

CARACTERIZAÇÃO HIDROGEOLÓGICA E AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE À POLUIÇÃO AGRÍCOLA DO AQUÍFERO MIO-PLIOCÉNICO DA REGIÃO DE CANHESTROS (ALENTEJO)

Eduardo A. PARALTA

Geólogo, Mestre em Georrecursos pelo IST. Departamento de Hidrogeologia, IGM, Estrada da Portela, Apartado 7586, 2720-866 Alfragide, tel. 351.21.4718922, email: eduardo.paralta@igm.pt

Alain P. FRANCÉS

Geólogo, Bolseiro do Departamento de Hidrogeologia, IGM, Estrada da Portela, Apartado 7586, 2720-866 Alfragide, tel. 351.21.4718922, email: frances.alain@igm.pt

Paula A. SARMENTO

Engª do Ambiente, Mestre em Georrecursos pelo IST. Coordenadora do Núcleo de Qualidade Ambiental da EDIA, Rua Zeca Afonso, 2, 7800 Beja, tel. 351.284.315231, email: psarmento@edia.pt

RESUMO

O bloco de rega de Canhestros, numa extensão de 100 km², integra-se na 2ª Fase do Perímetro de Rega da Barragem de Odivelas e, será porventura, das primeiras estruturas do vasto sistema hidráulico baseado na Barragem do Alqueva, a entrar em funcionamento.

No âmbito de um projecto de monitorização piezométrica e de qualidade da água subterrânea para a referida área, celebrado entre o IGM e a EDIA, tem sido realizadas periodicamente amostragens à composição físico-química da água subterrânea, incluindo compostos orgânicos de alguns pesticidas e nitratos, que constituem elementos indicadores de contaminação agrícola.

A avaliação das condições hidrogeológicas e da vulnerabilidade à poluição dos sistemas aquíferos em áreas de agricultura intensiva reveste-se da maior importância para a definição da situação de referência dos aspectos hidrodinâmicos e de qualidade da água, permitindo assim uma posterior avaliação dos potenciais impactes com origem nas alterações do uso do solo e incremento do regadio.

O sistema hidrogeológico dominante na área de estudo corresponde à Formação de Esbarrondadoiro (Miocénico), de fácies detrítica, e aos depósitos Plio-Quaternários de cobertura. É possível identificar-se um aquífero poroso freático, próximo da superfície, e, em profundidade, vários níveis aquíferos confinados, constituindo no conjunto um sistema multicamada complexo, em que o aquífero superficial se apresenta mais vulnerável à contaminação pontual e difusa de origem agrícola.

De acordo com diferentes metodologias empíricas e critérios hidrogeológicos a área do Perímetro de Rega de Canhestros, classifica-se, relativamente ao aquífero superficial, como área de vulnerabilidade média a extremamente elevada à poluição agrícola.

Os resultados das análises efectuadas indicam águas subterrâneas muito mineralizadas, pouco aconselháveis para regadio, valores insignificantes de fitofármacos e teores em nitratos normalmente inferiores a 25 mg/L, à excepção de alguns casos pontuais sem representatividade espacial.

PALAVRAS – CHAVE

Hidrogeologia, vulnerabilidade, Redes de Monitorização, pesticidas, nitratos.

1. INTRODUÇÃO

A área a que se refere este estudo de implantação e manutenção de uma rede de monitorização piezométrica e de qualidade, corresponde ao perímetro de rega da infra-estrutura n.º 12 da 2ª fase de regadio de Odivelas, com uma extensão aproximada de 100 km² (10 000 ha), situada 5 Km para oeste de Ferreira do Alentejo, próximo da localidade de Canhestros.

O perímetro de Rega de Odivelas será, porventura, o primeiro da mega-estrutura hidráulica de regadio baseada na Barragem de Alqueva a entrar em funcionamento. O plano de regadio de Alqueva propõe-se distribuir água por 110 000 hectares através de uma rede de canais de 4 400 km.

A Empresa de Desenvolvimento e Infra-estruturas do Alqueva (EDIA) prevê o fecho das comportas e o início do enchimento da barragem para o primeiro trimestre de 2002.

No âmbito de um projecto de monitorização piezométrica e de qualidade da água subterrânea para a referida área, celebrado entre o IGM e a EDIA, têm sido realizadas periodicamente amostragens à composição físico-química da água subterrânea, incluindo compostos orgânicos de alguns pesticidas e nitratos, que constituem elementos indicadores de contaminação agrícola.

A avaliação das condições hidrogeológicas e da vulnerabilidade à poluição dos sistemas aquíferos em áreas de agricultura intensiva reveste-se da maior importância para a definição da situação de referência dos aspectos hidrodinâmicos e de qualidade da água, permitindo assim uma posterior avaliação dos potenciais impactes com origem nas alterações do uso do solo e incremento do regadio.

A prática de uma agricultura intensiva tem sido responsável pela contaminação das águas subterrâneas a nível mundial e em especial nos países desenvolvidos da Europa e América do Norte.

Neste trabalho são abordadas sucintamente as principais características hidrogeológicas da área de Canhestros, ocupação do solo e aspectos climáticos que condicionam as necessidades hídricas para agricultura e apresentados alguns exemplos de aplicação de metodologias de avaliação da vulnerabilidade/susceptibilidade dos aquíferos à poluição, baseados em cartografia digital.

As potencialidades dos Sistemas de Informação, ao nível do processamento e análise de dados georeferenciados e da criação de Sistemas de Apoio à Decisão, constituem modernas ferramentas de gestão e ordenamento do território com aplicação crescente em todas as áreas das Geociências e do Ambiente.

2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A análise climática da área de estudo indica um clima mediterrânico de características oceânicas. A partir dos registos da estação climatológica de Beja e do posto udométrico de Ferreira do Alentejo (1951/80), define-se uma temperatura média anual de 17°C e uma precipitação média de 527mm/ano.

Nesta região podem identificar-se 4 meses secos, de Junho a Setembro ($P < 2T$) e um défice hídrico acumulado para agricultura superior a 3500 m³/ha correspondente ao período de Maio a Outubro.

Do ponto de vista geológico, a região enquadra-se na Bacia Sedimentar do Sado e caracteriza-se por um modelado suave com cotas que oscilam entre os 104 m e os 65 metros e uma rede de drenagem do tipo dendrítico, com escoamento para ocidente, hierarquizada em função das três linhas de água principais que atravessam o perímetro de rega: Rib^a de Canhestros, Rib^a de Vale de Ouro e Rib^a da Figueira.

A maioria da área definida pelo perímetro de rega corresponde às formações detríticas do Vale do Sado, com excepção de um pequeno sector, a norte, onde predominam terrenos argilosos resultantes da alteração de rochas gabro-dioríticas do complexo dos “Gabros de Beja”.

A geologia dominante pertence à formação do Esbarrondadoiro de idade Miocénica e às formações Plio-Quaternárias de cobertura.

As litologias presentes são constituídas por conglomerados, margas, calcários gresosos com seixos, calcários margosos, argilas, arenitos e areias, em níveis alternantes (Figura 1). O substrato hercínico da bacia é constituído por xistos paleozóicos do complexo vulcano-silicioso, detectados a 200 metros de profundidade numa sondagem realizada em Figueira de Cavaleiros.

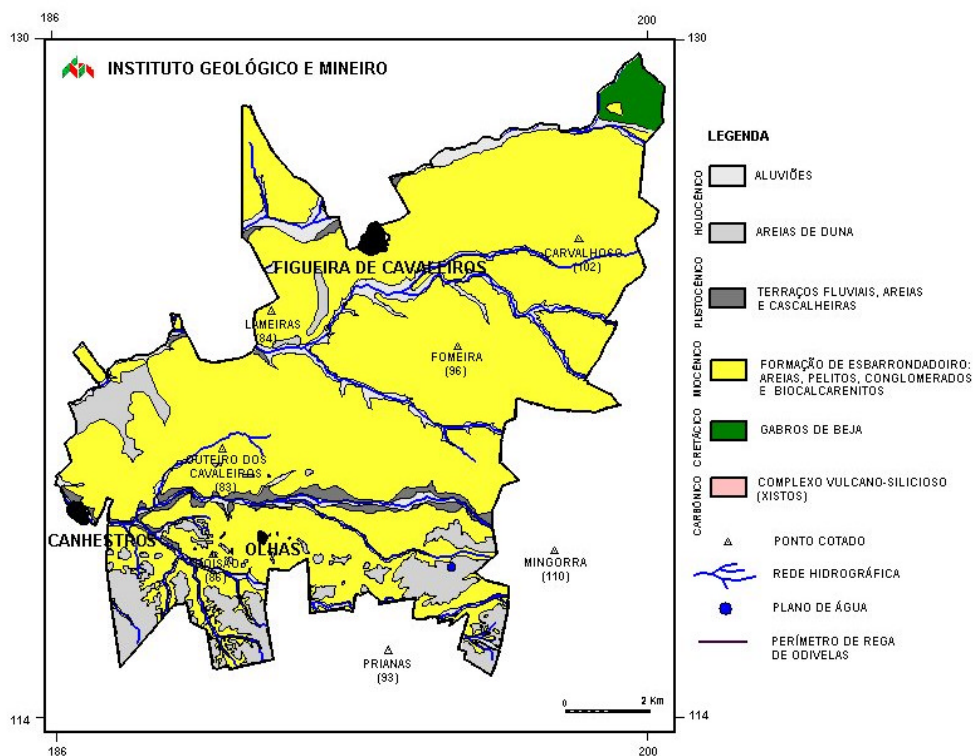


Figura 1 - Carta geológica do Perímetro de Rega de Canhestros.

Em termos hidrogeológicos as formações acima descritas definem um sistema aquífero poroso complexo, multiaquífero ou multicamada, em que os níveis aquíferos podem ser livres, confinados ou semiconfinados.

Dado o ambiente de sedimentação em que se depositaram as formações aquíferas, o sistema é muito heterogéneo, tanto no que se refere à espessura como no que se refere às propriedades hidráulicas. Conhecem-se casos de artesianismo repuxante por ocasião da construção de algumas captações.

Na formação do Esbarrondadoiro as maiores produtividades ocorrem na dependência dos níveis de grés grosseiro e cascalheiras limitadas na base e/ou no topo por níveis impermeáveis argilosos e/ou margosos. Os caudais médios situam-se nos 5 L/s, com caudais de ponta que atingem os 10 L/s. O rendimento das captações, definido pelo caudal específico, é normalmente inferior a 1 L/s/m. Os parâmetros hidráulicos obtidos em ensaios de bombagem em 2 captações em Figueira de Cavaleiros indicam transmissividades entre 26 e 120 m²/dia e condutividade hidráulica entre 1 e 5 m/dia para uma espessura aquífera de 20 metros.

Em conclusão, podemos afirmar que estamos em presença de um aquífero livre a confinado, com elevada permeabilidade horizontal, directamente relacionada com a continuidade espacial dos níveis aquíferos e uma permeabilidade vertical variável dependendo da sucessão de leitos menos permeáveis de natureza argilosa.

Assim podemos definir duas situações com características hidrogeológicas distintas:

- a) um aquífero freático, superficial, captado maioritariamente por poços de pequena profundidade, limitado na base por camadas impermeáveis. Tem apenas interesse local, para uso doméstico e agrícola, sendo extremamente vulnerável à contaminação química e bacteriológica, pela reduzida profundidade do nível freático (1 a 5 metros);
- b) aquíferos confinados e/ou semiconfinados captados a diferentes profundidades por meio de furos, constituindo os aquíferos com interesse regional para abastecimento público. Estes sistemas são menos vulneráveis à contaminação agrícola com origem na superfície.

A superfície freática do aquífero livre, acompanha aproximadamente o modelado topográfico e encontra-se normalmente a poucos metros de profundidade o que facilita grandemente a sua exploração por poços e charcas pouco profundas. A correlação entre a topografia e o nível freático (n.f.) do aquífero livre medido em 27 pontos água é de 0.98 correspondente a uma relação linear do tipo $n.f. = 1.015 \times cota - 3.87$. O gradiente da superfície freática oscila entre 0.5 e 2.5% com escoamento para W e SW.

Relativamente ao sub-sistema confinado, foram medidos os níveis hidroestáticos em dezenas de furos em repouso. Conclui-se que o fluxo subterrâneo do sistema confinado segue o mesmo padrão do aquífero superficial. Verifica-se ainda, que de uma forma geral, o potencial hidráulico do sistema confinado é alguns metros inferior ao do aquífero superficial.

Admite-se uma recarga directa do sub-sistema superficial na ordem dos 30% (160 mm/ano) ou superior. A recarga dos níveis aquíferos mais profundos será eventualmente lateral e por drenância do aquífero livre superior.

No que se refere à ocupação agrícola na área do perímetro de rega, obtida a partir de dados de Detecção Remota (CNIG/Corine Land-Cover, 1987) e calculada através de SIG, predominavam as culturas anuais de sequeiro (nomeadamente a rotação cereal-girassol), contra 5% de regadios e 3% de

arrozais. Actualmente, as culturas anuais de sequeiro (predominantemente cereais) ocupam cerca de 468 ha (5% da área do perímetro de rega) e as culturas de regadio cerca de 1 273 ha (13% da área do perímetro de rega), em que predominam os cereais de regadio, as oleaginosas e a beterraba, entre outras (Colaço, 2001).

Os solos dominantes podem ser agrupados em 4 grandes classes, por ordem decrescente de fertilidade, correspondentes a Barros, Para-Barros e Aluviões (48%), Solos Mediterrâneos e Calcários (27%), Solos Hidromórficos (26%) e Solos de baixa fertilidade (5%), de acordo com Coelho *et al.*, (1998).

3. CARACTERIZAÇÃO HIDROQUÍMICA DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

De acordo com o protocolo estabelecido entre a EDIA e o Instituto Geológico e Mineiro, os trabalhos de campo iniciaram-se em Junho de 2001 com a inventariação de origens de água subterrânea, que totalizam actualmente cerca de 1 centena de ocorrências (48 furos, 46 poços, 2 charcas e 2 nascentes).

A caracterização hidroquímica das águas subterrâneas provenientes da área do perímetro de rega baseou-se em análises de 30 amostras, colhidas em 16 furos e 14 poços, em Junho de 2001, conforme indicado na Quadro 1.

Quadro 1

Ponto de Água	N	Estatística	pH	CE ($\mu\text{S/cm}$)	Na (mg/L)	K (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Fe (mg/L)	HCO ₃ (mg/L)	SO ₄ (mg/L)	Cl (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	F (mg/L)	D. T. (mg/L CaCO ₃)	TDS (mg/L)
Furos	16	Mínimo	7.3	791.0	110.0	0.5	26.0	37.0	0.0	343.4	10.9	33.9	0.0	0.6	220.8	200.0
		Mediana	7.8	1701.5	239.0	3.9	151.5	69.0	0.0	432.5	74.6	346.8	30.6	1.7	675.7	800.0
		Máximo	8.3	7990.0	962.0	53.0	450.0	300.0	1.5	510.0	326.6	2584.8	196.6	11.1	2230.0	5300.0
Poços	14	Mínimo	7.3	211.0	17.0	1.1	13.0	5.0	0.0	48.2	12.2	21.8	0.0	0.1	53.0	< 100.0
		Mediana	8.2	2015.0	168.0	4.1	92.0	45.5	0.0	317.8	89.1	475.3	33.9	1.6	407.9	1050.0
		Máximo	9.8	4260.0	495.0	49.0	380.0	196.0	0.2	652.7	167.8	1284.4	329.7	2.9	1628.6	2600.0

Composição hidroquímica das águas subterrâneas do Perímetro de Rega de Canhestros

A fácies hidroquímica é o resultado do compromisso entre as diferentes fases presentes na solução, em especial das relações iónicas que se estabelecem entre a fase sólida (mineral) e a água.

Conclui-se que as águas da região apresentam fácies cloretada sódica ou magnésiana e bicarbonatada sódica dominante, conforme projecção em diagrama de Piper (Figura 2A), por vezes com tendências salobras, com teores elevados de cloretos e reacção alcalina.

A maioria das amostras excede o VMA para consumo humano (Dec. Lei 243/2001) relativamente ao ião Magnésio, Sódio e Cloreto e à Dureza Total, com reflexos na mineralização total. Algumas amostras excedem largamente os 50 mg/L de nitratos e simultaneamente o VMA para o Potássio, provavelmente relacionadas com situações de contaminação pontual. É também de assinalar que, nesta colheita, 2/3 das amostras excedem o VMR de 25 mg/L de nitratos.

Relativamente à qualidade da água para rega, a aptidão da água para uso agrícola corresponde maioritariamente às classes C2 e C3 e TAS1 (Figura 2B). Desta forma o uso das águas subterrâneas para rega representa um baixo risco de alcalinização dos terrenos mas um elevado risco de salinização, potenciado pelo clima quente e seco da região, não sendo aconselhável o seu uso agrícola.

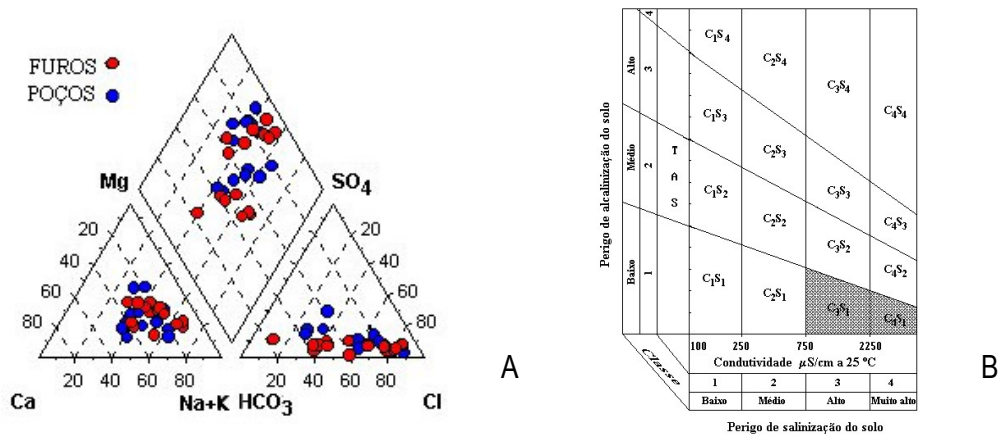


Figura 2- Diagrama de Piper (A) e USSLS (B) das águas subterrâneas do perímetro de Canhestros

A análise dos valores e da distribuição das razões entre as concentrações (meq/L) de certos elementos químicos, pode fornecer indicações importantes sobre a natureza da rocha aquífera, localização das zonas de recarga, direcção de fluxo subterrâneo, tempo de contacto de água com o terreno, existência de fenómenos modificadores e características específicas da água (Custódio & Llamas, 1986).

O estado de equilíbrio hidroquímico, representado pelo índice de saturação dos minerais do sistema carbonatado (Calcite, Dolomite e Gesso), a Taxa de Adsorção de Sódio (TAS), o Índice de Troca de Bases (ITB) e os índices rNa/rCa , $rCl/rHCO_3$ e rMg/rCa , obtidos a partir do programa HIDSPEC2 (Carvalho & Almeida, 1989), estão representados no Quadro 2.

Quadro 2 - Índices hidrogeoquímicos

Ponto de Água	N	Estatística	SAR	ITB	Log IS Calcite	Log IS Dolomite	Log IS Gesso	rNa/rCa	$rCl/rHCO_3$	rMg/rCa
Furos	16	Mínimo	1.86	-1.20	0.22	0.33	-2.68	0.75	0.16	0.49
		Mediana	4.94	0.32	0.44	0.53	-1.70	2.14	1.54	1.55
		Máximo	10.79	0.49	0.82	1.20	-0.90	7.18	11.60	2.37
Poços	14	Mínimo	1.02	-0.25	-1.11	-2.70	-2.92	0.81	0.50	0.29
		Mediana	3.01	0.37	0.66	0.95	-1.80	1.79	2.31	0.92
		Máximo	6.51	0.59	2.42	4.30	-1.16	3.54	12.59	2.40

Constata-se que cerca de 80% das amostras estão sobressaturadas relativamente à Calcite e Dolomite (Log IS > 0.1), portanto com tendência para formar precipitados e incrustações. A totalidade das amostras proveniente de furos apresenta-se sobressaturada em Calcite e Dolomite e subsaturada em relação ao Gesso e idêntico equilíbrio para a maioria das águas provenientes dos poços.

A Taxa de Adsorção do Sódio (TAS) representa a concentração relativa entre o íon Na^+ e os íons Ca^{2+} e Mg^{2+} . A utilidade deste índice consiste na classificação das águas para o uso agrícola (CE vs TAS) segundo a norma Riverside (1953) do U.S. Soil Salinity Laboratory Staff. Os resultados obtidos indicam $\text{TAS} > 4$ para a maioria dos furos e $\text{TAS} > 2$ para a maioria dos poços, atingindo o máximo de 10.8 que significa um baixo risco de alcalinização dos terrenos.

O Índice de Troca de Bases (ITB) permite avaliar o grau de troca iónica ocorrido numa água com base nas relações entre os seus íons. No caso das águas analisadas verifica-se que a maioria das amostras apresenta $\text{ITB} > 0$ correspondente a elevados teores em cloretos e permuta entre os íons alcalinos e alcalino-terrosos do terreno.

O índice rNa/rCa possui algum interesse comparativo quando relacionado com o índice dos terrenos aquíferos. Indica a troca de bases entre as duas fases. Proporcionalmente ao Cálcio as águas dos furos são mais ricas em Sódio.

A relação rCl/rHCO_3 permite estudar a evolução da concentração de sais nas águas subterrâneas ao longo do seu percurso. É essencialmente útil na caracterização da intrusão marinha. Os resultados obtidos indicam na maioria dos casos uma razão $\text{rCl/rHCO}_3 > 2$ com possível relação com a existência de sais marinhos nas formações detríticas atravessadas.

O valor da relação rMg/rCa depende em grande parte da duração do contacto da água com o terreno. Valores próximos da unidade apontam, normalmente, para a circulação em formações ricas em carbonatos de cálcio e magnésio, como acontece na maioria das amostras. Para a água do mar este índice é aproximadamente 5.

Conclui-se pela análise hidroquímica das amostras e dos índices hidrogeoquímicos que os elevados teores em cloretos do sistema aquífero mio-pliocénico da região de Canhestros podem ser explicados pela intercalação de sedimentos de fácies marinha no complexo sedimentar da Bacia do Sado.

4. AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO DIFUSA DE ORIGEM AGRÍCOLA

As actividades agrícolas, através da utilização de fertilizantes, pesticidas e produtos fitosanitários, são apontadas por vários cientistas como o principal factor de poluição difusa (Aller *et al.*, 1987; Appelo & Postma, 1993; Pekny & Skorepova, 1999).

Os principais constituintes dos fertilizantes são o azoto (N), o fósforo (P) e o potássio (K). Enquanto os dois últimos apresentam pouca mobilidade na maioria dos solos e não constituem um grande perigo de poluição difusa, a contaminação por nitratos das águas subterrâneas é frequentemente observada nas zonas agrícolas (Figura 3).

As práticas de adubação não controladas (aplicação de fertilizantes em quantidades superiores às necessidades das culturas, aplicação em época errada, etc.) provocam a acumulação de compostos azotados no solo. Estes encontram-se sob as formas de íon amónio (NH_4^+), amoníaco (NH_3), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), azoto (N_2), óxido de azoto (N_2O) e azoto orgânico (NH_2) num estado de equilíbrio dinâmico. Em condições aeróbicas e em presença de matéria orgânica abundante, os processos de amonificação (transformação do azoto orgânico em NH_4^+) e de nitrificação (transformação de NH_4^+ em NO_3^-) provocam a mineralização do azoto orgânico em nitrato, que constitui o produto final e estável destas reacções.

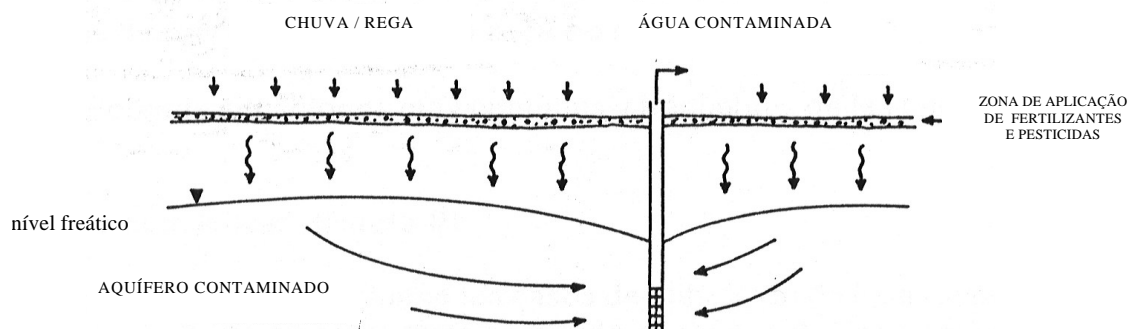


Figura 3 - Esquema simplificado da contaminação difusa por actividades agrícolas em aquíferos livres ou freáticos (adaptado de IGME, 1985).

Nas águas subterrâneas, o ião nitrato apresenta elevada mobilidade, devido à sua grande solubilidade, à sua adsorção praticamente nula e a um retardamento baixo ou nulo, podendo migrar facilmente longas distâncias a partir da sua entrada no sistema.

Está registado na bibliografia a associação entre as zonas contaminadas por nitratos e as zonas de agricultura intensiva e regadio (IGME, 1985; Vbra & Zoporezec, 1994).

No caso do Alentejo, vários estudos de qualidade das águas subterrâneas denunciam a contaminação por nitratos relacionada com a poluição difusa de origem agrícola (Chambel, 1992; Duque, 1997 e Paralta & Ribeiro, 2000).

Paralelamente à problemática da contaminação difusa por nitratos de origem agrícola acresce ainda a situação, mal conhecida, da poluição por pesticidas.

Em Portugal, investigadores do Instituto Superior de Agronomia efectuaram estudos sobre contaminação agrícola no sistema aquífero do Tejo-Sado e verificaram a ocorrência frequente de Atrazina, embora em valores inferiores ao VMA de 0.5 µg/L (Cerejeira *et al.*, 1995; Silva-Fernandes *et al.*, 1999; Batista *et al.*, 2000).

A extensão e persistência da contaminação difusa depende em larga medida da intensidade e frequência da aplicação de fertilizantes e fitofármacos, tipo de culturas, extensão da área regada, características pedológicas e hidrogeológicas dos terrenos (espessura da zona vadosa, drenagem, etc.), factores climáticos etc.

A ocupação agrícola de sequeiro representa actualmente 468 ha e as culturas de regadio 1 273 ha (Colaço, 2001). Admitindo que as dotações médias de azoto por cultura são as representadas no Quadro 3, são introduzidos anualmente 221.7 ton de compostos azotados no sistema agro-ecológico, uma parte do qual será lixiviado, numa primeira fase, para o sub-sistema aquífero superficial e para os cursos de água.

Alguns autores calcularam perdas por lixiviação em áreas agrícolas na ordem de 20% (Custódio, 1982; Almeida & Silva, 1987). Admitindo este valor de referência, as perdas de Azoto para o sistema hidrológico, susceptível de serem posteriormente transformadas em nitrato, ronda as 44 toneladas anuais.

Quadro 3 - Ocupação do solo na área do Perímetro de Rega de Canhestros e dotação média em Azoto

Tipo de Culturas	Área (ha)	Dotação Parcial em Azoto (Kg/ha/ano)	Dotação Total em Azoto (Ton/ano)
Culturas de Sequeiro			
Cereais (Trigo)	305	100	30.5
Oleaginosas	116	0	0
FORAGEIS	21	30	0.6
Leguminosas	14	0	0
Linho	12	0	0
Culturas de Regadio			
Cereais (Trigo)	506	150	75.9
Oleaginosas	224	80	17.9
Beterraba	215	180	38.7
Milho	152	240	36.5
Melão	103	120	12.4
Pimento	30	140	4.2
Tomate	23	150	3.5
Bróculo	14	100	1.4
Linho	6	30	0.2
TOTAL	1 741	1 320	221.7

Fonte: Cary (1985) e FloraSul (Assoc. de Produtores da Floresta Alentejana)

No sentido de avaliar a situação de referência no Perímetro de Rega de Canhestros relativamente à presença de nitratos e pesticidas foram já desenvolvidas 4 campanhas de monitorização em dezenas de origens de água subterrâneas, cujos resultados se apresentam nos Quadros 4 e 5, respectivamente.

Relativamente aos nitratos, os valores obtidos são normalmente inferiores a 25 mg/L, à excepção de alguns casos pontuais sem representatividade espacial (Quadro 3).

Quadro 3 - Teores em nitratos na água subterrânea do Perímetro de Rega de Canhestros

Época	Ponto de Água	N	Nitratos (mg/L)		
			Mínimo	Mediana	Máximo
Junho 2001	Furos	18	< 5 *	16	185
	Poços	19	< 5 *	19	> 225 *
Setembro 2001	Furos	21	< 5 *	6	148
	Poços	28	< 5 *	19	> 225 *
Dezembro 2001	Furos	17	< 5 *	15	202
	Poços	27	< 5 *	23	> 225 *

Nota: Medições efectuadas com aparelho portátil RQFlex Merck. Precisão \pm 5%. * limite de detecção.

Em Junho de 2001 realizou-se a despistagem de alguns fitofármacos comuns como a Atrazina, Molinato, Metolacoloro, Simazina, Alacloro e Etilparatião, normalmente associados às culturas de milho, e arroz, com resultados negativos para todas as amostras de águas subterrâneas.

Quadro 5 - Teores em pesticidas na água subterrânea do Perímetro de Rega de Canhestros

Ponto de Água	N	Atrazina (ng/L)	Molinato (ng/L)	Metolacloro (ng/L)	Simazina (ng/L)	Alacloro (ng/L)	Etilparatião (ng/L)
Furo	13	< 34	< 16	< 34	< 40	< 16	< 10
Poço	15	< 34	< 16	< 34	< 40	< 16	< 10
Nascente	1	< 34	< 16	< 34	< 40	< 10	< 10
Lagoa	1	39	< 16	124	< 40	18	< 10

Valores Guia de Qualidade da Água para Consumo Humano WHO (1993) e US EPA, em ng/L: Atrazina-20 000; Molinato - ?; Metolacloro-10 000; Simazina-2 000; Alacloro-20 000; Etilparatião - ?. Dec. Lei 243/2001 : VMA = 500 ng/L (totalidade dos pesticidas)

Relativamente aos pesticidas, só um programa específico de monitorização poderá confirmar se a degradação dos metabolitos orgânicos é total ou se permanece um resíduo na água subterrânea e superficial após a cessação da aplicação. Este programa específico de controle seria orientado em função do tipo de substância activa, intensidade e frequência da aplicação dos produtos fitosanitários para o conjunto de culturas mais representativo da área, após inquérito aos agricultores.

5. AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE À POLUIÇÃO

As ferramentas de prevenção da poluição e da contaminação das águas subterrâneas adquiriram nas últimas décadas maior importância na gestão integrada e sustentável dos recursos hídricos, não só devido ao aumento da pressão sobre os aquíferos, pela diversificação e extensão geográfica das actividades antrópicas, mas também devido às limitações tecnológicas e aos altos custos que implicam a recuperação dos aquíferos.

Com a finalidade de manter a qualidade química das águas subterrâneas, criaram-se um conjunto de ferramentas de que fazem parte os mapas de vulnerabilidade que pretendem definir espacialmente o grau de protecção de um aquífero à poluição de origem natural ou antrópica.

Os mapas de vulnerabilidade à poluição são geralmente elaborados a partir do cruzamento de vários níveis de informação (parâmetros geológicos e hidrogeológicos, ocupação do solo, etc.), aos quais podem ser atribuídos factores de ponderação em função da sua importância na contribuição para a vulnerabilidade do aquífero. A primeira etapa consiste na discretização de cada parâmetro numa malha de resolução predefinida e a segunda etapa consiste na sobreposição dos vários níveis de informação. Para cada célula da malha é calculado a soma ponderada dos vários parâmetros, obtendo-se na malha final o respectivo valor do índice.

As ferramentas informáticas, nomeadamente SIG, são fundamentais nestes cálculos, pela facilidade e rapidez de execução que permitem.

Apresenta-se seguidamente uma análise de sensibilidade entre vários métodos empíricos e qualitativos cujos resultados são comparados com os registos da monitorização espaço-temporal já realizados.

Os resultados obtidos referem-se ao sub-sistema aquífero mio-pliocénico freático, mais próximo da superfície e por isso mais vulnerável. A avaliação da vulnerabilidade dos aquíferos mais profundos relativamente à interferência com águas de superfície, depende em parte do grau de confinamento e da relação entre o potencial hidráulico dos dois sistemas e não será abordada nesta comunicação

5.1 Índice DRASTIC

O método DRASTIC de avaliação e mapeamento da vulnerabilidade foi proposto por Aller *et al.* (1987). Segundo Lobo-Ferreira & Cabral (1991) entende-se por vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas “a sensibilidade da qualidade das águas subterrâneas a uma carga poluente, função apenas das características intrínsecas do aquífero”.

O método DRASTIC foi aplicado pela primeira vez em Portugal à escala nacional por Lobo-Ferreira & Oliveira (1993) a que se seguiram outros trabalhos de cartografia automática da vulnerabilidade de aquíferos (Oliveira *et al.*, 1997).

O método DRASTIC PESTICIDE é derivado do precedente. Foram apenas modificados os factores de ponderação atribuídos aos parâmetros DRASTIC tendo em conta os processos de atenuação dos pesticidas nos solos e na zona vadosa (Quadro 6).

O índice de vulnerabilidade DRASTIC corresponde ao somatório ponderado dos 7 parâmetros ou indicadores hidrogeológicos que a seguir se referem:

Quadro 6 - Parâmetros DRASTIC

Vulnerabilidade DRASTIC	Ponderadores	Vulnerabilidade DRASTIC PESTICIDE	Ponderadores
D – Profundidade do nível freático	5	D	5
R – Recarga	4	R	4
A – Material do aquífero	3	A	3
S - Tipo de solo	2	S	5
T – Topografia	1	T	3
I – Impacte da zona não saturada	5	I	4
C – Condutividade hidráulica	3	C	2

23 < DRASTIC < 226

26 < DRASTIC PESTICIDE < 256

Cada um dos 7 parâmetros DRASTIC é dividido quer em escalas quer em tipos de meios significativos que condicionam o potencial de poluição. O descritivo de cada parâmetro e o respectivo índice para o caso de estudo estão representados no Quadro 7.

Quadro 7 - Descrição dos parâmetros DRASTIC

Parâmetro	descrição	Índice
D - Profundidade do nível freático	1 - 5 m	9 - 10
R - Recarga	160 mm/ano	6
A - Material do aquífero	gabros, arenitos, argilas, conglomerados e aluviões	4, 6 e 8
S - Tipo de solo	barros, franco arenoso/siltoso e aluviões	7, 5 e 9
T - Topografia	1 - 30°	1 a 10
I - Impacte da zona não saturada	gabros, arenitos, argilas, conglomerados e aluviões	4, 6 e 8
C - Condutividade hidráulica	10 m/dia	2

Dimensão da malha: 200 x 200 m

O valor obtido para o índice DRASTIC e DRASTIC PESTICIDE em 80% da área do Perímetro de Rega corresponde à classe de vulnerabilidade média/alta 140-160 e 155-180 respectivamente (Figura 4).

O índice determinado é independente da carga poluente. No caso de se pretender determinar o risco de uma área à contaminação é necessário considerar igualmente o tipo de cargas poluentes, intensidade de aplicação e persistência do contaminante, no caso de estudo representado pelos fertilizantes azotados e pesticidas.

Exemplos de aplicação do método DRASTIC a casos particulares de estudo em áreas afectadas pela poluição agrícola no Alentejo, Ribatejo e Algarve estão descritos em Paralta & Francés (2000ab), Paralta *et al.*, (2001) e Stigter & Dill (1999), respectivamente.

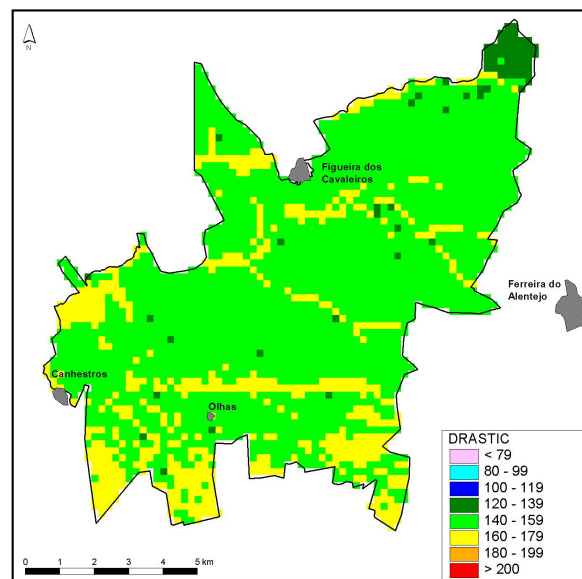


Figura 4 – Mapa de índices DRASTIC para o Perímetro de Rega de Canhestros.

5.2 Índice AVI

O índice de vulnerabilidade de aquífero (Aquifer Vulnerability Index) foi proposto por Van Stempvoort *et al.*, (1993), e baseia-se unicamente em dois parâmetros:

- a) espessura de cada camada j acima do aquífero superior (E_j),
- b) condutividade hidráulica estimada em cada camada (K_j)

com base na análise litológica de logs de sondagens. O factor teórico é definido por:

$$c = \sum_j E_j / K_j, \text{ para as camadas 1 a } j$$

que representa a resistência de um aquífero ao fluxo vertical, em unidades [T] e significa o tempo aproximado da passagem de um poluente por advecção através das diferentes camadas aquíferas.

O valor C ou o seu logaritmo são utilizados para produzir cartas de iso-resistência definindo classes de magnitude de vulnerabilidade (Quadro 8).

Quadro 8 - Classes de vulnerabilidade segundo a metodologia AVI

Log c	Vulnerabilidade
< 1	Extremamente alta
1 a 2	Alta
2 a 3	Moderada
3 a 4	Baixa
>4	Extremamente baixa

(in Ribeiro, 2001)

Com base no conhecimento actual da área do perímetro de rega, a litologia dominante do aquífero freático superficial é essencialmente arenosa, sem aquíferos importantes e uma zona vadosa variável entre 1 e 5 metros, e portanto pode ser modelado como sendo apenas uma camada. Admitindo uma condutividade hidráulica vertical na ordem de 10 m/dia obtém-se uma classe de vulnerabilidade extremamente alta.

5.3 Índice de Susceptibilidade

O Índice de Susceptibilidade (IS), foi inicialmente testado no Projecto ERHSA – Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo (Francés *et al.*, 2001) e inspira-se no método DRASTIC sendo calculado a partir da soma ponderada de alguns parâmetros comuns: a profundidade do nível freático (D), a taxa anual de recarga (R), a natureza litológica do aquífero (A), a topografia (T) e o tipo de ocupação do solo (OS).

Os pesos atribuídos a cada parâmetro foram modificados em relação ao método DRASTIC depois da consulta de técnicos e especialistas em Hidrogeologia (Quadro 9).

O parâmetro Ocupação do Solo (OS) foi obtido a partir de informação de satélite disponibilizada pelo CNIG (Corine Land-Cover, 1987) tendo sido definidas as classes e os respectivos índices para cada tipo de ocupação do solo através de processamento em SIG.

Quadro 9 - Parâmetros IS

Parâmetro	D	R	A	T	OS
Factor de Ponderação	0.186	0.212	0.259	0.121	0.222

0% < IS < 100%

O resultado final da aplicação do Índice de Susceptibilidade (IS) para a área de estudo, relativamente à ocupação do solo em 1987, varia entre 55% e 85%, com 2/3 da área do Perímetro de Rega incluída na classe 75%-85% que significa uma susceptibilidade à poluição elevada.

5.4 Índice baseado em critérios litológicos

A abordagem da vulnerabilidade à poluição pode também ser realizada a partir de metodologias qualitativas baseadas no critério litológico dos aquíferos ou das formações hidrogeológicas indiferenciadas, como apresentado no Plano Nacional da Água (INAG, 2001).

A divisão em classes de vulnerabilidade possui algumas vantagens relativamente aos métodos empíricos anteriormente descritos pois permite incorporar o conhecimento de inúmeras variáveis hidrogeológicas e do comportamento das principais formações, para gerar classes de vulnerabilidade correspondentes a um determinado nível de risco.

O Quadro 10 descreve as oito classes de vulnerabilidade construídas segundo este critério.

Quadro 10 - Classes de vulnerabilidade segundo um critério litológico

Classe	Tipo de aquífero	Risco
V1	Aquíferos em rochas carbonatadas de elevada carsificação	Alto
V2	Aquíferos em rochas carbonatadas de carsificação média a alta	Médio a Alto
V3	Aquíferos em sedimentos não consolidados com ligação hidráulica com a água superficial	Alto
V4	Aquíferos em sedimentos não consolidados sem ligação hidráulica com a água superficial	Médio
V5	Aquíferos em rochas carbonatadas	Médio a baixo
V6	Aquíferos em rochas fissuradas	Baixo a variável
V7	Aquíferos em sedimentos consolidados	Baixo
V8	Inexistência de aquíferos	Muito baixo

(in Ribeiro, 2001)

O presente caso de estudo enquadra-se nas classes de vulnerabilidade V3–V4 correspondente a um risco de poluição médio a alto das águas subterrâneas, em especial do aquífero freático superficial.

6. CONCLUSÕES

O sistema hidrogeológico dominante na área do Perímetro de Rega de Canhestros corresponde a um sistema multicamada, em que o aquífero superficial se apresenta mais vulnerável à contaminação pontual e difusa de origem agrícola.

De acordo com a análise comparativa de diferentes metodologias empíricas e critérios hidrogeológicos a área afectada, classifica-se, relativamente ao aquífero superficial, como área de vulnerabilidade média a extremamente elevada à poluição agrícola.

Nesse sentido o Instituto Geológico e Mineiro e a EDIA implementaram um programa de caracterização hidrogeológica e monitorização da qualidade das origens de água subterrânea que inclui a medição periódica dos teores em nitratos e uma avaliação genérica da situação relativa aos pesticidas.

Com base nos resultados preliminares do primeiro semestre do projecto, considera-se não ser aconselhável o uso das águas subterrâneas para rega pelo elevado risco de salinização dos solos, potenciado pelo clima quente e seco da região.

Não foram detectados valores significativos de fitofármacos no sub-sistema freático e os teores em nitratos são normalmente inferiores a 25 mg/L, à excepção de alguns casos pontuais sem representatividade espacial.

A avaliação das condições hidrogeológicas e da vulnerabilidade à poluição dos sistemas aquíferos, associadas à monitorização da qualidade da água subterrânea em áreas de agricultura intensiva, reveste-se da maior importância para a definição da situação de referência, permitindo assim uma posterior avaliação dos potenciais impactes com origem nas alterações do uso do solo e incremento do regadio.

Os resultados obtidos com os trabalhos em curso, sob a forma de diagramas, índices hidrogeoquímicos e mapas de isovalores, serão posteriormente integradas em Bases de Dados/SIG constituindo instrumentos de gestão ambiental importantes na definição das futuras redes de monitorização, a implementar no final do projecto.

Para a prevenção dos potenciais impactes identificados na área afectada ao Perímetro de Rega de Canhestros, deverá ser implementado um programa especial de sensibilização e acompanhamento dos agricultores no sentido do cumprimento efectivo da Código de Boas Práticas Agrícolas (MADRP, 1997).

AGRADECIMENTOS

Os autores desejam agradecer a excelente colaboração da Eng^a Manuela Ruivo da EDIA, pela disponibilização de informação necessária à elaboração desta comunicação e igualmente à FloraSul (Associação de Produtores da Floresta Alentejana) por esclarecimentos relativamente aos aspectos agro-ecológicos e de consumos de fertilizantes.

Um agradecimento especial é devido aos técnicos de campo, Amílcar Bartolomeu e Arsénio Palhaço, do IGM, pelo profissionalismo e empenho em todas as fases dos trabalhos.

BIBLIOGRAFIA

- ALLER, L., BENNET, T., LEHR, J.H. & PETTY, R. J. - *DRASTIC: a standartized system for evaluating groundwater pollution potencial using hydrogeologic settings*. U.S. EPA Report 600/2-85/018, 1987.
- APPELO, C. A., & POSTMA, D. - *Geochemistry, Groundwater and Pollution.*, 536 pp., Balkema, Rotterdam, 1993.
- ALMEIDA, C. & SILVA, M. L. - *Incidence of agriculture on water quality at Campina de Faro (south Portugal)*. IV Simposio de Hidrogeología de la Asociación Española de Hidrología Subterrânea, Palma de Mallorca, 5 a 9 de Octubre de 1987.
- BATISTA, S.; CEREJEIRA, M.J.; SILVA, E.; VIANA, P. E SERÔDIO, L. - *Contaminação de águas subterrâneas no Ribatejo e Oeste e no Centro Litoral com pesticidas e nitratos, in 5º Congresso da Água - A Água e o Desenvolvimento Sustentável: Desafios para o Novo Século*, APRH, pp. 12, Lisboa, 2000.

- CARY, F. C. - *Enquadramento e Perfis do Investimento Agrícola no Continente Português*. Banco de Fomento Nacional / Estudos, nº 23, Vol. 2, 454 pp., Lisboa, 1985.
- CEREJEIRA, M.J., SILVA-FERNANDES, A., VIANA, P. E BACCI, E. - *Atrazine and nitrates levels in the ground water of irrigation wells in the agricultural area of Chamusca (Portugal)*, Toxicol. Environ. Chem., 49, pp. 123-128,1995.
- CNIG – *Corine Land Cover 1987* (www.cnig.pt).
- CHAMBEL, A. - *Estado da Água Subterrânea em Rochas Fissuradas da Região de Évora*, in Anais do 1º Congresso da Água, APRH, 1992.
- COELHO, J. C., MIRA DA SILVA, L. & TRISTANY, M. – *Análise da Segunda Fase do Perímetro de Rega de Odivelas*. ISA, Dep. de Produção Agrícola e Animal – Secção de Agricultura, 1998.
- COLAÇO, A. M. – *Contribuição para a Avaliação do Estado da Rega na Zona da Infra-estrutura 12*. Relatório de Projecto, 2001.
- CUSTÓDIO, E. – *Nitrate build-up in catalonia costal aquifers*, Internacional Symposium on Impact of Agriculture on Groundwater, Memories, Vol. XVI, Parte 1, Praga, pp. 171-181, 1982.
- CUSTÓDIO, E & LLAMAS, M. R. (1996) - *Hidrologia subterranea*, 2º edição, Tomo I e II, ediciones Omega, Barcelona, 2350 pp., 1996.
- DECRETO-LEI n.º 243/2001 de 5 de Setembro - transposição para direito interno da Directiva n.º 98/83/CE, do Conselho, de 3 de Novembro relativa à qualidade das águas para consumo humano.
- DUQUE, J. M. (1997) – *Caracterização hidrogeológica e modelação matemática do aquífero dos Gabros de Beja*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 210 pp. Lisboa, 1997.
- FRANCÉS, A., PARALTA, E., FERNANDES, J. & RIBEIRO, L. – *Development and application in the Alentejo region of a method to assess the vulnerability of groundwater to diffuse agriculture pollution: the susceptibility index*. 3rd International Conference on Future Groundwater Resources at Risk, IAH/Unesco, 9 pp., Lisbon, 2001.
- IGME - *Calidad y Contaminación de las Aguas Subterráneas en España*. Informe de Sintesis, Madrid, 1985.
- INAG – Plano Nacional da Água – *Introdução, Caracterização e Diagnóstico da Situação Actual dos Recursos Hídricos*, vol. 1, 2001.
- LOBO-FERREIRA, J. P. & CABRAL, M. - *Proposals for an Operational Definition of Vulnerability for the European Community's Atlas of Groundwater Resources*, in the framework of the Meeting of the European Institute for Water, Groundwater Work Group, Brussels, 1991.
- LOBO-FERREIRA, J. P. & OLIVEIRA, M. M. - *Desenvolvimento de um inventário das águas subterrâneas de Portugal – Caracterização dos recursos hídricos subterrâneos e mapeamento DRASTIC da vulnerabilidade dos aquíferos de Portugal*. Lisboa, LNEC, Relatório 179/93 – GIAS, 1993.
- MADRP (1997) - *Código de Boas Práticas Agrícolas para a protecção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola*. Ministério da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas, Lisboa, 1997.

- OLIVEIRA, M. M., MOINANTE, M. J. & LOBO-FERREIRA, J. P. (1997) – *Cartografia Automática da Vulnerabilidade de Aquíferos com Base na Aplicação do Método DRASTIC* – Relatório Final 60/97 GIAS, 532 pp., Lisboa, 1997.
- PARALTA, E. & FRANCÉS, A. (2000a) - *Avaliação da vulnerabilidade à poluição DRASTIC e cartografia de risco do aquífero gabro-diorítico da região de Beja*, in 5º Congresso da Água, 15 pp., Lisboa, 2000.
- PARALTA, E. & FRANCÉS, A. (2000b) - *Caracterização hidrogeológica e avaliação da vulnerabilidade à poluição do complexo gabro-diorítico de Serpa-Brinches (sector oriental do sistema aquífero dos Gabros de Beja)*. GeoNovas, Revista da Associação Portuguesa de Geólogos, nº14 pp 27-35, Porto, 2000.
- PARALTA, E. & RIBEIRO, L. - *Análise variográfica e cartografia de risco da contaminação por nitratos na região de Beja*. Rev. da Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, vol. 21, nº3, pp. 47-58, Lisboa, 2000.
- PARALTA, E., OLIVEIRA, M. M., BATISTA, S. B., FRANCÉS, A., RIBEIRO, L. F. & CEREJEIRA, M. J. – *Aplicação de SIG na Avaliação da Vulnerabilidade Aquífera e Cartografia da Contaminação Agrícola por Pesticidas e Nitratos na Região do Ribatejo*. Seminário “A Hidroinformática em Portugal”, LNEC, 16 pp., Lisboa, 2001.
- PEKNY, V. & SKOREPOVA, I. - *Impact of diffuse agricultural pollution sources on groundwater quality in the Czech Republic*. Hydrogéologie (2), pp. 71-77, 1999.
- RIBEIRO, L. – *Vulnerabilidade de aquíferos e medidas de protecção das águas subterrâneas em Portugal continental*. Seminário de Geotecnia Ambiental, 29 pp., Porto, 2001.
- SILVA-FERNANDES, A. M.; CEREJEIRA, M. J.; CURTO, M. E CENTENO, M. – *Avaliação do efeito poluente dos agroquímicos em águas subterrâneas do Ribatejo e Oeste*. Relatório Final do Projecto PAMAF-IED nº 4024, ISA, 124 pp., 1999.
- STIGTER, T. Y. & DILL, A. C. - *Limitações do modelo DRASTIC. Aplicação a duas regiões algarvias contaminadas por nitratos*, in Seminário sobre Águas Subterrâneas. LNEC, Lisboa, 1999.
- VAN STEMPVOORT, EWERT, L. E WASSENAAR, L. – *Aquifer Vulnerability Index: GIS-Compatible Method for Groundwater Vulnerability Mapping*, Canadian Water Resources, vol. 18, nº1, 1993.
- VRBA, J. & ZOPOREZEC, A. - *Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability*. International Contributions to Hydrogeology, 16. Verlag Heinz Heise, Hannover, 131 pp., 1994.