão na água e a concentração de radão no ar interior.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Al Zoughool, M., Krewski, D. (2009). Health effects of radon: a review of the literature. *International Journal of Radiation Biology* 85(1): 57-69. doi:10.1080/09553000802635054.
- Diegues, P., Martins, V. (2010). Águas termais riscos e benefícios para a saúde. Encontro Técnico – Água e Saúde, 19 de Maio de 2010, Caparica, Lisboa.
- EPA (2013). United States Environmental Protection Agency, Consumer’s Guide to Radon Reduction, How to fix your home. URL:<http://www.epa.gov/radon>, EPA 402/K-10/005 | March 2013.
- Erdogan, M., Ozdemir, F., Eren, N. (2013). Measurements of radon concentration levels in thermal waters in the region of Konya, Turkey. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 49(4): 567–574. doi:10.1080/10256016.2013.815182.
- Gonçalves, C.V.M., Pereira, A.J.S.C. (2007). Radionuclides in groundwater of the Serra do Buçaco region (Central Portugal). *Proceedings of the XXXV Congress of the International Association of Hydrogeologists*, Lisbon, 6p.
- Moreira, J.V.A. (2011). Radiobiologia – efeito das radiações ionizantes na célula – e formas de proteção das radiações ionizantes. Dissertação apresentada na Universidade da Beira Interior, Covilhã para obtenção do grau de Mestre em Medicina.
- Nikolov, J., Todorovic, N., Pantic, T.P., Forkapic, S., Mrdja, D., Bikit, I., Krmar, M., Veskovic, M. (2012). Exposure to radon in the radon spa Niška Banja, Serbia. *Radiation Measurements* 47(6): 443-450. doi:10.1016/j.radmeas.2012.04.006.
- OMS - Organização Mundial da Saúde (2007). Radon and cancer. Fact Sheet Nr. 291. WHO, Genève.
- Pereira, A.J.S.C., Neves, L.J.P.F., Pinto, P.G.N. (2008). Concentração do gás radão em estabelecimentos de Ensino da Região Centro – um risco natural a considerar na requalificação dos edifícios escolares. *Radioproteção* 99(16-17): 99-105.
- Radolić, V., Vuković, B., Smit, G., Stanić, D., Planinić, J. (2005). Radon in the spas of Croatia. *Journal of Environmental Radioactivity* 2005, 83(2): 191–198.
- Schmid, K., Kuwet, T., Drexler, H. (2010). Radon in Indoor Spaces. An underestimated risk factor for lung cancer in environmental medicine. *Deutsches Ärzteblatt International* 107(11): 181–186. doi:10.3238/arztebl.2010.0181.
- Silva, A.S., Dinis, M.L., Diogo, M.T. (2013). Occupational Exposure to Radon in Thermal Spas, Book chapter in: *Occupational Safety and Hygiene*, Eds. P. Arezes, J. S. Baptista, M. Barroso, P. Carneiro, P. Cordeiro, N. Costa, R. Melo, A. S. Miguel, G. Perestrelo, pp.273-277. ISBN: 9781138000476, London: Taylor & Francis, 2013.
- Silva, A.S. & Dinis, M.L. (2015). The presence of radon in thermal spas and their occupational implications – a review. Book chapter in: *Occupational Safety and Hygiene III*, Eds. P. Arezes, J. S. Baptista, M. Barroso, P. Carneiro, P. Cordeiro, N. Costa, R. Melo, A. S. Miguel, G. Perestrelo, pp.353-355, ISBN 978-1-138-02765-7, London: Taylor & Francis.
- Silva, A.S., Dinis, M.L., Pereira, A.J.S.C. (2016). Assessment of indoor levels in Portuguese thermal spas. *Radioprotection* 51(4), pp.249-254, doi:10.1051/radiopro/2016077.



RECURSOS HÍDRICOS SUPERFICIAIS VS SUBTERRÂNEOS NA VÁRZEA DA NAZARÉ – IMPLICAÇÕES NA QUALIDADE DA ÁGUA

Carla Caroca¹

1. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande, carlacaroca@sapo.pt

(A autora escreve de acordo com a antiga ortografia)

RESUMO

O estudo sobre os recursos hídricos superficiais e subterrâneos é extremamente útil nas decisões da sociedade, no que respeita a proteger, a prevenir, a eliminar a poluição e assegurar o fornecimento da água a todos em quantidade, qualidade, e de forma equitativa e equilibrada. O estudo aqui apresentado consiste no resultado final da tese de doutoramento realizada entre 2011 e 2015, na Várzea da Nazaré, e teve como objectivo geral: contribuir cientificamente para os objectivos ambientais que Portugal se propôs cumprir, neste caso minimizar e evitar danos aos recursos hídricos, aos ecossistemas e à produção agrícola.

Palavras-Chave: Nazaré, Alcobaça, recursos hídricos, hidrogeoquímica

1. INTRODUÇÃO

A Várzea da Nazaré localiza-se no distrito de Leiria e pertence aos concelhos de Nazaré e de Alcobaça. É uma área rebaixada, que até ao século XVIII foi ocupada por mar, a antiga Lagoa de Pederneira. Actualmente, é uma zona fundamentalmente ocupada por agricultura e por pecuária. (Barbosa e Moreira, 2006). Na sua envolvência apresenta, também, várias indústrias do tipo cerâmica, vidro e alimentar cujos resíduos seguem para a VALORSUL, para uma estação de transferência em S. Bartolomeu, 6 ETARs (4 dentro da área de estudo: Nazaré, Pataias/Alpedriz, Fervença e S. Martinho do Porto) e 10 ETAs (7 na área de estudo).

Do ponto de vista da Geologia, a Várzea da Nazaré está inserida na bacia Lusitânica, na extremidade NNE do diapiro das Caldas da Rainha, preenchida por sedimentos aluvionares arenosos e/ou vasosos (argila e silte) modernos. Apresenta na sua envolvência sedimentos arenosos modernos e Plio-Plistocénicos, chaminés e filões, grés do Cretácico e calcários e margas do Jurássico. (S.G.P., 1961)

Hidrogeologicamente, e segundo o Decreto-Lei (DL) n.º 117/2015 de 23 de Junho (alteração do DL n.º 347/2007 de 19 de Outubro), a Várzea da Nazaré localiza-se na Região Hidrográfica (RH) com o código RH5, designada por Tejo e Ribeiras do Oeste, na Bacia do Rio Alcobaça, incluída na Bacia Hidrográfica «das ribeiras da costa localizadas entre o limite sul da bacia hidrográfica do rio Lis e o Cabo Raso, e os respectivos espaços localizados entre estas bacias», e distribuídas por quatro massas de água «subterrâneas localizadas no interior do limite da bacia hidrográfica atrás identificada» (ARH Tejo, 2011):

- Caldas da Rainha - Nazaré (código de massa de água PTO33);
- Alpedriz (código de massa de água PTO19);
- Orla Ocidental Indiferenciada das Bacias das Ribeiras do Oeste (código de massa de água PTO04RH5);
- Maciço Calcário Estremenho (código de massa de água PTO20_C2).

Na área de estudo foram realizadas análises físico-químicas a águas superficiais (rios, lagoas, valas) e subterrâneas (poços, furos, nascentes). (Fig. 1)

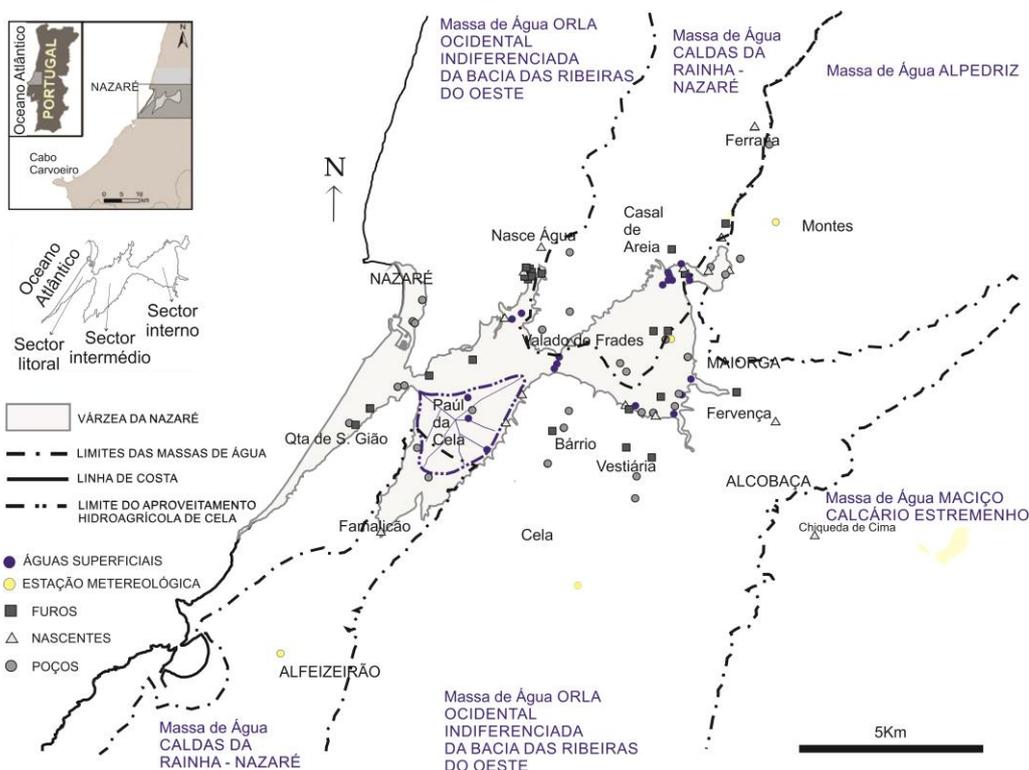


Fig.1. Localização das estações de colheita de amostras de água na Várzea da Nazaré e das massas de água. (Mapa desenhado a partir das cartas I.G.E.)

2. ENQUADRAMENTO

A metodologia utilizada foi a mesma em qualquer trabalho hidrogeológico: recolha de informação, escolha dos locais para amostragem, análises no campo, análises no laboratório e trabalho de gabinete. (Caroça, 2016^a)

As análises físico-químicas permitiram conhecer o tipo de água, a sua origem e a qualidade, por intermédio de estudos teóricos, cálculos, gráficos e valores padrão ou legislados. O resultado geral foi: a predominância de águas bicarbonatadas cálcicas, águas cloretadas sódicas e sulfatadas cálcicas com as seguintes características físico-químicas gerais: águas maioritariamente neutras, oxidantes, de ambiente de rio, moderadamente frias e brandas. Diferem ligeiramente na condutividade eléctrica, nos sólidos dissolvidos totais (TDS) e na salinidade, encontrando-se os valores maiores sempre no grupo das águas cloretadas sódicas. (Custodio & Llamas, 1983)

Os catiões e os aniões analisados apresentaram várias origens, dependendo da água ser superficial ou subterrânea, por exemplo: o ião sulfato (SO_4^{2-}) na água subterrânea provém da lixiviação de evaporitos, de dolomitos e/ou de veios hidrotermais (gesso e anidrite) e na água superficial resulta da aplicação de produtos agroquímicos na agricultura e/ou da indústria do vidro e de cerâmica. (Custodio & Llamas, 1983; Fetter, 2001, 2008)

De acordo com o resultado das razões isotópicas $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ e $^2\text{H}/^1\text{H}$ verificou-se que a maioria das águas analisadas são águas doces, com possibilidades de origem na chuva local, no regime climático diferente do actual, na alteração durante a infiltração até ao aquífero e na água universal (água da chuva cuja composição físico-química é semelhante em vários pontos do planeta em épocas passadas). Também se detectaram águas de mistura e água termal. Revelaram, também, estarem sujeitas a: alterações durante a infiltração até ao aquífero, evaporação, dissolução de rochas evaporíticas e intrusão salina. No entanto, os resultados de outros parâmetros analisados sugerem a não ocorrência de intrusão salina, mas sim a dissolução de evaporitos. (Caroça, 2014^b)

Os elementos vestigiais analisados revelaram ser provenientes da geologia local e envolvente e quando se encontravam em concentrações superiores aos padrões de Reimann e Caritat (1998), seriam águas contaminadas pelas actividades existentes (agricultura, pecuária, indústrias, ETAR, rodovias). (Caroça, 2016^a)

3. CONCLUSÕES

As análises revelaram influência da geologia, a contaminação pelas actividades humanas e águas poluídas no Casal de Areia, resultantes de efluentes industriais e de despejos urbanos. (Caroça, 2014^a e 2016^a)

Relativamente à qualidade da água (DL n.º 306/2007 de 27 de Agosto), as águas superficiais e subterrâneas analisadas apresentaram pH, ião magnésio (Mg²⁺), ião cloreto (Cl⁻), ião nitrato (NO₃⁻), ião nitrito (NO₂⁻), ião potássio (K⁺), ião fluoreto (F⁻), ião brometo (Br⁻), manganês (Mn), selénio (Se), alumínio (Al) e bário (Ba), em concentrações não permitidas para o consumo humano. As superficiais ainda apresentaram cádmio (Cd) e as subterrâneas outros parâmetros [condutividade eléctrica, iões sódio (Na), cálcio (Ca) e sulfato (SO₄), ferro (Fe), níquel (Ni), arsénio (As), fósforo (P), berílio (Be) e lítio (Li)]. A presença de todos estes parâmetros sugere uma forte contaminação pelas actividades agro-pecuárias. (WHO, 2011; Fetter, 2008)

No que diz respeito à qualidade da água para rega agrícola, classificação SAR, as águas ideais para a agricultura encontram-se a norte e a sul dos sectores intermédio e interno da várzea da Nazaré, as águas razoáveis encontram-se distribuídas pela várzea, e as más principalmente na zona de Fervença. (Custodio & Llamas, 1983) Finalizando, as águas analisadas resultam da mistura de águas superficiais e subterrâneas que se dirigem para o interior da várzea e, que por sua vez, parte desta água desagua no mar pelo rio de Alcobaça. No geral, apresentam-se resultantes da dissolução de areias e calcários e contaminadas por fertilizantes, vidro, cerâmica e metalúrgica. As águas resultantes da lixiviação de evaporitos encontram-se a sul, em Bário e Fervença. (Caroça, 2016^a)

AGRADECIMENTOS

A autora agradece à Fundação Ciência & Tecnologia (FCT) pelo apoio dado através da concessão de Bolsa de Doutoramento (SFRH/BD/70957/2010) e a todos que facultaram as informações necessárias à realização da tese de doutoramento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARH Tejo I.P., (2011) Relatório do plano de Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Oeste – relatório técnico – síntese, ARH Tejo I.P., Lisboa, p. 252.
- Barbosa, P. G., Moreira, M.L., (2006) *Seiva Sagrada – a agricultura na região de Alcobaça – Notas Históricas*, Printmor impressores, Lda., Alcobaça, p. 271.
- Caroça, C. (2016^a) Recursos Hídricos superficiais vs subterrâneos na Várzea da Nazaré - Implicações na qualidade da Água, dissertação para obtenção do grau de doutor em Geologia (especialidade em Hidrogeologia), Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 2016, Lisboa, p.538. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/305463082_Recursos_Hidricos_superficiais_vs_subterraneos_na_Varzea_da_Nazare_-_Implicacoes_na_qualidade_da_Agua
- Caroça, C.P.C, (2014^a), Águas no Casal de Areia (Várzea da Nazaré), 12º Congresso da Água / 16º ENASB / XVI SILUBESA, no dia 7 de Março de 2014, no Centro de Congressos de Lisboa; Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/280531260_GUAS_NO_CASAL_DE_AREIA_%28VRZEA_D_A_NAZAR%29
- Caroça, C. P. C, (2014^b) Interpretação Isotópica ($\delta^{18}\text{O}$ e $\delta^2\text{H}$) das águas da Várzea da Nazaré, 12º Congresso da Água / 16º ENASB / XVI SILUBESA, no dia 7 de Março de 2014, no Centro de Congressos de Lisboa, , p.17. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/280531446_INTERPRETACAO_ISOTOPICA_%2818O_E_2H%29_DAS_GUAS_DA_VRZEA_DA_NAZAR
- Custodio, E., Llamas, M.R., (1983) *Hidrologia Subterrânea*, Ediciones Omega, S.A., 2.º Ed, Tomo I XXXIII, Platón 26 – Barcelona, 1983, p. 1157.
- Fetter, C. W., (2001) *Applied Hydrogeology*. 4.ª Ed., Pearson Educational International, Merrill Publishing Company, EUA, p. 598.
- Fetter, C. W., (2008) *Contaminant Hydrogeology*, 2.ª ed., Waveland Press, Inc., USA, p. 500.
- I.G.E., Carta Militar de Portugal, escala 1/25000, Instituto Geográfico do Exército, folhas: 306B - Nazaré (2003), 307 - Valado dos Frades (Nazaré) (2004), 316 - S. Martinho do Porto (Alcobaça) (2004), 317 - Alcobaça (2004), 2003-2004.
- I.G.E., Carta Militar de Portugal, escala 1/50000, Instituto Geográfico do Exército, folha: 26-1 - Alcobaça, 1ª Ed, 2006.
- Reimann, C., Caritat, P., (1998) *Chemical Elements in the Environment – Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Alemanha, 1998, p. 398.
- S.G.P., Carta Geológica de Portugal Continental, escala 1/50000, Serviços Geológicos de Portugal, Folha 26B – Alcobaça, 1.ª Ed., 1961.



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

WHO, (2011) *Guidelines for Drinking-water Quality*, Fourth Edition, WHO Library Cataloguing-in-Publication Data, World Health Organization, p. 564. Disponível em: http://whqlibdoc.who.int/publications/2011/9789241548151_eng.pdf?ua=1; 25/01/2015

LEGISLAÇÃO

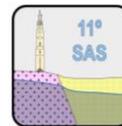
Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto

Decreto-Lei n.º 117/2015 de 23 de Junho (alteração do DL n.º 347/2007 de 19 de Outubro)

REFERÊNCIAS INTERNET

<http://www.cm-alcobaca.pt/pt/Default.aspx>; 9/12/2014

<http://www.cm-nazare.pt/>; 9/12/2014



ESTADO DAS MASSAS DE ÁGUA SUBTERRÂNEAS NOS PLANOS DE GESTÃO DE REGIÃO HIDROGRÁFICA DE 2ª GERAÇÃO

Ana Rita LOPES¹

1. Agência Portuguesa do Ambiente, Departamento de Recursos Hídricos – Divisão do Estado Qualitativo da Água, Rua da Murgueira, 9/9A, 2610-124 Amadora, Portugal, ana.rita@apambiente.pt

RESUMO

A Diretiva-Quadro da Água (Diretiva n.º 2000/60/CE, de 23 de outubro), transposta para a ordem jurídica nacional pela Lei da Água (Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro, alterada e republicada pelo Decreto-Lei n.º 130/2012, de 22 de junho) e por legislação complementar, estabelece o enquadramento para a gestão sustentável da água, destacando-se como principal objetivo ambiental o de se alcançar o bom estado de todas as massas de água superficiais e subterrâneas.

A avaliação global do estado das massas de água subterrâneas (MA), envolve a avaliação do estado quantitativo e do estado químico, sendo o estado final conferido pelo pior dos dois estados. A avaliação do estado quantitativo encontra-se regulamentada pela Portaria n.º 1115/2009 de 29 setembro, que aprova o regulamento de avaliação e monitorização do estado quantitativo das massas de água subterrâneas. No respeitante ao estado químico, os procedimentos para avaliação encontram-se estabelecidos na Diretiva 2006/118/CE de 12 dezembro, transposta para o direito nacional pelo Decreto-Lei n.º 208/2008 de 28 outubro, relativa à proteção das águas subterrâneas contra a poluição e a deterioração.

Portugal adotou, para avaliação tanto do estado quantitativo como do estado químico das massas de água subterrânea, os procedimentos constantes no Guia n.º 18 “*Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment*” (elaborado pelo Grupo de Trabalho das Águas Subterrâneas, no âmbito da Estratégia Comum de Implementação da DQA).

A fase mais crítica na avaliação do estado das massas de água subterrânea diz respeito à caracterização das pressões, devido à dificuldade na compilação da informação, a qual se encontra dispersa por várias entidades, sendo difícil a sua obtenção. Contudo, considera-se esta fase crucial para as fases subsequentes, nomeadamente na definição dos programas de monitorização, na avaliação do estado das massas de água, e posteriormente, na aplicação dos programas de medidas, no caso das massas de água que tenham estado inferior a bom.

Neste 2º ciclo de planeamento importa realçar o esforço realizado pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA), tanto a nível central como ao nível das Administrações de Região Hidrográfica, na elaboração dos Planos de Gestão de Região Hidrográfica de 2ª geração. Este facto permitiu a harmonização a nível nacional das metodologias de análise nas várias vertentes – pressões, avaliação do estado e medidas.

No que concerne ao estado quantitativo, verifica-se que no 2º ciclo de planeamento 4% das massas de água (MA) subterrâneas apresentam um estado quantitativo medíocre, tendo havido um ligeiro aumento face ao 1º ciclo, onde apenas 1% das MA apresentavam um estado inferior a bom.

No que diz respeito à avaliação do estado químico, observa-se que no 2º ciclo de planeamento 12% das MA apresentam um estado químico medíocre, sendo as fontes de poluição difusas (agricultura) responsáveis por este estado em 11% da MA. Denota-se assim, um decréscimo face ao 1º ciclo, onde se registavam 21% das MA com estado inferior a bom. Acresce-se ainda que, nesta 2ª geração de Planos nenhuma MA subterrânea regista estado desconhecido, quer em termos do estado quantitativo quer em termos do estado químico.

Assim, observa-se uma melhoria no estado das MA na generalidade das regiões hidrográficas, entre os dois ciclos de planeamento. Importa, no entanto, salientar que, esta variação em termos de avaliação de estado entre os dois ciclos não deve ser comparada de forma linear. Esta variação deve-se ao facto, de se ter procurado harmonizar a nível nacional, nesta 2ª geração de planeamento, as diversas metodologias que integram as várias fases de avaliação do estado, desde as pressões até aos métodos de cálculo. Assim, considera-se que a comparação entre os dois ciclos deve ser efetuada com parcimónia, funcionando apenas como um indicador.

Por último, e no respeitante aos programas de medidas procurou-se, por um lado, harmonizar a nível nacional algumas medidas consideradas importantes para as várias regiões hidrográficas, e por outro lado, estabelecer medidas específicas direcionadas para os problemas concretos das massas de água subterrâneas.

Palavras Chave: massa de água subterrânea, pressão, estado, medidas, Planos de Gestão de Região Hidrográfica



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA REGIÃO NORTE: UMA VISÃO INSTITUCIONAL

Vitorino José FERREIRA¹

1. Instituição Agência Portuguesa do Ambiente, I.P. – Administração da Região Hidrográfica do Norte, vitorino.jose@apambiente.pt

RESUMO

A legislação aplicável no âmbito da gestão dos recursos hídricos tem vindo a evoluir progressivamente ao longo dos anos, com a publicação de novas Diretivas e/ou Decisões. Nesta matéria, merece especial destaque a Diretiva 2000/60/CE (Diretiva Quadro da Água - DQA) do Parlamento Europeu e do Conselho, transposta para a legislação nacional através da Lei n.º 58/2005 de 29 de dezembro (Lei da Água), complementada pelo Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de março e alterada e republicada pelo Decreto-Lei n.º 130/2012, de 22 de junho que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água. De acordo com a DQA os Estados Membros têm a obrigação de classificar o estado das massas de água (MA) subterrâneas, sendo que o estado final de cada uma é definido em função do pior dos dois estados, quantitativo ou químico.

Decorrente da implementação da DQA, a rede de monitorização das águas subterrâneas foi estruturada de forma a garantir um conhecimento, o mais representativo possível, da área de circunscrição territorial da ARH do Norte, a qual abrange um total de 9 MA subterrâneas. No decurso do 1º ciclo de planeamento (2009-2015) a rede de monitorização sofreu apenas alterações pontuais e pouco significativas.

A classificação do estado das MA neste 2.º ciclo de planeamento (2016-2021) teve por base os dados decorrentes, não só de campanhas de monitorização, como também de modelação. No que se refere ao estado quantitativo, a totalidade das MA obteve um Bom estado, enquanto que relativamente ao estado químico, com a exceção do Maciço Antigo Indiferenciado do Baixo Cávado-Ave (PTA0x4RH2_ZV2006), todas as MA registaram uma classificação de Bom. Esta MA em particular (classificação Medíocre) coincide com a Zona Vulnerável nº1, na qual existem problemas relacionados com a nitrificação das águas subterrâneas, havendo já um programa de medidas estabelecido no sentido de melhorar a qualidade da água.

Palavras-chave: Águas subterrâneas, Diretiva Quadro da Água, estado químico, estado quantitativo.

AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA (EL CASO DE LA PARTE ESPAÑOLA DE LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL MIÑO-SIL)

Emilio Esteban Rodríguez Merino¹

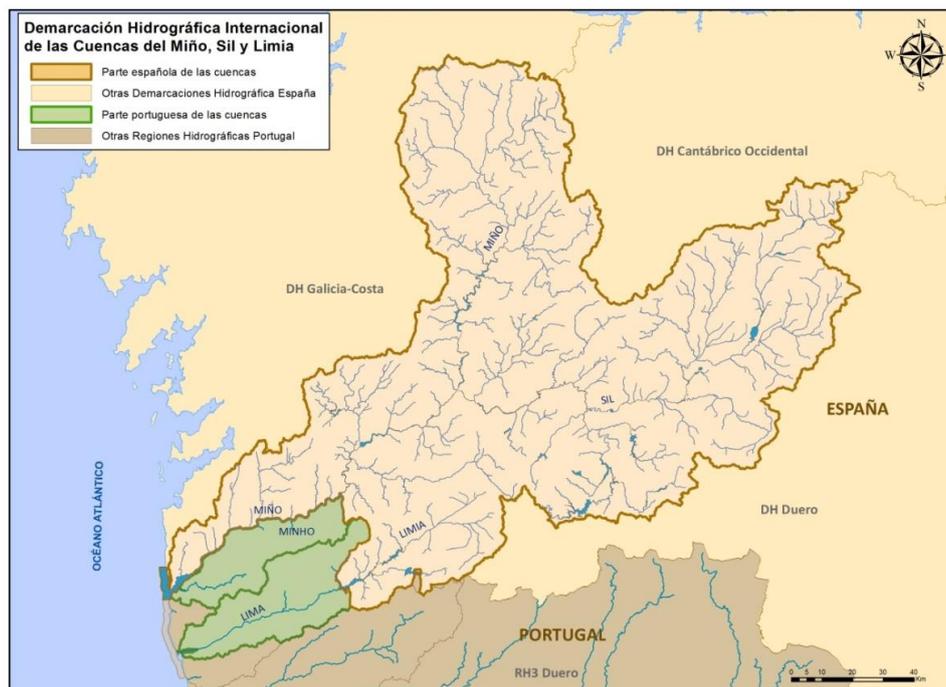
1. Jefe de Área de Planes y Estudios, Oficina de Planificación Hidrológica, Confederación Hidrográfica del Miño-Sil, eerodriguez@chminosil.es

RESUMEN

La Demarcación Hidrográfica de las cuencas del Miño-Sil y Limia es una demarcación internacional.

| Demarcación Hidrográfica Internacional de las cuencas de los ríos Miño y Limia | | |
|--|-----------|----------|
| Países | España | Portugal |
| Porcentaje de superficie de cuenca | 89,92% | 10,08% |
| Área (km ²) | 17.581,98 | 1.969,93 |

El ámbito territorial de la Demarcación Hidrográfica Internacional de las cuencas de los ríos Miño-Sil y Limia de acuerdo al artículo 3.3 de la Directiva Marco del Agua, que señala “*Los Estados miembros velarán por que cualquier cuenca hidrográfica que abarque el territorio de más de un Estado miembro se incluya en una demarcación hidrográfica internacional*”, es la de la Figura.



El ámbito territorial de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil (DHMS) corresponde con lo recogido en el Real Decreto 125/2007 del 2 de febrero, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas, rectificado por el Real Decreto 266/2008, por el que se modifica la Confederación Hidrográfica del Norte y se divide en la Confederación Hidrográfica del Miño-Sil (CHMS) y en la Confederación Hidrográfica del Cantábrico.

| MARCO ADMINISTRATIVO DE LA PARTE ESPAÑOLA DE LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL MIÑO-SIL | |
|---|--|
| Nombre demarcación | Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil |
| Legislación | RD 125/2007 y RD 266/2008 |
| Cuencas | Miño y Limia |
| Subcuencas | Miño, Sil, Cabe y Limia |
| Área¹ (km²) | 17.581,98 |

Con la aprobación de la Directiva Marco del Agua, surge la oportunidad de abordar una gestión integrada de las cuencas hidrográficas cuyos territorios se extienden por dos estados miembros de la Unión Europea, gestión entendida como un proceso dinámico y flexible de participación y cooperación de todos los niveles y sectores de la Administración Pública y de los agentes sociales, con la finalidad de equilibrar los objetivos ambientales, económicos, sociales y culturales de cada cuenca hidrográfica, en armonía y dentro de los límites que establece la dinámica natural.

| | Área sub-cuenca (km ²) | Longitud (km) | Precipitación media anual (mm) | Afluentes principales |
|---|------------------------------------|---------------|--------------------------------|---|
| SUBCUENCA DEL RÍO MIÑO PARTE PORTUGUESA | 798,40 | 76 | 1.835 | Trancoso, Moro, Gadanha y Coura |
| SUBCUENCA DEL RÍO LIMIA PARTE PORTUGUESA | 1.171,53 | 67 | 2.087 | Estorãos, Trovela, Vez, Vade e Castro Laboreiro |

Los Recursos Naturales considerados están constituidos por las escorrentías totales en régimen natural evaluadas a partir del Modelo SIMPA desarrollado en el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX, para el período 1940/41-2011/12 y 1980/81-2011/12. Los **recursos hídricos naturales totales acumulados** al ámbito territorial de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil ascienden a **13.044,15 hm³/año** para el período **1940/41-2011/12**, todos ellos procedentes de fuentes convencionales o recursos renovables: infiltración, escorrentía, etc. A este valor de caudal hay que sumarle la aportación total acumulada del sistema de explotación Limia, independiente del resto, y que consta de **1.229,01 hm³/año** para el mismo período. Para el período **1980/81-2011/12** los recursos hídricos naturales de origen interno al ámbito territorial de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil ascienden a **11.922,10 hm³/año** que se reparten de la misma manera que la anterior. Para el S.E Limia el valor asciende a **1.058,64 hm³/año**.

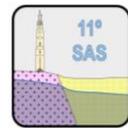


| CARACTERÍSTICAS GEOLÓGICAS DE LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL MIÑO-SIL | |
|--|--|
| Localización Geológica | Entre dos zonas del Macizo Ibérico: el Macizo Galaico-Portugués y la zona Asturoccidental-Leonesa. |
| Terreno geológico estructural | Terreno hercínico del Macizo Hespérico |
| Afloramientos | En su mayoría son formaciones precámbricas, paleozoicas y de naturaleza cristalina, con la excepción de algunos recubrimientos miocenos y cuaternarios, principalmente de naturaleza detrítica que afloran de una forma discontinua. |

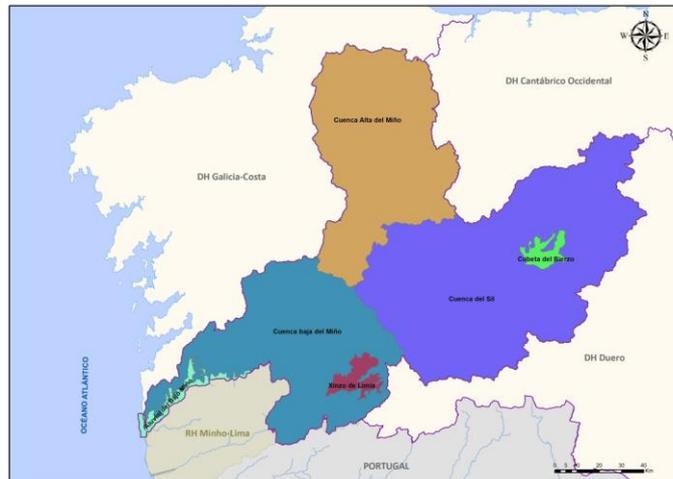
¹ Incluye tanto la parte continental como la parte asociada a las masas de transición y a la masa costera.

11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP



Se identifican 6 masas de agua subterránea en la DHMS, las cuales se muestran en la figura siguiente. Nuestras aguas subterráneas están mayoritariamente en ACUÍFEROS EN MEDIOS FRACTURADOS. La porosidad en estos acuíferos viene dada por la presencia de zonas de alteración, fracturas, fallas o diaclasas, única forma que tiene el agua de almacenarse y de circular. Hay que tener en cuenta que para que el agua pueda circular, estas fracturas tienen que estar abiertas y comunicadas. Porosidad intergranular y fisuración (granitos y rocas metamórficas). La recarga de los macizos graníticos se realiza a través de fracturas y zonas de alteración. La descarga tiene lugar en manantiales, arroyos, lagos o en otros acuíferos.



| Código Masa | Nombre Masa | Provincia | Superficie (km ²) | Superficie Masa (km ²) | Porcentaje sobre la DHMS |
|-------------|-----------------------|------------|-------------------------------|------------------------------------|--------------------------|
| 011.001 | Cuenca Alta del Miño | A Coruña | 3,40 | 4.676,88 | 26,65 |
| | | Lugo | 4.654,53 | | |
| | | Ourense | 16,56 | | |
| | | Pontevedra | 2,39 | | |
| 011.002 | Cuenca Baja del Miño | Lugo | 3,41 | 4.470,37 | 25,48 |
| | | Ourense | 3.503,50 | | |
| | | Pontevedra | 963,46 | | |
| 011.003 | Cuenca del Sil | Asturias | 12,11 | 7.787,37 | 44,38 |
| | | León | 3.693,52 | | |
| | | Lugo | 1.591,33 | | |
| | | Zamora | 145,62 | | |
| 011.004 | Cubeta del Bierzo | León | 188,28 | 188,27 | 1,07 |
| 011.005 | Aluvial del Bajo Miño | Pontevedra | 172,46 | 172,46 | 0,98 |
| 011.006 | Xinzo de Limia | Ourense | 252,06 | 252,06 | 1,44 |
| | | | Total | 17.547,41 | |

| Código | Nombre | Poligonal (km ²) | Superficie permeable (km ²) | Nombre del acuífero | Tipo de acuífero | Litología | Horizonte |
|---------|-----------------------|------------------------------|---|---------------------|------------------|---|-----------|
| 011.001 | Cuenca Alta del Miño | 4.676,88 | | | | Gneises, pizarras, esquistos, cuarcitas, rocas plutónicas hercínicas | Superior |
| 011.002 | Cuenca Baja del Miño | 4.474,88 | | | | Esquistos, filitas, limolitas, grauwacas, paragneises, rocas plutónicas | Superior |
| 011.003 | Cuenca del Sil | 7.787,36 | | | | Pizarras, grauwacas | Superior |
| 011.004 | Cuenca del Bierzo | 188,28 | | Cubeta del Bierzo | Libre | Materiales detríticos: conglomerado, areniscas, lutitas | Superior |
| 011.005 | Aluvial del Bajo Miño | 202,52 | 125 | Bajo Miño | Libre | Materiales detríticos aluviales | Superior |
| 011.006 | Xinzo de Limia | 252,06 | | Xinzo de Limia | Libre | Depósitos aluviales cuaternarios (arenas, arcillas y cantos) | Superior |

En la Tabla siguiente se muestran, por masa de agua subterránea, los recursos renovables, los recursos ambientales reservados para la consecución de los objetivos ambientales y los recursos subterráneos disponibles.

| Código M.A.S | Nombre M.A.S | Superficie (km ²) | Recurso renovable (hm ³ /año) | Requerimiento medio ambiental (hm ³ /año) | Recurso disponible (hm ³ /año) | Salidas por manantial (hm ³ /año) | Salidas por extracción (hm ³ /año) | Índice de explotación |
|--------------|-----------------------|-------------------------------|--|--|---|--|---|-----------------------|
| 011.001 | Cuenca Alta del Miño | 4.676,88 | 1.054,39 | 134,72 | 919,67 | 4,60 | 15,96 | 0,017 |
| 011.002 | Cuenca Baja del Miño | 4.474,88 | 937,65 | 93,77 | 843,89 | 9,25 | 16,90 | 0,020 |
| 011.003 | Cuenca del Sil | 7.787,36 | 1.656,13 | 318,66 | 1.337,47 | 4,00 | 6,94 | 0,005 |
| 011.004 | Cubeta del Bierzo | 188,28 | 25,47 | 10,77 | 14,70 | 0,08 | 0,34 | 0,023 |
| 011.005 | Aluvial del Bajo Miño | 202,52 | 41,19 | 12,80 | 28,39 | 0,13 | 3,72 | 0,131 |
| 011.006 | Xinzo de Limia | 252,06 | 74,58 | 14,02 | 60,56 | 0,00 | 35,92 | 0,593 |
| TOTAL | | 17.581,98 | 3.789,40 | 584,72 | 3.204,68 | 18,06 | 79,79 | 0,025 |

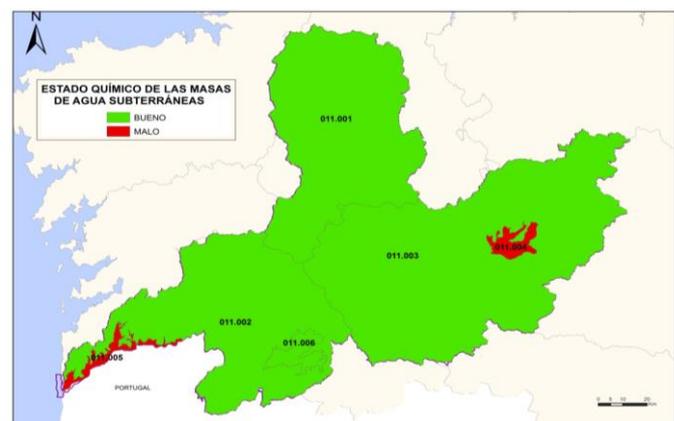
Las extracciones se han calculado a partir de los volúmenes concedidos inscritos en el Registro de Aguas, cuyo origen es manantial o pozo y que se encuentran ubicados dentro de los límites de una determinada masa de agua subterránea. Dicho recurso disponible por masa de agua subterránea se calcula como la diferencia entre el recurso renovable y el requerimiento ambiental.

El recurso renovable es la infiltración media correspondiente al período 1980/81-2011/12 calculado con SIMPA.

Para el cálculo del requerimiento ambiental por masa de agua subterránea, se ha utilizado la suma de los caudales ecológicos calculados para el periodo 1980/81-2011/12, durante los 4 meses de estiaje, de las masas de agua superficial cuya cuenca vertiente se encuentra incluida en la delimitación de cada masa de agua subterránea. Durante el periodo de estiaje generalmente son los acuíferos los que mantienen los caudales de los ríos en dicho período. Para las masas de agua subterránea en las cuales el requerimiento medioambiental era menor del 10% del recurso renovable, se ha considerado, como medida de protección de los ecosistemas terrestres asociados, un mínimo del 10%.

En la tabla anteriormente expuesta el índice de explotación calculado, a partir de las extracciones de pozos, para la DHMS no supera el 0,60 (60%).

El estado lo evaluamos: Existen dos masas de agua subterránea en mal estado global, 011.004 Cubeta del Bierzo y 011.005 Aluvial del Bajo Miño, consecuencia del estado químico por plaguicidas “malo” detectado en varios puntos de control de estas masas



El Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) realizó un proyecto sobre los Impactos del Cambio Climático en los Recursos Hídricos y las Masas de Agua para todo el ámbito español (CEDEX, 2012). Estos trabajos fueron desarrollados a partir de los escenarios climáticos regionalizados para España, en el marco del tercer informe del IPCC. Los escenarios de emisión elegidos (A2 y B2) forman parte del conjunto de escenarios de emisión de gases de efecto invernadero establecidos en el año 2000 por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático. Los resultados de este informe evalúan una reducción media de las aportaciones en la demarcación del orden del 5% aplicado a la serie larga de aportaciones (1940-2012) para el horizonte 2033.

UTILIZAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS NO NORTE DE PORTUGAL: DESAFIOS E OPORTUNIDADES

Normando RAMOS ¹

1. Geólogo (UP), normando.ramos@gmail.com

RESUMO

Na região Norte de Portugal a utilização dos recursos hídricos subterrâneos constitui uma prática comum, quer para o abastecimento de água para consumo Humano, quer para o abastecimento de água para rega ou para uso industrial. Esta necessidade reflete-se no elevado número de captações de água subterrânea que são executadas, o que constitui uma oportunidade e um desafio para a melhoria do conhecimento sobre as águas subterrâneas na região.

Palavras-Chave: recursos hídricos; captações; águas subterrâneas; região Norte;

1. INTRODUÇÃO

O elevado número de captações que são realizadas na região Norte nem sempre reflete um conhecimento adequado da hidrogeologia subterrânea da região.

A evolução da perfuração em meios cristalinos fraturados, acompanhada com uma grande diminuição de custos, levou à proliferação dos equipamentos de sondagem e ao consequente aumento da concorrência entre empreiteiros. Esta situação levou a que geralmente o único critério de seleção seja o preço, tornando-se praticamente ausente o acompanhamento técnico dos trabalhos.

Ironicamente, a prospeção e pesquisa continua a ser uma prática tecnicamente ausente e que é em grande parte das vezes entregue a radiestesistas e afins.

2. ENQUADRAMENTO

A região Norte de Portugal é caracterizada por uma grande heterogeneidade, em que abundam as unidades de granitóides e as unidades metassedimentares muito deformadas, sendo a ocorrência de materiais detríticos quase irrelevante, à exceção da Veiga de Chaves e da área a Sul do Porto que integram a Orla Ocidental.

Essa heterogeneidade aliada à existência de zonas sem rede de distribuição de água, leva a que se recorra em grande número a soluções individuais para o abastecimento de água - poços, minas, furos, etc... (Fig. 1).

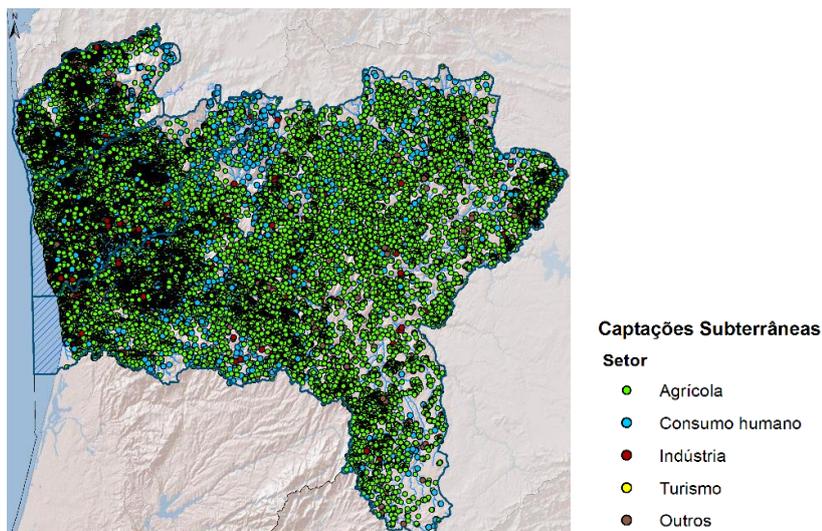


Fig. 1. Captações de água subterrânea na área de intervenção da ARH-Norte



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

Apesar desta proliferação da utilização dos recursos hídricos subterrâneos na região Norte, a identificação de sistemas aquíferos de Portugal “apenas” reconhece para esta região o Maciço Antigo, onde não é considerado nenhum sistema aquífero, com a exceção do aquífero da Veiga de Chaves.

3. UTILIZAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS

As características hidrogeológicas das rochas cristalinas, condicionam os métodos de prospeção e pesquisa de água subterrânea, que deveriam levar em conta a procura e a disponibilidade hídrica, por forma a garantir-se uma correta utilização dos recursos hídricos subterrâneos.

Infelizmente, com a evolução da perfuração com martelo de fundo-de-furo que permite um avanço rápido e a rápida identificação dos níveis produtivos, aliado a um baixo custo, banalizou-se a solução “furo”.

Estas captações são executadas na maior parte das vezes sem qualquer acompanhamento técnico, sendo comum os exemplos de captações mal executadas e mal equipadas, em que os equipamentos de extração estão completamente desajustados à captação levando ao arrastamento de finos e consequente abandono da captação, que passa a ser um by-pass direto entre as águas superficiais e o aquífero profundo.

4. CONCLUSÕES

A grande heterogeneidade das formações geológicas ocorrentes na região Norte não se coaduna com a parca identificação de aquíferos, o que poderá ser explicado pela falta de conhecimento. Está assim criada a oportunidade de se realizarem mais estudos de caracterização das formações aquíferas ocorrentes na região Norte, que permitam uma otimização da sua exploração e a sua preservação, quer em termos quantitativos, quer em termos qualitativos.

Torna-se também imperioso melhorar o acompanhamento técnico dos trabalhos de pesquisa e prospeção de águas subterrâneas. Um importante passo foi dado com a publicação do Decreto-Lei 133/2005, que estabeleceu o regime de licenciamento do exercício das atividades de pesquisa, captação e montagem de equipamentos de extração de água subterrânea, constituindo um desafio identificar formas de melhorar o controlo técnico das empresas de sondagem.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Associação Portuguesa de Recursos Hídricos e à comissão organizadora do 11º SAS a oportunidade de poder partilhar algumas das experiências na área das águas subterrâneas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Afonso, M.J. (2003). Hidrogeologia de rochas graníticas da região do Porto (NW de Portugal). Cadernos Laboratorio Xeolóxico Laxe, 28: 173–192.
- Afonso, M.J. (2011) Hidrogeologia e hidrogeoquímica da região litoral urbana do Porto, entre Vila do Conde e Vila Nova de Gaia (NW de Portugal): Implicações Geoambientais. Universidade Técnica de Lisboa (Tese de Doutoramento)
- Carvalho J.M., (2006). Prospeção e pesquisa de recursos hídricos subterrâneos no Maciço Antigo Português: linhas metodológicas (Tese de Doutoramento). Universidade de Aveiro. Departamento de Geociências, Aveiro.
- Carvalho J.M., Chaminé H. I. & Plasencia N. (2003). Caracterização dos recursos hídricos subterrâneos do maciço cristalino do norte de Portugal: implicações para o desenvolvimento regional. Volume de homenagem ao Prof. Doutor Coteló Neiva. Imprensa da Universidade, Coimbra.
- INAG – Instituto da Água (1997). Definição, caracterização e cartografia dos sistemas aquíferos de Portugal continental. Lisboa.
- Instituto Português da Qualidade (2012). Manual de Boas Práticas para Execução e Exploração de Furos de Captação de Águas Subterrâneas.
- Lima A. S. (2001). Hidrogeologia de Terrenos Graníticos. Minho-Portugal. Universidade do Minho. Braga;
- Pedrosa M. Y. (1998). Carta Hidrogeológica de Portugal. Folha 1, escala 1/200.000. Instituto Geológico Mineiro. Lisboa.
- Pedrosa M. Y. (1999). Notícia explicativa da Carta Hidrogeológica de Portugal. Folha 1, escala 1/200.000. Instituto Geológico Mineiro. Lisboa.
- Pereira M. R. & Almeida C. (1994). Captação de águas subterrâneas em rochas cristalinas. Factores que influenciam a produtividade. Comunicações do II Congresso Nacional da Água.

11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP



LEGISLAÇÃO

Lei nº 58/2005, de 29 de dezembro;

Decreto-Lei nº 226-A/2007, de 31 de maio;

Decreto-Lei nº 133/2005, de 16 de agosto, com as alterações introduzidas pelo Decreto-Lei nº 84/2011, de 20 de junho;

REFERÊNCIAS INTERNET

Agência Portuguesa do Ambiente. Disponível em < <http://www.apambiente.pt> > Acesso em 20 de fevereiro de 2017

Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos. Disponível em: < <http://www.aprh.pt> > Acesso em 20 de fevereiro de 2017



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

GOVERNANÇA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: UMA PRIORIDADE A NÍVEL INTERNACIONAL

António CHAMBEL¹, Manuel ABRUNHOSA²

1. Presidente da IAH, Instituto de Ciências da Terra, Departamento de Geociências, Universidade de Évora, Rua Romão Ramalho, 59, achambel@uevora.pt

2. Hidrogeólogo, Tesoureiro do AIH-GP, Rua Machado dos Santos, 378, R/C Dt. Tr. 4400-209 V.N. Gaia, manuel.abrunhosa@gmail.com

RESUMO

A Governança de Águas Subterrâneas é um dos temas mais prementes na política internacional da água a nível dos especialistas em águas subterrâneas. Sendo um recurso de difícil entendimento por parte de não especialistas, incluindo os especialistas que trabalham com outras partes do ciclo da água, pela sua “invisibilidade”, pelas dúvidas que causam os cálculos dos volumes armazenados, os volumes renováveis, e sendo a classe dos especialistas em águas subterrâneas relativamente pequena, a perceção do recurso por parte da sociedade em geral é muito limitada, refletindo-se no poder político e em todas as consequências que advêm do desconhecimento em seu redor.

Os profissionais da hidrogeologia têm por obrigação consciencializar os órgãos decisores, a comunicação social, os utilizadores e o público em geral, através da educação, de uma aproximação aos meios de comunicação social e aos políticos e da informação dos utilizadores sobre a problemática da água subterrânea.

A água subterrânea corresponde a cerca de 98% de toda a água doce no Globo e contribui em grande percentagem para todas as utilizações, seja o abastecimento público ou doméstico, a produção agrícola, pecuária ou a indústria. Constitui também a principal fonte de abastecimento em regiões com escassez de água e funciona como um tampão contra eventos climáticos extremos. No entanto, este papel vital é comprometido por uma gestão deficiente: o esgotamento, a degradação da qualidade e a redução da reposição decorrentes de sistemas de governança ineficazes constituem ameaças graves a este recurso vital.

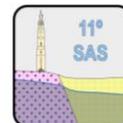
Dado o estado atual dos aquíferos e o grau de dependência humana da água subterrânea, em 2011, o GEF (Fundo Mundial para o Ambiente), a UNESCO (Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura), a FAO (Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura), a IAH (Associação Internacional de Hidrogeólogos) e o Banco Mundial juntaram-se para produzir uma série de documentos orientadores para a governança da água subterrânea, a iniciativa “Governança de Água Subterrânea: um Quadro de Ação Global”, em colaboração com muitos parceiros regionais e agências responsáveis pela gestão do uso da água subterrânea e pela proteção dos aquíferos (GG-GFA 2016^a; GG-GFA 2016^b; GG-GFA 2016^c).

Neste projeto foram identificados os seguintes factos em relação à escala e intensidade das extrações globais de água subterrânea (Konikov 2011; Margat & Vander Gun 2013):

- A extração global de água subterrânea cresceu mais de quatro vezes nos últimos 50 anos, e estima-se que atingia cerca de 1000 km³/ano em 2010, 26% de toda a água doce extraída para os diversos usos no Planeta
- A intensidade das extrações varia enormemente, com as extrações mais intensas a ocorrerem em grandes áreas da China, Índia, Paquistão, Bangladeche, Irão, EUA, México e Europa
- Sob condições naturais, a recarga dos sistemas aquíferos tende a permanecer em equilíbrio com as descargas naturais. A extração intensiva de água subterrânea pode romper este equilíbrio, o que resulta numa redução progressiva do armazenamento de água subterrânea (sobrexploração)
- A extração global de água subterrânea que resulta num esgotamento permanente dos aquíferos é atualmente estimada em 200 km³ por ano, ou seja, próximo de 1/5 de toda a água subterrânea bombeada

Neste projeto foi também feito um “diagnóstico global”, o qual identificou as seguintes deficiências chave na governança da água subterrânea:

- Reduzido compromisso político e liderança inadequada das agências governamentais
- Conhecimento limitado dos riscos para as águas subterrâneas a longo prazo
- Lacunas significativas nas informações sobre o recurso
- Sistemas jurídicos e regulamentares não conformes às águas subterrâneas
- Participação insuficiente das partes interessadas na gestão das águas subterrâneas
- Estruturas de incentivo não-alinhadas com os objectivos de utilização sustentável e eficiente das águas subterrâneas
- Integração limitada da compreensão científica das águas subterrâneas nas políticas nacionais relacionadas



A governança efetiva de águas subterrâneas compreende a responsabilidade de ação para assegurar a proteção e uso sustentável dos recursos hídricos subterrâneos e a gestão de longo prazo dos sistemas aquíferos. Esta ação é facilitada por um enquadramento favorável e por um conjunto de princípios orientadores. A governança de águas subterrâneas tem quatro componentes:

- Um quadro institucional caracterizado por liderança, organizações sólidas e capacidade suficiente, envolvimento permanente de partes interessadas e mecanismos de trabalho para coordenar as ações concernentes às águas subterrâneas com outros setores
- Um quadro jurídico e regulamentar eficaz e articulado
- Um conhecimento preciso e amplamente partilhado dos sistemas de água subterrânea, bem como a sensibilização para os desafios da sustentabilidade
- Políticas, planos, finanças e estruturas de incentivo alinhados com os objetivos da sociedade

O projeto vem em resposta a estas preocupações globais emergentes sobre o uso cada vez mais insustentável de água subterrânea e a degradação do aquífero. O objetivo deste quadro de ação é proporcionar aos países uma série de opções políticas, institucionais e de investimento, juntamente com recomendações, para uma melhor gestão e governança a nível local, nacional e transfronteiriço.

No contexto deste projecto, a governança da água subterrânea "compreende o enquadramento e os princípios orientadores da ação colectiva responsável para assegurar o controlo, a protecção e a utilização socialmente sustentável dos recursos hídricos subterrâneos em benefício da humanidade e dos ecossistemas dependentes".

A informação e o reforço do discurso global sobre a governança da água subterrânea são elementos essenciais para assegurar a funcionalidade a longo prazo dos sistemas de águas subterrâneas. São pilares que apoiam uma ampla gama de serviços sociais, económicos e ambientais. O aumento da consciencialização e da compreensão global dos enormes benefícios trazidos pela boa governança de águas subterrâneas devem ser priorizados nas discussões políticas e planos sobre a gestão de recursos naturais.

Em função dos resultados deste projeto, foram determinados como objetivos a atingir em 2030:

- Que haja um quadro regulatório e institucional legal apropriado e implementado para a água subterrânea que estabeleça a tutela pública e a responsabilidade coletiva, o envolvimento permanente das partes interessadas e a integração benéfica com outros setores, incluindo outros usos do espaço sub-superficial e dos seus recursos
- Todos os aquíferos principais são adequadamente geridos, com a informação resultante e o conhecimento partilhado, com o uso de técnicas de comunicação atualizadas
- Planos de gestão preparados e implementados para os aquíferos prioritários
- Agências locais, regionais, nacionais e internacionais de gestão de águas subterrâneas são adequadamente financiadas e as suas principais tarefas de capacitação, recursos e monitorização da qualidade e promoção da gestão da procura, juntamente com medidas do lado da oferta, estão garantidos
- Programas de investimento e de incentivo para a sustentabilidade, uso eficiente da água e para a proteção adequada dos sistemas aquíferos

É assim estabelecida uma Visão para o Mundo em 2030, no qual cada país tomou as ações apropriadas e efetivas para gerir a sua água subterrânea, de modo a atingir as metas globais do desenvolvimento social e económico e evitar a degradação irreversível dos recursos de água subterrânea e dos sistemas aquíferos.

Palavras-Chave: governança, água subterrânea, política internacional

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- GG-GFA 2016a. Global Diagnostic on Groundwater Governance. Groundwater Governance: A Global Framework for Action, GEF, UNESCO, FAO, IAH, World Bank.
- GG-GFA 2016b. Global Framework for Action to achieve the vision on Groundwater Governance. Groundwater Governance: A Global Framework for Action, GEF, UNESCO, FAO, IAH, World Bank.
- GG-GFA 2016c. Shared global vision for Groundwater Governance 2030. Groundwater Governance: A Global Framework for Action, GEF, UNESCO, FAO, IAH, World Bank.
- Konikow 2011. Contribution of global groundwater depletion since 1900 to sea-level rise. Geoph. Res. Let..



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

BINGO PROJECT: CLIMATE CHANGE AND THE GROUNDWATER COMPONENT OF THE WATER CYCLE

Maria Emília NOVO¹, Maria José HENRIQUES¹

1. LNEC, Av. Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, enovo@lnec.pt; mjhenriques@lnec.pt

ABSTRACT

Climate change is bound to impact the water cycle and water availability, compounding the sustainable management of its quantity and quality. Groundwater is bound to suffer the impacts of climate change, coupled with those of land use changes, population and its lifestyles evolution. Climate change studies normally have a 50 to 100 years horizon, which is a challenge for decision makers, who usually rely on relatively short term data and projections to implement their management policies. BINGO Project tries to address this gap, by providing information of climate change impacts, including those of extreme events, on the water cycle for the short-to-medium term. Climate change impacts on groundwater rely on mathematical modeling, using recharge projections obtained from the climate forecasts of the Regional Climate Models set up for Europe. Sea level change is also a component of this analysis and its ensuing impacts of saltwater intrusion on the coastal and estuarine areas of Aluviões do Tejo and Bacia do Tejo-Sado/Margem Esquerda aquifers.

Palavras-Chave: climate change; groundwater; water management; FEFLOW

1. INTRODUCTION

While the generality of studies regarding climate change focus on what will happen on 50 to 100 years, adaptation must start now and the policy makers face a roadblock once it is difficult for them to implement policies, namely adaptation, relying on projections of what will happen 100 years from now. BINGO Project (<http://www.projectbingo.eu/>) is a Horizon 2020 project set to address this problem by assessing the impacts (acute and cumulative) of climate change, including weather extremes on the water cycle (quantity and quality components) for a 10 year period, based on more reliable short-to-medium term meteorological forecast, coupled with water cycle variability, including extreme events, in an integrated analysis of surface and groundwater interactions and the sea influence in the riverine and coastal aquifer areas and land use change. It also as the goal of develop risk management/adaptation strategies for extreme weather and climate change-related threats, including a portfolio of validated risk adaptation strategies, taking into account socio-economic factors, financing and policy contexts as well as scenarios of land use, urban pressures and water demands. In order to tailor a good and practical set of adaptation measures, the project, developed in 6 EU countries (Fig. 1), relies on a thorough participation of end users.

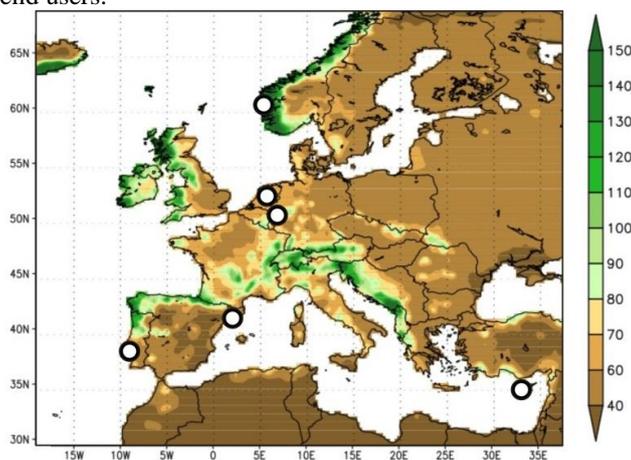


Fig. 1. Map of annual mean precipitation (mm/month), 1951-2000, and BINGO research sites (6 dots) (Adapted from: GPCC Climatology, Version 2011)

2. GROUNDWATER COMPONENT OF THE BINGO PROJECT

To analyse the impacts of climate change on the groundwater component of the water cycle, and the ensuing challenges they pose to water management, it is required to integrate several components of these cycles already modified by the same climate changes (Fig. 2) including, in coastal areas, the changes on the marine system, namely sea level change and inundations due to storm surges.

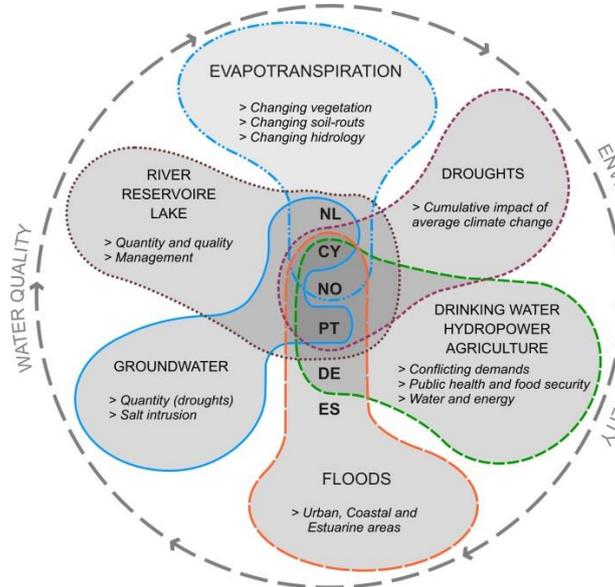


Fig. 2. Range of water systems, strategic uses, and key problems addressed by BINGO project. Source: <http://www.projectbingo.eu/research-sites>

The Portuguese case-study area encompasses 3 aquifers: Bacia do Tejo-Sado/Margem Direita, Aluviões do Tejo, Bacia do Tejo-Sado/Margem Esquerda (Fig. 3). To analyse the impacts of climate change in these 3 aquifers a mathematical model is being developed, using FEFLOW (developed by DHI), once one of the aspects under study are quality changes, namely the possible impacts of sea level change in the coastal/estuarine borders on saltwater intrusion.

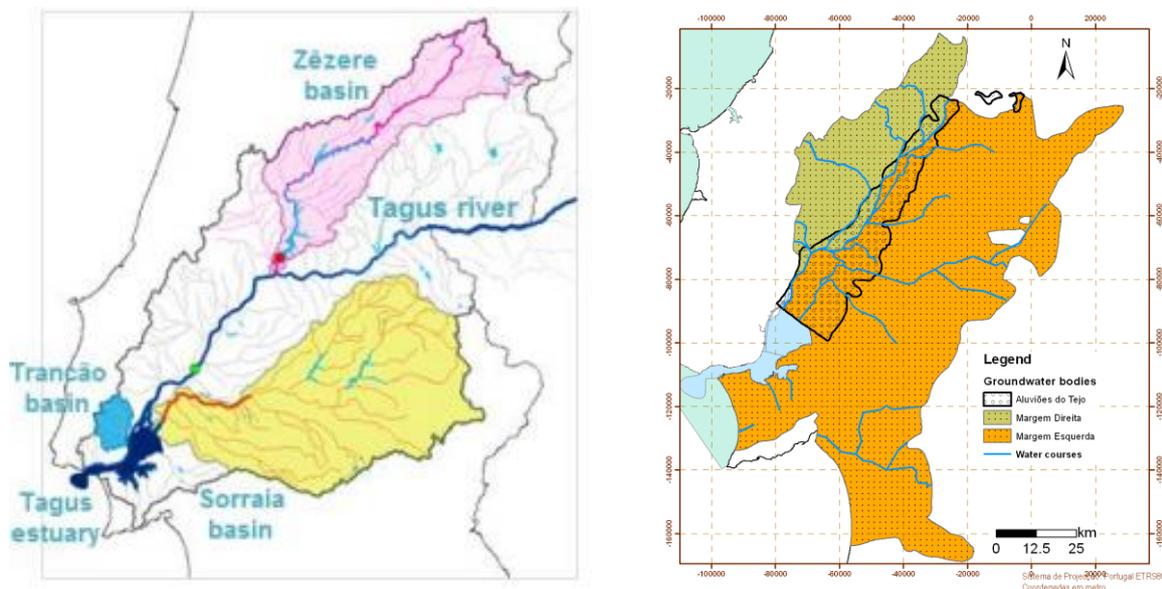


Fig. 3. Case study area. Adapted from BINGO Deliverable 3.1 and SNIRH

The goal of the model is, on a first phase, to analyse the impact of climate change on the piezometric levels of these aquifers and the evolution of saltwater intrusion. In a second phase it is expected to also analyse changes in

the interactions between surface water and groundwaters, and ensuing quantity and quality issues for the aquifers, as well as the pollution problems due to land use changes. This assessment is required for risk analysis and the definition of adaptation measures to be taken by the stakeholders.

2.1. Model description and input data

Conceptually the model has 3 layers, the top one for the aluvial deposits of the Aluviões do Tejo aquifer, the second for the Pliocenic materials and the 3rd for the Miocenic lithologies. Due to lack of data it was assumed that Margem Esquerda and Margem Direita are in full hydraulic connection, so no separation between these two aquifers was set up. Separation between these 3 units is made by low permeability layers underlying the base of the alluvial deposits and then the base of the Pliocenic sequence. For numerical convergence reasons, these 3 units were discretized in a total of 24 layers. The topmost layer was defined as Phreatic and all the remaining ones as Dependent, meaning they can become fully saturated depending on the conditions of the layers above. As first approach, Dirichlet boundary condition water level = topography was applied to rivers. In further developments of the model, depending on data availability, we expect to model rivers using a Cauchy boundary condition, defined by the river water level. No boundary conditions are set on the coastal area. In the southernmost tips of the model, to account for water transfers to surrounding areas, a Neumann condition was also set up.

Model input data (hydraulic parameters, river network and topography) were those generated in Tejo Management Plan (APA, 2012). Piezometry (for calibration purposes) was obtained after treatment of data from Tejo Management Plan database, CCDR-LVT licensed wells database (Fig. 4) and those of the study of the Ota airport (Lobo Ferreira et al., 2008). Geometry of the layers is based on the geological data gathered by a multitude of drillings by Simões (1998). Recharge for calibration (Fig. 5) was adapted from the recharge results obtained on Tejo Management Plan project (APA, 2012; Lobo Ferreira et al., 2011), while the recharge for impact analysis was obtained using the new climate and land use scenarios generated in BINGO. Saltwater intrusion will be modelled using the sea level change scenarios developed under BINGO project by the Estuaries and Coastal Zones Division of LNEC for Tagus estuary.

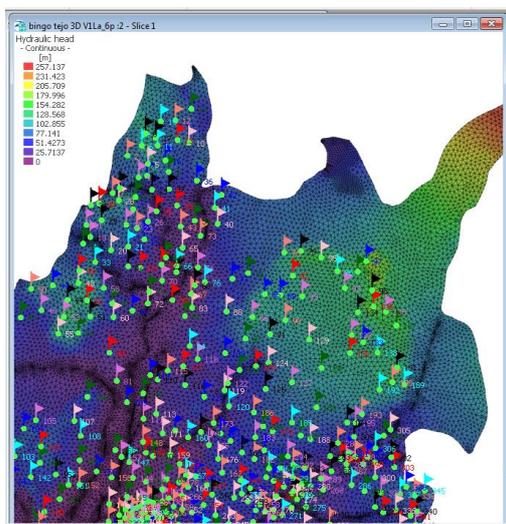


Fig. 4. Wells used in calibration

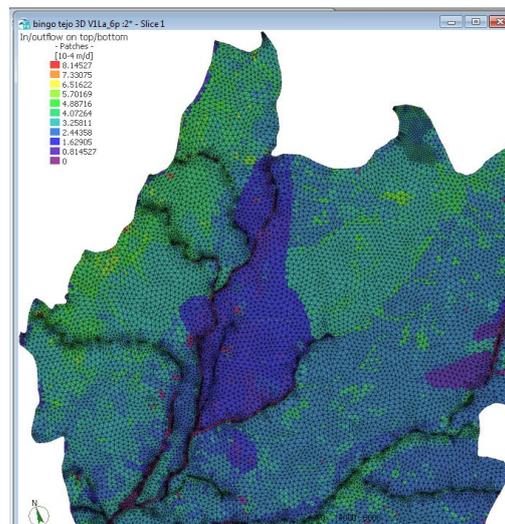


Fig 5. Recharge used in calibration

3. CONCLUSIONS

The model is in the calibration process and so no impact analysis results are yet available. The piezometry for the 1st Layer, yet requiring further calibration, is presented in Fig. 6.

The model is expected to simulate present and future water level evolution under different exploitation and climate change scenarios, as well as the evolution of saltwater intrusion due to sea level changes in the coastal regions of these aquifers. On a second phase pollution issues linked to land use change scenarios and climate change impacts such as coastal and riverine floods is also expected to be simulated. From the data gathered so far, it is expected a decrease in recharge and a drop in the water levels, coupled with an increase of abstraction in comparison with today's situation.

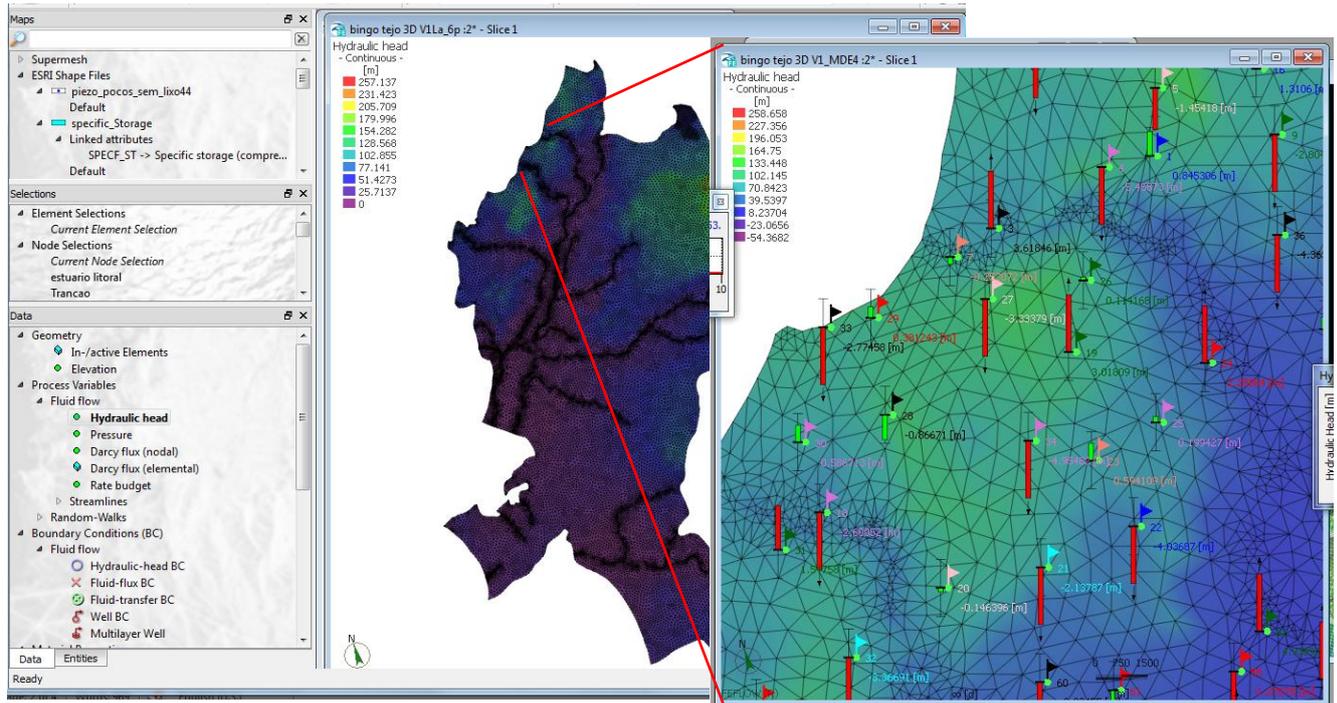


Fig. 6. Piezometry under calibration, for Layer 1.

ACKNOWLEDGMENTS

BINGO Project is being sponsored by the European Union Horizon 2020 program.

BIBLIOGRAPHY

- Simões, M.M.M. (1998) Contribuição para o Conhecimento Hidrogeológico do Cenozóico na Bacia do Baixo Tejo. Vols. I e II. Tese de Doutoramento Universidade Nova de Lisboa, Monte da Caparica.
- APA (2012) Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Tejo. Relatório Técnico. Lisboa. Disponível em:
- Lobo Ferreira, J.P., Vaz Pinto, I., Monteiro, J.P., Oliveira, M.M., Leitão, T.E., Nunes, L., Novo, M.E., Salvador, N., Pombo, S., Silva, M.F., Igreja, A., Fernandes Nunes, J., Henriques, M.J., Silva, D., Oliveira, L., Martins, T., Martins, R., Monte, M., Martins, J., Braceiro, A., Henriques, R.S., Quaresma, M. (2011). Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Tejo. Lote 2, 1.ª Fase, Segunda Versão dos Conteúdos do PGRH Tejo. Versão 2. Relatório Hidroprojecto-LNEC-ICCE, PGRH Tejo, Lisboa, 1 Maio 2011, pp. 938.
- Lobo Ferreira, J.P., Oliveira, M.M., Leitão, T. (2008) Análise técnica comparada das alternativas de localização do novo aeroporto de Lisboa na zona da Ota e na zona do campo de tiro de Alcochete. Relatório LNEC 28/2008, Lisboa, pp. 108.
- National Center for Atmospheric Research Staff (Eds). (2011) "The Climate Data Guide: GPCC: Global Precipitation Climatology Centre."

INTERNET SOURCES

- BINGO. Disponível em: <http://www.projectbingo.eu/> Acesso em 27 de Janeiro de 2017
- BINGO Research Sites. Disponível em: <http://www.projectbingo.eu/research-sites> Acesso em 27 de Janeiro de 2017
- BINGO Deliverable 3.1. Disponível em: <http://www.projectbingo.eu/content/deliverables> Acesso em 27 de Janeiro de 2017
- SNIRH. Disponível em: <http://snirh.apambiente.pt/index.php?idMain=1&idItem=1.4&uh=T> Acesso em 27 de Janeiro de 2017



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

SEMEAR ÁGUA NA SERRA DE MONCHIQUE (SOWAMO): RESULTADOS DE UM PROJECTO DE RECARGA INDUZIDA DE AQUÍFEROS NO MACIÇO ANTIGO

Tiago CARVALHO¹, Rita CARVALHO¹, Raquel SOUSA¹, Rui AGOSTINHO¹, Sónia GIL²

1. TARH – Terra, Ambiente e Recursos Hídricos, Lda, Rua Forte do Monte Cintra, n1 2ºC, 26585-141 Sacavém, tcarvalho@tarh.pt
2. Câmara Municipal de Monchique - Tv. da Portela 2, 8550-470 Monchique, sonia.gil@cm-monchique.pt

RESUMO

O projecto SOWAMO (Programa Adapt – EEA Grants) é um projecto-piloto que pretende melhorar a resiliência de um sistema de abastecimento público baseado em captações gravíticas (furos horizontais e galerias), face às alterações previstas na recarga de aquíferos, num contexto de mudança do regime de pluviosidade devido às alterações climáticas. Para tal foi produzido um modelo conceptual hidrogeológico do campo de captação, e desenvolvido um sistema de recarga induzida “sob medida” de forma a melhorar o caudal de estiagem. Foram efectuadas investigações de campo, que incluíram a monitorização do sistema aquífero, execução de piezómetros com “slug tests” e ensaios de infiltração com um infiltrómetro de anel simples. Foi desenvolvido um projecto de um sistema de recarga que inclui um canal e bacia de infiltração e um açude de retenção de água superficial, que está em execução. Os efeitos expectáveis a nível dos recursos hídricos indicam que será possível uma infiltração anual de 21 000 m³. Nos meses de estiagem, quando existem os maiores problemas de abastecimento (caudais totais da ordem de 0,7 l/s), espera-se um incremento da ordem dos 0,9 l/s. Estão a ser explorados os resultados do modelo numérico para cenários com e sem recarga induzida para diferentes padrões de precipitação.

Palavras-Chave: recarga induzida (MAR); aquífero fracturado; alterações climáticas; abastecimento público.

1. INTRODUÇÃO

O projecto SOWAMO (EEA Grants – Programa Adapt) está a ser desenvolvido no município de Monchique, onde o abastecimento público assenta em diversos sistemas de captação de água subterrânea constituídos principalmente por furos horizontais e nascentes/galerias. Os sistemas são simples, económicos (sob o ponto de vista energético e de tratamento) e garantem caudais sustentáveis, mas são vulneráveis à variabilidade meteorológica. O principal objectivo do projecto SOWAMO é melhorar a resiliência de um desses sistemas e a segurança no abastecimento, através da gestão dos recursos hídricos com recurso à recarga de aquíferos (MAR), na perspectiva de adaptação às alterações climáticas, como já é utilizado em todo o mundo (Pyne, 2005; Dillon et al., 2009).

Foi instalado um esquema de recarga induzida simples e de pouca manutenção, constituído por uma bacia de infiltração e um canal que estará ligado a um açude para armazenamento de água superficial, onde esta será armazenada e encaminhada para a zona de recarga.

Todo o sistema MAR foi projectado para servir captações já existentes (“captações-alvo”), num contexto de fortes constrangimentos geológicos, topográficos e administrativos, numa pequena bacia hidrográfica de 13.3 ha. De referir ainda que o sistema de abastecimento não apresenta falta de água na maior parte do ano, mas apenas no pico de estiagem (entre os meses de Agosto a Outubro) devido à maior procura e menores caudais disponíveis. Tal torna o tempo de residência da água recarregada no aquífero um factor chave, uma vez que parte da água infiltrada no tempo errado será descarregada pelas nascentes existentes, sem vantagens para a gestão.

Além dos expectáveis benefícios sob o ponto de vista dos recursos hídricos e da sustentabilidade das captações esperam-se impactes positivos a nível da ecologia e serviços florestais, também em investigação. Este projecto irá funcionar como um teste piloto para a determinação dos benefícios e da viabilidade económica para a replicação noutras localidades com sistemas de abastecimento semelhantes, muito comuns nas regiões montanhosas ibéricas e mediterrâneas.

Sob o ponto de vista hidrogeológico foi desenvolvido um programa de caracterização detalhada do meio hidrogeológico através de testes de permeabilidade e de um programa de monitorização do aquífero e da precipitação, com o objectivo de caracterizar a situação inicial, da resposta dos aquíferos à precipitação, e prever os efeitos da gestão da recarga em diferentes cenários de precipitação.

2. MODELO HIDROGEOLÓGICO CONCEPTUAL

Na região de Monchique ocorrem rochas ígneas alcalinas, nomeadamente sienitos. As litologias dominantes são o Sienito Heterogéneo de Bordo e a Brecha Sienítica (Esteves Costa et al, 1985). O sistema aquífero caracteriza-se pela existência de dois subsistemas (Tabela 1 e Figura 1A):

Tabela 1. Características hidrogeológicas dos subsistemas aquíferos

| Formações | Subsistema superior epidérmico, livre | Subsistema inferior confinado a semi -confinado |
|--------------------------------|---|--|
| Litologias Dominantes | Alteritos de Sienito Heterogéneo de Bordo decomposto a pouco alterado | Sienito Heterogéneo de Bordo são e compacto |
| Características Gerais | Sistema aquífero poroso com espessura a variar entre os 12 e os 20 m) | Sistema aquífero de permeabilidade fissural com elevada heterogeneidade hidrogeológica. A partir dos 12 a 20 m de profundidade. |
| Porosidade eficaz | Intersticial a mista (4%) | Fissural, quando existente |
| Permeabilidade (m/d) | 2×10^{-1} | $6 \times 10^{-2} - 7 \times 10^{-4}$ |
| Funcionamento Hidráulico | O sistema é alimentado por recarga directa ($\approx 18\%$ da precipitação). Uma parte significativa da água circula livremente ao mesmo tempo que lentamente alimenta o subsistema profundo | O sistema é alimentado por drenância do subsistema superior e por recarga directa nas zonas onde o maciço aflora, através da rede de fracturação |
| Piezometria / Sentido de Fluxo | Níveis piezométricos próximos da superfície Fluxo S-N acompanhando a topografia | Níveis piezométricos abaixo da superfície freática do subsistema superior Fluxo S-N acompanhando a topografia |

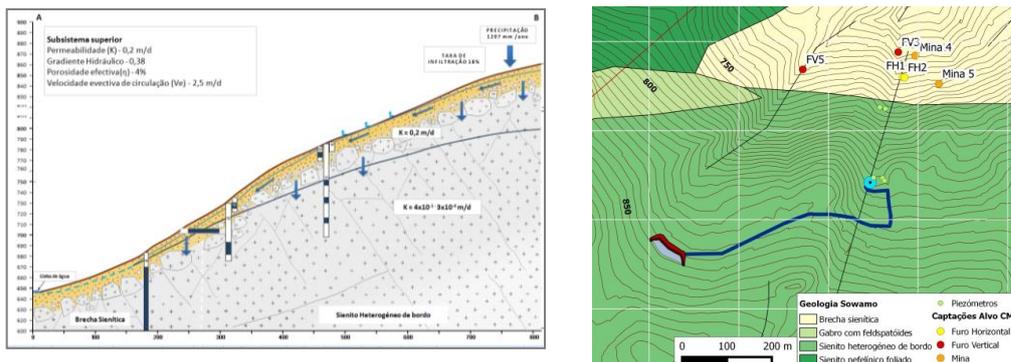


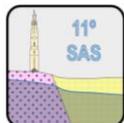
Fig. 1(A). Modelo hidrogeológico conceptual e (B) Planta das estruturas MAR

A recarga do sistema hidrogeológico tem lugar nas zonas de cabeceira da bacia hidrográfica. Na bacia da zona de recarga, quase exclusivamente instalada nos alteritos, a taxa de infiltração foi reavaliada face aos dados de escoamento superficial e permeabilidade em 18% (220 mm/ano). Estes valores diferem dos 5% calculados a nível regional (Esteves Costa et al., 1985), entre outras razões, pela presença de socacos na encosta, inicialmente destinados à agricultura. Nos afloramentos rochosos, a taxa de infiltração é praticamente nula e dependente da existência de fracturas e descontinuidades. Na área de estudo a descarga ocorre naturalmente nas linhas de água e noutros locais onde a superfície piezométrica corta a topografia. A maior parte da água infiltrada, circula no subsistema superior.

O subsistema inferior funciona como um limite inferior quase impermeável, dada a sua baixa permeabilidade. A circulação da água subterrânea no subsistema inferior depende da existência de fracturas e da abertura e densidade das mesmas as quais, previsivelmente, diminuem em profundidade.

A porosidade eficaz do subsistema superior foi avaliada em 4% a partir da variação do nível piezométrico considerando o volume drenado do reservatório e os caudais escoados nas captações. A velocidade efectiva de circulação ronda 1,9 m/dia.

Os dados físico-químicos médios da água das captações da Câmara Municipal de Monchique (pH de 6.6, condutividade eléctrica de 102 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e temperatura da água de 12,7 °C são consistentes com águas de curto tempo de residência no reservatório e baixa interação água-rocha. A infiltração superficial (medida com



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

infiltrómetro de 1 anel) varia entre os 1,44 m/dia, nas zonas de solo incipiente em terrenos de natureza rochosa, e 3,6 m/dia nas zonas de socalcos/terraços.

3. SISTEMA DE RECARGA

As captações estão situadas numa bacia hidrográfica com uma largura muito reduzida (170 m), onde as captações são competentes na drenagem da quase totalidade do fluxo subterrâneo (85%). Não existindo razões para crer que o fluxo subterrâneo corresponda a uma área diferente do superficial, não se esperam perdas significativas de água para bacias subterrâneas adjacentes, ou por drenância vertical, pelo que se prevê que o aumento da infiltração traga benefícios claros nas captações alvo.

A zona de recarga foi definida a montante das captações onde se verifica a presença de terraços artificiais (socalcos) que demonstraram terem boas taxas de infiltração, e são facilmente trabalháveis para a construção das estruturas de recarga. As estruturas estão colocadas a 300 metros a montante das captações o que garante um tempo de permanência no aquífero da ordem dos 4 a 5 meses.

O método de recarga por canal foi o escolhido, dado a disponibilidade do terreno e os declives elevados, e para promover a criação de uma frente de infiltração em vez de uma área limitada com níveis constantemente elevados. Este método também reduz o risco de eutrofização da água (Escalante, 2010). Foi prevista uma bacia de infiltração para aproveitamento de excedentes hídricos.

Optou-se ainda por criar uma estrutura de retenção para que o período de recarga possa ser controlado, e para que sejam aproveitados os excedentes no tempo correcto. Assim, foi projectado o açude SOWAMO na linha de água localizada a Este da bacia de recarga. O açude está equipado com uma caixa de derivação para o canal de onde se fará o transporte até à zona de infiltração. A localização e características das estruturas de recarga são apresentadas na Figura 1B) e Tabela 2.

Tabela 2. Características das estruturas de recarga

| Açude | Canal | Bacia de infiltração |
|--|---|--|
| Espeho de água: 500 m ² Volume de armazenamento: 875 m ³ Profundidade máxima: 2 m Impermeabilização com geomembrana Tipo Fio de água Área de contribuição: 4,4 ha | Comprimento: 622 m Profundidade: 0,30 m Largura máxima: 0,5 m Impermeabilização (betão): 300 m | Área: 36 * 3 m ² Profundidade: 0,8 m |

A transferência da zona de recarga para cotas mais elevadas obriga à redução da área de contribuição para a estrutura de retenção, uma vez que se pretende que o transporte de água seja gravítico.

Os impactos ambientais foram avaliados para nove diferentes descritores para a fase de construção e operação. Durante a fase de operação esperam-se impactos positivos no descritor recursos hídricos subterrâneos e ecologia. Esperam-se impactes pouco significativos de sinal negativo na paisagem e recursos hídricos superficiais.

Os órgãos hidráulicos possibilitam que o regime hídrico não sofra qualquer alteração. A abertura da descarga de fundo e o fecho da derivação possibilita que o impacto na linha de água seja nulo.

4. EFEITOS PREVISÍVEIS DA RECARGA

4.1. Potencial de infiltração

Com base nos resultados obtidos nos ensaios de infiltração foi estimado, para o sistema previsto, um potencial de infiltração de 5,6 + 4,5 l/s (canal+bacia de infiltração) \approx 10 l/s. Estas taxas poderão ser reduzidas com o tempo devido a efeitos de *clogging* ou redução do gradiente hidráulico vertical.

4.2. Disponibilidades hídricas e recarga efectiva

Anualmente, o Açude SOWAMO receberá um escoamento superficial de 19 100 m³/ano, e ficará sujeito a uma evaporação estimada em 1500 m³. Os excedentes hídricos disponíveis para infiltração totalizarão assim 17 600 m³/ano, não utilizáveis na sua totalidade devido à distribuição irregular da precipitação e dos caudais de ponta. A análise da precipitação horária demonstra que serão transferidos do açude para o canal SOWAMO, um total de 11 400 m³/ano. A este valor, deverá ser acrescentado o escoamento natural interceptado pelo canal (8 700 m³/ano e o valor de armazenamento do açude (875 m³). No total serão infiltrados anualmente cerca de 21 000 m³ (0,7 l/s), dos quais apenas 875 m³ estarão disponíveis para gestão da recarga em qualquer época do ano.

4.3. Efeitos nas captações

O tempo de residência entre o canal de infiltração e as captações alvo será de 159 dias, entre 5 a 6 meses, o que significa que a infiltração com benefícios na época de carência será de Fevereiro a Maio. Os excedentes desta época serão $7\,000\text{ m}^3$ (afluências do açude) + 875 m^3 (reservatório açude) + $3\,400\text{ m}^3$ (intercepção do canal) totalizando $11\,275\text{ m}^3$.

Distribuindo estes volumes pelos 3 meses com carências espera-se um aumento de caudal de 1,1 l/s nas três nascentes, cujo caudal de estiagem aproxima-se de 0,7 l/s. Considerando, a taxa de recuperação de 85% (fracção entre o caudal subterrâneo e o caudal escoado pelas nascentes, obtem-se um aumento de caudal em todas as captações na ordem dos 0,9 l/s. Resta ainda estudar o efeito que a recarga forçada no aquífero fora do período de recarga ideal, que previsivelmente aumentará os níveis piezométricos, terá na resposta das captações.

4.4. Efeitos nas águas superficiais

O açude SOWAMO está localizado na cabeceira de uma linha de água de primeira ordem com um comprimento total de 910 m. O corpo do açude estará localizado a 140 metros do início da linha de água, e vai efectivamente interceptar uma área de 4,4 ha, 12% da bacia hidrográfica total de 35,5 ha. A escorrência superficial em toda a bacia hidrográfica será da ordem dos $146\,000\text{ m}^3/\text{ano}$ sendo que a intercepção máxima será de 12% ($18\,000\text{ m}^3$). No entanto, considerando $1\,500\text{ m}^3/\text{ano}$ de evaporação e o armazenamento de $875\text{ m}^3/\text{ano}$ e os caudais de ponta, num ano médio a redução de caudal em toda a bacia hidrográfica será de apenas 10,2% ($15\,000\text{ m}^3/\text{ano}$).

CONCLUSÕES

O projecto SOWAMO demonstra que a produção de captações horizontais em zonas montanhosas do Maciço Antigo com baixos custos de distribuição e tratamento poderá ser potenciada através de sistemas de recarga induzida (MAR), igualmente simples, situados a montante. Representa uma nova metodologia de projecção através de um trabalho de investigação prévia do modelo hidrogeológico das captações, e da procura de uma solução técnica “sob medida” aproveitando os recursos hídricos disponíveis e talhada de acordo com os constrangimentos geológicos, topográficos, administrativos e tecnológicos existentes. Apesar de os caudais infiltrados poderem ser reduzidos, e o investimento relativamente elevado, espera-se uma taxa de recuperação do investimento elevada sendo as possibilidades de retorno de benefícios muito superiores.

O projecto SOWAMO vai continuar até Abril de 2017. De momento, procede-se à simulação dos resultados do comportamento do sistema hidrogeológico em modelo numérico considerando diferentes cenários de precipitação, registando as diferenças entre a situação inicial, e a situação com recarga induzida. São também explorados os efeitos da recarga do volume do açude em diferentes épocas do ano. A monitorização do projecto continuará até 2019 para avaliação dos resultados do projecto e calibração e validação do modelo numérico.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos responsáveis do programa AdaPT, à APA-ARH Algarve, ao Eng. António Veiga Pinto, e aos nossos parceiros do programa AdaPT (Câmara Municipal de Monchique, Centro de Ciências do Mar e Norwegian Institute of Bioeconomy Research).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Dillon P, Pavelic P, Page D, Beringen, H and Ward J. (2009) Managed aquifer recharge: An Introduction. National Water Commission, ISBN: 978-1-921107-71-9
- Escalante, E. (2010) La Gestión de la Recarga Artificial de Acuíferos en el Marco del Desarrollo Sostenible. Desarrollo tecnológico. DINA-MAR. ISBN: 978-84-614-5123-4
- Esteves Costa F., Amaral Brites J., Pedrosa M. Y. e Vieira da Silva A. (1985). Carta Hidrogeológica da Orla Algarvia, Escala 1/100000, Notícia Explicativa. Serviços Geológicos de Portugal. Lisboa. 95 pag.
- Pyne R, (2005) Aquifer Storage Recovery: a guide to groundwater recharge through wells; pp608; Gainesville, Florida: ASR Systems LLC

REFERÊNCIAS INTERNET

- Projecto SOWAMO. Disponível em: <<http://SOWAMO.eu>> Acesso a 7 de fevereiro de 2017
- Programa AdaPT. Disponível em: <<http://apambiente.wixsite.com/adapt>> Acesso 8 de fevereiro de 2017

THE CONTRIBUTION OF GEOPHYSICS AND HYDROGEOLOGY IN THE KNOWLEDGE OF THE EASTERN HAOUZ AQUIFER (MOROCCO).

Samia ROCHDANE^{1,3}, Abdennabi ELMANDOUR³, José TEIXEIRA², Alberto GOMES²

1: Geography Dpt., Faculty of Arts, University of Porto, Porto, Portugal, samia.rochdane@gmail.com.

2: Centre of Studies on Geography and Spatial Planning (CEGOT). Geography Dpt., Faculty of Arts, University of Porto, Porto, Portugal, jateixeira@letras.up.pt; atgomes@up.pt.

3: CadiAyyad University, Marrakech, Morocco. a.elmandour@uca.ac.ma

ABSTRACT

Eastern Haouz is an intra-mountain basin characterized by a semi-arid climate. This area experiments an increasing demand for drinking water and agricultural productivity water. To satisfy this demand, local villages of the area solicit the surface water (rivers and springs) and groundwater reserves. Piezometric map (Fig.1) shows that groundwater recharge is driven by anastomosis in contact with limestone outcropping in the High Atlas Mountains and shales exposed in the Jebilet mountains, as well as infiltration of irrigation water (S. Rochdane 2013). Maps of hydrographic network and piezometry show the overlap between the groundwater divided line and surface water divided line.

Key words: Eastern Haouz plain, geology, hydrogeology, tomography, gravimetry.

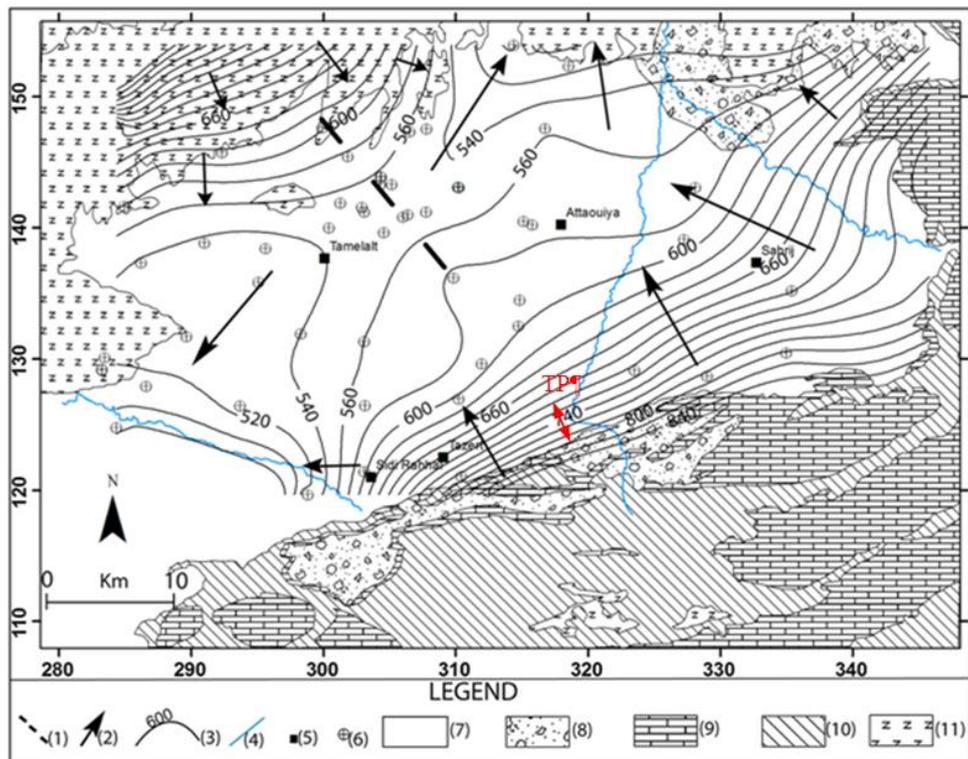


Fig. 1 Geology of the study area (according to the 1:50 000 geological map of Morocco) and piezometric map. 1 Groundwater division line, 2 groundwater flow direction, 3 piezometric contour (m), 4 river, 5 villages, 6 Boreholes, 7 quaternary deposits (alluvium), 8 Mio-Pliocene: conglomerates, limestones and marls, 9 Jurassic and Cretaceous: limestones, marls and sandstones, 10 Triassic: dolerites, clays and conglomerates with deposition of evaporites, and 11 Paleozoic: schist, sandstones and quartzite. TP - Tomography profile.

The compilation of geological, geophysical and hydrogeological data shows that the region is formed by a subsurface structural basin as graben, surrounded by two horsts corresponding to the massifs of the High Atlas and the Jebilet hills. In the south of the basin, the large thickness of the cover gives a higher accumulation of water, which ensures the sustainability of the supply of the free water table housed in the alluvial deposits of Mio-Plio-Quaternary age and the captive deep aquifer located in the limestones of the Jurassic positioned on the South of the plain. The gravimetric study showed that the base uplift, east of the village of Tamelelet, in the north of the plain, imposes a dividing line of the surface water and groundwater, which gives two directions of flow; one, to southwest, that feeds the Tensift basin and other, to northeast, feeding the OumErRbiaa basin (Fig.2). The electric tomography confirmed the results of the gravimetry and showed that the change of direction of Tassaout River is due to a thick conglomeratic layer, very resistant to river flows erosion (Fig.3). The obtained results improve the understanding of the geometry and hydrogeology of the eastern Haouz aquifer. Electric tomography comes to show, justify and validate our hypotheses about the surface and groundwater divided line and the cause of the direction change of the Tassaout River. The knowledge of eastern Haouz aquifer contributes for a better management of the groundwater reserves and helps to prevent threats for this vital natural resource of the area.

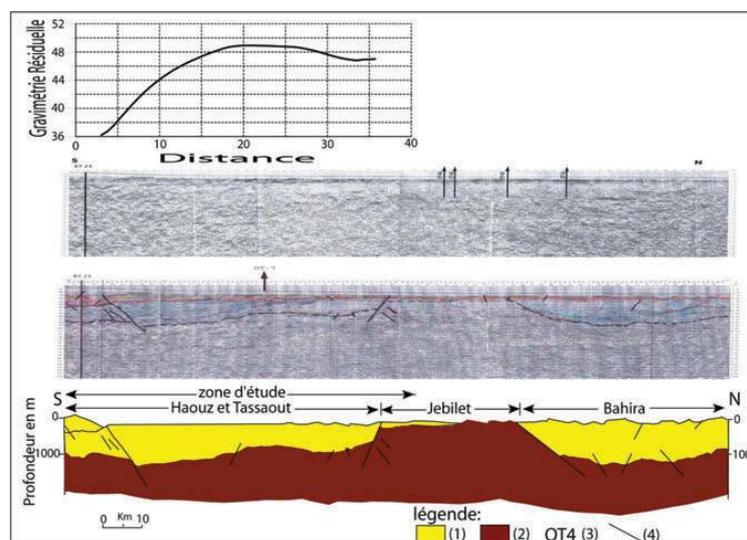


Fig. 2 Gravimetric profile, seismic profiles and seismic section. 1. Cover, 2. Basement, 3. Borehole, 4. Fault.

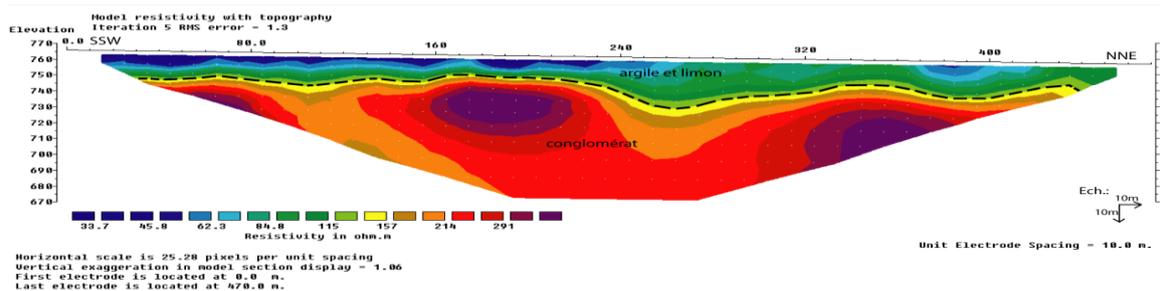


Fig.3: Inverse ERT section of the eastern Haouz profile.

REFERENCE:

SAMIA ROCHDANE, Abdennabi EL MANDOUR, Mohammed JAFFAL, Mahjoub HIMI et Albert CASAS: « The quality of surface and ground water in the eastern Haouz and Tassaout area, Morocco » Hydrological Sciences Journal: red book for the Symposia H04: “Understanding fresh-water quality problems in a changing world”, (IAHS Publ. 361, 2013) ISBN Number: 978-1-907161-39-1. Pp 220-226.



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

A IMPORTÂNCIA DO INVENTÁRIO HIDROGEOLÓGICO EM MEIOS URBANOS (PORTO, NW PORTUGAL)

Liliana FREITAS¹, Cátia L. RODRIGUES¹, Maria José AFONSO¹, Helder I. CHAMINÉ¹

1. Laboratório de Cartografia e Geologia Aplicada (LABCARGA), Departamento de Engenharia Geotécnica, Instituto Superior de Engenharia do Porto (ISEP), Politécnico do Porto, Rua do Dr. António Bernardino de Almeida, 431, 4249-015, Porto, lfsfr@isep.ipp.pt, catia_lp_rodrigues@hotmail.com, mja@isep.ipp.pt, hic@isep.ipp.pt

RESUMO

O desenvolvimento incessante das zonas urbanas constitui uma ameaça para a qualidade e quantidade das águas subterrâneas. A cidade do Porto é uma região densamente urbanizada, dominada por granitos, que constituem um meio fraturado anisotrópico e heterogéneo (Afonso et al. 2007a). Estes granitos constituem os principais sistemas de água subterrânea e estas águas subterrâneas representam um factor importante para o desenvolvimento da cidade do Porto ao longo dos últimos seis séculos (e.g., Carteador Mena 1908, Afonso et al. 2007b, Chaminé et al. 2014, Freitas et al. 2014, 2016a,b, Afonso et al. 2016).

O principal objectivo deste trabalho foi destacar a importância da cartografia hidrogeológica, bem como a importância vital dos inventários hidrogeológicos e dos potenciais focos de contaminação para compreender a vulnerabilidade dos sistemas de água subterrânea em meios urbanos (e.g., Carteador Mena 1908, Afonso et al. 2007a,b, Chaminé et al., 2014, 2015, 2016; Freitas et al. 2014, 2016a,b).

Este estudo foi desenvolvido em duas bacias hidrográficas, Asprela e Massarelos, localizadas, respectivamente, na zona Norte e Sul da cidade do Porto. Foi desenvolvido um inventário exaustivo de águas subterrâneas e um inventário das potenciais actividades de contaminação nestas duas bacias. Este estudo foi apoiado pelos Sistemas de Informação Geográfica (SIG), os quais foram fundamentais para uma melhor compreensão e integração de toda a informação nas áreas de estudo. A implementação dos inventários foi precedida duma caracterização das bacias hidrográficas, nomeadamente à sua ocupação do solo, hidroclimatologia, geologia, geomorfologia e hidrogeologia.

No que diz respeito à ocupação do solo, ambas as bacias hidrográficas encontram-se desenvolvidas principalmente no tecido urbano. Relativamente à geomorfologia, as duas bacias estão encaixadas em vales de fratura e as áreas aplanadas são dominantes, com altitudes que variam entre 80 e 125 m. Ambas as bacias desenvolvem-se, principalmente, na unidade hidrogeológica caracterizada por granito, de grão médio a fino, por vezes com zonas saprolíticas. O inventário hidrogeológico incluiu, nas duas bacias hidrográficas, 29 pontos de água, principalmente nascentes e fontanários.

As águas subterrâneas são incolores, sem turbidez e sem cheiro, apresentam temperaturas baixas (cerca de 15-17°C), são ácidas (pH cerca de 5-6), com mineralizações baixas a médias (condutividades elétricas > 400 µS/cm) e caudais muito baixos (<0,1 L/s).

Quanto aos potenciais focos de contaminação, foram reconhecidas 139 actividades nas duas bacias hidrográficas. A maioria destas actividades é de carácter pontual, nomeadamente, edifícios escolares e postos de gasolina/estações de serviço. No entanto, os focos de carácter linear têm uma difusão significativa no seio de ambas as bacias, especialmente o sistema de abastecimento de água potável e a rede de esgotos.

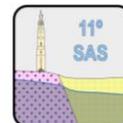
Embora a vulnerabilidade intrínseca à contaminação das águas subterrâneas, avaliada pelos índices GOD-S e DRASTIC, seja baixa a moderada nestas áreas, a localização dos potenciais focos de contaminação pode incrementar a vulnerabilidade nestas duas bacias hidrográficas.

Esta metodologia provou ser importante para ampliar o conhecimento dos sistemas de água subterrânea da cidade de Porto e igualmente da hidrogeologia em áreas urbanas.

Palavras-Chave: hidrogeologia de áreas urbanas, inventário hidrogeológico, inventário dos focos de contaminação, cidade do Porto

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Afonso MJ, Chaminé HI, Carvalho JM, Marques JM, Gomes A, Araújo MA, Fonseca PE, Teixeira J, Marques da Silva MA, Rocha F (2007a) Urban groundwater resources: a case study of Porto City in northwest Portugal. In: KWF Howard (ed.) Urban Groundwater: meeting the challenge. Urban Aquifer Management. International Association of Hydrogeologists Selected Papers. Taylor & Francis Group, London, 8: 271-287.



- Afonso MJ, Marques JM, Guimarães L, Costa I, Teixeira J, Seabra C, Rocha F, Guilhermino L, Chaminé HI (2007b) Urban hydrogeological mapping of the Porto area (NW Portugal): a geoenvironmental perspective. In: L Chery & Gh de Marsily (Eds.), *Aquifer Systems Management: Darcy's Legacy in a World of Impending Water Shortage*. International Association of Hydrogeologists Selected Papers. Taylor & Francis Group, London, 10: 389-404.
- Afonso MJ, Freitas L, Pereira A, Neves L, Guimarães L, Guilhermino L, Mayer B, Rocha F, Marques JM, Chaminé HI (2016) Environmental groundwater vulnerability assessment in urban water mines (Porto, NW Portugal). *Water*, 8, 499.
- Carteado Mena J (1908) Contribuição para o estudo da hygiene do Porto: analyse sanitaria do seu abastecimento em água potável: III. Estudo sobre os poços do Porto. Laboratório de Bacteriologia do Porto e Laboratório de Hygiene do Porto: Porto, 270 p.
- Chaminé HI, Afonso MJ, Freitas L (2014) From historical hydrogeological inventory through GIS mapping to problem solving in urban groundwater systems. *Eur Geol J* 38: 33-39.
- Chaminé HI, Carvalho JM, Teixeira J, Freitas L (2015) Role of hydrogeological mapping in groundwater practice: back to basics. *Eur Geol J* 40: 34-42.
- Chaminé HI, Teixeira J, Freitas L, Pires A, Silva RS, Pinho T, Monteiro R, Costa AL, Abreu T, Trigo JF, Afonso MJ, Carvalho JM (2016) From engineering geosciences mapping towards sustainable urban planning. *Eur Geol J* 41:16-25.
- Freitas L, Afonso MJ, Devy-Vareta N, Marques JM, Gomes A, Chaminé HI (2014) Coupling hydrotoponymy and GIS cartography: a case study of hydro-historical issues in urban groundwater systems, Porto, NW Portugal. *Geogr Res* 52(2): 182-197.
- Freitas L, Pereira AJSC, Afonso MJ, Chaminé HI (2016a) Urban groundwater mapping techniques: importance on urban water cycle. In: JM Faílde, A Formella, JA Fraiz, M Gómez-Gesteira, F Pérez, VR Vázquez (eds.), *Proceedings Ist International Congress on Water Healing Spa and Quality of Life / I Congreso Internacional del Auga, Termalismo y Calidad de Vida* (Ourense, Spain, 23-24 September 2015), Campus da Auga, Vicerrectoría del Campus de Ourense, Universidade de Vigo, p. 145-150.
- Freitas L, Rodrigues CL, Afonso MJ, Chaminé HI (2016b) The role of hydrogeological and contamination sources inventories in groundwater management: Porto City (NW Portugal). 2490. Abstract 35th International Geological Congress, Cape Town, South Africa. (<http://www.americangeosciences.org/information/igc>)



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

A VULNERABILIDADE À CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E A CARTOGRAFIA HIDROGEO MECÂNICA EM RECURSOS HIDROMINERAIS (CALDAS DA CAVACA, PORTUGAL)

Maria José AFONSO¹, Helen MEERKHAN¹, João MEIRINHOS¹, José TEIXEIRA¹, Helder I. CHAMINÉ,¹

1. *Laboratório de Cartografia e Geologia Aplicada (LABCARGA), DEG, Instituto Superior de Engenharia do Porto (ISEP), Politécnico do Porto, Rua do Dr. António Bernardino de Almeida, 431, 4249-015, Porto, mja@isep.ipp.pt, helenpatra@hotmail.com, joao.meirinhos@gmail.com, joaat@isep.ipp.pt, hic@isep.ipp.pt*

RESUMO

Os recursos hidrominerais apresentam um valor económico relevante para a indústria das águas termais. O presente trabalho visa alcançar e desenvolver uma abordagem hidrogeomecânica e de vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas no sistema hidromineral das Caldas da Cavaca (Aguiar da Beira, Portugal Central). As Caldas da Cavaca têm uma tradição termal que remonta a finais do Século XIX (e.g., Acciaiuoli 1952/1953, Teixeira et al. 2015).

Foi coligida informação diversa de vários setores-chave nas Caldas da Cavaca, nomeadamente, geologia, hidrogeologia, geotecnia de rochas e solos, hidráulica de captações, hidrogeomecânica, hidrogeomorfologia e hidrogeofísica. Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) serviram de base, quer para a organização e integração das bases de dados, quer para a produção de todos os mapas temáticos. Para analisar e conceptualizar de forma abrangente o local em estudo, recorreu-se a uma abordagem multi-técnica, incluindo técnicas de campo e de laboratório, cartografia hidrogeotécnica e, ainda índices e classificações hidrogeomecânicos. Na análise hidrogeomecânica, foram aplicados o Índice HP (*Hydro-Potential Value*), o Índice J_w (*Joint Water Reduction Index*) o Sistema HC (*Hydraulic Classification*) em determinados taludes rochosos (Lagoa, Amores e Cancela), tendo-se procedido posteriormente à definição do zonamento hidrogeomecânico (ZHGM). Além disso, foi avaliada a vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas com base nos índices GOD-S, DRASTIC-Fm, SINTACS, SI e DISCO.

A zona hidrogeomecânica ZHGM1 do talude da Lagoa reuniu os maiores valores de condutividade hidráulica (10^{-3} - 2 m/dia) e os valores mais baixos de qualidade do maciço rochoso (*Rock Mass Rating*, RMR=25); a esta seguiu-se a zona hidrogeomecânica ZHGM2 do talude da Lagoa, com uma qualidade do maciço rochoso fraca a razoável (RMR=40) e parâmetros hidráulicos mais baixos (cerca de 10^{-2} m/dia); por seu turno, o talude dos Amores apresentou uma qualidade do maciço rochoso razoável (RMR=45) e os valores mais baixos de condutividade hidráulica (10^{-4} - 10^{-3} m/dia). As zonas hidrogeomecânicas ZHGM3 do talude da Lagoa e ZHGM1 dos taludes dos Amores e da Cancela apresentaram uma qualidade do maciço rochoso razoável a fraca (RMR=36-45) e encontravam-se completamente secas (Afonso et al. 2016, Meirinhos et al. 2016). Os índices GOD-S, DRASTIC-Fm, SINTACS e SI indicaram que a maioria das áreas das Caldas da Cavaca se enquadra em categorias de vulnerabilidade à contaminação moderada a alta. O método DISCO indicou que as zonas envolventes aos furos hidrominerais se enquadram numa classe de vulnerabilidade à contaminação elevada, enquanto que o resto da área se enquadra na categoria de baixa vulnerabilidade (Meerkhan et al. 2016).

Esta abordagem multi-técnica permitiu melhorar o modelo hidrogeológico conceptual da área do sistema hidromineral das Caldas da Cavaca, o qual será muito útil para definir as áreas de protecção dos furos hidrominerais, bem como para a gestão sustentável dos recursos hídricos subterrâneos na região.

Palavras-Chave: recursos hidrominerais em rochas fracturadas, hidrogeomecânica, vulnerabilidade à contaminação, modelo hidrogeológico conceptual.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acciaiuoli L (1952/53) *Le Portugal hydromineral*. 2 volumes, Direcção Geral dos Serviços Geológicos, Lisbonne.
- Afonso MJ, Meerkhan H, Meirinhos J, Teixeira J, Chaminé HI (2016) Combining groundwater vulnerability and hydrogeomechanics mapping in hydromineral systems (Caldas da Cavaca, Central Portugal). 2493. Abstract 35th International Geological Congress, Cape Town, South Africa. (<http://www.americangeosciences.org/information/igc>)

11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP



- Meerkhan H, Teixeira J, Espinha Marques J, Afonso MJ, Chaminé HI (2016) Delineating groundwater vulnerability and protection zone mapping in fractured rock masses: focus on the DISCO Index. *Water*, 8, 462.
- Meirinhos J, Teixeira J, Afonso MJ, Chaminé HI (2016) Coupling subsurface hydrogeomechanical assessment and groundwater mapping on fractured rock media (Caldas da Cavaca, Central Portugal). In: Abstracts volume, 43rd IAH Congress, Montpellier, France.
- Teixeira J, Chaminé HI, Espinha Marques J, Carvalho JM, Pereira AJ, Carvalho MR, Fonseca PE, Pérez-Alberti A, Rocha F (2015) A comprehensive analysis of groundwater resources using GIS and multicriteria tools (Caldas da Cavaca, Central Portugal): environmental issues. *Environ Earth Sci* 73(6): 2699–2715.



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE NA BACIA HIDROGRÁFICA DE FERVENÇA (CANTANHEDE, PORTUGAL)

Carla G. CORREIA^{1,2}, Fernando FIGUEIREDO^{1,2,3}, José M. AZEVEDO^{1,4}, Nelson V. RODRIGUES^{1,2,3}

1. Departamento de Ciências da Terra da Universidade de Coimbra, Rua Sílvio Lima, UC – Pólo II, 3030-790 Coimbra, Portugal, c.correia@hotmail.com, fpedro@dct.uc.pt, jazevedo@dct.uc.pt, nelsonr@ci.uc.pt

2. Centro de Geociências da Universidade de Coimbra, Rua Sílvio Lima, UC – Pólo II, 3030-790 Coimbra, Portugal

3. Centro de Engenharia Mecânica da Univ. de Coimbra (CEMUC), Pinhal de Marrocos, 3030-788 Coimbra, Portugal

4. Centro de Investigação da Terra e do Espaço, Observatório Astronómico, Sta Clara, 3040-004 Coimbra, Portugal

RESUMO

Este estudo apresenta o caso de estudo da avaliação da vulnerabilidade na área da bacia hidrográfica enquadrante da exsurgência dos Olhos da Fervença, designada como Bacia hidrográfica de Fervença (BhF). Hidrogeologicamente, esta bacia hidrográfica ocupa domínios de diversos Sistemas aquíferos da Orla Ocidental, nomeadamente, Quaternário de Aveiro (O1), Tentúgal (O5), Viso - Queridas (O30) e Cársico da Bairrada (O3). A metodologia seguida passou pela aplicação do método DRASTIC a toda a área da BhF e, especificamente, do método COP ao setor da bacia hidrográfica ocupada pelo Sistema aquífero Cársico da Bairrada, recorrendo à utilização de uma cartografia baseada em SIG (Sistema de Informação Geográfica). Tanto o índice DRASTIC como o índice COP evidenciaram vulnerabilidade intrínseca mais elevada nos locais de afloramento das unidades carsificadas.

Palavras-Chave: Fervença; água subterrânea; vulnerabilidade; DRASTIC; COP.

1. INTRODUÇÃO

A degradação da qualidade da água subterrânea está usualmente relacionada com poluição de origem natural ou antrópica. A poluição natural é provocada pela circulação de águas em meios geológicos naturais que alterem significativamente a sua composição, impondo restrições ao seu consumo (Lobo-Ferreira et al., 1995). A poluição antrópica, pontual ou difusa, resulta da ação humana inerente a atividades diversas, nomeadamente agrícolas, urbanas e industriais. Assim, a avaliação da vulnerabilidade revela-se como uma ferramenta relevante na proteção da água subterrânea, e na prevenção da sua poluição, ao identificar as zonas mais vulneráveis e, consequentemente, permitir definir restrições e condicionantes em fases de planeamento das atividades socioeconómicas de uma região.

O termo vulnerabilidade começou por ser introduzido por Margat (1968) ao referir que a vulnerabilidade das águas subterrâneas à poluição é função dum conjunto de fatores que agem de forma diferente de acordo com o tipo de poluição. A vulnerabilidade é uma propriedade intrínseca de um sistema de águas subterrâneas que depende da sensibilidade/suscetibilidade desse sistema a impactes antropogénicos e/ou naturais. Zaporozec (1994) distingue entre vulnerabilidade intrínseca, definida exclusivamente função de fatores hidrogeológicos (características geológicas, hidrológicas e hidrogeológicas do aquífero e do solo sobrejacente), e vulnerabilidade específica que inclui potenciais impactes humanos, associados ao uso do solo e ao tipo de contaminante, que podem ser prejudiciais, no espaço e no tempo, à atual e futura utilização do recurso hídrico.

Muitos têm sido os sistemas de avaliação e de mapeamento da vulnerabilidade desenvolvidos ao longo do tempo. Podem citar-se DRASTIC (Aller et al., 1987), GOD (Foster, 1987; Foster & Hirata, 1988), SINTACS (Civita, 1994), AVI (Van Stempvoort et al., 1992; 1993), entre outros. No entanto, muitos dos métodos iniciais não consideram as características especiais dos sistemas aquíferos cársicos, em que os contaminantes podem facilmente chegar à água subterrânea e serem rapidamente transportados ao longo de grandes distâncias através de fraturas carsificadas, tornando-os particularmente vulneráveis à contaminação. Entretanto, métodos específicos foram sendo desenvolvidos, como por exemplo, EPIK (Doerfliger & Zwahlen, 1998), COP (Vías et al., 2004; 2006) e PaPRIKa (Huneau et al., 2013).

O objetivo deste trabalho é proceder à avaliação da vulnerabilidade intrínseca na Bacia hidrográfica de Fervença (BhF), recorrendo à utilização do método DRASTIC e do método COP.

2. ENQUADRAMENTOS GEOGRÁFICO, GEOLÓGICO E HIDROGEOLÓGICO

A BhF está, aproximadamente, compreendida entre as latitudes 40°15'N e 40°21'N e entre as longitudes 8°37'W e 8°44'W. Está integrada na Bacia hidrográfica do rio Vouga e na Orla Mesocenozóica Ocidental. Situa-se nos concelhos de Cantanhede e de Montemor-o-Velho, distrito de Coimbra (Fig. 1a). Tem uma área de 61,2 km², um perímetro de 43,5 km e as altitudes elipsoidais variam entre 68 m e 198 m, aproximadamente. É uma área de baixa altitude, com zonas relativamente aplanadas que evoluem gradualmente para maiores altitudes a S-SE representadas pela plataforma Plio-Plistocénica de Gordos-Meco (Barbosa et al., 1987-88). A BhF é caracterizada pela presença de formações sedimentares, sendo os depósitos quaternários os mais representados (Fig. 1a). As unidades jurássicas estão localizadas a N e no sector E, no anticlinal de Cantanhede. Os afloramentos do Cretácico ocorrem dispersos pela área, existindo uma faixa de arenitos pliocénicos a SE. As aluviões distribuem-se ao longo das linhas de água maiores. As famílias de alinhamentos estruturais cartografadas têm direção aproximada NE-SW e NW-SE, predominando na zona E da bacia hidrográfica.

A BhF ocupa domínios integrantes de diversos Sistemas aquíferos da Orla Ocidental (Fig. 1b). É possível distinguir um grupo mais próximo da superfície, que engloba várias unidades aquíferas sobrepostas, com pontual ligação hidráulica entre si e pertencentes aos Sistemas aquíferos Quaternário de Aveiro (O1), Tentúgal (O5) e Viso - Queridas (O30). Existe, ainda, um grupo mais profundo, exceto nos locais onde aflora, constituído por formações carbonatadas do Sistema aquífero Cárstico da Bairrada (O3). O conjunto superior tem uma grande expressão na área em estudo, com a respetiva zona de recarga a distribuir-se pelos locais de afloramento das litologias aquíferas, nomeadamente nos setores W e SE da BhF, onde o relevo é aplanado e mais propício à infiltração. O conjunto mais profundo aflora na zona E da BhF e a N, próximo das exsurgências de Olhos da Ferverça. A recarga ocorre, fundamentalmente, nas zonas de afloramento das formações carbonatadas e poderá, igualmente, verificar-se por processos de drenância entre as unidades aquíferas superiores e as mais profundas. As exsurgências constituem um ponto de descarga natural do Sistema aquífero Cárstico da Bairrada.

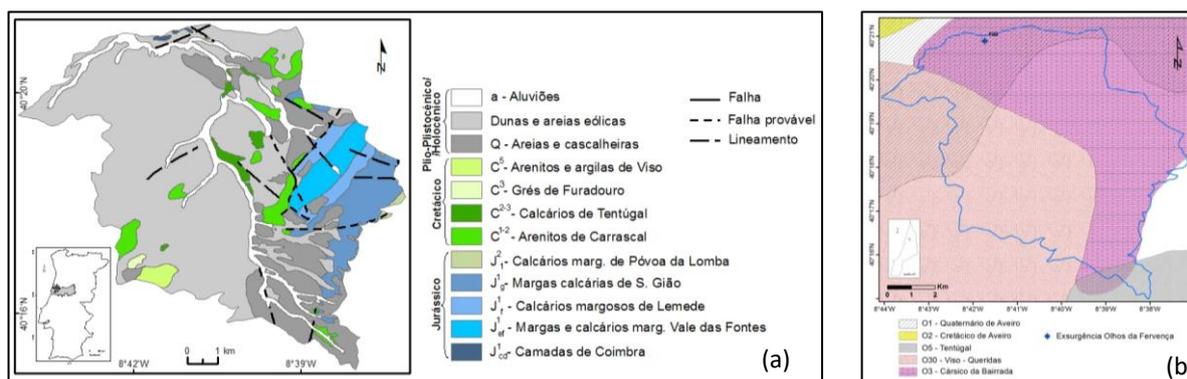


Fig. 1. (a) Localização da BhF e representação simplificada da geologia (adaptado de Barbosa et al., 1987-88). (b) Enquadramento da BhF nos Sistemas aquíferos regionais (adaptado de SNIRH, 2014).

3. METODOLOGIA

A avaliação da vulnerabilidade intrínseca na BhF implicou a implementação de uma metodologia que consistiu em: i) seleção do tipo de dados, por forma a caracterizar os indicadores hidrogeológicos; ii) aquisição de dados, que englobou trabalho de campo e consulta de cartografia temática e de dados bibliográficos para obtenção de alguns parâmetros; iii) qualificação e quantificação dos indicadores hidrogeológicos através do processamento analítico e gráfico dos dados; iv) reclassificação dos indicadores hidrogeológicos na forma de índices parcelares; e v) elaboração do mapa de vulnerabilidade intrínseca.

A abordagem incluiu a aplicação do método DRASTIC a toda a área de estudo e do método COP à extensão ocupada pelo aquífero cárstico, tirando partido da utilização de uma cartografia baseada em SIG, que permite a compilação dos dados geoespaciais, com o mapeamento de cada parâmetro, possibilitando a posterior sobreposição e, finalmente, a obtenção do mapeamento da vulnerabilidade intrínseca. Optou-se pela utilização do método COP, à semelhança de Oliveira et al. (2014), devido ao elevado grau de confiança dos resultados, quando comparado com outros métodos mais antigos.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O índice DRASTIC para a BhF corresponde a vulnerabilidade baixa, moderada, alta e extrema, com valores variáveis entre 88 e 201 (Fig. 2a e Tabela 1a). De salientar que, a vulnerabilidade extrema se verifica numa ínfima área sem expressão. No entanto, a vulnerabilidade alta ocorre em, aproximadamente, 84% da área total, o que configura uma situação relevante e a ter em consideração. A vulnerabilidade moderada abrange, cerca de, 10% da área e os restantes 6% têm vulnerabilidade baixa. Em síntese, podemos referir que a BhF denota vulnerabilidade intrínseca significativa em grande parte da sua área, nomeadamente nos locais de afloramento dos materiais quaternários e das formações carsificadas. Na Fig. 2b) apresenta-se o mapa de vulnerabilidade intrínseca, segundo o índice COP, do aquífero cársico na BhF. Os valores situam-se entre 0 e 4.32 e evidenciam um predomínio de vulnerabilidade moderada a baixa com distribuição em, aproximadamente, 95% da área. Os restantes, cerca de, 5% da área estão repartidos pelas classes de vulnerabilidade muito baixa, alta e muito alta (Tabela 1b). Os valores mais elevados ocorrem nos locais de afloramento das unidades carsificadas. Os resultados relativos à menor vulnerabilidade denotam a proteção do aquífero cársico que advém da presença de material de recobrimento. No entanto, dada a elevada permeabilidade destes depósitos, a proteção referida deve ser considerada com alguma precaução. Comparando os resultados dos dois índices, DRASTIC e COP, apesar das diferentes classes dos índices, é possível identificar alguma relação entre a hierarquia de classes, sendo perceptível a classificação de maior percentagem com vulnerabilidade mais elevada no caso do índice DRASTIC em relação ao índice COP.

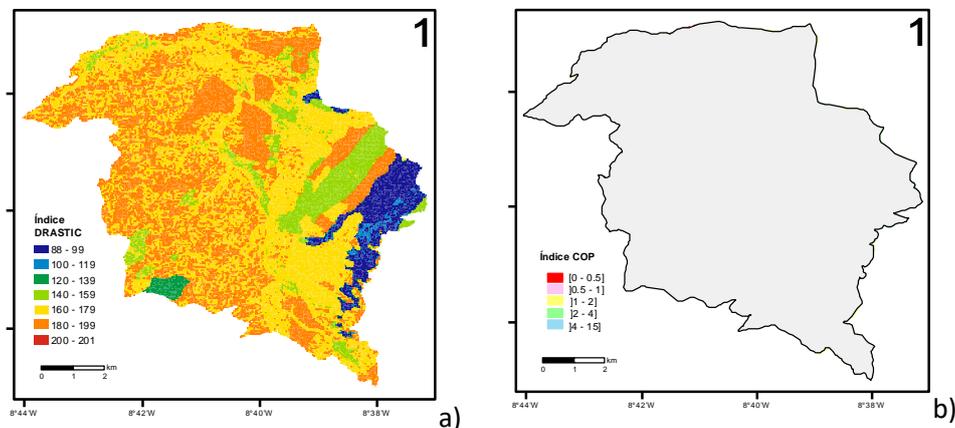


Fig. 2. Mapas de vulnerabilidade intrínseca (a) na BhF segundo o índice DRASTIC e (b) do aquífero cársico, na BhF, segundo o índice COP (adaptado de Correia, 2014).

Tabela 1. (a) Valores do índice DRASTIC na BhF e (b) valores do índice COP para o aquífero cársico na BhF (adaptado de Correia, 2014).

| Índice DRASTIC | Classe | Área (km ²) | Área (%) |
|----------------|--------------|-------------------------|----------|
| 88 - 99 | Baixa | 3.515 | 5.745 |
| 100 - 119 | | 0.496 | 0.811 |
| 120 - 139 | Moderada | 0.637 | 1.042 |
| 140 - 159 | | 5.360 | 8.762 |
| 160 - 179 | Alta | 28.080 | 45.901 |
| 180 - 199 | | 23.085 | 37.736 |
| 200 - 201 | Extrema | 0.002 | 0.004 |
| | Total | 61.2 | 100.0 |

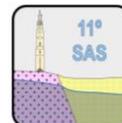
(a)

| Índice COP | Classe de Vulnerabilidade | Área (km ²) | Área (%) |
|------------|---------------------------|-------------------------|----------|
| [0 - 0.5] | Muito alta | 0.08 | 0.25 |
| [0.5 - 1] | Alta | 1.57 | 4.58 |
| [1 - 2] | Moderada | 21.57 | 63.07 |
| [2 - 4] | Baixa | 10.93 | 31.96 |
| [4 - 15] | Muito baixa | 0.05 | 0.14 |
| | Total | 34.2 | 100.0 |

(b)

5. CONCLUSÕES

A avaliação da vulnerabilidade intrínseca na BhF através do índice DRASTIC evidenciou vulnerabilidade significativa em grande parte da área, nomeadamente nos locais de afloramento dos materiais quaternários e das formações carsificadas. O índice COP, aplicado ao Sistema aquífero cársico, revelou vulnerabilidade intrínseca mais elevada nos locais de afloramento das unidades carsificadas e menor vulnerabilidade intrínseca nos locais com material de recobrimento (denotando alguma proteção a contaminações do aquífero cársico).



AGRADECIMENTOS

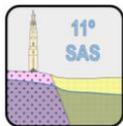
Agradecemos à Inova-EEM pelo acesso à exsurgência de Olhos da Ferveça, à FCT o financiamento através da Bolsa de doutoramento SFRH/BD/46636/2008 e o Programa de Financiamento POPH/FSE. Agradecemos o apoio financeiro da FCT-MEC através de fundos nacionais, co-financiado pelo FEDER no âmbito da parceria PT2020, através do projecto de investigação UID/Multi/00073/2013 do Centro de Geociências da UC.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aller L, Bennett T, Lehr JH, Petty RJ, Hackett G (1987) DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. EPA / 600 / 2-87 / 035, US EPA - United States Environmental Protection Agency, Ada, Oklahoma, 622
- Barbosa BP, Soares AF, Rocha RB, Manuppella G, Henriques MH, (1987-88) Carta Geológica de Portugal e Notícia Explicativa da Folha 19-A, Cantanhede, escala 1/50000. SGP, Lisboa, 46
- Civita M, (1994) Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento: Teoria & pratica. Pitagora Editrice, Bologna, 325
- Correia CG, (2014) Hidrogeologia, hidroquímica e análise de risco dos sistemas aquíferos nas envolventes das exsurgências de Montouro e de Olhos da Ferveça (Cantanhede). Tese de doutoramento não publicada, Departamento de Ciências da Terra da Faculdade de Ciências e Tecnologia Univ. de Coimbra, 323
- Doerflinger N, Zwahlen F (1998) Practical guide: groundwater vulnerability mapping in karstic regions (EPIK). Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Bern, 56
- Foster S (1987) Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In: Duijvenbooden W & Waegeningh HG (eds): Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants, Proceedings and Information No. 38 of the International Conference held in the Netherlands. TNO Committee on Hydrological Research. Delft, The Netherlands, 69-86
- Foster S, Hirata R (1988) Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data. WHO-PAHO/ HPE-CEPIS Publication, Lima, Peru, 79
- Huneau F, Jaunat J, Kavouri K, Plagnes V, Rey F, Dörflinger N (2013) Intrinsic vulnerability mapping for small mountainous karst aquifers, implementation of the new PaPRIKa method to Western Pyrenees (France). Engineering Geology, vol 161. Elsevier, 81-93
- Lobo-Ferreira JP, Oliveira MM, Ciabatti P (1995) Desenvolvimento de um Inventário das Águas Subterrâneas de Portugal, vol 1. LNEC, Dep. de Hidráulica, Grupo de Investigação de Águas Subterrâneas, Lisboa, 525
- Margat J (1968) Vulnérabilité des nappes d'eau souterraine à la pollution: Bases de sa cartographie. Document 68 SGL 198 HYD, BRGM - Bureau de Recherches Géologiques et Minières, Orléans, France, 10
- Oliveira J, Condoso de Melo MT, Figueiredo D, Abrantes N, Miguéns F, Ribeiro L, Pereira R (2014) Avaliação da vulnerabilidade e risco à contaminação no Maciço Calcário Estremenho. In: Actas do 12º Congresso da Água. APRH - Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos. Lisboa, Portugal. Comunicação 487, 11
- Van Stempvoort D, Ewert L, Wassenaar L (1992) AVI: A Method for Groundwater Protection Mapping in the Prairie Provinces of Canada. PPWB Report nº 114, Groundwater and Contaminants Project, Environmental Sciences Division, National Hydrology Research Institute, Saskatoon, Saskatchewan, Canada, 18
- Van Stempvoort D, Ewert L, Wassenaar L (1993) Aquifer Vulnerability Index: A GIS - compatible method for groundwater vulnerability mapping. Canadian Water Resources Journal, vol 18 (1). 25-37
- Vías JM, Andreo B, Perles MJ, Carrasco F, Vadillo I, Jiménez P (2004) The COP method. In: Zwahlen F (ed). Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. Final report (COST Action 620) - EUR 20912. European Commission, Directorate-General for Research, Luxembourg, 163-172
- Vías JM, Andreo B, Perles MJ, Carrasco F, Vadillo I, Jiménez P (2006) Proposed method for groundwater vulnerability mapping in carbonate (karstic) aquifers: the COP method. Application in two pilot sites in Southern Spain. Hydrogeology Journal, vol 14 (6). Springer, 912-925
- Zaporozec A (1994) Concept of groundwater vulnerability. In: Vrba J & Zaporozec A (eds). Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability, vol 16. IAH - International Association of Hydrogeologists (International Contributions to Hydrogeology). Verlag Heinz Heise, Hannover, 3-7

REFERÊNCIAS INTERNET

- SNIRH - Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos, Atlas da água. Disponível em <<http://snirh.pt/>> Acesso em janeiro de 2014



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

AVALIAÇÃO DE RISCO DE PESTICIDAS EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: DESAFIOS E PERSPECTIVAS FUTURAS

Michiel DAAM¹, António RODRIGUES¹

1. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, 2829-516 Caparica, Portugal, michieldaam@gmail.com, afr@fct.unl.pt

RESUMO

O valor padrão de águas subterrâneas de 0,1 µg/L para pesticidas tem sido muito debatida por não prever uma componente ecotoxicológica. No presente estudo, os padrões de águas subterrâneas foram calculados usando três abordagens diferentes: (1) “first-tier” (*Daphnia magna* e *Vibrio fischeri*); (2) distribuições de sensibilidade das espécies, construídos com valores de toxicidade para organismos de água doce de grupos taxonómicos conhecidos por existir em ecossistemas de águas subterrâneas; (3) o modelo PERPEST. Para a maioria dos pesticidas, o valor de 0,1 µg/L, proposto pela norma parece ser suficientemente preventivo. No entanto, pode não proteger completamente a vida nas águas subterrâneas dos vários inseticidas usados. Os valores padrão calculados foram subsequentemente comparados com as concentrações ambientais previstas (PEC) calculadas utilizando o modelo PELMO atualmente utilizado para o efeito na UE, bem como as concentrações medidas (MEC) obtidas a partir da literatura. Embora os PEC em geral não indicassem riscos, os MEC eram até seis ordens de grandeza superiores aos padrões calculados. As implicações para a avaliação dos riscos dos pesticidas nos ecossistemas subterrâneos e as necessidades imediatas de investigação são discutidas.

Palavras-Chave: pesticida; avaliação de risco ambiental; águas subterrâneas; modelação; ecotoxicologia

1. INTRODUÇÃO

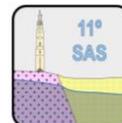
A avaliação de risco das águas subterrâneas tem sido frequentemente contestada nas últimas décadas por considerar apenas as águas subterrâneas como uma fonte de água potável e não como um ecossistema. Na UE, isto foi reconhecido com a implementação de uma nova Directiva sobre as águas subterrâneas em 2006, que afirma que “a investigação deve ser conduzida de modo a proporcionar melhores critérios para garantir a qualidade e a proteção dos ecossistemas subterrâneos” (UE, 2006). No entanto, esses critérios não foram estabelecidos até à data. Por exemplo, os padrões de água subterrânea que atualmente são aplicados para pesticidas são 0,1 µg/L para qualquer composto individual e 0,5 µg/L para a soma de todos os pesticidas individuais detetados (UE, 2006). Estes limiares são os mesmos que os fixados na Directiva relativa à água potável de 1980 (80/68/CEE; UE, 1980) e dizem respeito aos limites de deteção para os pesticidas naquela altura.

Esta apresentação discutirá os padrões de águas subterrâneas para pesticidas calculados por Daam et al. (2010) com base em dados ecotoxicológicos. Além disso, os padrões calculados inferiores a 0,1 µg/L são comparados com as concentrações esperadas e determinadas nas águas subterrâneas (Pereira et al., 2014). As implicações dos resultados do estudo para a avaliação do risco ecotoxicológico dos pesticidas para os ecossistemas subterrâneos e as necessidades de investigação serão discutidas.

2. ENQUADRAMENTO

2.1. Cálculo dos padrões de águas subterrâneas

Num estudo publicado anteriormente (Daam et al., 2010) foram estabelecidos padrões de pesticidas para as águas subterrâneas baseados em dados ecotoxicológicos para todos os pesticidas que foram autorizados para utilização na UE na altura. Na ausência de dados de toxicidade suficientes para os organismos de águas subterrâneas, utilizaram-se como substitutos os valores de toxicidade para organismos de água doce de grupos taxonómicos conhecidos por existir em ecossistemas de águas subterrâneas. Utilizaram-se três abordagens diferentes: (i) uma abordagem de “first-tier”, utilizando dados de toxicidade para o crustáceo *Daphnia magna* e a bactéria *Vibrio fischeri*, uma vez que os crustáceos e as bactérias são os componentes mais diversificados, dominantes e fundamentais nos ecossistemas subterrâneos; (ii) distribuições de sensibilidade das espécies (SSDs), construídos com valores de toxicidade para organismos de água doce de grupos taxonómicos conhecidos



por existir em ecossistemas de águas subterrâneas (isto é, crustáceos, rotíferos, ácaros, oligoquetos e nematóides); (iii) o modelo PERPEST que prevê os efeitos de uma determinada concentração de um pesticida em vários *endpoints* (comunidade) simultaneamente com base numa base de dados de grande dimensão com ensaios de modelos de ecossistemas aquáticos.

Para 85-90% dos pesticidas incluídos na análise, um padrão superior ao atual limiar de 0,1 µg/L foi estabelecido. O valor do padrão atual para as águas subterrâneas parece ser suficientemente preventivo para esses pesticidas. Para 16 pesticidas, no entanto, um valor padrão inferior a 0,1 µg/L foi calculado através da abordagem de “*first-tier*” e/ou SSD. Nenhum destes 16 pesticidas é um herbicida e a maioria tem um modo de ação insecticida (Tabela 1). Uma vez que a comunidade de águas subterrâneas é dominada por crustáceos, a avaliação de risco foi largamente baseada neste biota. Estes organismos podem ser considerados antecipadamente como mais vulneráveis aos insecticidas do que aos herbicidas, para os quais os produtores primários (ausentes nas águas subterrâneas) são evidentemente mais sensíveis.

Tabela 1. Padrões de curto e longo prazos calculados com abordagens de “*first-tier*” e SSD menores que 0,1 µg/L (Adaptado de Daam et al., 2010).FU = fungicida; IN = insecticida; AC = acaricida; NE = nematicida

| Substância | Categoria | First-tier | | SSD | |
|--------------------|-----------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | | Curto prazo | Longo prazo | Curto prazo | Longo prazo |
| Clorotalonil | FU | 2,8 | - | 0,22 | 0,022 |
| Clorpirifos | IN, AC | 0,00035 | 0,0055 | 0,0311 | 0,00311 |
| Clorpirifos-metilo | IN, AC | 0,0094 | - | - | - |
| Ciflutrina | IN, AC | 0,00084 | - | - | - |
| Cipermetrina | IN, AC | 0,17 | 0,03 | 0,00381 | 0,000381 |
| Deltametrina | IN | 0,0045 | - | - | - |
| Diflubenzurão | IN | 0,056 | - | - | - |
| Dimetoato | IN, AC | 0,026 | 7,3 | 0,000972 | 0,0000972 |
| Dinocape | FU, AC | 0,042 | - | - | - |
| Esfenvalerato | IN | 0,0011 | - | 0,018 | 0,0018 |
| Fenamifos | NE | 0,023 | - | 0,092 | 0,0092 |
| Fipronil | IN | 0,156 | - | 0,0046 | 0,00046 |
| Lambda-cialotrina | IN | 0,0029 | - | - | - |
| Pirimifos-metilo | IN | 0,0018 | - | - | - |
| Fosmete | IN | 0,11 | - | 0,0054 | 0,00054 |
| Tirame | FU | 2,1 | - | 0,033 | 0,0033 |

2.2. Comparação dos padrões de águas subterrâneas com as suas concentrações previstas e medidas

Pereira et al. (2014) compararam os valores dos padrões dos 16 pesticidas que eram inferiores a 0,1 µg/L com as suas concentrações esperadas e determinadas nas águas subterrâneas. Para este fim, as concentrações ambientais previstas (*predicted environmental concentrations* - PEC) foram calculadas utilizando o modelo PELMO, que é um dos modelos do FOCUS (*Forum for Co-ordination of pesticide fate models and their Use*) atualmente utilizado no processo de registo de pesticidas na UE. Além disso, as concentrações ambientais determinadas (*measured environmental concentrations* - MEC) destes pesticidas foram obtidas da literatura. Subsequentemente, os PEC e MEC foram comparados com os padrões calculados em Daam et al. (2010) para avaliar que riscos são susceptíveis de ocorrer para estes pesticidas. Sempre que possível, foram utilizadas as distribuições de sensibilidade das espécies (SSDs) e o modelo empírico PERPEST para avaliar a gravidade e a probabilidade de efeitos que podem ser esperados nas concentrações calculadas e determinadas. Em última análise, o objetivo era avaliar se os padrões previamente calculados inferiores a 0,1 µg/L podem potencialmente conduzir a riscos para a vida nas águas subterrâneas, de acordo com a atual legislação da UE.

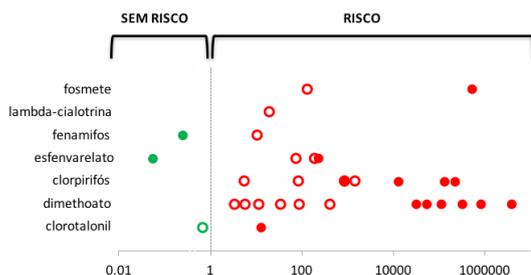


Fig. 1. Visualização do risco potencial dos pesticidas para a água subterrânea, conforme indicado pela proporção de concentrações máximas encontradas na literatura e padrões inferiores a 0,1 µg/L, conforme estabelecido por Daam et al. (2010). Círculos abertos e fechados representam pontos baseados em padrões calculados pelo método de “*first-tier*” e SSD, respetivamente (adaptado de Pereira et al., 2014).

Apenas o PEC calculado para o dimetoato e apenas para um cenário (Piacenza; 0,109 µg/L) excedeu ligeiramente o valor da norma atual de 0,1 µg/L. No entanto, essa PEC foi quatro vezes (método de “*first-tier*”) e duas a três ordens de grandeza (método SSD) mais elevado do que os valores padrão calculados por Daam et al. (2010; Tabela 1). Valores de MEC como os obtidos para seis inseticidas (clorpirifos, dimetoato, esfenvalerato, fenamifos, lambda-cyhalotrina e fosmete) e um fungicida (clorotalonil) dos 16 pesticidas, no entanto, foram até seis ordens de grandeza mais elevados do que as normas calculadas (Figura 1).

Pode-se argumentar se os altos valores de MEC representam poluição difusa, pois altas concentrações de pesticidas em água doce têm sido frequentemente atribuídas a episódios de poluição específicos e pontuais, tratamentos locais e/ou derramamentos acidentais. Por exemplo, o valor MEC mais elevado relatado para dimetoato (110 µg/L) é aproximadamente três ordens de grandeza maior do que o PEC mais elevado simulado de 0,11 µg/L. MEC para dimetoato relatado em outros estudos em diferentes períodos de amostragem e localidades foram comparáveis a este valor de PEC (0,15 µg/L e 0,09 µg/L), embora também valores ligeiramente (0,9 µg/L) e claramente superiores (2,3 µg/L e 10,9 µg/L) foram também observados (Pereira et al., 2014). Isto pode por conseguinte, indicar que os cenários adoptados para calcular os PEC não abrangem totalmente práticas agrícolas locais específicas em caso de poluição difusa e/ou uma elevada ocorrência de episódios específicos e pontuais de poluição com este inseticida.

3. CONCLUSÕES

O valor padrão atual de 0,1 µg/L para os pesticidas individuais parece ser suficientemente conservador para a maioria dos pesticidas incluídos no estudo. Contudo, especialmente para pesticidas com um modo de ação inseticida, pode não proteger totalmente a vida nas águas subterrâneas. O uso de dados de toxicidade obtidos com os taxa de água superficial para a avaliação de sensibilidade de organismos de águas subterrâneas deve ser avaliado através do desenvolvimento de testes de toxicidade com os organismos de águas subterrâneas e, subsequentemente, comparar os resultados obtidos com os seus equivalentes de águas superficiais.

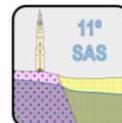
Em relação à exposição, estudos de monitorização no campo e ensaios de lixiviação em laboratório são necessários para validar e eventualmente calibrar a forma como os valores de PEC são calculados com os diferentes modelos e cenários atualmente em uso. Tais estudos também ajudariam na questão de até que ponto os valores elevados de MEC podem ser atribuídos à poluição difusa ou pontual.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi financiado pelo governo português através de uma bolsa de investigação de pós-doutoramento para o primeiro autor (referência: SFRH / BPD / 109199/2015).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Daam MA, Silva E, Leitão S, Trindade MJ, Cerejeira MJ (2010) Does the actual standard of 0.1 µg/L overestimate or underestimate the risk of plant protection products to groundwater ecosystems? *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73, 750-756
- EU (1980) Council Directive 80/68/EEC of 17 December 1979 on the protection of groundwater against pollution caused by certain dangerous substances. *Off. J. Eur. Comm.* L20, 43–48
- EU (2006) Directive 2006/118 of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration. *Off. J. Eur. Comm.* L372, 1–19
- Pereira AC, Cerejeira MJ, Daam MA (2014) Comparing ecotoxicological standards of plant protection products potentially toxic to groundwater life with their measured and modelled concentrations. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 102, 152-159



DESENVOLVIMENTO DE UMA *CHECKLIST* PARA AVALIAÇÃO DE PERÍMETROS DE PROTEÇÃO EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Mário SILVA¹, A. GUERNER DIAS¹

¹Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Rua do Campo Alegre 790, 4150-171 Porto, Portugal, mariojs_silva@hotmail.com, agdias@fc.up.pt

RESUMO

A água é um recurso essencial à vida e, por isso, deve ser preservada. A manutenção da qualidade das águas captadas é essencial e, no caso das águas subterrâneas, para a sua proteção a definição e implementação de perímetros de proteção pode ser uma boa medida. A determinação de cada perímetro deve ser baseada num estudo/proposta com base nas características geológicas e hidrogeológicas da zona envolvente à captação, bem como tendo em conta o risco de poluição que pode estar presente na área. O estudo deve ainda ter em conta as bases legais do país onde o mesmo será aplicado. Para que o perímetro possa ser posto em prática o estudo/proposta tem de ser entregue e analisado pelas entidades competentes para que a aprovação da sua implementação seja efetuada. Este trabalho baseia-se na criação de uma checklist, que incorpora as características geológicas e hidrogeológicas da área, bem como outros parâmetros relevantes, com o objetivo de facilitar todo o processo de análise e decisão sobre a proposta de perímetros apresentada.

Palavras-Chave: águas subterrâneas; perímetros de proteção; checklist.

1. INTRODUÇÃO

A água é um bem vulnerável podendo incorporar, no seu seio, substâncias prejudiciais aos organismos. Estas substâncias poluentes podem ser provenientes de fontes naturais ou antropogénicas, sendo estas últimas as que normalmente tem impactes mais significativos. Como atividades antropogénicas, com potencial para poluir as águas subterrâneas, pode-se mencionar, por exemplo, as atividades agropecuárias, as atividades industriais e a ocupação urbana. Para a proteção e manutenção do bom estado das águas subterrâneas, é necessário adotar medidas que não são universais, pois cada caso apresenta características específicas, sejam elas condições climáticas, hidrológicas, hidrogeológicas, tipologia das massas de água e dos sistemas aquíferos, entre outras.

Para o efeito, serão explanadas algumas das características que influenciam as condições hidrodinâmicas e, por conseguinte, a determinação dos perímetros de proteção, bem como a sua forma geométrica.

A checklist que se apresenta tem como objectivo agilizar o processo de análise e pré-análise das propostas de perímetro de protecção que são submetidas a validação por parte das entidades competentes.

2. METODOLOGIA

Para determinar a área, extensão e forma de um perímetro de protecção tem de se ter em conta as direcções do fluxo hídrico, a sua velocidade de percolação no meio físico, as interações meio físico-polvente e a influência do funcionamento da captação de água nas características anteriores. Estas características foram os principais orientadores na escolha dos parâmetros a usar.

Assim, a nossa checklist começa pela base litológica onde constam as características geomorfológicas e hidrogeológicas da área em estudo. Estas características influenciam a direcção e velocidade do fluxo, e acenta em características puramente geológicas como a morfologia do terreno, alteração da rocha e o seu diaclasamento/fraturação, bem como em características hidrogeológicas como a porosidade que segundo Custodio & Llamas, 2001 é influenciada pela forma, disposição e tamanho dos grão que constituem a rocha, a permeabilidade da rocha que Fetter, C.W., 2001 indica como volume de água que passa por unidade de área num meio poroso, e gradiente hidráulico e anisotropia que são os grandes delineadores da direcção de fluxo.

A manutenção do fluxo e da qualidade dos aquíferos dependem da sua recarga. Uma captação em funcionamento pode provocar alterações na forma da zona saturada do aquífero, podendo segundo Moreno Merino et al. (1991), ser determinadas três zonas importantes para a captação: a zona de alimentação, a zona de chamada, e a zona de influência da captação. Todas estas zonas encontram-se no interior dos limites do aquífero. O funcionamento da captação pode também provocar alterações no quimismo e na velocidade de circulação da água, alterando assim o tempo de percurso de um polvente presente na água. No Decreto-Lei n.º 382/99, de 22 de Setembro são apresentados valores mínimos para perímetros nas zonas de protecção intermedia e alargada. Desde que a água



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

interage com a zona vadosa, até esta chegar à captação ela interage com o solo, atenuando o efeito dos poluentes, pelo que quanto maior o tempo de percurso maior a atenuação de poluentes. Segundo Eimers et al. (2000), a interação com esta zona está dependente de quatro parâmetros: condutância vertical da zona vadosa, declive da superfície topográfica, cobertura do solo e uso do solo.

A existência ou inexistência de focos poluentes na envolvente, bem como a sua localização, são uma das mais importantes características em análise, pois, sem estes, seria desnecessária qualquer protecção. A probabilidade de poluição, associada à vulnerabilidade intrínseca do aquífero à mesma, culmina no chamado risco de contaminação. O cálculo da vulnerabilidade possui vários métodos/índices, sendo um dos mais utilizados o índice DRASTIC definido em Aller et al. (1987). Todos estes parâmetros físicos e características dos potenciais poluentes podem e devem ser acompanhados da respectiva cartografia.

A análise de todos estes dados permite a definição dos perímetros de protecção. Segundo Ferreira et al. (1995) elas são: zona de protecção imediata, zona de protecção intermédia, zona de protecção alargada, e em casos específicos zona de protecção especial e zona de protecção perante intrusão salina). Para cada um destes perímetros podem ser definidas restrições sobre localização de infraestruturas e de actividades permitidas no seu interior, e na legislação portuguesa estas podem se encontrar no artigo 6.º do Decreto-Lei n.º 382/99, de 22 setembro, e no Decreto-Lei n.º 54/2015, de 22 Junho

3. PROPOSTA DE CHECKLIST

No desenvolvimento da checklist foram consideradas duas grandes sub-classes de captações de água subterrânea com base no seu uso, sendo estas, por um lado, as captações de água para consumo local (para abastecimento das habitações de determinada localidade) e, por outro lado, as captações de águas minerais naturais e de nascente. Nela são apresentados vários parâmetros que devem estar presentes nas propostas de perímetros de protecção. Esses parâmetros dividem-se em 4 categorias com diferentes graus de importâncias: os elementos obrigatórios, os elementos essenciais, os elementos acessórios e os elementos anexos. A importância, ou a necessidade de apresentação, de cada um dos parâmetros definidos, pode variar entre as duas sub-classes de captações acima mencionadas.

Os **elementos obrigatórios** são constituídos por parâmetros que são indispensáveis por fornecerem os dados que definem a base geológica, a base legal e elementos relacionados com poluentes de uma qualquer captação. Estes encontram-se ainda divididos em gerais, isto é, que devem ser aplicados a qualquer situação, e específicos, que são elementos que apenas são utilizados em casos com características muito particulares. A falta de um destes elementos é suficiente para reprovar (ou rejeitar) uma proposta de perímetros de protecção.

Os elementos obrigatórios situacionais são constituídos por elementos apenas usados em situações geológicas muito específicas e que, na sua presença, se regem pelas mesmas regras dos anteriores.

Os **elementos essenciais** são constituídos por características que influenciam, em grande medida, o fluxo hídrico subterrâneo e a sua possibilidade de contaminação. A falta de um destes elementos não é suficiente para reprovar (ou rejeitar) a proposta de perímetros de protecção, mas pode levar a que a proposta seja aprovada com restrições.

Os **elementos acessórios** são assim designados por serem elementos de menor impacte, embora apresentando alguma importância em termos de documentação prévia. Estes elementos não apresentam a importância necessária para impedir a total aprovação (ou aceitação) ou impor qualquer restrição a uma proposta de perímetros de protecção.

Entre as duas sub-classes de captações de água subterrânea consideram-se parâmetros comuns a qualquer uma delas os seguintes:

- **Elementos obrigatórios:** Características geomorfológicas da área; Descrição hidrogeológica da área; Recarga do aquífero; Potabilidade da água; Focos poluentes; Vulnerabilidade à poluição; Cartografia estrutural; Planta Topográfica (com localização das captações e delimitação dos perímetros de protecção); Critérios usados na definição das zonas; Área e restrições da zona de protecção imediata; Área e restrições da zona de protecção intermédia; Área e restrições da zona de protecção alargada;

- **Elementos obrigatórios situacionais:** Área e restrições da zona de protecção especial; Área e restrições da zona de protecção perante intrusão salina.

- **Elementos essenciais:** Tempo de percurso dos poluentes.

Na Tabela 1 são apresentados os parâmetros que assumem importâncias/significância distinta para cada uma das duas sub-classes de captações considerada. As linhas a cinzento são parâmetros que entram nos elementos anteriores (elementos em comum) e que apenas estão presentes para facilitação da leitura de alguns parâmetros.

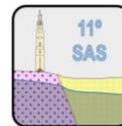


Tabela 2 . Checklist, cruzando os parâmetros com as duas tipologias de águas definidas.

| | | |
|--|--------------|--------------|
| Características intrínsecas do aquífero | | |
| Zona de alimentação da captação | Blue | Light Purple |
| Zona de chamada da captação | | Light Purple |
| Zona de influência da captação | | Light Purple |
| Profundidade do aquífero | | Light Purple |
| Poder depurador da zona vadosa | | Light Purple |
| Quimismo da água | Blue | Red |
| Limites do aquífero | | Red |
| Modelo conceptual hidrogeológico | Light Purple | Red |
| Interação com o aquífero | | Black |
| Focos poluentes | | Olive Green |
| Origem do poluente | Light Purple | Red |
| Posição dos focos em relação ao aquífero | | Red |
| Vulnerabilidade à poluição | | Olive Green |
| Risco de contaminação | Light Purple | Red |
| Cartografia | | Black |
| Cartografia estrutural | | Olive Green |
| Descrição detalhada das estruturas | Light Purple | Red |
| Planta Topográfica | | Olive Green |
| Localização das captações | | Olive Green |
| Delimitação dos perímetros de proteção | | Olive Green |
| Coordenadas dos vértices (se aplicável) dos perímetros de proteção (sistema EPSG 3763) | Light Purple | Red |
| Cartografia geológica | | Red |
| Contem perfil geológico | Blue | Light Purple |
| Contem coluna estratigráfica | | Light Purple |
| Carta das fontes e riscos de contaminação | Light Purple | Red |
| Características da captação | | Black |
| Caudal a extrair | Blue | Light Purple |
| Plano de exploração aprovado | | Blue |



Da aplicação desta checklist, a diferentes propostas de perímetros de proteção a captações de águas subterrâneas, poderão advir os seguintes resultados:

Proposta de perímetros de proteção **reprovada** – o perímetro não é aprovado e, a parte interessada, deverá avançar com uma nova proposta e melhor fundamentada;

Proposta de perímetros de proteção **aprovada com restrições** – a aprovação final fica em standby até que as lacunas identificadas, que não são graves, sejam preenchidas;

Proposta de perímetros de proteção **aprovada sem restrições** – a implementação dos perímetros pode passar à prática, uma vez que a proposta apresentada cumpriu todos os requisitos obrigatórios e essenciais.



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

4. CONCLUSÕES

Com o fim de agilizar a análise das propostas de perímetros de proteção, foi criada uma checklist. A checklist apresentada, correspondendo a uma primeira versão e tendo sido testada num número reduzido de casos de estudo, pode não ser autossuficiente, requerendo uma análise mais pormenorizada aos dados que são fornecidos. A sua utilização permite, no entanto, que rapidamente sejam observáveis lacunas que podem inviabilizar a proposta de perímetros de proteção até que estas lacunas sejam colmatadas. Os aspetos positivos assentam na rapidez de análise das propostas apresentadas e na introdução de um standard de qualidade que será necessário na apresentação de futuras propostas. Como aspetos menos positivo, é de referir que a checklist apresenta apenas um número de parâmetros estáticos que podem não se adequar totalmente à proposta apresentada.

AGRADECIMENTOS

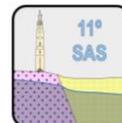
Agradece-se ao Professor Doutor José Martins Carvalho as sugestões efetuadas durante a discussão nas provas de mestrado em Geologia da FCUP, que serviram de base a este trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J.H., Petty, R.J., Hackett, G. (1987) DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. US Environmental Protection Agency, Washington DC, 622p.
- Custodio, E., Llamas, M.R., (2001) Hidrología Subterránea, Ediciones Omega, Barcelona.
- Eimers, J.L., Weaver J.C., Terziotti S., Midgette R. W. (2000) Methods of rating unsaturated zone and watershed characteristics of public water supplies in North Carolina. U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations, Raleigh, North Carolina, Report 99–4283.
- Fetter, C.W., (2001) Applied Hydrogeology (4th ed.), Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 598p..
- Lobo Ferreira, J. P., M. M. Oliveira, P. C. Ciabatti, M. J. Moinante, M. E. Novo e T. E. Leitão. (1995). Desenvolvimento de um inventário das águas subterrâneas de Portugal. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa.
- Moreno-Merino, L., Martínez-Navarrete, C., López Geta, J.A. y Navarrete Martínez, P. (1991). Guía Metodológica para la elaboración de perímetros de protección de captaciones de aguas subterráneas, IGME, Madrid.

LEGISLAÇÃO

- Decreto-Lei n.º 382/99, de 22 de setembro. Diário da República n.º 222/99 – I Série-A, Ministério do Ambiente. Lisboa
- Decreto-Lei n.º 54/2015, de 22 de junho. Diário da República n.º 119/2015 – 1ª Serie, Lisboa



DELIMITAÇÃO DE PERÍMETROS DE PROTECÇÃO EM SISTEMAS AQUÍFEROS FISSURADOS: CASO DE ESTUDO NA SERRA DA GARDUNHA, CENTRO DE PORTUGAL

Maria Teresa Durães ALBUQUERQUE^{1,3}, Isabel Margarida Horta Ribeiro ANTUNES^{2,3}, Miguel SOUSA¹

1. Instituto Politécnico de Castelo Branco, Av. Pedro Álvares Cabral, n.º 12 6000-084 Castelo Branco, Portugal, teresal@ipcb.pt

2. Centro de Ciências da Terra, Universidade do Minho, Campus de Gualtar 4710-057 Braga, Portugal, imantunes@uct.uminho.pt

3. CERENA/FEUP, Portugal,

RESUMO

A crescente necessidade e importância das águas subterrâneas exigem uma protecção adequada deste recurso através da delimitação de perímetros de protecção em torno das captações. Para tal, torna-se necessária uma abordagem específica e ajustada às características locais para obter soluções mais adequadas. Os métodos analíticos permitem a delimitação das zonas de protecção utilizando parâmetros hidrogeológicos. Neste trabalho são comparados dois métodos analíticos – método do raio fixo e de Wyssling - na definição dos perímetros de protecção de duas captações localizadas na Serra da Gardunha. As captações de Eirinhas n.º 1 e Eirinhas N.º2 estão incluídas no subsistema de Casal da Serra (Serra da Gardunha), correspondendo a galerias subterrâneas, semi-horizontais e alongadas, com uma secção com cerca de 1,80m de altura e 0,60m de largura. As rochas graníticas mostram fracturas intensas em que nalguns locais estão bastante degradadas. A água subterrânea escorre aproximadamente paralela à topografia, indicando uma curta permanência, como sugerido pela baixa mineralização que apresentam. O cálculo dos perímetros de protecção com o método de raio fixo mostra círculos centrados nas captações, ultrapassando os limites da zona de recarga presumida, tanto a montante como a jusante. O método de Wyssling, por sua vez, ao considerar o gradiente hidráulico na delimitação dos perímetros mostra áreas de protecção mais ajustadas à realidade, tanto a montante como a jusante.

Palavras-Chave: vulnerabilidade; perímetros de protecção; Método de raio fixo; Método de Wyssling; Eirinhas

1. INTRODUÇÃO

A exploração e utilização de águas subterrâneas é de extrema importância sendo necessário garantir a qualidade dos sistemas aquíferos a longo prazo. A definição e delimitação de perímetros de protecção numa captação é obrigatória para garantir que os impactos associados à atividade humana sejam medidos e limitados, restringidos ou proibidos (Moinante & Ferreira, 2004).

Os métodos analíticos permitem a delimitação de zonas de protecção - imediata, intermédia e alargada - utilizando parâmetros hidrogeológicos e hidráulicos e tendo em conta a vulnerabilidade dos sistemas aquíferos. A vulnerabilidade de um sistema aquífero representa a sua capacidade de auto-protecção (Environmental Protection Agency, 1994), enquanto que o risco de poluição está diretamente associado à introdução de substâncias que podem ser nocivas para o ambiente e saúde humana.

O presente trabalho tem por objetivo a aplicação de métodos analíticos na definição e delimitação de perímetros de protecção para duas captações utilizadas para fins de abastecimento público de água – Eirinha n.º1 e Eirinha n.º 2 – integradas no sistema de abastecimento das Águas do Centro (Grupo Águas de Portugal). Para tal, foram utilizados e comparados dois métodos, o método de Wyssling e o método do Raio Fixo, sendo este último sugerido pela legislação em vigor (Decreto-Lei n.º. 382/99, 1999).

2. CAPTAÇÕES DAS EIRINHAS

As captações das Eirinhas estão localizadas na parte sul da serra da Gardunha, 40,03º de latitude, perto da povoação de Casal da Serra (Castelo Branco, Portugal) (Fig. 1a). Estas captações estão incluídas no subsistema de Casal da Serra e correspondem a túneis artificiais semi-horizontais que se estendem por dezenas de metros, com uma secção de cerca de 1,80 m de altura e 0,60 m de largura (Sousa, 2011).

A nível geológico, ocorrem nos granitos das Beiras, na encosta sul da Serra Gardunha, a uma altitude de 716 m. As rochas graníticas apresentam intensa rede de fraturação, em que nalguns locais estão bastante degradadas; pelo que corresponde a um aquífero cristalino intensamente fissurado e controlado hidraulicamente por poros e fissuras. O fluxo de água subterrânea, aproximadamente paralelo à superfície topográfica, não atinge profundidades elevadas, sugerindo curtos tempos de residência, como indicado pela baixa mineralização destas águas (Sousa, 2011). A geomorfologia corresponde a uma paisagem de montanha, em que a escorrência de água ocorre por processos gravitacionais e as taxas de extração são limitadas pela disponibilidade de água e do sistema de drenagem instalado fora das captações (Fig. 1b).

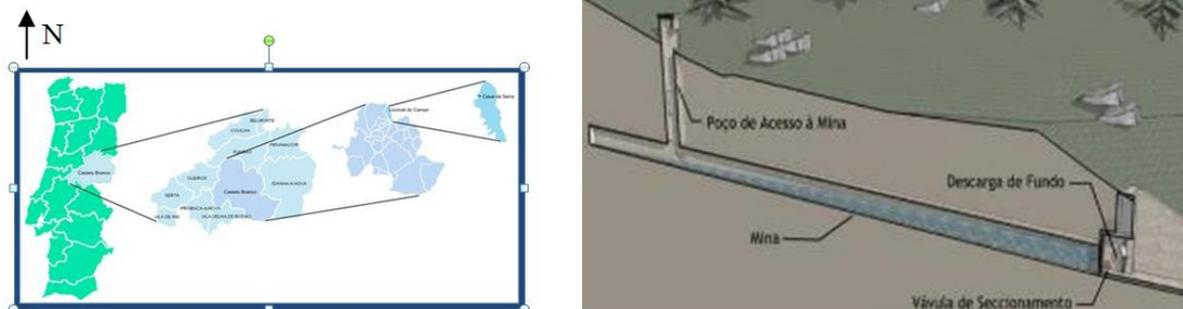


Fig. 1. a) Localização geográfica das captações das Eirinhas; b) esquema de funcionamento da captação Eirinhas nº 2 (adaptado de Sousa, 2011)

3. PERÍMETROS DE PROTECÇÃO

O estudo de vulnerabilidade do sistema aquífero utilizando o índice de vulnerabilidade DRASTIC (Aller *et al.*, 1987), indica uma baixa vulnerabilidade para este aquífero (índice DRASTIC = 105; Sousa, 2011). Contudo, este tipo de formações graníticas pode mostrar índices de vulnerabilidade mais elevados, como é o caso das "fraturas abertas" que permitem o transporte de poluentes ao longo de profundidades e distâncias consideráveis (Mendes, 2006). Na delimitação das zonas de protecção imediata, intermédia e alargada para as captações de Eirinha nº 1 e Eirinha nº 2, foram utilizados os parâmetros indicados na Tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros hidráulicos das captações Eirinhas nº1 e Eirinhas nº 2

| | Eirinha nº 1 | Eirinha nº 2 |
|---------------------------------|-----------------------|-----------------------|
| Caudal (m ³ /s) | 0,00760 | 0,00462 |
| Porosidade efetiva | 0,002 | 0,002 |
| Espessura saturada de água (m) | 7 | 7 |
| Conductividade hidráulica (m/s) | 3,24x10 ⁻⁶ | 3,24x10 ⁻⁶ |
| Gradiente hidráulico | 0,169 | 0,169 |

As captações estudadas são classificadas como sistemas aquíferos de tipo 5 correspondentes a formações ígneas ou metamórficas fissuradas (Environmental Protection Agency, 1994). Os perímetros de protecção, calculados pelo método do raio fixo, revelam uma zona alargada sobre-estimada para Eirinha nº 1 (7229m) e Eirinha nº 2 (5636m); ultrapassando a zona de recarga prevista para o aquífero, de acordo com os limites da bacia hidrográfica (Figura 2).

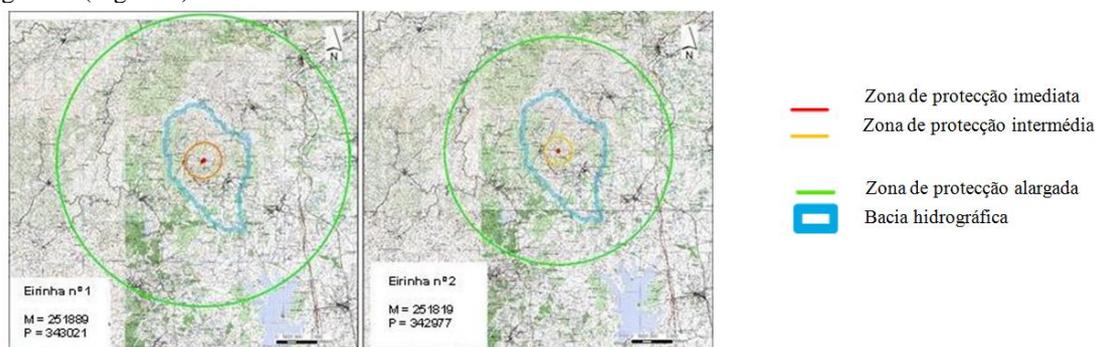


Fig. 2. Delimitação dos perímetros de protecção utilizando o método do raio fixo (adaptado de Albuquerque *et al.*, 2013)

De referir, as limitações associadas à delimitação das áreas que sendo semelhantes a montante e a jusante das captações seriam válidas para um aquífero confinado, com uma superfície piezométrica horizontal e um fluxo de drenagem constante e isotrópico. Deste modo, os perímetros de protecção obtidos baseiam-se num número limitado de factores que não incluem características hidrogeológicas, como seja o gradiente hidráulico e limites de caudais (Sousa *et al.*, 2012).

O método de Wyssling é mais preciso e adequado para aquíferos fissurados, permitindo assumir o meio como poroso e homogéneo (Figura 3), como encontrado em outras áreas semelhantes (Instituto Tecnológico GeoMinero de España, 1991). Neste método, o gradiente hidráulico do maciço granítico é utilizado no cálculo; o que permite obter um perímetro de protecção ampliado a montante da captação, mesmo com declives acentuados (Albuquerque *et al.*, 2013).

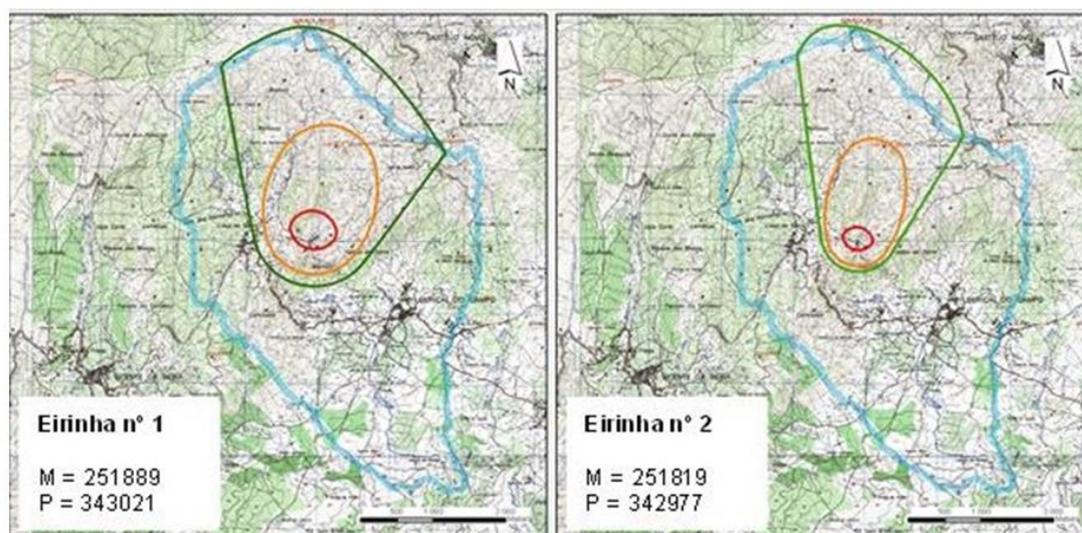


Fig. 3. Delimitação dos perímetros de protecção utilizando o método de Wyssling (adaptado de Albuquerque *et al.*, 2013)

4. CONCLUSÕES

Os métodos utilizados - Raio fixo e Wyssling - mostraram ser adequados para a captação vertical onde o fluxo bombeado é omnidirecional e capturado “*in situ*”. Considerando que as captações estudadas são semi-horizontais e com ressurgências, ao longo de toda a sua extensão, associadas a estruturas geológicas (falhas, veios, fraturas); torna-se necessária a introdução de alguns ajustes na aplicação destes métodos (Sousa, 2011).

O método de Wyssling considera zonas de protecção imediata e intermédia mais amplas tanto em zonas a montante como a jusante quando comparadas com o método de raio fixo (Figuras 2 e 3). O valor calculado para a zona alargada abrange uma área mais extensa do que a zona de recarga pretendida, pelo que tendo em consideração a baixa vulnerabilidade da área de estudo, fez-se coincidir o perímetro de protecção com a cabeceira da bacia hidrográfica como limite natural (Figura 3). A proximidade das duas captações promove a sobreposição das zonas de protecção calculadas; pelo que foram reunidas e projetadas num único perímetro de protecção (Figura 4). Os resultados obtidos confirmam a presença de uma unidade geológica cristalina intensamente fraturada, favorável à ocorrência de aquíferos com uma condutividade hidráulica controlada por características porosas e fissuradas.

A aplicação do método do raio fixo mostra que é um método relativamente simples e barato. No entanto, os resultados obtidos são imprecisos, uma vez que considera um número muito limitado de factores, excluindo importante informação, como por exemplo, gradiente hidráulico, limites de fluxo, entre outros (Sousa, 2011). Este método calcula zonas de protecção circulares centradas na captação e conduz a uma sobreprotecção a jusante que se estende muito para além dos limites da zona de recarga assumida (Sousa *et al.*, 2012). O método de Wyssling ao considerar o gradiente hidráulico do aquífero permite a definição de medidas de protecção mais precisas. No entanto, este método, tal como outros métodos analíticos, não considera, por exemplo, os limites hidrogeológicos, as heterogeneidades de recarga do aquífero, entre outros factores. A incapacidade para o cálculo das distâncias de protecção perpendicularmente à direção do fluxo principal também é considerada como uma limitação do método.

Em trabalhos futuros considera-se a necessidade de um levantamento geológico detalhado, incluindo cartografia de falhas e fraturas, na reavaliação e monitorização das áreas de protecção. É necessária, ainda, uma definição

mais precisa da área de estudo, pois a zona de recarga prevista deverá ser muito maior e presumivelmente controlada por fraturas que atravessam a bacia hidrográfica considerada.

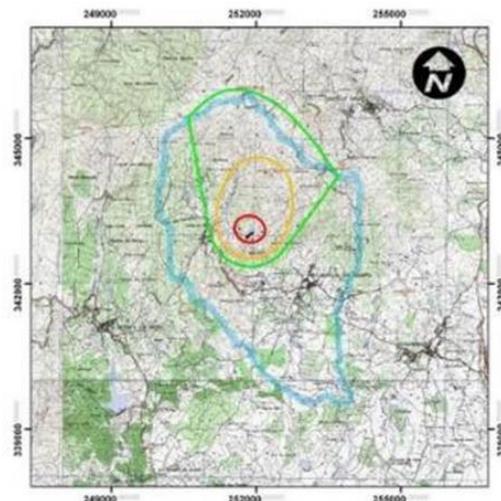


Fig. 4. Perímetros de proteção para as captações de Eirinhas nº 1 e Eirinhas nº 2 (adaptado de Albuquerque *et al.*, 2013)

Como conclusão final, pode ser indicado que o melhor ajuste para um perímetro de proteção resulta da combinação de várias metodologias baseadas na quantidade e qualidade de dados disponíveis, sendo considerada como uma importante ferramenta na avaliação da qualidade da água e sua gestão.

AGRADECIMENTOS

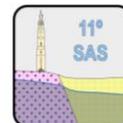
Agradecemos à Águas do Centro, SA pela sua colaboração na realização deste trabalho de investigação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albuquerque MTD, Sousa MPL, Antunes IMHR (2013) Investing in sustainable catchments water abstraction's security design in the Gardunha area (Portugal). In: The TWIN International Conferences on Civil Engineering- Towards a Better Environment & The Concrete Future, (Ed) Victor Cavaleiro, Isabel Pinto, Luís M. Ferreira Gomes, Castro Gomes, Sérgio Lopes & Luís Bernardo, ISBN: 978-981-07-6066-3.
- Aller L, Bennet T, Lehr JH, Petty RJ, Hackett G (1987) DRASTIC: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. In: U.S. Environmental Protection Agency (Eds.), EPA/600/2-87/035, Oklahoma.
- Environmental Protection Agency (1994) GroundWater and Wellhead Protection, United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Water, EPA/625/R-94/001.
- Instituto Tecnológico GeoMinero de España (1991) Guia metodologica para la elaboracion de perímetros de proteccion de captaciones de aguas subterraneas, Madrid.
- Mendes E (2006) Perímetros de protecção de captação das águas subterrâneas para consumo humano em zonas de montanha. Caso de estudo da cidade da Covilhã. Ms thesis (unpublished), Universidade da Beira Interior, Covilhã.
- Moinante MJ, Ferreira JC (2004) Delimitação de perímetros de protecção de captações de água subterrânea destinadas ao abastecimento público do concelho de Montemor-o-Novo. In: ED Universitária da UFPE, Recife.
- Sousa MLP (2011) Delimitação de Perímetros de Protecção para as Captações das Eirinhas – Distrito de Castelo Branco. Ms thesis (unpublished), Instituto Politécnico de Castelo Branco.
- Sousa MPL, Albuquerque MTD, Antunes IMHR (2012) Critical evaluation to the application of analytical methods in the limits of perimeter security for funding in the Gadunha area, I Congresso Internacional “GeoCiências na CPLP”, Coimbra.

LEGISLAÇÃO

Decreto-Lei nº. 382/99 de 22 de Setembro 1999: Define perímetros de protecção para as captações de águas subterrâneas. Imprensa Nacional da Casa da Moeda. Lisboa.



INTERAÇÃO ÁGUA SUPERFICIAL VS ÁGUA SUBTERRÂNEA NA ACIDIFICAÇÃO DA LAGOA DA SANCHA (PORTUGAL)

Carina da GLÓRIA¹, Maria do Rosário CARVALHO¹, Maria da Conceição FREITAS¹

1. Departamento de Geologia, Instituto D. Luiz, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, carinacgloria@gmail.com, mdrcarvalho@fc.ul.pt, cfreitas@fc.ul.pt

RESUMO

A Lagoa da Sancha localiza-se na costa SW de Portugal, a cerca de 7 km a N de Sines, na área da Reserva Natural das Lagoas de Santo André e da Sancha, em ligação com o aquífero livre e, esporadicamente com o mar. A água e os sedimentos desta lagoa têm características ácidas desde os anos 2000, com pH entre 2,5 e 3,7 e concentração elevada de metais, o que constitui um problema ambiental grave. À alteração das características químicas foi atribuída inicialmente uma origem natural; todavia, após a identificação de derrames de hidrocarbonetos numa depressão preenchida por uma lixeira, e localizada na bacia hidrográfica da Lagoa, procedeu-se à investigação das fontes e processos contaminantes no sentido de se compreender melhor os processos que conduziram as alterações ambientais da massa de água da Lagoa da Sancha.

O derrame de hidrocarbonetos e respetivos recipientes metálicos dão origem a uma pluma de contaminação com fluxo em direção ao mar, emergindo na depressão da Lagoa da Sancha e provocando profundas alterações químicas no hidrossoma. A água subterrânea que emerge na depressão da lagoa apresenta as características típicas de uma pluma anóxica contendo elevada concentração de hidrocarbonetos e metais dissolvidos, tais como ferro, manganês, alumínio, e ainda enxofre. A água redutora, em contacto com a atmosfera e com eventual água do mar, oxida: o Fe(II) passa a Fe(III), precipitando sob a forma de óxidos e hidróxidos; o S sob a forma reduzida (H₂S, HS⁻ ou S²⁻) oxida para sulfato, provocando a redução drástica do pH da água. A reação de oxidação do enxofre reduzido é a principal reação responsável pela acidez do hidrossoma.

Palavras-Chave: Contaminação, acidificação, hidrocarbonetos, oxidação, Lagoa da Sancha

1. INTRODUÇÃO

A Lagoa da Sancha localiza-se na costa SW de Portugal, a cerca de 7km a N de Sines, na área da Reserva Natural das Lagoas de Santo André e da Sancha.

É uma zona húmida com cerca de 15ha, que se desenvolve numa depressão interdunar do sistema dunar de Tróia-Sines, com coordenadas: 38°06'46.99N e 8°47'49.34W (WGS 84). Está separada do oceano por um sistema praia/duna, que esporadicamente sofre galgamentos por água do mar. O plano de água varia sazonalmente com a precipitação, temperatura e posição do nível freático. A profundidade da coluna de água é, em média, de 1m, mas nos meses de verão pode desaparecer na totalidade expondo o fundo. A lagoa é alimentada por uma rede de drenagem, com linhas de água temporárias e bastante intervencionadas pelo Homem, que se desenvolve numa bacia hidrográfica com cerca de 35 km² de forma sub-losangular, alongada para SE (Fig. 1).

A água e os sedimentos da lagoa têm características ácidas desde os anos 2000, com pH entre 2,5 e 3,7 e concentração elevada de metais, o que constitui um problema ambiental grave. Para além da redução drástica do pH da água, a mineralização aumentou (salinidade 0-4,3‰), bem como o potencial redox (+315 a +546mV), (Cruces, 2015); em 2013 foi detetada a presença de hidrocarbonetos na água e sedimentos do fundo (Almeida *et al.*, 2014, Inácio *et al.*, 2014, Cruces 2015).

A alteração das características químicas da água da Lagoa da Sancha pode ter origem natural ou antrópica. A evolução natural do sistema lacustre com a invasão periódica da água do mar, a alternância de períodos húmidos e secos, a ocorrência de vegetação que favorece a alteração de ambientes oxidantes a redutores, poderia induzir alterações drásticas do corpo lagunar. Todavia, em 2013, foram encontrados recipientes metálicos degradados contendo lamas oleosas (hidrocarbonetos), enterrados numa depressão preenchida por uma lixeira, e localizada na bacia hidrográfica da lagoa, na zona da Sanchinha (Almeida *et al.*, 2014, Inácio *et al.*, 2014, Cruces, 2015). Esta descoberta levantou a suspeita da origem das alterações químicas da Lagoa da Sancha estarem relacionadas com contaminação antrópica.

Com a suspeição de ocorrência de contaminações por hidrocarbonetos na bacia hidrográfica da Lagoa da Sancha, o estudo aqui apresentado faz parte de uma dissertação de mestrado (Glória, 2016) e teve como objetivo

fundamental a identificação das fontes e processos contaminantes que originaram as alterações ambientais da massa de água da Lagoa da Sancha na última década e meia.

2. ENQUADRAMENTO GEOLÓGICO E HIDROGEOLÓGICO

A bacia hidrográfica da Lagoa da Sancha (Fig. 1) desenvolve-se sobre terrenos do Paleozóico à atualidade (Inverno *et al.*, 1993). O Paleozóico está representado pela Formação de Mira, uma formação turbidítica do tipo flysch, com a qual contactam formações jurássicas, essencialmente formadas por dolomitos, margas, calcários e conglomerados. As formações mais recentes assentam discordantemente sobre as formações jurássicas e correspondem aos depósitos de cobertura da Bacia de Sines, constituídos essencialmente por calcários e arenitos de idade miocénica, seguidos de areias e argilas plio-pleistocénicas, terminando com terraços fluviais e depósitos de praias antigas, aluviões, areias de praia e duna.

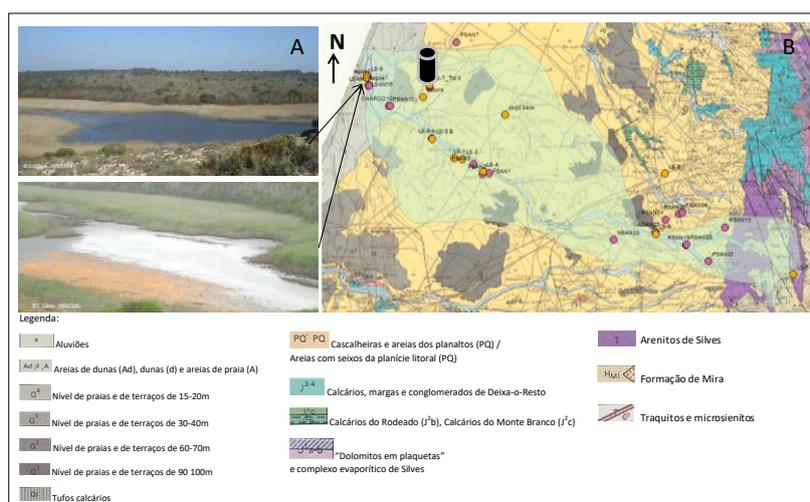


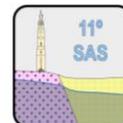
Fig. 1- A. Lagoa da Sancha em Março/2014 (cima) e Julho/2015 (baixo). B. Bacia hidrográfica da Lagoa da Sancha delimitada sobre Carta Geológica de Portugal à escala 1:50.000, Folha 42C (Inverno *et al.*, 1993); locais de amostragem de 2014 (rosa) e 2015 (laranja); local da deposição de hidrocarbonetos com cilindro preto.

A zona em estudo está englobada na Massa de Água Subterrânea (MAS) Sines (Almeida *et al.*, 2000). Desenvolve-se num sistema aquífero composto por um aquífero superficial multicamada do Mio-Pliocénico e outro subjacente, desenvolvido nos depósitos carbonatados do Jurássico. O aquífero superior é do tipo poroso com comportamento livre a confinado, com permeabilidade horizontal elevada, recebendo recarga por infiltração direta. O aquífero profundo, confinado, apresenta em alguns locais artesianismo repuxante, recebe recarga direta na área aflorante fora da zona em estudo e através de drenância vertical dos níveis sobrejacentes. A direção e sentido do escoamento ocorrem na perpendicular à linha de costa e com destino ao oceano, seguindo a orientação e inclinação das formações.

A MAS está dividida em Sines Norte e Sines Sul. A MAS Sines Sul foi classificada como Médioce relativamente à qualidade, devido à ocorrência de compostos orgânicos que representam um risco ambiental significativo. A MAS Sines Norte apresenta estado químico Bom, embora tenham sido detectados hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (MAMA-ARH Alentejo, 2012). A bacia hidrográfica da Lagoa da Sancha reparte-se por ambas as MAS, encontrando-se a zona da lagoa e a das lammas de hidrocarbonetos na MAS Sines Sul, mas junto ao limite de separação com a MAS Sines Norte.

3. METODOLOGIA

Foram compilados dados físico-químicos do hidrossoma e sedimentos da Lagoa da Sancha (Almeida *et al.*, 2014, Cruces, 2015) aos quais se juntaram os resultados de análises químicas de amostras recolhidas em 2014 e 2015. Amostras de água superficial e subterrânea da bacia hidrográfica da Lagoa da Sancha foram recolhidas para análise de elementos maiores e menores, e isótopos estáveis ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$). Foi efectuada a determinação de hidrocarbonetos em águas subterrâneas, água da lagoa, sedimentos do leito da lagoa e no solo da zona de contaminação. A água da lagoa foi objecto de determinação dos isótopos $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{34}\text{S}$. As análises de cationes, aniões, metais, $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{34}\text{S}$ foram realizadas no Activation Laboratory (Canadá); as determinações de $\delta^{18}\text{O}$ e $\delta^2\text{H}$



foram efetuadas no Stable Isotopes and Instrumental Analysis Facility – CRIE/SIAF (Lisboa); a determinação de hidrocarbonetos na água e solo foi realizada nos laboratórios Alcontrol (Holanda).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As águas amostradas na bacia hidrográfica da Lagoa da Sancha possuem fácies hidrogeoquímicas que variam entre cloretadas sódicas ou magnesianas e bicarbonatadas sódicas ou magnesianas na zona E; na zona W as amostras variam entre bicarbonatadas cálcicas-sódico-magnesianas e cloretadas cálcicas ou cloretadas sódicas ou magnesianas. A água da Lagoa tem fácies cloretada sódica, consequência da proximidade ao mar e inundações periódicas da lagoa pelo mar, em alturas de tempestades.

A água da lagoa apresentou pH entre 2,67 e 3,69, condutividade elétrica entre 1.112 e 8.416 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (dependendo do local no espelho de água e da época), concentração em cloreto entre 2.250 e 2.400 mg/L, potencial redox de +538 mV, sulfato entre 521 e 789 mg/L, Fe total dissolvido de 53,6 a 1.000 mg/L, Mn de 1.6 a 1.8 mg/L e Al superior a 20 mg/L. As águas amostradas na bacia hidrográfica apresentam valores de pH ente 6,56 e 7,84, cloreto entre 32 e 215 mg/L, potencial redox inferior a +253 mV, sulfato inferior a 31,1 mg/L, ferro total dissolvido inferior a 0,9 mg/L, encontrando-se os valores mais elevados nas águas da zona Este da bacia, junto a litologias triásicas.

A concentração elevada em ferro da água da lagoa pode ter origem na dissolução de litologias a montante mas também na dissolução de hidrocarbonetos e dos recipientes metálicos que os contêm; a solubilidade na água da lagoa é potenciada pelo pH baixo decorrente da oxidação do enxofre. No verão, os níveis de água na lagoa baixam e o ferro tende a precipitar. Em época húmida com a chegada de nova água acidificada à lagoa, os óxidos de ferro precipitados sofrem dissolução e a concentração deste metal na água mantém-se elevada. O S dos sulfatos da água da lagoa poderá ter como origem: a dissolução de rochas a montante, onde ocorrem mineralizações de sulfuretos; na invasão periódica da lagoa por água do mar; spray marinho; ou origem na contaminação por hidrocarbonetos a montante e transportado pelas águas subterrâneas, que emergem na zona da lagoa, sob a forma de S^{2-} , HS^- ou H_2S (posteriormente oxidado para SO_4^{2-}).

As análises realizadas ao solo contaminado junto aos recipientes de hidrocarbonetos revelaram a presença de hidrocarbonetos totais, nomeadamente nas frações C10-C12, C12-C16, C16-C21; foram detetados hidrocarbonetos aromáticos voláteis, policíclicos aromáticos (Antraceno+Acenatileno) e organohalogenados voláteis (Bromofórmio+Diclorometano); o Naftaleno é o único composto que chega à Lagoa da Sancha e que apresenta as maiores concentrações: 220 g/kg no solo contaminado, 120 g/kg no solo da lagoa e 22 $\mu\text{g}/\text{L}$ na água.

O estudo da composição isotópica em $\delta^{18}\text{O}$ (-4,2‰ a +0,3‰) e $\delta^2\text{H}$ (-26,6‰, a -6,6‰) das águas superficiais e subterrâneas mostra que todas apresentam um desvio relativamente às retas de águas meteóricas no sentido da evaporação em não-equilíbrio, com enriquecimento em ^{18}O , provavelmente devido à proximidade ao litoral. O conteúdo em $\delta^{18}\text{O}$ (+9,6‰) e $\delta^2\text{H}$ (+3,9‰) da água da Lagoa da Sancha mostra mistura com água do mar ou água do mar evaporada.

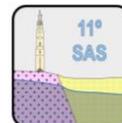
A razão isotópica $\delta^{13}\text{C}$ encontrada na água da Lagoa (-17,3‰) indica que a maior parte do C dissolvido tem origem orgânica podendo a vegetação ao redor da lagoa contribuir para a assinatura isotópica do carbono (plantas aquáticas possuem $\delta^{13}\text{C}$ entre -6‰ e -19‰, algas e líquenes entre -12‰ e -23‰). Todavia, assumindo valores de $\delta^{13}\text{C}$ próximos de zero para as rochas carbonatas (aquífero formações jurássicas), o C presente na água poderá ter contribuição de CO_2 atmosférico (≈ -7 ‰), CO_2 orgânico do solo (≈ -34 ‰ a -24‰) e, em menor quantidade, com origem em hidrocarbonetos (≈ -25 ‰).

A assinatura isotópica $\delta^{34}\text{S}$ nos sulfatos da água da lagoa (+12,4‰) aponta para ocorrência de uma fonte de S mais leve que a água do mar ($\delta^{34}\text{S} \approx +20$ ‰) que poderá resultar da dissolução de minerais evaporíticos ($\delta^{34}\text{S} \approx -40$ ‰ a +5‰) ou sulfuretos ($\delta^{34}\text{S} \approx -15$ ‰) presentes nos sedimentos do fundo da lagoa. A composição isotópica $\delta^{34}\text{S}$ dos hidrocarbonetos é muito difícil de estimar porque a sua degradação, com redução dos sulfatos, é realizada por bactérias redutoras. A reação de redução bacteriana e posterior oxidação atmosférica promovem fracionamento isotópico e grandes alterações na assinatura isotópica.

5. CONCLUSÕES

Os recipientes metálicos com hidrocarbonetos depositados na zona da Sanchinha dão origem a uma pluma de contaminação com fluxo em direção ao mar, emergindo na depressão da Lagoa da Sancha e provocando profundas alterações químicas no hidrossoma.

Na zona contaminada por hidrocarbonetos o ambiente é anaeróbico. Com a lixiviação, os hidrocarbonetos infiltram-se no solo e, durante o seu transporte pela água subterrânea, são degradados progressivamente pelos microrganismos presentes, ocorrendo redução dos sulfatos. Estes microrganismos usam também o Fe(III) presente nos hidrocarbonetos e respetivos recipientes metálicos, transformando-o em Fe(II), mais solúvel na água. Ao longo da pluma de contaminação são reconhecidas distintas zonas geoquímicas no aquífero. A água



TRATAMENTO SOLO-AQUÍFERO COMO SOLUÇÃO PASSIVA PARA MELHORAR A QUALIDADE DE ÁGUAS RESIDUAIS TRATADAS ANTES DA SUA UTILIZAÇÃO PARA RECARGA DE AQUÍFEROS

Teresa E. Leitão¹, Tiago Martins¹, Elsa Mesquita¹, Maria José Henriques¹, João Rogeiro¹, Tiago Carvalho², Maria João Rosa¹, J.P. Lobo Ferreira¹

¹Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Av. do Brasil 101, 1700-066 Lisboa, Portugal (Email: tleitao@lnec.pt, martins@lnec.pt, emesquita@lnec.pt, mjhenriques@lnec.pt, jrogeiro@lnec.pt, mjrosa@lnec.pt, lferreira@lnec.pt)

²Terra, Ambiente e Recursos Hídricos (TARH), Rua Forte Monte Cintra 1B3, Sacavém, Portugal (Email: tcarvalho@tarh.pt)

RESUMO

Este artigo apresenta os resultados de um ensaio feito em escala de demonstração (DEMO) na Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) de S. Bartolomeu de Messines (SBM), onde foram construídos sistemas de tratamento em bacias (Soil-Aquifer Treatment, SAT, em nomenclatura anglo-saxónica). Os sistemas SAT visaram melhorar a qualidade do efluente tratado antes da sua descarga no ribeiro Meirinho, cujas águas posteriormente se infiltram no aquífero cársico Querença-Silves ao longo das secções influentes do ribeiro. A melhoria da qualidade da água foi conseguida utilizando a capacidade do solo para reduzir as concentrações de contaminantes, nomeadamente compostos farmacêuticos e nutrientes, através de processos naturais (e.g. a retenção de partículas, adsorção, absorção e biodegradação). Antecedendo este ensaio DEMO foram realizados ensaios laboratoriais em coluna-de-solo com o objetivo de testar as condições ideais de SAT utilizando diferentes misturas de solo como meio natural de depuração (Hernández e Gibert, 2015; Martins, 2016; Martins *et al.*, 2016). As condições físico-químicas do solo foram optimizadas em termos de permeabilidade, teor em matéria orgânica e condições aeróbias / anaeróbicas. Os resultados obtidos mostraram uma melhoria da qualidade do efluente da ETAR após passar pelo sistema de SAT, para diversos produtos farmacêuticos e nutrientes.

Palavras-Chave: Reutilização de águas residuais; melhoria da qualidade da água; tratamento solo-aquífero (SAT); camada reativa de solo; SB Messines.

1. INTRODUÇÃO

Os episódios de escassez de água são cada vez mais frequentes na Bacia do Mediterrâneo em resultado de alterações na frequência e na intensidade da precipitação, fenómenos que estão na origem de eventos extremos mais intensos, como as secas e as cheias. Estratégias adaptativas e inovadoras de gestão da água, como o armazenamento de água tratada ou do excedente hídrico de anos húmidos em sistemas de gestão de recarga de aquíferos (Managed Aquifer Recharge, MAR, em nomenclatura anglo-saxónica), podem aumentar consideravelmente a disponibilidade de águas subterrâneas e, portanto, ajudar a enfrentar os desafios da escassez de água. Acresce que a qualidade da água pode ser melhorada durante o processo de infiltração na zona vadosa e saturada, através de sistemas de tratamento de solo-aquífero, como resultado de reações químicas e biológicas, juntando o paradigma do tratamento e reutilização da água com a gestão de recursos hídricos (González *et al.*, 2015).

Este trabalho foi realizado no âmbito do projeto MARSOL do 7.º PQ da UE (Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought, <http://www.marsol.eu/>), cujo objetivo principal foi demonstrar que MAR é uma estratégia sólida, segura e sustentável para combater a escassez de água no Sul da Europa, e que pode ser aplicada com grande confiança.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

O sistema SAT do projeto MARSOL (Figura 1) foi construído em junho de 2016, pela TARH e pelo LNEC, e é formado por duas bacias SAT com 15 x 7 m projetadas para trabalhar continuamente por gravidade, i.e. sem quaisquer requisitos de bombeamento, podendo trabalhar em paralelo (simultaneamente) ou em série, caso seja necessário um tratamento sequencial, permitindo que a água da bacia 1 (B1) flua para a bacia 2 (B2).

As bacias SAT, e a conexão entre si, foram projetadas de forma a poder receber o efluente da ETAR fazendo-o percolar através de uma camada de solo (ver Figura 1) com cerca de 60 cm de espessura. Este solo artificial foi projetado para otimizar a retenção dos contaminantes, remanescentes ao tratamento da ETAR, ao mesmo tempo que assegura a infiltração de caudais apreciáveis. À saída das bacias SAT, o efluente tratado é drenado através de um tubo de PVC para o rio, aproximadamente no local onde é atualmente descarregado pela ETAR.

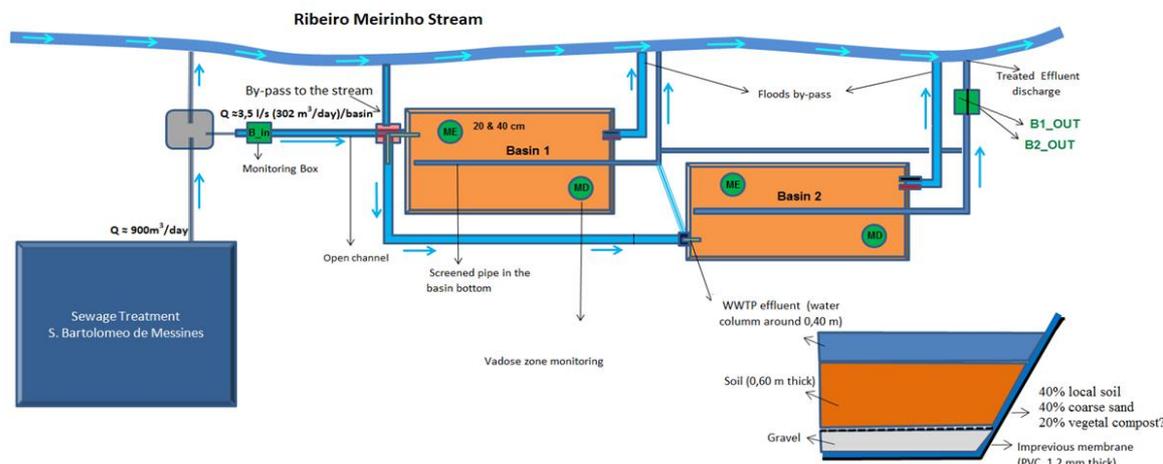


Fig. 1. Desenho esquemático das bacias SAT do projeto MARSOL em S. Bartolomeu de Messines e do perfil do solo (em baixo à direita)

Foram usados três sensores sem fio da rede *Smart Water* para a monitorização remota da qualidade da água (condutividade elétrica, temperatura, pH e potencial redox) e comunicação de dados em tempo real, das águas à entrada de água (B_IN) e à saída de ambas as bacias (B1_OUT e B2_OUT) (cf. Fig. 1). Além disso, a água foi amostrada semanalmente, durante três meses, e foram analisados 24 compostos farmacêuticos, matéria orgânica, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , B, Zn, Cu. A zona vadosa também foi monitorizada utilizando cápsulas de sucção colocadas em dois pontos em cada bacia e duas profundidades (20 e 40 cm), num total de quatro cápsulas por bacia (cf. Fig. 1).

3. RESULTADOS E CONCLUSÕES

Durante 2,5 meses, de 15 de setembro a 30 de novembro de 2016, o efluente da ETAR de S. Bartolomeu de Messines foi parcialmente desviado para as bacias SAT para realizar o tratamento terciário da água. O efluente da ETAR percolou a sequência de estratos de 60 cm (composta de 40% de solo local, 40% de areia grosseira e 20% de composto vegetal) e foi posteriormente drenada para o rio. Foram testados diferentes ciclos aeróbicos / anaeróbios.

A Fig. 2 à Fig. 4 mostram os resultados obtidos para o ciclo do azoto. O comportamento do azoto mostra claramente os efeitos dos ciclos aeróbico e anaeróbico. No primeiro, a presença de oxigênio é responsável por transformar a maioria da amónia (NH_4^+) em nitrato (NO_3^-) através de: $2 \text{NH}_4^+ + 3 \text{O}_2 \rightarrow 2 \text{NO}_2^- + 2 \text{H}_2\text{O} + 4 \text{H}^+$ e $2 \text{NO}_2^- + \text{O}_2 \rightarrow 2 \text{NO}_3^-$. No ciclo anaeróbico, o NH_4^+ permanece estável e quase nenhum nitrato ou nitrito é formado. Entre 3/11/2016 e 10/11/2016, período em que água rica em oxigênio passou da bacia 2 para a bacia 1 (num período onde os tubos de ligação estavam em teste), foi novamente possível observar nitrificação (Fig. 4).

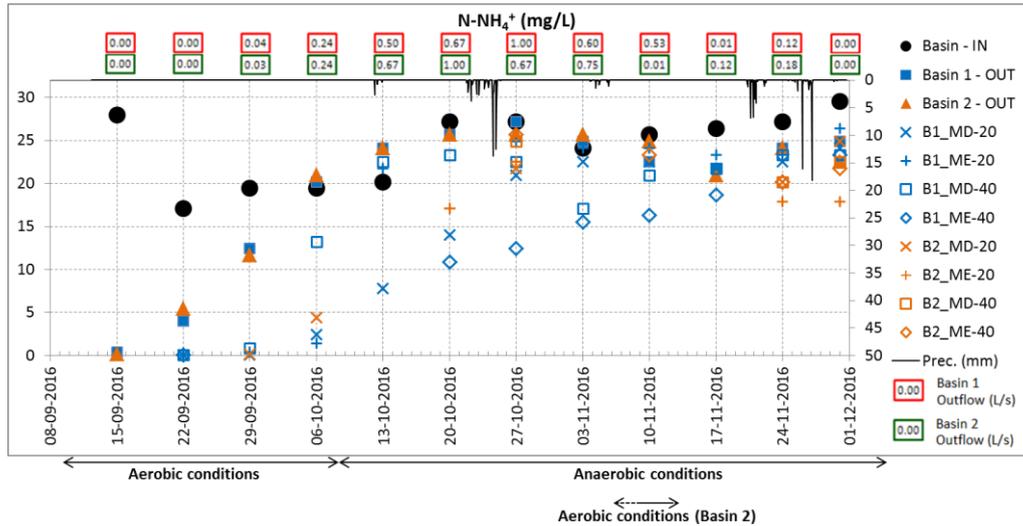


Fig. 2. Concentração em amónia em amostras de água obtidas durante os ensaios nas bacias SAT

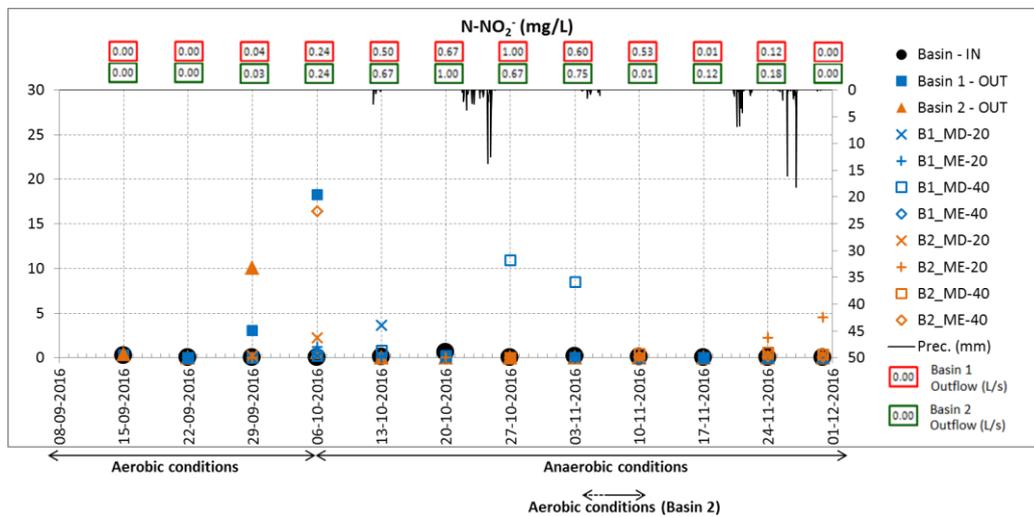


Fig. 3. Concentração em nitrito em amostras de água obtidas durante os ensaios nas bacias SAT

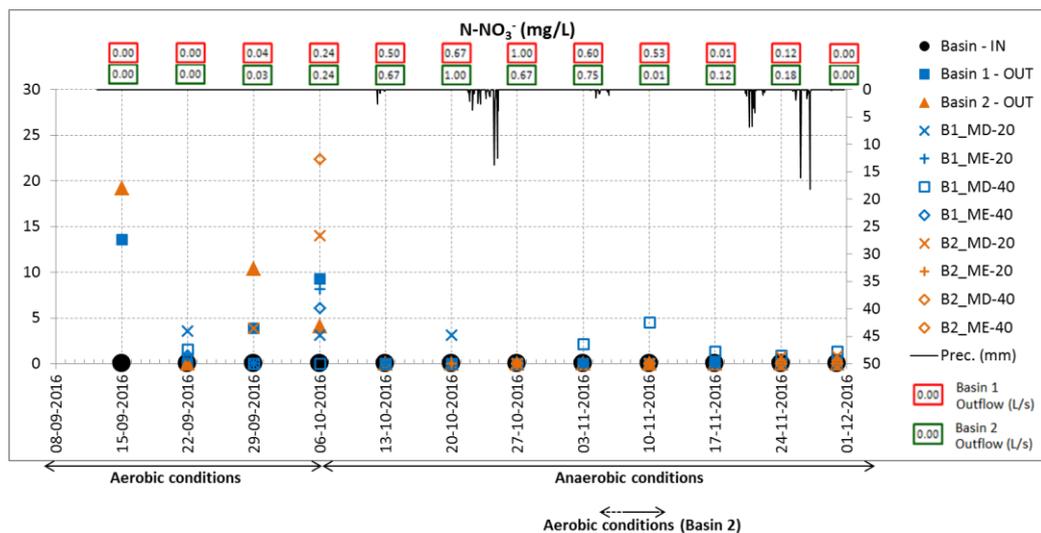


Fig. 4. Concentração em nitrato em amostras de água obtidas durante os ensaios nas bacias SAT

A Fig. 5 apresenta um exemplo da redução da concentração de um anti-inflamatório, o diclofenac, através do sistema SAT.

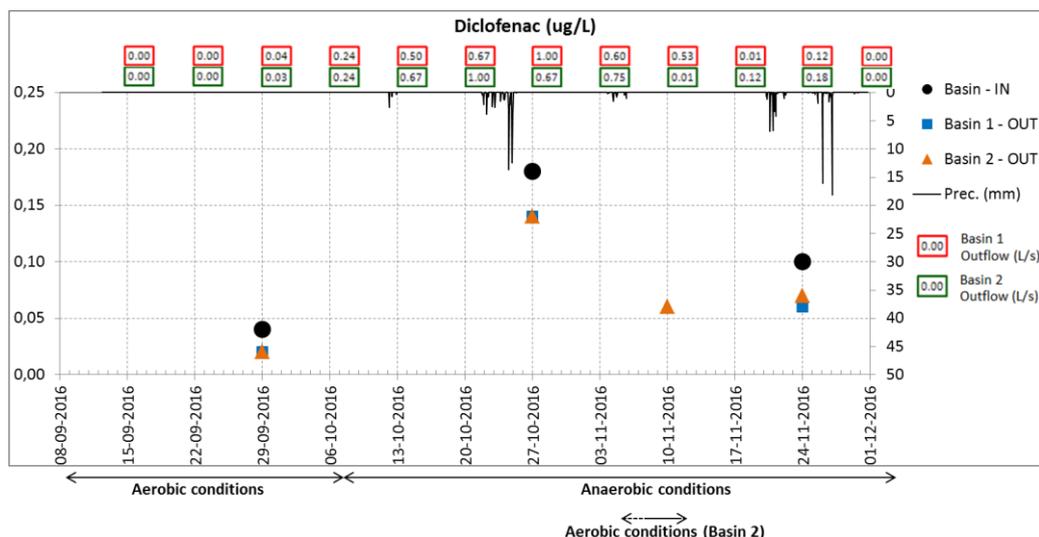


Fig. 5. Concentração em diclofenac em amostras de água obtidas durante os ensaios nas bacias SAT

Os sistemas de demonstração SAT em S. Bartolomeu de Messines mostraram uma capacidade muito interessante para remover ou minimizar vários tipos de contaminantes de ETAR, particularmente compostos farmacêuticos, compostos nitrogenados, sólidos em suspensão, bem como fosfatos e possivelmente metais.

Além da própria qualidade inicial da água infiltrada, o desempenho destes sistemas depende de uma série de fatores, como a permeabilidade das camadas do solo e da carga hidráulica – os dois fatores responsáveis pelo tempo de contacto / equilíbrio solo-água – e também a mineralogia do solo, o teor de matéria orgânica, o pH, as condições redox e a atividade microbiana que, no seu conjunto, determinam a eficácia dos processos de biodegradação e de adsorção.

AGRADECIMENTOS

O trabalho apresentado foi desenvolvido no âmbito do projeto n.º 619120 MARSOL (Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought), do 7.º Programa-Quadro da União Europeia. Agradece-se também à Agência Portuguesa do Ambiente (APA-ARH Algarve) e às Águas do Algarve (AdA) por todo o seu apoio durante este projeto. Agradece-se ao IWW (<http://iww-online.de/en/>) a realização das análises dos fármacos. Finalmente agradece-se o apoio dos Srs. Fernando Oliveira e Márcio Lopes, da empresa Grupo de Estudos e Simulações Ambientais em Reservatórios (GESAR) que presta apoio à AdA, pela sua ajuda no processo de amostragem semanal das bacias SAT.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- González, B. L., Sprenger, C., Kliene, C., Simon, E., Grützmacher, G., Besselink, H., Hernández, M., Hartog, N., Gibert, O. & Wolfgang, S. (2015). D11.2 Demonstration of MAR effects on groundwater resources - development and application of different approaches for risk and impact assessment. DEMAU EU project.
- Hernández, M. e Gibert, O. (2015). D12.3(b) Application of the guidelining soil-column study protocol: Soil-column experiments to assess the fate of emerging pollutants under MAR conditions. DEMAU EU project.
- Martins T. (2016). Contaminants retention in soils as a complementary water treatment method. Application in Soil-Aquifer Treatment processes. Dissertação de mestrado em Geologia Aplicada. Especialização em Hidrogeologia. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 158 pp.
- Martins, T., Leitão, T.E. & Carvalho, M.R. (2016). Assessment of Wastewater Contaminants Retention for a Soil-Aquifer Treatment System using Soil-Column Experiments. 15th Water-Rock Interaction Symposium, 4 pp.



AQUÍFERO MIO-PLIOCÉNICO DO TEJO NA FRENTE RIBEIRINHA DO BARREIRO: MODELAÇÃO NUMÉRICA E EFEITOS DA EXPLORAÇÃO NO EQUILÍBRIO DO SISTEMA

Joel ZEFERINO¹, Manuela SIMÕES², M. Rosário CARVALHO³, Catarina SILVA³

1. Faculdade de Ciências e Tecnologia da UNL, Campus de Caparica, 2829-516 Caparica, j.zeferino@campus.fct.unl.pt

2. Geobiotec, Faculdade de Ciências e Tecnologia da UNL, Campus de Caparica, 2829-516 Caparica, mmsr@fct.unl.pt

3. Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Campo Grande, Ed. 6, 4º P, 1749-016 Lisboa, mdrcarvalho@fc.ul.pt, csilva@fc.ul.pt

RESUMO

O município do Barreiro é autossustentável no abastecimento de água, que extrai exclusivamente de captações subterrâneas. As necessidades hídricas para consumo humano, indústria e agricultura são correspondidas com recurso à elevada disponibilidade do sistema aquífero da Bacia do Tejo-Sado. Neste concelho, existe conexão hidráulica entre o aquífero e as águas do Tejo, estando este sujeito a fenómenos de intrusão salina na frente ribeirinha. A sobre-exploração agrava o problema e aumenta a vulnerabilidade, constituindo uma forte ameaça à sustentabilidade hídrica da região. A área em estudo, intervencionada por obras hidráulicas e pressupondo o alargamento do Porto de Lisboa, poderá sofrer alterações no equilíbrio químico e hidrodinâmico do meio subterrâneo e substanciais avanços na cunha salina. O aquífero Mio-Pliocénico, no setor norte do Barreiro, é um sistema multicamada complexo, constituído, essencialmente por um aquífero superficial livre e outro confinado mais profundo, separados por um aquitardo. A exploração incide principalmente no aquífero confinado, nos níveis detríticos com carbonatos do Miocénico Marinho. Os níveis piezométricos neste aquífero estão rebaixados em relação ao estuário, em consequência dos caudais extraídos na frente ribeirinha para abastecimento do complexo industrial da Quimiparque. O modelo numérico desenvolvido mostra uma zona de depressão na frente ribeirinha, donde grande parte dos volumes captados deriva das camadas subjacentes ao estuário do Tejo, ainda que confinadas por níveis menos permeáveis. As linhas de fluxo regressivas calculadas para as captações AC8 e AC9 comprovam esta origem. As simulações efetuadas pelo FEFLOW mostram inversão no sentido natural da drenância, dos níveis superiores para o aquífero confinado, transferindo-se águas de menor qualidade para o aquífero confinado e agravando a elevada vulnerabilidade do sistema à intrusão salina reconhecida neste local.

Palavras-Chave: Modelação numérica com FEFLOW, aquífero Mio-Pliocénico do Tejo, frente ribeirinha do Barreiro, vulnerabilidade, contaminação salina.

1. INTRODUÇÃO

O uso sustentável dos recursos hídricos subterrâneos é, no presente, impreterível, sendo por isso uma das temáticas mais abordadas a nível mundial e esperada uma redução significativa da sua disponibilidade e fácil acesso. Estes recursos são fundamentais para o desenvolvimento das sociedades modernas pois representam importantes fontes de abastecimento urbano, industrial e agrícola, sendo necessário protegê-los. Se considerarmos todas as adversidades atuais referentes à sustentabilidade no uso das reservas aquíferas, a questão complica-se ainda mais quando se trata de aquíferos costeiros. Neste contexto, têm surgido nas últimas décadas extensos trabalhos que procuram compreender os mecanismos envolventes neste processo e desenvolver estratégias de gestão para a prevenção e controlo da intrusão salina (Felisa *et al.*, 2013).

O desenvolvimento tecnológico atual tem permitido o aperfeiçoamento de técnicas utilizadas na gestão dos recursos hídricos subterrâneos, nas quais se incluem a aplicação de modelos matemáticos para simulação de cenários, atuais e futuros, que permitam prever e compreender o comportamento dos sistemas. Os simuladores numéricos utilizam um conjunto de ferramentas matemáticas para resolver as equações que regem o fluxo subterrâneo de forma a reproduzir o comportamento físico e químico da água no meio subterrâneo. São cada vez mais utilizados na gestão dos recursos hídricos subterrâneos pois possibilitam prever, com certo rigor, situações futuras e do passado, auxiliando a tomada de decisão e na resolução de problemas. Entre diversas aplicações, os modelos numéricos são utilizados na otimização da captação de água, na avaliação de diferentes regimes de exploração em áreas vulneráveis, na definição de zonas de proteção de captações e na prevenção, mitigação e/ou eliminação da contaminação (Bonganha *et al.*, 2007).

2. ENQUADRAMENTO DA ÁREA DE ESTUDO

2.1 Enquadramento geográfico

A área de estudo situa-se no concelho do Barreiro, localizado na margem esquerda do Tejo, no extremo norte da Península de Setúbal. É delimitada a N pelas águas estuarinas do Tejo, numa frente com aproximadamente 4 km de extensão, onde se situa o complexo industrial da Quimiparque, ocupando uma área de 240 ha (Figura 1).

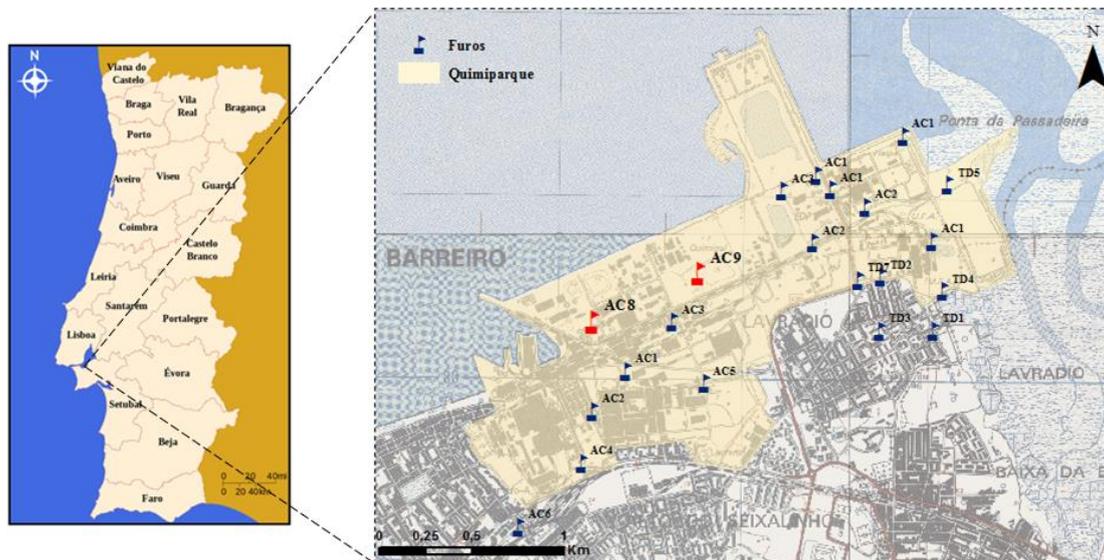


Fig.1 - Localização geográfica e captações subterrâneas situadas no complexo industrial (Zeferino, 2016).

2.2. Enquadramento hidrogeológico e problemática hídrica regional

A área de estudo insere-se no sistema aquífero do Tejo, margem esquerda. O sistema aquífero é bastante complexo, caracterizado por diversas variações laterais e verticais de fácies que alteram significativamente as características hidrogeológicas. Este é formado por várias camadas porosas, confinadas ou semiconfinadas, e por camadas argilosas de baixa permeabilidade. Segundo Almeida *et al.* (2000), na Península de Setúbal, é constituído por um aquífero superior livre, instalado nas aluviões e nas camadas arenosas do topo do Pliocénico, sobrejacente a um aquífero confinado ou semiconfinado multicamada, instalado nas camadas gresosas da base do Pliocénico e nas camadas greso-calcárias do Miocénico superior a médio.

O escoamento subterrâneo dá-se preferencialmente, na sua componente transversal, em direção ao rio Tejo, principal eixo drenante da bacia, estuário e seus afluentes, originando descargas nas aluviões e, segundo uma componente longitudinal, em direção ao Oceano Atlântico (Mendonça, 2007). A recarga dá-se por infiltração direta em toda a bacia, preferencialmente nos depósitos pliocénicos e quaternários das terras altas e planaltos que marginam o rio, cedendo parte dessa recarga por drenância aos depósitos subjacentes do Pliocénico e Miocénico (Almeida *et al.*, 2000).

No sistema aquífero do Tejo inserem-se áreas de elevada densidade populacional e industrial, cujo abastecimento depende da elevada produtividade do sistema aquífero e da excelente qualidade da água (Simões, 1998). Na primeira metade do século passado observava-se artesianismo positivo ou repuxante na generalidade dos furos na Península de Setúbal, nomeadamente nos mais profundos a captarem no Miocénico. Porém, desde meados da década de 60, verifica-se um rebaixamento crescente nos níveis piezométricos em consequência das fortes extrações de água para abastecimento dos complexos industriais. Esta descida tem vindo a alterar o equilíbrio hidrodinâmico do sistema, com maiores consequências nas zonas litorais da Península, promovendo a migração de água salobra e transporte de sais para o interior do sistema aquífero nas regiões do Seixal, Barreiro e Moita (Almeida *et al.*, 2000). Tal situação pode agravar-se uma vez que, na área em estudo, está previsto o alargamento do porto de Lisboa, cujas obras hidráulicas poderão proporcionar avanços substanciais da cunha salina comprometendo a única fonte de abastecimento de água potável à população.

Do Plano Geral de Águas e Saneamento (PGAS) do concelho do Barreiro (ENGIDRO, 2010) consta que 55% da exploração subterrânea de água advém de entidades empresariais situadas no Parque Empresarial do Barreiro (PEB). Este complexo empresarial, outrora denominado por Quimiparque, albergou durante anos empresas ligadas ao sector químico, nomeadamente a Companhia União Fabril (CUF), responsáveis por criarem fortes pressões sobre as águas subterrâneas com a abertura de múltiplos furos.

3. MODELO NUMÉRICO DE FLUXO SUBTERRÂNEO

Na modelação utilizou-se o software FEFLOW, um modelo interativo de simulação, em 2D ou 3D, do fluxo subterrâneo por elementos finitos, variável em função da densidade e dos processos de transporte de massa e de calor nas águas subterrâneas (Diamantino & Lobo Ferreira, 2002).

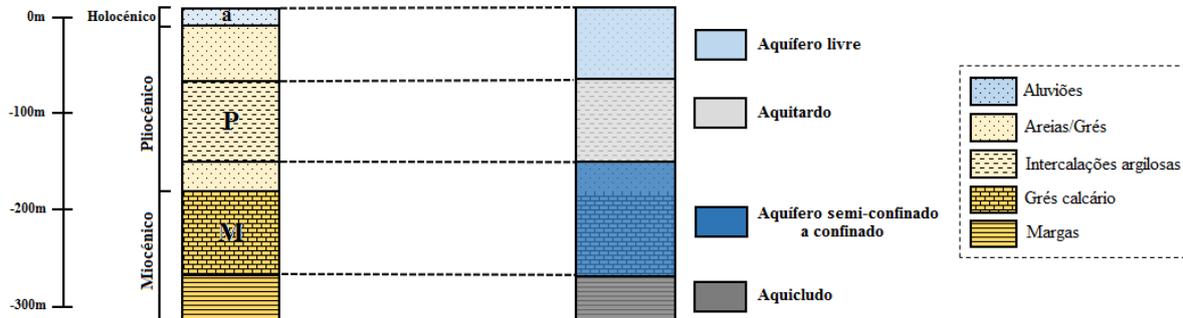


Fig.2 - Correlação entre as unidades geológicas caracterizadas e as formações hidrogeológicas (Zeferino, 2016).

A área modelada foi calculada em cerca de 17 km² e engloba parte submersa, uma vez que o aquífero gresocalcário está subjacente ao estuário, inclui também a zona de intervenção portuária e os 21 furos de captação para os quais se obteve o registo histórico de exploração. O modelo conceptual estabelecido (Figura 2) é constituído por 3 camadas (layers) correspondentes ao aquífero livre, aquitardo e aquífero confinado, e os respetivos 4 planos (slices) para cada divisão, cujos limites foram interpolados pelo método da krigagem, através das profundidades observadas em 22 sondagens hidrogeológicas. O sentido de escoamento foi pré-definido com uma orientação SSE - NNW em ambos aquíferos, assumindo que existe descarga nas proximidades do estuário (Zeferino, 2016).

Os valores calculados para a condutividade hidráulica oscilam entre os 3,04 e os 7,32 m/dia, donde resulta uma condutividade hidráulica média de 4,55 m/dia para o aquífero gresocalcário confinado. Definiu-se diferentes zonas para a recarga na camada superficial, agrupadas pelas litologias aflorantes e ocupação de solos, nunca ultrapassando os 128 mm/ano, valor calculado para os excedentes hídricos na estação meteorológica do Lavradio (E166), e considerando um valor nulo para as camadas já saturadas subjacentes ao estuário (Zeferino op. cit.).

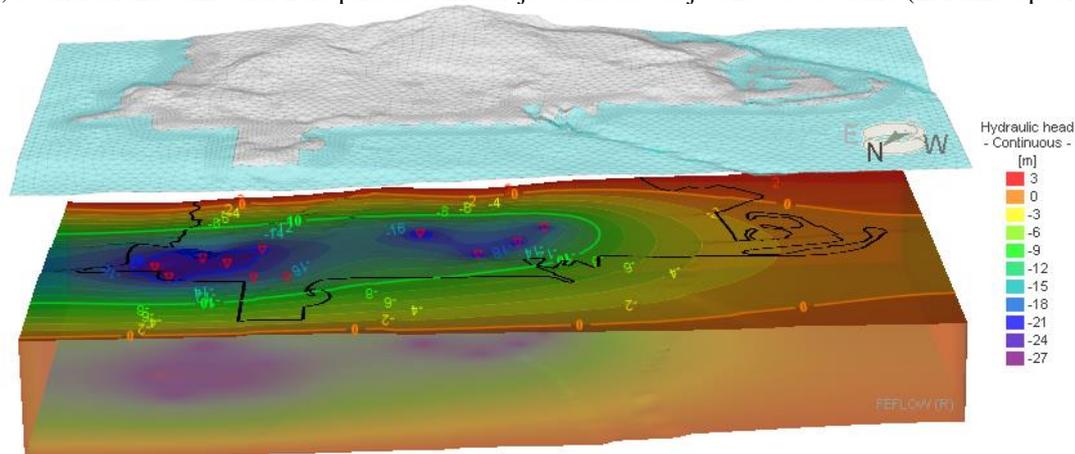


Fig.3 - Níveis piezométricos calculados para o aquífero confinado (Zeferino, 2016).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Na área de estudo existem duas zonas de rebaixamento que, em conjunto, formam uma depressão em formato elipsoidal que afeta toda a frente ribeirinha (Figura 3). Como consequência dá-se inversão de escoamento no aquífero confinado, estendendo-se a zona de captura para N das captações e, portanto, para as camadas subjacentes ao estuário do Tejo. Admite-se incerteza na forma como se comporta a propagação salina nos níveis aquíferos que estão subjacentes ao estuário, sendo certo a elevada concentração de cloreto nas águas subterrâneas continentais próximas do estuário. Pressupondo o alargamento do Porto de Lisboa para este local, (APL, 2014), e para minimizar os seus efeitos na intrusão salina, está previsto que o abastecimento de água ao



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

complexo industrial seja efetuado pelas captações municipais, situadas em locais mais afastados do estuário, fora do parque empresarial.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Câmara Municipal do Barreiro, ao Engenheiro David Cabanas, a cedência de dados e ao DHI GROUP, à Dr.ª Cecília Correia, a licença de utilizador do software FEFLOW. Este trabalho teve o apoio do Projecto FCT - UID/GEO/50019/2013 - Instituto Dom Luiz.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida C, Mendonça JLL, Jesus MR, Gomes AJ (2000) Sistemas Aquíferos de Portugal Continental. Instituto da Água. Centro de Geologia da Universidade de Lisboa. 661 pp.
- APL (2014) Proposta de Definição do Âmbito do Estudo de Impacte Ambiental do Terminal de Contentores do Barreiro. Novembro 2014. 95 pp.
- Bonganha CA, Guiguer JRN, Pereira SY, Oliveira LC, Ribeiro ML (2007). Conceitos e Fundamentos da Modelagem Matemática para Gerenciamento de Recursos Hídricos Subterrâneos. Revista Analytica, 30: 116 - 120 pp.
- Diamantino C, Lobo Ferreira JP (2002). Modelação da Intrusão Salina com o Modelo Matemático FEFLOW: Fundamentos Teóricos. Formulação para um caso real de estudo. 6º Congresso da Água. Porto, 2002, APRH. 15 pp.
- ENGIDRO (2010). Plano geral de águas e saneamento do concelho do Barreiro. Relatório 3 - Documento síntese do plano geral. Volume I - Sistema de abastecimento de água relatório síntese. Câmara Municipal do Barreiro, Departamento de Águas e Saneamento, Divisão de Projectos e Obras. Relatório Final. 62 pp.
- Felisa G, Ciriello V, Di Federico V (2013). Saltwater Intrusion in Coastal Aquifers: A Primary Case Study along the Adriatic Coast Investigated within a Probabilistic Framework. Water, 5: 1830 - 1847 pp.
- Mendonça JP (2007). Caracterização geológica e hidrogeológica da Bacia Terciária do Tejo-Sado. in Tágides, os aquíferos das bacias hidrográficas do rio Tejo e das ribeiras do Oeste: saberes e reflexões. ARH Tejo. 59 - 65 pp.
- Simões M (1998). Contribuição para o Conhecimento Hidrogeológico do Cenozóico na Bacia do Baixo Tejo. Tese de Doutoramento em Geologia, na especialidade de Hidrogeologia. Departamento de Ciências da Terra, Universidade NOVA de Lisboa, Monte da Caparica. 310 pp.
- Zeferino J (2016). Modelação numérica (FEFLOW) e contaminação por intrusão salina do sistema aquífero Mio-Pliocénico do Tejo, na frente ribeirinha do Barreiro. Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Geológica. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa. 109 p.

CONTRIBUTOS PARA A CARACTERIZAÇÃO DA CONDIÇÃO DE FRONTEIRA DO TIPO RIO EM MODELOS NUMÉRICOS DE DIFERENÇAS FINITAS

Manuel OLIVEIRA, Tiago MARTINS

Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Av. do Brasil, 101, 1700-066 LISBOA, moliveira@lnec.pt, tmartins@lnec.pt

RESUMO

A condição de fronteira Rio (“River”) dos modelos de diferenças finitas baseados no Modflow requer a caracterização, nem sempre fácil, de um conjunto de parâmetros. Neste artigo apresentam-se sugestões para a caracterização de alguns desses parâmetros com base em informação cartográfica e hidrogeológica.

Palavras-Chave: modelação numérica; condição de fronteira; rio; diferenças finitas; Modflow.

1. EQUAÇÃO GERAL DE FLUXO PARA MODELOS DE DIFERENÇAS FINITAS

Num modelo de diferenças finitas a equação geral da continuidade que representa o fluxo de densidade constante para uma célula do modelo é dada por (McDonald e Harbaugh, 1988) – ver Fig. 1:

$$C_{j-1/2} \cdot (h_{j-1} - h) + C_{j+1/2} \cdot (h_{j+1} - h) + C_{i-1/2} \cdot (h_{i-1} - h) + C_{i+1/2} \cdot (h_{i+1} - h) + C_{k-1/2} \cdot (h_{k-1} - h) + C_{k+1/2} \cdot (h_{k+1} - h) + Q = Ss \cdot \Delta h / \Delta t \cdot V \quad [\text{Eq. 1}]$$

sendo cada termo do tipo $C_\alpha \cdot (h_\beta - h)$ o fluxo proveniente da célula adjacente para a própria célula, C_α a condutância hidráulica [L^2/T], α um índice referente à direção e ao espaço entre os pontos onde se definem os níveis piezométricos das células adjacentes h_β [L], e da própria célula h [L], Q representa os fluxos [L^3/T] externos às células adjacentes (quer de entrada (sinal +) quer de saída (sinal -), Ss o armazenamento específico [1/L], $\Delta h / \Delta t$ a variação de h com o tempo na própria célula e V [L^3] o volume da célula (observe-se a Fig. 1 para uma mais fácil compreensão dos termos da equação).

Por sua vez a condutância é definida por $C_\alpha = K_\alpha \cdot A_\alpha / \Delta s_\alpha$ sendo K_α a condutividade hidráulica [L/T] na direção e espaço definido por α , A_α a área [L^2] perpendicular a essa direção e Δs_α a distância [L] entre os locais onde se definem h e h_β .

É no termo Q , que representa os fluxos [L^3/T] externos às células adjacentes, que se inclui a condição de fronteira rio (Q_{rio}). A [Eq. 1] pode ser escrita genericamente considerando apenas o efeito do fluxo das células adjacentes e do fluxo do rio – note-se que o termo relativo ao índice k-1 desaparece por não existir a célula sobrejacente (ver Fig. 2):

$$C_{j-1/2} \cdot (h_{j-1} - h) + C_{j+1/2} \cdot (h_{j+1} - h) + C_{i-1/2} \cdot (h_{i-1} - h) + C_{i+1/2} \cdot (h_{i+1} - h) + C_{k+1/2} \cdot (h_{k+1} - h) + Q_{rio} = Ss \cdot \Delta h / \Delta t \cdot V \quad [\text{Eq. 2}]$$

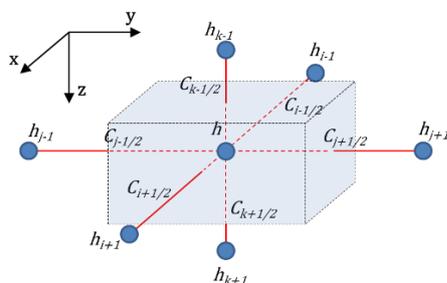


Fig. 1. Representação da célula central, dos centros da célula central e das células adjacentes, dos níveis piezométricos e das condutâncias entre células

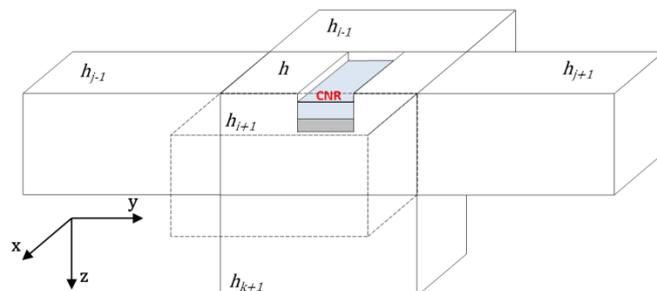


Fig. 2. Representação da célula central onde se inclui a condição de fronteira rio e as cinco células adjacentes

2. CONDIÇÃO DE FRONTEIRA RIO

Na condição de fronteira rio considera-se que a interface entre o aquífero e o rio é uma frente de escoamento vertical cujo funcionamento se estabelece numericamente através do seguinte conjunto de parâmetros (Fig. 3): (1) cota do nível da água no rio (CNR), (2) cota de base do leito do rio ($Rbase$) e (3) condutância (C que mede a resistência ao fluxo entre a interface superficial e subterrânea). Este último parâmetro é calculado através da seguinte fórmula:

$$C = L \times W \times K_z / M \quad [\text{Eq. 3}]$$

Onde L corresponde à extensão da linha de água na célula do modelo, W à largura do rio nessa célula, K_z à condutividade hidráulica vertical da camada do leito e M à espessura dessa mesma camada.

O fluxo de água entre o rio e o aquífero (Q_{rio}) é calculado da seguinte forma, para cada célula do modelo onde esta condição de fronteira é atribuída:

$$Q_{rio} = C \times (CNR - NP), \text{ se } NP > Rbase \quad [\text{Eq. 4}]$$

$$Q_{rio} = C \times (CNR - Rbase), \text{ se } NP \leq Rbase \quad [\text{Eq. 5}]$$

sendo NP (designado por h nas equações da secção 1) o nível piezométrico na célula do modelo. As equações apresentadas não são mais do que a Lei de Darcy aplicada na camada do leito do modelo. A primeira traduz ou a descarga do aquífero para o rio quando a cota do nível piezométrico no aquífero se situa acima da cota de água no rio (CNR) ou a recarga do rio para o aquífero quando o NP se encontra entre a CNR e a base da camada do leito do rio ($Rbase$). A segunda equação traduz a recarga do rio para o aquífero quando o NP se encontra por baixo de $Rbase$. Neste caso assume-se que o meio subterrâneo abaixo de $Rbase$ se encontra saturado e que há um regime de equilíbrio de fluxo constante (independente do NP) entre o rio e o aquífero.

Como sempre acontece em modelação, o modelo é uma simplificação da realidade e neste caso esta condição de fronteira assume que o nível de água no rio é sempre constante. As trocas entre o rio e o aquífero variam temporalmente apenas em função do NP . A Fig. 4 ilustra a variação de Q_{rio} em função de NP .

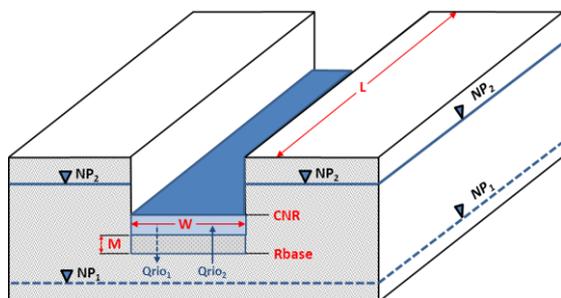


Fig. 3. Elementos da condição de fronteira RIVER

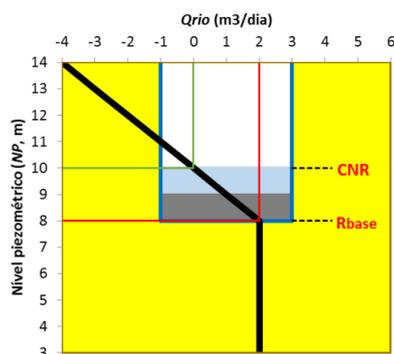


Fig. 4. Gráfico da variação de Q_{rio} em função de NP representado sobre uma célula com condição de fronteira RIVER

3. NÍVEL DA ÁGUA NO RIO E EXTENSÃO DA LINHA DE ÁGUA

No caso de a informação requerida para a caracterização da cota do nível de água do rio não estar disponível ou de ser muito morosa a sua obtenção, pode-se utilizar uma metodologia alternativa que consiste em cruzar a informação das linhas de água com informação do terreno existente.

Cada célula de um modelo de diferenças finitas possui apenas um valor para cada uma das suas características. Estes valores são tanto mais próximos dos valores reais quanto menor for a área da célula. Quanto maior a área da célula mais distanciado estará esse valor dos valores extremos que podem ocorrer na sua área. Tome-se o caso de uma célula em cuja área ocorrem cotas topográficas entre 0 m e 250 m e o rio ocorre entre as cotas de 0 m e 120 m. A questão que aqui se aborda é como definir os valores representativos para essa célula.

Por sua vez, um rio pode atravessar uma célula em toda a sua direção, p.ex. de N a S, pode atravessar uma célula em toda a sua diagonal ou pode apenas atravessar uma célula num dos seus cantos. Isso faz com que a extensão da linha de água dentro de uma célula seja muito variável de caso para caso. Pode também acontecer que dentro da área abrangida por uma célula do modelo exista uma confluência de linhas de água, aumentando a extensão de rio a considerar.

Assim, apresenta-se uma proposta de metodologia que automatiza os procedimentos de cálculo da condutância, da *CNR* e da *Rbase* em função da informação existente. Esta metodologia é aplicável em SIG e requer: uma *shapefile* de arcos com as linhas de água, uma *shapefile* de polígonos com as células do modelo, e um modelo digital de terreno (MDT).

A metodologia tem os seguintes passos:

- Interseção da *shapefile* dos cursos de água com a *shapefile* das células do modelo, seccionando a *shapefile* dos cursos de água em cada limite da célula da malha do modelo e guardando a informação do identificador da célula do modelo (IDcel).
- Subdivisão de cada linha seccionada em segmentos com um comprimento predefinido.
- Geração de uma *shapefile* de pontos com os pontos centrais desses segmentos, à qual se associa o comprimento de cada segmento (COMPRI) e o IDcel referido.
- Cruzamento da *shapefile* de pontos com o MDT de modo a estimar a altitude desses pontos (Z).
- Cálculo de estatísticas com base no IDcel, nomeadamente: somatório dos comprimentos das linhas com o mesmo IDcel [SUM_COMPRI], altitude mínima [Z_MIN] e altitude média [Z_MEAN]. Estes valores são associados à *shapefile* das células do modelo.

A Fig. 5 ilustra a aplicação desta metodologia, mostrando uma célula quadrada com 500 m de lado da malha do modelo em azul claro, cujo centro é representado pelo ponto verde com o IDcel 7784; esta célula é cruzada por duas linhas de água que foram divididas em pequenos segmentos cujos centros são representados pelos pontos alaranjados. Os valores de altimetria e de comprimento são calculados para cada centro e segmento. Finalmente, para cada célula da malha do modelo é calculado o somatório dos comprimentos de cada segmento que ocorre dentro da célula, assim como é determinado o valor de altimetria mínimo e médio obtido com base em todos os pontos alaranjados que caem dentro da célula.

Com base nesta metodologia é possível definir para cada célula duas variáveis necessárias à caracterização da condição de fronteira rio: *L*, dado diretamente por [SUM_COMPRI] e *CNR*, estimado com base em $([Z_MEAN] + [Z_MIN]) / 2$.

Não se sugere a utilização direta do valor de [Z_MEAN] para a caracterização de *CNR* uma vez que os valores de altimetria de cada ponto do rio são sempre sobreestimados por terem sido calculados a partir do MDT. Note-se que o MDT representa valores de altimetria médios para as suas células e não os seus valores mínimos que são os valores esperados para as linhas de água.

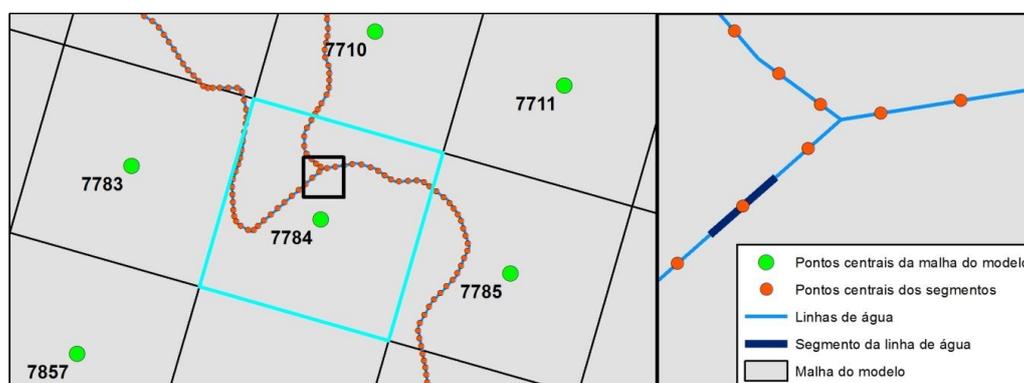


Fig. 5 – Segmentação das linhas de água em linhas com distância predefinida e localização dos pontos centrais dos segmentos

4. COTA DE BASE DO LEITO, LARGURA DA LINHA DE ÁGUA, ESPESSURA DO LEITO DO RIO E CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA VERTICAL DO LEITO

A cota da base do leito do rio (*Rbase*) é dada pela diferença entre *CNR* e a profundidade do leito do rio. Sendo uma característica geralmente desconhecida, por inexistência ou não disponibilidade de informação de batimetria, a profundidade do leito do rio pode ser estimada com base num critério topográfico para a sua variação ao longo da linha de água do litoral para o interior (como se exemplifica na Fig. 6).

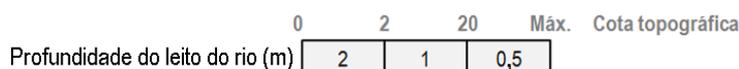


Fig. 6 – Exemplo de um critério de atribuição da profundidade do leito do rio com base na cota topográfica



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

É necessário controlar se, com este procedimento de cálculo, R_{base} é superior à cota topográfica da célula do modelo, caso em que o valor anteriormente calculado pode ser alterado subtraindo à cota topográfica o valor de [profundidade do leito do rio + 0,5 m]. Também no caso de ser inferior à base da célula do modelo, o valor de R_{base} deve ser alterado substituindo pelo valor da base da célula + 0,5 m.

No caso do valor da CNR ultrapassar a cota topográfica da célula do modelo, o mesmo poderá ser substituído pela cota topográfica - 0,5 m. Também se for inferior a zero metros, deve-se forçar a que CNR seja 0 m. Se por estes cálculos, CNR ficar abaixo de R_{base} calculada no passo anterior então pode-se forçar que CNR seja a média dos valores de R_{base} e da cota topográfica.

Quanto à largura da linha de água (W), quando não existe informação disponível (p. ex.: obtida pela observação de fotografia aérea) ou esta é difícil de obter, pode ser caracterizada utilizando também um critério que relacione a variação deste parâmetro com a cota topográfica, exemplificando-se uma possível solução na Fig. 7.

| | 0 | 1 | 2 | 10 | Máx. |
|------------------------------|-----|----|----|----|------------------|
| Largura da linha de água (m) | 100 | 50 | 10 | 5 | Cota topográfica |

Fig. 7 – Critério de atribuição do parâmetro de largura com base na cota topográfica

Relativamente à condutividade hidráulica vertical do leito do rio, se este leito existir, não havendo informação a esse respeito, pode-se utilizar um valor da bibliografia tendo em atenção o tipo de material que o compõe. Pode muitas vezes acontecer que não se defina um leito de rio com propriedades distintas do material geológico onde ocorre, sugerindo-se nesta situação que se assuma o valor da condutividade hidráulica vertical da célula onde se situa o rio.

Não havendo informação sobre o parâmetro espessura do leito do rio pode-se fixar arbitrariamente o seu valor (por exemplo 1 m), deixando para a fase de calibração do modelo a alteração dos valores de condutância.

5. CONCLUSÕES

Com base na metodologia automatizada apresentada é possível caracterizar alguns dos parâmetros necessários à definição da condição de fronteira rio, nomeadamente a cota do nível do rio (CNR), e o comprimento das linhas de água (L). Quanto aos restantes parâmetros (R_{base} , K_z , W e M) sugerem-se formas de atribuir os seus valores, que também provêm da informação geográfica existente.

Uma das vantagens deste procedimento automatizado é que permite com base em informação de base normalmente existente fazer uma primeira caracterização da condição de fronteira rio, de uma forma consistente, que serve como ponto de partida para o processo de calibração do modelo.

Essa consistência é também importante no caso de haver alteração da geometria da malha do modelo, por alargamento ou refinamento, uma vez que esta ação altera os parâmetros cota do nível do rio (CNR), comprimento (L) e cota da base (R_{base}), permitindo gerar facilmente novos valores para a condição de fronteira rio.

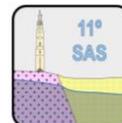
Os valores assim obtidos podem ser incluídos, devidamente formatados, nos ficheiros de entrada para a corrida dos modelos de diferenças finitas baseados no Modflow, tornando desnecessária a utilização de pré-processadores para a caracterização da condição de fronteira rio.

AGRADECIMENTOS

A atividade foi desenvolvida no âmbito do projeto de I&D&I do LNEC – Gestão do Risco e Segurança em Hidráulica e Ambiente (Processo 0605/112/20383).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

McDonald, MG, Harbaugh, AW (1988) A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, book 6, chap. A1, 586 p.



MODELAÇÃO MATEMÁTICA E DE VULNERABILIDADE NO ÂMBITO DE ESTUDOS DE IMPACTE AMBIENTAL - CASO DE ESTUDO NO PLANALTO DO ESCARPÃO (ALBUFEIRA, ALGARVE)

Eduardo PARALTA¹ & João MEIRA²

1. ECOINTEGRAL Lda. Rua Mário Dionísio, n.º 21 Paiões, 2635-473 Sintra. Email: ecointegral@gmail.com

2. VISA CONSULTORES S.A. Rua do Alto da Terrugem, n.º 2, 2770-012 Paço de Arcos. Email: jmeira@visaconsultores.com

RESUMO

Os Estudos de Impacte Ambiental são ferramentas de ordenamento e licenciamento ambiental e industrial fundamentais na indústria extrativa. Em situações específicas de aquíferos cársicos vulneráveis com importância regional, no contexto do abastecimento público, estes estudos revestem-se da maior relevância pois deverão garantir a preservação do recurso hídrico e minimizar ou prevenir eventuais impactos negativos na qualidade e disponibilidade da água subterrânea.

No âmbito do plano de ordenamento do núcleo de pedreiras do planalto do Escarpão, em que se inclui o caso de estudo (i. e. Pedreira Secil Britas), realizou-se um extenso estudo geológico, hidrológico e hidrogeológico com recurso a ferramentas de modelação matemática de elementos finitos, mapas de risco e vulnerabilidade (DRASTIC e EPIK) e avaliação de qualidade da água subterrânea, que constitui uma abordagem exemplar e integrada de um estudo de impacte ambiental desenvolvido em zonas sensíveis do ponto de vista hidrogeológico. Desta forma, foi possível elaborar um modelo conceptual e matemático do funcionamento do setor central do Sistema Aquífero de Albufeira-Ribeira de Quarteira, correspondente à área envolvente do caso de estudo e prevenir, através de simulação, cenários hipotéticos de contaminação e dispersão de poluentes.

Palavras-Chave: aquífero; vulnerabilidade; modelação matemática; carso; EIA.

1. INTRODUÇÃO

O núcleo de pedreiras do planalto do Escarpão (Albufeira) no Algarve ocupa uma área de 2,1 km² e desenvolve a sua actividade industrial desde adécada de 50 do século passado, embora com registo de exploração há mais de 200 anos, tendo sido objeto ao longo do tempo de vários estudos ambientais, no âmbito dos instrumentos de gestão do território e no âmbito do licenciamento industrial. As pedreiras abrangidas exploram calcário para fins industriais e construção (agregados) e para fins ornamentais (calçada e blocos).

As referidas pedreiras localizam-se na área de recarga preferencial do importante sistema aquífero cársico-fissurado de Albufeira-Ribeira de Quarteira. Face à sensibilidade ambiental e hidrogeológica da zona, a metodologia de análise proposta pela Comissão de Acompanhamento do Estudo de Impacte Ambiental, no âmbito da Proposta de Definição de Âmbito, foi extremamente rigorosa e abrangente relativamente aos aspectos relacionados com os Recursos Hídricos e a Qualidade da Água do Aquífero.

Os trabalhos e estudos de campo realizaram-se durante o 2º semestre de 2015 e a Declaração de Impacte Ambiental foi emitida pela Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Algarve em Agosto de 2016.

2. ENQUADRAMENTO GEOLÓGICO E HIDROGEOLÓGICO

O caso de estudo, correspondente à Pedreira da Secil Britas no planalto do Escarpão, insere-se numa zona de grande complexidade estratigráfica e estrutural. As formações aquíferas fundamentais são de natureza detrítico-carbonatada e calcária, datadas do Miocénico e do Jurássico superior, dando origem a um sistema poroso/cársico (livre a confinado). Entre os dois conjuntos intercalam-se formações menos permeáveis, de natureza detrítica e calco-margosa do Cretácico.

Os Calcários de Escarpão são uma unidade de natureza essencialmente calcária e dolomítica, com uma componente margosa, progressivamente importante para o topo. É constituída por calcários dolomíticos e dolomitos rosados ou amarelados, calcários compactos cremes e cinzentos. A espessura deste conjunto é superior a 650m, formando a ossatura de alguns relevos importantes e aflorando no Planalto do Escarpão, onde se apresenta carsificado (Fig.1).

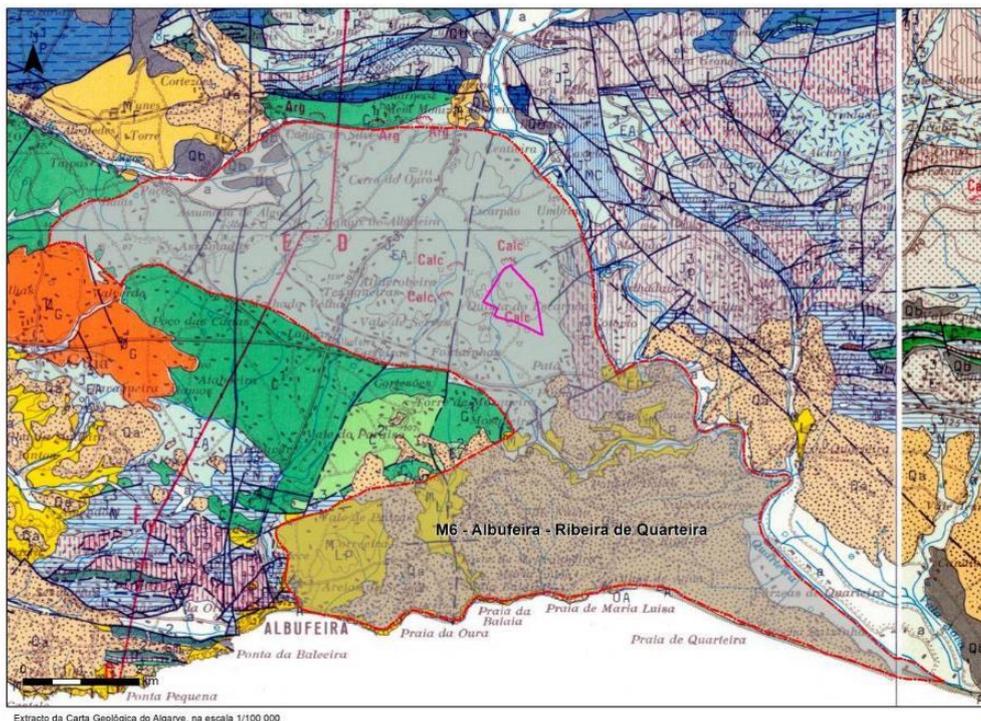


Fig. 1 – Enquadramento geológico do Sistema Aquífero Albufeira-Ribeira de Quarteira (M6), com indicação da área de intervenção. J³_{EA} – Calcários do Escarpão (jurássico sup.). Adaptado de Manuppella *et al.* (1992).

A precipitação média anual na massa de água subterrânea situa-se nos 680mm. A recarga ocorre por infiltração direta em toda a área aflorante. A recarga preferencial situa-se a Norte, por infiltração direta no planalto do Escarpão, cuja topografia aplanada e presença de formas epicársicas abundantes (dolinas, sumidouros e vales secos) é favorável a uma recarga importante. A taxa de recarga na área onde afloram as formações jurássicas (que corresponde a cerca de 50% da área da massa de água subterrânea) é significativamente superior àquela que caracteriza a zona Sul da massa de água subterrânea Albufeira-Ribeira de Quarteira, onde a presença de formações argilosas dificulta a infiltração de água da chuva. Especificamente para a área do planalto do Escarpão, a recarga média calculada foi de 500 a 600 mm/ano, correspondente aproximadamente a 70 a 90% da precipitação média anual na região (Oliveira, 2003).

Existem vários pontos de descarga do sistema com comportamento perene, nomeadamente em Olhos de Água (Albufeira), encontrando-se alguns na praia e outros no mar, com um caudal de várias dezenas de litro por segundo e na ribeira de Quarteira (Almeida *et al.*, 2000; Reis 2007; Fernandes *et al.*, 2015).

3. MODELAÇÃO MATEMÁTICA

A modelação matemática foi desenvolvida com o software Visual Modflow[®] que integra os módulos de modelação de escoamento Modflow e de rastreio de partículas Modpath, para referir apenas as funcionalidades utilizadas no presente estudo.

A área abrangida pelo modelo matemático é bastante superior à área de intervenção do projeto, tendo-se simulado as condições hidrogeológicas para uma área com cerca de 26 km², correspondendo a 2600 células com dimensão de 100 x 100 m de lado (2206 células ativas e 394 inativas). A modelação foi realizada em regime de equilíbrio para o modelo de escoamento e em regime transitório para o modelo de rastreio de partículas.

Os resultados das simulações do modelo matemático de escoamento e rastreio de partículas, indicam que, no caso improvável, de derrames acidentais de solutos conservativos, o tempo de percurso da frente da pluma de contaminação até à zona de Patã de Cima varia entre 70 dias e 20 anos, em função do desenvolvimento da carsificação, modelado com recurso ao parâmetro porosidade efetiva.

As captações de água subterrânea para abastecimento público mais próximas, encontram-se a 700m para sul do limite da área de intervenção e a 1500m para sul da lagoa da escavação mais profunda, não estando na direção mais crítica da dispersão de uma hipotética contaminação, que se dirige para Patã de Cima (Fig. 2).

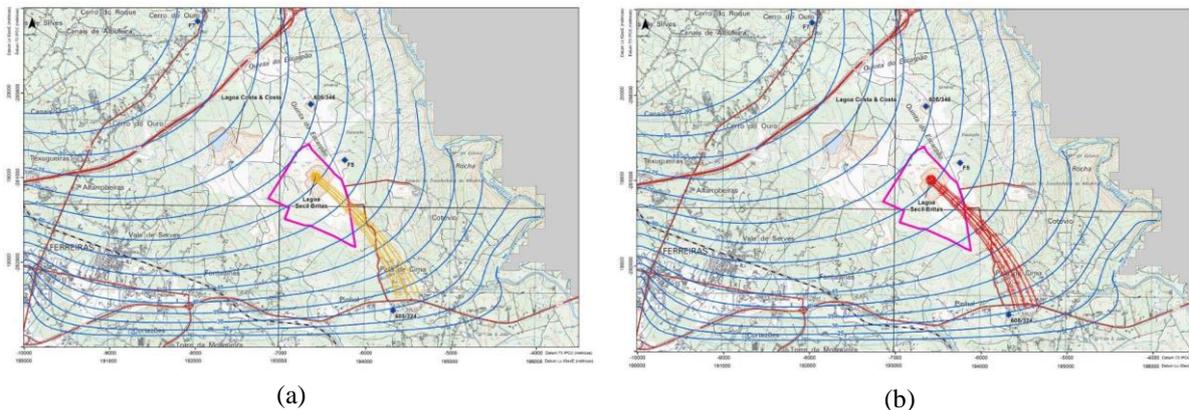


Fig. 2–Trajetória das partículas contaminantes para uma porosidade efetiva de 20%(a) e 0,2% (b).

4. VULNERABILIDADE À POLUIÇÃO

No setor do planalto da Quinta do Escarpão onde se localiza a área de intervenção, a vulnerabilidade das águas subterrâneas à poluição, considerando uma metodologia qualitativa, baseada no índice EPPNA, pode ser classificada como tendo risco alto (V1), porque estamos na presença de aquíferos em rochas carbonatadas de elevada carsificação.

A abordagem à vulnerabilidade pode ser desenvolvida também aplicando uma ferramenta de avaliação da poluição mais específica para sistemas cársicos, conceptualizada no método EPIK (Doerfliger & Zwahlen, 1997).

Este índice considera a geologia cársica dos aquíferos, a geomorfologia e as características hidrogeológicas. O índice é construído com base nos seguintes parâmetros: epicarso (E), cobertura de proteção (P), condições de infiltração (I) e grau de desenvolvimento da rede cársica (K).

O resultado obtido com a média ponderada dos parâmetros referidos no Índice EPIK, para o planalto do Escarpão, considerando opções conservativas/defensivas para o aquífero, apontam para uma área de vulnerabilidade alta a muito alta, verificando-se que, a área de intervenção do projeto, corresponde precisamente a área de muito alta vulnerabilidade (Fig. 3).

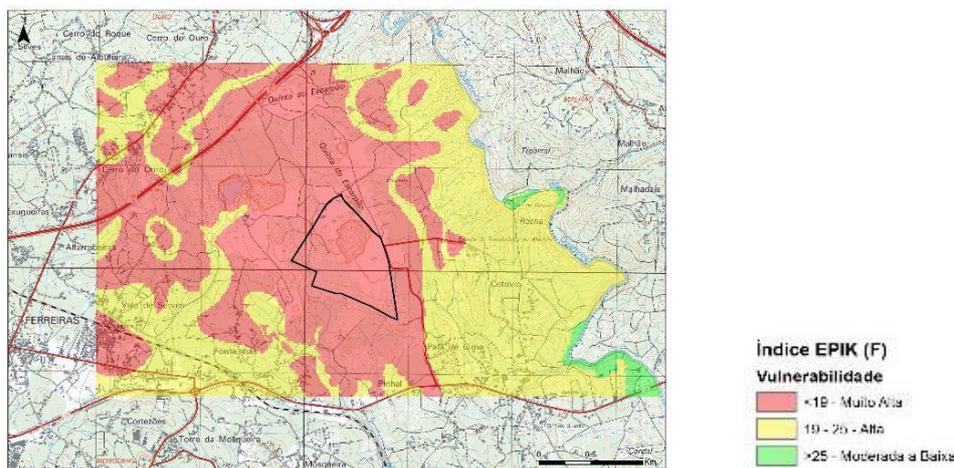


Fig. 3 – Mapa final do Índice EPIK na área do planalto do Escarpão.

Relativamente ao método DRASTIC, o valor da vulnerabilidade para as formações calcárias carsificadas do Jurássico superior do planalto do Escarpão, em situação de topografia natural situa-se nos 180, o que equivale a um sistema de vulnerabilidade elevada. Os valores obtidos são concordantes com os índices publicados pelos especialistas (Lobo Ferreira *et al.*, 1995) para a área do Escarpão, que se situam entre 160 e 179 (vulnerabilidade elevada).

No entanto, a área de implantação da pedreira será sempre aquela que apresenta um maior grau de sensibilidade hidrogeológica. Em particular, nas áreas de escavação, a remoção da cobertura geológica e a exumação pontual



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

do nível freático (lagoa da pedra), potenciam a vulnerabilidade do sistema, pelo que a vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas nesse local é máxima (índice DRASTIC 226).

Salienta-se que a metodologia utilizada apresenta algum grau de incerteza, seja por alguma subjetividade na valorização de cada um dos parâmetros, seja pela imprevisibilidade resultante da elevada heterogeneidade própria do meio cársico.

5. CONCLUSÕES

No âmbito do plano de ordenamento do núcleo de pedreiras do planalto do Escarpão, os estudos realizados permitiram caracterizar rigorosamente, através de ferramentas de modelação matemática e índices de vulnerabilidade, o modelo hidrogeológico conceptual e prever cenários de hipotéticas situações de contaminação.

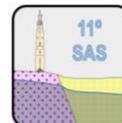
As abordagens utilizadas, apesar de complexas e dispendiosas ao nível de tempo e recursos financeiros, são indispensáveis para realizar estudos de impacto ambiental credíveis, em zonas sensíveis do ponto de vista hidrogeológico, nomeadamente aquíferos cársicos.

AGRADECIMENTOS

Os autores manifestam o seu agradecimento à Secil Britas S. A., nomeadamente ao Eng. Franclim Venda, pela sua disponibilidade e colaboração em todas as fases dos estudos e trabalhos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida, C., Mendonça, J. L., Barbosa, C. & Gomes, A. J. (2000) – Sistemas Aquíferos de Portugal Continental. Instituto da Água, I. P. Lisboa.
- Doerfliger & Zwahlen (1997) - EPIK - A new method for outlining of protection areas in karstic environment. In Gunnay G, Jonshon AI (eds) - International Symposium and Field seminar on karst waters and environmental impacts, Antalya, Turkey, Balkema, Rotterdam, pp. 117 -123.
- Fernandes, J.; Almeida, C.; De Plaen, J.; Melo, T.; Stigter, T.; Leitão, F.; Range, P. & Carrara, G. (2015) - Descargas de água subterrânea na plataforma algarvia: o caso do Sistema Aquífero Albufeira-Ribeira de Quarteira. Atas do X Congresso Ibérico de Geoquímica, Lisboa, LNEG, 19 a 23 de Outubro de 2015, pp. 331-334.
- Lobo Ferreira, J.P.; 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. Relatório Específico R3.3 e 237/95-GIAS, Setembro de 1995.
- Manuppella, G., Oliveira, J. T., Pais, J. & Dias, R. P. (1992) - Carta Geológica da Região do Algarve, escala 1:100 000, Notícia Explicativa, Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa, 15 pág.
- Oliveira, M. (2003) – Cálculo da recarga dos sistemas aquíferos de Quarteira e de Albufeira-Ribeira de Quarteira recorrendo a uma actualização do modelo de balanço hídrico sequencial diário que utiliza o coeficiente cultural dual na estimativa da evapotranspiração real. Jornadas Luso-Espanholas sobre Águas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica. APRH. Faro, 23 a 27 de Junho de 2003, 10 pp.
- Reis, E. (2007) - Contribuição para o cálculo do balanço hídrico dos principais sistemas aquíferos do Algarve. Algarve, Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Comissão Coordenadora e Desenvolvimento Regional, 41pp.



MODELAÇÃO NUMÉRICA DA GESTÃO DE RECARGA DE AQUÍFEROS EM MALTA NO ÂMBITO DO PROJECTO MARSOL

Luís COSTA¹, Rui HUGMAN¹, José Paulo MONTEIRO¹, Manuel SAPIANO², Micheal SCHEMBRI²

1. Universidade do Algarve, Faro, Portugal, luis.r.d.costa@gmail.com, rthugman@gmail.com, jpmonte@ualg.pt,

2. Sustainable Energy and Water Conservation Unit, Sustainable Energy and Water Conservation Unit, Ministry for Energy and Health, WSC Head Office, Qormi Road, Luqa, Malta, manuel.sapiano@gov.mt, michael.schembri@gov.mt.

RESUMO

A escassez de água em Malta tem fomentado a implementação de medidas integradas para a gestão dos recursos hídricos no arquipélago, tal como o aproveitamento de água residual tratada para fins de rega agrícola, dos quais resulta um excedente de cerca de 2 milhões de m³/ano que são rejeitados para o mar. De forma a contribuir para uma melhoria da disponibilidade e qualidade química dos aquíferos costeiros de Malta, pretende-se estimar o efeito de injectar o excedente de água residual tratada como uma medida de gestão da água no país. Desta forma, no presente trabalho apresenta-se o desenvolvimento de um modelo numérico de densidade variável e resultados da simulação da injeção dos excedentes de água e respectivos efeitos na intrusão salina ocorrente no principal aquífero de Malta, conhecido como “*Mean Sea Level Aquifer*”.

Palavras-Chave: modelação numérica; densidade variável; água doce/salgada; ilha; gestão de recursos hídricos

1. INTRODUÇÃO

A disponibilidade de recursos hídricos subterrâneos em Malta é extremamente limitada devido não só à elevada densidade populacional e reduzida taxa de recarga como também a problemas de qualidade da água associados à intrusão salina e elevadas concentrações de NO₃ (Stuart et al., 2010). A exploração de água subterrânea para abastecimento público ocorre através de galerias escavadas no aquífero cársico denominado de Mean Sea Level Aquifer (MSLA), no qual se desenvolve uma fina lente de água doce a flutuar sobre água salgada. A partir da década de 60 do século XX, parte do abastecimento público de água passou a depender de plantas de dessalinização de água salgada, que actualmente fornecem cerca de 50% do abastecimento público (Sapiano, 2008), o que permitiu a diminuição da exploração de água subterrânea. No entanto, o aumento da rega agrícola tem sido em grande parte consumado por um aumento de exploração de água subterrânea e, como resultado, estima-se que a utilização de água subterrânea possa ser próxima ou até exceder a recarga média anual do MSLA (Sapiano et al., 2006; Sapiano, 2008; Stuart et al., 2010), originando assim problemas de qualidade e escassez de água no aquífero.

De forma a reestabelecer os níveis e a qualidade de água subterrânea, a maioria da água residual tratada (ART) na ilha de Malta é encaminhada para rega agrícola, no entanto, uma parte desta fonte é sazonalmente rejeitada para o mar (cerca de 2hm³/ano) uma vez que não existem condições para o seu aproveitamento. De forma a contribuir para o bom estado do aquífero de Malta, pretende-se estimar o impacte da injeção dos excedentes de ART como solução para inversão da tendência de degradação quantitativa e qualitativa dos recursos hídricos subterrâneos. Esta solução de Gestão de Recarga de Aquíferos (MAR) implica a injeção do excedente de ART em poços profundos de forma a criar uma barreira à intrusão salina no sector Sudeste da ilha de Malta. Como forma de estimar o impacte desta medida, foi desenvolvido um modelo numérico de fluxo e transporte de massa para a secção Sudeste do aquífero MSLA, cujos resultados se apresentam na presente comunicação.

O trabalho apresentado nesta comunicação é resultado da colaboração da Universidade do Algarve com a Malta Resources Authority (MRA), e a Water Services Corporation (WSC), entidades públicas de Malta responsáveis, respectivamente, pela gestão e fornecimento de água em Malta, no âmbito do Projecto Europeu FP7 – MARSOL-GA-2013-619120 – Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity.

2. ENQUADRAMENTO E DESENVOLVIMENTO DO MODELO

O caso de estudo localiza-se na ilha de Malta e consiste na secção do aquífero MSLA a sul da falha de Victoria cuja área corresponde a 185.79 km² (Fig. 1.Esq). Este aquífero consiste na massa de água subterrânea de maior importância na ilha de Malta e desenvolve-se nas litologias dos calcários do Lower Coralline (LCL). As formações geológicas nas quais o aquífero se desenvolve estão descritas em Sapiano et al. (2006).

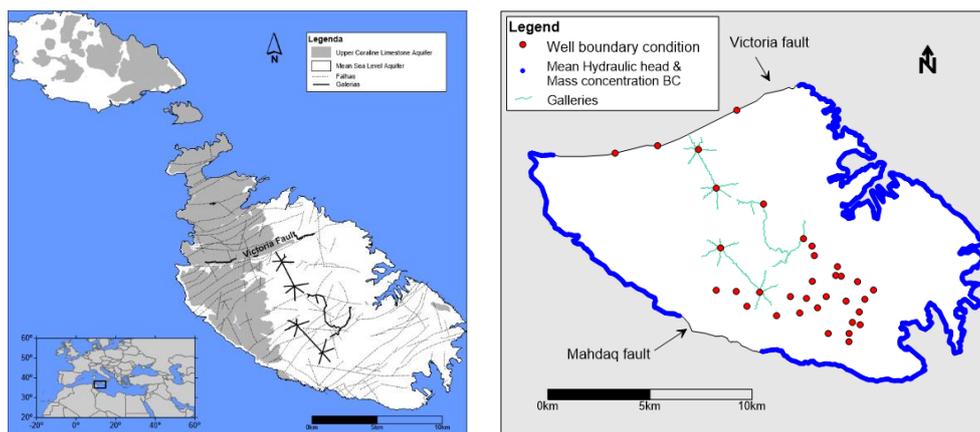


Fig. 1. **Esq:** Localização dos principais sistemas aquíferos, falhas e galerias de exploração de água subterrânea do arquipélago de Malta. **Dir:** Localização das condições de fronteira e elementos discretos impostos no modelo.

Devido à espessura dos calcários do LCL, parte desta formação desenvolve-se abaixo do nível do mar, o que leva a que se forme uma lente de água doce (menos densa) suspensa sobre a água subterrânea salgada (mais densa). Desta forma, a base do MSLA (componente de água doce) é definida pela interface entre água doce e água salgada. Este factor permite a mistura entre os dois tipos de fluídos que é responsável pela existência de um gradiente de salinidade no aquífero.

A recarga anual média no caso de estudo para o ano de 2002 foi estimada em 30,42 hm³/ano, dos quais 20,82 hm³/ano provêm de infiltração da precipitação (com tempos de trânsito na ordem dos 40 anos) e 9,40 hm³/ano provêm de perdas nos sistemas públicos de abastecimento de água (Sapiano et al., 2006; Stuart et al., 2010; Monteiro et al., 2016a, 2016b). Assumindo a precipitação média anual de 543 mm e uma área de 185,79 km², a taxa de recarga estima-se em 20,70% da precipitação.

O MSLA é explorado para suportar o abastecimento público através de várias captações convencionais e de galerias horizontais, desenvolvidas para minimizar rebaixamentos locais e assim evitar fenómenos de upconing (subida vertical da interface água doce/água salgada). A extracção de água do MSLA para abastecimento público na área de estudo tem vindo a diminuir desde o ano 2000, quando atingiu um máximo de cerca de 12 hm³/ano. O consumo de água subterrânea para rega foi estimado em 12,4 hm³/ano para todo o arquipélago (Mangion, 2001), o que extrapolado para a área agrícola no caso de estudo resulta em 7,28hm³/ano. O efeito das extracções para abastecimento público tornou-se evidente a partir de 1944 devido à ocorrência de rebaixamentos importantes nos sectores Norte e Centro do aquífero MSLA. De acordo com os dados existentes, verificou-se que os níveis piezométricos são bastante estáveis ao longo do ano e apresentam valores de cerca de 1m junto da costa e 4,5m na área central da ilha. Nos anos 90 a situação tornou-se mais crítica quando se registaram níveis piezométricos abaixo do nível do mar. No entanto, os dados mais recentes fornecidos pela MRA mostram que os níveis piezométricos têm vindo a recuperar, sendo, no entanto, essencial que se tomem medidas de gestão capazes de garantir a manutenção, quantitativa e qualitativa das águas subterrâneas em Malta.

2.1. Modelo Numérico

Utilizou-se o software de modelação FEFLOW 7.0 (Diersch, 2014) para desenvolver um modelo regional tridimensional numérico de fluxo e transporte de massa. O domínio de escoamento consiste na área do MSLA a sul da falha de Victoria, para o qual foi gerado uma rede de elementos finitos quadrilaterais e triangulares com 800240 elementos e 758625 nós distribuídos em 16 layers (camadas) com uma espessura total de cerca de 350m. Considerou-se o modelo como um sistema não confinado (com o topo a corresponder a uma superfície freática). Foram impostas condições de fronteira do tipo Dirichlet (potencial hidráulico e concentração de massa impostos) em todos os nós nos limites e base do modelo (excepto nas falhas de Victoria e Mahdaq) para simular o contacto do aquífero com o mar. As galerias para abastecimento público foram representadas por elementos discretos unidimensionais através da lei de Hagen-Poiseuille e as restantes captações para abastecimento público foram representadas por condições de fronteira de caudal imposto (Fig. 1. Dir). A distribuição da recarga no modelo incluiu o balanço da infiltração de precipitação com a rega agrícola (nas áreas rurais) e a recarga provenientes de perdas do sistema de abastecimento público (nas áreas urbanas).

Os parâmetros físicos que controlam o escoamento no modelo numérico foram calibrados por tentativa-erro, assumindo um valor homogéneo destes parâmetros para todo o sistema. O período de referência para calibração consistiu nas condições piezométricas e de exploração verificadas para o ano de 1944, data em que se intensificou a exploração do aquífero. Os parâmetros que melhor aproximaram os resultados do modelo aos

resultados observados consistem num valor de condutividade (K) tal que $K_{xx}=K_{yy} = 35$ m/d e $K_{zz} = 3,5$ m/d, dispersividade de 25m, porosidade de 0,1 e armazenamento específico de $0,0001$ m⁻¹. Consequentemente, preparam-se os dados de entrada transitórios para correr o modelo desde o período de 1944 até às condições actuais (ano de 2016) e compararam-se os dados observados e calculados para os períodos e condições de extracção de 1944, 1990 e 2016, cujos resultados e coeficiente de determinação R^2 se apresentam na Fig. 2.

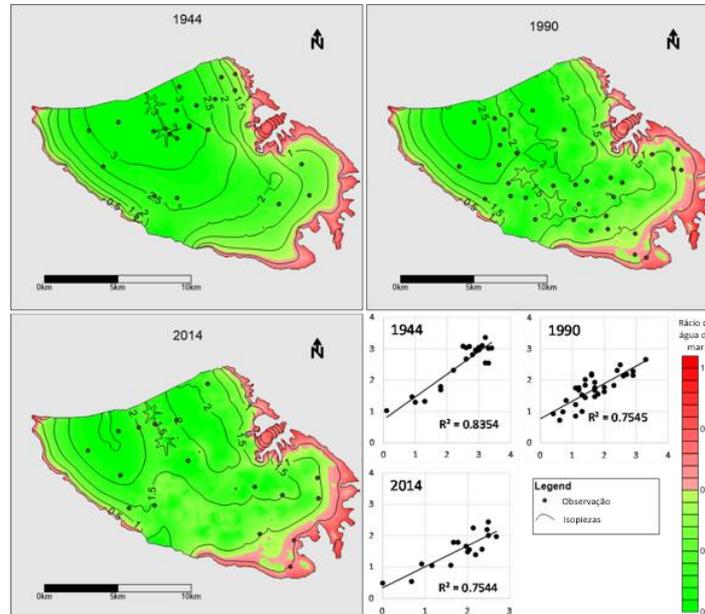


Fig. 2. Potencial hidráulico e concentração de massa (1.0 significa 100% água salgada, 0.0 significa 100% água doce) simulados pelo modelo e respectivas regressões lineares entre potencial hidráulico observado e calculado para o ano de calibração (1944) e para os anos de validação (1999 e 2014).

Após calibrado e validado, o modelo numérico foi utilizado para testar a hipótese de injectar os excedentes de ART no sector Sudeste da ilha de Malta, de forma a avaliar a potencial melhoria da qualidade e disponibilidade de água, bem como criar uma barreira natural à intrusão de água do mar no aquífero. Desta forma, prepararam-se dois cenários de 10 anos (2016-2026): (1) *Business as usual* (No MAR), no qual se mantém as condições “actuais” de extracção e recarga do modelo e não ocorre injeção dos excedentes; e (2) Com injeção (MAR) de 2 hm³/ano num campo de 6 furos hipotéticos no sector Sudeste da ilha durante 10 anos.

3. RESULTADOS E CONCLUSÕES

Uma análise aos resultados do modelo para o período de 1944, 1990 e 2014/2016 apresentados na Fig.2 permite identificar que o aumento da extracção (em particular através das galerias) que terá ocorrido até aos anos 90 terá resultado num maior risco para a integridade dos recursos hídricos da região, uma vez que os níveis calculados pelo modelo apresentam valores mais baixos quando comparados com 1944 tal como a porção do aquífero afectada por água do mar também aumentou.

Quanto aos cenários de injeção, cujos resultados se apresentam na Fig. 3, os resultados do modelo apresentam impactes significativos na subida do nível piezométrico. No entanto, esta subida só se verifica a uma escala muito localizada, com uma subida de cerca de 1m próximo dos furos de injeção, mas que rapidamente diminui até 0,1m num raio de cerca de 1km do campo de poços (Fig 3. Topo Dir.). O mesmo sucede no que respeita ao impacte da injeção da ART na concentração de água do mar (Fig. 3. Base Esq. e Dir.). Ou seja, verifica-se de facto uma melhoria na qualidade da água, ainda que a uma escala muito localizada nas imediações dos furos de injeção. Por outro lado, verifica-se que a dispersão da água injectada contribui para a definição de uma barreira de água doce à entrada de água do mar, o que pode contribuir para uma diminuição de efeitos de intrusão salina. Foi realizada também uma operação de pós processamento de *particle tracking* aplicado aos furos de injeção (Fig.3 Topo Esq.), que demonstra que a água injectada flui de facto na direcção do mar, contribuindo assim para a formação de uma barreira à entrada de água do mar no aquífero e contrariando o risco de que a ART injectada possa voltar a ser captada pelos furos de abastecimento públicos localizados no centro da ilha.

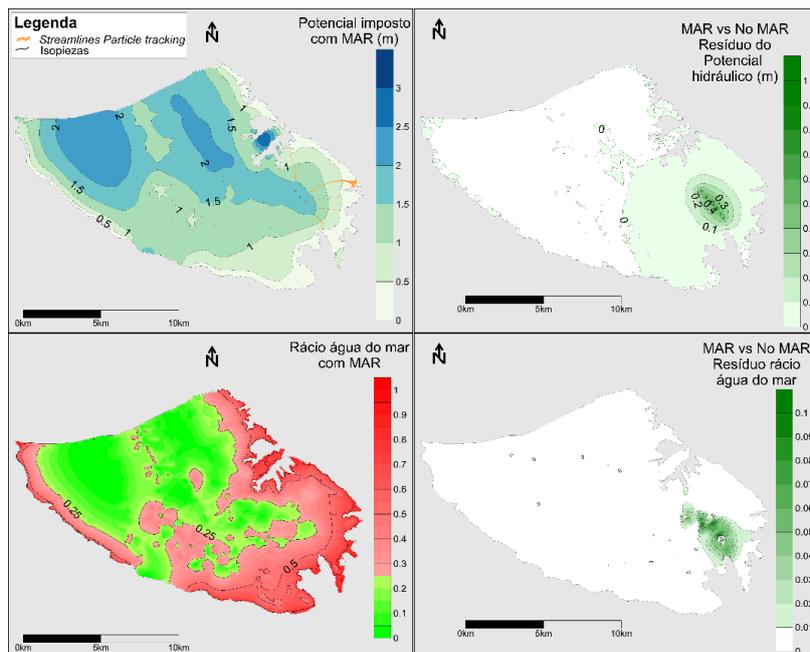


Fig. 4. **Topo Esq:** Potencial hidráulico calculado para o ano de 2026 (10 anos de MAR) e particle tracking aplicado aos poços de injeção a demonstrar a direcção de fluxo da água injectada. **Topo Dir:** Resíduo entre potencial hidráulico para o ano 2026 com e sem MAR (valores maiores que 0.0 significam subida do nível com aplicação de MAR). **Base Esq:** Rácio de água do mar para cenário de simulação de 10 anos com MAR. **Base Dir:** Resíduo do rácio de água salgada entre os cenários de simulação de 10 anos com e sem injeção.

Com base nos resultados calculados pelo modelo pode-se afirmar que a injeção do excedente de ART nas localizações previstas pelas autoridades de Malta pode apresentar um impacto significativo tanto no nível piezométrico, como no combate à intrusão salina no sector Sudeste do aquífero. No entanto, os resultados apresentados devem ter em consideração que o modelo é uma representação simplificada do sistema aquífero e que está sujeito a incerteza em particular no que respeita aos dados de extracção. Por outro lado, a lacuna de dados referentes a perfis de condutividade não permitiu calibrar e validar o modelo quanto ao transporte de massa, pelo que se considera que o modelo apenas foi calibrado quanto ao fluxo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Diersch HJG (2014) FEFLOW: Finite Element Modeling of Flow, Mass and Heat Transport in Porous and Fractured Media. doi: 10.1007/978-3-642-38739-5.
- Mangion J (2001) The Demand for Water by the Agricultural Sector in Malta. Proc. APS Semin. 2001 Water Agric. a Compet. Environ. APS Bank, Malta, pp 43–56
- Monteiro JP, Hugman R, Costa L, Schembri M, Sapiano M (2016a) “Contributo de modelação no aquífero costeiro da ilha de Malta para a gestão integrada de recursos hídricos”. 13º Congresso da Água, 7 a 9 de Março de 2016, Lisboa Portugal.
- Monteiro JP, Hugman R, Costa L, Schembri M, Sapiano M (2016b) “Regional Groundwater Model of the Malta South Region”. Delivery Report n. 10.4 of MARSOL-GA-2013-619120.
- Sapiano M (2008) Measures for facing Water Scarcity and Drought in Malta. Eur. Water 23/24, 79–86.
- Sapiano M, Mangion J, Batchelor C (2006) Malta Water Resources Review. Rome, Italy.
- Stuart ME, Maurice L, Heaton THE, Sapiano M, Micallef Sultana M, Goody DC, Chilton PJ, (2010) Groundwater residence time and movement in the Maltese islands - A geochemical approach. Appl. Geochemistry 25, 609–620. doi:10.1016/j.apgeochem.2009.12.010.

CONTRIBUIÇÃO PARA O CONHECIMENTO DO MODELO HIDROGEOLÓGICO CONCEPTUAL DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DAS CALDAS DE SÃO PAULO

Victor CAVALEIRO¹, Joel PIRES¹, António CARVALHO¹

1. Faculdade de Engenharia da Universidade da Beira Interior, Calçada Fonte do Lameiro, 6201-001 Covilhã, Portugal. cavaleiro@ubi.pt; joel.pires@ubi.pt; antonio.jj.carvalho@ubi.pt

RESUMO

Um modelo hidrogeológico conceptual é a chave para compreender e gerir sistemas de águas subterrâneas. Assim, é fundamental que se estabeleça desde o início da actividade de exploração, um modelo de funcionamento do sistema aquífero, que permita fundamentar uma adequada gestão da exploração, evitando situações de sobre exploração e de risco de contaminação das águas subterrâneas exploradas. Neste sentido, apresentam-se neste trabalho os aspectos geomorfológicos, geológicos, hidrogeológicos de modo a se avançar com uma proposta do modelo hidrogeológico da região das Caldas de São Paulo.

Palavras-Chave: Caldas de São Paulo; Águas Subterrâneas; Modelo Hidrogeológico.

1. INTRODUÇÃO/ ENQUADRAMENTO GERAL

A área de estudo integra-se na sub-bacia hidrográfica do rio Alva a qual faz parte integrante da bacia do rio Mondego, mais especificamente a zona das Caldas de São Paulo. As Caldas de São Paulo localizam-se na margem esquerda do rio Alva na freguesia de Santo António do Alva, no concelho de Oliveira do Hospital, distrito de Coimbra (Figura 1).



Fig. 1. Localização das Caldas de S. Paulo (Ext. da Carta Militar nº 222 do IGEOE)

Geomorfologicamente a área definida integra-se na denominada “Plataforma do Mondego” e pertence à grande superfície de aplanação localizada entre as Serras do Caramulo e Estrela, a qual foi profundamente rasgada pelos vales dos rios Mondego, Dão e Alva, cujos cursos de água são praticamente paralelos e orientados segundo a direção NE-SW, como se observa na figura 1.-Na zona, sobretudo a montante das Caldas de São Paulo, ocorrem diversos testemunhos de grandes zonas de cobertura de origem fluvial e glacial. Igualmente durante o Quaternário formaram-se numerosos terraços e aluviões, que assentam sobre os xistos e os granitos (Lourenço, 1989).

A nível geológico a região fica na Zona Centro-Ibérica (ZCI) onde existem rochas eruptivas e metamórficas, designadamente granitos e xistos, mais propriamente, no contacto entre o Complexo Xisto-Grauváquico, e os granitos pós-tectónicos calco-alcálicos que apresentam uma grande variedade textural e mineralógica, que são os granitos porfiróides de grão grosseiro e ricos em biotite. O contacto entre estes dois afloramentos é marcado pela presença de auréolas metamórficas de xisto mosqueado e corneanas (Lourenço, 1989).

Apesar da área em estudo não estar contemplada com cartografia geológica à escala 1:50 000, foi possível, através do extrato da carta geológica de Portugal 1:500.000, das sondagens realizadas e pela observação de campo, realizar uma interpretação, por forma a identificar os principais afloramentos e substratos existentes, como se pode observar na Figura 2.

Os afloramentos presentes na zona das caldas de São Paulo são depósitos de cobertura (depósitos de vertentes, terraços fluviais), solo residual de granito grosseiro, bem como granitos porfiróides de grão grosseiro. Junto às margens do vale do rio Alva (Caldas de São Paulo), podem observar-se alguns afloramentos de granito, com mega cristais de feldspato com diâmetros na ordem de uma dezena de centímetros. Por fim, interessa considerar as rochas filoneanas, muito abundantes, que cortam os granitos e os xistos. São filões de quartzo leitoso e algumas massas aplito-pegmatitos.

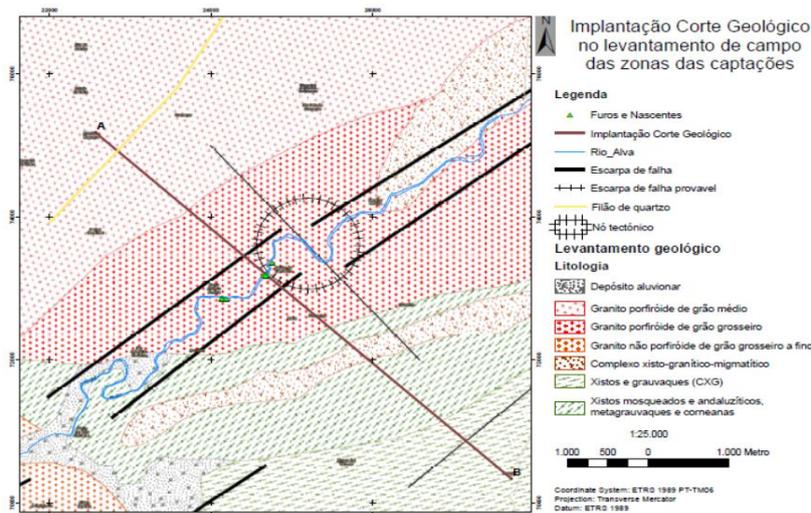


Fig. 2. Levantamento Geológico de campo.

No que diz respeito à mineralogia, os xistos são quase sempre quartzo micáceos, com quartzo, biotite, moscovite, como minerais essenciais e feldspatos, turmalina e grafite como minerais acessórios. Os grauvaques apresentam como minerais essenciais, quartzo e feldspato, e como secundários a clorite e a sericite (Teixeira, 1961).

No tocante à mineralogia dos granitos, estes são constituídos essencialmente por quartzo, albite-oligoclase, microclina, microclina-pertite, biotite e moscovite. Os principais minerais secundários são a clorite, sericite, caulino e óxidos de ferro (Teixeira, 1961). Devido aos cristais de feldspato estarem bem desenvolvidos, a alteração química é facilitada, em especial com elevada precipitação, facto pelo qual se encontram num estado de alteração mais avançado em comparação com os não porfíroides. Pode observar-se esta alteração em taludes de estrada completamente granito alterado (“saibro”) no local das Caldas de São Paulo.

Quanto à fracturação regional a zona é atravessada pelo principal alinhamento tectónico – Falha de Arganil-Nazaré. É uma falha com a direcção N35°-50°E, ligeiramente mergulhante para SE.

Relativamente ao levantamento da fraturação local, estão presentes duas famílias principais: 1) E-W a ENE-WSW; 2) N45°-60°W, subverticais. A fraturação local secundária evidencia uma família N0°-10°E.

2. HIDROGEOQUÍMICA DO RECURSO

Com base nas análises físico-químicas realizadas ao longo dos anos de 2015/2016 (17 análises) as águas das Caldas de São Paulo, segundo a classificação tradicional do "Instituto de Hidrologia de Lisboa" (Herculano de Carvalho et al. 1961), são classificadas como uma “água sulfúrea, fracamente mineralizada, macia e com reacção alcalina”. Do ponto de vista químico as águas das Caldas de São Paulo em termos de concentração de iões, classificam-se segundo o diagrama de Piper em, Bicarbonatada Sódica. (Figura. 3).

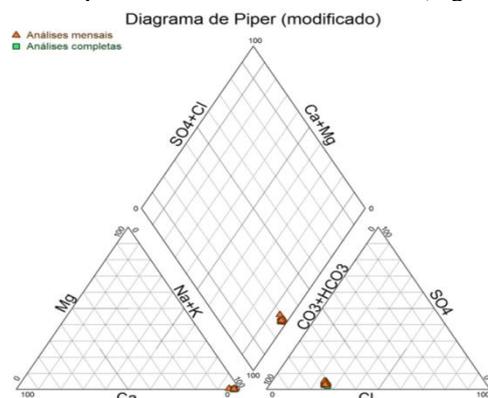


Fig. 3. Projeção da composição iónica das águas Subterrâneas das Caldas de São Paulo.

Pelos estudos efetuados trata-se de uma água mineral natural com os parâmetros físico-químicos típicos: Temperatura da água à cabeça do furo é de 28 °C, e de 32 °C a 100 m de profundidade, (nas nascentes

tradicionais a temperatura da água é de 26°C), pH (21°C) de 8.55, a Condutividade (20°C) é 608,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com uma Mineralização total de 547.50mg/L, concentração de Sílica de 71.25mg/L.

Quanto aos aniões o Bicarbonato encontra-se em maior concentração (219,46 mg/L), seguido pelo cloreto com 46.6 mg/L e o fluoreto (26 mg/L), quanto ao catião dominante temos o Sódio com uma concentração de 144,00 mg/L.

As suas características físicas e químicas estão intimamente relacionadas com as massas graníticas existentes na região. De uma forma geral e considerando a dissolução dos minerais presentes nos granitos, a mineralização destas águas parece ser dominada pela hidrólise das plagioclases sódicas (albite) dentro dos reservatórios graníticos resultando daí a forte assinatura $\text{HCO}_3\text{-Na}$. O cloreto pode ter origem na apatite, um mineral acessório bastante comum nestes granitos.

A presença do ião fluoreto é atribuída à dissolução da fluorite e outros minerais fluoríferos como a fluorapatite e moscovite. A presença de sílica está relacionada com a presença de fluxos hidrotermais a elevadas temperaturas. Considerando a litologia dominante da região a oxidação de minerais sulfuretos como a pirite a grandes profundidades pode explicar a presença de espécies reduzidas de enxofre, no entanto a redução bioquímica dos sulfatos como processo genético responsável pela presença destas espécies é uma possibilidade (Calado, 2001).

3. CONDIÇÕES HIDRODINÂMICAS

As características hidrodinâmicas do aquífero em estudo foram obtidas através da interpretação de ensaios de caudal de extracção realizados pela empresa Sinergeo - Soluções Aplicadas em Geologia, Hidrogeologia e Ambiente Lda., no furo F1-CSP, o qual apresenta artesianismo repuxante.

O furo vertical foi realizado recorrendo-se à Rotopercurssão. A perfuração iniciou-se com 12" ($\pm 305\text{mm}$) até à profundidade de 6m, continuado com diâmetro de 10" ($\pm 254\text{mm}$) até os 80m, sendo utilizado posteriormente um diâmetro de 6,5" ($\pm 165\text{mm}$) até aos 100m de profundidade. Entubou-se os primeiros 64 m de profundidade com tubo liso de PVC (12,5 Kg/m² - 190mm) e aplicou-se maciço filtrante em material impermeável (cimento) de forma a impedir eventuais misturas com água de aquíferos superiores e do Rio Alva, permanecendo em open hole entre os 64m e 100m.

O ensaio de caudal teve um tempo de extracção de 682 minutos e um tempo de recuperação de 40 minutos. O equipamento de extracção foi colocado a uma profundidade aproximada de 75 metros. Para medir a variação do nível da água no furo de pesquisa durante a execução do ensaio de caudal, utilizou-se uma sonda automática da Schlumberger com capacidade para medições até 100 metros de profundidade.

No tratamento da informação (interpretação de caudais, transmissividades e coeficientes de armazenamento) utilizaram-se os parâmetros através de vários métodos de aproximação como o método de Theis, método Theis e Jacob e o método de Hantush, tendo-se obtido um valor de transmissividade na fase de extracção de $6,25 \times 10^1 \text{ m}^2/\text{d}$

Posteriormente o caudal de exploração foi calculado através da equação (1), segundo Lima (2001), a qual permite relacionar a transmissividade e o caudal específico nesta região.

$$T = 0,37 \left(\frac{Q}{s} \right)^{1,07} \quad [\text{Eq.1}]$$

Onde:

T – transmissividade (m^2/dia);

Q – caudal (m^3/dia);

s – rebaixamento (m).

De acordo com a fórmula anterior, e considerando os rebaixamentos teóricos de 1 m, obteve-se um Caudal de 120,76 m^3/d .

4. MODELO HIDROGEOLÓGICO

Com os elementos geológicos e estruturais do levantamento de campo, com a amostragem geológica colhida durante os processos de perfuração e com os log's litológicos, conclui-se que o furo está implantado no granito hercínio, porfiróide de grão grosseiro, essencialmente biotítico, designado por Granito de Tábua.

Pelos elementos hidrogeológicos (hidrodinâmicos e hidrogeoquímicos) evidenciados e pelos relatórios de prospeção, estes apontam para a ocorrência de um aquífero de natureza minero-termal com as seguintes características gerais:

- Aquífero em meio granítico bastante fraturado, com regime confinado a semi-confinado.
- O aquífero é limitado lateralmente, ora por barreiras recarregantes (produtivas), ora por barreiras impermeáveis (Falhas);

- Circulação hídrica profunda associada à elevada fraturação, com elevado tempo de residência e ocorrência de processos geotérmicos.
- A recarga aquífera decorrerá da infiltração profunda associada à precipitação atmosférica.

Na figura 5, apresenta-se o Modelo Hidrogeológico conceptual provável com o perfil topográfico e corte geológico realizado para o aquífero de água mineral das Caldas de São Paulo.

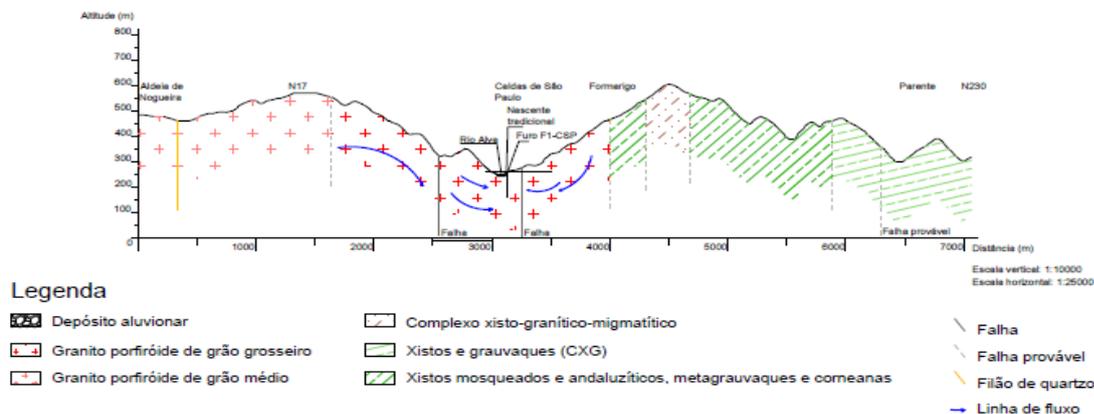


Fig. 5. Modelo Conceptual do Sistema Aquífero das águas minerais naturais das Caldas de São Paulo.

5. CONCLUSÕES

A água mineral das Caldas de São Paulo localiza-se no principal alinhamento tectónico - Falha de Arganil-Nazaré e na zona de contacto de granito hercínio, porfiróide de grão grosseiro com a formação do Complexo xisto-grauváquico.

Pela sua composição físico-química as águas das Caldas de São Paulo são classificadas como águas bicarbonada sódica, sulfúrea, fracamente mineralizada, macia e com reação alcalina.

Com base nos parâmetros anteriormente estudados e pelos ensaios realizados no furo F1-CSP, podemos estar em presença de um aquífero do tipo confinado a semi-confinado cujas características se indicam:

- reservatório hidromineral constituído por um aquífero típico de meios fraturados composto por granitos porfiróide de grão grosseiro, pertencentes ao designado Granito de Tábua;
- a fraturação tem um papel muito importante e condicionante na recarga do aquífero, onde as falhas exercem uma importância na circulação profunda desta água;
- o furo existente e designado por F1-CSP apresenta artesianismo repuxante, com um caudal (Q) de 120,76 m³/d e transmissividade (T) de 6,25×10¹ m²/d.

Em suma, e no tocante às características hidráulicas do sistema aquífero, o Furo F1-CSP está conetado hidráulicamente com os restantes furos e nascentes do setor das Caldas de São Paulo.

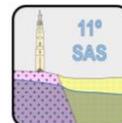
Pela sua composição físico-química as águas das Caldas de São Paulo são classificadas como águas bicarbonada sódica, sulfúrea, fracamente mineralizada, macia e com reação alcalina.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Centro de Investigação e Desenvolvimento GeoBioTec ref: UID/GEO/04035/2013 e a empresa Captur, Apartamentos Turísticos Unipessoal, pela possibilidade de publicar os dados do presente trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Calado, C. (2001) – A Ocorrência da Água Sulfúrea Alcalina no Maciço Hespérico: Quadro Hidrogeológico e Quimiogénese. Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa, 462 p.
- Lima, A.S. (2001) - Hidrogeologia de Terrenos Graníticos, Minho, Portugal. Dissertação para obtenção do grau de Doutor. Universidade do Minho. 451 pp.
- Lourenço, L., (1989). O Rio Alva. Hidrogeologia, Geomorfologia, Climatologia, Hidrologia. Coimbra, Instituto De Estudos Geográficos.
- Teixeira, C. et all, (1961) – Notícia explicativa da folha 17-C, Santa Comba Dão, in Carta Geológica de Portugal na escala 1/50 000, Direção Geral de Geologia e Minas, Serviços Geológicos de Portugal.



ASPETOS CONSTRUTIVOS DE FUROS PROFUNDOS PARA TERMALISMO E APROVEITAMENTOS GEOTÉRMICOS EM AMBIENTES DE ÁGUAS SULFÚREAS

Joaquim FERREIRA GUEDES¹, Luís M. FERREIRA GOMES², José A. SIMÕES CORTEZ³

1. Departamento de Eng^a Civil e Arquitetura, Universidade da Beira Interior, 6201-001 Covilhã, joaq.guedes@gmail.com

2. Departamento de Eng^a Civil e Arquitetura, Universidade da Beira Interior, 6201-001 Covilhã, Geobiotec; lmf@ubi.pt

3. Departamento de Eng^a de Minas, Universidade do Porto; 4200-465 Porto, simoes.cortez@multisequencia.pt

RESUMO

Atualmente, é um desafio, ou mesmo uma necessidade, realizar novas captações profundas em locais em que já existem termas com água mineral fria ou pouco quente, e que, potencialmente, poderá ser muito mais quente se for captada a grande profundidade. Disponibilizando-se água mineral quente, pode com facilidade possibilitar aproveitamentos em cascata, tirando partido do calor da água mineral, quer para climatização das próprias termas, aquecimento das suas águas sanitárias, quer para aproveitamentos similares em outros edifícios como unidades hoteleiras vizinhas, de entre outros, tornando toda a economia e ambiente locais mais sustentáveis. Quando se perspectiva construir captações com 500m de profundidade ou mais, são já obras muito especiais, resultando muitas vezes problemas complicados de resolver em fase construtiva. No sentido de contribuir para o avanço neste domínio, apresentam-se três casos de estudo: Furo AC-G1 nas Termas do Carvalhal, Furo US1 nas Termas de Unhais da Serra e Furo AQ1 nas Termas da Fonte Santa de Almeida. Ambos os casos estão em granitoides, e o quimismo da sua água a partir dos geotermómetros aponta para temperaturas de reservatório superior a 80°C. No Carvalhal, projetou-se o furo para 600m de profundidade e construiu-se a captação exatamente com 600m de profundidade, com o resultado final de um caudal de 4,2 L/s em artesianismo e cerca de 15 L/s como caudal admissível em bombagem a 60°C à boca da captação. Em Unhais da Serra, o furo projetou-se para 1000m de profundidade, mas ocorreram imensas contrariedades e aquela profundidade não se conseguiu atingir, apesar de, com perfurações e reperforações, se atingisse um comprimento total de 1739,8m, dos quais 802m foram em maciço virgem e os restantes 937,8m, em troços cimentados, com um resultado final de um caudal de 2,5 L/s em artesianismo e 13,3L/s como caudal admissível, com água mineral a 38°C. Em Almeida, perspectivava-se aumentar o caudal e a temperatura em relação ao existente e o resultado foi uma captação de 931,3 m de profundidade com um caudal admissível de 4,0L/s e temperatura de 31°C.

Palavras-Chave: sondagens profundas; obras subterrâneas especiais; granitoides com falhas, água mineral quente

1. INTRODUÇÃO

Os sistemas aquíferos associados a águas sulfúreas nos granitoides, genericamente, têm um grande potencial geotérmico e, por isso, há necessidade de se realizarem captações profundas para se obter água quente, e com a preocupação de não se alterar a qualidade do recurso que está em exploração na atividade termal. No sentido de implantar aquelas captações na melhor posição, há estudos vários de prospeção e pesquisa, mas, infelizmente, por muito sofisticados que sejam, ainda hoje não nos permitem, na maioria das situações, ter certezas absolutas e, muito menos, a grandes profundidades. Assim, desde logo, um grande problema é o risco económico pois, por muitos estudos que se realizem, os objetivos inicialmente traçados podem não ser atingidos, devido a surpresas de índole essencialmente geológica, associadas às dificuldades de fazer trabalhos a grande profundidade, em meios geotecnicamente muito adversos, quer pelas bruscas e frequentes heterogeneidades que podem ocorrer, quer pela ocorrência de água sulfúrea que dificulta as operações com cimentações e/ou betonagens.

Assim, no presente trabalho, apresentam-se 3 exemplos que elucidam, acima de tudo, que os problemas podem ser mínimos, ou nulos, se o maciço rochoso onde se desenvolve a perfuração for geotecnicamente são e sem fraturas, ou esses problemas podem ser terríveis, se o maciço tiver intercalações de zonas rochosas com zonas de solos, nomeadamente quando se está em granitoides associados a sistemas de grandes falhas ativas. Na Tabela 1, apresentam-se as características principais das 3 captações em análise, salientando o longo período de tempo na sua execução, sempre superior a um ano, e o caso de Unhais da Serra, o mais problemático, que durou mais de 3 anos. Alguns elementos detalhados sobre estes casos podem ser observados em Ferreira Gomes (2008) Ferreira Guedes *et al.* (2013) e Ferreira Gomes *et al.* (2015).



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

Tabela 1. Principais características dos furos em estudo e outros elementos hidrogeotérmicos associados, em maciços graníticos com água sulfúrea alcalina, em várias Unidades Termiais (Ferreira Gomes *et al.* 2015).

| Furo | AC-G1 (Carvalho) | US1 (Unhais da Serra) | AQ1 Almeida (Fonte Santa) |
|-------------------------------------|--|---|--|
| Período Construção | 2003/10/27 a 2004/12/12 | 2005/07/01 a 2008/12/20 | 2008/07/28 a 2009/10/18 |
| Profundidade (m) | 600 | 126 + 200 + 532,4 + 132 ⁽²⁾ | 931,3 |
| Tipo de perfuração | Rotopercussão:(0-132m) e Rotação com carotagem (D>132m) | Rotary (0-3,5m) Rotopercussão (3,5-126m), Rotação com carotagem e Perfuração dirigida (D>126m) | Rotary (0-6m) e Rotopercussão (6-200m) Rotação com carotagem (>200 m) |
| Entubamento (materiais, diâmetro-Ø) | AISI 316 (Ø=8"):0-132m Espaço anular: • Cimento: 0-126m • "Open hole": Prof. > 132m | AISI 316L(Ø=8"): 0-24m AISI 316L(Ø= 6"): 24-126 m Espaço anular: • Cimento: 0-126m; • "Open hole": Prof. > 126m | AISI316 (Ø = 8"):0-150m Espaço anular: • Cimento: 0-150m; • "Open hole": Prof. > 150m |
| N ₀ (m) ⁽¹⁾ | -36,0 | - 1,5 | -208,7 |
| N _f (m) ⁽¹⁾ | + 6,5 | + 2,3 | -30,4 |
| Q _{art} (L/s) | 4,2 | 2,5 | 0 |
| Q _{ad} (L/s) | 15,0 | 13,2 | 4,0 |
| Q _{ut} (L/s) | 4,2 | 5,0 | 4,0 |
| T _{final} (°C) | 60 | 38 | 31 |
| T _N (°C) | 13-28,5 | 26,0 -28,0 | 18,0 |
| T _R (°C) | 105,5 | 106,5 | 82,5 |
| D _R (m) | 3370 | 4659; 1897; 1249 | 2669 |
| Δ (°C/m) | 0,0202 | 0,017; 0,048; 0,069 | 0,0239 |

N₀ – nível inicial em que se registou a ocorrência de água mineral no furo; N_f – Nível final, ou nível piezométrico; ⁽¹⁾ Níveis em relação à superfície do terreno; Q_{art} – caudal em artesianismo; Q_{ad} – caudal admissível; Q_{ut} – caudal de utilização; T_{final} – Temperatura à cabeça do furo, imediatamente após a conclusão do furo; T_N – Temperatura de água à superfície topográfica de ressurgências minerais locais; T_R – Temperatura de reservatório; D_R – Profundidade de reservatório; Δ – gradiente geotérmico local a partir de registos da sondagem; ⁽²⁾ – Furo com 4 troços: T₀ – 0 a 126m; T₁ -126 a 326m; T₂ – 141,2 a 532,4m; T₃ – 47,2m a 132m (ver Fig.1a).

2. PRINCIPAIS PROBLEMAS NA CONSTRUÇÃO DE FURROS PROFUNDOS

Dos três casos de estudo que servem de base ao presente trabalho, os casos mais e menos problemático foram o de Unhais da Serra e do Carvalho, respetivamente. Porque alguns problemas são comuns a ambos os furos, apresentam-se os mesmos em conjunto, com a particularidade de exemplificar mais o caso de Unhais da Serra, devido à efectiva complexidade do caso.

Posicionamento espacial do desenvolvimento do furo

Atingir o posicionamento projetado é absolutamente fundamental para se obterem os objetivos e, infelizmente, isso não é tarefa fácil. Mesmo em furos verticais, por mais cuidado que haja, nunca ficam totalmente verticais, pois tendem a desviar, em especial quando se atingem descontinuidades semi-verticais com atitudes próximas mas ligeiramente diferentes das pretendidas na perfuração, em especial em grandes profundidades, em que as varas, no conjunto total, se tornam relativamente flexíveis. No caso de Carvalho, a sondagem foi idealizada de modo a ser vertical nos primeiros 130 m e, a partir daí, dirigida para Norte, com cerca de 85°, de modo a intersectar fraturas W-E, segundo a perpendicular a esta direção; em termos médios, apresentou um ângulo entre o eixo do furo e a vertical de cerca de 4,6°, sendo de salientar que ficou orientada muito mais para Oeste do que fora previsto (cerca de 27°), devendo-se tal situação a causas geológico-estruturais. A situação, no conjunto, foi considerada muito aceitável. O Furo de Almeida, programado vertical, não teve desvios significativos. Já o furo de Unhais da Serra foi projetado de forma a ser realizado num único troço recto, com uma ligeira inclinação, cerca de 2° de desvio em relação à vertical, de modo a haver mais probabilidade de intersectar, a grande profundidade, uma família de fraturas de direção aproximadamente perpendicular à direção do furo projetado. Devido à complexidade geológica, a construção resultou numa sondagem/captação complexa (Fig.1a) que acabou por ter um troço inicial até aos 126m de profundidade, e três novos troços distintos: i) Troço 0, de 0 a 126m, realizado à percussão pneumática (martelo de fundo de furo); ii) Troço 1, de 126 a 326m, realizado à rotação com carotagem; iii) Troço 2, entre 141,2 e 532,4 m, realizado com perfuração dirigida e à rotação com carotagem; iv) Troço 3, entre 47,2 e 132 m, realizado com perfuração dirigida e à rotação com carotagem. A Fig.1b mostra um exemplo de carote que evidencia a ocorrência de argila em contacto com granito relativamente são, e, geralmente, estas situações favorecem desvios involuntários das sondagens. Por fim, neste ponto salienta-se que quando queremos levar o furo para uma determinada direção, só o poderemos fazer ou com cunhas de desvio, e nessa operação perde-se diâmetro de perfuração, ou então com perfuração dirigida. Foi na obra de Unhais da Serra que se usou, pela primeira vez em Portugal, a perfuração dirigida, a grandes profundidades.

b) Cimentações

As cimentações programadas, e outras involuntárias, resultam de várias situações. É corrente haver necessidade de cimentações, desde o preenchimento do espaço anular, quer logo na fase inicial de qualquer furo e, em particular, no entubamento dos primeiros metros, quer ao longo de troços com mais de uma centena de metros, quer, ainda, em operações especiais, devido a colapsos do furo, quer, ainda, cimentações por necessidade de neutralizar troços com atitudes desviantes, e que é necessário neutralizar para depois perfurar ao lado, ou ainda, em alguns casos, para reperfurar de modo a neutralizar ressurgências de fluídos, sem necessidade de recorrer a entubamentos. Em qualquer um destes casos, um dos problemas é a cimentação não ficar bem, devido a ficarem vazios e zonas com solo em vez de cimento duro em contínuo. Em particular, em zonas de granito arenizado e de argilas de caixas de falha, resultam grandes colapsos. A situação de Unhais da Serra foi, dos três casos em estudo, o pior exemplo; a Fig.1c mostra imagens de alguns carotes resultantes de reperfurações de troços que tinham sido cimentados e, por vezes, obtiveram-se carotes com material que é mais solo do que cimento duro. A observação da Fig.2 permite adquirir mais sensibilidade sobre o assunto, o gráfico das cimentações mostra que, até à profundidade de 325m, se verificaram três fases com o total de 57 cimentações, e em algumas delas, em locais que foram cimentados 5 vezes, como aconteceu à profundidade de 90m (1ª vez, de 82 a 90m, 2ª vez de 87 a 91m, 3ª vez de 88 a 94m, 4ª vez de 88 a 96m, e 5ª vez de 88 a 100m). Esta situação resultou do facto de haver colapsos sucessivos, devido ao granito estar muito fraturado e, por vezes, arenizado, e as cimentações não serem eficazes logo à primeira. Salienta-se que, na obra total, além de 10m³ de betão usados no troço inicial para posicionar a colocação do tubo de ferro, gastaram-se, em cimentações especiais, 50,71 m³ de calda de cimento (1,1kg de cimento:1L de calda), situação que levou à perfuração/reperfuração de 937,8m só no cimento, e um total de 1659 horas de trabalho em operações de cimentação /perfuração de cimento e, ainda, 709,5 horas em espera para o cimento tomar presa. Outro problema associado às cimentações é o tempo de espera e sua relação com a verdadeira presa que, pelo facto de se perfurar em ambientes de água sulfúrea, a presa pode não ser efetiva, pois pode haver reações químicas entre o cimento e o enxofre da água sulfúrea e resultar gesso, situação que leva a que o resultado nunca seja cimento duro. Para minorar e/ou evitar situações destas, juntam-se aditivos, sendo de referir que, em Unhais da Serra, se usou o cloreto de sódio (em cerca de 3%), tendo-se consumido um total de 495kg em toda a obra. Salienta-se que, em Almeida, apenas ocorreram algumas cimentações e, no caso de Carvalhal, não se verificou nenhuma cimentação, com exceção das que ocorreram no preenchimento do espaço anular, quer no tubo de ferro normal aplicado nos primeiros 5m, quer na colocação, em fase tardia, do entubamento em inox.

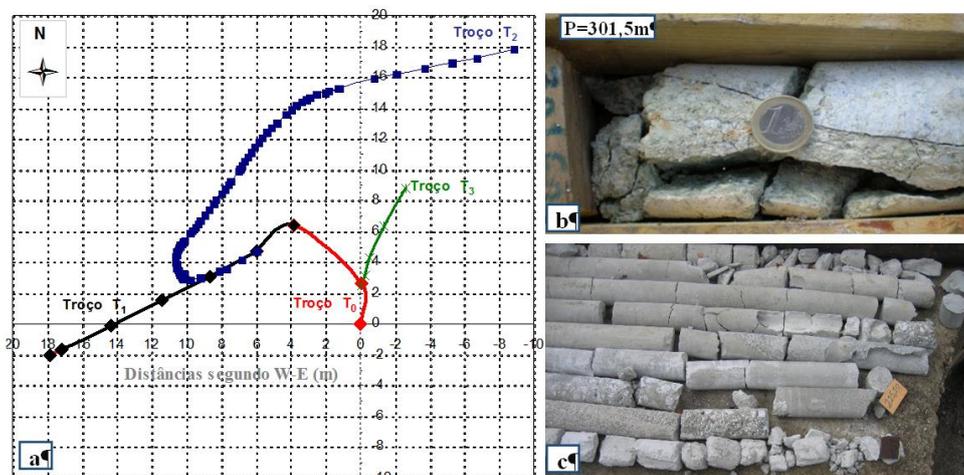


Fig. 1. Elementos do Furo US1 de Unhais da Serra: a) projeção em planta do furo os seus vários troços; b) carote evidenciando ocorrência de falhas a grande profundidade; c) carotes resultantes de reperfurações em zonas cimentadas a grandes profundidades (a partir de Ferreira Gomes, 2008).

c) Outros:

De entre outras situações que se poderiam elencar com mais detalhe, merecem referência os problemas associados a quebras e pescas do equipamento dentro do furo de sondagem. Aqueles problemas resultam do desgaste normal dos materiais e, em especial, dos colapsos bruscos das paredes do furo, e do desalinhamento na vertical do eixo das varas que, em rotação e nas várias operações, levam a quebras brutais das mesmas e a pescas de elevada complexidade. Por vezes, resultam situações que podem tomar longos períodos de tempo e consequentes acréscimos de custo global das obras.

. Environmental Earth Sciences. Springer-Verlag Berlim Heidelberg. Vol. 73, Nº 6, 2963-2979.

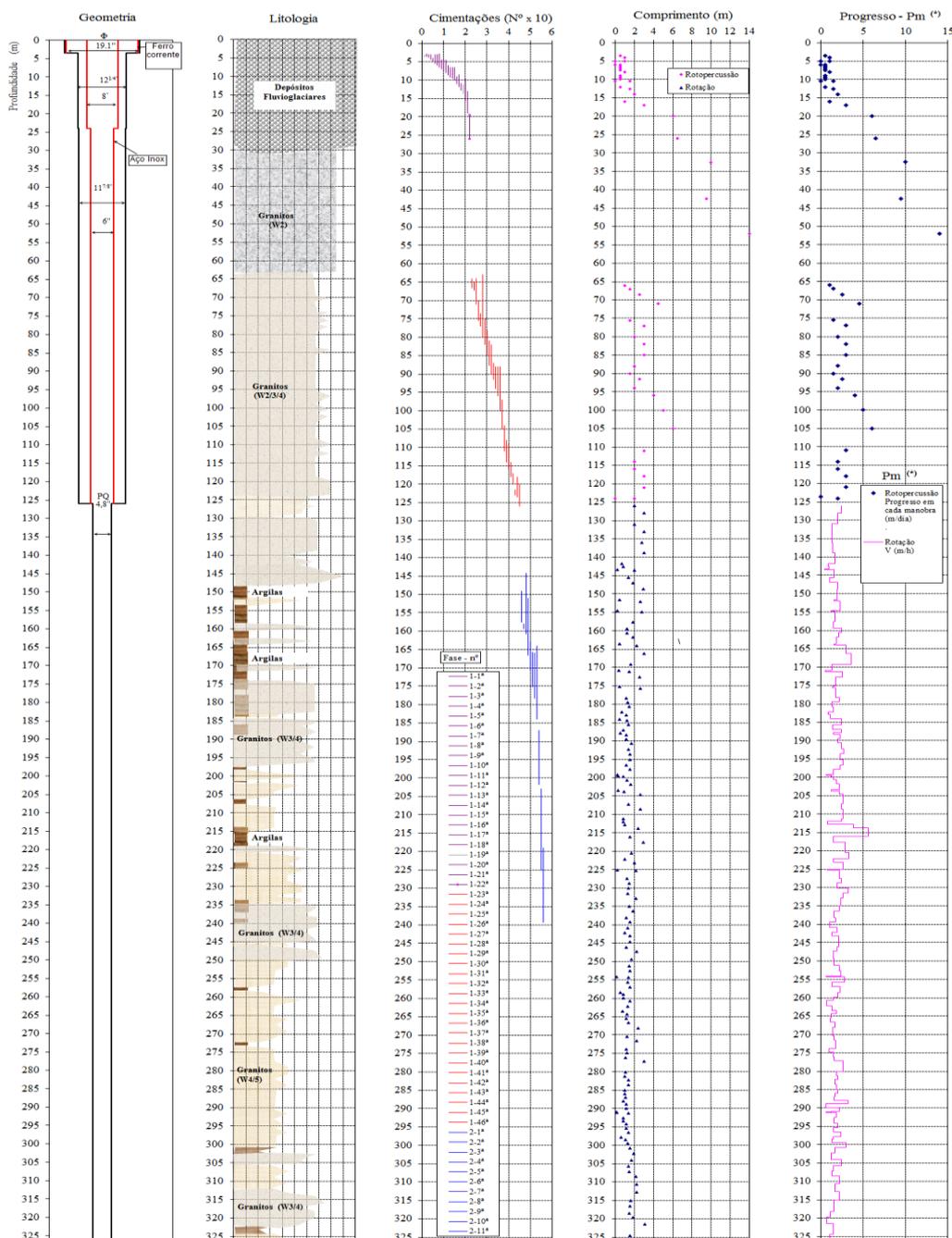
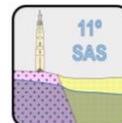


Fig. 2. Elementos resultantes da perfuração dos primeiros dois troços do Furo US1 de Unhais da Serra (a partir de Ferreira Gomes, 2008).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ferreira Gomes, LM (2008). Sondagem de Pesquisa e Captação de Água Mineral Termal Quente. Relatório Final. Furo US1 – Captação Definitiva. Projecto sobre Aproveitamentos Geotérmicos nas Termas de Unhais da Serra, para Sociedade Termal de Unhais da Serra, S.A.. Covilhã, 6 Anexos (Relatório Interno).
- Ferreira Guedes, J.; Ferreira Gomes, LM.; Almeida, PG.; Simões Cortez, JA. (2013). From conception to construction of deep wells in granitic massifs. Proceedings of the International Conference on Civil Engineering (Towards a Better Environment) - CE13. CI- Premier PTE LTD, Singapore, CE-125-CE134.
- Ferreira Gomes L M; Ferreira Guedes J; Gomes da Costa T C; Coelho Ferreira P J; Neves Trota AP (2015). Geothermal potential of Portuguese granitic rock masses: lessons learned from deep boreholes. Environmental Earth Sciences, 73(6): 2963-2979.



CONTROLO HIDROGEOLÓGICO DE CHARCOS TEMPORÁRIOS MEDITERRÂNICOS - ECOSISTEMAS DEPENDENTES DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA COSTA VICENTINA

José Paulo MONTEIRO¹, Rui HUGMAN¹, Luís COSTA¹, Núria SALVADOR¹

1. Universidade do Algarve/ Centro de Ciências e Tecnologias da Água (CTA), Faro, Portugal, jpmonte@ualg.pt,
luis.r.d.costa@gmail.com, rthugman@gmail.com

RESUMO

O Projeto LIFE Charcos visa melhorar o estado de conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM, Habitat prioritário 3170*). A análise das variáveis hidrológicas, hidrogeológicas e hidrogeoquímicas que suportam a biodiversidade dos CTM está a ser efectuada em casos de estudo seleccionados de acordo com os seus contextos biológicos, de forma a identificar “modelos conceptuais típicos”, que permitam inferir as relações entre variáveis abióticas e a distribuição da biodiversidade dos CTM. Na presente comunicação apresentam-se alguns resultados que permitem avaliar a influência das águas subterrâneas no balanço hídrico destes charcos.

Palavras-Chave: Charcos Temporários Mediterrânicos; Ecossistemas Dependentes de Águas Subterrâneas.

1. INTRODUÇÃO

Os CTM que ocorrem no SIC Costa Sudoeste formam-se em depressões topográficas pouco profundas, que se encontram sazonalmente inundadas por uma pequena altura de água. Na área do projeto predominam os solos de textura ligeira e de horizonte superficial arenoso, formados a partir de sedimentos do Plio-Plistocénico, onde o nível freático intercepta, periodicamente, a superfície topográfica durante a época de chuva. Subjacente a este horizonte encontra-se geralmente um horizonte de acumulação de sedimentos mais finos de menor permeabilidade, de génese podzólica (popularmente referidas como bancadas de surraipa). Os depósitos sedimentares do Quaternário encontram-se assentes sobre xistos e grauvaques de idade carbónica, que por serem menos permeáveis do que os sedimentos de cobertura proporcionam a subida do nível freático. Existem no entanto, alguns charcos que não se localizam nos sedimentos recentes, mas sim em depressões topográficas nos depósitos de cobertura que resultam da alteração dos xistos e grauvaques, e que apresentam uma expansibilidade moderada a reduzida e uma permeabilidade lenta a muito lenta. Pode considerar-se, de acordo com o conhecimento atualmente disponível, que o grau de dependência de água subterrânea freática ou da água intersticial em solos pouco profundos apresenta variações importantes de acordo com as tipologias identificadas para os charcos na área em estudo.

2. CONTROLO HIDROGEOLÓGICO DO HIDROPERÍODO E SUA INFLUÊNCIA ECOLÓGICA

A sazonalidade da disponibilidade hídrica condiciona e determina a composição e zanação das biocenoses de cada charco. As espécies de fauna e flora que colonizam os CTMs estão adaptadas a esta sazonalidade hídrica, e muitas são consideradas raras e ameaçadas. Estudos recentes (Korn et al., 2010) contribuíram para a descoberta de uma nova espécie para a ciência, o *Triops vicentinus* cuja presença está sensivelmente confinada ao extremo Sudoeste de Portugal e associada em exclusivo aos habitats como dos CTMs. O conhecimento prévio sobre o funcionamento destes ambientes foi descrito em Monteiro et al., 2001; Salvador et al., 2011; Salvador et al., 2015; Salvador et al., 2016a; Salvador et al., 2016b. O registo dos níveis de água nos charcos permite determinar a extensão dos seus hidroperíodos.

A Tabela 1 sintetiza, a título de exemplo, o número de dias do hidroperíodo de cinco dos charcos monitorizado por ano hidrológico. Apesar da precipitação total durante 2014/15 ser inferior à do ano anterior, a ocorrência de um período intenso de precipitação durante o mês de Novembro levou à presença de água em todos os charcos aqui monitorizados. O mesmo se registou a uma escala menor durante o mês de Abril de 2013/14. Estes resultados mostram que a variação temporal da precipitação é mais importante do que o seu valor total no controlo do hidroperíodo dos charcos o que, entre outros factores, denota o diferente grau de dependência de águas subterrâneas de cada charco, tal como tem sido referido ao longo das observações no terreno efectuadas ao longo do projecto.

Tabela 1. Número de dias de hidroperíodo por ano hidrológico nos charcos intervencionados.

| Ano hidrológico | Nº de dias de hidroperíodo | | | | | Precipitação (mm) |
|-----------------|----------------------------|----------|----------|----------|----------|-------------------|
| | LIFE 620 | LIFE 233 | LIFE 229 | LIFE 231 | LIFE 230 | |
| 2013/2014 | 0 | 1 | 22 | 254 | 3 | 625.8 |
| 2014/2015 | 40 | 90 | 90 | 203 | 90 | 519.4 |
| 2015/2016 | 197 | 0 | 0 | 191 | 0 | 458.2 |
| 2016/2017 | 41 | 0 | 0 | 0 | 0 | 114.2 (até Nov) |

2.1. Monitorização do enchimento dos CTM, níveis freáticos e balanço hídrico

Na Fig. 1 podem comparar-se os registos dos níveis de enchimento no charco e num piezómetro a poucos metros de distância, juntamente com os valores de excedentes e défice hídricos calculados através do balanço sequencial da zona variavelmente saturada do solo Thornthwaite (1948) e Thornthwaite & Mather (1955). Os registos iniciados em final de Dezembro de 2013, apresentam-se até final de Setembro de 2014. Verifica-se que, desde meados de Janeiro de 2014 a meados de Maio de 2014 ocorreram diversas subidas do nível de enchimento do charco, devido às precipitações ocorridas nesse período. No entanto, os níveis de armazenamento de água no charco, na primeira subida que ocorreu a meados de Janeiro, rapidamente decresceram, pois ainda não existia contribuição das águas subterrâneas para estabilizar os níveis no seu interior. No final de Janeiro o charco praticamente secou. A partir de Fevereiro, os níveis começam a ser mais estáveis pois verifica-se que o nível das águas subterrâneas começa, claramente, a ser responsável pela manutenção do armazenamento do charco em estudo. Em meados de Maio o charco seca e apesar de ainda se verificar nova subida do enchimento, uma vez que os níveis freáticos voltam a ser inferiores à cota topográfica do charco, a água acumulada acaba por infiltrar-se e evaporar.

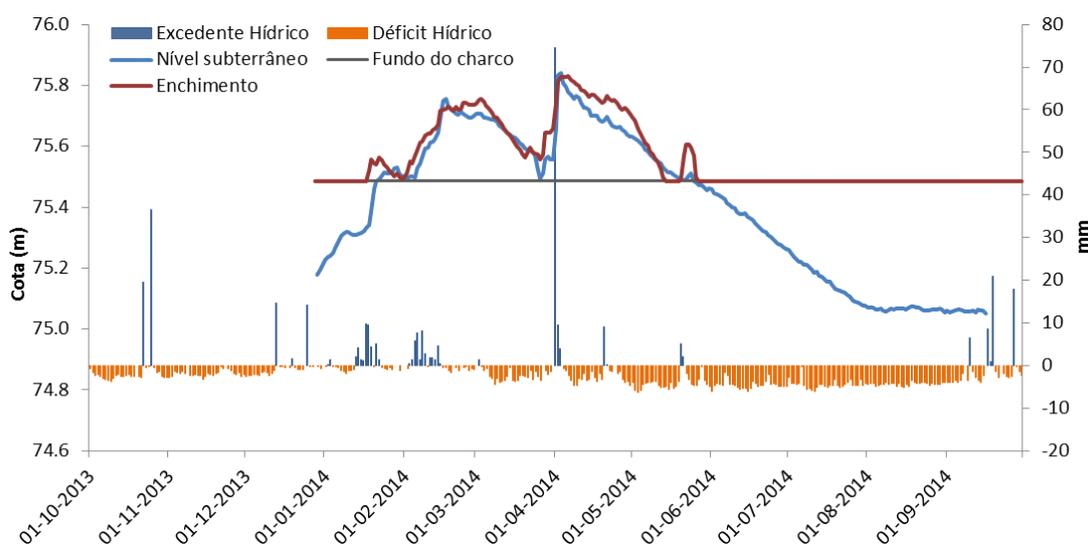


Fig. 1. Balanço hídrico sequencial do solo, níveis de enchimento de um CTM (202) e níveis freáticos.

Nas diferentes fases de enchimento dos charcos, em que estes se encontram desconectados ou conectados dos níveis freáticos, o seu balanço hídrico pode ser expresso através das equações Eq. 1 ou Eq. 2, respectivamente. Na fase em que o charco se encontra desconectado dos níveis subterrâneos (Eq. 2), pode assumir-se que a variação do volume de água se deve à precipitação (P) que ocorre na área do charco, mais as contribuições do escoamento superficial que é gerado na área de drenagem do charco (ESC), menos a evaporação (EV) e a infiltração (I) que ocorrem na área de inundação do charco. Na fase em que o enchimento do charco é suportado pela conexão aos níveis subterrâneos (equação 2), pode assumir-se que a variação do enchimento se deve igualmente à P e ESC, e ainda às contribuições das águas subterrâneas (ASUB), menos a EV.

$$\Delta A = P + ESC - EV - I \quad [\text{Eq. 1}]$$

$$\Delta A = P + ESC - EV + SUB \quad [\text{Eq. 2}]$$

onde, para um dado período de tempo, ΔA – variação de armazenamento; P – precipitação; ESC – escoamento superficial; EV – evaporação; I – infiltração; SUB – contribuição do nível freático

Para o cálculo do balanço hidrológico do charco apresentado na Fig.1, usando as Equações 1 e 2, foi utilizada a série diária de precipitação da estação meteorológica automática de Serominheiro/Aljezur da Direcção Regional de Agricultura e Pescas do Algarve. Este charco situa-se numa área plana em depósitos sedimentares arenosos, pelo que se considera negligenciável o valor de ESC. A conversão do valor de ΔA para variação de volume de água foi sempre realizada com uma área constante, correspondendo à área máxima da água no charco. Desta forma, o ESC gerado dentro da área do charco é sempre contabilizada para o cálculo do volume. As componentes I e SUB são à partida desconhecidas, pelo que o volume calculado com base no P e EV (1 metro por ano) é comparado com o volume observado (através da monitorização do nível e topografia). A análise da diferença entre estes, e a variação do nível freático, permite uma estimativa da taxa de infiltração e da contribuição de água subterrânea para o balanço hidrológico do charco.

As componentes I e SUB são à partida desconhecidas, pelo que o volume calculado com base em P e EV é comparado com o volume observado (através da monitorização do nível e topografia). A análise da diferença entre estes e a variação do nível freático, permite uma estimativa da taxa de infiltração e da contribuição de água subterrânea para o balanço hidrológico do charco. Removendo o efeito da EV da taxa de esvaziamento dos charcos nos períodos em que não ocorre precipitação obtém-se uma estimativa da taxa de infiltração. As taxas de infiltração calculadas para os quatro charcos em análise apresentam-se na Tabela 2. Verifica-se uma clara distinção entre os charcos localizados sobre sedimentos arenosos (LIFE 202 e 403) e sobre sedimentos finos (LIFE 601 e 608), sendo a infiltração menos eficaz nestes últimos. Estes variam também consoante a coluna de água e área de inundação no charco. Os valores aqui apresentados estão provavelmente ligeiramente subestimados dado que assumem uma área de inundação constante (área de inundação máxima do charco).

Tabela 2. Taxas de infiltração obtidas para os quatro charcos em análise.

| | LIFE 403 | LIFE 202 | LIFE 601 | LIFE 608 |
|--------------------|----------|----------|----------|----------|
| I (média) (mm/d) | 7.5 | 5.6 | 0.4 | 1.1 |
| I (mediana) (mm/d) | 5.6 | 4.2 | 0.2 | 0.2 |

A Figura 2 apresenta os volumes medidos no CTM LIFE 403 durante o ano hidrológico de 2014/15 e 2015/2016, juntamente com o volume estimado com base no balanço hídrico da acumulação de precipitação e evaporação diária. Como se pode verificar, o volume observado é consistentemente superior ao do volume estimado. O facto do hidroperíodo coincidir com o período em que o nível freático intersecta a superfície do solo mostra que a presença de água subterrânea controla a existência do charco. Comparando os volumes observados com o volume de água disponível a partir da precipitação e evaporação verifica-se que a água subterrânea contribui em média com 90% do volume de água armazenada no charco. A contribuição de água subterrânea varia de um mínimo de 10% no início do hidroperíodo e alcançando 100% no máximo.

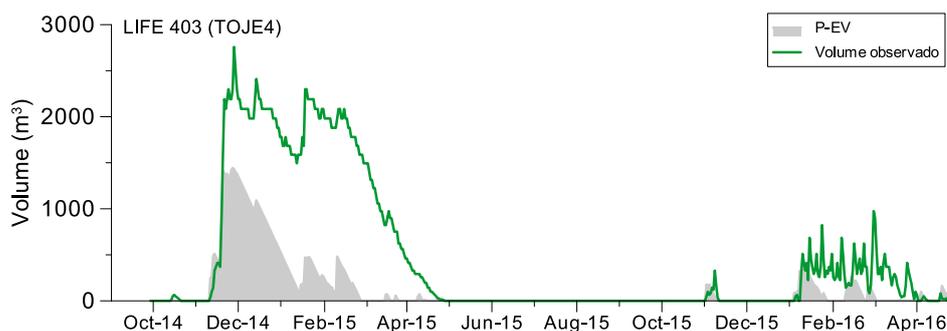


Fig. 2. Comparação do volume observado de armazenamento e calculado pelo balanço hídrico no CTM LIFE 403. A diferença entre ambos corresponde à contribuição de água subterrânea para o balanço do charco.

Através do mesmo procedimento ilustrado na Fig.2 obtiveram-se os resultados registados na Tabela 3 para 4 CTM. Verifica-se assim que o grau de dependência de águas subterrâneas nos respectivos balanços varia, nestes casos de estudo, entre 90% e 0%. Este grau de dependência diz respeito a água subterrânea oriunda de um nível freático superficial, não excluindo a possibilidade de nos CTM 601 e 608 haver contribuições subterrâneas associadas ao aquífero fracturado subjacente, por exemplo, através da percilação ascendente de águas subterrâneas em falhas ou diaclases.



11.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Porto, 2 e 3 de março de 2017 | ISEP

Tabela 3. Percentagem média de dependência de águas subterrâneas para os quatro charcos em análise.

| | LIFE 403 | LIFE 202 | LIFE 601 | LIFE 608 |
|------------------|----------|----------|----------|----------|
| I (média) (mm/d) | 90 | 64 | - | - |

3. RESULTADOS E CONCLUSÕES

Os resultados apresentados mostram que os Charcos Temporários Mediterrânicos da Costa Oeste do Sul de Portugal (Costa Vicentina) são ecossistemas com um grau variável de dependência de águas subterrâneas, chegando esta dependência a ser responsável, em média, por 90% da água neles armazenada.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Projecto LIFE+ “Conservação de Charcos Temporários na Costa Sudoeste de Portugal - LIFE Charcos” (LIFE12 NAT/PT/000997), financiado pelo Programa LIFE-Natureza da Comissão Europeia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Korn M, Green AJ, Machado M, García-de-Lomas J, Cristo M, Cancela da Fonseca L, Frisch D, Pérez-Bote JL, Hundsdoerfer AK (2010) Phylogeny, molecular ecology and taxonomy of southern Iberian lineages of *Triops mauritanicus* (Crustacea: Notostraca). *Organisms, Diversity & Evolution* 10 (5), 409-440.
- Monteiro JP, Alcobia S, Martins R, Chambel A, Duque J, Agra R, Bettencourt P, Sarmiento P (2011) Contributo Para a Identificação de Ecossistemas Dependentes de Água Subterrâneas nas Bacias Hidrográficas do Sado e Mira e do Guadiana em Portugal. VII Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua (VII CIGPA) “Ríos Ibéricos +10. Mirando al futuro tras 10 años de DMA”. FNCA, 16/19 de febrero de 2011, Talavera de la Reina. Doc. Electr. CD-Rom. 6pp
- Salvador NS, Cancela da Fonseca L, Machado M, Monteiro JP (2011) Identificação de Lagoas Temporárias Mediterrânicas em Portugal. Uma contribuição para a caracterização dos Ecossistemas Dependentes de Águas Subterrâneas na Península Ibérica. VII Congreso Ibérico sobre Gestión e Planificación del Agua (VII CIGPA). FNCA. Talavera de la Reina. Doc. Electronico CD-Rom. 10pp.
- Salvador NS, Cancela da Fonseca L, Machado M, Monteiro JP (2011) Identificação de Lagoas Temporárias Mediterrânicas em Portugal. Uma contribuição para a caracterização dos Ecossistemas Dependentes de Águas Subterrâneas na Península Ibérica. VII Congreso Ibérico sobre Gestión e Planificación del Agua (VII CIGPA). FNCA. Talavera de la Reina. Doc. Electronico CD-Rom. 10pp.
- Salvador, N.; Monteiro, J.P.; Nunes, L.M. (2015) Contexto Hidrológico/Hidrogeológico da ocorrência de Charcos Temporários Mediterrânicos na Costa Sudoeste de Portugal. 10.º Seminário de Águas Subterrâneas, Évora, pp 81-84.
- Salvador, N.; Monteiro, J.P.; Silva, M.M.; Carvalho, M.R. (2016a) Hydrochemistry of Mediterranean Temporary Ponds and associated groundwater in SW Portugal. *Procedia Earth and Planetary Science*. Elsevier. 15th Water-Rock Interaction International Symposium, WRI-15. 4pp
- Salvador, N.; Monteiro, J.P.; Nunes, L.M., Silva, M.M. (2016b) Charcos Temporários Mediterrânicos do SIC Costa Sudoeste de Portugal. Contexto Hidrológico/ Hidrogeológico/ Hidroquímico. Associação Portuguesa de Recursos Hídricos (APRH). 13º Congresso da Água, Lisboa (LNEC). Resumo, doc. Elect. CD-Rom e apresentação em painel.
- Thornthwaite, C. W. (1948) An Approach toward a Rational Classification of Climate. *Geographical Review*. American Geographical Society, Vol. 38, No. 1 (Jan., 1948), pp. 55-94
- Thornthwaite, C. W.; Mather, J.R. (1955) *The Water Balance*. Publication 8,1-86. Centeron, N.J.: Laboratory of Climatology.

REFERÊNCIAS INTERNET

- LIFE Charcos, Hidrogeologia. Disponível em: <<http://lifecharcos.lpn.pt/pagina.php?id=3>> Acesso em 17 de Fevereiro de 2015