



APRH ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DOS RECURSOS HÍDRICOS

Monitorização e Modelação Estocástica da Contaminação por Nitratos do Aquífero Gabro-diorítico na Região de Beja – Resultados, Conclusões e Recomendações

Eduardo António Paralta

Geólogo. Mestre em Georrecursos. Departamento de Hidrogeologia do Instituto Geológico e Mineiro, Estrada da Portela, Apartado 7586, 2720-866 Alfragide,
Tel. 351.21.4705400, Email: eduardo.peralta@igm.pt

Membro da APRH n.º 1177

Luís Filipe Tavares Ribeiro

Eng. de Minas. Prof. Auxiliar do Instituto Superior Técnico/CVRM – Centro de Geosistemas, Av Rovisco Pais, 1096 Lisboa, Tel. 351.21.8417247
Email: nlrib@alfa.ist.utl.pt

Membro da APRH n.º 399

SEMINÁRIO SOBRE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

LNEC

Lisboa, 27 e 28 de Fevereiro de 2003

Monitorização e Modelação Estocástica da Contaminação por Nitratos do Aquífero Gabro-diorítico na Região de Beja – Resultados, Conclusões e Recomendações

Eduardo A. PARALTA

Geólogo. Mestre em Georrecursos. Departamento de Hidrogeologia, IGM, Estrada da Portela, Apartado 7586, 2720-866 Alfragide, Tel. 351.21.4705400,
Email: eduardo.paralta@igm.pt

Luís F. T. RIBEIRO

Engenheiro de Minas, Professor Auxiliar, CVRM-Centro de Geosistemas do IST, Av. Rovisco Pais, 1096 Lisboa, Tel. 351.21.8417247
Email: nlrib@alfa.ist.utl.pt

Resumo:

O uso excessivo de compostos azotados na agricultura é prática generalizada em todos os países desenvolvidos da Europa e América do Norte. Os problemas ecológicos e de saúde pública decorrentes da presença de nitratos nos ecossistemas aquáticos e nas reservas de água para abastecimento público em áreas rurais constituem uma preocupação crescente para as autoridades sanitárias e ecologistas em geral.

Entre Julho de 1997 e Julho de 2000 monitorizou-se a ocorrência de nitratos em dezenas de origens de água da região de Beja (Alentejo). Concluiu-se que o conteúdo em nitratos na água subterrânea da região de Beja está relacionado com as práticas agrícolas e o ano hidrológico, sendo possível constatar importantes variações sazonais deste elemento, com ocorrência sistemática de valores acima de 50 mgNO₃/L.

Aplicaram-se um conjunto de metodologias geoestatísticas baseadas na análise sistemática dos 24 semi-variogramas mensais obtidos durante os 36 meses de monitorização e obtiveram-se as respectivas cartas de variabilidade espacial por Krigagem da Indicatriz, que representam o risco de contaminação ou isoprobabilidade de ocorrência do poluente para um determinado valor de corte.

A cartografia do risco de contaminação difusa por nitratos de origem agrícola, indica um aumento da área de maior probabilidade de ocorrência de valores superiores ao VMA para consumo humano entre Fevereiro de 1998 e Junho de 1998. Entre Janeiro e Março de 2000, a probabilidade de ocorrência de águas com teores de nitrato acima do VMA foi praticamente de 100% para os cerca de 50 km² que constituem a área de estudo.

A monitorização sazonal, durante 3 anos, do teor em nitratos nos arredores de Beja evidencia que ocorrem perdas importantes de Azoto do sistema solo-planta, para o meio freático, com a predominância sistemática de valores acima de 50 mg NO₃/L. Estas evidências indicam que estamos efectivamente em presença de um aquífero sujeito a contaminação difusa de origem agrícola, que importa continuar a monitorizar no sentido de inverter a situação actual, de acordo com as directivas nacionais e europeias, em especial a DQA e a directiva relativa à protecção das águas contra a poluição por nitratos (Directiva 91/676/CEE de 12 de Dezembro de 1991).

Palavras-chave: Monitorização; Nitratos; Geoestatística; Mapas de Risco; Vulnerabilidade de Aquíferos.

1 - Introdução

A água é um bem escasso e potencialmente indutor de riqueza numa região deprimida como o Alentejo, cuja base económica está fortemente ligada à agricultura. Para além da agricultura, os recursos hídricos subterrâneos constituem uma importante fonte de abastecimento de água às populações da região alentejana.

Segundo dados recentes dos planos de bacia hidrográfica (PBH) do Guadiana, Sado, Mira e Tejo, dos 47 concelhos alentejanos, 32% dependem exclusivamente das águas subterrâneas para abastecimento público e 34% dependem maioritariamente destas origens ou seja, a maioria dos concelhos dependem do abastecimento a partir dos aquíferos.

Ainda segundo dados dos PBH para a região do Alentejo, as águas subterrâneas representam cerca de 77% dos recursos hídricos usados no abastecimento público e nos restantes sectores de actividade representam 48% dos recursos hídricos usados na agricultura e 40% dos recursos hídricos usados na indústria.

O uso excessivo de compostos azotados na agricultura é prática generalizada em todos os países desenvolvidos da Europa e América do Norte.

Os problemas ecológicos e de saúde pública decorrentes da presença de nitratos nos ecossistemas aquáticos e nas reservas de água para abastecimento público constituem uma preocupação crescente para as autoridades sanitárias e ecologistas em geral.

Nos países do Norte da Europa, desde a década de oitenta que esta situação vem sendo objecto de acompanhamento e monitorização, em alguns casos com resultados positivos (GSI - 150th Environmental Geology Symposium, 1995).

Nas regiões áridas mediterrâneas o problema da contaminação difusa por nitratos de origem agrícola tem sido considerado preocupante, quer associada à monocultura cerealífera extensiva, quer relacionada com a cultura intensiva de estufas e "huertas" na bacia do Rio Guadalquivir, em Espanha (Cerón *et al.*, 1997).

Na província de Almería, a Universidade de Granada tem desenvolvido estudos de monitorização em vários aquíferos cárscicos e detríticos para avaliar a evolução dos teores em nitratos relacionados com as práticas agrícolas e as condições meteorológicas (*in op. cit.*).

Em Portugal são conhecidas situações de contaminação agrícola dos recursos hídricos subterrâneos na Póvoa do Varzim (Heitor, 1999), em Aveiro (Condesso de Melo *et al.*, 2002), na Campina de Faro (Almeida & Silva, 1987; Stigter *et al.*, 1998), aquífero dos Gabros de Beja (Duque, 1997), e na região de Évora (Chambel, 1992), Beja (Paralta & Ribeiro, 2000; 1998) e Serpa (Paralta & Francés, 2000). Na região do Ribatejo, investigadores do Instituto Superior de Agronomia efectuaram estudos sobre contaminação agrícola no sistema aquífero do Tejo-Sado e verificaram a ocorrência frequente de alguns pesticidas e nitratos nas captações para rega e abastecimento público (Batista *et al.*, 2000; Cerejeira *et al.*, 1995) que podem ser relacionadas com a ocupação agrícola e com a vulnerabilidade aquífera (Paralta *et al.*, 2001).

Recentemente, para a região do Alentejo, foi possível definir no âmbito do projecto ERHSA (Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo/CCR Alentejo, 1996-2000), um novo mapa hidrogeológico (Figura 1) e proceder à actualização do conhecimento relativamente às potencialidades aquíferas e composição hidroquímica da água subterrânea.

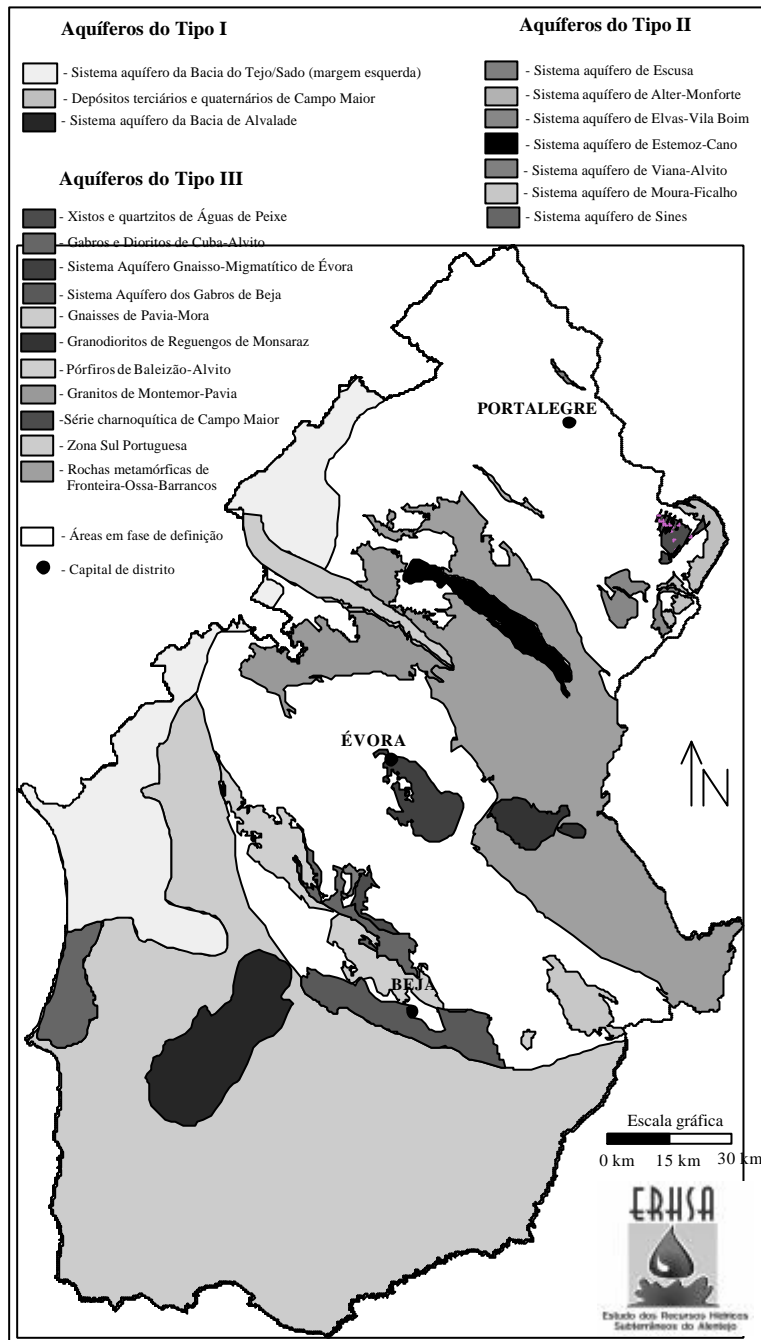


Figura 1 - Carta provisória dos aquíferos e zonas com potencial hidrogeológico do Alentejo (Chambel & Duque, 1999).

No âmbito do ERHSA realizaram-se análises laboratoriais a mais de 2 milhares de amostras provenientes de captações públicas e particulares, no sentido de detectar alterações da qualidade físico-química natural da água, com origem em actividades antrópicas.

Relativamente à aptidão da água subterrânea para consumo humano (Dec. Lei nº 236/98 de 1 de Agosto), os resultados obtidos permitem evidenciar a presença frequente de nitratos na água subterrânea, embora a situação não seja alarmante a nível regional.

No entanto, nalgumas áreas, de carácter marcadamente agrícola já se faz sentir com maior frequência a presença de nitratos em quantidades que ultrapassam o VMR ou mesmo o VMA.

De acordo com os dados disponibilizados pela DRAOT Alentejo, relativos ao teor em nitratos de 2080 análises físico-químicas efectuadas entre 1996 e 1999 em 1922 origens de água subterrânea, constata-se que, em 11 sistemas aquíferos (ou áreas de interesse hidrogeológico), a mediana dos teores em nitratos se situa entre o VMR (25 mg/L) e o VMA (50 mg/L), conforme indicado no Quadro I.

No caso do Sistema aquífero dos Gabros de Beja, a mediana relativa a 60 amostras analisadas situa-se nos 63 mg/L, no que é reconhecidamente a situação mais preocupante de poluição das águas subterrâneas por nitratos de origem agrícola. Estes resultados coincidem com a avaliação obtida em trabalhos académicos de Duque (1997) e Paralta (2001).

A tabela I resume a informação estatística dos sistemas aquíferos ou áreas de interesse hidrogeológico, que apresentam a maior parte das amostras acima do VMR de 25 mg/L.

Tabela I
Sistemas aquíferos e áreas de interesse hidrogeológico com valores da mediana do teor em nitratos igual ou superior ao VMR para consumo humano (resultados provisórios do ERHSA, 1996-2000)

SISTEMA AQUÍFERO ou ÁREA DE INTERESSE HIDROGEOLÓGICO	Área total do Aquífero (km ²)	Nº de análises laboratoriais do elemento Nitrato	Nº de Pontos de Água analisados	Mediana do Teor em Nitrato (mg/L)
Alter do Chão-Monforte	69.0	63	45	25.7
Charnouquitos de Campo Maior e Elvas	48.4	15	12	35.5
Elvas-Campo Maior	176.1	20	16	46.7
Elvas-Vila Boim	113.2	86	51	39.5
Estremoz-Cano	202.0	135	89	26.1
Évora-Montemor-Cuba (Sector Cuba)	369.0	36	36	26.5
Évora-Montemor-Cuba (Sector Évora)	255.0	35	35	41.6
Évora-Montemor-Cuba (Sector Vidiqueira-Selmes)	165.0	23	23	42.9
Rochas Igneas e Metamórficas da ZOM	9 625.0	804	773	25.0
Gabros de Beja	347.0	60	50	62.8
Pavia-Mora	267.0	14	14	43.8
Moura-Ficalho	191.0	22	12	33.3

A contaminação difusa por nitratos de origem agrícola é um problema ecológico generalizado, pelo que, estas preocupações estão contempladas nas principais linhas de acção da Directiva 91/676/CEE de 12/12/91 "protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola" e da Directiva Quadro da Água para a União Europeia (2000/60/CE).

Em especial no que respeita às águas subterrâneas, a Directiva Quadro da Água é muito clara em definir:

- “aplicação das medidas necessárias para inverter tendências significativas e persistentes para o aumento da concentração dos poluentes que resultem do impacto das actividades humanas” (artº 4º, ponto 1, alínea b);
- “os Estados-Membros devem assegurar controlos dos impactes difusos incluindo, sempre que necessário, as melhores práticas ambientais previstas na Directiva 91/676/CEE do Conselho de 12 de Dezembro de 1991” (DL nº 235/97 de 3 de Setembro), “contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola” (artº 10º, ponto 2, alínea c);
- “os Estados-Membros fixarão as sanções a aplicar em caso de infracção ... devem ser eficazes, proporcionadas e dissuasivas” (artº 23º).

No Anexo VIII da DOA estão listados os principais poluentes das águas, dos quais se destacam os Biocidas e produtos fitofarmacêuticos (Directiva 91/414/CEE) e as substâncias que contribuem para a eutrofização das massas de água, em especial nitratos e fosfatos.

2 - Caracterização da Área de Estudo

O caso de estudo seleccionado localiza-se no sector central do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja, numa região agrícola com cerca de 50 km² a ocidente de Beja (Figura 2).

O Sistema Aquífero dos Gabros de Beja, corresponde às formações gabro-dioríticas que se estendem entre Ferreira do Alentejo, Beja e Serpa (aproximadamente 350 km²), constituindo terrenos muito férteis (“Barros de Beja”) e portanto sujeitos a grande intensidade agrícola, com o conseqüente incremento de aplicação de adubos e pesticidas.

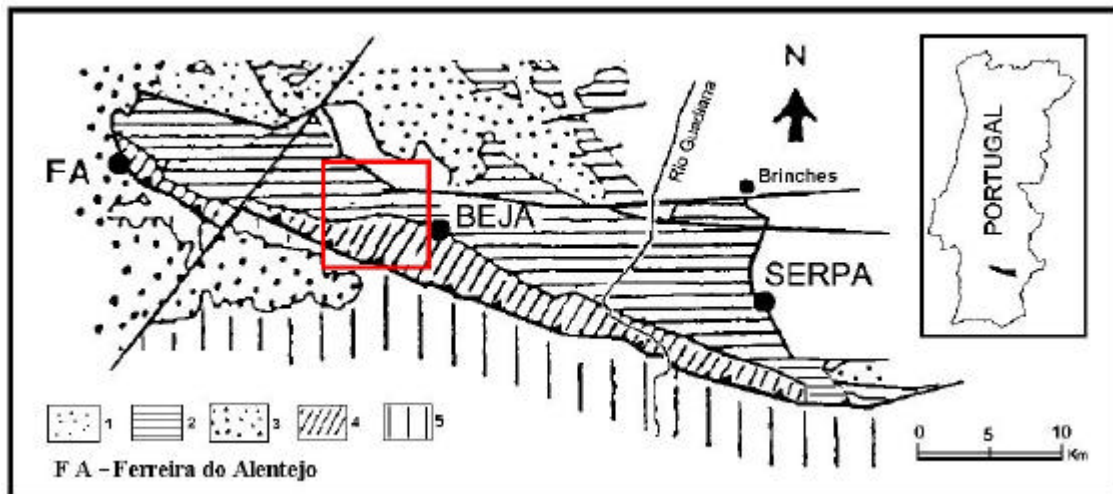


Figura 2 – Enquadramento geográfico do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja (350 km²) e da área de estudo (50 km²). 1-Complexo Vulcano-sedimentar de Odivelas; 2-Complexo dos Gabros de Beja; 3-Rochas plutónicas ácidas e sub-vulcánicas (Pórfiros de Baleizão); 4-Complexo Ofiolítico de Beja-Acebuches; 5-Terreno Acrecionário do Pulo do Lobo (xistos da Zona Sul Portuguesa). Geologia adaptada de Fonseca (1995).

As formações gabro-dioríticas alteradas e fracturadas que constituem o suporte do sistema aquífero apresentam produtividades bastante regulares, quando comparados com outros aquíferos do Alentejo. A produtividade média dos furos de captação instalados neste sistema situa-se entre os 3 e os 5 L/s (Duque, 1997).

Na área de estudo a produtividade média com base em cerca de 40 registos de caudal é de 6.5 L/s e a taxa de insucessos das captações é inferior a 20% (Paralta & Ribeiro, 2000). O balanço hídrico a partir de informações de extracções municipais contabilizadas indica que, em termos médios 1 Km² do aquífero gabro-diorítico pode fornecer cerca de 80 000 m³ de água subterrânea por ano, embora este valor seja difícil de manter durante os meses de Verão e mais ainda após períodos plurianuais de seca (Paralta, 2001).

Este sistema, pode considerar-se no seu conjunto, como tendo um comportamento hidráulico homogéneo, do tipo livre e poroso. Em profundidade passa gradualmente a aquífero com circulação em meio fracturado cristalino. A espessura média de alteração ronda os 30 metros. As transmissividades obtidas para a área de estudo situam-se normalmente entre 50 e 100 m²/dia. A recarga estimada a partir de diferentes metodologias situa-se entre 10 a 20% da precipitação média anual (584 mm), maioritariamente concentrada entre Janeiro e Março/Abril (Paralta, 2001).

No presente caso de estudo, a fácies hidroquímica predominante é bicarbonatada cálcica e bicarbonatada calco-magnésiana. Na globalidade são águas bastante mineralizadas (420 mg/L-850 mg/L), duras e de reacção ligeiramente alcalina. A maioria das amostras apresentam sobresaturação relativamente à calcite (Paralta *et al.*, 2000).

Os valores máximos recomendados (VMR) pelo Dec.Lei 236/98, que regulamenta a qualidade da água para consumo humano, são excedidos no que respeita à condutividade eléctrica e aos elementos Cloreto, Sulfato, Sódio e Magnésio. A maioria das amostras excede o valor máximo admissível (VMA) para o ião Nitrato (NO₃) que é de 50 mg/L e, em alguns casos, para o ião Magnésio.

A aptidão da água subterrânea para uso agrícola corresponde maioritariamente às classes G₂S₁ e C₃S₁, pelo que o risco de alcalinização dos solos é baixo mas o risco de salinização dos solos é médio a elevado.

Na área de estudo predomina a monocultura cerealífera extensiva. Segundo dados colhidos no local, aplicam-se nas culturas de sequeiro entre 200 a 300 kg/ha de adubo de fundo, entre Novembro e Dezembro e mais 200 a 300 kg/ha de adubo de cobertura em Fevereiro/Março (se necessário), totalizando uma carga de Azoto normalmente superior a 100 Kg/ha/ano. As restantes culturas de rotação, como o girassol e o milho, não são normalmente adubadas.

Constata-se que, o segundo período de adubação das culturas de sequeiro (adubação de cobertura), coincide com a principal época de recarga do aquífero (entre Janeiro e Março/Abril), provocando o aumento do potencial de lixiviação dos compostos azotados para a zona saturada do sistema freático, que se encontra normalmente a menos de 3 metros de profundidade durante este período.

A avaliação da vulnerabilidade aquífera para a área de estudo indica valores na ordem de 100-110 pelo método DRASTIC (Aller *et al.*, 1987) e 55% a 65% pelo Índice de Susceptibilidade (Francés *et al.*, 2001), o que significa uma vulnerabilidade baixa e uma susceptibilidade

média/alta à poluição, respectivamente. Segundo critérios litológicos (EPPNA, 1998) estaremos perante um sistema de classe V6 ou seja risco de poluição baixo a variável. Os resultados obtidos pelos diferentes índices e a sua validade são bastante discutíveis.

Desde a década de 1970 que se referem teores de nitratos elevados nas captações para abastecimento público de Beja (Pais Quina & Capucho, 1977). Actualmente, a concentração média anual nas captações públicas e particulares está normalmente acima de 50 mg NO₃/L.

Até 1985 o abastecimento público a Beja dependia exclusivamente de captações subterrâneas localizadas na área de estudo a ocidente da cidade. Actualmente, o abastecimento público à cidade de Beja (20 000 habitantes) depende maioritariamente da albufeira do Rôxo, reforçado pontualmente pelas captações camarárias.

Durante a época estival, a redução do volume de água armazenado na albufeira e fenómenos de eutrofização frequentes, obrigam a recorrer às captações subterrâneas.

Nas condições de consumo actual (5000 a 6000 m³/dia), os recursos hídricos subterrâneos do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja tem potencialidades para assegurar parcialmente o abastecimento à cidade de Beja durante todo o ano, bem como à maioria das freguesias do concelho. O principal constrangimento em relação à produção de água para consumo humano relaciona-se com as características naturalmente incrustantes da água e os teores em nitratos que frequentemente ultrapassam o limite máximo admissível.

Considerando que o teor em nitratos na água subterrânea é, em média de 50 mg/L, a utilização da água subterrânea para mistura com água de superfície para fins de abastecimento público, em partes iguais de 3 000 m³/dia, equivale à remoção de uma massa de poluente de 34 Kg de Azoto diariamente, representando 12.4 Ton. anuais (Paralta, 2001).

3 - Monitorização da Poluição por Nitratos

Entre Julho de 1997 e julho de 2000, realizaram-se 35 análises físico-químicas a amostras provenientes de 31 pontos de água distribuídos pela área de estudo, obtendo-se um valor de mediana de nitratos próximo dos 80 mg NO₃/L.

Paralelamente, efectuaram-se 24 campanhas mensais de amostragem de campo, totalizando 1096 medições em furos, poços e nascentes. As medições foram efectuadas com aparelho portátil RQFlex2 Merck com intervalo de detecção entre de 5 e 225 mg NO₃/L e precisão de ± 5%.

Concluiu-se que o conteúdo em nitratos na água subterrânea da região de Beja está relacionado com as práticas agrícolas e o ano hidrológico, sendo possível constatar importantes variações sazonais deste elemento. Verifica-se uma grande dispersão de valores em torno das classes modais, em que as mais frequentes são a 50-60 e 70-80 mg NO₃/L. A mediana relativa aos 3 anos de monitorização situa-se entre os 53 e os 86 mg NO₃/L.

Os valores máximos situam-se entre 126 e 225 mg NO₃/L (limite máximo de detecção). O coeficiente de variação oscila entre 37 e 63%. A análise das medidas de simetria e do andamento da curva de frequências indica uma predominância da distribuição *log* normal sobre todas as outras, embora se detectem 3 distribuições aproximadamente simétricas.

A distribuição dos estatísticos sumários está representada no diagrama de extremos e quartis da figura 3.

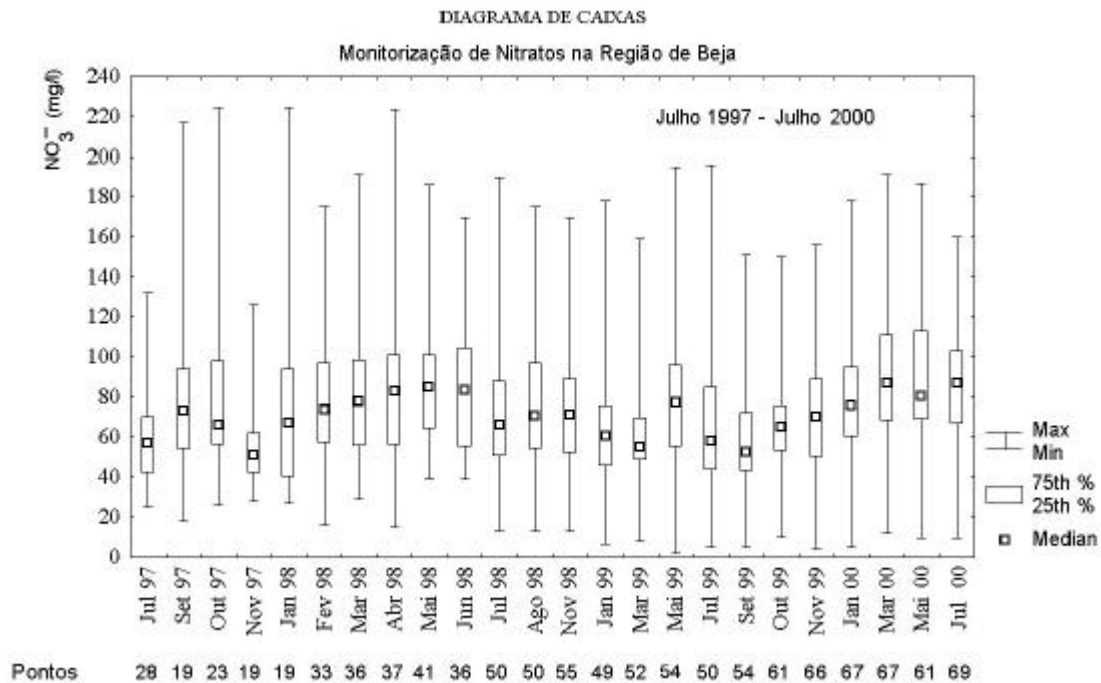


Figura 3 - Principais estatísticos e características das campanhas de monitorização realizadas na região de Beja durante 3 anos (Julho de 1997 a Julho de 2000).

Observa-se claramente a ocorrência de valores extremos anómalos que representam casos pontuais de contaminação sem significado regional.

A evolução sazonal dos teores em nitrato na água subterrânea durante o período em que decorreu a monitorização não evidencia tendências claras, embora se possam observar valores médios mais elevados entre Março e Junho de 1998 e entre Março e Julho de 2000. Uma tendência generalizada de subida do teor em nitratos foi observada entre Novembro de 1997 e Abril de 1998, Março e Maio de 1999 e entre Setembro de 1999 e Março de 2000.

Tendência generalizada de descida da concentração em nitratos, relativamente às medições anteriores, foram registadas entre Novembro de 1998 e Março de 1999 e entre Maio e Setembro de 1999.

No sentido de detectar associações sazonais, construiu-se a matriz de correlação entre as 24 campanhas de monitorização (Tabela II) e verificou-se que os períodos de maior semelhança, com uma correlação igual ou superior a 75% para o mesmo ano hidrológico, correspondem ao agrupamento de meses definidos na tabela III.

Tabela II – Matriz de correlação entre as 24 campanhas de monitorização realizadas no período de Julho de 1997 a Julho de 2000

	Julho 1997	Setembro 1997	Outubro 1997	Novembro 1997	Janeiro 1998	Fevereiro 1998	Março 1998	Abril 1998	Mai 1998	Junho 1998	Julho 1998	Agosto 1998	Novembro 1998	Janeiro 1999	Março 1999	Mai 1999	Julho 1999	Setembro 1999	Outubro 1999	Novembro 1999	Janeiro 2000	Março 2000	Mai 2000	Julho 2000		
Julho 1997	1.00																									
Setembro 1997	0.74 (16)	1.00																								
Outubro 1997	0.71 (17)	0.37 (15)	1.00																							
Novembro 1997	0.76 (18)	0.71 (14)	0.38 (17)	1.00																						
Janeiro 1998	0.51 (27)	0.29 (12)	0.38 (16)	0.32 (17)	1.00																					
Fevereiro 1998	0.69 (19)	0.76 (15)	0.61 (17)	0.43 (18)	0.79 (18)	1.00																				
Março 1998	0.70 (18)	0.56 (16)	0.66 (19)	0.45 (17)	0.81 (18)	0.85 (29)	1.00																			
Abril 1998	0.68 (22)	0.67 (18)	0.74 (20)	0.52 (19)	0.70 (19)	0.91 (29)	0.84 (32)	1.00																		
Mai 1998	0.62 (22)	0.51 (18)	0.47 (21)	0.34 (19)	0.71 (19)	0.74 (30)	0.74 (32)	0.75 (35)	1.00																	
Junho 1998	0.39 (19)	0.74 (15)	0.36 (20)	0.62 (18)	0.55 (19)	0.72 (25)	0.50 (28)	0.53 (30)	0.67 (31)	1.00																
Julho 1998	0.49 (22)	0.57 (18)	0.58 (21)	0.49 (19)	0.87 (19)	0.85 (31)	0.76 (36)	0.83 (37)	0.76 (39)	0.67 (35)	1.00															
Agosto 1998	0.69 (22)	0.67 (18)	0.64 (20)	0.58 (19)	0.71 (19)	0.85 (30)	0.75 (35)	0.91 (36)	0.84 (39)	0.64 (35)	0.54 (47)	1.00														
Novembro 1998	0.63 (21)	0.57 (18)	0.57 (18)	0.43 (19)	0.54 (19)	0.64 (31)	0.69 (36)	0.69 (36)	0.72 (38)	0.32 (34)	0.65 (49)	0.60 (48)	1.00													
Janeiro 1999	0.59 (21)	0.51 (17)	0.39 (19)	0.45 (19)	0.66 (19)	0.73 (31)	0.72 (35)	0.68 (35)	0.56 (37)	0.33 (32)	0.69 (47)	0.63 (46)	0.62 (48)	1.00												
Março 1999	0.55 (21)	0.63 (18)	0.46 (20)	0.75 (19)	0.34 (19)	0.50 (31)	0.53 (36)	0.38 (36)	0.39 (38)	0.25 (33)	0.57 (48)	0.37 (47)	0.64 (50)	0.64 (49)	1.00											
Mai 1999	0.71 (22)	0.68 (18)	0.71 (20)	0.66 (19)	0.29 (18)	0.54 (28)	0.57 (32)	0.54 (33)	0.59 (36)	0.59 (31)	0.67 (45)	0.34 (45)	0.61 (47)	0.64 (45)	0.52 (47)	1.00										
Julho 1999	0.46 (18)	0.37 (16)	0.53 (16)	0.31 (18)	0.33 (17)	0.49 (29)	0.42 (30)	0.55 (32)	0.63 (32)	0.19 (30)	0.34 (42)	0.54 (42)	0.60 (45)	0.51 (43)	0.41 (44)	0.61 (42)	1.00									
Setembro 1999	0.28 (18)	0.44 (15)	0.03 (17)	0.48 (17)	0.18 (17)	0.29 (29)	0.43 (33)	0.23 (33)	0.27 (35)	0.26 (30)	0.25 (44)	0.12 (44)	0.62 (48)	0.48 (46)	0.54 (47)	0.3 (44)	0.10 (44)	1.00								
Outubro 1999	0.36 (21)	0.67 (14)	0.44 (18)	0.50 (17)	0.09 (17)	0.25 (29)	0.23 (31)	0.27 (34)	0.46 (36)	0.36 (32)	0.28 (44)	0.37 (45)	0.40 (46)	0.44 (44)	0.34 (45)	0.61 (46)	0.32 (44)	0.50 (50)	1.00							
Novembro 1999	0.69 (23)	0.66 (17)	0.76 (20)	0.54 (19)	0.69 (19)	0.63 (32)	0.62 (35)	0.63 (36)	0.74 (39)	0.35 (34)	0.39 (48)	0.49 (47)	0.57 (51)	0.60 (48)	0.43 (48)	0.52 (47)	0.52 (46)	0.48 (52)	0.75 (57)	1.00						
Janeiro 2000	0.42 (20)	0.57 (17)	0.38 (20)	0.51 (19)	0.01 (19)	0.27 (30)	0.03 (34)	0.12 (35)	0.29 (38)	0.44 (33)	0.29 (46)	0.26 (47)	0.40 (51)	0.43 (46)	0.40 (49)	0.62 (50)	0.32 (48)	0.49 (53)	0.81 (58)	0.50 (61)	1.00					
Março 2000	0.56 (23)	0.74 (17)	0.73 (21)	0.56 (19)	0.14 (19)	0.34 (30)	0.22 (32)	0.42 (34)	0.40 (36)	0.48 (31)	0.34 (44)	0.46 (45)	0.53 (48)	0.49 (45)	0.55 (46)	0.65 (46)	0.53 (43)	0.28 (50)	0.64 (56)	0.61 (61)	0.61 (62)	1.00				
Mai 2000	0.67 (21)	0.68 (16)	0.62 (19)	0.75 (18)	0.78 (18)	0.64 (29)	0.62 (33)	0.60 (34)	0.67 (36)	0.43 (32)	0.66 (46)	0.64 (44)	0.68 (48)	0.67 (46)	0.49 (47)	0.77 (47)	0.48 (45)	0.29 (50)	0.62 (55)	0.57 (57)	0.70 (60)	0.63 (57)	1.00			
Julho 2000	0.58 (23)	0.61 (17)	0.59 (21)	0.61 (19)	0.45 (19)	0.61 (31)	0.51 (33)	0.60 (35)	0.60 (37)	0.37 (33)	0.52 (46)	0.64 (47)	0.60 (50)	0.72 (47)	0.58 (48)	0.7 (50)	0.63 (47)	0.41 (51)	0.65 (58)	0.74 (62)	0.67 (64)	0.60 (63)	0.73 (59)	1.00		

	Julho 1997	Setembro 1997	Outubro 1997	Novembro 1997	Janeiro 1998	Fevereiro 1998	Março 1998	Abril 1998	Mai 1998	Junho 1998	Julho 1998	Agosto 1998	Novembro 1998	Janeiro 1999	Março 1999	Mai 1999	Julho 1999	Setembro 1999	Outubro 1999	Novembro 1999	Janeiro 2000	Março 2000	Mai 2000	Julho 2000	
Março 2000		0.74 (17)																							
Setembro 1997																									

coeficiente de correlação

nº de dados

Tabela III

Campanhas de monitorização com elevada correlação ($\geq 75\%$)

<i>Grupo I</i>	<i>Grupo II</i>	<i>Grupo III</i>
Janeiro 1998	Fevereiro 1998	Outubro 1999
Fevereiro 1998	Março 1998	Novembro 1999
Março 1998	Abril 1998	Janeiro 2000
Julho 1998	Julho 1998	
	Agosto 1998	

Nos restantes períodos a correlação entre as campanhas é menos evidente. Consta-se que 62% da matriz apresenta correlação superior a 0.5 (171 ocorrências) e apenas 9.4% dos elementos da matriz apresentam correlação igual ou superior a 0.75 (26 ocorrências). A figura 4 representa o respectivo histograma.

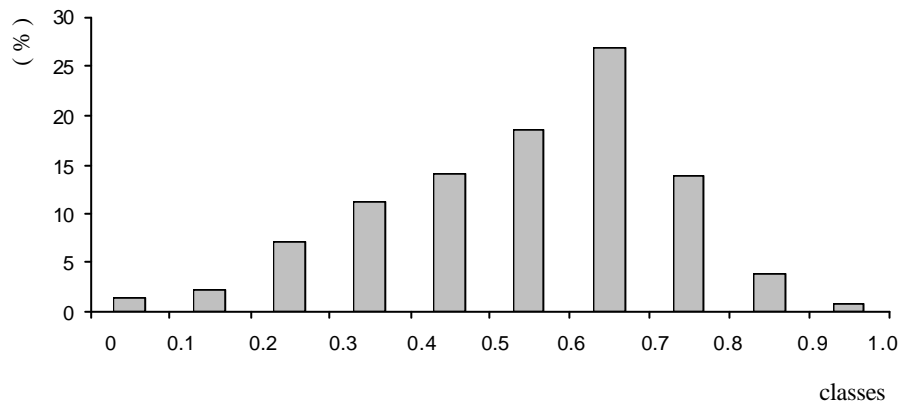
Histograma dos coeficientes de correlação

Figura 4 – Histograma dos coeficientes de correlação entre as 24 campanhas de monitorização. Intervalo de classe 0.1 (N=276).

Constata-se uma vez mais que o fenómeno de contaminação por nitratos é extremamente aleatório quando abordado numa perspectiva pluritemporal, com reflexos na fiabilidade dos modelos preditivos que pretendem simular a evolução espaço-temporal da contaminação difusa.

4 - Geoestatística

A aplicação de abordagens geoestatísticas no domínio dos recursos hídricos em geral, e da Hidrogeologia, em particular, tem sido desenvolvidas em Portugal por investigadores do Centro de Geosistemas do Instituto Superior Técnico (Ribeiro, 1991; Ribeiro, 1994; Ribeiro, 1995; Nunes & Ribeiro, 1999; Pacheco Figueiredo *et al.*, 1999; Ribeiro, 2000 etc.).

No presente caso de estudo, aplicaram-se um conjunto de metodologias geoestatísticas baseadas na análise sistemática dos 24 semi-variogramas mensais obtidos durante os 36 meses de monitorização e obtiveram-se as respectivas cartas de variabilidade espacial por Krigagem da Indicatriz, que representam o risco de contaminação ou isoprobabilidade de ocorrência do poluente para um determinado valor de corte.

4.1 - Análise Variográfica

A variografia inicia-se com o cálculo dos variogramas experimentais, $\gamma(\mathbf{h})$ e dos variogramas da indicatriz e em diferentes direcções do espaço, seleccionadas com base nos alinhamentos da amostragem, a partir da informação disponível medida nos pontos amostrados.

Foram analisadas várias direcções de pesquisa optando-se finalmente pelo variograma omnidireccional, (0°-180°) por ser o melhor estruturado para todas as campanhas. O ajustamento é interactivo permitindo adequar convenientemente o modelo à estrutura de distribuição espacial da variável (*software Variowin 2.2*, Pannatier, 1995).

Adoptou-se o modelo de variograma esférico para a determinação dos parâmetros que definem a estrutura do domínio (Figura 5). O modelo esférico é função de dois parâmetros: (1) um patamar/*sill* C , limite superior para o qual tendem os valores do variograma com o aumento de amplitude e que é normalmente coincidente com a variância de $Z(x)$ e, (2) amplitude/*range* h . O efeito de pepita/*nugget* C_0 , representa erros de amostragem e/ou micro-regionalizações, que se desenvolvem a uma escala inferior à de amostragem.

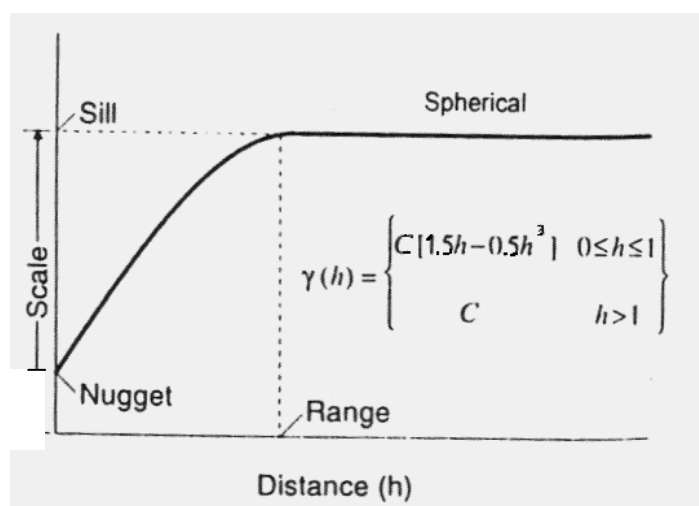


Figura 5 - Elementos fundamentais do variograma esférico (adaptado de Delhomme, 1978)

A amplitude é a distância a partir da qual os valores de $\gamma(h)$ estabilizam em torno de um patamar (i.e. variância). A amplitude mede portanto a distância a partir da qual os valores de $Z(x)$ deixam de estar correlacionados.

A análise variográfica permite conhecer o padrão de intercorrelação espacial do contaminante (i.e. Nitrato), desenhar cartas de isovalores e elaborar mapas de risco ou de isoprobabilidades.

Com o objectivo de determinar a probabilidade de, num certo local desconhecido, a concentração do poluente exceder o Valor Máximo Admissível (50 mg NO₃/L) construiu-se a variável indicatriz usando uma codificação binária, 0 ou 1 [1]. Determinou-se de forma sistemática os variogramas e co-variogramas da indicatriz de corte.

Considerando que $I_z(x)$ é a variável indicatriz de $Z(x)$ com base no corte z , tem-se:

$$I_z(x) = \begin{cases} 0 & \text{se } Z(x) \leq z \\ 1 & \text{se } Z(x) > z \end{cases} \quad [1]$$

O resultado final da simulação por Krigagem da Indicatriz é um mapa com valores entre 0 e 1 que representam a probabilidade da variável ser maior que o valor limite seleccionado.

A figura 6 representa um exemplo de ficheiro de *output* do programa de cálculo dos variogramas (Pannatier, 1995).

```
VARIOGRAPHY
Variable: Nitrate (Indicator May 2000)
Direction: 0 Angular tolerance: 90 Maximum BW: NA
Data variance: 7.52486e-02 Code for missing values: -9999
Lag  NPairs  Mean |h|  Variogram  Std. Variogram  Covariance
0    32      2.76983e+02  0.00000e+00 -9.99900e+03  0.00000e+00
1    288      8.56629e+02  5.55556e-02  1.05882e+00 -3.08642e-03
2    424      1.59334e+03  7.54717e-02  9.25007e-01  6.11873e-03
3    614      2.35375e+03  5.86319e-02  1.00987e+00 -5.72950e-04
4    618      3.10780e+03  6.63430e-02  1.02479e+00 -1.60503e-03
5    542      3.87439e+03  6.45756e-02  1.01525e+00 -9.70167e-04
6    438      4.66597e+03  9.81735e-02  1.10886e+00 -9.63804e-03
7    336      5.46823e+03  8.92857e-02  9.81691e-01  1.66525e-03
8    212      6.17637e+03  1.27358e-01  1.14595e+00 -1.62202e-02
9    98       6.98289e+03  1.12245e-01  9.75566e-01  2.81133e-03
10   40       7.64973e+03  1.50000e-01  1.17647e+00 -2.25000e-02
```

Figura 9 – Exemplo de ficheiro associado ao cálculo dos variogramas (*.var).

Apresentam-se nas figuras 7 a 9, os variogramas e co-variogramas calculados para as 24 campanhas de amostragem entre Julho de 1997 e Julho de 2000.

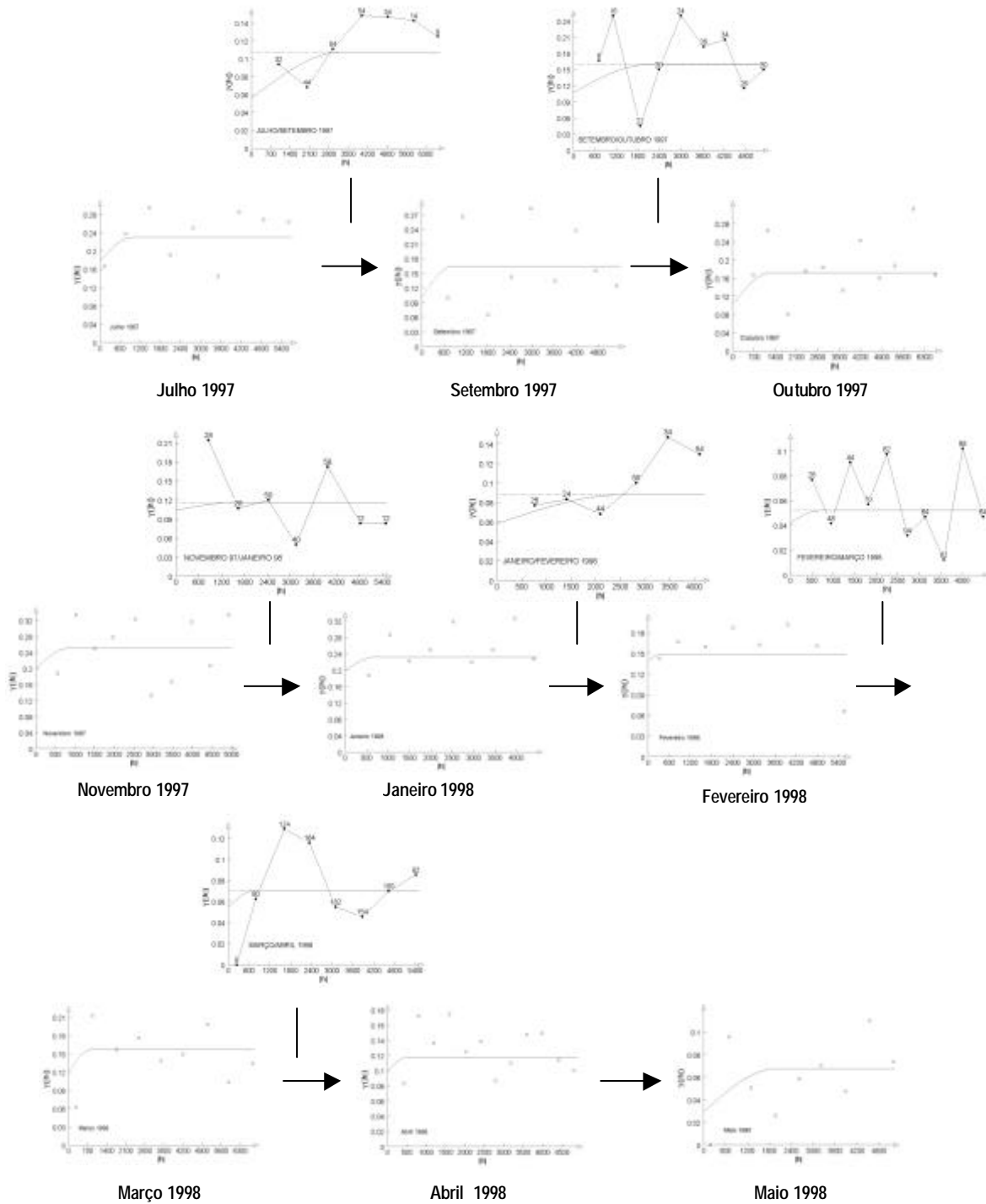


Figura 7 - Variogramas simples e cruzados da indicatriz e respectivas curvas teóricas relativas ao VMA para o ião nitrato (50 mg/L) entre Outubro de 1997 e Maio de 1998.

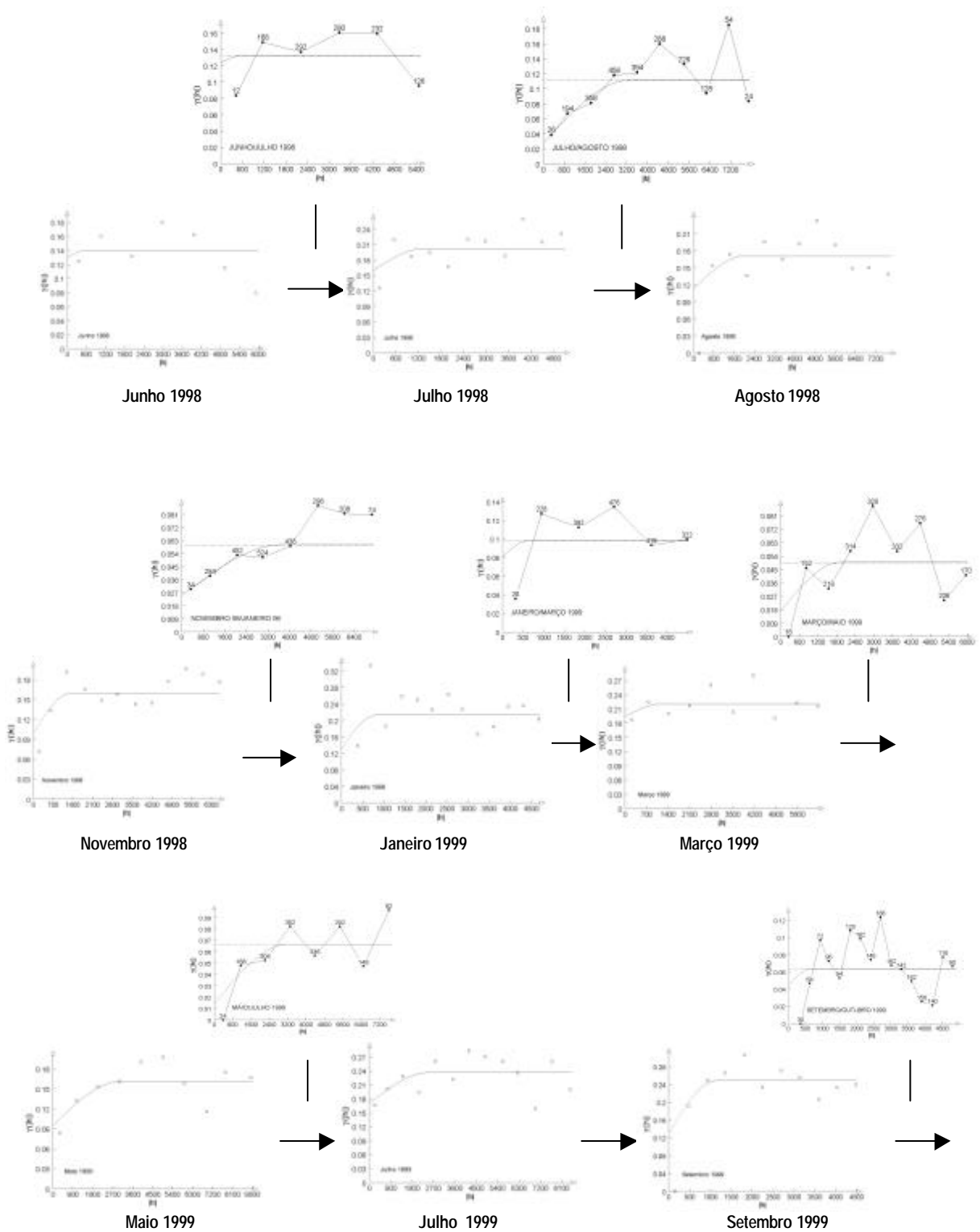


Figura 8 - Variogramas simples e cruzados da indicatriz e respectivas curvas teóricas relativas ao VMA para o ião nitrato (50 mg/L) entre Junho de 1998 e Setembro de 1999.

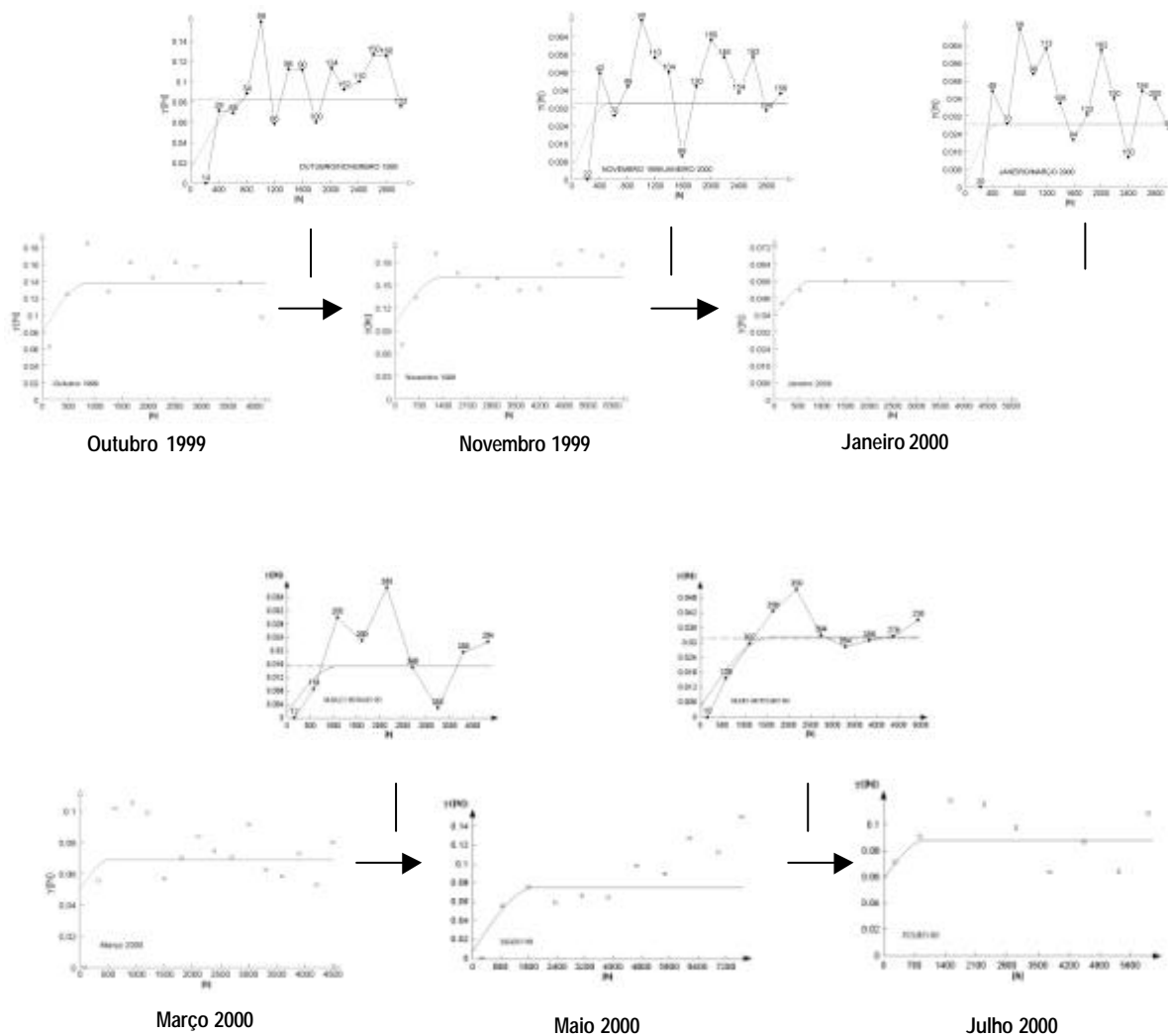


Figura 9 - Variogramas simples e cruzados da indicatriz e respectivas curvas teóricas relativas ao VMA para o ão nitrato (50 mg/L) entre Outubro de 1999 e Julho de 2000.

Os parâmetros estruturais da variável indicatriz e dos semi-variogramas experimentais estão indicados na tabela IV e na tabela V, respectivamente. Os mapas de iso-probabilidade correspondentes ao VMA em vigor para o ião nitrato são apresentados adiante.

Tabela IV
Parâmetros estruturais dos variogramas da indicatriz

Meses	N	Efeito de Pepita C_0	Patamar C_1	Amplitude (m)	Aleatoriedade (%)
Julho 1997	28	0.181	0.229	985	79
Setembro 1997	19	0.102	0.166	858	61
Outubro 1997	23	0.104	0.170	1206	61
Novembro 1997	19	0.200	0.249	800	80
Janeiro 1998	19	0.200	0.233	700	86
Fevereiro 1998	33	0.140	0.149	400	94
Março 1998	36	0.120	0.157	840	76
Abril 1998	37	0.100	0.117	500	85
Maio 1998	41	0.030	0.068	1968	44
Junho 1998	36	0.130	0.139	540	94
Julho 1998	50	0.160	0.202	1300	79
Agosto 1998	50	0.114	0.172	2028	66
Novembro 1998	55	0.100	0.160	1320	63
Janeiro 1999	49	0.170	0.212	799	80
Março 1999	52	0.195	0.220	1197	89
Maio 1999	54	0.096	0.162	3060	59
Julho 1999	50	0.171	0.236	2465	72
Setembro 1999	54	0.132	0.250	1125	53
Outubro 1999	61	0.080	0.137	840	58
Novembro 1999	66	0.190	0.217	2937	88
Janeiro 2000	67	0.042	0.056	800	75
Março 2000	67	0.050	0.069	540	72
Maio 2000	61	0.007	0.075	1771	10
Julho 2000	69	0.059	0.088	976	67

Relativamente à estrutura de distribuição espacial da variável indicatriz constata-se na maioria dos casos uma importante componente aleatória, expressa pelo efeito de pepita, que representa na maioria dos casos entre 50 a 90 % da variância à priori. Esta situação reflecte as observações de campo, com valores díspares ocorrendo de forma irregular na área de estudo, por vezes muito próximos, indicando uma situação em que, à contaminação difusa de origem agrícola, acresce também uma contaminação pontual das captações, responsável por valores anormalmente elevados. A distância de intercorrelação para a indicatriz de corte 50 mg NO₃/L varia sazonalmente entre 400 e 3000 metros.

Tabela V
Parâmetros estruturais dos variogramas experimentais

Meses	Ano	N	Efeito de Pepita C_0	Patamar C	Amplitude (m)	Aleatoriedade (%)
Julho	1997	28	345.0	700.0	3000.0	49
Setembro	1997	19	962.0	1931.4	2762.0	50
Outubro	1997	23		2150.0		
Novembro	1997	19		791.0		
Janeiro	1998	19	609.0	2107.0	4336.5	29
Fevereiro	1998	33		1429.0		
Março	1998	36	975.0	1440.0	1404.0	68
Abril	1998	37		2228.6		
Maio	1998	41	742.5	987.4	2538.0	75
Junho	1998	36	675.0	1084.5	1969.0	62
Julho	1998	50	862.0	1341.5	3450.0	64
Agosto	1998	50	865.0	1405.0	3342.0	62
Novembro	1998	55	1040.0	1172.3	1831.0	89
Janeiro	1999	49	923.0	2048.0	1242.0	76
Março	1999	52	677.0	2051.0	1007.0	95
Maio	1999	54	136.0	2053.0	1696.0	8
Julho	1999	50	618.5	1193.8	1608.0	52
Setembro	1999	54		745.0		
Outubro	1999	61	427.0	739.1	1825.0	58
Novembro	1999	66	1045.0	1153.8	3200.0	91
Janeiro	2000	67	679.0	1150.9	2298.0	59
Março	2000	67	720.0	1533.0	1248.0	47
Maio	2000	61	577.0	1454.2	2255.0	40
Julho	2000	69	381.0	1000.0	1173.0	38

Relativamente à estrutura de distribuição espacial dos dados experimentais (registos periódicos dos teores em nitrato na água subterrânea) verifica-se que na maioria dos casos é possível modelar o variograma experimental para a razão $C_0/C \leq 75\%$, o que representa uma componente aleatória, menos marcante que a verificada por aplicação do formalismo da indicatriz.

Esta situação reflecte as observações de campo, em que, para uma densidade de amostragem suficientemente fina é possível ultrapassar com sucesso a aleatoriedade do fenómeno da contaminação difusa à pequena escala construindo modelos estruturais válidos capazes de obter soluções estáveis no subsequente processo de estimação. A distância de intercorrelação para os variogramas dos valores medidos varia sazonalmente entre 1000 e 4300 metros.

4.2 - Estimação Geoestatística

Apresentam-se seguidamente alguns exemplos de estimação geoestatística por aplicação do estimador de Krigagem Ordinária e Krigagem da Indicatriz, que representam imagens equiprováveis da evolução espaço-temporal da contaminação por nitratos entre 1997 e 2000 na região de Beja.

4.2.1 - Krigagem Ordinária

A estimação geoestatística consiste na avaliação de uma grandeza desconhecida a partir da informação existente. Um estimador de aplicação muito generalizada é o designado estimador linear de Krigagem. A designação genérica de Krigagem Ordinária (*Ordinary Kriging*) corresponde ao algoritmo de Krigagem mais usual (Journel, 1987).

O estimador linear geoestatístico de Krigagem Ordinária (ou simplesmente Krigagem) é uma combinação linear, que corresponde a uma média ponderada das amostras disponíveis (Muge *et al.*, 1993). O estimador de Krigagem corresponde, portanto a uma função aleatória estacionária de média desconhecida, que pode ser escrita como:

$$Z^*(x) = \sum_{i=1}^n (\lambda_i Z(x_i)) \quad [2]$$

em que λ_i são ponderadores atribuídos a cada amostra cuja soma é igual a 1.

$$\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1 \quad [3]$$

Os ponderadores dos estimadores lineares de krigagem são calculados de modo a obedecerem à dupla condição de: *não enviezamento universal* e *minimização da variância de estimação*.

O método de Krigagem tem, como se disse, uma aplicação generalizada, principalmente devido a dois factores:

- para o seu cálculo exige apenas a modelização da função variograma;
- uma vez conhecidos os valores dos ponderadores, a variância de estimação pode ser calculada, não dependendo do valor da variável regionalizada.

Este estimador resulta numa "suavização" da realidade ou seja atenua os valores extremos experimentais definindo uma superfície média com menor variância.

A estimação geoestatística envolve sempre um erro de estimação, resultante do facto da quantidade a ser estimada geralmente diferir do seu estimador Z^* , implicando um erro de estimação, $Z - Z^*$ (Journel & Huijbregts, 1989). Deste modo, se estivermos em presença de um estimador ideal, o gráfico *bi-plot* dos valores reais vs valores estimados corresponde a um conjunto de pontos situados ao longo de uma recta com 45° de inclinação.

A figura 10 exemplifica a cartografia obtida por Krigagem Ordinária para 3 épocas distintas (Março 1998, Maio de 1999 e Março de 2000).

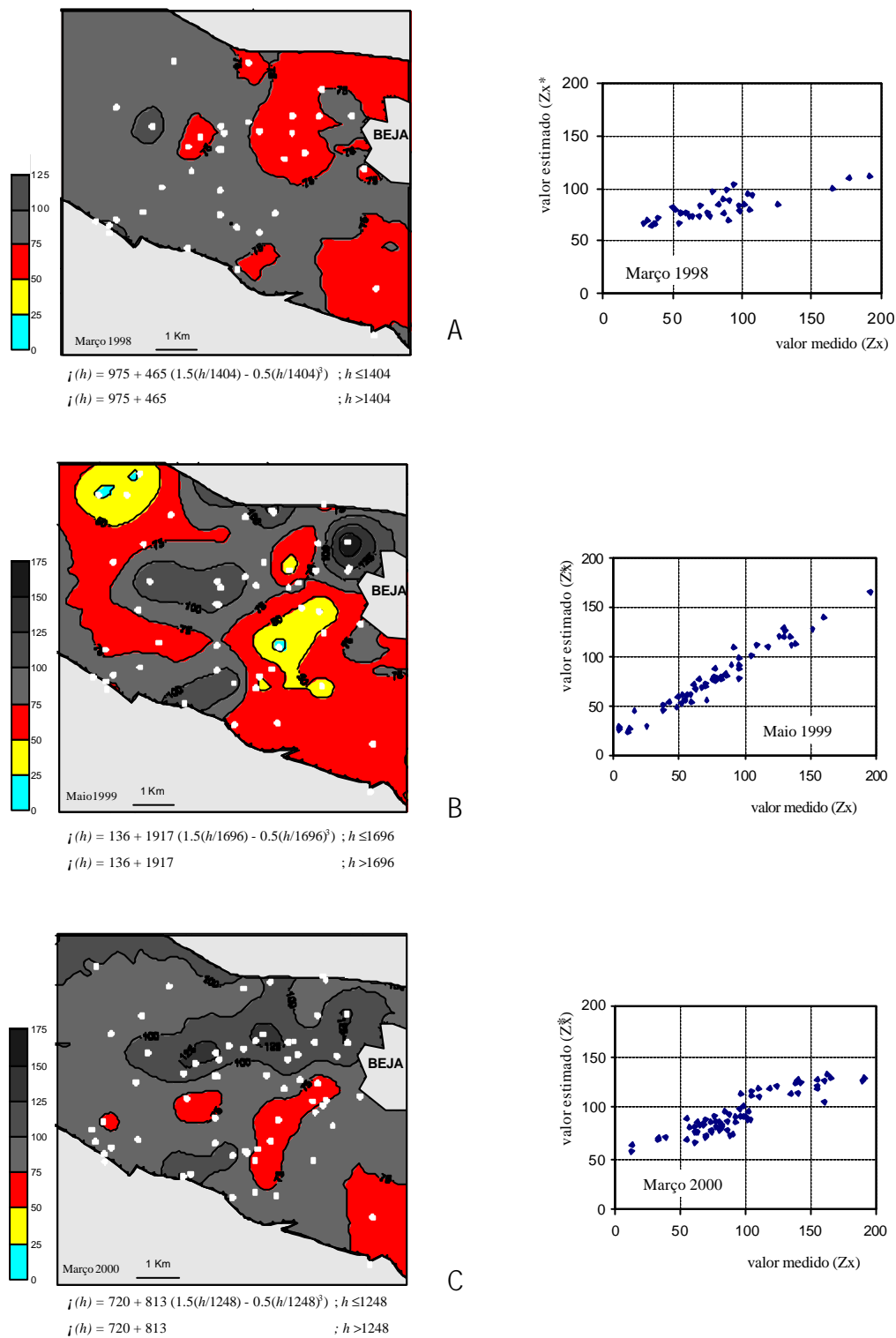


Figura 10 – Mapas de isovalores da concentração em nitrato na água subterrânea (mg/L) obtidos por Krigagem Ordinária, com indicação dos modelos esféricos teóricos e dos respectivos gráficos *bi-plot* dos valores reais vs valores estimados. Os pontos brancos assinalam os locais de amostragem.

A estimação foi realizada com o *software* Surfer®, sobre 1410 malhas de 200 x 200 metros de lado em que foi discretizada a área de estudo, considerando os parâmetros dos respectivos variogramas.

Os resultados obtidos estão descritos na tabela VI.

Tabela VI
Estatísticas dos valores reais e dos valores estimados por Krigagem Ordinária

Meses	Mínimo	1º Quartil	Mediana	Média	3º Quartil	Máximo	Desv. Pad.	Variância	N
Mar-98	29.0	55.5	78.0	81.4	98.5	191.0	38.3	1470.1	36
Mar-98 (KO)	62.6	74.2	79.1	79.7	84.8	112.8	8.0	64.0	1410
Mai-99	5.0	55.0	77.5	79.2	96.0	195.0	41.0	1683.5	54
Mai-99(KO)	21.8	60.1	72.9	74.5	85.4	165.7	21.4	459.4	1410
Mar-00	12.0	68.0	87.0	94.1	111.0	191.0	39.4	1560.0	67
Mar-00 (KO)	55.4	81.3	89.3	91.1	99.4	134.1	13.9	193.5	1410

KO - Krigagem Ordinária

4.2.2 - Krigagem da Indicatriz

Considerando que os valores de nitratos para cada período assumem uma estacionaridade de segunda ordem, utilizou-se a Krigagem sobre a variável indicatriz como metodologia de estimação. Foram previamente definidos os modelos estruturais que caracterizam a variabilidade espacial do fenómeno de poluição (Tabela 4). A estimação por Krigagem realizou-se sobre uma malha de 100 metros sobreposta à área em estudo.

Como referido anteriormente em [1], em qualquer ponto x_0 do Domínio, a variável $I_z(x_0)$ pode ser interpretada como a probabilidade do valor de $Z(x_0)$ ser superior a z :

$$I_z(x_0) = \text{prob} \{ Z(x_0) > z \} \quad [4]$$

O valor $I_z(x_0)$ pode ser estimado por Krigagem através da combinação linear dos valores de $I_z(x_a)$ das amostras vizinhas de x_0 :

$$[I_z(x_0)]^* = \sum_a \lambda_\alpha(z) I_z(x_\alpha) \quad [5]$$

São apresentados adiante 24 mapas de risco ou de isoprobabilidades de ocorrência de valores superiores a 50 mg NO₃/L, que representam diferentes imagens da evolução espaço-temporal da contaminação agrícola no período compreendido entre Julho de 1997 e Julho de 2000 (Figuras 11 a 14).

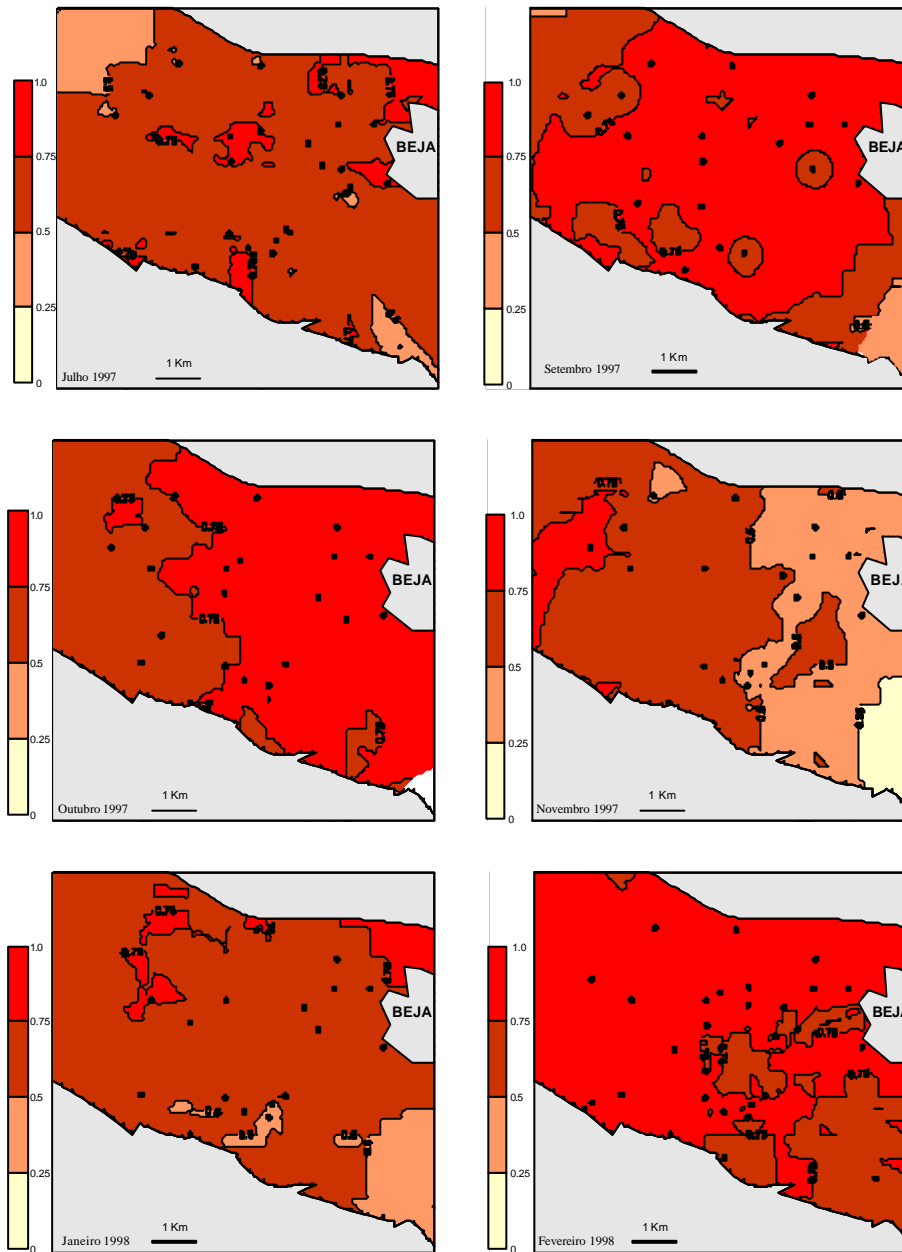


Figura 11 – Mapas de Risco. Iso-probabilidades das concentrações em nitrato excederem 50 mg/L (Julho de 1997 a Fevereiro de 1998).

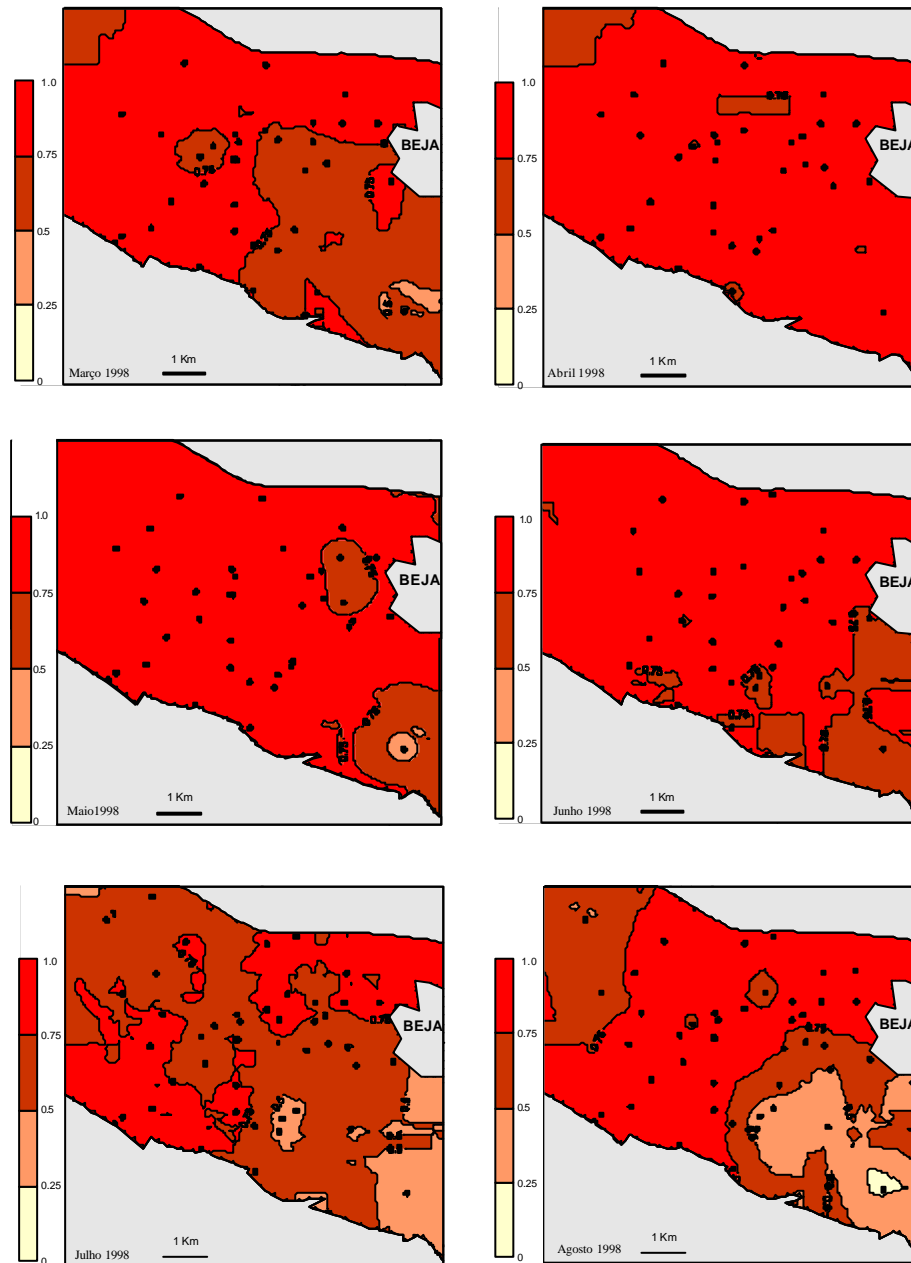


Figura 12 – Mapas de Risco. Iso-probabilidades das concentrações em nitrato excederem 50 mg/L (Março de 1998 a Agosto de 1998).

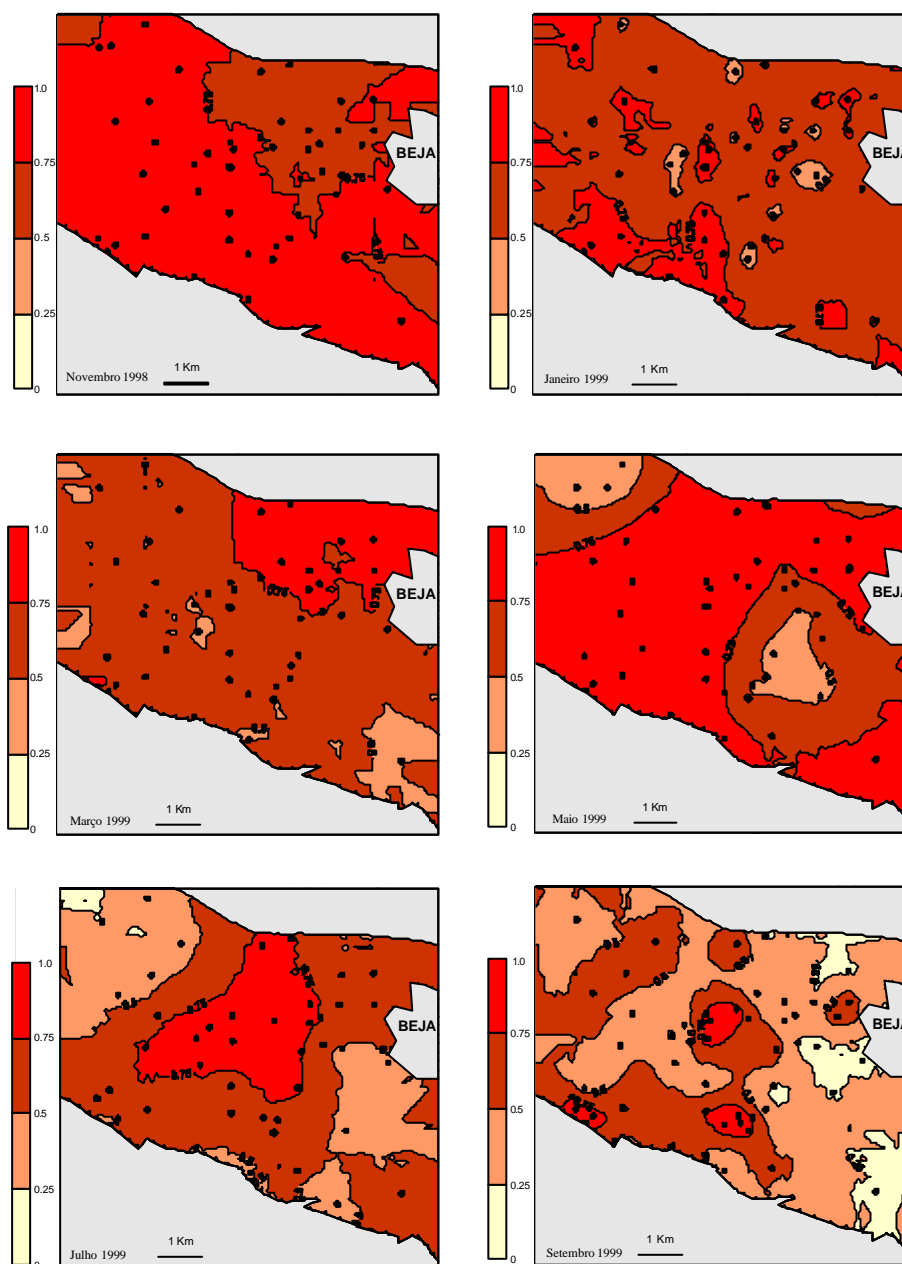


Figura 13 – Mapas de Risco. Iso-probabilidades das concentrações em nitrato excederem 50 mg/L (Novembro de 1998 a Setembro de 1999).

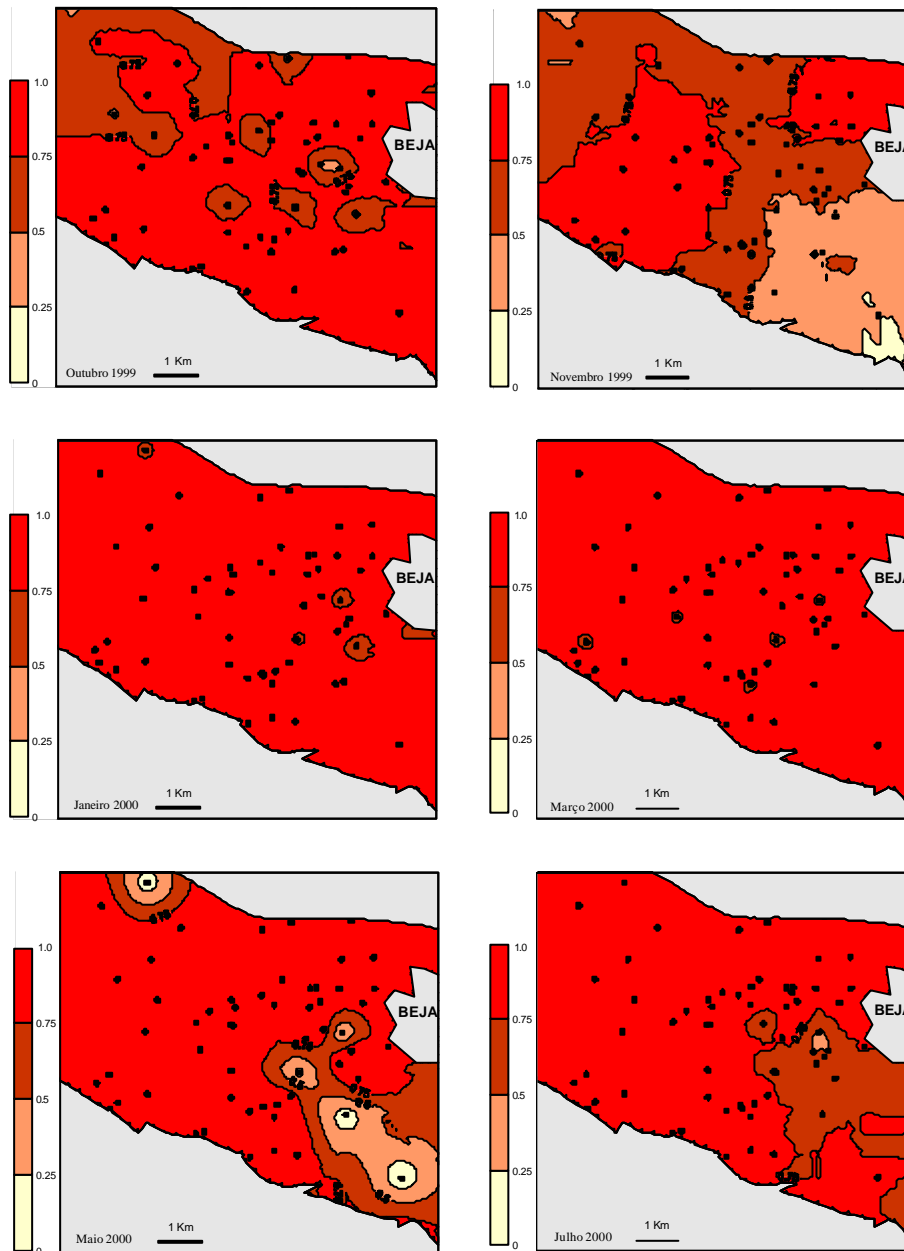


Figura 14 – Mapas de Risco. Iso-probabilidades das concentrações em nitrato excederem 50 mg/L (Outubro de 1999 a Julho de 2000).

Verifica-se uma variabilidade inter-sazonal importante, em que a probabilidade de encontrar águas com concentração de nitrato superior a 50 mg/L se situa normalmente acima de 50% para o sector em estudo.

Constata-se um aumento da área de maior probabilidade de ocorrência de valores superiores ao VMA entre Fevereiro de 1998 e Junho de 1998. Entre janeiro e Março de 2000, a probabilidade de ocorrência de águas com teores de nitrato acima do VMA foi praticamente de 100% para os cerca de 50 km² que constituem a área de estudo.

A variabilidade sazonal da ocorrência de nitratos na água subterrânea do aquífero freático dos arredores de Beja está intimamente relacionado com a distribuição das chuvas e o tipo de culturas praticado.

Uma vez que o sistema de rotação comum na região se caracteriza por fertilização abundante das culturas cerealíferas e no ano seguinte, rotação para culturas menos exigentes, o *input* de compostos azotados é função da ocupação agrícola do solo, sendo difícil construir modelos preditivos da evolução da contaminação difusa. Neste contexto, os mapas probabilísticos ou mapas de risco constituem importantes auxiliares de gestão ambiental e ordenamento do território.

5 - Conclusões

Apesar da ocupação agrícola do Alentejo se basear predominantemente na monocultura cerealífera extensiva, as dotações médias de Azoto são importantes, entre 100 a 120 kg/ha/ano, principalmente distribuídas pelos meses de Novembro/Dezembro (adubação de fundo) e Fevereiro/Março (adubação de cobertura).

A irregularidade climática, com frequentes regimes torrenciais que provocam a lixiviação precoce dos fertilizantes e o facto das épocas de fertilização coincidirem com o semestre húmido ou seja com o período de recarga útil dos aquíferos (em especial durante o trimestre Jan-Mar/Abril), conduzem a um processo cumulativo de poluição agrícola, em especial nos aquíferos freáticos pouco profundos associados às rochas ígneas alteradas, cujo caso mais paradigmático é o Sistema Aquífero dos Gabros de Beja.

A monitorização sazonal, durante 3 anos, do teor em nitratos nos arredores de Beja evidencia que ocorrem perdas importantes de Azoto do sistema solo-planta, para o meio freático, com a predominância sistemática de valores acima de 50 mg NO₃/L. Estas evidências indicam que estamos efectivamente em presença de um aquífero sujeito a contaminação difusa de origem agrícola, que importa continuar a monitorizar no sentido de inverter a situação actual, de acordo com as directivas nacionais e europeias, em especial a DQA e a directiva relativa à protecção das águas contra a poluição por nitratos (Directiva 91/676/CEE de 12 de Dezembro de 1991).

Os recursos hídricos subterrâneos do complexo gabro-diorítico dos arredores de Beja podem assegurar grande parte do abastecimento diário à cidade durante todo o ano. O principal constrangimento em relação à produção de água para consumo humano a partir dos recursos

subterrâneos relaciona-se com teores em nitratos que frequentemente ultrapassam os limites legalmente consignados.

Na área de Beja verifica-se uma situação preocupante de contaminação difusa por nitratos de origem agrícola, normalmente acima do VMA para consumo humano que pode ser relacionada com a evolução do ano hidrológico e do ano agrícola. A mediana relativa a 3 anos de monitorização situa-se entre 53 e 86 mg NO₃/L. Constatou-se que os valores médios mais elevados se verificaram entre Março e Junho de 1998 e entre Março e Julho de 2000.

Constata-se igualmente um aumento da área de maior probabilidade de ocorrência de valores superiores ao VMA entre Fevereiro de 1998 e Junho de 1998. Entre Janeiro e Março de 2000, a probabilidade de ocorrência de águas com teores de nitrato acima do VMA foi praticamente de 100% para os cerca de 50 km² que constituem área de estudo.

Os mapas de risco à poluição podem ser instrumentos fundamentais na gestão dos recursos hídricos subterrâneos e inclusivamente no estabelecimento de redes de monitorização adequadas em aquíferos vulneráveis.

6 - Recomendações

Como forma de reabilitação deste sector do aquífero é essencial continuar a explorar os recursos hídricos subterrâneos, em conjunto com as águas de superfície e, simultaneamente, promover uma melhoria das práticas agrícolas. Admitindo teores médios de 50 mg NO₃/L na água subterrânea, a extracção de 3 000 m³/dia (metade das necessidades diárias da cidade de Beja) equivaleria à remoção de 12 Ton/ano de massa de Azoto.

De uma forma mais global, a promoção de Projectos I&D aplicados aos Recursos Hídricos Subterrâneos envolvendo, nomeadamente métodos de recarga, vulnerabilidade à poluição, monitorização, reabilitação de aquíferos, optimização e gestão de águas subterrâneas constituem ferramentas de valorização e continuidade da informação obtida durante os 3 anos do projecto ERHSA, na linha das opções estratégicas definidas na Directiva Quadro da Água da CE e no Plano Nacional da Água relativamente aos Recursos Hídricos Subterrâneos.

O futuro próximo do Alentejo depende em larga medida do mega-projecto de Alqueva e das sinergias que conseguir criar. O plano de regadio baseado na Barragem de Alqueva propõe-se distribuir água por 110 000 hectares através de uma rede de canais de 4 400 km.

Os impactes microclimáticos e os impactes sobre os recursos hídricos subterrâneos serão consideráveis e não será demais prevenir através de estudos ambientais rigorosos e redes de monitorização apropriadas situações de desastre ambiental irreversíveis.

A utilização de águas para rega provenientes de várias estruturas hidráulicas, como previsto no Plano de Rega do Alentejo, constitui um impacte mal conhecido relativamente às consequências ao nível, dos equilíbrios químicos da água subterrânea (precipitação, modificações do pH, troca iónica, etc). Também o incremento de fertilizantes e pesticidas nos futuros perímetros regados do empreendimento de Alqueva devem ser estudados e objecto de monitorização a longo prazo.

Afigura-se urgente um programa de aplicação efectiva do Código de Boas Práticas Agrícolas que compreenda, nomeadamente, a elaboração de planos específicos de acção com

os agricultores e o envolvimento das estruturas locais dos Ministérios da Agricultura e do Ambiente.

Para a recuperação de aquíferos afectados pela agricultura deverá ser estabelecido um programa de estudos que avalie e modele os impactes da actividade agrícola nas componentes do ciclo hidrológico (evaporação, escorrência e infiltração), com destaque para os processos de contaminação por compostos azotados e para a influência do aumento da área de regadio (i.e. EFM de Alqueva) sobre a qualidade das águas subterrâneas, na linha das recomendações definidas na Directiva Quadro da Água da CE e no Plano Nacional da Água relativamente aos Recursos Hídricos Subterrâneos.

Bibliografia

1. **Aller, L., Bennet, T., Lehr, J.H. & Petty, R. J. (1987)** - *DRASTIC: a standartized system for evaluating groundwater pollution potencial using hydrogeologic settings*. U.S. EPA Report 600/2-85/018.
2. **Almeida, C. & Silva, M. L. (1987)** - *Incidence of agriculture on water quality at Campina de Faro (south Portugal)*. IV Simposio de Hidrogeología de la Asociación Española de Hidrología Subterránea, Palma de Mallorca, 5 a 9 de Octubre de 1987.
3. **Batista, S.; Cerejeira, M.J.; Silva, E.; Viana, P. & Seródio, L. (2000)** - *Contaminação de águas subterrâneas no Ribatejo e Oeste e no Centro Litoral com pesticidas e nitratos*, in 5º Congresso da Água - A Água e o Desenvolvimento Sustentável: Desafios para o Novo Século, APRH, Lisboa, pp. 12.
4. **Cerejeira, M.J., Silva-Fernandes, A., Viana, P. & Bacci, E. (1995)** - *Atrazine and nitrates levels in the ground water of irrigation wells in the agricultural area of Chamusca (Portugal)*, Toxicol. Environ. Chem., 49, 1995, pp. 123-128.
5. **Céron, J. C., Pulido-Bosch, A. & Vilchez-Quero, J. L. (1997)** - *Algunos aspectos de la evolucion de nitratos en las aguas del acuífero de la Cubeta de Pulpí (Almeria)*, Geogaceta, nº 21, pp. 75-76.
6. **Chambel, A. (1992)** - *Estado da Água Subterrânea em Rochas Fissuradas da Região de Évora*, in Anais do 1º Congresso da Água, APRH.
7. **Chambel, A. & Duque, J. (1999)** - *Hard rock aquifers of Alentejo region (south Portugal): Contribution to the water land use management*. In: Fendeková, M., Fendek, M. (eds), Proceedings of XXIX IAH Congress – Hydrogeology and land use management, Bratislava, Slovak Republik, pp. 171-176.
8. **Delhomme, J. P. (1978)** - *Applications de la Théorie des Variables Regionalisées dans la Sciences de L'eau*. Bulletin du B. R. G. M. (XII Série), nº 4, pp. 341-375.
9. **Duque, J. M. (1997)** – *Caracterização hidrogeológica e modelação matemática do aquífero dos Gabros de Beja*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa, 210 pp.

10. **EPPNA (1998)** - *Informação Cartográfica dos Planos de Bacia. Sistematização das Figuras e Cartas a Imprimir em Papel*. Equipa de Projecto do Plano Nacional da Água, versão de Outubro de 1998, Lisboa, 29 pp.
11. **Fonseca, P. (1995)** - *Estudo da Sutura Varisca no SW Ibérico nas Regiões de Serpa – Beja – Torrão e Alvito – Viana do Alentejo*. Tese de Doutoramento, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa, 325 pp.
12. **Francés, A., Paralta, E., Fernandes, J. & Ribeiro, L. (2001)** – *Development and application in the Alentejo region of a method to assess the vulnerability of groundwater to diffuse agriculture pollution: the susceptibility index*. 3 rd International Conference on Future Grounwater Resources at Risk, Unesco, Lisbon, 9 pp.
13. **Geological Survey of Ireland (1995)** - *The role of geology and hydrogeology in environmental protection. Report of 150th Anniversary Environmental Geology Symposium*, Dublin, 1995.
14. **Heitor, A. M. (1999)** - *Estudo dos efeitos da fertilização na qualidade da água*, in Seminário sobre Águas Subterrâneas. LNEC, Lisboa, 1999.
15. **INAG, DRA Aentejo & DGA Algarve (1998)** – *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana*. Dezembro de 1998 (em preparação).
16. **INAG (2000)** – *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Mira*. Fevereiro de 2000 (em preparação).
17. **INAG (2000)** – *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Sado*. Fevereiro de 2000 (em preparação).
18. **INAG (2000)** – *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tejo*. Fevereiro de 2000 (em preparação).
19. **Journel, A. (1987)** – *Geostatistics for the Environmental Sciences*. EPA Project nº CR811893, Technical Report, US EPA, EMS Lab, Las Vegas, USA.
20. **Journel, A. J. & Huijbregts, C. J. (1989)** - *Mining Geostatistics*. Academic Press.
21. **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.
22. **Condeso de Melo, T., Cabano, G. & Marques da Silva, M. A. (2002)** – *Evolução hidrogeoquímica do sistema multiaquífero quaternário de Aveiro*. 6º Congresso da Água, Porto, 18 a 22 de Março de 2002.
23. **Muge, F., Sousa, J. & Vieira, J. L. (1993)** - *Introdução à Geoestatística*. Comett II Seminars on Evaluation and Planning of Mineral Resources, 22-26 de Novembro, Lisboa.
24. **Nunes L. & Ribeiro L. (1999)** - *Permeability Fields Estimation by Conditional Estimations of Geophysical Data*, in Stauffer, Kinzelbach, Kovar & Hoehn (editors), Proc. of MODEL CARE 99 – Calibration and Reliability in Groundwater Modeling: Coping with Uncertainty, IAHS publ. no 265, pp. 117-123.
25. **Pacheco Figueiredo M., Ribeiro L. & Ferreira Lemos J.M.P. (1999)** - *Simultaneous estimation of transmissivity (or conductivity), storage coefficient (or porosity) and effective*

- recharge in a stochastic framework*; in Stauffer, Kinzelbach, Kovar & Hoehn (editors), Proc. of MODEL CARE 99 – Calibration and Reliability in Groundwater Modeling: Coping with Uncertainty, IAHS publ. no 265, pp. 124-130.
26. **Pais Quina & Capucho, J. A. (1977)** – *Estudo do reforço do abastecimento de água de Beja*. – Relatório do Curso Internacional de Hidrologia Subterrânea. Barcelona.
 27. **Pannatier, Y. (1995)** - *Software Variowin 2.2*. Institute of Mineralogy, University of Lausanne. Switzerland.
 28. **Paralta (2001)** – *Hidrogeologia e Modelação Estocástica da Contaminação por Nitratos do Aquífero Gabro-diorítico da Região de Beja*. Tese de Mestrado em Georrecursos. IST/Centro de Geo-Sistemas, Lisboa, 157 pp.
 29. **Paralta, E., Oliveira, M. M., Batista, S. B., Francés, A., Ribeiro, L. F. & Cerejeira, M. J. (2001)** – *Aplicação de SIG na Avaliação da Vulnerabilidade Aquífera e Cartografia da Contaminação Agrícola por Pesticidas e Nitratos na Região do Ribatejo*. Seminário “A Hidroinformática em Portugal”, LNEC, 15-16 de Novembro de 2001, 16 pp.
 30. **Paralta, E. & Francés, A. (2000)** - *Caracterização hidrogeológica e avaliação da vulnerabilidade à poluição do complexo gabro-diorítico de Serpa-Brinches (sector oriental do sistema aquífero dos Gabros de Beja)*. GeoNovas, nº14, Porto, pp. 27-35.
 31. **Paralta, E. & Ribeiro, L. (2000)** - *Análise variográfica e cartografia de risco da contaminação por nitratos na região de Beja*. Recursos Hídricos, APRH, vol. 21, nº3, Lisboa, pp. 47 – 58.
 32. **Paralta, E., Stigter, T. Y. & Salgueiro, A. R. (2000)** - *Caracterização hidroquímica do complexo gabro-diorítico da região de Beja e modelação hidrogeoquímica PHREEQC da composição da água sob influência climática*. 5º Congresso da Água, Lisboa, 25 a 29 de Setembro de 2000, 15 pp.
 33. **Paralta, E. & Ribeiro, L. (1998)** - *Estudo geoestatístico da contaminação por nitratos na área da Ribª da Chaminé – resultados preliminares*. V Congresso Nacional de Geologia, vol. 2, Lisboa, 1998, pp. 57- 60.
 34. **Ribeiro, L. (2000)** - *The Effect of an Heteogeneous Hydraulic Conductivity Field on the Spread of a Contaminant Plume in a Porous Aquifer: A Case Study in Portugal*, in Sato & Iwasa (Eds)- Groundwater Updates, P.153-158, IAHR, Springer Verlag, 2000
 35. **Ribeiro, L (1995)** - *Piezometric Estimation by a Joint Use of Universal Kriging and Intrinsic Random Functions of Order K Methods: a Comparative Study and a New Method for Drift Evaluation*. 3rd CODATA Conference on Geomathematics and Geostatistics, 15p., Enschede, Holanda, 1993, Sciences de la Terre nº 32, vol.1 , p.243-257.
 36. **Ribeiro, L. (1994)** - *Geostatistical Simulation Applied to Groundwater Management*. 2nd European Conference on Advances in Water Resources Technology and Management, Proc. p. 473-477, Balkema Publishers, Lisboa, Portugal, 1994.
 37. **Ribeiro, L. (1991)** - *Caracterização Geoestatística de Sistemas Hidrogeológicos*. Tese de Doutoramento em Engenharia de Minas. Universidade Técnica de Lisboa, IST, 415 p. Lisboa.

38. **Stigter, T. Y., Van Ooijen, S. P., Post, V. E., Appelo, C. A., & Dill, A. C. (1998)** - *A hydrogeological and hydrochemical explanation of the groundwater composition under irrigated land in a Mediterranean environment, Algarve, Portugal.* Journal of Hydrology, 208, pp. 262-279.
39. **2000/60/EC** – *Directiva Quadro da Água.* Jornal Oficial das Comunidades, Comissão Europeia Bruxelas, 22 de Dezembro de 2000.