



7, 8 e 9  
Março 2018  
ÉVORA  
Évora Hotel

GESTÃO DOS  
RECURSOS HÍDRICOS:  
**NOVOS  
DESAFIOS**

## A IMPORTÂNCIA DOS MODELOS DE FLUXO E TRANSPORTE NA VALIDAÇÃO DO RISCO DE CONTAMINAÇÃO AQUÍFERA

Fernando, PACHECO<sup>1</sup>; Lisa, MARTINS<sup>2</sup>; Alcino, OLIVEIRA<sup>3</sup>; Luís, SANCHES FERNANDES<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Professor Doutor, Centro de Investigação e de Tecnologias Agroambientais e Biológicas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, [fpacheco@utad.pt](mailto:fpacheco@utad.pt)

<sup>2</sup> Bolseira de Investigação, Centro de Investigação e de Tecnologias Agroambientais e Biológicas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, [al32523@utad.eu](mailto:al32523@utad.eu)

<sup>3</sup> Professor Doutor, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, [soliveir@utad.pt](mailto:soliveir@utad.pt)

<sup>4</sup> Professor Doutor, Centro de Investigação e de Tecnologias Agroambientais e Biológicas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, [lfilipe@utad.pt](mailto:lfilipe@utad.pt)

### Resumo

A combinação da vulnerabilidade intrínseca obtida pelo DRASTIC (índices entre 81 a 145) com a vulnerabilidade específica (uso dos solos) revela para as três sub-bacias um risco baixo a elevado (88 a 174), sendo que as zonas de risco elevado são pouco abrangentes. Comparando as distribuições espaciais do risco e as concentrações em nitratos, no sentido de se proceder à validação dos resultados, verificaram-se disparidades, nomeadamente pela ocorrência de zonas com elevadas concentrações de nitratos em locais de baixo risco e vice-versa. Essas disparidades foram analisadas e contextualizadas no âmbito de um novo modelo conceptual de risco que considera o efeito do escoamento subterrâneo lateral e o transporte sobre a distribuição espacial das concentrações de nitratos. A distribuição espacial prevista pelo modelo de fluxo ao fim de 5 anos assemelha-se à distribuição obtida pela interpolação utilizada na análise de risco. Este resultado confirma a influência do fluxo lateral na distribuição espacial observada para as concentrações de nitratos. Dessa forma, em bacias hidrográficas de montanha o fluxo lateral deverá ser considerado na validação dos resultados da análise de risco, deixando-se de proceder da forma convencional que prevê o estabelecimento de uma mera relação linear entre risco e a concentração de nitratos. A consequência para a gestão do risco implica que áreas a proteger deverão ser as de maior risco, que poderão ou não coincidir com as áreas com maior concentração de nitratos. O período de estabilização obtido (5 anos) deverá ser encarado como tempo previsível de descontaminação após implementação de medidas de proteção para as zonas de maior risco.

**Palavras-chave:** DRASTIC, zonas montanhosas, risco, modelação hidrológica.

**Tema:** Gestão de recursos hídricos e bacias hidrográficas.



7, 8 e 9  
Março 2018  
ÉVORA  
Évora Hotel

GESTÃO DOS  
RECURSOS HÍDRICOS:  
**NOVOS  
DESAFIOS**

## INTRODUÇÃO

A avaliação da vulnerabilidade intrínseca (DRASTIC) desenvolvida por Aller et al. (1987) desempenha um papel crucial na proteção dos recursos hídricos, quando sujeitos a contaminação de nitratos proveniente das atividades antrópicas. A contaminação dos aquíferos pelos nitratos é um problema mundial de saúde pública reportada por numerosos estudos. Este método utiliza sete parâmetros cuja identificação resulta das letras do acrónimo DRASTIC (D- profundidade do topo do aquífero, R- recarga do aquífero, A- tipologia do material do aquífero, S- tipo de solo, T- topografia, I- impacto da zona vadosa e C- condutividade hidráulica). Associado a cada um destes parâmetros é atribuído um peso que descreve a importância de um fator relativamente aos demais. Este peso é considerado subjetivo atendendo às condições físicas de cada área de estudo. O método DRASTIC embora aplicado em todo o mundo em contextos tão distintos e dinâmicos torna-se um alvo fácil para críticas, uma vez que os pesos atribuídos a cada um dos fatores nem sempre consideram as particularidades do meio. Na sequência desta crítica, o exercício de aperfeiçoamento dos pesos do DRASTIC foi desenvolvido aplicando diversos métodos. Para tal contribuíram numerosos estudos onde se aplicaram variadas técnicas entre as quais se destacam a análise de sensibilidade, a regressão logística, a análise de correspondência e o fuzzy-DRASTIC (Napolitano e Fabbri, 1996; Babiker et al., 2005; Dixon, 2005; Antonakos e Lambrakis, 2007; Al- Handoh, 2008; Bojórquez-Tapia et al., 2009; Carvalho e Pacheco, 2009; Samake et al., 2010; Huan et al., 2012; Pacheco e Sanches Fernandes, 2013; Neshat et al., 2014; Pacheco et al., 2015; entre outros). Importa também salientar que Pisciotta et al. (2015) assume que nenhum dos parâmetros de vulnerabilidade intrínseca têm em consideração a influência da direção do fluxo de águas subterrâneas em áreas consideradas vulneráveis.

A avaliação do risco de contaminação das águas subterrâneas em três sub-bacias do Rio Azibo (afluente do Rio Sabor, Norte de Portugal) foi realizada com base na conjugação do modelo DRASTIC (vulnerabilidade intrínseca), uso do solo (vulnerabilidade específica) e distribuição espacial da concentração em nitratos. No entanto, a validação deste método tem pressuposto apenas a intervenção de fluxos verticais na propagação dos contaminantes. Neste sentido, a análise do risco de contaminação poderá induzir resultados inconsistentes, uma vez que em zonas montanhosas a influência do fluxo lateral de água subterrânea poderá expor elevadas concentrações de nitratos em zonas de baixo risco tendo em conta o uso do solo, devido à propagação lateral das plumas de contaminação. A relação entre o risco de contaminação e a distribuição dos nitratos numa bacia hidrográfica montanhosa está ainda dependente do tempo que a pluma de contaminação necessita para ser transportada do foco de contaminação até às zonas de emergência. Naturalmente, este fator acarreta consequências para a gestão do risco, uma vez que em alguns casos os referidos tempos podem ser elevados conduzindo a tempos de descontaminação também elevados, eliminada a causa.

Os objetivos deste trabalho coincidem com a aplicação de um novo modelo de validação do risco no contexto de zonas montanhosas, atendendo ao fluxo lateral de água subterrânea. Importa também perceber quais as implicações na gestão do risco, de modo a prever em que zonas se deve implementar o perímetro de proteção e qual o tempo provável de descontaminação.



7, 8 e 9  
Março 2018  
ÉVORA  
Évora Hotel

GESTÃO DOS  
RECURSOS HÍDRICOS:  
**NOVOS  
DESAFIOS**

## AREA DE ESTUDO

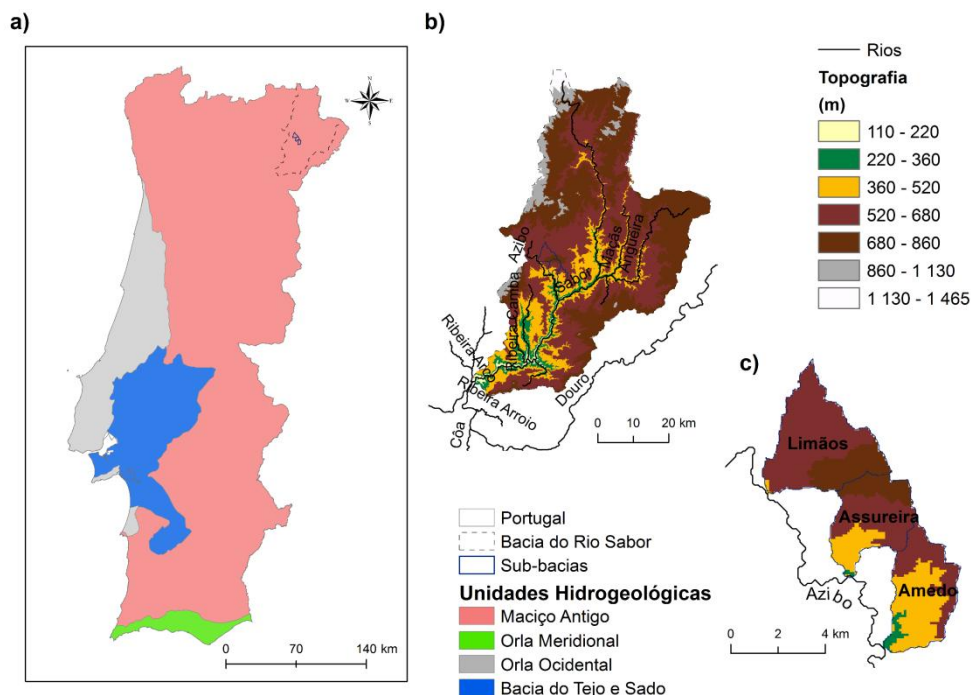
O território português é abrangido por quatro domínios hidrogeológicos (Fig. 1a). O domínio do maciço antigo estende-se numa área cartográfica substancial, sendo constituída essencialmente por rochas antigas designadamente granitos, xistos e quartzitos. A bacia hidrográfica do rio Sabor encontra-se inserida neste domínio, onde as estruturas de tectónicas alpinas condicionaram significativamente a morfologia e o controlo da paisagem.

O rio Sabor, um afluente do rio Douro, estende-se da província de Zamora (Espanha) atravessando a Serra de Montesinho situada no distrito de Bragança (nordeste de Portugal). Um dos principais afluentes do rio Sabor é o rio Azibo (Fig. 1b). Devido à quantidade e qualidade de dados no estudo hidrogeológico do Maciço de Morais realizado por Pacheco (2000), foi selecionada uma área composta por três sub-bacias (Limãos, Assureira e Amedo). Esta seleção deve-se sobretudo à sua localização na mesma bacia hidrográfica (Azibo) em simultâneo com a excelente representação geológica do maciço de Morais. Estas três sub-bacias têm uma área total de 3731 m<sup>2</sup>, uma altitude máxima de 735 m (Limãos) e mínima de 271 m (Amedo), embora com uma inclinação média de 14% (Fig. 1c). Na área de estudo ocorrem maioritariamente solos do tipo litossolos (81%), sendo que 26% da área total é ocupada por culturas de sequeiro, sendo apenas 10% utilizados para fins agrícolas. O uso dos solos é predominantemente dedicado à produção de cereais (trigo e centeio), mudando frequentemente para pastagens naturais. O cultivo de azeitonas, milho e batatas, entre outros ocorre durante o verão apresentando-se como culturas bastante fertilizadas. Os riscos inerentes a estas fontes de poluição difusa estão intimamente relacionados com as práticas agrícolas e pecuárias, principalmente devido ao uso de fertilizantes e pesticidas. O sistema aquífero dominante é do tipo maciço fraturado e o nível freático da água subterrânea varia de 0 a 3,5 metros. A média de profundidade do topo do aquífero para estas sub-bacias estudadas é de quase 0,81 metros com uma recarga natural de 58,1 mm/ano (Pacheco, 2000).

Os valores médios de condutividade hidráulica do aquífero e da porosidade efetiva até 168 metros de profundidade encontram-se representados por  $K = 16.2 \times 10^{-4}$  m/dia e  $n_e = 115.4 \times 10^{-6}$  (Pacheco, 2000).

## METODOLOGIA

A metodologia utilizada para a avaliação da vulnerabilidade intrínseca, análise de sensibilidade e risco potencial encontram-se descritas minuciosamente em Pacheco et al., (2015). Para a realização da simulação do modelo de fluxo de água subterrânea e transporte de contaminantes, é estritamente necessária a aquisição de determinados parâmetros hidrológicos através da metodologia descrita por Pacheco, (2015). A modelação do fluxo de água subterrânea foi realizada com base na ferramenta MODFLOW do programa Processing Modflow (PMWIN) da SIMCORE®.



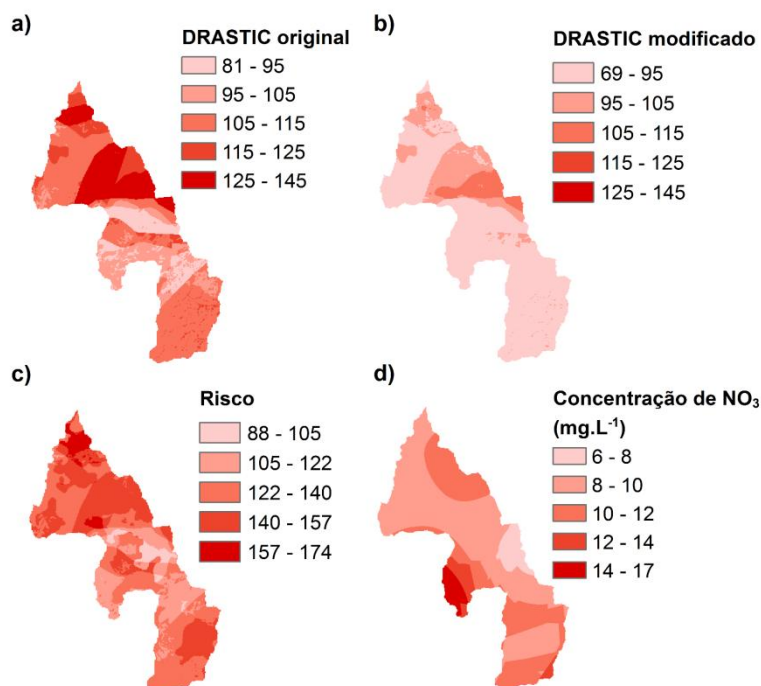
**Figura 1.** Enquadramento hidrogeológico e geomorfológico da área de estudo.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

O mapa DRASTIC apresenta um amplo background ( $81 < \text{DRASTIC} < 145$ ) que estabelece uma reduzida vulnerabilidade para toda a região em estudo (Fig. 2a). Contudo, através da análise de sensibilidade verificou-se que o DRASTIC modificado indica uma variação entre 69 e 145, ilustrando uma vulnerabilidade muito reduzida a reduzida (Fig. 2b). Neste contexto, a análise de sensibilidade mostrou ser menos eficaz, pelo que em futuras comparações é sempre utilizado o DRASTIC original, uma vez que apresenta índices de vulnerabilidade compatíveis com o uso do solo da região em estudo. O potencial de risco apresenta valores compreendidos entre 88 e 174, no entanto as zonas de risco elevado são pouco abrangentes (Fig. 2c). Para a validação do potencial de risco foi utilizado o método da concentração em nitratos. A concentração de nitratos varia de 6 a  $17 \text{ mg.L}^{-1}$ , surgindo exclusivamente na sub-bacia de Limãos valores máximos de 14 a  $17 \text{ mg.L}^{-1}$  (Fig. 2d).

Os métodos de ponderação do DRASTIC podem por vezes subestimar a distribuição efetiva da vulnerabilidade proveniente de fontes antropogénicas, mostrando a sua inflexibilidade na atribuição de classificações e pesos. Esta consideração explica a diferença entre os mapas DRASTIC e as concentrações de nitratos (Fig. 2a, b e d).

O risco de contaminação por nitratos reflete a probabilidade das águas subterrâneas serem contaminadas pelas atividades antrópicas. Comparando-se as distribuições espaciais do risco com as concentrações de nitratos medidas e sujeitas a interpolação geoestatística, verificaram-se disparidades nomeadamente pela ocorrência de zonas com elevadas concentrações de nitratos em locais de baixo risco e vice-versa (Fig. 2c e d).



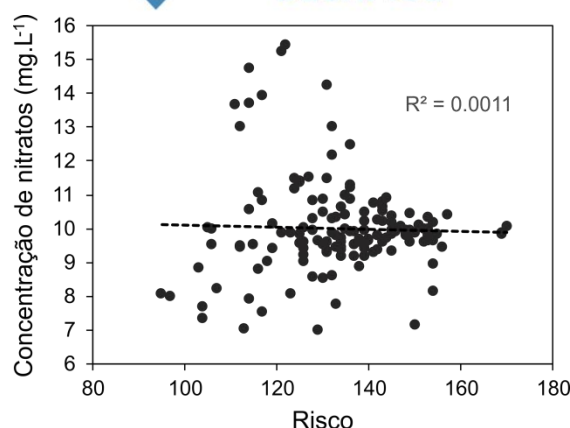
**Figura 2.** Mapas de vulnerabilidade, risco e distribuição dos nitratos: a) DRASTIC original, b) DRASTIC modificado, c) risco e d) concentração de nitratos.

Atendendo a estas observações, foram projetados na Fig. 3 os dados destes dois parâmetros com o intuito de se perceber a existência de qualquer correlação entre eles. O coeficiente de correlação obtido é negligenciável ( $r^2 = 0.0011$ ), confirmando uma vez mais que neste contexto de zona montanhosa, as concentrações de nitratos não validam as avaliações de risco.

A validação dos riscos de poluição e a melhoria na correlação com a concentração de nitratos medida numa área não montanhosa foi inicialmente atingida por Panagopoulos et al. (2006). Posteriormente, vários autores começaram a usar este método de validação indiscriminadamente, embora maioritariamente em áreas montanhosas.

Neste contexto, vários estudos sobre a validação de DRASTIC e risco potencial através do método de concentração de nitratos, mostram claramente uma diminuição no coeficiente de correlação (Kazakis & Voudouris et al., 2015; Pisciotta et al., 2015; Arauzo, 2017; Shetha et al., 2017). Uma vez que a utilização da concentração dos nitratos como método validativo tem pressuposto apenas a intervenção de fluxos verticais na propagação dos contaminantes, a análise do risco de contaminação poderá provocar uma inconsistência nos resultados. Desta forma, em zonas montanhosas como a deste estudo, a influência do fluxo lateral de água subterrânea expõe elevadas concentrações de nitratos em zonas de baixo risco tendo em conta o uso do solo, devido à propagação lateral das plumas de contaminação. Estas disparidades foram analisadas e contextualizadas no âmbito de um novo modelo conceptual de risco, que considera o efeito do escoamento subterrâneo lateral sobre a distribuição espacial das concentrações de nitratos.





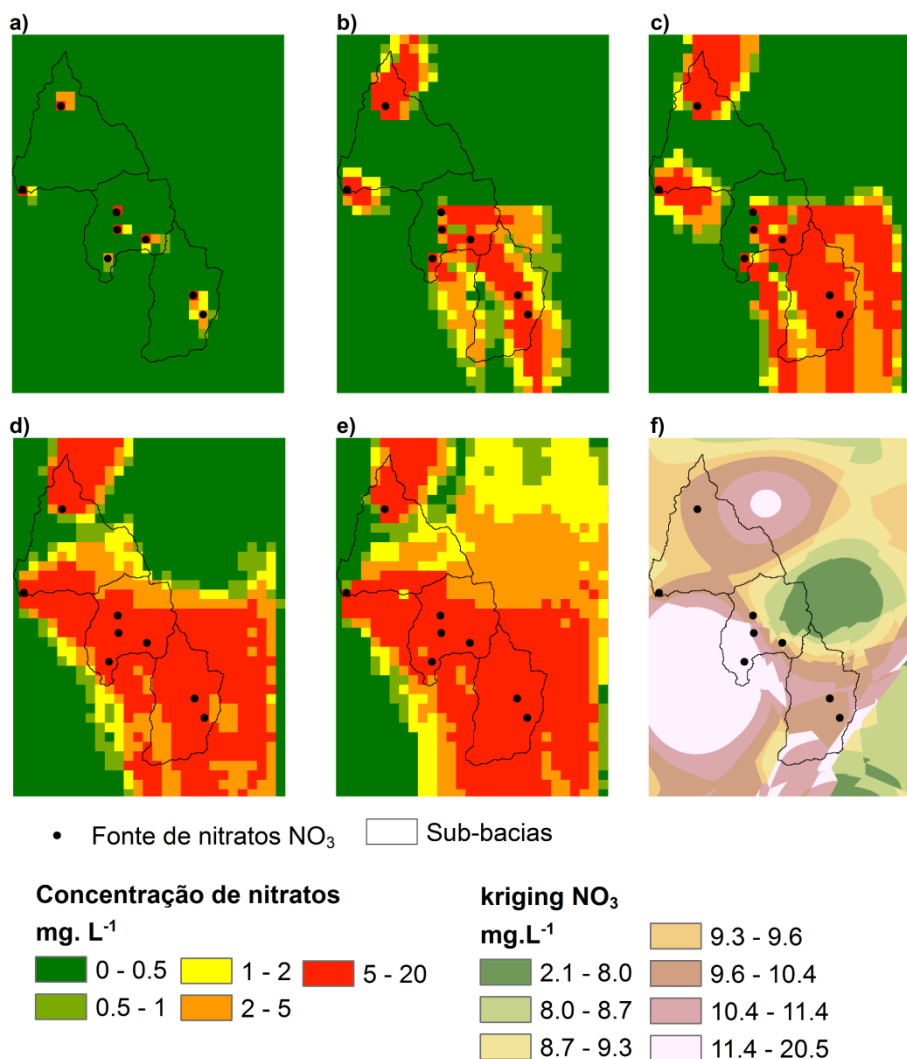
**Figura 3.** Correlação entre a concentração de nitratos e o risco.

No âmbito do modelo de transporte de nitratos utilizando para o efeito o algoritmo de fluxo e transporte (PMWIN), conseguimos prever a propagação de plumas de contaminação a partir das zonas de maior risco no interior de cada uma das 3 sub-bacias (Fig. 4a, b, c e d). Utilizando este algoritmo de fluxo e transporte verifica-se uma estabilização na progressão das plumas de contaminação ao fim de cinco anos, sendo que, a distribuição espacial prevista pelo modelo de fluxo para esse tempo se assemelha à distribuição obtida pela interpolação dos nitratos utilizada na análise de risco (Fig. 4d e f).

## CONCLUSÃO

Os resultados do modelo DRASTIC na versão original atribuem uma vulnerabilidade intrínseca reduzida para as três sub-bacias em estudo. A análise de sensibilidade revelou-se ineficaz, pelo que a combinação do DRASTIC original com a vulnerabilidade específica revelou para a área em estudo um risco baixo a elevado. As disparidades observadas pela ocorrência de zonas com elevada concentração de nitratos em locais classificados de baixo risco, foram relevantes para a aplicação deste novo método de validação da concentração de nitratos tendo em conta o fluxo lateral de água subterrânea. Estas disparidades foram confirmadas através da projeção dos dados, revelando uma correlação quase inexistente.

O modelo de transporte de nitratos confirma a influência do fluxo lateral na distribuição espacial observada para as concentrações de nitratos. Dessa forma, em bacias hidrográficas de montanha o fluxo lateral deverá ser considerado na validação dos resultados da análise de risco, deixando-se de proceder da forma convencional que prevê o estabelecimento de uma mera relação linear entre risco e a concentração de nitratos. As consequências para a gestão do risco são evidentes. As áreas a proteger deverão ser as áreas de maior risco, que poderão ou não coincidir com as áreas onde a concentração de nitratos é mais elevada.



**Figura 4.** Simulação da propagação das plumas de contaminação dos nitratos por unidade de tempo: a) 1 mês; b) 1 ano; c) 2 anos; d) 5 anos; e) 10 anos e f) Interpolação dos nitratos através do Kriging.

O período de estabilização obtido (5 anos) deverá ser encarado como tempo previsível de descontaminação após implementação de medidas de proteção para as zonas de maior risco. Refira-se que este tempo é substancialmente inferior aos tempos de residência calculados para as nascentes utilizadas na modelação ( $45 \pm 28$  anos), pelo que se antecipa que o tempo de estabilização refletirá uma propagação sub-superficial dos contaminantes em regime de interfluxo.



7, 8 e 9  
Março 2018  
ÉVORA  
Évora Hotel

GESTÃO DOS  
RECURSOS HÍDRICOS:  
**NOVOS  
DESAFIOS**

## AGRADECIMENTOS

Esta pesquisa foi financiada pelo projeto INTERACT - "Integrated Research in Environment, Agro-Chain and Technology", NORTE-01-0145-FEDER-000017, na linha de pesquisa intitulada BEST, co-financiado pelo Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDER) através do NORTE 2020 (Programa Operacional Regional Norte 2014/2020). Para autores integrados no centro de pesquisa CITAB, financiado pelo FEDER/COMPETE/POCI-Operational Integrated Research in Environment, Agro-Chain and Technology", sob Projeto POCI-01-0145-FEDER-006958, e por fundos nacionais da FCT- Fundação Portuguesa para a Ciência e Tecnologia, sob o projeto UID/ AGR/ 04033/2013.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aller L, Bennet T, Lehr JH, Petty RJ. (1987). DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydro geologic settings. USEPA document no. EPA/600/2-85-018.
- Antonakos AK, Lambrakis NL. (2007). Development and testing of three hybrid methods for assessment of aquifer vulnerability to nitrates, based on the DRASTIC model, an example from NE Korinthia, Greece. J Hydrol 333(2–4), 288–304.
- Arauzo, M. (2017). Vulnerability of groundwater resources to nitrate pollution: A simple and effective procedure for delimiting Nitrate Vulnerable Zones. Sci. Total Environ. 575, 799–812.
- Babiker IS, MohammedMAA, Hiyama T, Kato K. (2005). A GIS-based DRASTICmodel for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, central Japan. Sci Total Environ 345,127–40.
- Bojórquez-Tapia LA, Cruz-BelloGM, Luna-González L, Juárez L,Ortiz-PérezMA. (2009). V-DRASTIC: using visualization to engage policymakers in groundwater vulnerability assessment. J Hydrol 373, 242–55.
- Carvalho, G.J.P. e Pacheco, F.A.L. (2009). Análise da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas na bacia hidrográfica do Rio Sordo (Vila Real) pelo método fuzzy-DRASTIC. Recur. Hídricos 31 (I), 65–76.
- Dixon B. (2005). Groundwater vulnerability mapping: a GIS and fuzzy rule based integrated tool. Appl Geogr 25, 327–47.
- Kazakis, N., Voudouris, K.S., 2015. Groundwater vulnerability and pollution risk assessment of porous aquifers to nitrate: Modifying the DRASTIC method using quantitative parameters. J. Hydrol. 525, 13-25.
- Napolitano, P., Fabbri, A.G. (1996). Single-parameter sensitivity analysis for aquifer vulnerability assessment using DRASTIC and SINTACS. HydroGIS 96: application of geographical information systems in hydrology and water resources management. In: Proceedings of Vienna Conference, vol. 235. IAHS Publ., pp. 559–66.
- Neshat, A., Pradhan, B., Dadras, M. (2014). Groundwater vulnerability assessment using an improved DRASTIC method in GIS. Resour. Conserv. Recycl. 86, 74–86.





7, 8 e 9  
Março 2018  
ÉVORA  
Évora Hotel

GESTÃO DOS  
RECURSOS HÍDRICOS:  
**NOVOS  
DESAFIOS**

Pacheco, F.A.L. (2000). Hidrogeologia em maciços de rochas cristalinas (Morais- Chacim-Macedo de Cavaleiros): bases para a gestão integrada dos recursos hídricos da região. Tese de doutoramento. Univ. de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 395p.

Pacheco, F.A.L., Pires, L.M.G.R., Santos, R.M.B., Sanches Fernandes, L.F. (2015). Factor weighting in DRASTIC modeling. Sci. Total Environ. 505, 474–486.

Pacheco, F.A.L., Sanches Fernandes, L.F. (2013). The multivariate statistical structure of DRASTIC model. J. Hydrol. 476, 442–459.

Pisciotta, A., Cusimano, G., Favara, R., (2015). Groundwater nitrate risk assessment using intrinsic vulnerability methods: A comparative study of environmental impact by intensive farming in the Mediterranean region of Sicily, Italy. J. Geochemical Explor. 156, 89–100.

Shrestha, S., Kafle, R., Pandey, V.P. (2017). Evaluation of index-overlay methods for groundwater vulnerability and risk assessment in Kathmandu Valley, Nepal. Sci. Total Environ. 575, 779–790.