

Projecto AGRO N.º 2000 09 0046285

MONITORIZAÇÃO DA ALBUFEIRA DOS MINUTOS E CONTAMINAÇÃO DAS AGUAS SUBTERRÂNEAS

RELATORIO FINAL

Dezembro de 2007

Estudo executado por



Projecto AGRO N.º 2000 09 0046285

Este estudo foi elaborado no âmbito de Protocolo celebrado entre:

IHERA - Instituto de Hidráulica e Engenharia Rural e Ambiente

(posteriormente IDRHa - Instituto de Desenvolvimento Rural e Hidráulica e
DGADR – Direcção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural)

e

Universidade de Évora / IMAR - Instituto do Mar

Instituto Superior Técnico

INAG – Instituto da Água

Equipa executora do estudo:



João Manuel Bernardo (coordenação)

João Matos

Ana Filipa Curto

Paula Matono

Sónia Mendes

Luisa Sousa

Ana Manuel Costa



Maria Paula Mendes

Luís Ribeiro

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	1-1
2. CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DA ALBUFEIRA DOS MINUTOS E RIBEIRA DO ALMANSOR	
2.1. Enquadramento geomorfológico	2-1
2.2. Enquadramento geológico e tectónico	2-1
2.3. Uso do solo	2-3
3. ALBUFEIRA DOS MINUTOS	
3.1. Barragem dos Minutos e elementos do projecto	3-1
3.2. A Albufeira dos Minutos	3-2
3.3. Referências	3-4
4. ESTRATIFICAÇÃO TÉRMICA E CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS DO CORPO DE ÁGUA	
4.1. Introdução	4-1
4.2. Metodologia	4-3
4.3. Resultados	4-4
4.3.1. Caracterização limnológica geral	4-4
Nível hidrométrico	4-4
Temperatura e estratificação térmica	4-5
Condutividade eléctrica	4-7
Oxigénio dissolvido	4-9
PH	4-10
Potencial de Oxidação-Redução	4-11
Seston	4-13
4.3.2. Caracterização química da água da Albufeira	4-14
Alcalinidade	4-14
CQO, Carência Química de Oxigénio	4-15
CBO5, Carência Bioquímica de Oxigénio	4-15
Fosfato, P2O5	4-16
Nitrato (NO3) e Azoto amoniacal (NH4)	4-17
Relação N:P	4-18
Azoto de Kjeldahl	4-19
Potássio, Magnésio, Cálcio, Sódio e SAR	4-20
Ferro e Manganês	4-22
Alumínio, Arsénio, Bário, Berílio, Boro, Cádmio, Chumbo, Cobre, Cobalto, Crómio, Lítio, Mercúrio, Molibdénio, Níquel, Selénio, Vanádio, Zinco	4-24
Compostos fenólicos	4-25
Substâncias tensioactivas aniónicas	4-25
Óleos e Gorduras	4-25
PAH's	4-25
4.3.3. Caracterização microbiológica	4-26
4.4. Análise geral e considerações finais	4-27
4.5. Referências	4-29
5. FITOPLANCTON E ESTADO TRÓFICO DA ALBUFEIRA DOS MINUTOS 1	
5.1. Fitopigmentos e estado trófico	5-1
5.1.1. Introdução	5-1
5.1.2. Metodologia	5-5
5.1.3. Resultados	5-6
5.2. Fitoplancton e índices fitoplanctónicos	5-15

5.2.1. Introdução	5-15
5.2.2. Metodologia	5-16
5.2.3. Resultados	5-17
5.3. Análise geral do estado ecológico	5-21
5.4. Referências	5-22
6. EVOLUÇÃO DA COMPOSIÇÃO PISCÍCOLA DA ALBUFEIRA DOS MINUTOS	
6.1. Introdução	6-1
6.2. Metodologia	6-3
6.3. Resultados e discussão	6-4
6.3.1. Evolução anual dos ictiopovoamentos	6-4
6.3.2. Distribuição espacial dos ictiopovoamentos	6-8
6.3.3. Estrutura sazonal dos ictiopovoamentos	6-15
6.3.5. Estrutura populacional	6-18
6.4. Considerações finais e conclusões	6-20
6.5. Referências	6-23
7. RECIFES ARTIFICIAIS	
7.1. Introdução	7-1
Objectivos do trabalho	7-7
7.2. Metodologia	7-8
Tipos de recifes	7-8
Localização	7-13
7.3. Resultados	7-17
7.4. Considerações finais e conclusões	7-24
7.5. Referências	7-26
8. ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: SUSCEPTIBILIDADE E CONTAMINAÇÃO	
8.1. Introdução	8-1
8.2. Índice de Susceptibilidade (IS)	8-2
8.2.1. Parâmetros utilizados no cálculo do IS	8-3
8.2.2. Aplicação do índice de susceptibilidade (IS)	8-11
8.2.3. Validação da aplicação do Índice de Susceptibilidade	8-13
8.3. Modelo de escoamento regional da água subterrânea	8-18
8.3.1. Aplicabilidade	8-18
8.3.2. Programa ASMWIN (Aquifer Simulation Model- ASM)	8-19
8.3.3. Dados necessários para a modelação do aquífero	8-20
8.3.4. Parâmetros utilizados	8-26
8.3.5. Resultados obtidos	8-27
8.4. Caracterização química e contaminação das águas subterrâneas	8-43
8.4.1. Introdução	8-43
8.4.2. Métodos	8-44
8.4.3. Caracterização química geral – lões	8-45
8.4.4. Condutividade	8-50
8.4.5. Contaminação dos poços por nitratos	8-53
8.4.6. Identificação das origens do NO ₃ através de Azoto isotópico (δ ¹⁵ N).	8-56
8.4.7. Contaminação por Pesticidas	8-59
8.5. Síntese e conclusões	8-66
8.6 Referências	8-71
9. RESUMO E PRINCIPAIS CONCLUSÕES	9-1

ANEXOS

1:

INTRODUÇÃO

1. INTRODUÇÃO

Este estudo relativo à monitorização da fase inicial da Albufeira dos Minutos e contaminação das águas subterrâneas associa a Universidade de Évora e o Instituto Superior Técnico em resposta a uma solicitação do então IHERA - Instituto de Hidráulica e Engenharia Rural e Ambiente, posteriormente IDRHa - Instituto de Desenvolvimento Rural e Hidráulica e hoje DGADR – Direcção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural.

Foram diversos os objectivos deste estudo:

- (i) acompanhar as transformações do novo corpo de água lântico a partir do fecho da barragem;
- (ii) caracterizar o processo de estratificação estival e as consequências desta no plano físico e químico;
- (iii) caracterizar a produção primária, o estado de eutrofização da albufeira e as comunidades algais;
- (iv) caracterizar quimicamente o corpo de água e proceder à avaliação da respectiva qualidade tendo por base a legislação nacional ou outra;
- (v) seguir a evolução da fauna piscícola a partir da fauna original do curso de água pre-existente, estabelecer as transformações da estrutura da comunidade no tempo, e a distribuição no espaço;
- (vi) ensaiar soluções estruturais de elevação da diversidade física na albufeira na tentativa de contribuir para a melhoria de condições de vida da fauna piscícola e designadamente da indígena;
- (vii) avaliar, através de modelos, o grau de vulnerabilidade das águas subterrâneas à contaminação e a velocidade dos fluxos;
- (viii) caracterizar quimicamente as águas subterrâneas para detectar possíveis situações de contaminação atribuíveis à actividade agrícola e pecuária, em particular por nitratos e pesticidas.

Este estudo, embora formalmente autónomo, articula-se com um outro centrado na Ribeira de Almansor, tendo sido originalmente pensados como um todo. Só articulando os conteúdos de ambos se atingem os objectivos globais de caracterização do curso a jusante da barragem, das águas subterrâneas, e das condições/transformações do corpo de água lântico durante a fase inicial.

Um programa de monitorização para identificar e avaliar a magnitude de impactos em sistemas vivos com alguma capacidade de absorver perturbações e distintos tempos de resposta para os diversos componentes deve abarcar um período mais longo do que o coberto por este estudo. Só com o prolongamento desta monitorização, abarcando a variabilidade climática inter-anual e permitindo que os processos mais lentos se evidenciem, será possível confirmar as tendências detectadas.

Como sempre acontece em qualquer programa científico-técnico, as definições previstas à partida sofrem alterações decorrentes do maior sentido crítico ou do conhecimento do objecto de estudo entretanto adquiridos. Por essa razão algumas componentes do estudo sofreram alterações de natureza quantitativa e qualitativa. Assim, nalguns casos entendeu-se que parte das tarefas inicialmente definidas teriam um carácter redundante ou que a produção de mais informação nada acrescentaria ao conhecimento dos sistemas em causa. Noutros, considerou-se que tarefas relevantes não tinham sido previstas ou que o volume de informação seria insuficiente pelo que se decidiu ampliar o trabalho efectuado. Assim, por exemplo, na procura da identificação das origens dos compostos azotados presentes nas águas subterrâneas, entendeu-se importante recorrer à caracterização de razões isotópicas de azoto. Por outro lado, e na sequência de reuniões havidas entre a equipa executora do estudo e o grupo de acompanhamento em que se discutiram possíveis medidas de melhoria de condições para a fauna piscícola na Albufeira dos Minutos, foram desenvolvidos vários tipos de recifes artificiais, instalados na albufeira e procedeu-se a ensaios de utilização. Esta componente do estudo, que se articula com a monitorização da ictiofauna, não estava inicialmente prevista no plano de trabalho.

O estudo abrangeu componentes muito distintas, envolveu uma equipa diversa, uma logística por vezes pesada e não isenta de problemas de ordem vária, e um conjunto de laboratórios diversificado. Enfrentaram-se nalgumas partes do trabalho condições difíceis tanto ao nível do trabalho de campo como laboratorial que levaram a que o trabalho se prolongasse e posteriormente problemas informáticos que obrigaram à reconstrução de ficheiros. Estas ocorrências traduziram-se lamentavelmente no atraso da conclusão do estudo e entrega do relatório.

O Relatório final provisório datado de Dezembro de 2006 foi analisado e criticado pela equipa de acompanhamento e, após discussão com esta, ocorrida em Novembro de 2007, foi produzida a presente versão do Relatório final em que procedeu a diversas alterações, concretamente no capítulo 8, relativo às águas subterrâneas

2:

CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DA ALBUFEIRA DOS MINUTOS E RIO ALMANSOR

ÍNDICE

2. Caracterização da Bacia Hidrográfica da Albufeira dos Minutos e Rio Almansor.....	ii
2.1. Enquadramento geomorfológico	1
2.2. Enquadramento geológico e tectónico	1
2.3. Uso do solo.....	3

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1.- Enquadramento geográfico e geomorfológico do Rio Almansor.....	2
Figura 2.2. Litologias na bacia hidrográfica assinalando-se o perímetro de rega.	3
Figura 2.3. Localização dos pontos e respectivas bacias. P1 - barragem dos Minutos, P2 - estação P na intersecção com a ponte da EN114, P3 - estação M.....	4
Figura 2.4. Ocupação do solo na bacia do rio Almansor (Corine Land Cover 2000)	4

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 2.1. Ocupação do solo na bacia da barragem dos Minutos.....	6
Quadro 2.2. Ocupação do solo na bacia da estação P (ponte EN114) e na bacia que drena para o segmento definido pela barragem dos Minutos e por P (bacia exclusiva de P)	6
Quadro 2.3. Ocupação do solo na bacia da estação M e na bacia que drena para o segmento definido por P (ponte da EN114) e M (bacia exclusiva de M)	7

2. CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DA ALBUFEIRA DOS MINUTOS E RIO ALMANSOR

Neste capítulo procede-se a uma caracterização sumária da bacia de drenagem da Albufeira dos Minutos e, dado que neste relatório se aborda a contaminação das águas subterrâneas, caracteriza-se igualmente o sector da bacia a jusante da barragem.

2.1. ENQUADRAMENTO GEOMORFOLÓGICO

O rio ou ribeira de Almansor nasce aproximadamente a 2 km a Sul de Arraiolos à cota 373 m. A cerca de 30 km da nascente, a Oeste de Montemor-o-Novo, este curso passa a designar-se Ribeira de Canha que é um dos dois principais afluentes da Ribeira de Santo Estevão. Esta ribeira é um afluente da margem esquerda do rio Sorraia que desagua directamente no estuário do Tejo.

A bacia até à secção de Montemor-o-Novo, limite da zona de estudo, estende-se entre as altitudes de 400m e 200m, aproximadamente (Figura 2.1). A bacia da margem esquerda é no geral mais elevada, declivosa e larga.

O relevo desta zona inclui-se numa unidade geomorfológica mais ampla denominada peneplanície alentejana. A este e a sul de Montemor-o-Novo situam-se as altitudes mais elevadas que correspondem à extremidade ocidental da serra de Monfurado. O rio Almansor encontra-se encaixado no flanco desta serra.

2.2 ENQUADRAMENTO GEOLÓGICO E TECTÓNICO

A área de Montemor-o-Novo integra-se na grande unidade tectónica designada por zona Ossa-Morena e dentro desta unidade no maciço de Évora.

As rochas correspondem ao soco interno de uma cadeia montanhosa e apresentam vários graus de metamorfismo. Este metamorfismo, de tipo regional e de idade hercínica, desenvolveu-se progressivamente em função do aumento da temperatura e da pressão. A zona do perímetro de rega dos Minutos é constituída essencialmente por rochas atingidas por metamorfismo regional. As principais rochas existentes no perímetro são as seguintes:

- complexo migmatítico: migmatitos heterogéneos e gnaisses migmatíticos
- dioritos e gabros associados
- tonalitos

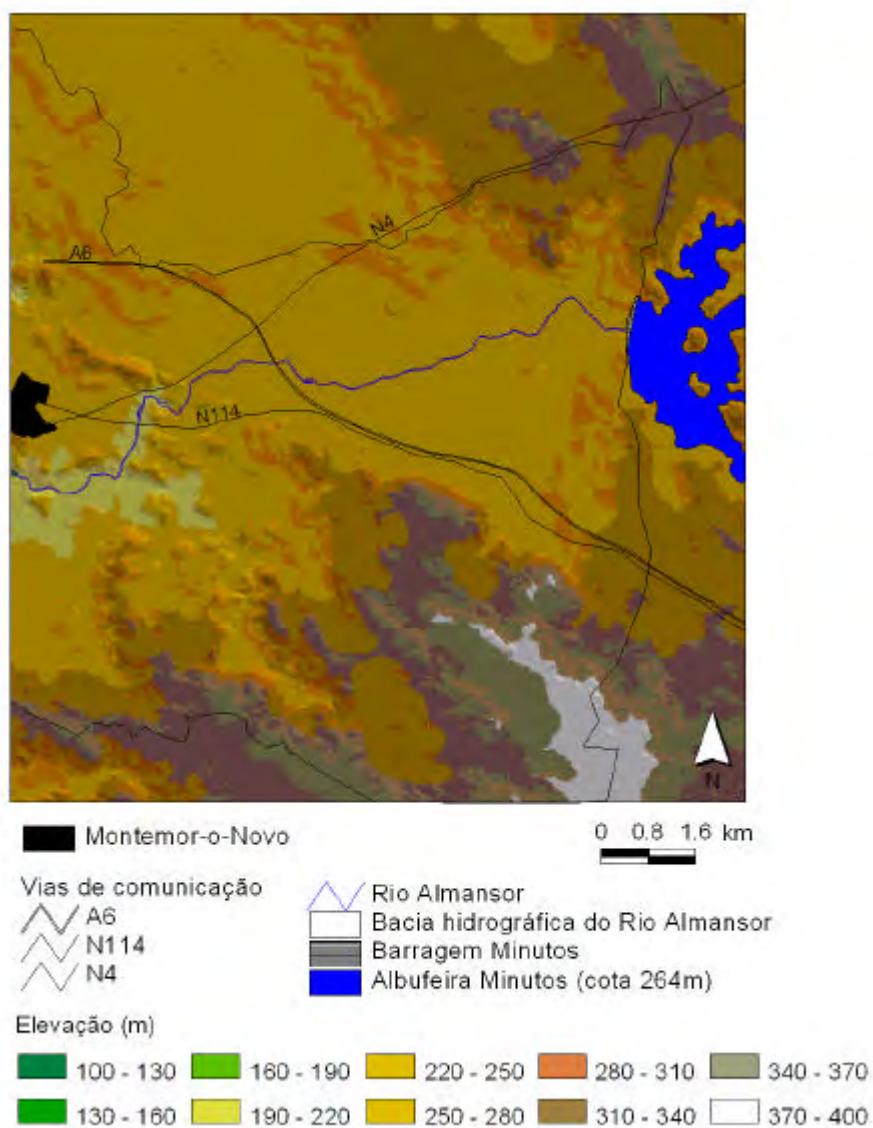


Figura 2.1.- Enquadramento geográfico e geomorfológico do Rio Almansor.

Os tonalitos estão encaixados no seio do complexo gnaisso-migmatítico.

Na Figura 2.2 podemos observar as litologias existentes na zona do perímetro de rega.

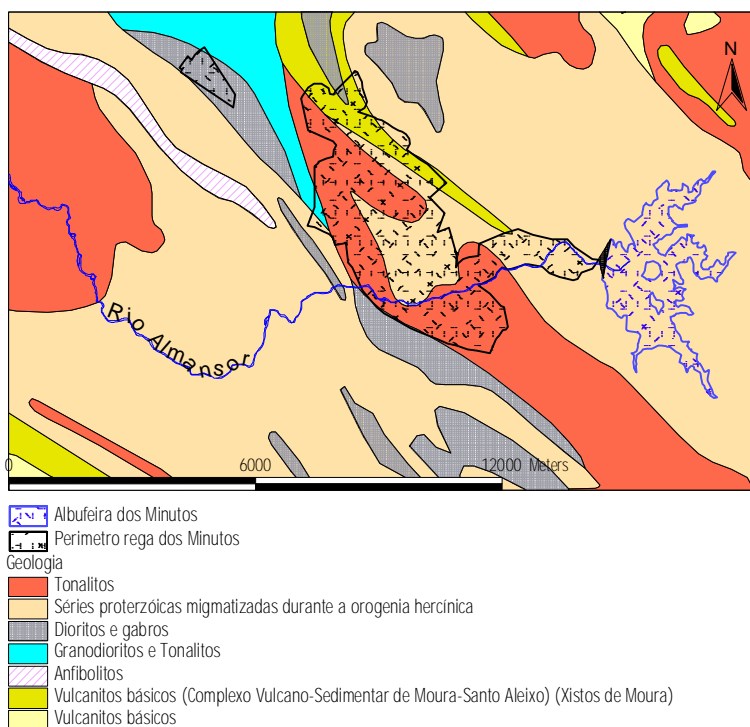


Figura 2.2. Litologias na bacia hidrográfica assinalando-se o perímetro de rega.

Estas rochas sofreram posteriormente fracturação (tardi-hercínica) representada por um sistema de falhas NNE-SSW, por vezes acompanhado de sistemas de falhas NNW-SSE, que produziram desligamentos. Houve também o preenchimento de diversas fracturas transversais por rochas filonianas (pegmatitos).

2.3. USO DO SOLO

Caracterizou-se a ocupação do solo da bacia relativa a 3 pontos procurando evidenciar distintos padrões na bacia do curso em estudo: barragem dos Minutos, estação P (ponte da EN 114), e estação M (Figura 2.3).

As áreas das bacias de drenagem dos três pontos são: barragem dos Minutos - 94,7 km², Ponte - 142,9 km², Estação M - 177,6 km². Com base no CORINE LAND COVER (2000), na parte superior da bacia, que drena para a barragem dos Minutos, a quase totalidade da ocupação do solo é montado (azinheira e sobreiro) e culturas anuais de sequeiro (Figura 2.4, Quadro 2.1), parte desta área constituindo pastagem. Globalmente este conjunto de ocupações representa mais de 98% da área total desta bacia. Não há áreas urbanas nem industriais e o regadio representa menos de 0,5%. Este conjunto de características permite afirmar que a albufeira dos Minutos e as linhas de água que para ela drenam não estão sujeitas a cargas elevadas de nutrientes, com elevado poder eutrofizante.

Para a estação P (na intersecção com a ponte da EN114, ponto 2 nas Figuras 2.3 e 2.4) as características de ocupação do solo da bacia mantêm-se muito semelhantes, (Quadro 2.2). Relativamente à bacia do curso a jusante da barragem, há a referir um aumento da área de regadio (cuja área mais se elevou relativamente aos valores de 2000 devido ao perímetro de rega), de vinha, culturas anuais associadas às culturas permanentes e sistemas culturais e parcelares complexos. A área de arrozal identificada no CORINE de 2000 foi entretanto abandonada. Relativamente às culturas anuais de regadio há a referir milho, beterraba sacarina, sorgo e pontualmente outras culturas como o pimentão; dentro da área regada, sobretudo na margem direita da ribeira do Almansor há ainda a referir outras culturas como plantas ornamentais. A área urbana e industrial passa a ter nesta parte da bacia alguma expressão embora não indo além de 0,8% da área a jusante da barragem. No geral a estrutura do povoamento é dispersa, sendo sobretudo unidades habitacionais isoladas e/ou construções de apoio a explorações agrícolas (*montes*, sendo os mais importantes Zambujal, Amoreira da Torre Amoreira de Cima), e existindo também pequenas povoações como Santa Sofia.

A parte terminal da área de estudo, que corresponde à bacia do curso entre a intersecção com a ponte da EN 114 e a estação M (Figura 2.3), corresponde quase exclusivamente à bacia da ribeira da Pintada em que a estrutura da propriedade se altera diminuindo a dimensão das unidades agrícolas e a densidade da ocupação humana sobe significativamente. A densidade de construções é algumas dezenas de vezes superior à encontrada na parte mais a montante da bacia da ribeira do Almansor, associando-se também ao carácter de povoamento sub-urbano (relativo a

Montemor-o-Novo). As culturas de sequeiro diminuem, consequentemente, de forma muito expressiva (apenas 18,36%) Eleva-se a área de folhosas, de espaços agro-florestais, de culturas anuais associadas às culturas permanentes e de olival (Quadro 2.3).

Quadro 2.1. Ocupação do solo na bacia da barragem dos Minutos.

Ocupação e uso do solo	Área m ²	Área %
Culturas anuais de sequeiro	52785625	55,73
Florestas de folhosas	31703125	33,47
Culturas anuais associadas às culturas permanentes	950000	1,00
Olivais	409375	0,43
Culturas anuais de regadio	388125	0,41
Sistemas agro-florestais	8421250	8,89
Vinhas	41250	0,04
Sistemas culturais e parcelares complexos	9375	0,01
Área bacia	94708125	

Quadro 2.2. Ocupação do solo na bacia da estação P (ponte EN114) e na bacia que drena para o segmento definido pela barragem dos Minutos e por P (bacia exclusiva de P)

Ocupação e uso do solo	Bacia total		Bacia exclusiva	
	Área m ²	Área %	Área m ²	Área %
Culturas anuais de sequeiro	77211875	54,05	24426250	50,72
Florestas de folhosas	46646250	32,65	14943125	31,03
Culturas anuais associadas às culturas permanentes	1847500	1,29	897500	1,86
Olivais	409375	0,29	0	0
Culturas anuais de regadio	1746875	1,22	1358750	2,82
Sistemas agro-florestais	12493125	8,75	4071875	8,46
Vinhas	743750	0,52	702500	1,46
Sistemas culturais e parcelares complexos	453750	0,32	444375	0,92
Tecido urbano descontínuo	304375	0,21	304375	0,63
Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações	635000	0,44	635000	1,32
Indústria, comércio e equipamentos gerais	78125	0,05	78125	0,16
Arrozais	293125	0,21	293125	0,61
Área bacia	142863125		48155000	

Quadro 2.3. Ocupação do solo na bacia da estação M e na bacia que drena para o segmento definido por P (ponte da EN114) e M (bacia exclusiva de M)

Ocupação e uso do solo	Bacia total		Bacia exclusiva	
	Área m ²	Área %	Área m ²	Área %
Culturas anuais de sequeiro	83576250	47,07	6364375	18,34
Florestas de folhosas	63608750	35,82	16962500	48,87
Culturas anuais associadas às culturas permanentes	4164375	2,35	2316875	6,68
Olivais	1230625	0,69	821250	2,37
Culturas anuais de regadio	2165625	1,22	418750	1,21
Sistemas agro-florestais	19305000	10,87	6811875	19,63
Vinhas	872500	0,49	128750	0,37
Sistemas culturais e parcelares complexos	731250	0,41	277500	0,80
Tecido urbano descontínuo	304375	0,17	0	0
Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações	635000	0,36	0	0
Indústria, comércio e equipamentos gerais	160000	0,09	81875	0,24
Arrozais	293125	0,17	0	0
Agricultura com espaços naturais	525625	0,30	525625	1,51
Área bacia	177572500		34709375	

Relativamente à componente pecuária, há a referir gado bovino em pastagem e estabulado sendo neste caso as explorações de pequena dimensão. As suiniculturas são, na generalidade, de pequena dimensão sendo as mais importantes a do Monte do Cabido (cerca de 3000 suínos) em que o sistema de tratamento é retenção e espalhamento e, mais afastada, a de Foros da Adua (cerca de 9000 suínos) envolvendo o tratamento lagoas de retenção e câmaras de biogás.

3:

ALBUFEIRA DOS MINUTOS

ÍNDICE

3. ALBUFEIRA DOS MINUTOS.....	1
3.1. Barragem dos Minutos e elementos do projecto	1
3.2. A Albufeira dos Minutos	2
3.1 Referências	4

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3.1: Localização da albufeira dos Minutos.	2
--	---

3. ALBUFEIRA DOS MINUTOS

3.1. BARRAGEM DOS MINUTOS E ELEMENTOS DO PROJECTO

A barragem dos Minutos foi oficialmente inaugurada em 24 de Fevereiro de 2002 pelo então Ministro da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, Eng. Capoulas Santos. Além da barragem, o projecto envolve a execução de uma rede de rega e drenagem, a construção de uma estação elevatória e de um reservatório de compensação de 600 m³, e ainda a beneficiação de 22km de caminhos rurais e a regularização de linhas de água.

A barragem é de terra, tem uma altura máxima acima da fundação de 36m e o comprimento do coroamento é de 1293m. A capacidade de armazenamento (ao NPA, cota 264m) é de 52,1 hm³ e a área do espelho de água é de 5,3 km².

A rede de rega tem 44km de extensão e efectua-se sob pressão estando disponível 24h por dia. Para a rede de drenagem utilizaram-se cursos já existentes, totalizando esta uma extensão de 15km.

O perímetro de rega possui uma área de 1532 ha abrangendo 162 agricultores, divididos por duas áreas: Amoreiras (1430 ha) e Foros do Cortiço (102 ha). No vol I do Tomo I do Projecto de Reformulação da Barragem dos Minutos prevê-se um consumo para rega de cerca de 12,6 hm³/ano.

Todo este empreendimento se localiza no concelho de Montemor-o-Novo situando-se a barragem na freguesia de Nossa Senhora da Vila a montante da confluência da ribeira do Matoso com o Rio Almansor no local Monte dos Minutos.

Embora o projecto seja essencialmente agrícola, prevê-se a utilização de água da barragem para abastecimento aos concelhos de Montemor-o-Novo, Arraiolos e Évora. A barragem dos Minutos encontra-se sob a tutela da DGADR – Direcção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural (anteriormente IDRHa - Instituto do Desenvolvimento Rural e Hidráulica e IHERA - Instituto de Hidráulica e Engenharia Rural e Ambiente)

3.2. A ALBUFEIRA DOS MINUTOS

A albufeira dos Minutos está implantada na Ribeira de Almansor, tributário da Ribeira de Canha que pertence à rede hidrográfica do Tejo.

A albufeira dos Minutos localiza-se entre o triângulo definido por Montemor-o-Novo, Arraiolos e Évora (Figura 3.1) sendo alimentada pelas ribeiras de Almansor, Matoso, Alçalva e Santa Sofia. A barragem situa-se a 15,2 km da nascente do Almansor e tem uma bacia hidrográfica com 95 km² de área.

Trata-se de uma albufeira implantada em terrenos de inclinação média inferior a 2%, sendo os solos derivados da meteorização de rochas graníticas.

No que diz respeito à ocupação do solo na área envolvente à albufeira, este é essencialmente utilizado para a silvicultura e para pastorícia, sendo esta de muito pouca expressão. A maior parte da área é ocupada por montado não se verificando portanto actividade agrícola intensiva e forte exportadora de nutrientes para o corpo de água da albufeira (cf. cap.2).

No sentido de diminuir a disponibilidade de nutrientes na massa de água e de evitar a existência de obstáculos à navegação e pesca, toda a área da albufeira foi objecto de desmatação.

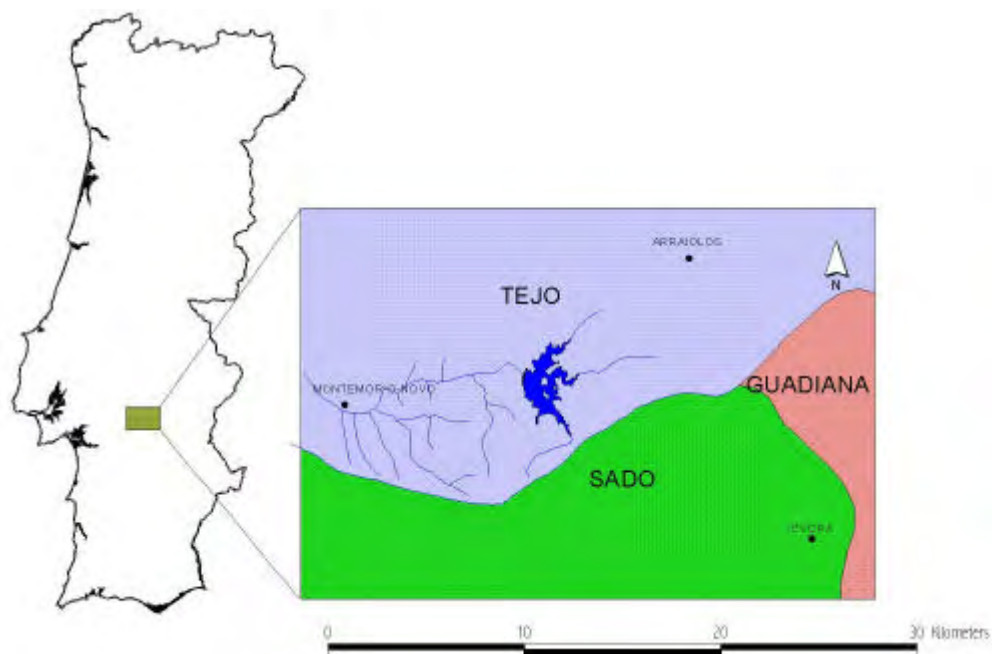


Figura 3.1: Localização da albufeira dos Minutos.

As principais características da albufeira de Minutos encontram-se sintetizadas no Quadro 2.1.

Quadro 2.1- Características principais da Albufeira dos Minutos (parte da informação em SNIRH-INAG, 2005)

Bacia Hidrográfica Principal :	Tejo
Sub-Bacia Hidrográfica Principal :	Ribeira do Almansor, Rib. ^a de S. Estevão ou de Canha, Rio Sorraia
Área da bacia hidrográfica:	95 km ²
Altitude da bacia	entre cotas 230 e 375
Localização	
Distrito :	Évora
Concelho :	Montemor-o-Novo
Freguesia :	Nossa Senhora da Vila
Coordenadas	
M : 201871.148	Latitude : 38° 39' 49" (N)
P : 188630.911	Longitude : 8° 6' 37" (W)
Tipo de Barragem :	Terra
Altura da Barragem :	33 (m)
Capacidade Total :	52000 (10 ³ m ³)
Capacidade Útil :	47400 (10 ³ m ³)
Cota do Nível de Pleno Armaz. (NPA)	264 (m)
Cota do Nível Máximo de Cheia (NMC):	265.5 (m)
Profundidade média da albufeira em NPA:	9,8m
Profundidade das várias zonas em NPA: - maior parte da área do corpo central entre barragem e Cerro do Godelo: - braços (Sta Sofia SE, Matoso E, Almansor NE)	aprox 18 m aprox. 7 m
Tipo de Aproveitamento :	Fins Múltiplos

Devido à pequena dimensão da bacia hidrográfica (95 km²), os caudais de alimentação são relativamente baixos.

Na bacia de drenagem, a precipitação ponderada estimada pelo INAG é de 712mm a que corresponderá um escoamento médio anual de 215mm, ou seja, cerca de 20hm³/ano (MADRP/Mãe d'Água/FBO, 2002). O volume total da albufeira é de 52hm³ pelo que a albufeira tem capacidade para armazenar cerca de 2,5 vezes o escoamento médio anual sendo, portanto, o seu efeito regularizador no curso a jusante muito forte.

O NPA é atingido no início de Abril em 35% dos anos, e em 70% dos anos a albufeira tem cotas superiores a 260 (MADRP/Mãe d'Água/FBO, 2002).

3.1 REFERÊNCIAS

MADRP / Mãe d'Água / DHV FBO, 2002. Projecto de execução de recuperação e manutenção de habitats da Barragem dos Minutos. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, Lisboa.

SNIRH-INAG 2005. www.inag.pt

4:

ESTRATIFICAÇÃO TÉRMICA
CARACTERÍSTICAS
FÍSICO-QUÍMICAS
E MICROBIOLÓGICAS
DO CORPO DE ÁGUA

ÍNDICE

4. ESTRATIFICAÇÃO TÉRMICA E CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS DO CORPO DE ÁGUA.....	1
4.1. Introdução.....	1
4.2. Metodologia	3
4.3. Resultados.....	4
4.3.1. Caracterização limnológica geral	4
Nível hidrométrico.....	4
Temperatura e estratificação térmica.....	5
Condutividade eléctrica	7
Oxigénio dissolvido.....	9
pH.....	10
Potencial de Oxidação-Redução.....	11
Seston	13
4.3.2. Caracterização Química da Água da Albufeira.....	14
Alcalinidade	14
CQO, Carência Química de Oxigénio	15
CBO5, Carência Bioquímica de Oxigénio	15
Fosfato, P_2O_5	16
Nitrato (NO_3) e Azoto amoniacal (NH_4).....	17
Relação N:P	18
Azoto de Kjeldahl.....	19
Potássio, Magnésio, Cálcio, Sódio e SAR	19
Ferro e Manganês	22
Alumínio, Arsénio, Bário, Berílio, Boro, Cádmio, Chumbo, Cobre, Cobalto, Crómio, Lítio, Mercúrio, Molibdénio, Níquel, Selénio, Vanádio, Zinco	24
Compostos Fenólicos	25
Substâncias Tensioactivas Aniónicas	25
Óleos e Gorduras	25
PAH's	25
4.3.3. Caracterização Microbiológica	26
4.4. Análise Geral e Considerações finais	27
4.5. Referências	29

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 4.1. – Evolução do nível hidrométrico na albufeira dos Minutos.....	5
Figura 4.2. Evolução da temperatura do ar na estação meteorológica do Divor e isotérmicas espacio-temporais na albufeira de Minutos.	6
Figura 4.3 - Precipitação diária durante o período de amostragem e variação da condutividade com a profundidade e o tempo.....	8
Figura 4.4 - Variação da concentração de oxigénio dissolvido com a profundidade e o tempo.....	10
Figura 4.5 - Variação do pH na albufeira com a profundidade e o tempo.....	11
Figura 4.6 - Variação do potencial de oxidação-redução com a profundidade e o tempo.....	12
Figura 4.7. Variação temporal do seston total, seston orgânico e seston inorgânico (g/m3) na albufeira de Minutos.....	13
Figura 4.8. Albufeira de Minutos: Variação da Alcalinidade ao longo do tempo.	14
Figura 4.9. CQO e CBO5 na Albufeira dos Minutos ao longo do tempo	15
Figura 4.10. Fósforo na Albufeira dos Minutos ao longo do tempo.....	16
Figura 4.11. Nitrato e azoto amoniacal na Albufeira dos Minutos ao longo do tempo .	17
Figura 4.12. Variação da razão N:P na albufeira dos Minutos ao longo do tempo.	19
Figura 4.13. Variação de SAR (Sodium Adsorption Ratio) na albufeira dos Minutos ao longo do tempo.	21
Figura 4.14. Variação de Ferro na água de superfície e de fundo da albufeira dos Minutos ao longo do tempo	22
Figura 4.15. Variação de Manganês na água de superfície e de fundo da albufeira dos Minutos ao longo do tempo	23

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 4.1.: Valores para Azoto de Kjeldahl.	19
Quadro 4.2.: Valores para Potássio.	20
Quadro 4.3.: Valores para Magnésio.	20
Quadro 4.4.: Valores para Cálcio e Sódio.....	21
Quadro 4.5.: Valores para <i>Escherichia coli</i> , Coliformes totais e Coliformes fecais.	26

4. ESTRATIFICAÇÃO TÉRMICA E CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS DO CORPO DE ÁGUA

4.1. INTRODUÇÃO

A região onde se encontra localizada a albufeira dos Minutos é, em termos climáticos, uma região temperada quente com grande amplitude térmica. Verificam-se baixas temperaturas durante o inverno, chegando por vezes a formar-se gelo na superfície de algumas charcas mais pequenas e, por outro lado, no verão, as temperaturas atingem valores muito elevados, com frequência superiores a 30°C.

A acentuada amplitude térmica, a variação da velocidade e direcção do vento e o regime de precipitação ao longo do ano, influenciam de forma relevante a dinâmica interna dos corpos de água lânticos. No que concerne à temperatura do ar, a variação desta influencia directamente a temperatura da água e, como consequência desta, o valor da densidade da água.

A relação entre a temperatura e a densidade da água não é linear. A 0 °C a densidade tem um valor de 0,99987, enquanto que a 3,8 °C este valor é 1, atingindo-se a esta temperatura o valor máximo de densidade. Para temperaturas superiores, o valor da densidade diminui. É necessário trabalho físico para misturar dois líquidos de densidades diferentes, sendo proporcionais a quantidade de trabalho despendido e a diferença de densidades entre os dois líquidos (Wetzel, 1983). A variação da temperatura atmosférica constitui, pois, a principal causa do estabelecimento da estratificação térmica em sistemas lânticos.

O regime de precipitação nesta região traduz-se numa hidrologia torrencial, verificando-se períodos de extrema escassez de precipitação contrastando com episódios de precipitação forte e concentrada, responsáveis por cheias de grandeza variável. Assim, o corpo de água da albufeira está sujeito a períodos secos relativamente longos em que não se verifica precipitação e em que a entrada de água é muito reduzida. No período seco e quente, a elevada temperatura atmosférica, a intensidade da radiação luminosa e o elevado fotoperíodo têm como consequência a descida do nível da água e o aumento da concentração de sais minerais e nutrientes no corpo de água da albufeira.

Em contraste com os períodos de baixa precipitação, ocorrem episódios de precipitação acentuada com forte potencial erosivo. Para além da subida do nível da água na albufeira, observa-se um significativo carreamento de matéria orgânica e inorgânica proveniente da bacia hidrográfica para o corpo de água da albufeira.

A energia eólica, actuando sobre a superfície do corpo de água, favorece a mistura da água. No entanto, a eficácia deste processo é bastante condicionada pela diferença de densidades. Nos períodos frios, sendo pequena a variação da densidade da água em profundidade, torna-se fácil a mistura; no verão, a diferença de temperatura entre a água da superfície e a água do fundo causa uma maior diferença de densidade e consequentemente a mistura entre a água da superfície e a água do fundo é extraordinariamente mais problemática, sendo necessária uma energia eólica muitíssimo elevada (Margalef, 1983), o que na prática não se verifica.

Por essa razão, com o aumento do número de horas de luz e o aquecimento que se verificam na primavera e verão, as águas de superfície vão progressivamente aquecendo e mais rapidamente do que as mais profundas. Como a água superficial devido ao aquecimento se vai tornando menos densa, a diferença de densidades para a camada que se situa abaixo vai aumentando e as duas camadas acabam por se individualizar e não se misturar. Deste modo, o aquecimento da camada superficial ainda se irá processar mais rapidamente. Está assim formada a estratificação térmica estival que leva a que os corpos de água fiquem divididos em 3 camadas de características distintas. O *Epilimnion*, a camada superficial, mais quente, menos densa e que processa trocas com a atmosfera, é exclusiva ou essencialmente a camada em que se situa a zona com mais luz (zona eufótica) e em que portanto se processa a produção primária. A Termoclina ou *Metalimnion* - a camada intermédia, geralmente de pequena espessura e em que se observa uma rápida transição térmica - e o *Hipolimnion* - a camada mais profunda e mais fria, muitas vezes com condições de luz insuficientes para a produção primária.

Tende a considerar-se que existe termoclina quando a variação de temperatura é superior a 1°C/m de profundidade (Wetzel, 1983).

O estabelecimento de uma situação de estratificação leva a que a camada inferior (*hipolimnion*) fique isolada já que não há, durante esse período, mistura da coluna de água. As consequências da estratificação num corpo de água são substancialmente distintas conforme este é mais ou menos eutrofizado. As consequências da estratificação num corpo de água oligotrófico são nulas ou pouco significativas, enquanto que num eutrofizado são muito marcadas com consequências dramáticas em termos de qualidade de água (Margalef, 1983)

Com efeito, num sistema eutrófico, os elevados consumos de oxigénio dissolvido no *hipolimnion* não são compensados pela fotossíntese (já que não há luz suficiente) e não há trocas com a atmosfera através da interface ar-água (já que não há mistura). As consequências da estratificação térmica num ecossistema eutrofizado são, deste modo,

gravosas ocorrendo frequentemente situações de anóxia no *hipolimnion* ou pelo menos nas águas sobrenadantes com todas as consequências em termos de libertação e acumulação de nutrientes sob forma reduzida e metais (Wetzel, 1983).

Neste capítulo pretende-se caracterizar a evolução térmica na coluna de água da albufeira dos Minutos, estabelecendo-se para esta albufeira o início e a extensão do período em que se verifica estratificação térmica. Analisam-se ainda as implicações noutros parâmetros físico e químicos. A necessidade de caracterizar a qualidade da água, química e microbiológica, face aos usos para que foi criada a albufeira, justificam que um conjunto de substâncias e microrganismos tenham sido analisados.

4.2. METODOLOGIA

A amostragem para a caracterização física do corpo de água da albufeira dos Minutos decorreu entre Junho de 2002 e Dezembro de 2005.

Efectuaram-se os vários perfis de parâmetros físicos sempre no local mais profundo da albufeira (Projecção de Gauss do Datum Geodésico de Lisboa, coordenadas militares; M=203283, P=187835).

Para a leitura e registo dos valores de temperatura, oxigénio dissolvido, pH, condutividade, potencial redox foi utilizada uma sonda multiparamétrica Turo T661.

As determinações dos parâmetros químicos foram efectuadas no Instituto do Ambiente ou em laboratórios da Universidade de Évora. Os métodos analíticos utilizados foram:

- Sólidos Suspensos Totais (SST) ou Seston por filtração, secagem e pesagem; a fracção orgânica foi determinada através de queima a 450°C;
- CBO₅, CQO com eléctrodos selectivos;
- alcalinidade por potenciometria;
- cianetos, fluoretos, cloretos, fosfatos, nitratos e amónia por intermédio de auto-analizador em fluxo segmentado ou por electroforese capilar dependendo da concentração;
- azoto de Kjeldahl pelo método de Kjeldahl
- potássio e sódio por espectroscopia de emissão atómica por acoplamento indutor de plasma (EEA/ICP);
- metais e metalóides por espectroscopia de absorção atómica;

- compostos fenólicos, substância tensioactivas aniónicas por espectrometria de absorção molecular.

As análises microbiológicas foram efectuadas seguindo-se o método de membrana filtrante.

Os valores de temperatura do ar e precipitação para a região onde se insere a albufeira dos Minutos foram cedidos pelo Centro de Geofísica da Universidade de Évora e recolhidos a partir da estação meteorológica do Divor localizada na Herdade do Cabido (Projecção de Gauss do Datum Geodésico de Lisboa, coordenadas militares; M= 217308, P=196614).

O traçado dos mapas de isolinhas para os vários parâmetros físicos foi efectuado com o programa Surfer 8 (Golden Software), sendo os mapas de isolinhas gerados a partir do método de *kriging*.

4.3. RESULTADOS

4.3.1. Caracterização limnológica geral

Nível hidrométrico

Com o encerrar das comportas do descarregador de fundo verificou-se uma subida mais ou menos progressiva do nível da água na albufeira dos Minutos (Figura 4.1). Esta subida está associada essencialmente aos períodos de precipitação, verificado-se sempre uma subida do nível hidrométrico na sequência de um período de precipitação já que não há um fluxo mais ou menos permanente por parte das linhas de água afluentes. O enchimento até ao nível de pleno armazenamento (NPA) da albufeira dos Minutos está por isso mesmo dependente do regime de precipitação na região.

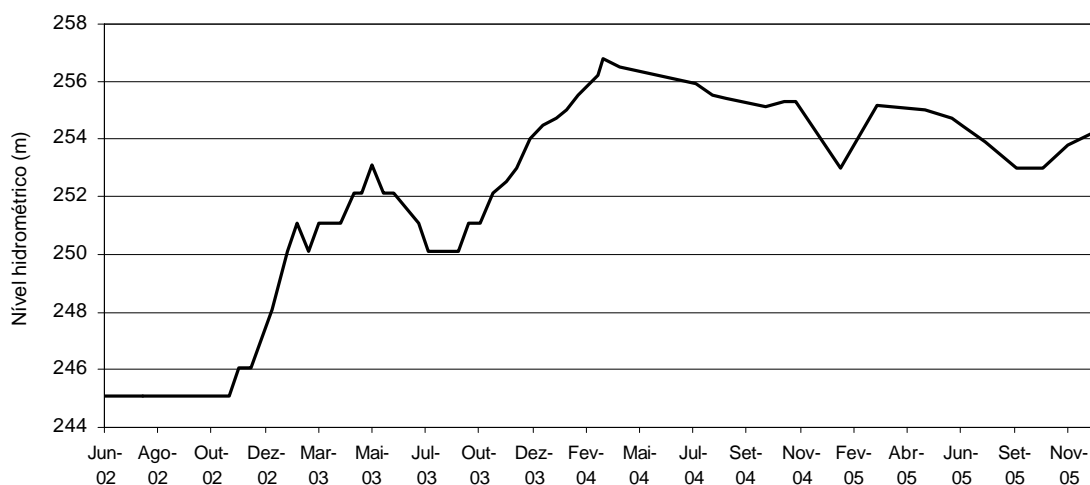


Figura 4.1. – Evolução do nível hidrométrico na albufeira dos Minutos

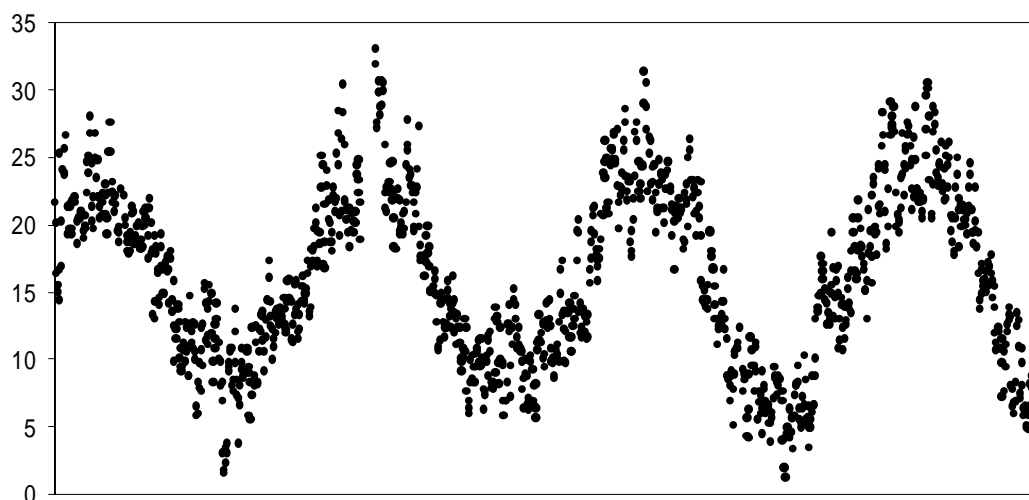
Temperatura e estratificação térmica

Durante o período a que se reporta este relatório foram identificados como valores máximos de temperatura para a água na superfície da albufeira, 24°C em Julho de 2002, 28,1°C em Agosto de 2003, 26,2°C em Junho de 2004 e 24,3 em Julho de 2005 (Figura 4.2). Os valores mínimos de temperatura para a água da superfície variam entre 8,9°C e 11,7°C para o mesmo período. Na água de fundo da albufeira, os valores máximos da temperatura da água foram de 22°C em Julho de 2002, período em que a profundidade da albufeira era ainda muito pequena o que permitiu este aquecimento de toda a coluna de água e 16°C. Os valores mínimos de temperatura da água no fundo da albufeira variaram entre 8,9°C em Janeiro de 2005 e 10,5°C em Janeiro de 2004 (figura 4.2).

A temperatura do ar durante o mesmo período de amostragem variou entre máximas anuais de cerca de 28°C em Julho de 2002 e 33,1°C em Agosto de 2003, enquanto que as temperaturas mínimas anuais variaram entre 1,3°C em Janeiro de 2005 e 5,7°C em Março de 2004 (Figura 4.2).

Durante este período os valores mais elevados de velocidade do vento ocorreram em Junho, Agosto, Novembro e Dezembro de 2002, Janeiro, Outubro e Dezembro de 2003, Outubro e Novembro de 2004, e Outubro e Dezembro de 2005, ultrapassando todos eles valores superiores a 5 m/s e inferiores a 7 m/s, à excepção de Junho e Agosto de 2002; todos eles coincidem com períodos de mistura de água, no entanto, a ocorrência esporádica de ventos com essa intensidade não seria suficiente para desfazer uma estratificação instalada.

Temp. ar (°C)



Prof. (m)

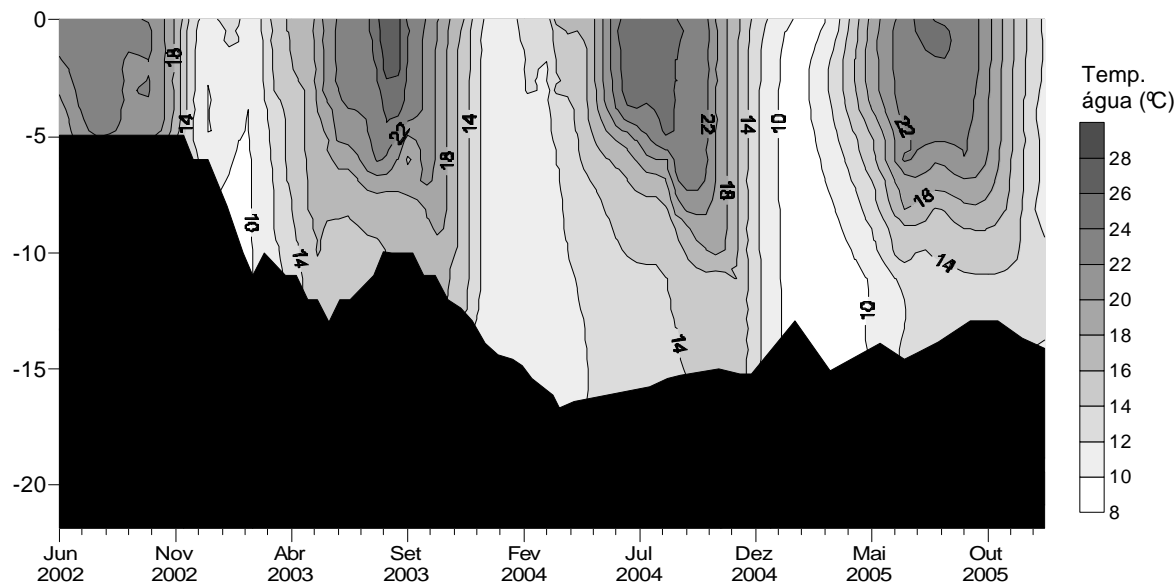


Figura 4.2. Evolução da temperatura do ar na estação meteorológica do Divor (fonte: Centro de Geofísica da Univ. Évora) e isotérmicas espacio-temporais na albufeira de Minutos.

Os típicos ciclos de estratificação-mistura estabeleceram-se a partir de 2003 identificando-se as três camadas: *epilimnion*, *hipolimnion* e *metalimnion*. O processo de estratificação inicia-se em Abril-Maio e a estratificação térmica está completamente formada e estabilizada em Junho mantendo-se até Setembro. O epilimnion manteve temperaturas superiores a 22°C tendo-se registado em 2003 temperaturas superiores a 26°C no período mais quente do verão. As temperaturas superiores a 24°C mantiveram-se em 2003 durante 2 meses, em 2004 durante 3 meses e 2005 cerca de 1 mês (Figura 4.2).

Os limites da termoclina não são tão evidentes como noutros casos, provavelmente devido à morfologia desta albufeira que a torna mais susceptível aos ventos. Embora não estejam claramente definidas as termoclinas, os respectivos limites situam-se entre profundidades aproximadas de 4 e 10m (Figura 4.2).

Após Setembro a estratificação térmica desfaz-se devido ao arrefecimento da água, contribuindo também o vento para acelerar a mistura do epilimnion com a termoclina iniciando-se, deste modo um período de mistura. Até Dezembro assiste-se a um arrefecimento gradual da água, sobretudo da superficial, processando-se o arrefecimento dessa camada a uma taxa de 5°C/mês em 2003 e 4°C/mês em 2004 e 2005.

Durante os períodos do ano em que se verifica mistura da coluna de água, a variação de temperatura entre a água da superfície e a água do fundo é sempre inferior a 4 °C.

Condutividade eléctrica

A condutividade eléctrica traduz o grau de mineralização da água, alterando-se sazonalmente em função da precipitação e da evaporação. A variação temporal da condutividade eléctrica na albufeira de Minutos ao longo do período de amostragem evidencia uma relação acentuada com a pluviosidade registada (Figura 4.3).

Antes do início do enchimento da albufeira, observou-se uma mais ampla e rápida variação da condutividade (Figura 4.3) traduzindo a característica variabilidade dos sistemas de água corrente. Após a formação do corpo de água lântico, a condutividade manteve-se durante o período chuvoso em valores inferiores a 200 S/cm. Com o início do período seco em Maio de 2003 eleva-se, ultrapassando o limiar de 200 S/cm (Figura 4.3).

A coluna de água mantém-se nessa gama de valores durante o longo período seguinte até Junho de 2004, altura em que ultrapassa 300 S/cm assim se mantendo até ao final de Dezembro de 2004. Posteriormente oscila entre 100 S/cm e 300 S/cm até finais de

Dezembro de 2005 facto que se deveu a um período mais ou menos regular de precipitação (Figura 4.3).

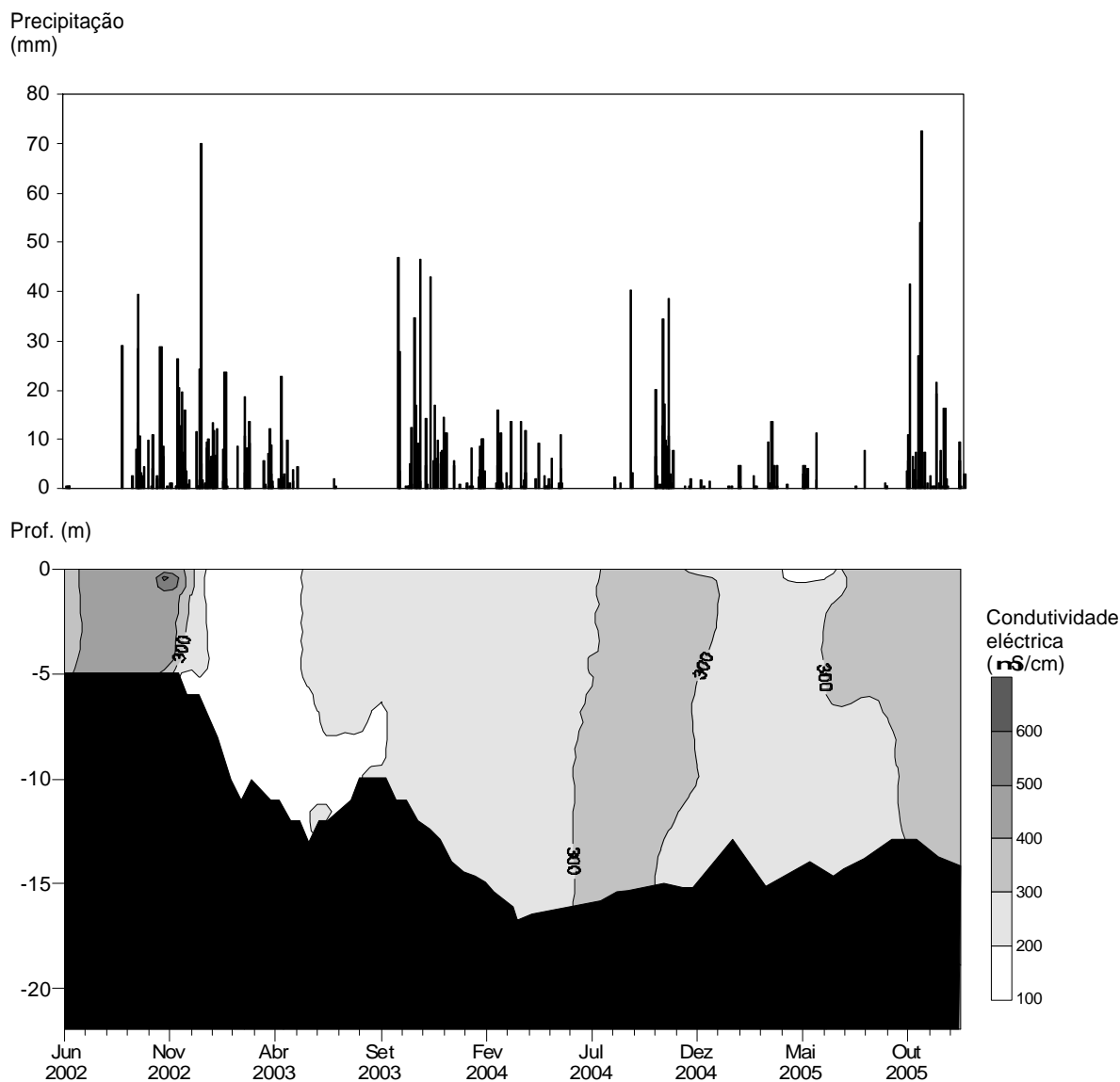


Figura 4.3 - Precipitação diária durante o período de amostragem (fonte: Centro de Geofísica da Univ. Évora) e variação da condutividade com a profundidade e o tempo.

Desde o início da formação do corpo de água lântico que se tem vindo a observar uma ligeira subida da condutividade. Este padrão está seguramente ligado à libertação para a massa de água de compostos orgânicos e inorgânicos como é previsível na fase inicial de vida de uma albufeira. É de esperar que a condutividade venha a estabilizar num período breve de tempo mantendo depois uma variabilidade de carácter sazonal associada ao regime de precipitação, à evaporação, e à libertação de compostos do sedimento que

tende a ocorrer sobretudo durante o período de estratificação térmica no âmbito dos processos de recirculação interna.

Em 2005 a informação recolhida parece já apontar para uma fase precoce da estabilização do valor da condutividade eléctrica na coluna de água, verificando-se já uma ligeira variação deste valor em consonância com o regime de precipitação.

Os valores observados durante a totalidade do período de estudo são muito inferiores ao Valor Máximo Recomendado (VMR) estabelecido pelo DL 236/98 relativamente à qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano, e que é 1000S/cm.

Oxigénio dissolvido

O oxigénio dissolvido apresentou valores máximos à superfície iguais ou superiores a 10mg/L entre Janeiro e Maio de 2003, entre Dezembro de 2003 e Março de 2004 e em Fevereiro de 2005 (Figura 4.4). À superfície e durante os períodos de maior actividade fotossintética, os valores de oxigénio situam-se num nível de sobressaturação. Os valores mínimos na superfície foram ligeiramente inferiores a 6 mg/L em Julho, Agosto e Outubro de 2002 e Junho, Julho, Agosto e Dezembro de 2004. Na água de fundo os valores variaram entre cerca de 10 mg/L (Janeiro e Fevereiro de 2003) e 0 mg/L em Julho de 2002, Junho-Agosto de 2003, Junho-Setembro de 2004 e Junho-Agosto de 2005 (Figura 4.4)

O oxigénio dissolvido na albufeira dos Minutos segue uma evolução semelhante à que se verifica na maior parte das albufeiras do Sul de Portugal. A concentração de oxigénio dissolvido segue um claro padrão sazonal e o abaixamento dos teores nas águas de fundo estão ligados à formação da estratificação térmica que isola essa camada de água. Durante os períodos de mistura observa-se uma relativa homogeneidade deste parâmetro em toda a coluna de água. Após instalação da estratificação térmica, o oxigénio no hipolimnion sofre, no caso de albufeiras meso e eutróficas, uma diminuição drástica podendo atingir a anóxia ou concentrações próximas da anóxia, conforme se verifica no período estival na albufeira dos Minutos (Figura 4.4).

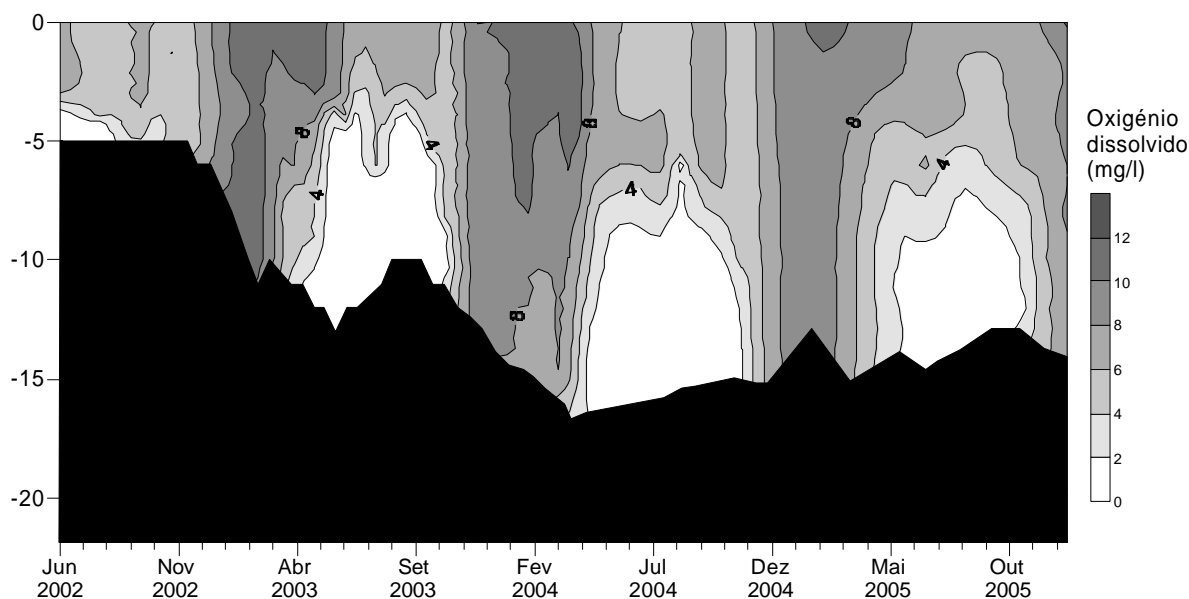


Figura 4.4 - Variação da concentração de oxigénio dissolvido com a profundidade e o tempo.

Com efeito, a partir da Primavera, durante todo o Verão e até meados de Outubro observa-se para os quatro anos uma estratificação do oxigénio na coluna de água da albufeira, consequência da estratificação térmica. A partir de cerca de 5m de profundidade decresce o valor do oxigénio dissolvido com o aumento da profundidade chegando a atingir valores de zero ou próximos em vários meses durante os períodos de estratificação estival (Figura 4.4).

pH

O pH apresentou durante o período de amostragem um valor máximo à superfície de 9 em Outubro de 2002 e Junho e Julho de 2003 (Figura 4.5). Para o fundo da albufeira registou-se o valor máximo de 10 em Outubro, Novembro e Dezembro de 2002. Registou-se o valor mínimo de 7 para a superfície nos períodos entre Maio a Novembro de 2003, Maio a Julho de 2005 e Outubro a Dezembro de 2005. No fundo da albufeira, o valor mínimo registado foi 6, em Setembro de 2003, Outubro e Novembro de 2004 e Julho de 2005.

A variação do valor de pH na coluna de água apresenta-se de uma maneira geral concordante com a dinâmica observada para os outros parâmetros físicos; assim, na medida em que se observa um padrão do oxigénio dissolvido na coluna de água, também o pH reflecte, embora de uma forma menos óbvia, esta dinâmica.

Com o aumento da radiação luminosa e da temperatura na primavera e verão, os organismos autotróficos que habitam na coluna de água reagem elevando a actividade fotossintética e levando a um consumo de CO₂ que excede em muito o libertado pela respiração-decomposição. Como consequência, o pH sobe. Durante o período de mais baixa actividade fotossintética, este balanço inverte-se e ocorre uma elevação do teor de CO₂ o que se traduz num mais baixo pH. Esta situação também se verifica no hipolimnion durante as estratificações térmicas já que o isolamento dessa camada e a inexistência nela de actividade fotossintética levam à subida de CO₂ e à consequente descida do pH. O pH reflecte assim, em grande medida, o balanço das actividades biológicas (produção e respiração-decomposição) existentes no corpo de água.

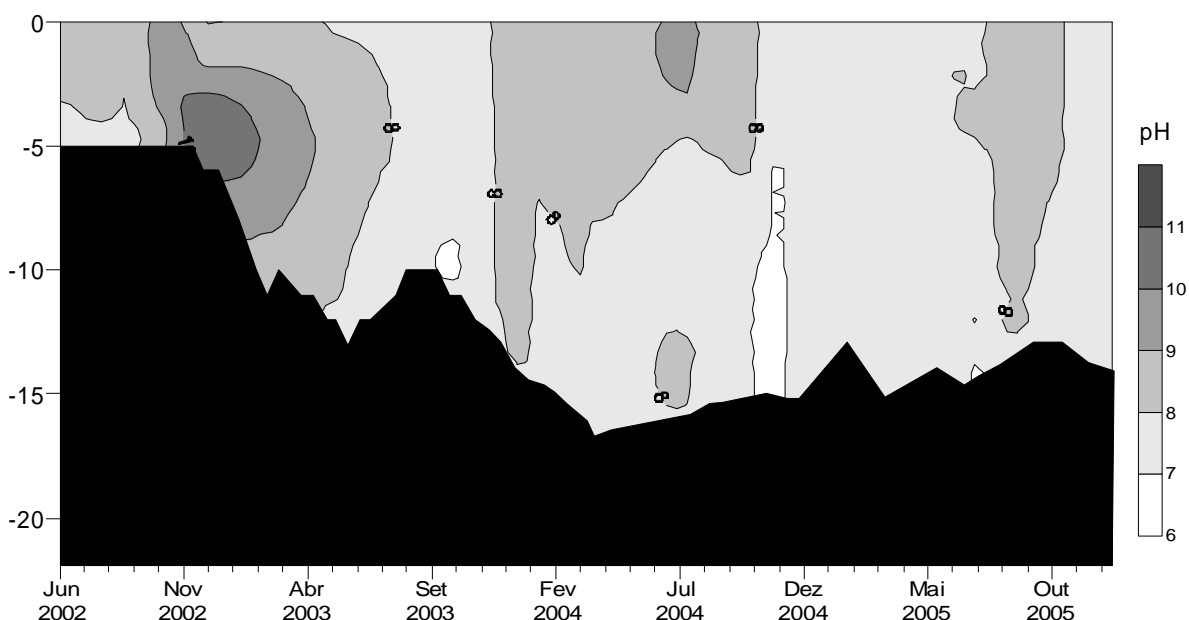


Figura 4.5 - Variação do pH na albufeira com a profundidade e o tempo.

Na generalidade das situações o pH mantém-se dentro do limite de VMR estabelecido no DL 236/98.

Potencial de Oxidação-Redução

O potencial de oxidação-redução à superfície apresenta como valores máximos 300 mV em meados de Outubro de 2003 e Março de 2004 (Figura 4.6). No fundo da albufeira, o valor máximo atingido foi próximo de 200 mV em Dezembro de 2002 e Fevereiro de 2004. O valor mínimo para a superfície foi 100 mV entre Julho e Setembro de 2002 e inferior a

100 mV entre Maio de 2004 e finais de Janeiro de 2005. Para o fundo foi observado o valor mínimo de -500 mV em Outubro de 2004.

O gráfico da variação do potencial de oxidação-redução vem corroborar a informação obtida relativamente aos parâmetros anteriores. Assim é de esperar que durante os períodos em que se verifica uma estratificação térmica e de oxigénio dissolvido (Figuras 4.2 e 4.4), na parte inferior da coluna de água também se verifiquem valores de potencial redox bastante baixos, sendo por vezes negativos, com o aumento da profundidade. O potencial redox negativo demonstra de uma outra forma que existe carência em oxigénio dissolvido no meio, sendo esta carência mais acentuada no fundo da albufeira, junto ao sedimento, onde se concentra a maior quantidade de matéria orgânica detritica. A decomposição desta leva a um forte consumo e consequente depleção de oxigénio dissolvido que não é compensado pela fotossíntese, já que a luz não penetra em profundidade, nem por oxigénio proveniente de trocas na interface ar-água já que durante a estratificação térmica a camada de água mais profunda se encontra isolada (não há mistura).

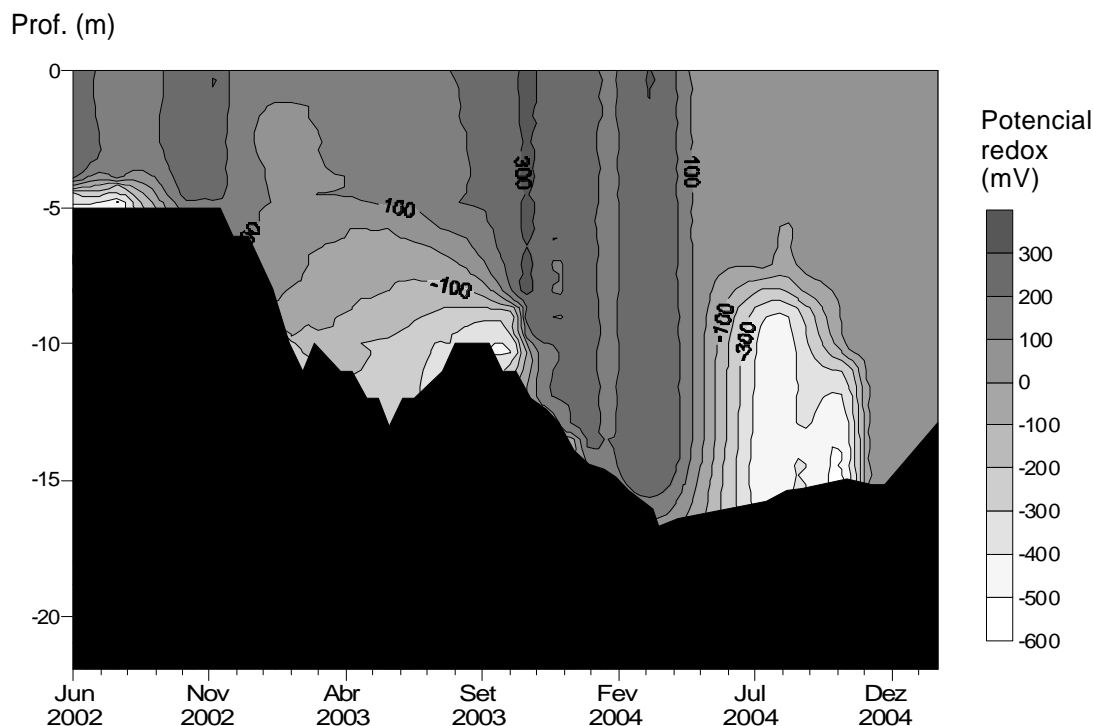


Figura 4.6 - Variação do potencial de oxidação-redução com a profundidade e o tempo.

Seston

No sentido de caracterizar a entrada ou ressuspensão de material inorgânico em situações particulares menos comuns, o que se reflecte naturalmente na diminuição da transparência da água superficial, analisou-se o Seston total (ou sólidos suspensos totais), orgânico e inorgânico (Figura 4.7)

Da análise geral da evolução do seston ao longo do período em causa, ressalta o forte decréscimo de seston inorgânico a partir do início do enchimento da albufeira, como é típico nestes casos. O seston total apresentou quase sempre, a partir do encerramento das comportas em Janeiro de 2003, valores próximos de 5 g/m³.

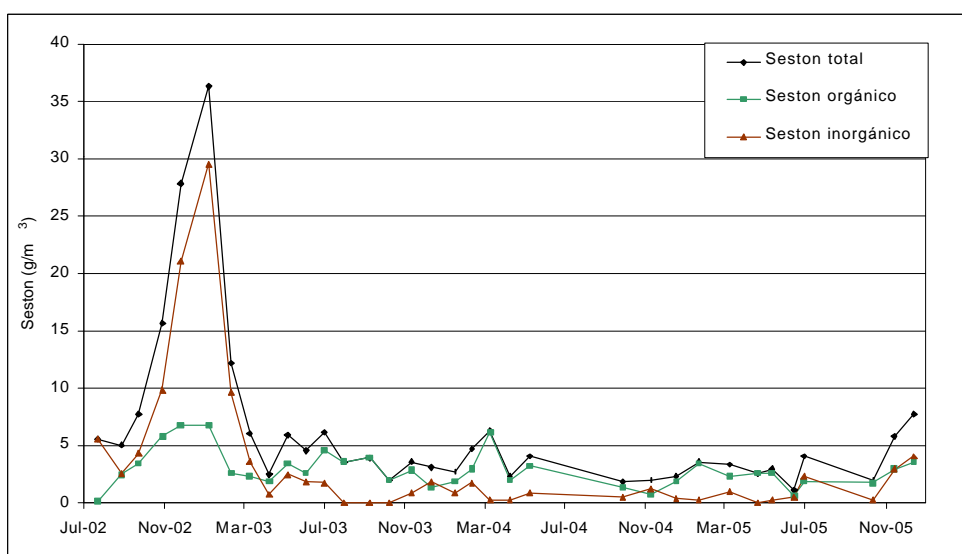


Figura 4.7. Variação temporal do seston total, seston orgânico e seston inorgânico (g/m³) na albufeira de Minutos.

Em consonância com os valores mínimos de profundidade de disco de Secchi observados foi nos períodos de maior pluviosidade que ocorreu a maior quantidade de material inorgânico transportado da bacia hidrográfica pelas linhas de água e pela escorrência superficial para a albufeira. Após o início do enchimento da albufeira os valores de seston inorgânico mantiveram-se sempre moderados e inferiores ao orgânico; só para os períodos de Outono e inícios de Inverno de 2003/2004, 2004/2005 e Outono de 2005 é que o seston inorgânico foi superior ao orgânico (Figura 4.7).

Relativamente ao seston orgânico, pelo contrário, registaram-se os valores mais elevados durante os períodos de mais intensa produção primária, i.e. na Primavera e Verão de todos os períodos anuais considerados (Figura 4.7). Durante os períodos de Verão e início

de Outono os valores registados de profundidade do disco de Secchi apontam para baixas concentrações de seston na água superficial da albufeira.

Em nenhum período se observaram valores anormalmente elevados de seston inorgânico que indicassem fenómenos de ressuspensão em circunstâncias menos comuns.

Com excepção do valores registados em Novembro 2002-Janeiro 2003, i.e. antes do fecho da barragem, a totalidade dos valores mantém-se inferior ao VMR de 25mg/L estabelecido pelo DL 236/98; após Fevereiro de 2003 os valores observados não excedem 8mg/L de seston total.

4.3.2. Caracterização Química da Água da Albufeira

Alcalinidade

Os valores observados para a alcalinidade encontram-se dentro do intervalo 129 a 135 mg/L HCO_3^- (Figura 4.8) , apresentando, portanto, uma reduzida variação.

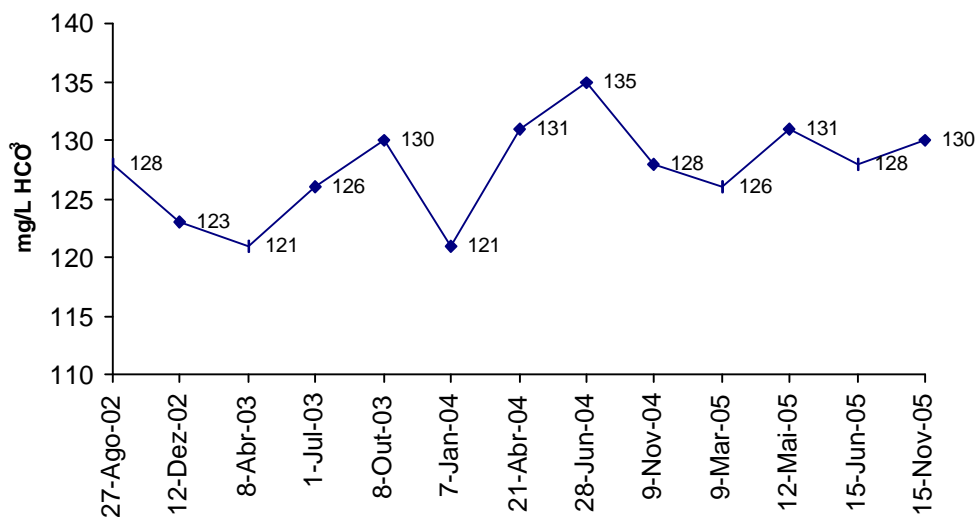


Figura 4.8. Albufeira de Minutos: Variação da Alcalinidade ao longo do tempo.

CQO, Carência Química de Oxigénio

A CQO observada manteve-se dentro do intervalo 20 a 50 mg/L O₂ (Figura 4.9). Os valores da água de fundo são semelhantes ou ligeiramente mais elevados do que os de superfície. Com excepção do período de Março a Junho de 2005 em que são inferiores, observou-se uma subida no ano hidrológico 2004/2005 relativamente aos restantes períodos.

Dois valores de superfície são superiores ao VMR para a classe A3 (30mg/L) estabelecido no DL 236/98. No entanto, este VMR é indicativo e, como o mesmo DL refere, para albufeiras pouco profundas e de baixa taxa de renovação poderá ser superior.

CBO5, Carência Bioquímica de Oxigénio

Os valores de CBO são inferiores ao limite de quantificação (LQ) ou ligeiramente acima deste. O valor máximo foi 4,1mg/L O₂ (Figura 4.9), um pouco superior ao VMR estabelecido no DL 236/98 que no entanto especifica que em albufeiras pouco profundas e de baixa taxa de renovação este nível poderá ser excedido.

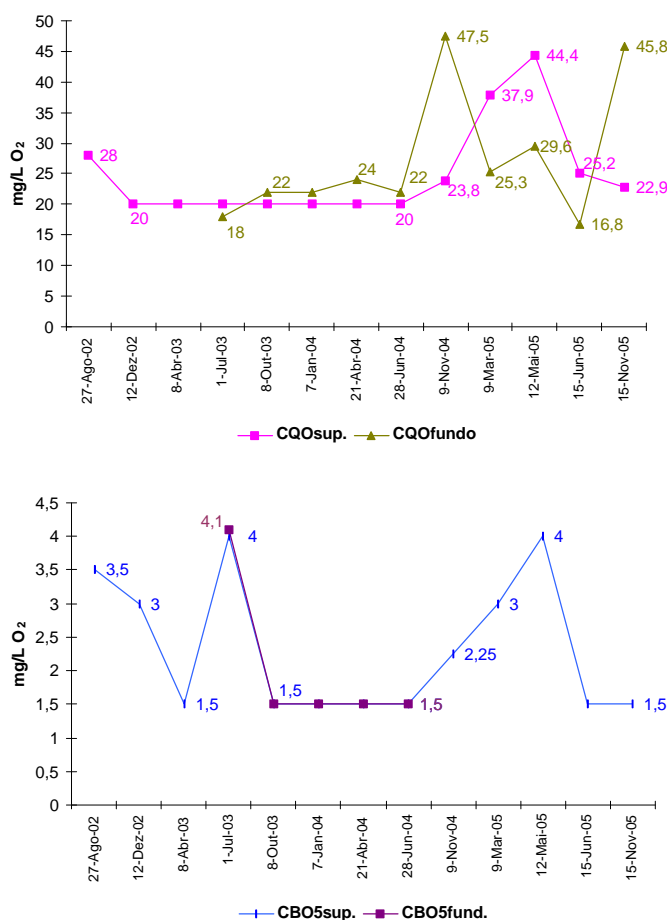


Figura 4.9. CQO e CBO5 na Albufeira dos Minutos ao longo do tempo.

Fosfato, P_2O_5

O fósforo é um elemento particularmente relevante no funcionamento de um corpo de água lântico já que é um dos macro-nutrientes de que depende a produtividade primária aquática, e, portanto, o estado trófico, tão importante na análise geral da qualidade da água. Em muitas albufeiras, o fósforo é mesmo o nutriente limitante, o que mais eleva a sua relevância.

A generalidade dos valores é baixa, com apenas 3 datas se tendo verificado concentrações superiores a 1mg/L (Figura 4.10). A maioria dos valores é inferior ao VMR e todos são inferiores ao VMA estabelecido pelo DL 236/98. Em situações de estratificação com depleção de oxigénio no hipolimnion, este passa a constituir um ambiente redutor e o fósforo liberta-se do sedimento para a coluna de água. As concentrações observadas em 2003, 2004 e 2005 no hipolimnion não são, no entanto, elevadas, o que poderá ser devido à pequena quantidade de material sedimentar entretanto acumulada. É de prever que no futuro as libertações de fosfato para o hipolimnion sejam mais elevadas o que poderá potenciar picos de produção primária mais expressivos no Outono, após restabelecimento da mistura da coluna de água.

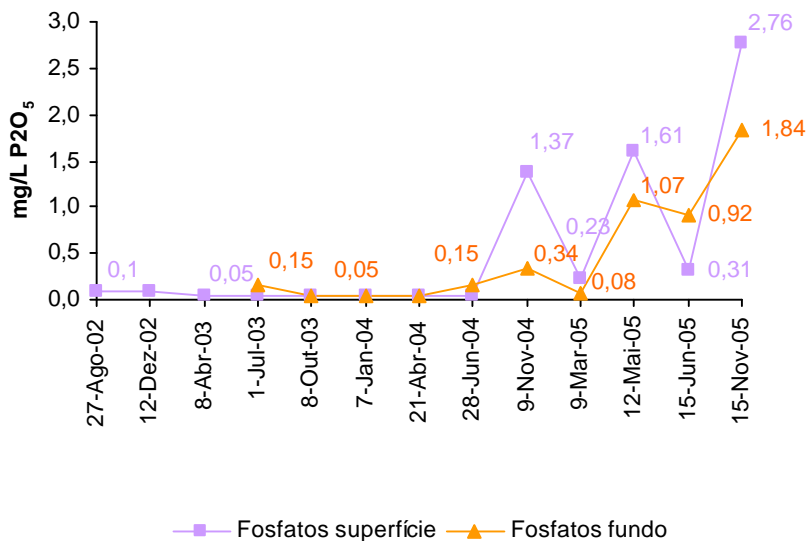


Figura 4.10. Fosfato na Albufeira dos Minutos ao longo do tempo.

Nitrato (NO₃) e Azoto amoniacal (NH₄)

O azoto é igualmente um macro-nutriente muito importante e de que depende fortemente a produtividade primária aquática, e nalgumas situações constitui mesmo o nutriente limitante. Dentro das espécies químicas inorgânicas, analisaram-se as duas mais importantes: Nitrato e Azoto Amoniacal.

Os valores de NO₃ mantêm-se ao longo de todo o período relativamente baixos (Figura 4.11). Os valores nas águas de fundo são semelhantes aos de superfície ou um pouco superiores. Durante todo o período de estudo os valores mantêm-se muito inferiores ao VMR estabelecido pelo DL 236/98.

Os valores de superfície de azoto amoniacal mantêm-se inferiores a 0,25mg/L NH₄. As concentrações de fundo são quase sempre mais elevados devido à existência nesse compartimento de mais material detritico e de menor oxigénio, designadamente durante os períodos de estratificação térmica. Os valores nas águas de fundo excedem ligeiramente 1mg/L. O VMR estabelecido pelo DL 236/98 é 0,05mg/L para a classe A1 e 1 mg/L para a classe A2. Todas as concentrações na água de superfície permanecem muito inferiores a este último valor recomendado.

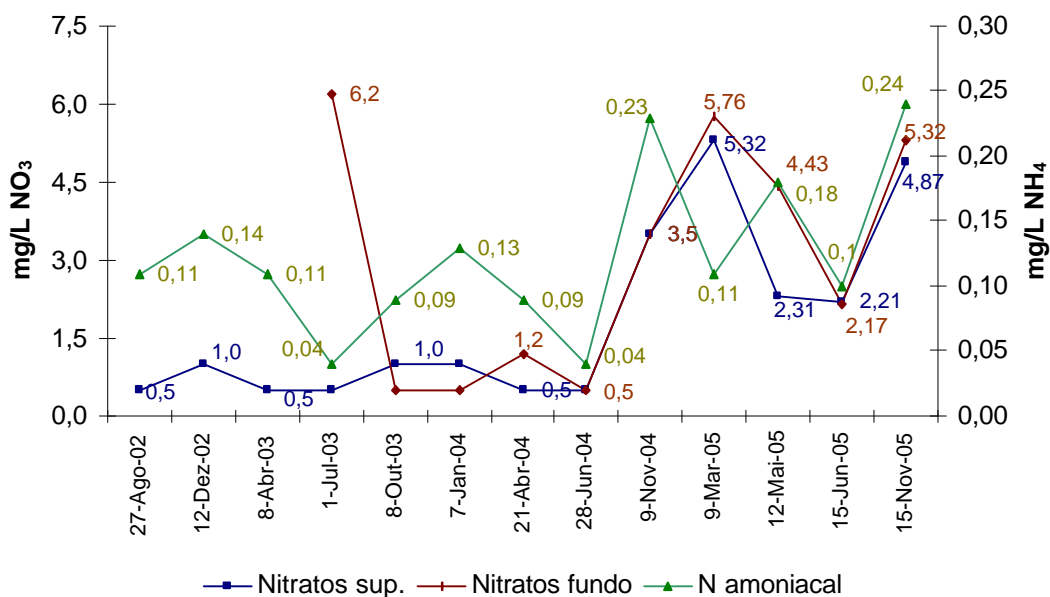


Figura 4.11. Nitrato e azoto amoniacal na Albufeira dos Minutos ao longo do tempo

Relação N:P

No sentido de compreender qual o macro-nutriente que mais frequentemente se constitui como potencial limitante, isto é, que condiciona, afinal, a produção primária observada, foi analisada a relação N:P estabelecida com base nas concentrações de P e N inorgânicos. Utilizou-se, portanto, P_2O_5-P e $NO_3-N + NH_4-N$, assumindo-se que a concentração de Nitrito é muito reduzida, como é usual observar-se. A proporção das necessidades em massa de N e P por parte dos organismos autotróficos é de 6 : 1 a 7 : 1. Para um valor da razão N:P superior a 7 é o fósforo o nutriente potencialmente limitante. Para N:P inferior a 6 o nutriente potencialmente limitante é o azoto.

Os valores da razão N:P variam ao longo do período de estudo. Após o fecho da albufeira e até Setembro de 2003, os valores obtidos foram 7 e 9 (Figura 4.12). Observa-se pois uma situação de equilíbrio relativamente a estes nutrientes ou uma ligeira tendência para se constituir o P como limitante. No Verão, em que se registam os valores mais elevados de produção primária, e, portanto, de absorção de nutriente por parte dos organismos autotróficos, a relação entre N e P traduzia uma situação de equilíbrio. De alguma forma é lógico assumir-se que a generalidade dos nutrientes provém da decomposição da matéria orgânica de origem terrestre que liberta para a massa de água os nutrientes. Assim as concentrações que se detectam na água traduzem essa proporção existente na biomassa vegetal. Os valores de N e P no Verão de 2003 encontram-se abaixo dos LQs (Figura 4.12) o que confirma que ambos os nutrientes são utilizados até ao respectivo desaparecimento não se verificando *excedentes* de nenhum deles, o que significaria que seria o outro o limitante.

De Outubro de 2003 a Setembro de 2004, N:P varia entre 7 e 15, parecendo indicar uma tendência para ser o fósforo o nutriente limitante. No entanto no Verão de 2004 temos novamente os compostos inorgânicos azotados e o fosfato em concentrações inferiores aos LQs.

No último ano em estudo, de Outubro de 2004 até Novembro de 2005, altera-se este quadro e a amplitude de valores de N:P eleva-se, sendo os limites 1 e 13 (Figura 4.12). Observou-se, pois, durante este período uma dinâmica dos nutrientes com alguma complexidade e que significativamente se traduz na grande variação dos valores de N:P. No Verão de 2005, N:P é 4 o que indicaria o azoto como limitante.

Será necessário seguir a evolução das concentrações no futuro para caracterizar melhor a tendência da albufeira relativamente aos nutrientes limitantes.

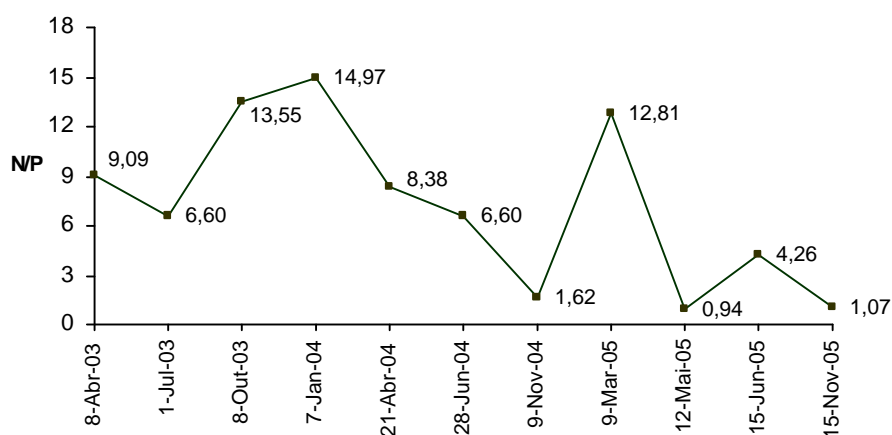


Figura 4.12. Variação da razão N:P na albufeira dos Minutos ao longo do tempo.

Azoto de Kjeldahl

Uma das formas de caracterizar os compostos azotados num corpo de água superficial é através do azoto de Kjeldahl que é constituído pela amónia e azoto orgânico.

Os valores de superfície são sempre inferiores a 1mg/L N, sendo sempre mais elevados na água de fundo em que, no entanto, não excedem 1,5mg/L (Quadro 4.1). Com excepção de um único valor elevado (Novembro 2004 - 23,2mg/L), e para o qual não se encontra explicação plausível, o VMR de 1mg/L para a classe de água A1 estabelecido pelo DL 236/98 é sempre cumprido para a água de superfície.

Quadro 4.1.: Valores de Azoto de Kjeldahl.

	N Kjeldahl sup.	N Kjeldahl fundo
	mg/L N	mg/L N
1-Jul-03	0,25	2,10
21-Abr-04	0,52	1,00
28-Jun-04	0,50	1,40
9-Nov-04	0,89	23,20
9-Mar-05	0,71	1,51
12-Mai-05	0,53	0,93
15-Jun-05	0,80	1,06

Potássio, Magnésio, Cálcio, Sódio e SAR

Estes iões são caracterizadores do tipo de quimismo dos corpos de água e estão associados à constituição geológica da bacia de drenagem. As concentrações estão

dependentes do período de tempo em que houve contacto da água com os constituintes das rochas e solos percorridos por esta no seu trajecto subterrâneo. A actividade agrícola pode, no entanto, contribuir para a elevação dos teores destes iões, o que não se observou na água da albufeira dos Minutos.

O Potássio apresentou valores entre 3,4 e 5,1mg/L com uma aparente tendência de crescimento ligeiro ao longo do período de estudo e sem diferenças entre superfície e fundo (Quadro 4.2. Não há valores de referência ou limite para este parâmetro na legislação.

Quadro 4.2.: Valores de Potássio.

	Potássio sup.	Potássio fundo
	mg/L K	mg/L K
8-Abr-03	3,6	
1-Jul-03	3,6	
8-Out-03	3,8	3,7
21-Abr-04	3,6	3,4
28-Jun-04	4,1	4,2
9-Nov-04	4,2	4,1
9-Mar-05	4,3	4,2
12-Mai-05	4,4	4,2
15-Jun-05	4,6	4,3
15-Nov-05	5,1	5,1

Os teores de Mg variaram entre 7 e 12mg/L, só numa data se registando valor superior a 8,5mg/L (Quadro 4.3). Os teores na água de fundo são semelhantes aos de superfície para a totalidade do período em estudo.

Quadro 4.3.: Valores de Magnésio.

	Magnésio sup.	Magnésio fundo
	mg/L Mg	mg/L Mg
8-Abr-03	7,6	
8-Out-03	7,3	7,2
7-Jan-04	10,0	12,0
28-Jun-04	8,2	8,1
9-Nov-04	7,6	7,3
9-Mar-05	7,7	7,7
12-Mai-05	8,1	8,0
15-Jun-05	8,3	8,0
15-Nov-05	7,3	7,5

Os valores de Ca (Quadro 4.4) apresentam uma pequena amplitude de variação, entre 10,7 e 13mg/L.

Os valores de Na (Quadro 4.4) revelam igualmente uma grande estabilidade variando muito pouco ao longo do período de estudo - entre 22,2 e 23,5mg/L.

Quadro 4.4.: Valores de Cálcio e Sódio.

	Sódio sup.	Sódio fundo	Cálcio sup.	Cálcio fundo
	mg/L Na	mg/L Na	mg/L Ca	mg/L Ca
8-Abr-03	23,5		12,3	
8-Out-03	22,3	22,3	11,2	12,2
28-Jun-04	22,5	22,2	10,7	11,8
9-Nov-04	22,3	22,2	12,0	11,9
9-Mar-05	22,7	22,5	11,8	12,2
12-Mai-05	23,0	22,7	10,8	11,2
15-Jun-05	23,5	22,9	10,8	11,0
15-Nov-05	23,2	23,2	13,0	12,7

SAR (*Sodium Adsorption Ratio*) (Figura 4.13) é um parâmetro que relaciona o teor de Na com os de Ca e Mg. Como previsível, os valores revelam grande estabilidade, entre 1,0 e 1,3. Com valores de SAR superiores a 9, a água não deve ser utilizada para rega dadas as implicações ao nível da alteração da estrutura física do solo. Entre 0 e 6, como é o caso da água da albufeira dos Minutos, a água pode ser utilizada em todos os tipos de solo.

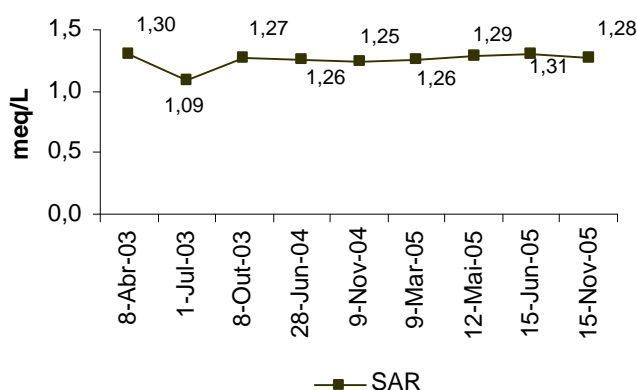


Figura 4.13. Variação de SAR (Sodium Adsorption Ratio) na albufeira dos Minutos ao longo do tempo.

Ferro e Manganês

O Ferro e Manganês têm uma dinâmica particular nos corpos de água lânticos, seguindo um padrão sazonal particular: quando na estratificação térmica estival o hipolimnion sofre uma depleção de oxigénio dissolvido, o ambiente reduzido nessa massa de água leva à elevação do ferro solúvel, assim como do manganês. É, pois, de esperar que em albufeiras de hipolimnion anóxico, i.e. na generalidade das albufeiras do Sul de Portugal e num elevado número de outras no Centro e Norte do país, o hipolimnion apresente concentrações significativas de Fe e Mn.

Os valores de superfície de Fe mantêm-se inferiores a 0,25 mg/L (Figura 4.14). Relativamente aos valores referidos no Decreto-lei 236/98, as concentrações de superfície cumprem o valor máximo admissível (VMA) para a classe A1 e as de fundo cumprem o VMA para a classe A2 com a excepção de um valor. As concentrações de Fe mais elevadas nas águas de fundo estão associadas ao hipolimnion anóxico mas observam-se também fora dos períodos de estratificação.

Há que referir a existência de diversas fontes de água férrea nesta rede hídrica, o que explica os teores mais elevados do que o esperado, não devendo os teores assinalados ser atribuídos a actividades humanas na bacia.

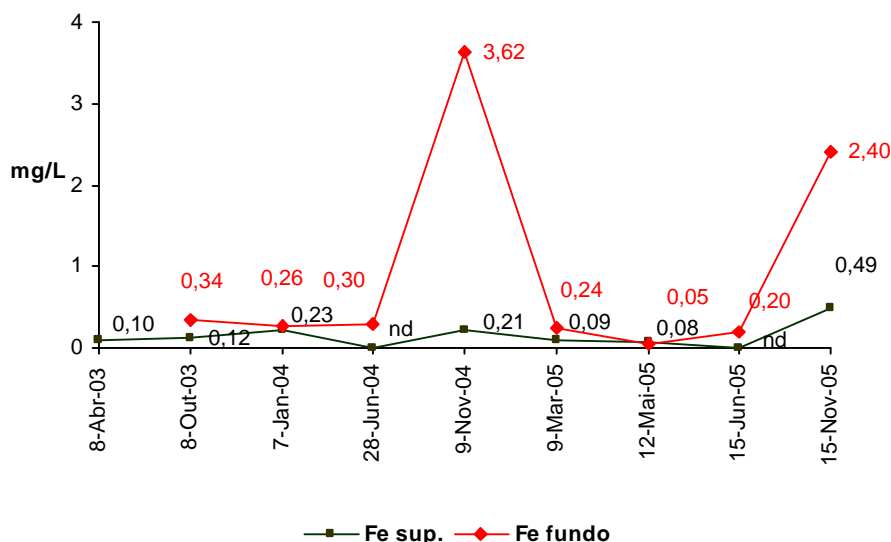


Figura 4.14. Variação de Ferro na água de superfície e de fundo da albufeira dos Minutos ao longo do tempo (nd = não detectado).

Situação idêntica à do ferro foi observada para o manganês que segue uma dinâmica química semelhante. Os teores nas águas de superfície estão compreendidos entre *não detectado* e 0,26mg/L (Figura 4.15). Na água de fundo os limites observados foram 0,2 e 1,68mg/L, com excepção de um valor particularmente elevado numa única data, 9 de Novembro de 2004, a mesma data em que se registaram também valores anormalmente elevados de outros parâmetros. Não havendo uma explicação limnológica plausível para estes valores, coloca-se a hipótese de na colheita se ter registado mistura com água intersticial, verificando-se assim a contaminação das amostras de fundo.

Na ausência de oxigénio, a solubilidade do Manganês eleva-se e, portanto, seja nas águas intersticiais seja em hipolimnions anóxicos, observam-se elevações da concentração.

A legislação portuguesa (DL 236/98) estabelece 0,1 mg/L como VMR para a classe A2, indicando, no entanto, que em albufeira pouco profundas e de taxa de renovação baixa este valor pode ser excedido; não é estabelecido qualquer valor para VMA.

Não existem actividades humanas na bacia hidrográfica que possam estar na origem dos teores observados para o ferro e para o manganês.

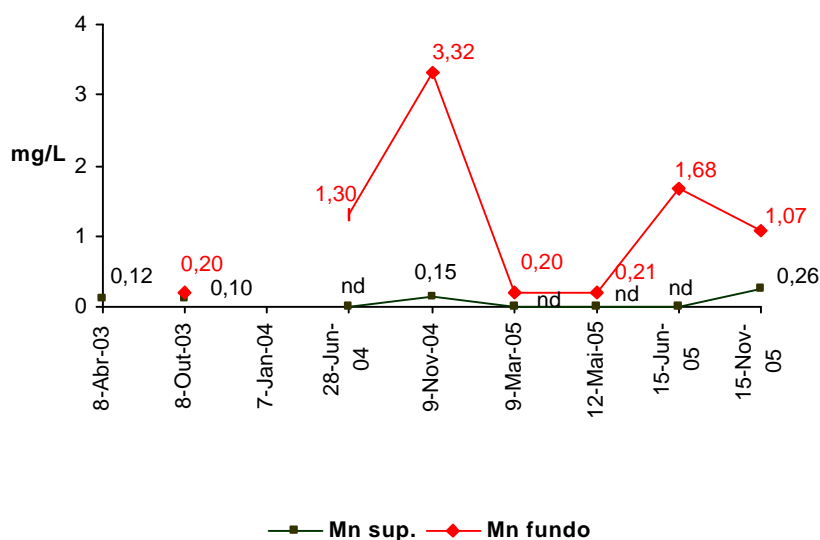


Figura 4.15. Variação de Manganês na água de superfície e de fundo da albufeira dos Minutos ao longo do tempo (nd = não detectado).

Alumínio, Arsénio, Bário, Berílio, Boro, Cádmio, Chumbo, Cobre, Cobalto, Crómio, Lítio, Mercúrio, Molibdénio, Níquel, Selénio, Vanádio, Zinco

Embora não se prevendo níveis de ocorrência com alguma expressão atribuíveis a actividades humanas de natureza industrial, já que estas são inexistentes na bacia de drenagem da albufeira, procedeu-se à despistagem de um conjunto de metais e metalóides. As amostragens foram de água superficial, tendo sido efectuadas a 21 Abril 2004, excepto para 3 parâmetros em que se procedeu a várias amostragens: Cobre e Zinco (21Abr04 superfície e para superfície e fundo em 9Nov04, 9Mar05, 12Mai05, 15Jun05, 15Nov05) e Mercúrio (1Jul03 sup., 21Abr04 sup. e fundo, 1Jul05 sup. e fundo).

Para todos estes elementos, as concentrações foram inferiores ao LQ, excepto para Alumínio, Bário e Mercúrio.

A concentração detectada para Alumínio foi 93µg/L. No DL236/98 indica -se para VMR de 5000 µg/L e VMA de 20000 µg/L relativamente à qualidade das águas destinadas a rega. O valor obtido é pois muito inferior ao estabelecido para as águas de rega na legislação nacional. O alumínio não integra a lista de parâmetros para os quais estão definidos valores de concentração relativamente à qualidade das águas destinadas à produção de água para consumo humano no mesmo Decreto-Lei.

Relativamente ao Bário, o valor obtido foi 29µg/L. Para este parâmetro, o DL 236/98 define valores de 100 µg/L para VMA relativamente a águas destinadas à produção de água para consumo humano e VMR de 1000 µg/L para as águas destinadas à rega. A concentração obtida é muito inferior ao valor de referência mais exigente estabelecido na legislação nacional.

Para o Mercúrio, detectou-se um valor superior ao LQ mas muito ligeiramente superior a este, 0,1µg/L em 21 Abril 2004 na água de superfície. No DL236/98 indica-se para VMR de 0,5µg/L e VMA de 1µg/L relativamente à qualidade das águas destinadas à produção de água para consumo humano. O valor obtido é portanto muito inferior ao estabelecido na legislação nacional para a categoria de água com maior nível de exigência.

Compostos Fenólicos

As actividades humanas que se desenvolvem na bacia de drenagem da albufeira dos Minutos não indiciariam a ocorrência de compostos fenólicos em concentrações significativas. Os compostos fenólicos foram analisados em 1Jul03 (superfície) e 21Abr04 (superfície e fundo) sendo inferiores ao LQ.

Substâncias Tensioactivas Aniónicas

Foram analisadas em 8Abr03, 1Jul03, 21Abr04, 28Jun04, 9Nov04, 12Mai05, 15Nov05. Em 21Abr04 e 28Jun04 as determinações foram efectuadas para superfície e fundo e em todas as restantes apenas em água de superfície. Apenas em 21Abr04 se observaram valores superiores ao LQ sendo as concentrações para superfície (0,05mg/L) e para fundo (0,06mg/L), muito próximas portanto do LQ.

No DL236/98 indica-se VMR de 0,2mg/L relativamente à qualidade das águas destinadas à produção de água para consumo humano. O valor obtido é portanto muito inferior ao estabelecido na legislação nacional para a categoria de água com maior nível de exigência. Os objectivos ambientais estabelecidos no mesmo Decreto-Lei para este parâmetro é 0,5mg/L (VMA).

Óleos e Gorduras

Efectuaram-se determinações de amostras colhidas em 21Abr04 (superfície e fundo), 9Nov04 (superfície) e 15Jun05 (superfície). Só em 21Abr04 se observaram concentrações ligeiramente superiores ao LQ de 0,05mg/L para superfície e 0,06mg/L para fundo, ambas muito baixas.

PAH's

Os compostos PAH's, Benzo (a) pireno, Benzo (g,h,i) perileno, Benzo (k) fluoranteno, Benzo (b) fluoranteno, Indeno (1,2,3-c,d) pireno, foram analisados em amostras de superfície e fundo colhidas em 21 Abril 2004. Para todos os compostos as concentrações foram inferiores ao LQ.

4.3.3. Caracterização Microbiológica

Diversos parâmetros bacteriológicos são considerados nos critérios de classificação da água. Nesta monitorização foram seguidos os seguintes parâmetros bacteriológicos: *Estreptococos* fecais, *Salmonella* spp., Coliformes totais e Coliformes fecais.

Relativamente a Coliformes fecais os valores mantêm-se sempre muito baixos, não excedendo 4UFC/100mL (Quadro 4.5). Para as águas destinadas à produção de água para consumo humano, o DL 236/98 define 20UFC/100mL como VMR para a classe A1, valor muito superior ao máximo observado para este parâmetro.

Os muito baixos valores de coliformes fecais significam que a quase totalidade dos coliformes totais não tem origem fecal. Os valores observados para coliformes totais variaram entre 2 e 2000 UFC/100mL nas águas de superfície sendo 4800 UFC/100mL o valor máximo observado em água de fundo (Quando 4.5). Os dois valores mais elevados foram observado na mesma data, 27 janeiro 2004 para a superfície e fundo. O mais elevado dos restantes valores é 30 UFC/100mL, o que permitir suscitar a hipótese de se ter verificado contaminação das amostras de janeiro 2004 já que não se encontra explicação para um pico desta grandeza e num único mês. Para as águas destinadas à produção de água para consumo humano, o DL 236/98 define 50UFC/100mL como VMR para a classe A1.

Quadro 4.5.: Valores para *Estreptococos* fecais, Coliformes totais e Coliformes fecais.

	Estreptococos UFC/100mL	Coliformes totais UFC/100mL		Coliformes fecais UFC/100mL	
		superfície	fundo	superfície	fundo
8-Abr-03		20		2	
1-Jul-03	0	30		2	
7-Jan-04	3	2000	4800	4	1
28-Jun-04		2	30	0	1
9-Nov-04	0	12		2	
9-Mar-05		20		1	
12-Mai-05	2	10		1	
15-Jun-05	1	5		1	
15-Nov-05	0	10		1	

Os valores para *Estreptococos* fecais variaram entre 0 e 3UFC/100mL não se tendo detectado qualquer sazonalidade na variação dos valores (Quadro 4.5). Relativamente à qualidade das águas destinadas à produção de água para consumo humano, o DL 236/98

define 20UFC/100mL como VMR para a classe A1, valor muitíssimo superior ao máximo registado na albufeira dos Minutos.

Não foram detectadas Salmonelas na água da albufeira dos Minutos amostrada em 8 Abril 2003, 8 Outubro 2003, 28 Junho 2004 e 15 Junho 2005.

4.4. ANÁLISE GERAL E CONSIDERAÇÕES FINAIS

O acompanhamento da evolução da albufeira ao longo do período compreendido entre Junho de 2002 e Dezembro de 2005 permitiu caracterizar este corpo de água como monomíctico quente uma vez que a mistura apenas se dá uma vez por ano, e a temperatura da água nunca desce abaixo de 4 °C, aquecendo no Verão e estratificando.

A distribuição do oxigénio dissolvido apresenta-se muito dependente dos ciclos de estratificação térmica. Durante os períodos em que ocorre estratificação térmica na albufeira, o consumo de oxigénio no *epilimnion* é superado pela produção fotossintética levando assim a que nesta camada os valores de oxigénio se mantenham em níveis de sobressaturação. Valores elevados de oxigénio dissolvido registam-se também durante os períodos de mistura. Durante as estratificações térmicas, no *hipolimnion* o consumo de oxigénio dissolvido pelo metabolismo, decomposição da matéria orgânica e oxidação dos compostos reduzidos é superior à produção deste através da fotossíntese devido à baixa intensidade luminosa. Logo nas primeiras semanas após a formação da estratificação a situação de anóxia foi observada e assim se manteve até ao outono, i.e. até se desfazer a estratificação e se voltar à fase de mistura. Previsivelmente, as condições no hipolimnion virão a registar alterações favoráveis nos próximos anos, embora as concentrações de oxigénio se mantenham baixas.

O pH é um parâmetro indicador do balanço entre produção por um lado e respiração e decomposição por outro. O tipo de quimismo da água, devido essencialmente às características geológicas da bacia, pode igualmente influir no pH da água conferindo-lhe uma maior ou menor capacidade tampão. Na albufeira de Minutos os valores de pH são quase sempre básicos devidos à actividade de fotossíntese. Só pontualmente se observam situações de ligeira acidez, designadamente em Outubro e Novembro de 2004 e exclusivamente na camada profunda.

A albufeira dos Minutos desde o início da fase de enchimento tem apresentado uma dinâmica anual e um tipo de perfil vertical de parâmetros físicos consistentes com o padrão típico dos lagos monomícticos de zonas temperadas quentes.

A generalidade dos parâmetros apresentou valores muito baixos, o que seria previsível face à ocupação da bacia de drenagem da albufeira dos Minutos.

Os valores de CQO e CBO estiveram nalguns casos próximos ou excedendo os VMRs (valores máximos recomendados) indicados na legislação nacional. No entanto nunca foram obtidos valores que pudessem indiciar situações de contaminação associada a águas residuais domésticas, a pecuárias ou a algum tipo de indústria. A decomposição da matéria orgânica terrestre e do próprio solo que se desenvolveu com o alagamento da área de regolfo deverão estar na origem dos valores encontrados.

Relativamente aos macro-nutrientes, o fosfato apresentou em diversas datas valores muito baixos (inferiores ao LQ, limite de quantificação) embora nalgumas situações exceda o VMR estabelecido na legislação; o nitrato manteve-se sempre muito inferior ao VMR. No geral, a relação entre azoto e fósforo manteve-se equilibrada face à utilização pelos organismos autotróficos. No entanto, em 2004/2005 a amplitude de variação da razão N:P elevou-se com indicações contraditórias quanto ao nutriente limitante.

Os teores de Ferro, Manganês, Magnésio, Potássio e Sódio estão associados às características geológicas da bacia e não indicam contaminação agrícola ou industrial; valores superiores ao esperado numa situação de baixo impacto humano, como é o caso do ferro, são devidas a causas naturais, designadamente a presença de pirites na bacia havendo diversos locais na bacia da ribeira do Almansor com sinais de águas férreas.

O valor de SAR é baixo o que permite considerar que relativamente a essa componente do quimismo da água não surgirão quaisquer problemas associados à utilização da água para rega.

Os metais e metalóides não evidenciaram contaminações sendo na quase totalidade inferiores a LQ.

A microbiologia não revelou qualquer situação de contaminação, mantendo-se sempre os parâmetros microbiológicos em níveis muito inferiores aos estabelecidos na legislação nacional.

Seguido o padrão típico para as albufeiras do Sul de Portugal e muitas das do Centro e Norte, a estratificação térmica estival acarreta na albufeira dos Minutos a desoxigenação do hipolimnion. Mesmo as albufeiras menos eutrofizadas do Alentejo apresentam hipolimnions anóxicos. Nestas circunstâncias, e seguindo a dinâmica própria do fosfato, ferro e manganês, entre outros, há um fluxo do sedimento para água devido à elevação da solubilidade. Por outro lado a anóxia do hipolimnion leva à redução de compostos anteriormente sob forma oxidada, como é o caso de nitrato que é reduzido a amónia. Devido a estes fenómenos verifica-se na camada de água da albufeira inferior à

termoclina um enriquecimento em diversos compostos, alguns reduzidos de cheiro nauseabundo e mesmo tóxicos, e metais. Tendo a albufeira também uma utilização como origem de água de consumo, é importante ressaltar que a captação durante o período de estratificação (Abril a meados de Outubro) deverá ser efectuada a profundidade acima do hipolimnion, o que é fácil de controlar, na prática, através da concentração de oxigénio dissolvido.

Também nas descargas do caudal ecológico devem ser evitadas as águas de fundo, mais frias e de muito inferior qualidade.

A manutenção de água com boas características microbiológicas aconselha que seja acompanhada a situação relativamente aos sistemas sanitários das habitações situadas na bacia de drenagem da albufeira, a explorações pecuárias, e evitando situações de pastoreio na faixa envolvente da albufeira.

4.5. REFERÊNCIAS

Margalef, R. 1983. Limnología. Ed. Omega, Barcelona.

Wetzel, R. G. 1983. Limnology, 2nd edition. Saunders College Publ. N.Y.

5:

FITOPLANKTON E ESTADO TRÓFICO DA ALBUFEIRA DOS MINUTOS

ÍNDICE

5. FITOPLANKTON E ESTADO TRÓFICO DA ALBUFEIRA DOS MINUTOS	1
5.1. FITOPIGMENTOS E ESTADO TRÓFICO.....	1
5.1.1. Introdução.....	1
5.1.2. Metodologia	5
5.1.3. Resultados.....	6
5.2. FITOPLANKTON E ÍNDICES FITOPLANKTÓNICOS.....	15
5.2.1. Introdução.....	15
5.2.2. Metodologia	16
5.2.3. Resultados.....	17
5.3. ANÁLISE GERAL DO ESTADO ECOLÓGICO	21
5.4. REFERÊNCIAS	22

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 5.1. Variação dos valores de concentração de fitopigmentos (Clorofila a, Clorofila b, Clorofila c e Carotenóides), na água superficial da Albufeira de Minutos ao longo do tempo.....	7
Figura 5.2- Variação temporal do índice de degradação, da concentração da Clorofila a (método monocromático; Lorenzen, 1967) e dos feopigmentos para a água da superfície da albufeira de Minutos ao longo do tempo.....	8
Figura 5.3 TSI calculado sobre a Clorofila a superficial na Albufeira de Minutos ao longo do período de amostragem	9
Figura 5.4. Profundidade do disco de Secchi e correspondente TSI na Albufeira de Minutos ao longo do período de amostragem.....	10
Figura 5.5. Variação temporal da concentração de fitopigmentos na água de fundo da albufeira.	11
Figura 5.6. Variação temporal do índice de degradação, da Clorofila a (método monocromático; Lorenzen, 1967) e dos feopigmentos para a água do fundo da albufeira.	12
Figura 5.7. Variação do número de células ao longo do período de estudo na água de superfície da Albufeira dos Minutos.....	17
Figura 5.8. Variação dos grupos taxonómicos fitoplanctónicos na água de superfície da Albufeira dos Minutos	18

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 5.1: Correspondência de estados tróficos, índice de estado trófico (TSI), concentrações de clorofila a e de fósforo total, e profundidade do disco de Secchi (Carlson, 1977).....	3
Quadro 5.2: Valores limite para a classificação de estado trófico segundo OECD (JRC, 2001).	4
Quadro 5.3: Valores para classificação trófica do INAG (adaptação dos parâmetros da OECD).....	4
Quadro 5.4: Valores limite para classificação trófica das albufeiras de Portugal (Ferreira, 2002).....	4
Quadro 5.5. Valores de concentração de clorofila a (mg/m ³), disco de Secchi, e estados tróficos correspondentes na Albufeira dos Minutos. OL - oligotrófico, ME - mesotrófico, EU - eutrófico; Sistemas de classificação: OECD (JRC, 2001), INAG (2005), PNA (Ferreira, 2002), TSI (Carlson, 1977)	13
Quadro 5.6. Número de células dos 3 grupos mais importantes nos meses de verão na albufeira dos Minutos	19
Quadro 5.7. Ocorrência de taxa de Cianófitas potencialmente tóxicas em água superficial na albufeira dos Minutos.....	19
Quadro 5.8. Evolução dos índices fitoplanctónicos % de Cyanophyta e razão Chrysophyta/ /Cyanophyta na água superficial da Albufeira dos Minutos. nc - não calculável devido a divisão por zero	20

5. FITOPLANCTON E ESTADO TRÓFICO DA ALBUFEIRA DOS MINUTOS

5.1. FITOPIGMENTOS E ESTADO TRÓFICO

5.1.1. Introdução

A eutrofização é um processo associado a um enriquecimento de nutrientes do meio aquático resultando num aumento acentuado da produtividade biológica total (Edmondson, 1995; Wetzel, 1983). A eutrofização tem reflexos directos na deterioração da qualidade da água, particularmente de ecossistemas lênticos, constituindo um grave problema no caso das albufeiras que constituem origem de água para abastecimento público.

O grau de eutrofização de um corpo de água depende de um conjunto de factores como as características edáficas da bacia de drenagem, características morfométricas do corpo de água, características climáticas, e actividades humanas com repercussões na exportação de nutrientes.

Albufeiras de baixa profundidade apresentam geralmente uma razão elevada *Epilimnion/Hipolimnion* levando a uma maior concentração e retenção de nutrientes na coluna de água e a um aumento tendencial de produtividade primária e de densidade de organismos planctónicos (Edmondson, 1995; Ferreira, 2002).

Este aumento da produtividade primária causa geralmente a diminuição do valor biológico, patrimonial e estético diminui a potabilidade e aumenta a insalubridade (Wetzel, 1983, Edmondson, 1995). Particularmente importante é o facto de em águas eutrofizadas é muito provável a ocorrência e dominância de Cianofíceas (Cianófitas ou Cianobactérias) nas comunidades planctónicas. Algumas das espécies ou estirpes deste grupo taxonómico excretam produtos tóxicos que acarretam graves problemas de saúde pública quando a água é usada para abastecimento ou lazer (Wetzel, 1983), impondo particulares exigências relativamente ao tratamento.

O Alentejo é uma zona com características climáticas (temperaturas elevadas, elevada insolação) muito favoráveis à eutrofização e particularmente ao aparecimento de Cianofíceas (Wetzel, 1983), tipicamente desde o fim da Primavera até ao fim do Verão mas as condições amenas do nosso clima levam a que possam ocorrer florescências de Cianofíceas durante qualquer período do ano.

Apesar da possibilidade de uso directo de parâmetros físico-químicos, designadamente nutrientes ou transparência, e biológicos para determinação de uma categoria de estado trófico, a utilização de índices de estado trófico justifica-se pela

necessidade de apresentar ou sintetizar informações diversas sob forma de fácil apreensão e interpretação, permitindo comparações entre diferentes ecossistemas ou seguir a evolução temporal de um determinado corpo de água.

Durante os primeiros anos de vida de uma albufeira observam-se sinais de um rápido aumento nas concentrações de nutrientes e consequente subida do estado trófico que depois tende a decrescer (Margalef, 1983), consequentemente melhorando a qualidade da água.

A decomposição da biomassa vegetal terrestre na sequência do enchimento leva à libertação de teores elevados de nutrientes fosforados e azotados e decréscimo do oxigénio dissolvido devido ao consumo inerente a esse processo de decomposição. Mesmo com a remoção da vegetação arbórea e arbustiva (fonte de nutrientes de mais longo prazo), as herbáceas inevitáveis e a própria matéria orgânica dos solos inundados fornecem directamente para a água matéria orgânica dissolvida e nutrientes, resultantes da sua decomposição. Deste modo é de esperar uma relativamente baixa qualidade de água na fase inicial de vida da albufeira que de modo nenhum significa que esse corpo de água venha obrigatoriamente a apresentar no futuro características eutróficas.

Na caracterização do estado trófico de um corpo de água lântico, embora se use correntemente a biomassa clorofilina (Clorofila *a*) como indicador da resposta do ecossistema para um dado nível trófico, é o fósforo total (ou os fosfatos) que se considera o factor determinante do estado trófico da água em regiões temperadas (Wetzel, 1983, Edmondson, 1995) uma vez que determina a produção primária. Ferreira (2002) reconhece ser o fósforo o elemento determinante na eutrofização das albufeiras portuguesas e a regressão de estado trófico passará sempre pelo abaixamento das respectivas cargas afluentes.

Diversos sistemas de classificação foram propostos para a determinação do estado de eutrofização da albufeira, referindo-se o índice de estado trófico TSI (*Trophic State Index*, Carlson, 1977) (Quadro 5.1), e os sistema de classificação de OECD (JRC, 2001) (Quadro 5.2), INAG (2005) (Quadro 5.3), e Ferreira (2002) (Quadro 5.4).

O índice de estado trófico de Carlson baseia-se na avaliação da biomassa de algas através da clorofila *a*, na concentração do principal nutriente limitante - o fósforo - como critério de definição do estado trófico, ou ainda na transparência da água, avaliada com a profundidade visível do disco de Secchi, como medida indirecta da concentração de algas.

Apresentam-se os dados de TSI com base na concentração de clorofila *a* (Cl *a*, mg/m³), em que o índice TSI é calculado pela expressão

$$TSI \text{ clor } a = 10 (6 - (2,04 - 0,68 \ln Cl \text{ } a) / \ln 2)$$

e, de um modo complementar, calculou-se também o índice TSI a partir de dados de disco de Secchi (SD, m), como medida de avaliação da transparência da água:

$$TSI = 10 (6 - \ln SD / \ln 2)$$

Quadro 5.1: Correspondência de estados tróficos, índice de estado trófico (TSI), concentrações de clorofila *a* e de fósforo total, e profundidade do disco de Secchi (Carlson, 1977).

Estado trófico	Clorofila <i>a</i> mg/m ³	Disco de Secchi (m)	TSI
Oligotrófico	0.04	64	0
	0.12	32	10
	0.34	16	20
	0.94	8	30
Mesotrófico	2.60	4	40
	6.40	2	50
Eutrófico	20	1	60
	56	0.5	70
	154	0.25	80
	427	0.12	90
	1183	0.062	100

Quadro 5.2: Valores limite para a classificação de estado trófico segundo OECD (JRC, 2001).

Estado trófico do sistema	Valor médio de Clorofila a (mg/m ³)	Valor máximo de Clorofila a (mg/m ³)	Fósforo total (TP) (mg/m ³)	Profundidade média do disco de Secchi (m)
Ultraoligotrófico	<1	<2.5	<4	>12
Oligotrófico	<2.5	<8	<10	>6
Mesotrófico	2.5-8	8-25	10-35	3-6
Eutrófico	8-25	25-75	35-100	1.5-3
Hipereutrófico	>25	>75	>100	<1.5

Quadro 5.3: Valores para classificação trófica do INAG (adaptação dos parâmetros da OECD)

Estado trófico do sistema	Valor médio de Clorofila a (mg/m ³)	Fósforo total (TP) (mg/m ³)	Oxigénio dissolvido % saturação
Oligotrófico	<2.5	<10	
Mesotrófico	2.5-10	10-35	
Eutrófico	>10	>35	< 40

Quadro 5.4: Valores limite para classificação trófica das albufeiras de Portugal (Ferreira, 2002).

Estado trófico do sistema	Biomassa clorofilina média (mg/m ³)	Fósforo total (TP) (mg/m ³)
Oligotrófico	<2.5	<10
Mesotrófico	2.5-15	10-50
Eutrófico	>15	>50

Como a albufeira dos Minutos constitui um aproveitamento para fins múltiplos, seria desejável que evoluísse dentro de um estado trófico favorável na perspectiva do seu uso para abastecimento público.

5.1.2. Metodologia

A caracterização do estado trófico da massa de água foi efectuada com base em:

- quantificação da concentração em Clorofila *a* (mg/m³) na água (Wetzel, 1983), considerada uma forma relativamente fiável de avaliar indirectamente a biomassa fitoplanctónica;
- medição da profundidade do disco de Secchi, uma vez que um aumento na densidade de organismos planctónicos causa um aumento da turvação orgânica e, portanto, diminuição da transparência da água (Wetzel, 1983; Edmondson, 1995);

As colheitas de água foram efectuadas quinzenal ou mensalmente, na camada superficial da água da albufeira, a uma profundidade de 50 cm, bem como na sua camada mais profunda. A profundidade do disco de Secchi foi medida quinzenalmente, e em alguns casos mensalmente.

A determinação da concentração de clorofila *a* fitoplanctónica e de feopigmentos foi efectuada através do método monocromático com leitura de absorvância por espectrofotometria UV/V estabelecido por Lorenzen (1967) utilizando extracção a frio com acetona a 90% como solvente. O método tricromático, também com extracção a frio com acetona a 90% como solvente, foi utilizado para a determinação das concentrações de Clorofilas *a*, *b* e *c* ($C_1 + C_2$) (Jeffery & Humphrey, 1975), e de carotenoides (Strickland & Parsons, 1972).

Os sólidos suspensos totais (SST ou seston) foram igualmente quantificados para a água de superfície da albufeira seguindo os procedimentos de Wetzel & Linkens (1991).

A determinação do estado de eutrofização da albufeira efectuou-se através do índice de estado trófico TSI (*Trophic State Index*, Carlson, 1977) e também através das correspondências estabelecidas entre categorias de estado trófico e valores limite dos parâmetros analisados estabelecidas por OECD (JRC, 2001), INAG (2005), e Ferreira (2002).

O índice de estado trófico de Carlson baseia-se na avaliação da biomassa de algas através da clorofila *a*, na concentração do principal nutriente limitante - o fósforo - como critério de definição do estado trófico, ou ainda na transparência da água, avaliada com a profundidade visível do disco de Secchi, como medida indirecta da concentração de algas.

Apresentam-se os dados de TSI com base na concentração de clorofila *a* (Cl *a*, mg/m³), em que o índice TSI é calculado pela expressão

$$\text{TSI clor } a = 10 (6 - (2,04 - 0,68 \ln \text{Cl } a) / \ln 2)$$

e, de um modo complementar, calculou-se também o índice TSI a partir de dados de disco de Secchi (SD, m), como medida de avaliação da transparência da água:

$$\text{TSI} = 10 (6 - \ln \text{SD} / \ln 2)$$

5.1.3. Resultados

Superfície

Fitopigmentos e índice de degradação pigmentar.

Na figura 5.1 apresentam-se os resultados para as diversas clorofilas (obtidas a partir do método tricromático) e carotenóides.

A variação acentuada e rápida da concentração de clorofilas e de carotenóides é notória, como se pode observar na figura 5.1, tanto globalmente como dentro de cada estação do ano.

Comparando os 3 anos iniciais da vida da albufeira, observa-se um decréscimo progressivo da concentração de Clorofila *a* de 2002/2003 para 2003/2004, e um decréscimo bastante acentuado de 2003/2004 para 2004/2005 (Figura 5.1).

Após Junho 2004 observa-se uma atenuação nas oscilações de concentração de fitopigmentos, com uma diminuição acentuada dos valores face aos períodos anteriores (Figura 5.1) parecendo sugerir uma estabilização dos valores num nível mais baixo. Esta descida de concentrações de fitopigmentos observa-se desde o encerramento das comportas e é consistente com o habitualmente referido abaixamento da produção primária depois da fase inicial da nova albufeira. Este facto é geralmente devido ao decréscimo de nutrientes no corpo de água da albufeira após um período inicial em que se verificou a decomposição da matéria orgânica existente na área alagada.

Os valores mais elevados (superiores a 10mg/m³) de clorofila *a* registaram-se de Setembro a Novembro de 2002, ainda antes do fecho das comportas, na primavera e verão de 2003 e do outono à primavera de 2004. Para a clorofila *b*, os valores mais elevados (superiores a 1,5mg/m³) foram observados em Julho, Setembro e Outubro de 2003, e em Fevereiro e Maio de 2004. Em diversas situações o valor obtido para

este pigmento foi de zero ou próximo. Relativamente à clorofilac, valores superiores a 1,5 mg/m³ foram registados em Outubro e Novembro de 2002, Março a Maio e Outubro de 2003, e Março e Maio de 2004 (figura 5.1). A relação entre as concentrações de clorofilas *b* e *c* sugere prováveis dominâncias de diatomáceas em Outubro-Novembro de 2002, Maio de 2003, e Março e Maio de 2004.

As maiores concentrações de carotenóides seguem, no essencial, a variação observada na clorofila *c*.

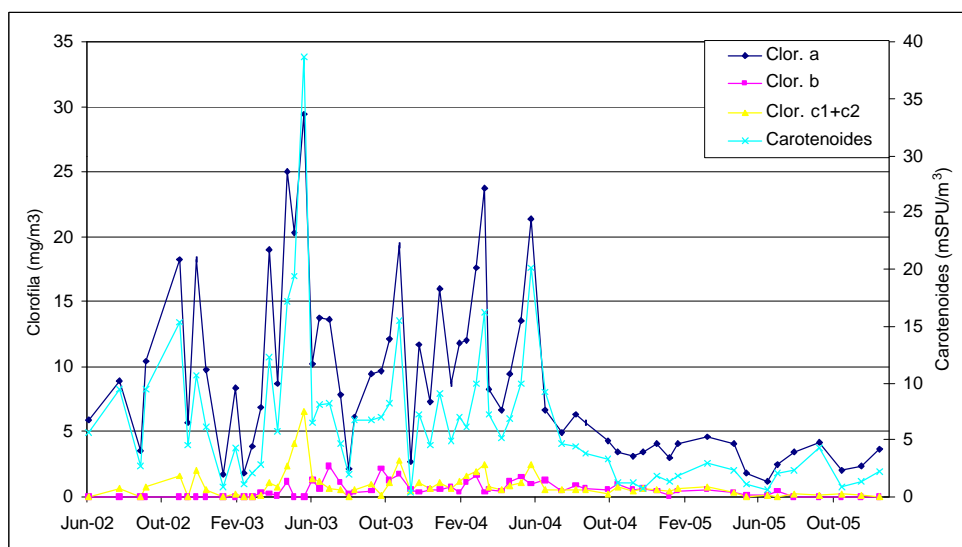


Figura 5.1. Variação dos valores de concentração de fitopigmentos (Clorofila *a*, Clorofila *b*, Clorofila *c* e Carotenóides), na água superficial da Albufeira dos Minutos ao longo do tempo.

Com excepção do mês de Novembro do período lótico-léntico de 2002/2003, todos os picos de concentração de Clorofila *a* se verificaram em períodos considerados como de intensa actividade fotossintética, correspondendo nomeadamente a períodos de Primavera, em que a temperatura da água é amena (12/14-20°C) e há um aumento de radiação solar. Esta variação no período de ocorrência dos picos de concentração poderá também estar associada a uma maior disponibilidade de nutrientes durante o período de mistura coincidente com o início do período de actividade fotossintética (Edmondson, 1995; Wetzel, 1983) quando os nutrientes que foram carreados da bacia hidrográfica, coincidindo com as condições climáticas favoráveis da primavera, propiciam uma mais elevada produção primária.

A partir de Julho de 2004, e até Dezembro de 2005, a concentração de clorofila manteve-se com tendência decrescente, apenas registando subidas em pequenos picos em Março de 2005 e Setembro de 2005.

Na figura 5.2 apresentam-se os valores da Clorofila *a* calculada pelo método monocromático (Lorenzen, 1967), que constitui o método mais corrente de determinação deste fitopigmento, e, complementarmente, e para avaliar o estado das populações fitoplanctónicas, calculou-se o índice de degradação (Lorenzen, 1967), apresentando-se também a variação de concentração de feopigmentos ao longo do tempo. Os valores médios de concentração de Clorofila *a* verificados para cada período anual foram de 6,98 mg/m³ em 2002/2003; 9,57 mg/m³ em 2003; 7,32 mg/m³ em 2003/2004; e de 2,29 mg/m³ em 2004/2005.

Os picos de concentração máxima de Clorofila *a* foram observados nos seguintes meses: Novembro 2002 (15,82 mg/m³); Março 2003 (15,40mg/m³); Abril de 2003 (23,74 mg/m³); Maio 2003 (17, 75 mg/m³ e 26, 09mg/m³), Março 2004 (20,31 mg/m³), e Maio 2004 (15, 82 mg/m³) (Figura 5.2). Os valores máximos atingidos no ano de 2004/2005 são inferiores à grande maioria dos valores mínimos de concentração observados para o ano de 2003/2004 (Figura 5.2).

Os valores de concentração de feopigmentos, pigmentos que já não são fotossinteticamente activos e são produto da degradação da clorofila (Wetzel, 1983), oscilaram entre um mínimo de 2,58 mg/m³ e um máximo de 74,14 mg/m³, tendo um valor médio de 21,06 mg/m³. A variação de concentração de feopigmentos foi idêntica à variação da concentração de Clorofila *a*, observando-se igualmente um acentuado decréscimo na sua concentração a partir de Julho de 2004 (Figura 5.2).

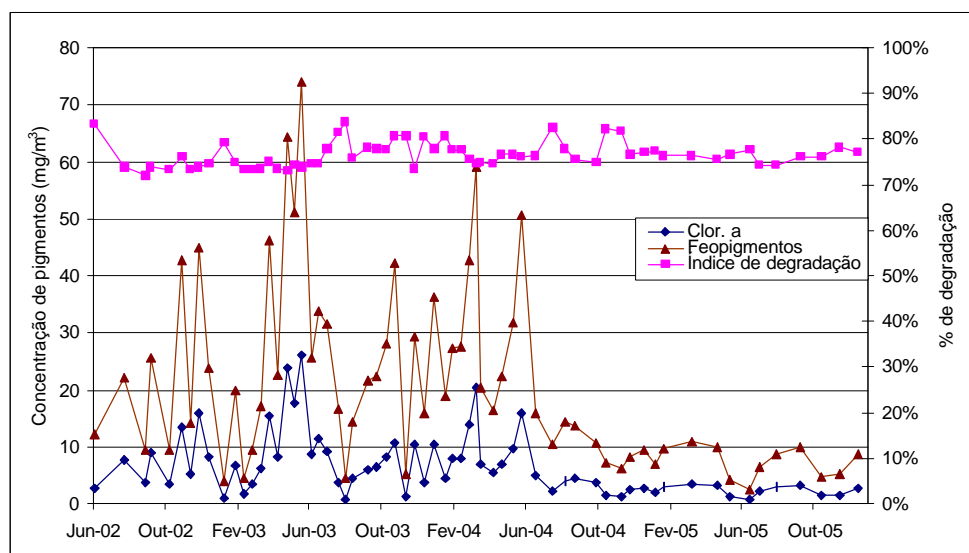


Figura 5.2- Variação temporal do índice de degradação, da concentração da Clorofila *a* (método monocromático; Lorenzen, 1967) e dos feopigmentos para a água da superfície da albufeira de Minutos ao longo do tempo.

Os valores do índice de degradação mantiveram-se sempre elevados e dentro do intervalo 70% a 85%. Esta situação não é correntemente observada já que é usual registarem-se valores inferiores a 70% o que não ocorreu durante o período de amostragem.

Com base nos teores da clorofila *a* foram calculados os valores correspondentes do Índice de Estado Trófico de Carlson (Trophic State Index, TSI). Ao longo do período de amostragem os valores de TSI observados foram os seguintes: 31 a 58 no período lótico-léntico até Janeiro de 2003, 36 a 63 de Fevereiro a Setembro de 2003, 33 a 60 de Outubro de 2003 a Setembro de 2004, e 28 a 42 de Outubro de 2004 a Dezembro de 2005 (Figura 5.3).

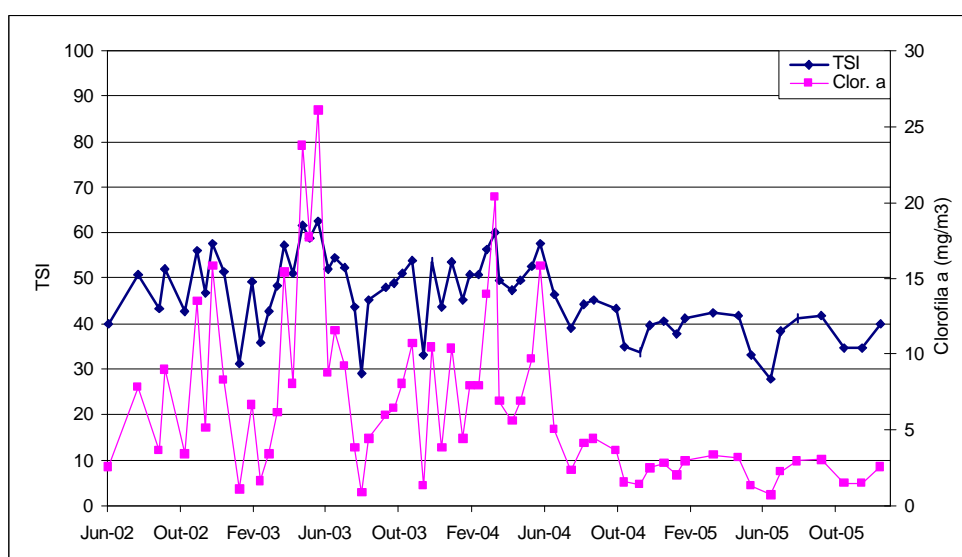


Figura 5.3 TSI calculado sobre a Clorofila *a* superficial na Albufeira de Minutos ao longo do período de amostragem

A grande amplitude de valores de Clorofila *a* encontrada traduz-se em valores de TSI que vão da Oligotrofia à Eutrofia. O período final da amostragem apresenta um TSI que permite caracterizar o corpo de água como Oligo-Mesotrófico.

A transparência da água é igualmente utilizada para estimar a produção primária, mais precisamente a concentração de organismos autotróficos planctónicos. Relativamente à transparência medida pela profundidade do disco de Secchi, observase um aumento ao longo do período em causa (Figura 5.4), corroborando a informação das clorofilas, descendo, no entanto, nos períodos chuvosos. Durante estes períodos a turvação eleva-se mas não devido à concentração de planctontes mas sim pela entrada de matéria em suspensão proveniente das linhas de água e da escorrência superficial. Por esse motivo a profundidade do disco de Secchi durante os períodos

chuvas não é utilizável como indicadora da produção ou biomassa planctónica. Relativamente ao período de maior actividade fotossintética, que se considerou estar compreendido entre Abril e Setembro, os valores médios obtidos foram 1,57m em 2003, 1,97m em 2004 e 1,86m em 2005. A média mais elevada em 2004 é em parte devida a um valor muito elevado de disco de Secchi registado num mês (3,18 em Setembro 2004).

Os valores mínimos de profundidade observados com o disco de Secchi foram 0,2m no período lótico-léntico, 0,54m no período anual de 2003, 1,08m no período de 2003/2004 (Figura 5.4) e 0,65m em 2004/2005. Os valores máximos de disco de Secchi observados foram 1m no período lótico-léntico, 2,4m em 2003, 3,18 em 2003/2004 e 3,15m para 2004/2005 (Figura 5.4).

Os valores de TSI correspondentes para os períodos de maior produtividade primária foram (Figura 5.4): 54,1 em 2003, 50,9 em 2004 e 51,7 em 2005. Com base no sistema de classificação de Carlson, estes valores correspondem a um grau de eutrofização de Meso-eutrófico.

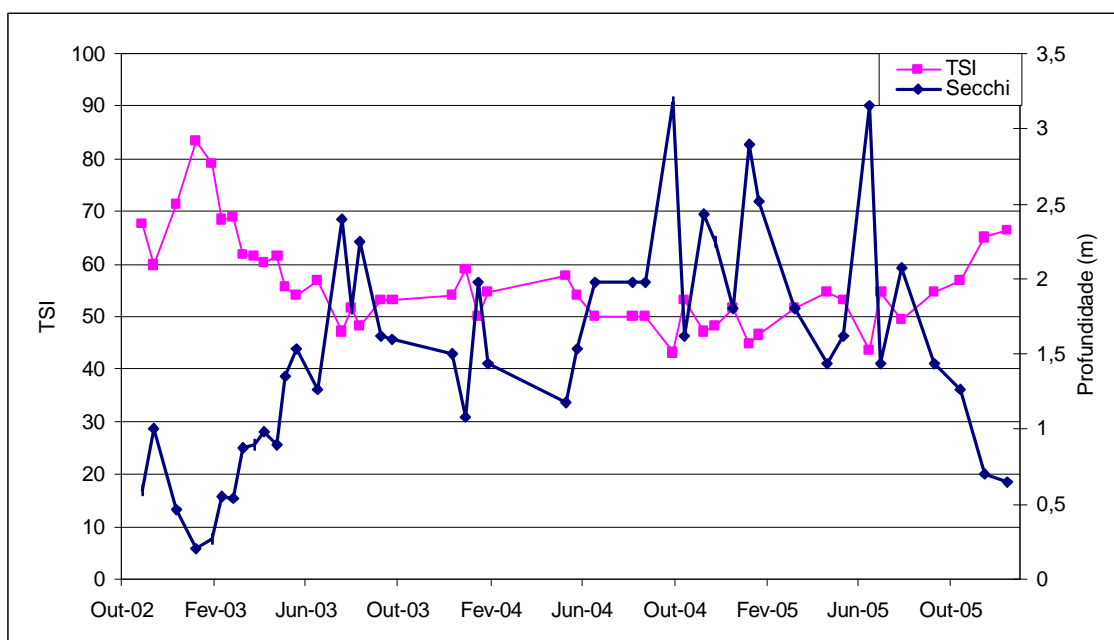


Figura 5.4. Profundidade do disco de Secchi e correspondente TSI na Albufeira de Minutos ao longo do período de amostragem

Fundo

Fitopigmentos e índice de degradação pigmentar

Relativamente às águas de fundo da albufeira (Figura 5.5), os valores de concentração dos diversos tipos de pigmentos superiores às registadas para a superfície ocorreram apenas durante o período lótico-léntico, de Agosto de 2004 a Outubro de 2004, e durante a maior parte do período de amostragem em 2005.

As concentrações de fitopigmentos variaram entre 0,33 e 76,14 mg/m³ para a clorofila *a*, entre 0 e 24,20 mg/m³ para a clorofila *b*, entre 0 e 14,25 mg/m³ para a clorofila *c*, e os carotenóides variaram entre 0 e 81,76 mSPU/m³.

As mais elevadas concentrações pigmentares no fundo comparadas com as da superfície podem dever-se à superior concentração de nutrientes na água de fundo, particularmente no período lótico-léntico inicial, e à concentração de material orgânico nas águas de fundo.

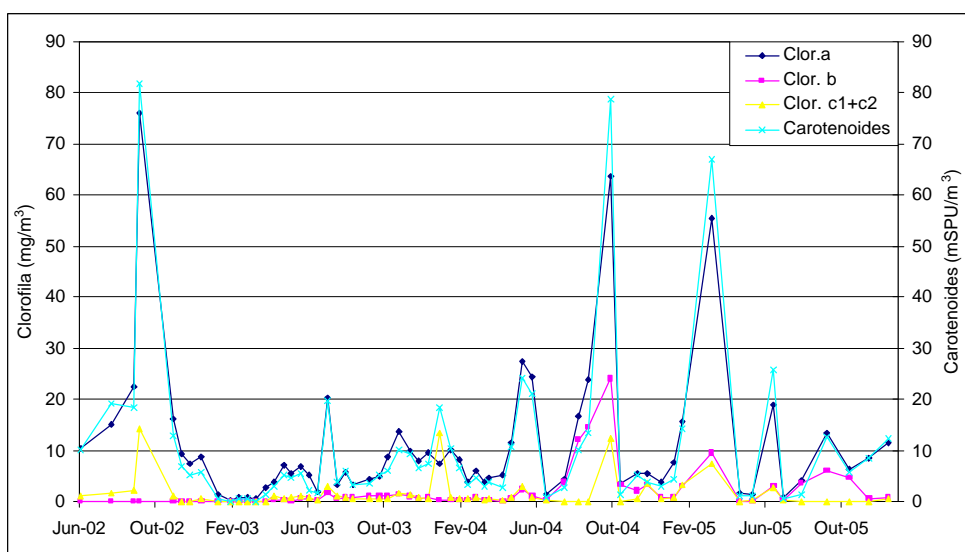


Figura 5.5. Variação temporal da concentração de fitopigmentos na água de fundo da albufeira.

Os períodos de senescência das populações fitoplanctónicas são particularmente comuns em picos de concentração dos pigmentos referentes aos meses de Verão, reflectindo os rápidos decaimento e degradação das populações assinaladas nos picos de concentração máxima de pigmentos na água da superfície durante a Primavera. No caso dos picos de Outono, uma dispersão do fitoplâncton da superfície por toda a coluna de água devido ao fim da termoclina e consequente mistura da água

da albufeira pode ter contribuído também para o aumento da concentração pigmentar na água do fundo.

De modo complementar, calculou-se o índice de degradação (Lorenzen, 1967), apresentando-se juntamente a variação de concentração de Clorofila *a* determinada pelo método monocromático (Lorenzen, 1967) e de feopigmentos ao longo do tempo (Figura 5.6).

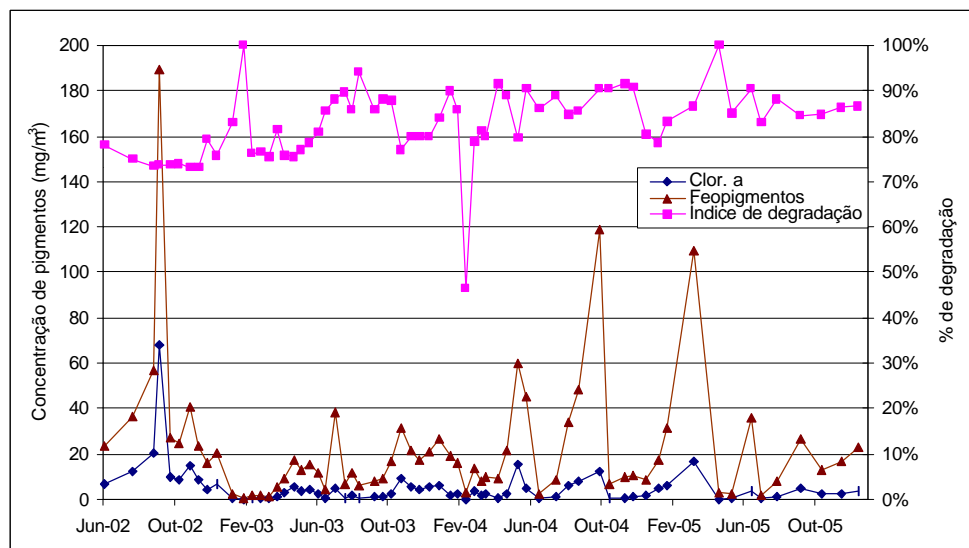


Figura 5.6. Variação temporal do índice de degradação, da Clorofila *a* (método monocromático; Lorenzen, 1967) e dos feopigmentos para a água do fundo da albufeira.

Os valores de concentração de Clorofila *a* variaram entre um mínimo de 0 mg/m³ e um máximo de 68,00 mg/m³, sendo o valor médio de 5,31 mg/m³.

A variação de concentração de feopigmentos foi novamente idêntica à variação da concentração de Clorofila *a* (Figura 5.6), e nalguns casos a totalidade do pigmento encontra-se degradada sob a forma de feopigmento. As concentrações feopigmentares distribuíram-se entre um mínimo de 0,33 mg/m³ e um máximo de 202,64 mg/m³, tendo um valor médio de 23,79 mg/m³. Na água de fundo, a generalidade dos valores do índice de degradação situou-se entre 75% e 100%.

Evolução do Estado Trófico

Os dados obtidos relativamente a Clorofila *a* e à profundidade do Disco de Secchi foram utilizados para classificação do corpo de água quanto ao estado trófico. É correntemente utilizado também o teor em Fósforo, sobretudo o Fósforo total. No entanto este é um factor da produção primária e não um índice ou indicador dessa

produção. As repercussões deste nutriente na produção primária dependem do quimismo do corpo de água, da dinâmica interna deste, da morfometria e do tempo de residência. Como a relação da concentração de fósforo e a produção primária fitoplanctónica não são sempre claras, optou-se por não utilizar o fósforo na classificação da albufeira quanto ao estado de eutrofização.

Com base nos diversos sistemas de classificação apresentados anteriormente, estabeleceram-se os estados tróficos para os diversos períodos. Não se considerou o período anterior ao fecho da albufeira e, posteriormente a esse fecho, calcularam-se as médias para o ano hídrico e para o período de maior actividade fotossintética, de Abril a Setembro (Quadro 5.5).

Quadro 5.5. Valores de concentração de clorofila *a* (mg/m³), disco de Secchi, e estados tróficos correspondentes na Albufeira dos Minutos. OL - oligotrófico, ME - mesotrófico, EU - eutrófico; Sistemas de classificação: OECD (JRC, 2001), INAG (2005), PNA (Ferreira, 2002), TSI (Carlson, 1977)

Período	Clorofila <i>a</i>		Profundidade de Disco de Secchi	
	Média	Máxima	Média	Mínima
Fev-Set 2003	5,2 ME, OECD ME, INAG ME, PNA ME, TSI	26,1 ME-EU, OECD		
Abr-Set2003	10,5 EU, OECD ME-EU, INAG ME, PNA ME-EU, TSI		1,57 EU, OECD ME-EU, TSI	1,35
Out03-Set04	4,2 ME, OECD ME, INAG ME, PNA ME, TSI	15,8 ME, OECD		
Abr-Set04	6,4 ME, OECD ME, INAG, ME, PNA ME, TSI		1,97 EU, OECD ME, TSI	1,18
Out04-Dez05	2,2 OL, OECD OL, INAG OL, PNA ME, TSI	3,18 OL, OECD		
Abr-Set05	2,3 OL, OECD OL, INAG OL, PNA ME, TSI		1,86 EU, OECD ME, TSI	1,44

Com base nos parâmetros utilizados, em 2003 o estado trófico da albufeira é meso-eutrófico. Em 2003/2004, os diversos critérios classificam a albufeira como mesotrófica, com apenas o disco de Secchi no período de maior actividade fotossintética levando a uma classificação de eutrófica. Em 2004/2005, a generalidade das classificações sobre a clorofila *a* aponta para uma situação de oligotrofia, com a discordância do TSI de Carlson.

A anteriormente referida diminuição da produção primária fitoplanctónica reflecte-se igualmente no estado trófico que gradualmente melhora no período 2003 -2005. Em 2005 o estado trófico é de oligotrofia o que constitui uma situação muito favorável na perspectiva da produção de água para consumo humano.

Com base na profundidade do disco de Secchi a albufeira é considerada mesotrófica ou mesmo eutrófica. O facto dos valores do disco de Secchi serem efectivamente inferiores ao esperado poderá dever-se a uma ressuspensão de material sedimentar que causa uma diminuição da transparência. Nas albufeiras pouco profundas e submetidas à acção do vento, este parâmetro tende frequentemente a descer, tornando-se menos adequado para classificar o estado trófico.

No Quadro 5.5 assinalam-se também os valores máximos de Clorofila *a* e mínimos de disco de Secchi. Em 2003 o máximo detectado de clorofila é 26,1mg/m³, um valor inquestionavelmente elevado, descendo para 15,8mg/m³ em 2003/2004 e para 3,2mg/m³ em 2004/2005, o que representa uma muito forte diminuição da produção primária. O valor médio e máximo de clorofila em 2003/2004 permite efectivamente considerar a albufeira como em estado de oligotrofia.

Os valores mínimos de disco de Secchi são neste 3 anos, 1,35m, 1,18m e 1,44m, não apresentando de novo correspondência com a evolução da clorofila.

A penetração da luz em profundidade está dependente da transparência e só nos corpos de água de maior transparência (i.e. oligotróficos) a luz no hipolimnion permite que aí se verifique fotossíntese. Por essa razão, durante os períodos de estratificação térmica a concentração de oxigénio dissolvido no hipolimnion reflecte se o sistema está mais ou menos eutrofizado. Só nos sistemas tipicamente oligotróficos é que no hipolimnion se observam teores de oxigénio próximos da saturação.

Durante o período de estratificação térmica considerado, de Maio a Setembro, verificou-se no *hipolimnion* um valor médio de saturação de oxigénio dissolvido de 9% para o ano de 2003, de 7,7% para o ano de 2004, e de 10,64% para o ano de 2005, valores muito inferiores ao limite considerado pelo INAG (40%) para o estado eutrófico em albufeiras (Quadro 5.3).

Com base neste critério, em todos os anos a albufeira dos Minutos deveria ser considerada eutrófica. No entanto, no Sul de Portugal, mesmo nas albufeiras menos produtivas e que se poderiam classificar como oligotróficas se observa depleção de oxigénio no hipolimnion pelo que este critério é questionável, pelo menos para esta região do país.

5.2. FITOPLANKTON E ÍNDICES FITOPLANCTÓNICOS

5.2.1. Introdução

De entre os diversos grupos taxonómicos que constituem o Fitoplancton, é objecto de particular atenção o grupo das espécies de cianobactérias.

As cianobactérias, também conhecidas por cianófitas, cianofíceas ou algas azuis, são organismos procariotas dotados de capacidade fotossintética que integram o plancton e que estão tipicamente associados a águas doces eutrofizadas designadamente meios lênticos (lagos, albufeiras) ou cursos em situações de baixa velocidade de corrente. O desenvolvimento destas algas em grandes números (*blooms*, florescências) ocorre em condições de elevada concentração de nutrientes, temperaturas elevadas e intensa radiação luminosa. No entanto, também têm sido detectadas florescências em regiões de latitudes elevadas e não unicamente em regiões tropicais ou de clima mediterrânico.

A ocorrência em meios fortemente enriquecidos em nutrientes levou a que lhes fosse atribuído o papel de indicadores de situações de eutrofização ou de degradação do estado ecológico do sistema aquático.

As condições de muito forte intensidade luminosa durante o Verão, parte da Primavera e do Outono e a muitas vezes elevada disponibilidade de nutrientes fosforados e azotados faz com que sejam frequentes as florescências de cianobactérias em Portugal.

Em condições de grande abundância e de flutuabilidade as cianobactérias podem formar grandes massas à superfície da água que impedem a penetração da luz na coluna de água com consequências muito negativas para o ecossistema em geral. O colapso destas populações na sequência do esgotamento de nutrientes e eventualmente também da diminuição da temperatura e da luminosidade, leva à decomposição da biomassa das cianobactérias e que vai igualmente ter consequências dramáticas no ecossistema aquático. Em ambas as situações uma das

consequências mais drásticas é a diminuição da concentração de oxigénio dissolvido que pode chegar à anóxia, i.e. ausência total de oxigénio.

Mas a consequência mais grave das florescências de cianobactérias é a produção de toxinas em condições que não estão ainda convenientemente esclarecidas. A libertação para a água destas toxinas ocorre sobretudo com a morte dos organismos e pode causar problemas sérios para a saúde pública.

As toxinas produzidas pelas cianobactérias são de 3 tipos: neurotoxinas, hepatotoxinas e toxinas irritantes ao contacto - lipopolisacáridos.

Os principais géneros de cianobactérias que geram as florescências mais frequentes nos sistemas aquáticos em Portugal produzem os seguintes tipos de toxinas:

- *Anabaena*: neurotoxinas, hepatotoxinas, toxinas irritantes ao contacto;
- *Aphanizomenon*: neurotoxinas, toxinas irritantes ao contacto;
- *Microcystis*: hepatotoxinas, toxinas irritantes ao contacto;
- *Oscillatoria*: neurotoxinas, hepatotoxinas, toxinas irritantes ao contacto.

Outros taxa podem também ser tóxicos, como *Nostoc*, *Coelosphaerium*, *Gomphosphaeria*.

Contrariamente às cianobactérias, que ocorrem em situações de eutrofização e degradação dos sistemas aquáticos, as algas crisófitas associam-se a meios oligotróficos e vão progressivamente diminuindo a sua representação ao longo do gradiente de eutrofização. Neste sentido constituem, tal como as cianobactérias, um grupo com valor como *taxa* indicador.

5.2.2. Metodologia

As colheitas sub-superficiais de amostras de água para o estudo do fitoplankton foram fixadas com solução de lugol. As identificações e contagens foram efectuadas com microscópio óptico invertido.

Na procura de índices simples que exprimam de forma numérica o estado ecológico de um corpo de água, têm sido propostos como índices fitoplanctónicos para os ecossistemas lênticos e que foram utilizados neste estudo:

% cianobactérias

crisófitas / cianobactérias

5.2.3 Resultados

Evolução temporal do fitoplancton

Número de Células

Ao longo do período de estudo observa-se uma grande variação no número de células de fitoplancton. Seguindo os vários períodos desde o fecho da barragem, em 2003 registaram-se as concentrações mais elevadas, atingindo a concentração máxima em Abril de 2003 (cerca de 26400 células/ mL) (Figura 5.7). Em 2003/2004, o número de células decresce fortemente, mantendo-se as concentrações dentro do intervalo 3900 - 9300 cél/mL.

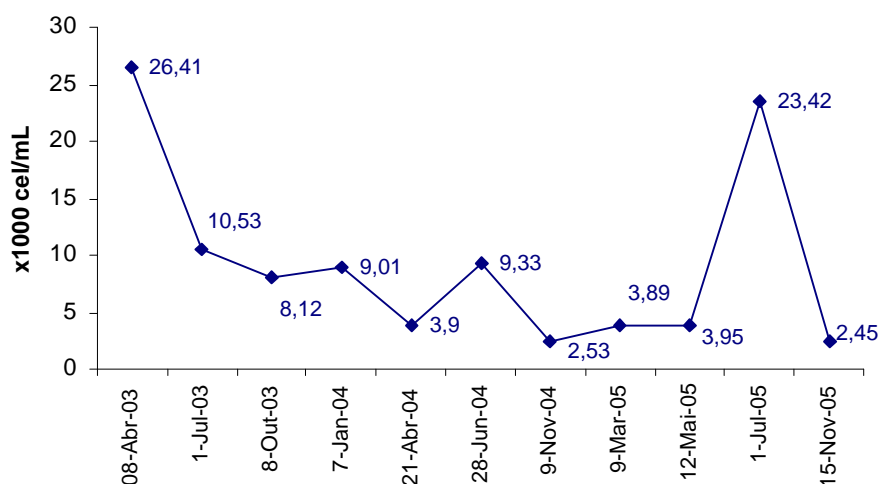


Figura 5.7. Variação do número de células ao longo do período de estudo na água de superfície da Albufeira dos Minutos

Em 2004/2005, as concentrações são mais baixas, entre 2000 e 4000 cel/mL com a exceção de um valor pontual elevado em Julho de 2005. No entanto este valor não corresponde a uma elevada biomassa fitoplanctónica e, portanto a um pico de produção, já que a concentração de clorofila não é proporcionalmente elevada (Figura 5.2), sendo de pequenas dimensões as células de Clorófitas que dominam neste mês (Figura 5.8).

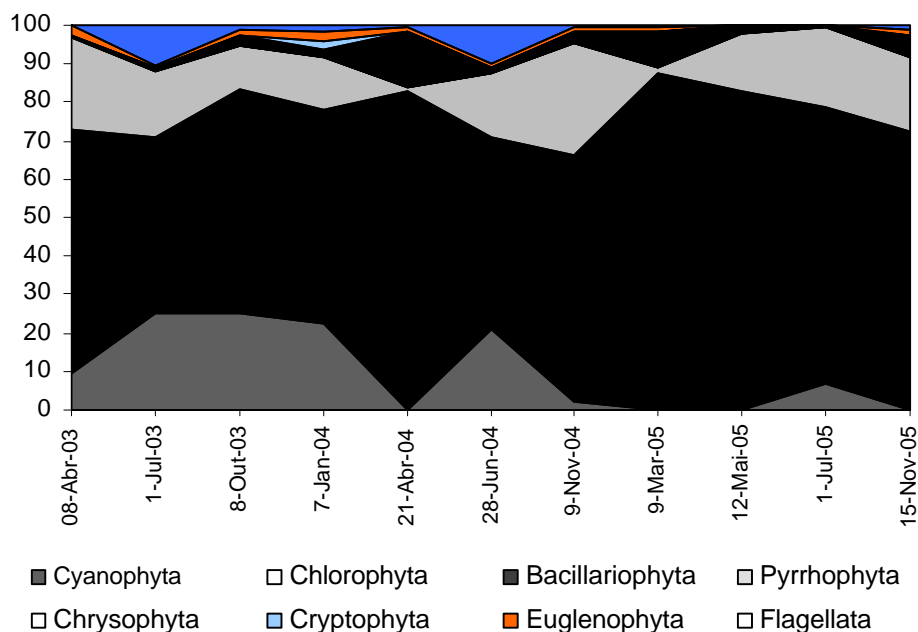


Figura 5.8. Variação dos grupos taxonómicos fitoplanctónicos na água de superfície da Albufeira dos Minutos

Relativamente à evolução dos diversos grupos de fitoplâncton, as Cianófitas, grupo que traduz geralmente as situações de maior eutrofização ou mais baixo estado ecológico, vão diminuindo ao longo do período de amostragem (Figura 5.8). De Abril de 2004 em diante, as concentrações são inferiores a 2000 céls/mL e em 2005, na maioria das amostras não foram detectadas Cianófitas.

As Clorófitas, o mais abundante grupo fitoplanctónico, mantêm níveis elevados ao longo do tempo, sempre superiores a 45% dos fitoplâncton. São atingidos valores máximos superiores a 80% nas primaveras de 2004 e 2005.

O grupo das Diatomáceas (Bacillariophyta) representa também um grupo importante, não apresentando embora o característico padrão de mais elevadas representações na primavera. Os restantes grupos apresentam concentrações relativamente baixas.

Nos meses de Verão dos vários anos não se verificaram florescências de Cianofíceas, como se poderia reear. Com efeito é durante o período mais quente e em que o azoto se pode tornar limitante que tende muitas vezes a dominar este grupo desenvolvendo florescências. Na albufeira dos Minutos durante esses meses as cianofíceas são sempre muito inferiores às clorofíceas e em 2005 também inferiores às diatomáceas e a evolução dos valores indica uma tendência decrescente ao longo do tempo (Quadro 5.6).

Quadro 5.6. Número de células dos 3 grupos mais importantes nos meses de verão na albufeira dos Minutos

Data	Cyanophyta Células x1000/mL	Chlorophyta Células x1000/mL	Bacillariophyta Células x1000/mL
1 Julho 2003	2,63	4,85	1,79
28 Junho 2004	1,93	4,67	1,54
1 Julho 2005	1,54	16,8	4,8

Relativamente à ocorrência de *taxa* de cianófitas potencialmente tóxicos, apenas se verificou a presença do género *Oscillatoria* e unicamente nos meses iniciais do período de estudo (Quadro 5.7). Após Julho de 2004 não se registou a ocorrência desta nem de outros taxa potencialmente tóxicos.

Quadro 5.7. Ocorrência de taxa de Cianófitas potencialmente tóxicas em água superficial na albufeira dos Minutos

Colheita	Ocorrência de taxa de Cianófitas potencialmente tóxicas		Total de Cianófitas	Fitoplankton total
	Taxa	Nº/mL	Nº x1000/mL	Nº x1000/mL
8 Abril 2003	<i>Oscillatoria</i>	207	2,5	26,4
1 Julho 2003	<i>Oscillatoria</i>	256	2,6	10,5
8 Outubro 2003	<i>Oscillatoria</i>	143	2,1	8,1
7 Janeiro 2004	<i>Oscillatoria</i>	66,6	2,0	9,0
21 Abril 2004	ausência		0,0	3,9
28 Junho 2004	<i>Oscillatoria</i>	177,6	1,9	9,3
9 Novembro 2004	ausência		0,05	2,5
9 Março 2005	ausência		0,0	3,9
12 Maio 2005	ausência		0,0	3,9
1 Julho 2005	ausência		1,5	23,4
15 Novembro 2005	ausência		0,0	2,5

A abundância de *Oscillatoria* spp. nunca foi elevada, nunca se registando florescências de cianófitas. O número de células é sempre relativamente baixo e representam uma fracção pequena das cianófitas que globalmente constituem uma pequena parte do total de organismos do fitoplankton (Quadro 5.7).

Os índices fitoplanctónicos % de Cyanophyta e a razão Chrysophyta/Cyanophyta (Quadro 5.8) corroboram as análises anteriores. No período inicial registam-se as % de Cianófitas mais elevadas, situação que se mantém até Junho de 2004 com valores superiores a 20% em meses de verão, outono e inverno. Após esta data os valores descem significativamente apresentando vários valores nulos em 2005. Os valores

mais elevados que se registam ao longo destes 3 anos são cerca de 25%, muito longe, portanto, das percentagens que se observam em muitas albufeiras do Sul de Portugal.

Quanto ao índice Chrysophyta/Cyanophyta, cujos valores elevados traduzem situações de mais elevado estado ecológico, os valores são mais baixos em 2003 e início de 2004, subindo depois em 2004 dada a muito baixa ocorrência de cianófitas (Quadro 5.8).

Quadro 5.8. Evolução dos índices fitoplantónicos % de Cyanophyta e razão Chrysophyta/ /Cyanophyta na água superficial da Albufeira dos Minutos. nc - não calculável devido a divisão por zero

Colheita	%Cyanophyta	Chrysophyta/ Cyanophyta
8 Abril 2003	9,6	0,1
1 Julho 2003	25,0	0,0
8 Outubro 2003	25,2	0,1
7 Janeiro 2004	22,5	0,1
21 Abril 2004	0,0	nc
28 Junho 2004	20,7	0,1
9 Novembro 2004	2,0	1,6
9 Março 2005	0,0	nc
12 Maio 2005	0,0	nc
1 Julho 2005	6,6	0,0
15 Novembro 2005	0,0	nc

5.3 ANÁLISE GERAL DO ESTADO ECOLÓGICO

Os processos de eutrofização são um dos principais problemas dos corpos de água fechados que actuam como reservatórios de nutrientes, podendo, quando as condições climáticas são favoráveis, despoletar processos de desenvolvimento massivo de algas (Odum, 1971; Wetzel, 1983). Como referido anteriormente, esta elevada produção primária apresenta vários problemas: (i) aumenta a curto prazo a quantidade de matéria orgânica no corpo de água, incrementando a possibilidade de ocorrência de processos anaeróbios, (ii) pode ocasionar a morte maciça das populações piscícolas por muito baixas concentrações de oxigénio ou grandes amplitudes diárias e por outras implicações fisiológicas (Menezes, 2000), (iii) podem ocorrer espécies de cianofíceas tóxicas.

É usual registar-se no início do enchimento de uma albufeira uma elevada produção primária. Uma vez que é durante a fase de enchimento da albufeira que a matéria orgânica da anterior vegetação terrestre se está a decompor, é de esperar que quando a albufeira atingir o nível de utilização, e se não houver aportes significativos de matéria orgânica e/ou nutrientes, se alcance, ou mantenha, um estado trófico significativamente melhor.

No período inicial da albufeira de Minutos dominaram as situações de mesotrofia avançada, próxima da eutrofia. De 2003 para 2004 observou-se uma tendência para a diminuição na concentração de Clorofila *a* e consequente melhoria do estado trófico, situação que se revelou mais evidente de 2004 para 2005 atingindo-se mesmo um estado geral de oligotrofia.

Apesar de a relativamente pequena profundidade observada na albufeira dos Minutos não deixasse prever que se viesse a verificar um estado de oligotrofia, é de supor que a albufeira tenderá a manter-se como oligotrófica/mesotrófica durante a fase inicial do seu processo de sucessão, caso se mantenha uma baixa carga de nutrientes proveniente da bacia drenada.

Na bacia hidrográfica da albufeira dos Minutos não existem povoações, explorações pecuárias, ou agricultura intensiva que possam exportar nutrientes ou matéria orgânica com potencial eutrofizador. Pelo contrário, o uso do solo (montado) numa bacia de relativamente pequenas dimensões permite prever que, não se vindo a registar outro tipo de actividades agro-pecuárias, a albufeira receberá uma baixa carga de nutrientes. Assim sendo é de esperar que ao longo dos próximos anos, e desde que no Verão o plano de água não atinja níveis particularmente baixos o estado trófico e

portanto a qualidade da água se mantenha dentro da mesotrofia. E nesse sentido a albufeira constituirá uma adequada origem de água para abastecimento público.

Dentro das comunidades responsáveis pelo essencial da produção primária numa albufeira, as comunidades fitoplanctónicas, é objecto de particular atenção o grupo das cianófitas. Esta justifica-se pelo facto de alguns destes taxa serem tóxicos e o grupo estar geralmente associado a ambientes aquáticos de baixa qualidade, fortemente eutrofizados e com elevadas produções primárias.

A constituição das comunidades algais não evidenciou dominância por parte das cianófitas. Este grupo fitoplanctónico ocorre com relativamente pequena expressão, não se tendo verificado qualquer florescência deste grupo. Em diversas datas não foram mesmo detectados organismos deste grupo.

Do grupo de cianofíceas potencialmente tóxicas só foi detectado um género, *Oscillatoria*, em números baixos e em muitas amostras não se observou a ocorrência de qualquer taxa tóxico. Não se identificaram, pois, situações susceptíveis de constituírem riscos para a saúde pública e de exigirem formas de tratamento complementar na produção de água para abastecimento público.

5.4. REFERÊNCIAS

Carlson, R. 1977. A Trophic State Index for Lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22: 361-369.

Edmondson W. T., 1995. Eutrophication. *Encyclopedia of Environmental Biology*. Vol. 1:697-703. Academic Press Inc.

Ferreira M.T. 2002. Estado Trófico da albufeiras. In: Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos. Ecologia, Gestão e Conservação. I. Moreira, M. T. Ferreira, R. Cortes, P. Pinto, P. Raposo de Almeida (eds). Instituto da Água, Lisboa.

JRC - JOINT RESEARCH CENTRE, 2001. Criteria for the Identification of Freshwaters Subject to Eutrophication. Ed. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 90p

Lorenzen C.J., 1967. Determination Of Chlorophyll And Pheopigments By Spectrophotometric Equations. *Limnol. Oceanogr.*, 12:343-346.

OECD, Organisation for Economic Cooperation and Development. 1982. Eutrophication of Water, Monitoring, Assessment and Control. Paris, 150 p.

SNIRH-INAG, 2005. www.inag.pt

Wetzel R. G. 1983. Limnology, 2nd edition. Saunders College Publishing, N.Y. 860p.

6:

EVOLUÇÃO DA COMPOSIÇÃO PISCÍCOLA DA ALBUFEIRA DE MINUTOS

ÍNDICE

6. EVOLUÇÃO DA COMPOSIÇÃO PISCÍCOLA DA ALBUFEIRA DOS MINUTOS.	1
6.1. INTRODUÇÃO.....	1
6.2. METODOLOGIA	3
6.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	4
6.3.1. Evolução Anual dos Ictiopovoamentos.....	4
6.3.2. Distribuição Espacial dos Ictiopovoamentos	8
6.3.3. Estrutura Sazonal dos Ictiopovoamentos	15
6.3.5. Estrutura Populacional.....	18
6.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES.....	20
6.5. REFERÊNCIAS	23

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 6.1. Esquema representativo de uma albufeira, apresentando a diferenciação espacial considerada na amostragem.....	3
Figura 6.2. Composição dos agrupamentos piscícolas na albufeira dos Minutos e respectivos tributários no total das amostragens.....	5
Figura 6.3. Composição dos agrupamentos piscícolas na albufeira dos Minutos e respectivos tributários ao longo dos anos de amostragem.	7
Figura 6.4. Composição dos agrupamentos piscícolas em diferentes zonas da área de estudo no total das amostragens: tributários, braços da albufeira e corpo central da albufeira dos Minutos.	9
Figura 6.5. Composição dos agrupamentos piscícolas em diferentes zonas da área de estudo em 2002: tributários, braços da albufeira e corpo central da albufeira dos Minutos.	10
Figura 6.6. Composição dos agrupamentos piscícolas em diferentes zonas da área de estudo em 2003: tributários, braços da albufeira e corpo central da albufeira dos Minutos.	11
Figura 6.7. Composição dos agrupamentos piscícolas em diferentes zonas da área de estudo em 2004: tributários, braços da albufeira e corpo central da albufeira dos Minutos.	12
Figura 6.8. Composição dos agrupamentos piscícolas em diferentes zonas da área de estudo em 2005: tributários e braços da albufeira dos Minutos.....	13
Figura 6.9. Percursos efectuados com eco-sonda em 2005 para prospecção de fauna piscícola no perímetro da albufeira dos Minutos.	13
Figura 6.10. Composição dos agrupamentos piscícolas em cada um dos tributários da albufeira dos Minutos no total das amostragens: ribeiras de Almansor, Matoso e Sta. Sofia.	14
Figura 6.11. Distribuição espacio-temporal dos agrupamentos piscícolas em diferentes zonas da área de estudo em dois períodos do ano nos três anos de amostragem.	17
Figura 6.12. Número de indivíduos por classe de dimensão da espécie <i>Lepomis gibbosus</i> capturados na albufeira dos Minutos e respectivos tributários ao longo do período de amostragem.	19

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 6.1- Espécies piscícolas capturadas na albufeira da barragem dos Minutos e respectivos tributários (ribeiras de Almansor, Matoso e Sta. Sofia), tipo (I – introduzido, End – endémica) e estatutos (E – em perigo, CT – comercialmente ameaçado, V –vulnerável, R – raro, K – insuficientemente conhecido, NT – não ameaçado).....	5
Quadro 6.2. Extensão dos tributários da albufeira dos Minutos em diferentes níveis de enchimento: cota actual (253 m) e cota do Nível de Pleno Armazenamento (NPA) (264m)	15

6. EVOLUÇÃO DA COMPOSIÇÃO PISCÍCOLA DA ALBUFEIRA DOS MINUTOS.

6.1. INTRODUÇÃO

Os peixes são elementos muito importantes na estrutura e funcionamento dos ecossistemas dulceaquícolas mas também na relação do homem com a água. Neste plano têm uma particular relevância já que constituem um grupo que as populações humanas locais reconhecem e que tem significado no plano estético e nos planos desportivo e de lazer. A pesca desportiva constitui uma actividade que impulsiona significativamente a actividade de uma região sendo hoje vista como um elemento muito importante no turismo das regiões mais deprimidas em que os valores naturais são significativos.

Para além destes aspectos as comunidades piscícolas integram o conjunto dos elementos de qualidade biológicos definidos na Directiva 2000/60/EC, comumente conhecida como Directiva-Quadro da Água. Esta Directiva estabelece que a fauna piscícola deve em princípio constituir um dos elementos utilizáveis para a classificação do estado ecológico de um corpo de água superficial.

Os peixes são componentes importantes das comunidades dulceaquícolas e sofrem significativas alterações com a transformação de um curso num corpo de água lântico. Desde logo, a nossa fauna indígena não integra espécies piscícolas lânticas e, portanto, com a radical transformação do meio, as espécies introduzidas lânticas ou de afinidades lânticas (as mais emblemáticas são carpa, achigã, perca-sol) enfrentam condições muito mais favoráveis (e.g. Mahon, 1984; Schlosser, 1985) e tendem a dominar a comunidade.

Tipicamente, a baixa diversidade física do novo corpo de água repercute-se no abaixamento da diversidade biológica. Acresce que, para além da muito reduzida diversidade física, os recursos tróficos numa albufeira são também mais pobres e menos heterogêneos. Finalmente as espécies indígenas são geralmente espécies associadas a habitats de corrente e aparentemente a maioria necessita de uma conectividade da albufeira com as linhas de água para se concretizarem diversos processos biológicos, designadamente a reprodução.

Como resultado deste conjunto de factores, assiste-se, com a criação de uma albufeira, a uma considerável perda de valor da fauna piscícola, desaparecendo um conjunto de espécies e passando a dominar as espécies bem adaptadas aos meios lânticos que são na totalidade, e como se referiu, espécies exóticas.

A construção de uma barragem produz alterações profundas no ecossistema lótico existente: na área inundada o fluxo lótico desaparece, o tempo de retenção de água aumenta, reduz-se o número de habitats marginais e dá-se o aparecimento no corpo de água criado de uma enorme zona pelágica.

As flutuações do nível da água decorrentes dos usos têm uma forte acção erosiva sobre a zona litoral, aumentam a turvação da água e a produtividade biológica e impedem a vegetação macrofítica marginal e os invertebrados de se estabelecerem.

A redução do nível da água, sobretudo na Primavera-Verão determina a perda de habitats marginais, ainda maior diminuição da área alimentar disponível para as populações piscícolas devido à estratificação térmica e um elevado risco de destruição das posturas das espécies sedentárias (Kubeka, 1993). A diminuição do nível também dificulta a saída para a desova (e o regresso após reprodução) das espécies que desovam nos tributários.

As flutuações do nível da água e a eutrofização, no seu conjunto, provocam a desoxigenação extensiva da área pelágica profunda, ficando a área vital disponível circunscrita a uma estreita faixa superficial pelágica, dificilmente explorável pelas espécies existentes. Consequentemente, e em particular no período de estratificação térmica, a distribuição das espécies em geral é afectada, e o regime alimentar das bentónicas/detríticas fica condicionada.

A maior parte das espécies nativas tem dificuldade em se estabelecer, resultando na diminuição dos seus efectivos (Godinho, 1994). Verifica-se que a densidade e biomassa encontradas se concentram em apenas algumas espécies, na generalidade espécies exóticas, particularmente bem adaptadas ao novo sistema criado como consequência de uma preferência por ambientes lênticos (Mahon, 1984; Schlosser, 1985). Deste modo, estas espécies evidenciam um maior sucesso ecológico em albufeiras, tornando-se dominantes em detrimento das espécies nativas. Também os repovoamentos de espécies exóticas com valor comercial (e.g. achigã), muitas vezes realizados por iniciativa privada, tendem a acentuar as diferenças proporcionais entre exóticas e indígenas nas albufeiras.

Neste enquadramento, dificilmente é possível o estabelecimento de toda uma comunidade biológica complexa que assegure a manutenção da diversidade específica do sistema e das suas redes tróficas (Granado-Lorencio, 1992). Este facto tem implicações importantes em termos de ordenamento, visto que as comunidades parecem ser principalmente influenciadas por processos estocásticos ligados ao uso da água (Ferreira & Godinho, 1994): extracção de água e respectivas flutuações de

nível; actividades de uso da bacia de drenagem com consequências na carga orgânica e nutritiva, ou seja, na eutrofização e poluição da água.

Com esta componente do estudo procurou-se acompanhar a evolução dos agrupamentos piscícolas ao longo da primeira fase de vida da albufeira e caracterizar a ocupação das diversas unidades espaciais do novo corpo de água.

6.2. METODOLOGIA

As amostragens foram efectuadas sazonalmente entre Maio de 2002 e Dezembro de 2005 na albufeira da barragem dos Minutos e respectivos tributários. Adoptou-se uma abordagem espacialmente diferenciada, no sentido de uma leitura longitudinal da albufeira a partir do paredão da barragem, explorando a diversidade de situações existentes no corpo de água e meios adjacentes. Assim, a recolha de dados foi efectuada no corpo central da albufeira (zona de maior profundidade sem proximidade da margem), braços da albufeira (zonas relativamente profundas definidas pelos antigos leitos das ribeiras) e nos tributários, respectivamente, ribeiras de Almansor, Matoso e Sta. Sofia (Fig. 6.1).

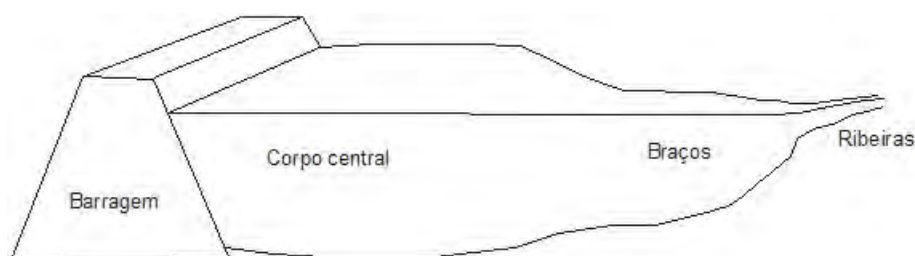


Figura 6.1. Esquema representativo de uma albufeira, apresentando a diferenciação espacial considerada na amostragem.

No perímetro da albufeira, as capturas foram realizadas com redes de emalho (malha de 35 mm, 90 mm e 200 mm) e tresmalho (25 mm e 60 mm). As redes foram colocadas à superfície, abaixo da termoclina (quando existente) e no fundo.

O progressivo aumento do volume do corpo de água ao longo do período de amostragem resultou numa diminuição da eficiência de pesca na albufeira, razão pela qual, a partir de 2004, foi também utilizada uma eco-sonda que permitisse localizar

zonas utilizadas pelos indivíduos para posterior colocação de redes. Foram, assim, efectuados inúmeros percursos, de modo a garantir o varrimento do corpo central e dos braços da albufeira, até à confluência com os tributários.

Nas situações de menor profundidade, nomeadamente nas zonas de margem e nas ribeiras, utilizou-se um aparelho de pesca eléctrica de transporte dorsal de 12 V, tendo sido utilizado com 50 a 100 impulsos/seg., 10kW/impulso e 600 a 800 V, de acordo com a condutividade da água.

Os exemplares capturados foram identificados e medidos no local (comprimento total). A gambúsia, *Gambusia holbrooki*, não foi considerada para efeitos de tratamento de dados por se tratar de uma espécie de pequenas dimensões cuja captura é fortemente errática.

As capturas foram expressas em termos proporcionais, por forma a evitar eventuais erros de avaliação, decorrentes da utilização de distintas artes e esforços de pesca.

6.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.3.1. Evolução Anual dos Ictiopovoamentos

Em termos de caracterização geral das capturas efectuadas na albufeira da barragem dos Minutos e respectivos tributários, designadamente ribeiras de Almansor, Matoso e Sta. Sofia, foram identificadas dez espécies pertencentes à ictiofauna da rede hídrica do rio Tejo (Quadro 6.1). Verificou-se que as espécies nativas representam 60% da riqueza específica, 50% correspondendo a ciprinídeos. No entanto, em termos de capturas relativas, as espécies exóticas dominaram as amostragens (94%), em particular *Lepomis gibbosus* (88%) (Fig. 6.2). *Chondrostoma polylepis* representou apenas 4% das capturas e *Barbus bocagei* 2%, ocorrendo as restantes espécies nativas, designadamente *Squalius alburnoides*, *Squalius pyrenaicus*, *Cobitis paludica* e *Chondrostoma lusitanicum* com valores inferiores a 1%.

Quadro 6.1- Espécies piscícolas capturadas na albufeira da barragem dos Minutos e respectivos tributários (ribeiras de Almansor, Matoso e Sta. Sofia), tipo (I – introduzido, End – endémica) e estatutos (E – em perigo, CT – comercialmente ameaçado, V –vulnerável, R – raro, K – insuficientemente conhecido, NT – não ameaçado)

Espécie (nome vulgar)	Tipo	Estatutos			
		Portugal *	Espanha **	Convenção de Berna	Directiva Habitats
FAMÍLIA CYPRINIDAE					
<i>Barbus bocagei</i> Steindachner, 1865 (Barbo do norte)	End	NT	NT	III	
<i>Chondrostoma polylepis</i> (Steindachner, 1865) (Boga)	End	NT	NT	III	Anexo II
<i>Chondrostoma lusitanicum</i> Collares-Pereira, 1980 (Boga portuguesa)	End	R		III	Anexo II
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758 (Carpa, Sarmão)	I				
<i>Squalius pyrenaicus</i> Gunther, 1868 (Escalo do sul, Escalo)	End	NT	NT	III	
<i>Squalius alburnoides</i> (Steindachner, 1866) (Bordalo)	End	NT	NT	III	Anexo II
FAMÍLIA COBITIDAE					
<i>Cobitis paludica</i> De Buen, 1930 (Verdemã)	End	NT	V		
FAMÍLIA POECILIIDAE					
<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859 (Gambúsia)	I				
FAMÍLIA CENTRARCHIDAE					
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1958) (Perca-sol)	I				
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepede, 1802) (Achigã)	I	K		NT	

* SNPRCN, 1991; ** ICONA, 1986.

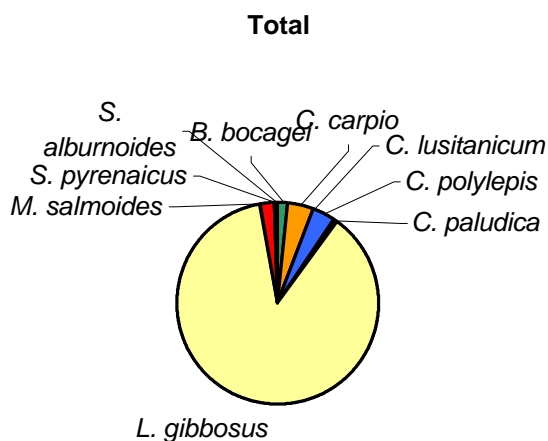


Figura 6.2. Composição dos agrupamentos piscícolas na albufeira dos Minutos e respectivos tributários no total das amostragens.

No sentido de analisar evolutivamente a estrutura dos ictiopovoamentos, efectuou-se uma análise comparativa dos agrupamentos piscícolas nos quatro anos de amostragem. A Figura 6.3 apresenta as capturas totais relativas por espécie nos quatro anos de amostragem:

- Em 2002 as espécies com maior abundância relativa foram *Lepomis gibbosus* (82%) e *Cyprinus carpio* (12%). As restantes espécies, todas nativas, ocorreram com valores bastante inferiores, tendo sido *Barbus bocagei* a que registou uma proporção mais elevada (5%). *Squalius alburnoides*, *Squalius pyrenaicus* e *Chondrostoma lusitanicum* apresentaram valores iguais ou inferiores a 1%.
- Em 2003 a espécie mais abundante continuou a ser *Lepomis gibbosus* (88%), seguida de *Micropterus salmoides* (6%), provavelmente introduzida na albufeira dado o seu valor comercial, uma vez que nunca havia sido capturada. Destaca-se ainda uma notória diminuição das capturas relativas de *Cyprinus carpio* (2%) e de *Barbus bocagei* (1%). Apenas em 2003 foi capturada a espécie *Chondrostoma polylepis* (2%), não se detectando a presença de *Chondrostoma lusitanicum* e *Squalius alburnoides*. *Squalius pyrenaicus* continuou a apresentar capturas reduzidas (inferiores a 1%).
- Em 2004 voltou a registar-se um aumento proporcional das capturas de *Lepomis gibbosus* (94%), acentuando a dominância desta espécie no total das capturas. As restantes espécies não apresentaram abundâncias relativas superiores a 2%: *Barbus bocagei*, *Squalius pyrenaicus*, *Cobitis paludica*, *Micropterus salmoides* e *Cyprinus carpio*. Voltou a não se registar a presença de *Squalius alburnoides* e *Chondrostoma lusitanicum*.
- Em 2005 observou-se uma diminuição da abundância relativa de *Lepomis gibbosus* (87%). *Chondrostoma polylepis* ocorreu de forma bastante expressiva (9%), estando estas capturas possivelmente relacionadas com migrações potamódromas. Cada uma das restantes espécies não ultrapassou 2% do total das capturas: *Cyprinus carpio*, *Micropterus salmoides*, *Barbus bocagei* e *Squalius alburnoides*.

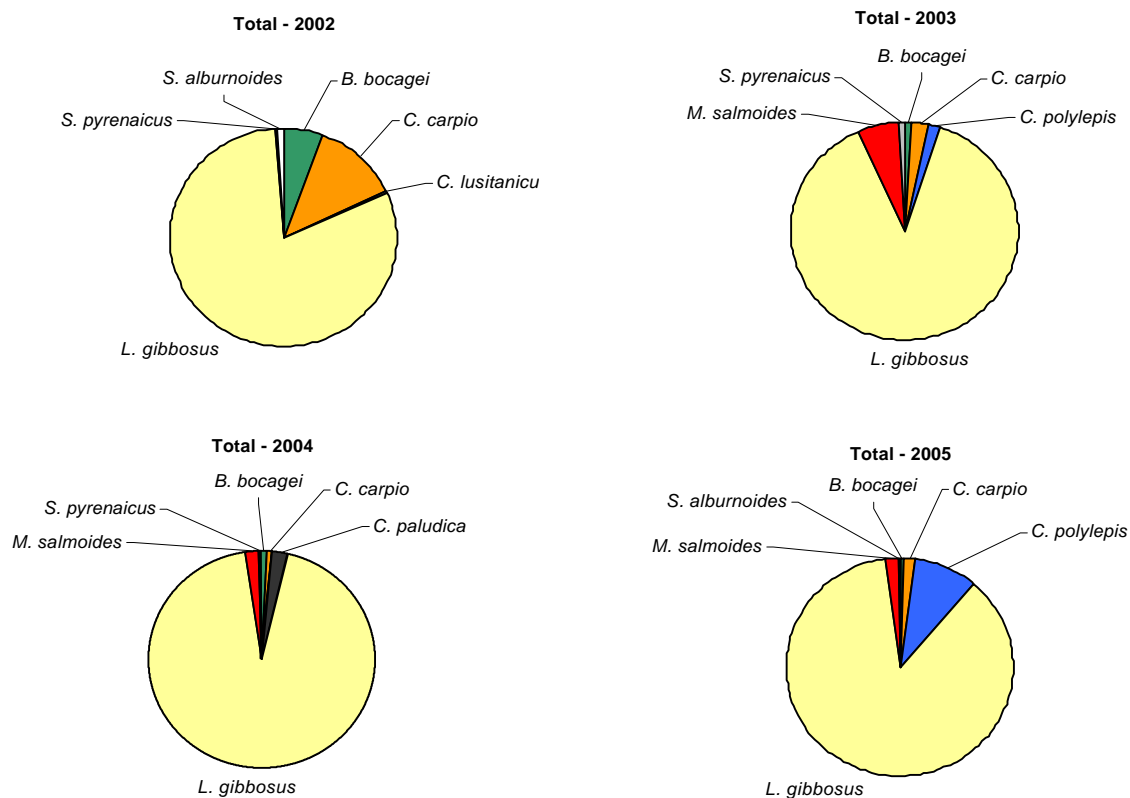


Figura 6.3. Composição dos agrupamentos piscícolas na albufeira dos Minutos e respectivos tributários ao longo dos anos de amostragem.

Estes resultados representam uma ameaça potencial para as espécies indígenas, uma vez que as espécies exóticas presentes estão melhor adaptadas aos sistemas lênticos (Mahon, 1984; Schlosser, 1985) e tendem nestes casos a dominar os agrupamentos.

Por apresentarem pouca variedade de habitats e uma capacidade de suporte limitada, as albufeiras não comportam simultaneamente grandes riquezas específicas e elevadas abundâncias. Estando as espécies exóticas melhor adaptadas a sistemas lênticos, a competição pelos recursos é-lhes sempre vantajosa, pelo que a diversidade piscícola se desloca no sentido de uma dominância, muitas vezes absoluta, destas espécies em relação às nativas. Afastadas outras espécies, a disponibilidade de recursos para as exóticas aumenta, o que se traduz naturalmente num aumento das abundâncias.

Por oposição à riqueza relativa da ictiofauna dos rios ibéricos, o número de espécies encontrado em albufeiras é sempre inferior, sendo as comunidades piscícolas pouco diversificadas e com baixo grau de persistência temporal (Granado-Lorencio, 1991;

Ferreira & Godinho, 1994). Nesta perspectiva, as albufeiras acarretam uma vertente destruidora dificilmente corrigível (Bravard *et al.*, 1986 *in* Ferreira *et al.*, 1997).

6.3.2. Distribuição Espacial dos Ictiopovoamentos

Numa análise mais detalhada dos resultados totais, verificou-se que a dominância de espécies exóticas ocorre nas ribeiras e nos braços da albufeira dos Minutos, com valores de abundância relativa entre 89% e 97% (Fig.6.4). *Lepomis gibbosus* dominou as capturas efectuadas nas ribeiras (93%) e nos braços da albufeira (75%), apresentando valores de abundância relativa reduzidos apenas no corpo central da albufeira (4%). Esta espécie ocorre, assim, num gradiente de profundidade, sendo mais abundante nas zonas de menor profundidade (ribeiras, braços e margens da albufeira) e menos comum nos locais mais profundos, como o corpo central da albufeira.

Estes resultados estão em conformidade com o facto de *Lepomis gibbosus* utilizar normalmente habitats de profundidade média com pouca ou nenhuma corrente, geralmente associados a zonas de margem com vegetação aquática (Ilhéu *et al.*, 1999; Bernardo *et al.*, 2003). *Micropterus salmoides* apresentou proporções baixas nas ribeiras e nos braços da albufeira, respectivamente 1% e 3%. *Cyprinus carpio* ocorreu de forma bastante expressiva nos braços (13%), mas principalmente no corpo central da albufeira (33%), já que, sendo um ciprinídeo limnófilo, esta espécie consegue explorar os depósitos de detritos orgânicos que tendem a afundar na zona pelágica profunda (Granado-Lorencio, 1992).

No que diz respeito às espécies nativas, *Barbus bocagei* teve maior expressão no perímetro da albufeira, em particular no corpo central (63%). *Chondrostoma polylepis* registou maior proporção nas capturas dos braços da albufeira (9%), embora também tenha ocorrido nas ribeiras (2%). *Squalius alburnoides*, *Squalius pyrenaicus*, *Cobitis paludica* e *Chondrostoma lusitanicum* apenas foram capturadas nas ribeiras, todas com abundâncias relativas da ordem de 1%.

Com efeito, as comunidades de peixes nativos sedentários fluviais (a maioria ciprinídeos, e parte dos quais endémicos) apresentam uma baixa diversidade trófica e pouca especialização alimentar, grande plasticidade e oportunismo nos locais e tipos de alimentos nas diferentes épocas do ano, elevados níveis de mortalidade e de recrutamento e pirâmides etárias curtas, características resultantes da necessidade de fazer face às flutuações hidrológicas nos ecossistemas fluviais mediterrâneos

(Granado-Lorencio, 1992). A larga maioria destas espécies não encontra condições de sobrevivência nas albufeiras, onde não existem zonas de baixa profundidade, com velocidade de corrente moderada, habitats marginais diversificados e abundância de detritos vegetais e animais, fitobentos e macroinvertebrados (Ferreira & Godinho, 1994). Apenas as espécies indígenas com ciclo de vida de elevado oportunismo, hábitos alimentares omnívoros ou detritívoros e migrações de desova da albufeira para os afluentes (espécies migradoras potamódromas como *Barbus bocagei* e *Chondrostoma tolepis*) têm a possibilidade de se estabelecer (Granado-Lorencio, 1992). As restantes espécies indígenas vêm-se reduzidas à possibilidade de ocupar habitats nas zonas de contacto da albufeira com os respectivos tributários.

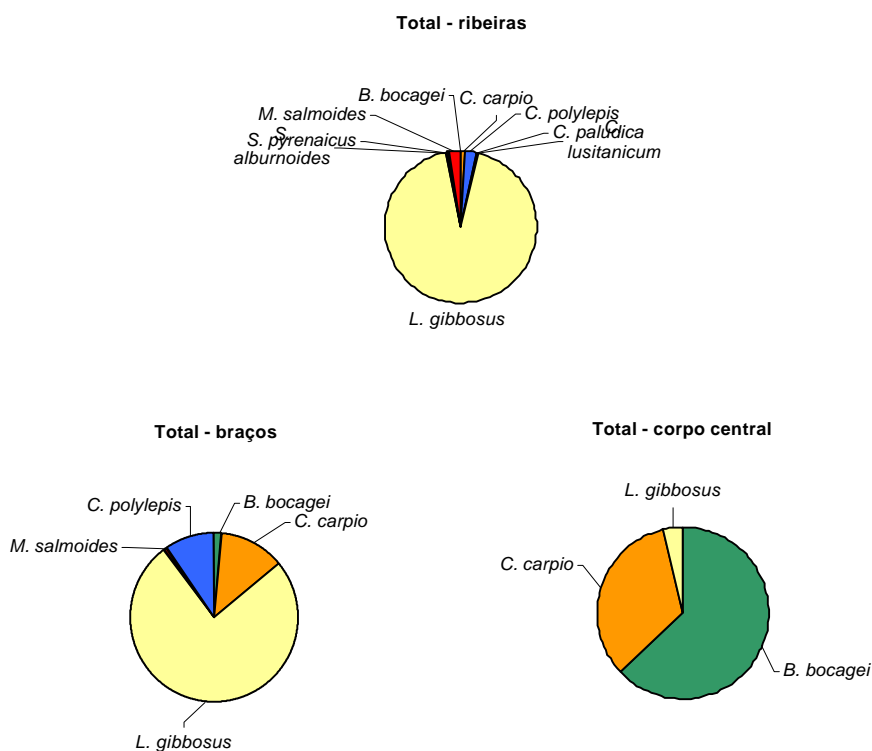


Figura 6.4. Composição dos agrupamentos piscícolas em diferentes zonas da área de estudo no total das amostragens: tributários, braços da albufeira e corpo central da albufeira dos Minutos.

As Figuras 6.5, 6.6, 6.7 e 6.8 apresentam a distribuição espacial dos agrupamentos piscícolas em cada ano de amostragem, reforçando a dominância de *Lepomis gibbosus* nas ribeiras (superior a 89%).

Em 2002 os braços da albufeira apresentaram uma maior abundância relativa de *Cyprinus carpio* (75%), contribuindo *Lepomis gibbosus* para um reforço da dominância das espécies exóticas nesta zona (22%) (Fig. 6.5). *Barbus bocagei* ocorre nas duas zonas da albufeira, embora se registem proporções elevadas apenas no corpo central (61%).

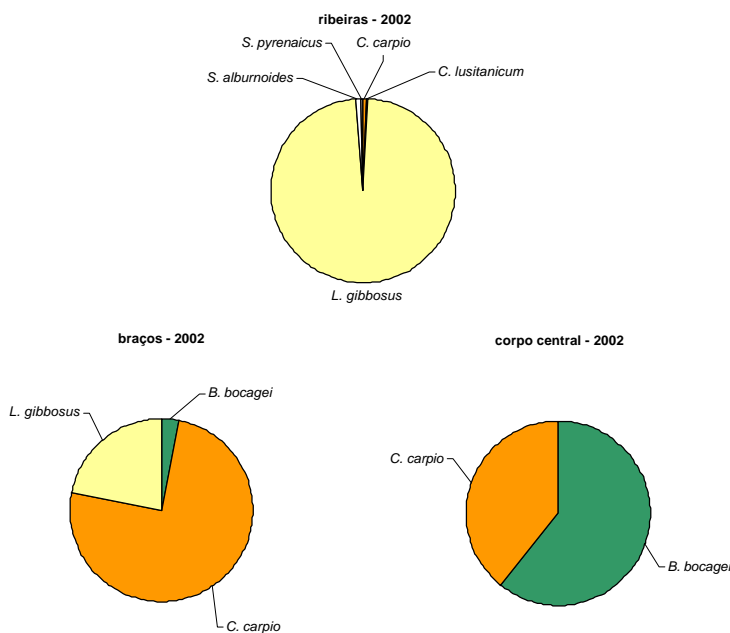


Figura 6.5. Composição dos agrupamentos piscícolas em diferentes zonas da área de estudo em 2002: tributários, braços da albufeira e corpo central da albufeira dos Minutos.

Em 2003 verificou-se um notório aumento da abundância relativa de *Lepomis gibbosus* (33%) nos braços da albufeira, acompanhado por uma diminuição proporcional de *Cyprinus carpio* na mesma zona (33%) (Fig. 6.6). O aparente aumento da abundância relativa de *Barbus bocagei* no perímetro da albufeira é, na verdade, decorrente da marcada diminuição das capturas totais nesta zona, não traduzindo um aumento efectivo da abundância desta espécie. De facto, os resultados obtidos nos braços em 2003 traduzem a quase totalidade das capturas efectuadas na albufeira dos Minutos, já que apenas um exemplar de *Barbus bocagei* foi capturado no corpo central, significando, consequentemente 100% das capturas.

Compreensivelmente, a diminuição das capturas de *Cyprinus carpio* e de *Barbus bocagei* no corpo central da albufeira relativamente a 2002 teve por consequência a diminuição das capturas totais relativa destas espécies e, no caso dos barbos,

também a redução para metade da proporção das espécies indígenas em 2003 (3,7%). De facto, em 2002 esta área de amostragem registou 93% das capturas de *Barbus bocagei* e 26% de *Cyprinus carpio*.

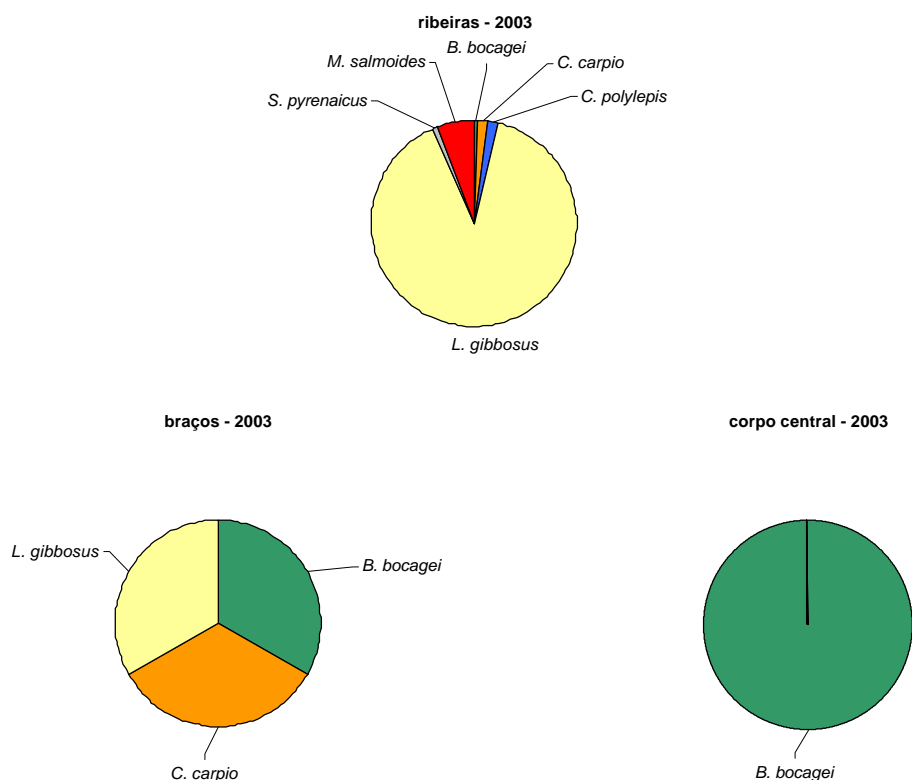


Figura 6.6. Composição dos agrupamentos piscícolas em diferentes zonas da área de estudo em 2003: tributários, braços da albufeira e corpo central da albufeira dos Minutos.

Nos resultados de 2004, há a destacar a dominância de *Lepomis gibbosus* nos braços da albufeira (90%) e a ocorrência da mesma espécie no corpo central (Fig.6.7). Mais uma vez, o reduzido número de capturas totais efectuadas no corpo central conduzem a uma desacertada interpretação dos resultados, apontando para elevadas abundâncias relativas de *Lepomis gibbosus* e *Barbus bocagei*. Neste contexto, os resultados obtidos no corpo central a partir de 2003 devem ser interpretados apenas em termos de ocorrência das espécies, sem ponderação efectiva das abundâncias relativas. Registou-se também uma diminuição da proporção de *Cyprinus carpio* (5%) e a captura de *Micropterus salmoides* (5%) nos braços da albufeira

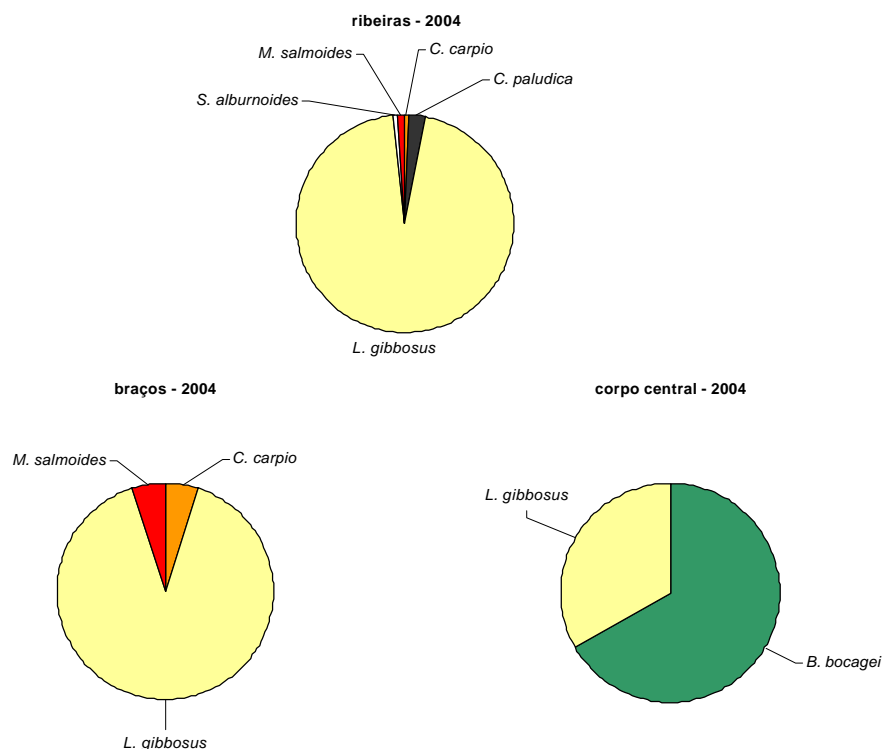


Figura 6.7. Composição dos agrupamentos piscícolas em diferentes zonas da área de estudo em 2004: tributários, braços da albufeira e corpo central da albufeira dos Minutos.

Em 2005 manteve-se a dominância de *Lepomis gibbosus* nos braços da albufeira (82%) (Fig. 6.8). Salientam-se, mais uma vez, as expressivas capturas relativas de *Chondrostoma polylepis*, principalmente nos braços da albufeira (14%). Não se obtiveram capturas no corpo central da albufeira, nem qualquer registo de indivíduos durante a utilização da eco-sonda (Fig. 6.9). De acordo com os registos dos percursos efectuados, foi percorrida uma distância total de 17314 m, correspondente a um volume de água de 526792 m³. Estes resultados reforçam que a diminuição de indivíduos e, conseqüentemente, da eficiência de pesca na albufeira representa um problema que se tem vindo a agudizar com o aumento do volume de água represada.

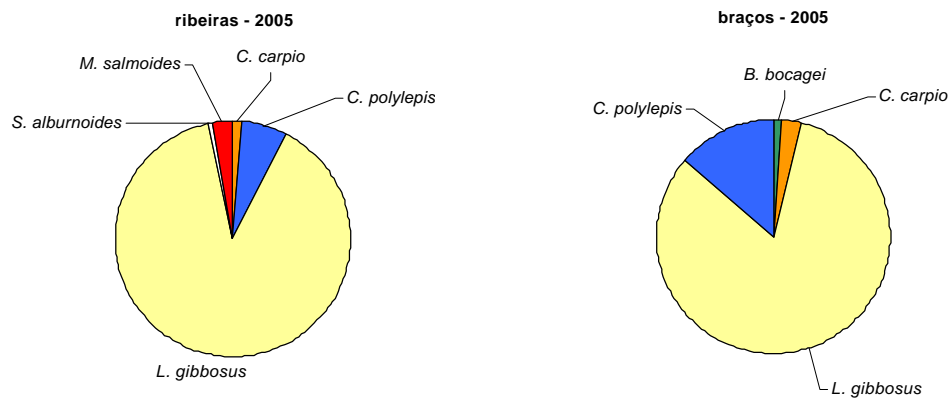


Figura 6.8. Composição dos agrupamentos piscícolas em diferentes zonas da área de estudo em 2005: tributários e braços da albufeira dos Minutos.

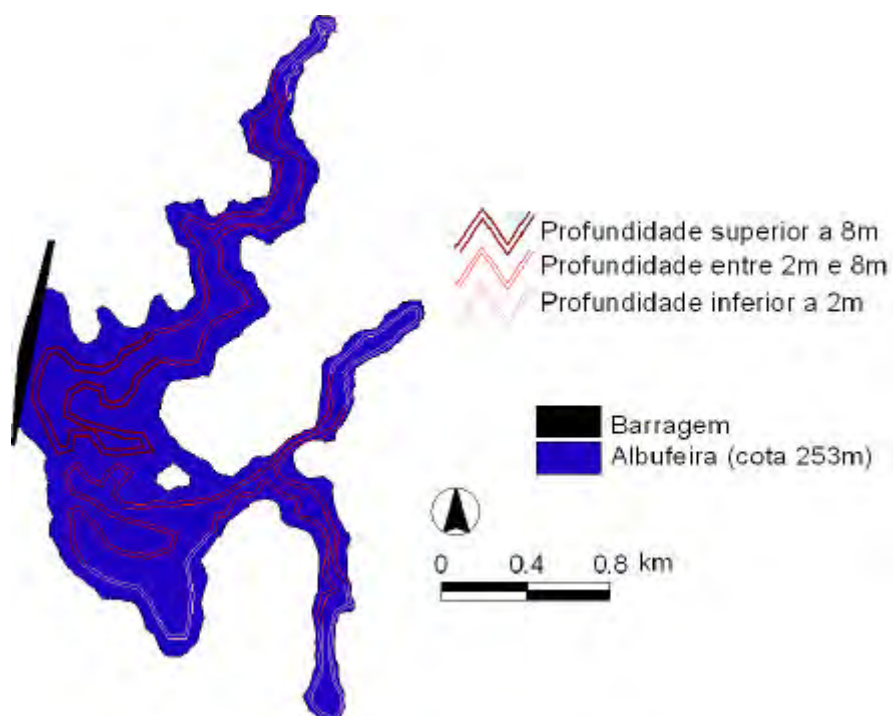


Figura 6.9. Percursos efectuados com eco-sonda em 2005 para prospecção de fauna piscícola no perímetro da albufeira dos Minutos.

Ao longo dos quatro anos de amostragem assistiu-se a uma proliferação de *Lepomis gibbosus*, espécie que tem vindo a ocupar progressivamente mais área na albufeira dos Minutos (concretamente nos braços da albufeira), onde se verificou um aumento das capturas relativas de cerca de 69%.

Nesta perspectiva, os tributários assumem particular relevância, apresentando maior riqueza e diversidade específicas, asseguradas pela ocorrência de espécies indígenas. Apesar da dominância de espécies exóticas nas três ribeiras analisadas (superior a 96%), tentou-se avaliar a importância de cada uma em termos de espécies indígenas (Fig. 6.10).

Na ribeira de Almansor apenas ocorreram espécies exóticas, observando-se aqui as maiores proporções de *Micropterus salmoides* (9%). A ribeira de Matoso registou significativas capturas relativas de *Chondrostoma polylepis* (4%). A ribeira de Sta. Sofia apresentou uma maior expressão em termos de número de espécies indígenas, verificando-se capturas de *Barbus bocagei*, *Chondrostoma polylepis*, *Chondrostoma lusitanicum*, *Cobitis paludica*, *Squalius alburnoides* e *Squalius pyrenaicus*.

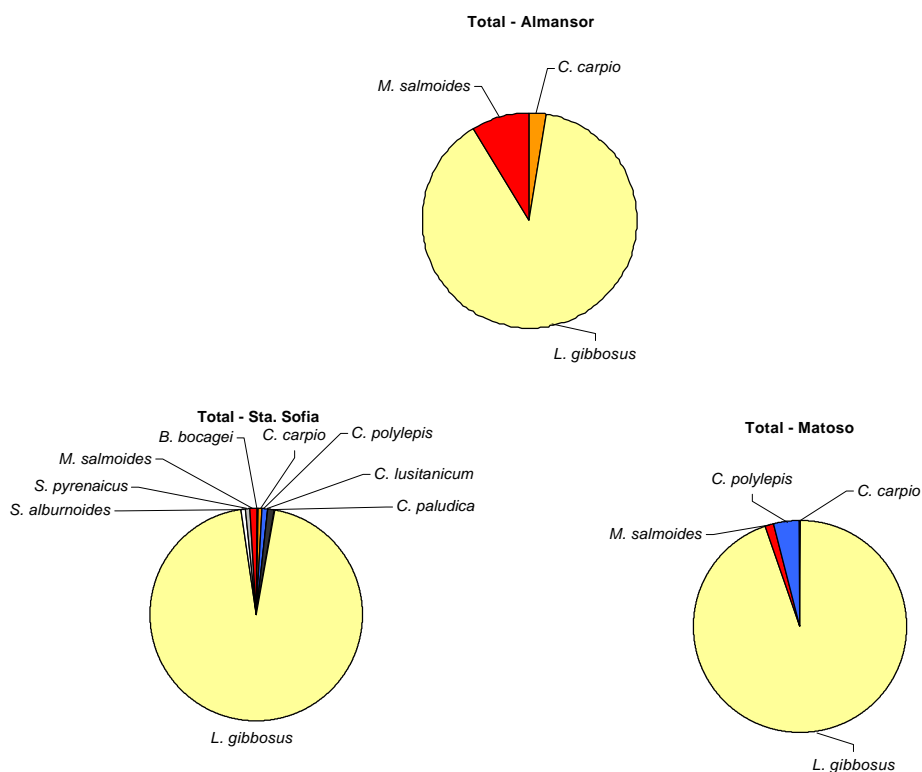


Figura 6.10. Composição dos agrupamentos piscícolas em cada um dos tributários da albufeira dos Minutos no total das amostragens: ribeiras de Almansor, Matoso e Sta. Sofia.

Assim, a ribeira de Sta. Sofia parece ser o tributário que revela maior potencialidade para as espécies indígenas. Esta ribeira apresenta um regime hidrológico praticamente permanente e uma razoável diversidade de habitats, representando uma mais valia do sistema a montante da albufeira.

As significativas capturas de *Chondrostoma polylepis* na ribeira de Matoso sugerem a existência de boas condições na ribeira para esta espécie. Estes resultados poderão estar relacionadas com a diversidade de habitats, proporcionada pela existência de bastante vegetação na margem e no leito, assim como grandes blocos de pedras.

Contudo, é importante referir que a subida do nível da água na albufeira se traduzirá numa progressiva redução da extensão dos tributários, o que poderá ter severas repercussões para as espécies indígenas em termos de disponibilidade de recursos. A Quadro 6.2 apresenta a extensão das três ribeiras amostradas à cota actual (253 m) e à cota do Nível de Pleno Armazenamento (NPA) (264 m). De acordo com estes dados, os tributários sofrerão, ainda, uma significativa redução de extensão até ser atingida a cota 264 m. Nessa fase, estas ribeiras estarão reduzidas a cerca de metade do seu comprimento inicial, com perdas totais compreendidas entre 2700 m e 4000 m.

Quadro 6.2. Extensão dos tributários da albufeira dos Minutos em diferentes níveis de enchimento: cota actual (253 m) e cota do Nível de Pleno Armazenamento (NPA) (264m)

	comprimento inicial	comprimento actual (cota 253)	comprimento NPA (cota 264)	perda actual	perda total
ribeira de Sta. Sofia	8918 m	6064 m	5322 m	32%	40%
ribeira de Matoso	5255 m	4087 m	2534 m	22%	52%
ribeira de Almansor	9091 m	6088 m	5066 m	33%	44%

6.3.3. Estrutura Sazonal dos Ictiopovoamentos

No sentido de evitar os problemas decorrentes da interpretação das capturas relativas efectuadas no corpo central, os resultados sazonais são apresentados para ribeiras e albufeira, englobando esta última as capturas dos braços da albufeira e do corpo central.

Em conformidade com os resultados anteriores, verificou-se que as capturas das ribeiras foram particularmente dominadas por *Lepomis gibbosus* (superior a 90%),

sendo a proporção das restantes espécies bastante menor, principalmente no período Primavera-Verão (4%) (Fig.6.11).

Os resultados obtidos para *Chondrostoma polylepis* parecem estar relacionados com o comportamento migratório desta espécie, verificado quer em ambiente lótico, quer em albufeiras:

- Na Primavera, durante o período reprodutor, as espécies de ciprinídeos potamódromos, como as bogas, retidos em albufeiras têm a capacidade de efectuar migrações desta para os tributários, onde desovam em zonas de água corrente, profundidades médias a baixas e substrato grosseiro (Rodriguez-Ruiz & Granado-Lorencio, 1992; Ilhéu, 2005). De facto, os indivíduos capturados neste período estavam nas ribeiras e na confluência destas com a albufeira (estes últimos já contabilizados nas capturas dos braços da albufeira).
- Durante o período estival, as condições do sistema hídrico alteram-se: o caudal atinge valores de zero e os cursos, principalmente os de ordem mais baixa como as ribeiras amostradas, apresentam longos troços secos em que o meio aquático se restringe a pegos. Isto resulta numa diminuição e degradação do habitat disponível, bem como num agravamento das relações bióticas, aumentando, nomeadamente, os riscos de predação. Nestas condições, as espécies potamódromas deslocam-se para jusante, no sentido de evitar estes factores de risco (Ilhéu, 2005). Posteriormente, com o início do período das chuvas, o aumento de caudal possibilita o restabelecimento da continuidade fluvial e, conseqüentemente, a recolonização de jusante dos tributários, suportada por migrações ascendentes. Desta forma, nas capturas efectuadas no início do Outono, os indivíduos apresentaram maiores proporções na albufeira (16%). A pequena fracção de indivíduos capturados nas ribeiras (1%) sugere, precisamente, o início da recolonização das ribeiras.

Apesar de *Barbus bocagei* ser também uma espécie potamódroma, os resultados não evidenciaram o padrão acima descrito. Tal é decorrente da acentuada diminuição das capturas desta espécie, inviabilizando uma análise mais consistente. Adicionalmente, a ausência desta espécie nas capturas de Primavera-Verão efectuadas nas ribeiras poderá ser consequência das amostragens terem sido realizadas no final da Primavera. Uma vez que esta espécie tem um pico reprodutor em Abril, não foi possível detectar a presença destes indivíduos, bem como episódios reprodutivos.

O número e escoamento dos tributários de uma albufeira é de fundamental importância para o estabelecimento de corredores de migrações de espécies

potamódromas, em particular as reófilas, e funcionam como um importante suporte (diversidade de recursos) para a manutenção das restantes espécies nativas.

De extrema importância é também a qualidade e volume de água que aflui para a albufeira em períodos determinados, pois pode alterar os padrões de migração reprodutora das espécies potamódromas da albufeira para as linhas de água a montante, ou mesmo inviabilizar o processo (Granado-Lorencio, 1991).

Também a diminuição do nível da água na albufeira dificulta a deslocação destas espécies para os tributários para aí efectuarem a desova (e o regresso após reprodução) e, ao concentrar presas e predadores, incrementa o crescimento destes últimos (Godinho & Ferreira, 1994).

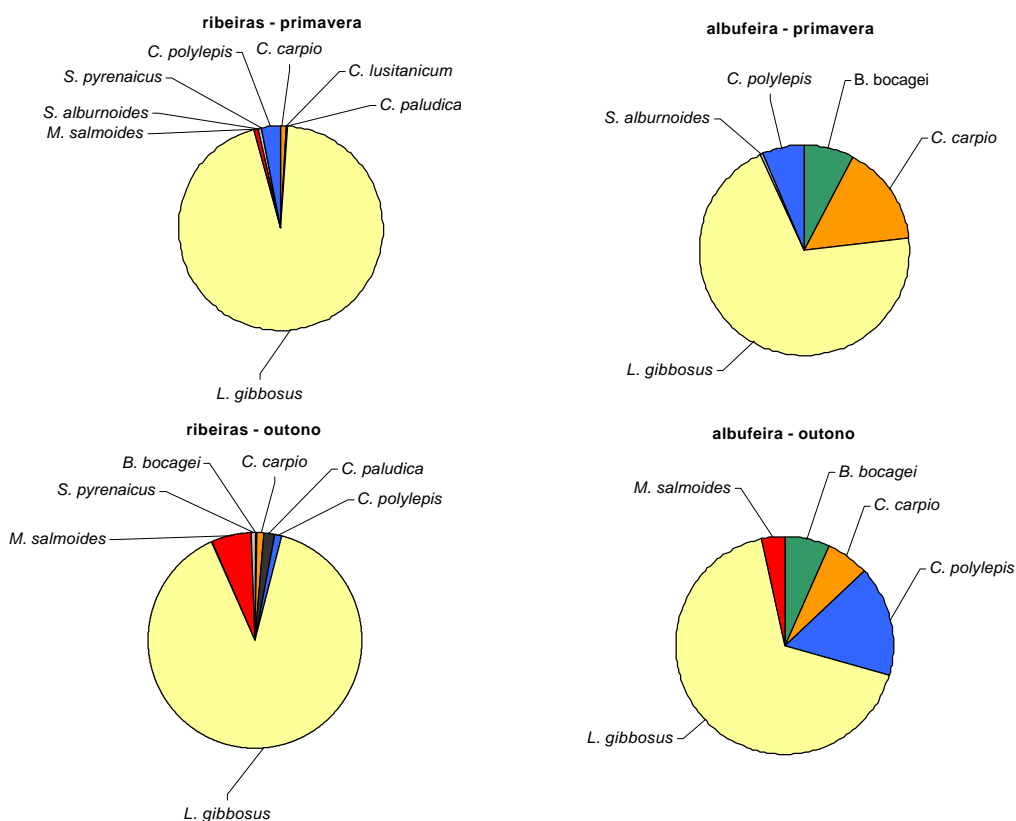


Figura 6.11. Distribuição espacio-temporal dos agrupamentos piscícolas em diferentes zonas da área de estudo em dois períodos do ano nos três anos de amostragem.

6.3.5. Estrutura Populacional

Tentou-se analisar a evolução da estrutura da população com base na distribuição de frequências das classes de comprimento dos indivíduos capturados ao longo do período de amostragem. No entanto, o volume de dados recolhido só possibilitou efectuar esta análise para *Lepomis gibbosus* (Fig. 6.12).

Uma vez que esta espécie só foi capturada com pesca eléctrica e o esforço de amostragem (em minutos) foi aproximadamente idêntico em cada uma das zonas amostradas nos quatro anos de amostragem, os resultados são apresentados em termos de capturas absolutas de indivíduos. Pretendeu-se, assim, concretizar o aumento crescente da abundância desta espécie, facto que se dilui nas análises em termos proporcionais, as quais evidenciam questões de estrutura.

Em 2002 a principal classe de dimensão capturada na albufeira dos Minutos foi entre 6 e 8 cm de comprimento total (133 ind.), seguida da classe entre 4 e 6 cm (73 ind.). Os resultados obtidos para a classe de maior dimensão (>8cm) foram menos expressivos (10 ind.) e apenas se registaram 3 indivíduos com menos de 4 cm.

Em 2003 o número total de indivíduos capturados foi sensivelmente o mesmo ao do ano anterior (215 ind.), embora com uma distinta distribuição pelas classes de dimensão. As duas classes de dimensão inferior a 6 cm registaram cerca de 80 indivíduos cada. A classe entre 6 e 8 cm obteve menos de metade das capturas do ano anterior (51 ind.) e a classes de maiores dimensões apresentou novamente poucos indivíduos (5 ind.).

Em 2004 verificou-se um aumento nas capturas totais (267 ind.) que se reflectiu principalmente na classe entre 4 e 6 cm (126 ind.), possivelmente decorrente do aumento das capturas da cohorte do ano anterior. A classe superior a 8 cm registou um ligeiro aumento (17 ind.), mantendo-se as restantes sensivelmente com os mesmos efectivos.

Em 2005 houve um significativo incremento das capturas totais (377 ind.), que se repercutiu particularmente nas classes entre 4 e 6 cm (153 ind.) e entre 6 e 8 cm (101 ind.). No entanto, a distribuição das frequências pelas classes de tamanho não sofreu alterações relativamente ao observado nos dois anos anteriores.

O progressivo aumento de indivíduos, em particular os de menores dimensões, a partir de 2003 (ano em que encerraram as comportas da barragem) parece apontar para o sucesso reprodutivo de *Lepomis gibbosus* na albufeira dos Minutos. A perca-sol reproduz-se no final da Primavera/princípio do Verão, pelo que nesta época do ano

foram observados bastantes ninhos nas margens da albufeira dos Minutos. Os ninhos localizavam-se entre valores de profundidade de 10 cm e 100 cm, ocorrendo a maior densidade entre 30 cm e 70 cm. Em 2004 a densidade estimada de ninhos foi, aproximadamente, 5 ninhos/m². Em 2005 observou-se um notório aumento da densidade de ninhos (cerca de 10 ninhos/ m²), o que justifica o incremento da classe inferior a 4 cm neste último ano de amostragem.

Estes resultados enfatizam a problemática, anteriormente abordada, do aumento de espécies exóticas na albufeira. As albufeiras do sul de Portugal apresentam geralmente comunidades pouco estruturadas, frequentemente compostas por populações envelhecidas, de baixo crescimento e com clara dominância de espécies exóticas (Ferreira & Godinho, 1994; Ferreira *et al.*, 1997).

De qualquer forma, e não havendo suficiente disponibilidade de dados de outras espécies, estes resultados não permitem tecer considerações sobre crescimento, produtividade e estado de envelhecimento da comunidade ictiofaunística da albufeira dos Minutos.

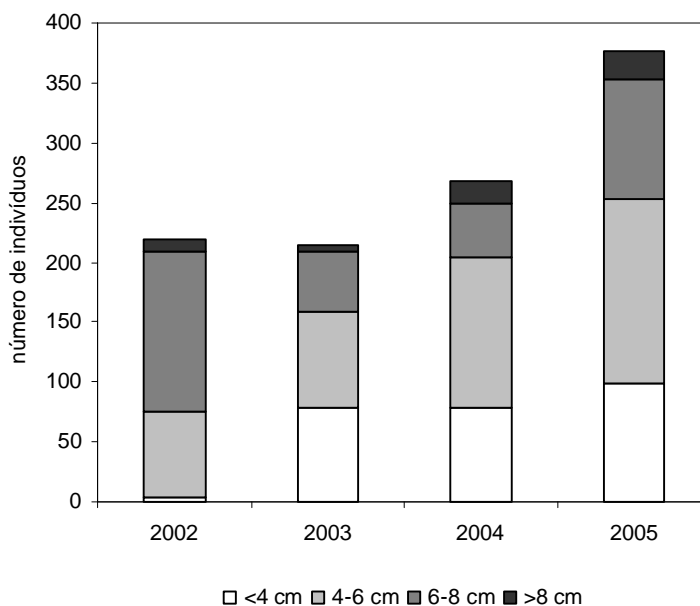


Figura 6.12. Número de indivíduos por classe de dimensão da espécie *Lepomis gibbosus* capturados na albufeira dos Minutos e respectivos tributários ao longo do período de amostragem.

6.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES

Ao longo dos quatro anos de amostragem foram capturadas dez espécies pertencentes à ictiofauna da rede hídrica do rio Tejo, das quais 60% são nativas, sendo 50% ciprinídeos maioritariamente endémicos da Península Ibérica. No entanto, as espécies exóticas apresentaram sempre valores de abundância relativa superiores, em particular *Lepomis gibbosus*. Consequentemente, a estrutura dos ictiopovoamentos foi sempre dominada por esta espécie, observando-se uma diminuição percentual das espécies indígenas.

O aumento da abundância relativa de *Lepomis gibbosus* repercutiu-se notoriamente num aumento da área de distribuição desta espécie, que inicialmente dominava apenas os tributários, mas que, progressivamente, foi dominando os braços da albufeira. Esta dominância está relacionada com o sucesso reprodutivo de *Lepomis gibbosus* verificado ao longo do período de amostragem, principalmente a partir de 2003, com o encerramento das comportas da barragem dos Minutos.

Das espécies indígenas, os pequenos ciprinídeos apenas ocorreram nas ribeiras. *Barbus bocagei* e *Chondrostoma polylepis* tiveram maior expressão na albufeira, já que estas espécies, à semelhança de *Cyprinus carpio*, exploram os depósitos de detritos orgânicos que tendem a acumular-se na zona pelágica profunda (Granado-Lorencio, 1992).

O corpo central da albufeira evidenciou uma significativa redução das capturas, as quais foram nulas no último ano de amostragem. O número de indivíduos detectados com eco-sondagem diminuiu, tendo sido nulo em 2005.

Os tributários desempenham um papel particularmente importante na manutenção das espécies indígenas. Saliente-se que é fundamentalmente destas que depende a riqueza específica das albufeiras, que é normalmente reduzida, apresentando um baixo valor conservacionista, particularmente quando se encontra desarticulado do sistema lótico.

Estes cursos apresentam maior disponibilidade de recursos alimentares e diversidade de habitats, quer de refúgio, quer de potenciais leitos de desova para as espécies indígenas, nomeadamente as espécies potamódromas. No entanto, a subida do nível da água da albufeira traduzir-se-á numa significativa redução da extensão dos tributários, o que poderá ter severas repercussões nos efectivos das espécies indígenas retidas na albufeira.

A ribeira de Sta. Sofia parece ser o tributário com maior potencial, sendo também aquele que apresenta um regime próximo de permanente. No entanto, a ribeira de Matoso também revelou expressivas capturas de *Chondrostoma polylepis*, sugerindo boas condições para as espécies indígenas. Na ribeira de Almansor apenas se registaram espécies exóticas, sendo também o tributário que apresenta menor diversidade de habitats, nomeadamente por existir pouca vegetação marginal.

A construção de uma barragem produz alterações profundas no ecossistema lótico existente: na área inundada o fluxo lótico desaparece, o tempo de retenção de água aumenta, reduz-se o número de habitats marginais e dá-se o aparecimento no corpo de água criado de uma enorme zona pelágica.

As flutuações do nível da água decorrentes dos usos têm uma forte acção erosiva sobre a zona litoral, aumentam a turvação da água e a produtividade biológica e impedem a vegetação macrofítica marginal e os invertebrados de se estabelecerem.

A redução do nível da água, sobretudo na Primavera-Verão determina a perda de habitats marginais, ainda maior diminuição da área alimentar disponível para as populações piscícolas devido à estratificação térmica e um elevado risco de destruição das posturas das espécies sedentárias (Kubeka, 1993). A diminuição do nível também dificulta a saída para a desova (e o regresso após reprodução) das espécies que desovam nos tributários.

As flutuações do nível da água e a eutrofização, no seu conjunto, provocam a desoxigenação extensiva da área pelágica profunda, ficando a área vital disponível circunscrita a uma estreita faixa superficial pelágica, dificilmente explorável pelas espécies existentes. Consequentemente, e em particular no período de estratificação térmica, a distribuição das espécies em geral é afectada, e o regime alimentar das bentónicas/detríticas fica condicionada.

A maior parte das espécies nativas tem dificuldade em se estabelecer, resultando na diminuição dos seus efectivos, o que é geral para as albufeiras do Sul de Portugal (Godinho, 1994). Verifica-se que a comunidade se reduz a apenas algumas espécies, na generalidade espécies exóticas, particularmente bem adaptadas ao novo corpo de água criado. Deste modo, estas espécies evidenciam um maior sucesso ecológico, tornando-se dominantes em detrimento das espécies nativas. Também os repovoamentos de espécies exóticas com valor comercial (e.g. achigã), muitas vezes realizados por pescadores e à revelia da autoridade competente, tendem a acentuar as diferenças proporcionais entre exóticas e indígenas.

Neste enquadramento, dificilmente é possível o estabelecimento de toda uma comunidade biológica complexa que assegure a manutenção da diversidade específica do sistema e das suas redes tróficas (Granado-Lorencio, 1992). Este facto tem implicações importantes em termos de ordenamento, visto que as comunidades parecem ser principalmente influenciadas por processos estocásticos ligados ao uso da água (Ferreira & Godinho, 1994): extracção de água e respectivas flutuações de nível; actividades de uso da bacia de drenagem com consequências na carga orgânica e nutritiva, ou seja, na eutrofização e poluição da água.

Assim, e relativamente ao futuro, afigura-se importante considerar na albufeira da barragem dos Minutos:

- Monitorização dos ictiopovoamentos e determinação das implicações do regime de exploração da albufeira;
- Monitorização e controlo das cargas nutritivas afluentes e do processo de eutrofização já que este tende a reflectir-se desfavoravelmente nas características dos agrupamentos piscícolas;
- Implementação de medidas de mitigação do impacto da construção da barragem dos Minutos nas populações de espécies indígenas, nomeadamente através de intervenção nos tributários, no sentido da melhoria da conectividade albufeira-tributários, da criação ou melhoria das condições dos leitos de desova, e criação de diversidade de habitats;
- No caso das medidas anteriorente referidas não produzirem efeitos significativos na representação das espécies nativas na comunidade, e só nesse caso, a melhoria das condições, designadamente de reprodução e recrutamento, do achigã justifica-se pelas repercussões deste no controlo das populações de perca-sol.

6.5. REFERÊNCIAS

BERNARDO J.M., ILHÉU M., MATONO P. & COSTA A.M. 2003. Interannual variation of fish assemblage structure in a Mediterranean river: implications of streamflow on the dominance of native or exotic species. *River Research and Applications* 19: 521-532.

FERREIRA M.T. & GODINHO F.N. 1994. Ictiofauna e disponibilidade de habitats em Albufeiras a sul do Tejo: fraquezas e prioridades do seu ordenamento. *Revista Florestal* 7, 19-39.

FERREIRA M.T., GODINHO F.N. & ALBUQUERQUE A. 1997. Formas de uso sustentado das comunidades piscícolas em albufeiras e sua conciliação com outros usos. Simpósio sobre Aproveitamentos Hidroelétricos. Associação Portuguesa de Recursos Hídricos. LNEC.

GODINHO F.N. 1994. Nota sobre os impactes potenciais do esvaziamento de albufeiras nos peixes: caso particular da albufeira de Vale do Gaio. 4ª Conferência National sobre a Qualidade do Ambiente, I, E33-E41.

GRANADO-LORENCIO C. 1991. Fish communities of Spanish reservoir systems: A non-deterministic approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24, 2428-2431.

GRANADO-LORENCIO C. 1992. Fish species ecology in spanish freshwater systems. *Limnetica* 8, 255-261.

ICONA. 1986. Lista roja de los vertebrados de España. Min. Agricultura, Pesca y Alimentacion. Madrid.

ILHÉU M. 2005. Padrões de uso de habitat da ictiofauna em rios de tipo mediterrânico. Tese de Doutoramento. Universidade de Évora.

ILHÉU M., COSTA A.M. & BERNARDO J.M. 1999. Habitat use by fish species in a Mediterranean temporary river: the importance of riffles. Proc. 3rd International Symposium on Ecohydraulics. Salt Lake City, Utah.

KUBECKA J. 1992. Fluctuations in Fyke-Net Catches During the Spawning Period of the Eurasian Perch in the Rimov Reservoir. *Fish. Res.* 15: 157-167.

MAHON R. 1984. Divergent structure in fish taxocenes of north temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41:330-350.

RODRIGUEZ-RUIZ A. & GRANADO-LORENCIO C. 1992. Spawning period and migration of three species of cyprinids in a stream with Mediterranean regimen (SW Spain). *Journal of Fish Biology* 41, 545-556.

S.N.P.R.C.N. 1991. Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal Vol.II: Peixes Dulciaquícolas e Migradores. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.

SCHLOSSER I. J. 1985. Flow regime, juvenile abundance, and the assemblage structure of stream fishes. *Ecology*, 66:1484-1490.

7:

RECIFES ARTIFICIAIS

ÍNDICE

7. RECIFES ARTIFICIAIS.....	1
7.1. INTRODUÇÃO.....	1
Objectivos do trabalho	7
7.2. METODOLOGIA	8
Tipos de recifes	8
Localização	14
7.3. RESULTADOS	18
7.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES	25
7.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	27

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 7.1- Colonização por produtores primários de malha de rede verde de sombra (esquerda) e tubos de PVC (direita).	9
Figura 7.2- Recifes de malha de rede verde (esquerda); esquema da disposição da malha de rede em cada unidade de recife (direita).	10
Figura 7.3- Recifes de tubos de PVC.	10
Figura 7.4- Recifes de pneus (esquerda e central), tipo de montagem dos pneus (direita).	11
Figura 7.5- Recifes de vegetação: colocação dos ramos (1), aspecto geral dos recifes (2, 3 e 4).	12
Figura 7.6- Estruturas de madeira usadas como base (1); lastro colocados nas estruturas base (2); bastidor de flutuação (3); poitas usadas para fundear (4). ...	12
Figura 7.7- Esquema de ancoramento dos recifes artificiais.	13
Figura 7.8- Colocação de recifes artificiais em situação flutuante.	15
Figura 7.9. Médias do número total de peixes capturados por operação de pesca nos vários tipos de recifes. Identificação dos grupos: 0 - Controlo, sem recife, 1 - Recife de Tubos PVC, 2 - Recife de Pneus, 3 - Recife de Malha plástica.	23
Figura 7.10. Médias do número de peixes (<i>Micropterus salmoides</i>) observados nos vários tipos de recifes. Identificação dos grupos: 0 - Controlo, sem recife, 1 - Recife de Tubos PVC, 2 - Recife de Pneus, 3 - Recife de Malha plástica.	23

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 7.1- Datas de colocação do vários tipos e unidades de recifes artificiais.	14
Quadro 7.2- Métodos de amostragem usados nos recifes artificiais e vantagens e inconvenientes observados.	17
Quadro 7.3. Caracterização das capturas e observações dos Controlos.	18
Quadro 7.4. Capturas e observações efectuadas nas várias réplicas dos recifes de tubos.	20
Quadro 7.5. Capturas e observações efectuadas nas várias réplicas dos recifes de pneus.	20
Quadro 7.6. Capturas e observações efectuadas nas várias réplicas dos recifes de malha de rede plástica.....	21
Quadro 7.7. Síntese dos dados de capturas e observações nos vários tipos de recifes e controlos.....	22
Quadro 7.8. Resultados do teste U de Mann-Whitney relativamente à comparação do número de peixes capturados nos vários recifes e controlos. Símbolos: ns - não significativa, * - $p<0,05$, ** - $p<0,01$, *** - $p<0,001$	24
Quadro 7.9. Resultados do teste U de Mann-Whitney relativamente à comparação do número de peixes (<i>M.salmoides</i>) observados nos vários recifes e controlos. Símbolos: ns - não significativa, * - $p<0,05$, ** - $p<0,01$, *** - $p<0,001$	25

7. RECIFES ARTIFICIAIS

7.1. INTRODUÇÃO

A dinâmica e a estrutura das comunidades faunísticas são há muito estudadas em Ecologia, nomeadamente a nível de identificação e determinação de factores bióticos e abióticos que as influenciam (Chesson & Huntly, 1997). Os habitats aquáticos com elevada heterogeneidade espacial influenciam os padrões de distribuição animal ao fornecerem simultaneamente refúgio de predadores e áreas de alimentação (Sargent *et al.*, 2004). Uma ampla disponibilidade de habitats favorece também a estruturação de comunidades com elevada diversidade, uma vez que permite que organismos diferentes, tanto a nível morfológico como funcional, explorem eficientemente a variedade de nichos existente. Esta situação verifica-se em ecótonos terra-água ou em recifes de coral (Ault & Johnson, 1998).

Actualmente, um dos maiores problemas de gestão ambiental é a manutenção da diversidade biológica numa comunidade natural, particularmente em casos em que as condições ambientais dos ecossistemas aquáticos e terrestres são muito afectadas, como no caso da construção de uma albufeira e interrupção de um sistema lótico (Dynesius & Nilsson, 1994).

Partindo da situação de ictiofauna depauperada, especialmente a nível de espécies nativas e endemismos piscícolas (cf. Cap6), e do meio progressivamente mais pobre e homogéneo em termos de habitat, procurou-se um meio de travar esta tendência, procurando um enriquecimento ictiológico do sistema lêntico em causa. Como medida experimental de mitigação do impacto da construção da barragem dos Minutos nas populações ictiológicas, procedeu-se à instalação de recifes artificiais.

A criação de estruturas subaquáticas de modo a atrair peixes é praticada desde há séculos, com o principal intuito de facilitar a sua captura; actualmente pretende-se sobretudo que estas estruturas constituam uma medida de conservação activa (Mangel, 2000).

Os recifes artificiais são estruturas subaquáticas construídas ou preparadas pelo Homem, variando na sua composição. Estas estruturas têm sido implementadas a nível mundial (Cowx & Welcomme, 1998), com variados objectivos:

- Conservação de biodiversidade (Ardizzone *et al.* 1996; Barnabé *et al.* 2000; Bohnsack & Sutherland, 1985); protecção de habitats (Pickering *et al.*, 1998; Polovina, 1991; Ramos-Esplà *et al.*, 2000) e/ou restauração dos mesmos; criação de santuários para a recuperação e propagação de stocks de espécies em perigo de extinção (Woodhead & Jacobson, 1985); redução dos impactos antropogénicos sobre a complexidade espacial natural (Löffler, 1997); melhorar os conhecimentos sobre processos de colonização (Bohnsack *et al.*, 1994).
- Pescas – Aumento da captura em pesca artesanal (Welcomme & Bartley, 1998) e comercial (Bohnsack *et al.*, 1994; Nakamura, 1985; Polovina, 1991; Samples & Sproul, 1985; Welcomme & Bartley, 1998); melhoria dos stocks disponíveis para a pesca (Wickham *et al.*, 1973); aumento da sustentabilidade pesqueira (Bohnsack *et al.*, 1994; Bohnsack & Sutherland, 1985).
- Sócio-económicos – Criação de áreas turísticas de mergulho com fauna esteticamente atraente (Pollard, 1989) ou de pesca; melhoramento da estética da paisagem aquática (Bohnsack, 1991); criação de uma utilidade produtiva para alguns resíduos (Woodhead *et al.*, 1982; Freitas *et al.*, 2002).

Os efeitos ecológicos dos recifes artificiais encontram-se bem documentados (Bohnsack & Sutherland, 1985; Ambrose & Anderson, 1990; White *et al.*, 1990; Bohnsack, 1991; Bohnsack *et al.*, 1994; Bombace *et al.*, 1994; Santos *et al.*, 1995 a,b, 1996; Grossman *et al.*, 1997; Charbonnel *et al.*, 2000, 2002; Zalmon *et al.*, 2002). Na maioria das experiências, os recifes comprovaram ser instrumentos eficientes no aumento da abundância, da biomassa e da densidade de várias espécies de peixes devido a aumentarem ou restaurarem a complexidade do habitat (Kelch & Reutter, 1995; Brickhill *et al.*, 2005; Vidoris *et al.*, 2005) ou mesmo de outros organismos aquáticos (Sargent *et al.*, 2004), mesmo quando comparados com zonas de controlo com estrutura de comunidades semelhante (Ody & Harmelin, 1994).

Nalguns casos verificou-se possuírem uma densidade íctica superior à dos recifes naturais adjacentes (Sayer *et al.*, 2005; Sherman *et al.*, 2005) ou abundância e riqueza específica significativamente mais elevadas do que em recifes naturais prístinos usados como controlo (Clark & Edwards, 1999; Rilov & Benayahu, 2000). Por outro lado, verificou-se que a estrutura das comunidades ícticas existentes nos recifes artificiais é diferente da das comunidades “naturais” (Clark & Edwards, 1999; Rilov & Benayahu, 2000).

Verificou-se também a ocorrência de um recrutamento significativo de determinadas espécies piscícolas marinhas em recifes artificiais face a habitats naturais próximos (Kawasaki *et al.*, 2003).

Os recifes artificiais são concebidos essencialmente para zonas sem habitats estruturalmente complexos, tanto em ecossistemas de água salgada como de água doce, funcionando como fontes de alimento, abrigo, protecção e desova (Kelch & Reutter, 1995; Vidoris *et al.*, 2005), e como elementos atractores ao oferecerem um novo habitat (Freitas *et al.*, 2001, 2002, 2005; Vidoris *et al.*, 2005). Pode também verificar-se um aumento da produção piscícola devido a um aumento no recrutamento e sobrevivência de juvenis (Bolding *et al.* 2004 in Hickley *et al.*, 2004). Os benefícios resultam da ampliação de habitats, refúgios de predadores e oferta de nichos tróficos (Johnson *et al.* 1988 in Hickley *et al.*, 2004; Rilov & Benayahu, 2000).

No Lago Macquarie (Austrália), em áreas identificadas como estéreis, foram criados recifes para constituírem habitat para algas, crustáceos e peixes. Verificou-se que estes recifes podem alcançar pelo menos 80% da diversidade específica natural e de densidade populacional dos sistemas de recifes naturais próximos em poucos anos (www.fisheries.nsw.gov.au/recreational/general/artificial_reefs).

Podem surgir variações de estrutura de comunidade devidas a alterações na teia trófica após a imersão de recifes artificiais (Barnabé *et al.* 2000). Os recifes artificiais também contribuem para o aumento de plâncton e bentos associados à estrutura do recife em si (Barnabé *et al.* 2000), verificando-se uma maior produtividade primária junto dos recifes artificiais do que numa área de controlo (Branden *et al.* 1994). O aumento da disponibilidade de biomassa animal e vegetal pode revelar-se uma fonte importante de alimento para juvenis de centrarquídeos (Prince *et al.*, 1975).

É possível atrair determinadas espécies de peixes, mediante a colocação de recifes a diferentes profundidades e com diferentes configurações (Kelch & Reutter, 1995).

Com aplicação extensiva no meio marinho e estuarino (Claudet & Pelletier, 2004; Sargent *et al.*, 2004), o seu uso em sistemas dulçaquícolas tem sido menos frequente e bastante mais restrito geograficamente. A maioria das experiências têm vindo a decorrer em lagos naturais e algumas albufeiras na América do Norte.

No lago Michigan verificou-se uma maior diversidade de espécies na zona com recifes face à zona de controlo, bem como uma presença mais frequente e abundante de indivíduos de *Micropterus dolomieu* e de *Ambloplites rupestris* na zona de recifes comparada com a zona de controlo, especialmente durante o Verão (INHS, 2000).

Num estudo efectuado no lago Douglas (Michigan), a captura de peixes em zonas de recifes foi em média 4 vezes superior à captura em zonas sem abrigo e, recentemente a abundância de peixes revelou-se na proporção de 10,5:1 e de 4,8:1 para a zona de abrigos mais recente e para a zona de recifes mais antiga, respectivamente, comparadas com a área de controlo (U.S. Fish and Wildlife Service, 1988).

Na albufeira de Smith Mountain Lake, Virgínia, o incremento proporcional de peixes observados em transectos feitos antes (1973) e depois (1974) da colocação de um recife de pneus com uma extensão de 2250m, foi de 1:12 na Primavera, 1:5,6 no Verão, e de 1:28 no Outono (Prince & Maughan, 1978; U.S. Fish and Wildlife Service, 1988).

No lago Erie, o menos profundo, mais quente e produtivo do Ohio (EUA), iniciou-se em 1986 um programa de recifes artificiais de modo a criar um projecto de demonstração que avaliasse a produtividade e viabilidade de construção de recifes para outras zonas do lago Erie bem como de outros Grandes Lagos. Apenas com dados de pesca desportiva verificou-se que a captura de *Sander vitreus* aumentou substancialmente após quase 2 décadas de instalação dos recifes (Kelch & Reutter, 1995). A pesquisa prolongada efectuada no âmbito do programa *Ohio State University Sea Grant* indicou uma concentração de peixe até 60 vezes superior à existente em zonas adjacentes sem recifes; *Micropterus dolomieu* foi a espécie mais abundante, verificando-se também elevadas concentrações de *Sander vitreus*.

Verificou-se também que a produtividade em charcas pode ser aumentada através do uso de ramadas, ocorrendo um incremento de 65% em *Micropterus salmoides* e *Lepomis macrochirus* (Prince *et al.*, 1975) face a charcas sem este tipo de enchimento.

Recifes fundeados, feitos com pirâmides de pneus sobre um estrado de madeira, na albufeira de Barra Bonita, situada na bacia do rio Tietê, em São Paulo, Brasil, demonstraram também possuir uma maior abundância ictiológica face às zonas de controlo (Freitas *et al.*, 2001; 2002; 2005).

Em albufeiras australianas de irrigação verificaram-se efeitos de concentração e de aumento de produtividade da população do lagostim *Cherax tenuimanus* em recifes artificiais, bem como a produtividade da comunidade biológica que compõe o biofilme (fonte de alimento) (Molony & Bird, 2005).

Após décadas de pesquisa, maioritariamente realizada em ambiente marinho, ainda não se pôde determinar se os recifes se limitam a agregar efectivos ou realmente aumentam a sua produção (Claudet & Pelletier, 2004), havendo mesmo situações em que se confirmou apenas a sua eficácia na concentração de indivíduos com posterior

incremento de risco de sobre-pesca, dado que o factor limitante não se verificou ser a disponibilidade de habitat mas sim o recrutamento das fases larvares (Polovina, 1989).

A presença e abundância de espécies piscícolas em recifes artificiais pode variar espacialmente (verticalmente), diária e sazonalmente (Rooker *et al.*, 1997), podendo depender também da profundidade da termoclina (Vidoris *et al.*, 2005).

A diferença entre atrair e produzir efectivos piscícolas parece ser o ponto crítico dos recifes artificiais, também no ambiente dulçaquícola (INHS, 200). Parece haver ainda estudos insuficientes que determinem se os recifes artificiais causam um aumento *líquido* na produção piscícola, se originam apenas uma redistribuição do *stock* (Coll *et al.*, 1998), ou ainda se propiciam uma situação “híbrida” (Duedall & Champ, 1991). A resposta a estas questões é capital na determinação do papel dos recifes artificiais em projectos de restauração de ictiopovoamentos.

Apesar dos benefícios globais observam-se frequentemente alguns aspectos negativos associados aos recifes artificiais:

- maior susceptibilidade do agrupamento piscícola à sobrepesca/sobrepredação, encontrando-se mais vulnerável ao estar agrupado;
- diminuição do crescimento em comunidades sobrepovoadas;
- potencial lixiviação de compostos químicos dos materiais utilizados;
- serem potenciais pontos de atracção para espécies exóticas e invasivas;
- a incerteza sobre a sua eficácia a longo prazo como instrumento de produtividade ictiológica e como ferramenta de gestão pesqueira;
- o principal motivo da sua criação ser a eliminação de resíduos sólidos, nomeadamente navios fora de uso e outros tipos de sucata.

A variedade de materiais empregue na fabricação de recifes artificiais é imensa; desde materiais altamente disponíveis (pneus velhos) até estruturas especificamente elaboradas com resinas plásticas. Seguidamente apresentam-se vários exemplos de materiais usados na construção de recifes artificiais descritos na literatura.

De acordo com Duedall and Champ (1991), no Japão usaram-se carcaças de veículos (aviões, automóveis, autocarros, navios, barcos e eléctricos), bambu (combinado com pneus), pontes, blocos de cimento; fardos de lixo prensado, entulho, motores, fibra de vidro e plástico reforçado, metal, rochas, plataformas obsoletas de petróleo e de gás, cabos e cordas de polipropileno, tubagens em PVC, electrodomésticos (frigoríficos,

fogões, máquinas de lavar e esquentadores), pneus, armas e material vegetal variado (madeira, árvores e arbustos).

Nos EUA actualmente já não é encorajado o uso de lixo e resíduos na fabricação de recifes, dada a possibilidade de contaminação da água bem como a percepção pública do acto de despejo de lixo. Assim, criam-se actualmente muitas configurações baseadas em combinações de cimento/betão, rochas, material vegetal, plástico e pneus (Nelson *et al.*, 1978). As estruturas de pneus podem ser: unidades simples de pneus em pirâmide (Prince & Maughan, 1978), pneus atados em molho, pneus de grandes dimensões, pneus cimentados. As estruturas de cimento ou betão podem ser igloos de cimento (*reef balls*), manilhas amontoadas em pirâmide (Feigenbaum *et al.*, 1989), manilhas de cimento com furos de diferentes dimensões. Outras soluções ensaiadas têm sido cones e hemisférios de polipropileno, cubos “estruturais” de aço simples ou combinados com malha de rede plástica, ancoradouros de PVC e cimento, pneus alojados em cimento (Bell *et al.*, 1989), gabiões feitos com blocos empilhados de desperdício rochoso cimentado (Knatz, 1987), plataformas de petróleo obsoletas (conceito *rigs-to-reefs*) (Iudicello, 1989; McGurrin & Fedler, 1989).

Os recifes *Reef Balls* têm tido um amplo uso em todo o mundo (mais de 3200 projectos) para uma variedade de fins: maximização de recifes naturais, restauração de recifes e ecossistemas marinhos, estabilização costeira e desenvolvimento das pescas (www.reefball.com). São facilmente colocados, movidos ou retirados. Com dimensões de 1,20m de altura por 1,50 m de diâmetro, estes recifes são feitos de um cimento neutro especial com uma textura áspera na superfície que fornece abrigo para que outros seres vivos (algas e moluscos) cresçam sem serem imediatamente consumidos pelos peixes, constituindo um local de alimentação estável.

Recentemente, as “jangadas” de caniço (*floating reedbeds*) têm-se tornado populares, tanto no melhoramento da qualidade da água *in situ* como na criação de habitats adequados para peixes e outros animais de zonas húmidas (Hickley *et al.*, 2004).

É consensual a necessidade de escolha de um material durável e estável no fabrico de recifes artificiais, de modo a que não ocorra uma deterioração que implique reparações e substituições frequentes, perturbando desnecessariamente o habitat (Hueckel *et al.*, 1989). A par da durabilidade deve considerar-se o uso do material mais disponível na área de aplicação e que apresentem o melhor rendimento, devendo idealmente assemelhar-se o mais possível ao substrato natural.

As estruturas mais eficientes são as que se assemelham a estruturas naturais, com complexidade variável e com numerosos espaços intersticiais (Bolding *et al.* 2004 *in* Hickley *et al.*, 2004).

No entanto, por vezes as estruturas verticais, como as facultadas pelos pontões portuários, podem revelar-se mais atractivas para colonização e recrutamento do que as estruturas dos recifes naturais, tendo em conta que as comunidades ícticas apresentam, em pequena ou média escala, uma maior variação no eixo vertical face ao horizontal (Rilov & Benayahu, 2000).

Os atributos estruturais que parecem aumentar a riqueza específica e a abundância de peixes ao longo do tempo, nomeadamente de indivíduos juvenis, em meio marinho ou salobro, são: presença de estruturas proeminentes (Sherman *et al.*, 2005), capacidade de exclusão de predadores (refúgio) (Sherman *et al.*, 2005), elevada complexidade estrutural (Sayer *et al.*, 2005; Sherman *et al.*, 2005) com elevada razão superfície/volume (Sayer *et al.*, 2005).

Têm vindo a ser utilizadas estruturas como cabanas de madeira, árvores, fardos de palha, detritos lenhosos, árvores de plástico ou outras estruturas de plástico, estruturas feitas de troncos e agrupamentos de pneus (Moring & Nicholson, 1994 *in* Hickley *et al.*, 2004; Bolding *et al.* 2004 *in* Hickley *et al.*, 2004). Estruturas de aço e cimento construídas especificamente como recifes artificiais apresentaram maior diversidade específica comparativamente a recifes elaborados apenas com sucata amontoada, com a mesma idade e dimensão (Bell *et al.*, 1989).

Objectivos do trabalho

É importante destacar que todos os projectos relacionados com a utilização de recifes artificiais em sistemas dulçaquícolas de grande dimensão devem ser considerados como experimentais e, assim, requerem uma monitorização a longo prazo do seu desempenho e eficiência, tanto a nível biológico como físico, de modo a determinar se os objectivos foram alcançados e averiguar como evolui o recife e a comunidade aquática (Bohnsack & Sutherland 1985; White *et al.* 1990; Steimle & Meier 1997; Done & Reichelt 1998; Castilla 2000; García-Charton *et al.* 2000, 2004).

No Capítulo 6 constatou-se o empobrecimento da fauna piscícola com a criação da albufeira dos Minutos. Face à reduzida diversidade física da albufeira, pretendeu-se com recifes artificiais criar estruturas com potencial valor de substrato para organismos

vegetais e animais e de abrigo para peixes na perspectiva de contribuir para o aumento da produtividade e diversidade piscícolas.

Os objectivos principais desta componente do estudo são:

- Construção de recifes artificiais com configuração e materiais variados, de modo a averiguar quais os mais adequados para a ictiofauna face aos objectivos pretendidos, e inferir a melhor combinação em termos de eficiência e custos.
- Caracterizar espécies “utilizadoras”, suas frequências de ocorrência, abundâncias relativas.

7.2. METODOLOGIA

Tipos de recifes

Para a construção dos recifes artificiais foram escolhidos os seguintes materiais:

Rede plástica de malha verde de tipo "ensombramento" (70%),

Tubagem em PVC cinzento de 110 e 200mm de diâmetro,

Pneus,

Vegetação - ramos secos de azinheira com diversas espessuras.

A selecção destes materiais prende-se com o baixo custo, facilidade de transformação em estruturas relativamente complexas em termos tridimensionais, e resistência dessas estruturas.

A rede de malha e os tubos de PVC representam materiais com elevadas potencialidades estruturais e grande resistência, sendo ambos materiais colonizáveis por produtores primários num prazo de 2 meses, como se verificou em protótipos em fase de teste inicial (Figura 7.1). A utilização da rede plástica foi em grande parte ditada pela possibilidade desta constituir um bom substrato para o desenvolvimento de algas bênticas potencialmente utilizáveis pelas bogas (*Chondrostoma* spp.) que são fitófagos raspadores.



Figura 7.1- Colonização por produtores primários de malha de rede verde de sombra (esquerda) e tubos de PVC (direita).

O material vegetal lenhoso apresenta elevada disponibilidade, mas é de difícil manuseamento, a sua deterioração é rápida e a sua flutuabilidade elevada, podendo provocar a desagregação e colapso de toda a estrutura. A elevada facilidade de colonização por produtores primários é, por um lado, excelente em termos de atracção de peixes mas prejudicial na monitorização por observação directa ou captação de imagem.

Os pneus usados são um material facilmente disponível e de muito baixo custo, e que fornece boas unidades de montagem. Este material é de longa duração, não se degrada facilmente, e não liberta químicos prejudiciais para o meio envolvente se tiver sido devidamente lavado anteriormente.

Construíram-se três unidades de cada tipo de recife. A construção dos recifes diferiu na sua estrutura final segundo o tipo de material, de forma a maximizar as propriedades relevantes para a ictiofauna.

A malha de rede de sombra foi disposta em 6 folhas organizadas em ângulos agudos, maximizando-se o efeito de protecção ou *cover* para os peixes (Figura 7.2).

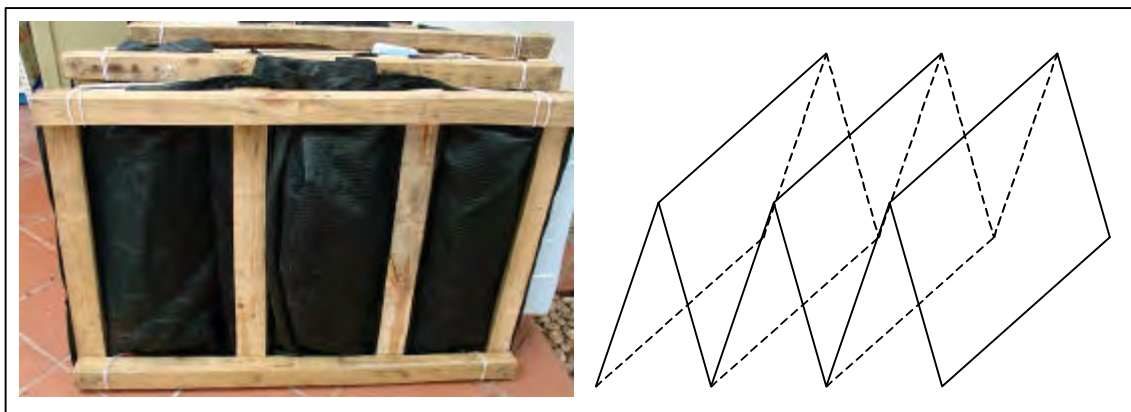


Figura 7.2- Recifes de malha de rede verde (esquerda); esquema da disposição da malha de rede em cada unidade de recife (direita).

A tubagem foi disposta formando um prisma triangular deitado, com o comprimento dos tubos no sentido do eixo maior (Figura 7.3). Foram misturados os tubos com as duas secções (alternados) para maximizar a disponibilidade de abrigos.



Figura 7.3- Recifes de tubos de PVC.

Os pneus usados foram dispostos em forma piramidal, imbricando os pneus entre si de forma a maximizar o número e o tamanho das cavidades formadas (Figura 7.4).



Figura 7.4- Recifes de pneus (esquerda e central), tipo de montagem dos pneus (direita).

Os ramos foram dispostos de forma a simular o efeito das raízes expostas na água (Figura 7.5).



Figura 7.5- Recifes de vegetação: colocação dos ramos (1), aspecto geral dos recifes (2, 3 e 4).

Todos os recifes foram construídos sobre estruturas em madeira com 1 x 0.8 m que foram posteriormente lastradas e cada conjunto foi suspenso a um bastidor de flutuação (Figura 7.6). Este bastidor foi igualmente construído em madeira e a flutuação foi assegurada pela adição do volume necessário, em cada caso, de poliestireno extrudido (Roofmate®). Cada conjunto foi posteriormente fundeado (Figuras 7.6 e 7.7).

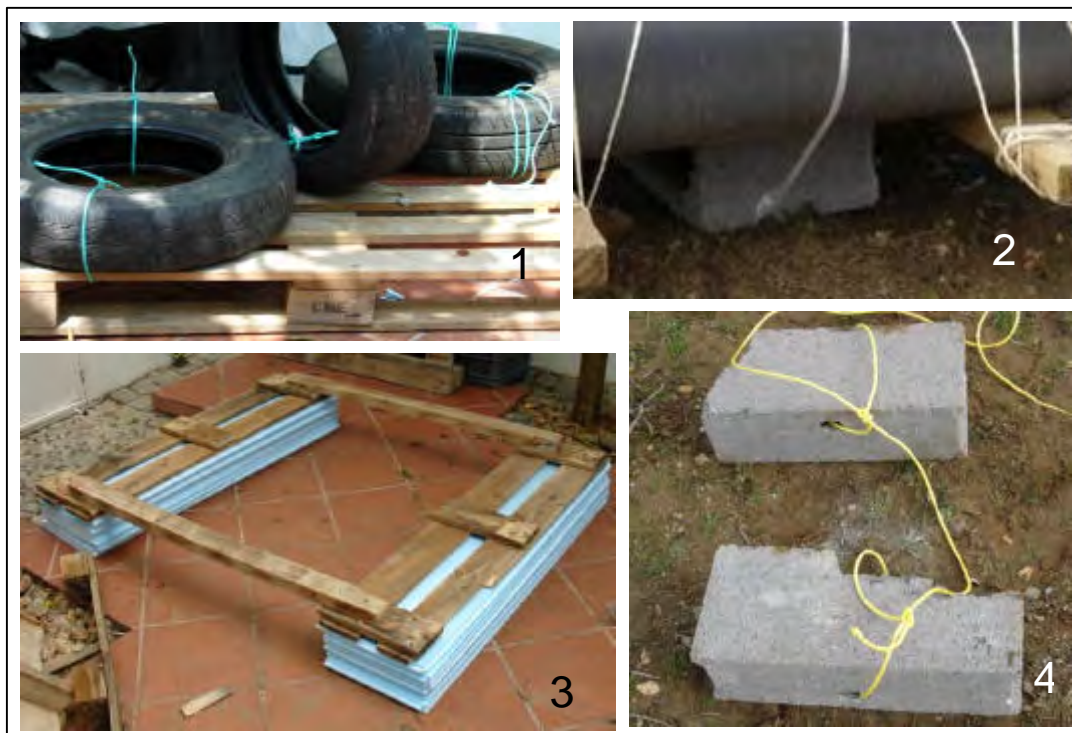


Figura 7.6- Estruturas de madeira usadas como base (1); lastro colocados nas estruturas base (2); bastidor de flutuação (3); poitas usadas para fundear (4).

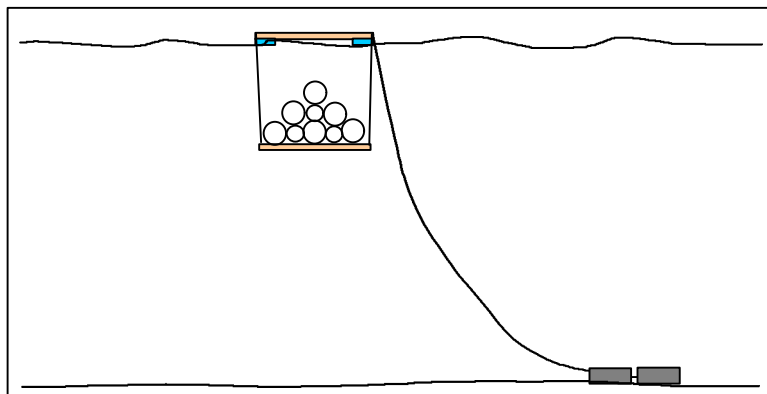


Figura 7.7- Esquema de ancoramento dos recifes artificiais.

Localização

Seleccionou-se para colocação dos recifes o braço da albufeira correspondente à Ribeira de Santa Sofia/Ribeira da Alcalva de Baixo (braço de SE) dada a relativa abundância íctica aí encontrada (cf. cap.6). A zona escolhida apresenta cerca de 4m profundidade ao longo do ano e possui fundo liso e vasoso.

Os recifes foram instalados nesta zona de modo aleatório nas datas indicadas no Quadro 7.1.

Quadro 7.1- Datas de colocação do vários tipos e unidades de recifes artificiais.

Tipo de recife	Data de colocação	Número de unidades colocadas
RV - Vegetação	25-07-2005	1
	19-10-2005	2
RP - Pneus	25-07-2005	1
	19-10-2005	2
RT - Tubos PVC	18-01-2006	3
RM - Malha de sombra	18-01-2006	3

Contrariamente à prática comum, optou-se por uma situação flutuante (Figura 7.8), a 1, 50 m de profundidade relativamente à superfície da água, de modo a que os recifes artificiais se mantivessem sempre à mesma profundidade, na camada fótica, independentemente das variações no nível da água da albufeira. Deste modo estaria assegurado o desenvolvimento de suporte trófico no recife. Por outro lado, se o recife não fosse flutuante, haveria situações em que ficaria emerso ou a uma profundidade tal que seria muito difícil, se não impossível, proceder a observações.



Figura 7.8- Colocação de recifes artificiais em situação flutuante.

Métodos de caracterização da ocupação dos recifes

Na monitorização da ocupação dos recifes procurou-se recorrer às mais diversas estratégias: observação directa a partir da superfície com viseiras, observação/filmagem subaquática com câmara de vídeo, pesca eléctrica, pesca com redes.

Os resultados destas diversas estratégias e designadamente os problemas encontrados encontram-se sintetizados no Quadro 7.2.

A turvação da água constituiu um forte constrangimento à caracterização da ocupação dos recifes, e as condições para a observação directa ou através de obtenção de imagens revelaram-se particularmente adversas. Após um período em que se ensaiaram todas as estratégias de observação possíveis e perante o insucesso destas e da amostragem por pesca eléctrica, concluiu-se que o melhor método seria a utilização de redes colocadas a envolver em meio círculo o recife, nomeadamente redes multipano com diversas malhagens de modo à captura não ser selectiva.

O desaparecimento de estruturas possivelmente devido a roubo, vandalismo, e outros constrangimentos afectaram igualmente de modo desfavorável os ensaios.

Devido a estes condicionalismos, e perante a contingência de ter de refazer novamente recifes numa fase já avançada dos ensaios e após vários meses de ensaios preliminares, acabou por se abandonar os recifes de ramos de vegetação.

Deste modo o esforço de caracterização da ocupação contemplou apenas 3 tipos de recifes cada um com 3 réplicas, e três zonas de controlo de características ambientais idênticas e sem recifes em que se colocaram redes idênticas e seguindo o mesmo procedimento adoptado para as redes utilizadas nos recifes.

Entre 26 Abril e 28 de Junho de 2006 efectuaram-se 12 operações de captura nos 3 controlos e nos 9 recifes.

Entendeu-se correcto tratar este grupo de capturas e observações como um grupo homogéneo dada a relativa semelhança de condições ao longo desse período. A temperatura esteve compreendida entre 22 e 26°C, o oxigénio dissolvido entre 8,3 e 11,7 mg/L, condutividade de 290 a 360 $\mu\text{S}/\text{cm}$, e pH entre 7,7 e 8,8.

Quadro 7.2- Métodos de amostragem usados nos recifes artificiais e vantagens e inconvenientes observados.

Método	Vantagens	Inconvenientes
Pesca eléctrica	<p>Rapidez de amostragem.</p> <p>Pouco selectivo.</p> <p>Permite bom manuseamento dos indivíduos.</p> <p>Inofensivo para os peixes desde que correctamente regulado.</p>	<p>Pouco eficaz em locais não confinados e de alguma profundidade como é uma albufeira.</p> <p>Neste caso, a 2m ou menos de profundidade os peixes conseguem fugir.</p>
Pesca com redes	<p>Elimina erros do operador.</p> <p>Pouco selectiva com multipanos.</p> <p>Permite bom manuseamento dos indivíduos.</p>	<p>As capturas podem ser ocasionalmente danificadas.</p> <p>Diminuição da eficácia em situação de vento.</p> <p>Ramos e detritos diversos prendem-se na rede.</p> <p>Eficácia maior durante o periodo nocturno.</p>
Captação imagem (vídeo)	<p>Permite o visionamento repetido das amostras.</p> <p>Permite observar tipos de comportamento das espécies.</p> <p>Não há manuseamento dos indivíduos.</p>	<p>Morosidade nas observações.</p> <p>Exige período de habituação por parte dos peixes.</p> <p>Problemas logísticos de manuseamento.</p> <p>A observação é severamente condicionada pela turbidez e coloração observadas na água da albufeira, e também pelo efeito de cover produzido pelos próprios recifes e produtores primários.</p>
Observação directa	<p>Permite observar tipos de comportamento das espécies.</p> <p>Não há manuseamento dos indivíduos.</p>	<p>Morosidade nas observações.</p> <p>Exige período de habituação por parte dos peixes.</p> <p>Dificuldades logísticas.</p> <p>A observação é severamente condicionada pela turbidez e coloração observadas na água da albufeira, e também pelo efeito de cover produzido pelos próprios recifes e produtores primários.</p>

7.3. RESULTADOS

Dados os problemas ocorridos na prolongada fase inicial dos ensaios, não se apresentam esses resultados e apenas são aqui considerados os dados de Abril a Junho 2006 obtidos com capturas com redes e por observações feitas na zona imediatamente envolvente aos recifes.

Um dos aspectos mais salientes dos ensaios realizados é a pobreza em termos de riqueza específica. Muito poucas espécies piscícolas foram de facto capturadas/observadas nos recifes. Há apenas a referir a ocorrência dos centrarquídeos perca-sol, *Lepomis gibbosus*, e achigã, *Micropterus salmoides*, e do ciprinídeo boga, *Chondrostoma polylepis*.

Nos controlos, constituídos por redes de características e posicionamento idênticos aos dos recifes, a captura de peixes foi muito reduzida em termos numéricos e de frequência (Quadro 7.3). Para além de perca-sol e achigã apenas foi capturada carpa num número extraordinariamente reduzido. O número médio de peixes capturados por operação de pesca é muito baixo para as várias réplicas, entre 0,33 e 0,75, a percentagem de operações de pesca em que foi capturado 1 ou mais peixes não vai além de 33,3% e a frequência de ocorrência do grupo mais frequente, os centrarquídeos, não excede 25%.

Relativamente a observações efectuadas junto às redes, apenas numa ocasião foram detectados exemplares, 7 juvenis de achigã (Quadro 7.3).

Contrastando com esta situação, os diversos tipos de recifes apresentam valores de capturas nas redes e níveis de observação de peixes na camada de água superficial envolvente.

Quadro 7.3. Caracterização das capturas e observações dos Controlos.

	Controlos		
	C1	C2	C3
Capturas por espécie			
<i>Lepomis gibbosus</i>	3	7	3
<i>Micropterus salmoides</i>	0	1	0
<i>Cyprinus carpio</i>	1	1	1
total	4	9	4
Nº médio de peixes / captura	0,33	0,75	0,33
Nº médio de centrarquídeos	0,25	0,67	0,25
Nº médio de ciprinídeos	0,083	0,083	0,083
Freq de ocorrência de centrarquídeos	25%	16,7%	16,7%
Freq de ocorrência de ciprinídeos	8,3%	8,3%	8,3%
% capturas com peixe	33,3	25	25
Observações		7 <i>M.salmoides</i> juv.	

Nos recifes de tubos de PVC, o número médio de peixes por pesca nos vários recifes variou de 1,17 a 2,83 (Quadro 7.4). Dois dos recifes apresentaram uma percentagem de operações de pesca com captura de 83,3%, e o outro recife 58,3% (Quadro 7.4). Apenas foi capturado 1 exemplar de um ciprinídeo, uma boga *Chondrostoma polylepis*. Assumindo que as capturas traduzem de algum modo a ocupação dos recifes, fica claro que, seja por razões de abrigo e/ou tróficas, estas estruturas têm um valor atractor para perca-sol e em muito menor número para achigã mas não para ciprinídeos, designadamente indígenas. Em 2 dos recifes foram observados por 3 vezes juvenis de *Micropterus salmoides*.

Quadro 7.4. Capturas e observações efectuadas nas várias réplicas dos recifes de tubos.

	Recifes - Tubos de PVC		
	T1	T2	T3
Capturas por espécie			
<i>Lepomis gibbosus</i>	10	34	25
<i>Micropterus salmoides</i>	4	0	5
<i>Chondrostoma polylepis</i>	0	0	1
total	14	34	
Nº médio de peixes / captura	1,17	2,83	2,58
Nº médio de centrarquídeos	1,17	2,83	2,5
Nº médio de ciprinídeos	0	0	0,08
Freq de ocorrência de centrarquídeos (%)	58,3	83,3%	83,3
Freq de ocorrência de ciprinídeos (%)	0	0	8,3
% capturas com peixe	58,3	83,3	83,3
Observações	2 <i>M.salmoides</i> 3 <i>M.salmoides</i> 5 <i>M.salmoides</i>		6 <i>M.salmoides</i> 7 <i>M.salmoides</i> 3 <i>M.salmoides</i>

Quadro 7.5. Capturas e observações efectuadas nas várias réplicas dos recifes de pneus.

	Recifes - Pneus		
	P1	P2	P3
Capturas por espécie			
<i>Lepomis gibbosus</i>	121	91	101
<i>Micropterus salmoides</i>	0	2	1
total	121	93	102
Nº médio de peixes / captura	10,1	7,8	8,5
Nº médio de centrarquídeos	10,1	7,8	8,5
Nº médio de ciprinídeos	0	0	0
Freq de ocorrência de centrarquídeos (%)	91,7	75	75
Freq de ocorrência de ciprinídeos (%)	0	0	
% capturas com peixe	91,7	75	75
Observações	130 <i>M.salmoides</i> 15 <i>M.salmoides</i> 4 <i>M.salmoides</i> 10 <i>M.salmoides</i>	4 <i>M.salmoides</i> 14 <i>M.salmoides</i>	10 <i>M.salmoides</i> 10 <i>M.salmoides</i> 15 <i>M.salmoides</i>

Nos recifes de pneus, um dos tipos de recifes artificiais mais frequentemente utilizados, foram capturados números mais elevados de espécimens, exclusivamente centrarquídeos: o número médio por pesca variou para os diversos recifes entre 7,8 e 10,1, e 75% a 91,7% das pescas tiveram capturas (Quadro 7.5). Também as observações permitiram assinalar uma ocorrência mais elevada de juvenis de achigã (Quadro 7.5).

Quadro 7.6. Capturas e observações efectuadas nas várias réplicas dos recifes de malha de rede plástica.

	Recifes - Malha de Rede Plástica		
	M1	M2	M3
Capturas por espécie			
<i>Lepomis gibbosus</i>	59	35	32
<i>Micropterus salmoides</i>	2	2	2
total	61	37	34
Nº médio de peixes / captura	5,08	3,08	2,83
Nº médio de centrarquídeos	5,08	3,08	2,83
Nº médio de ciprinídeos	0	0	0
Freq de ocorrência de centrarquídeos (%)	83,3	83,3	83,3
Freq de ocorrência de ciprinídeos (%)	0	0	0
% capturas com peixe	83,3	83,3	83,3
Observações	6 <i>M.salmoides</i> 10 <i>M.salmoides</i> 15 <i>M.salmoides</i>	1 <i>M.salmoides</i> 7 <i>M.salmoides</i> 8 <i>M.salmoides</i> 5 <i>M.salmoides</i>	30 <i>M.salmoides</i> 7 <i>M.salmoides</i> 3 <i>M.salmoides</i> 6 <i>M.salmoides</i>

Nos recifes de rede plástica só se capturaram igualmente centrarquídeos (Quadro 7.6), embora estas estruturas tivessem sido pensadas sobretudo para bogas dado que poderiam alimentar-se do material vegetal bêntico que se instala nas redes.

A percentagem de operações de pesca com captura de peixes foi 83,3% para os 3 recifes, valor semelhante aos dos outros tipos de recifes, o número médio de peixes capturas por pesca foi de apenas 2,8 a 5,1 peixes/pesca (Quadro 7.6).

Igualmente se observaram em 3 ou 4 ocasiões grupos de juvenis de *M.salmoides* junto às estruturas.

De modo sintético, pode-se afirmar que a frequência de capturas mais elevada foi registada nos recifes de malha plástica, enquanto que as capturas mais numerosas se observaram nos recifes de pneus. A espécie mais abundante em todos os recifes com frequência numérica próxima de 90 ou superior é sempre a perca-sol. Nos controlos, tem alguma expressão a carpa em termos de frequência numérica mas o número de exemplares capturados é muito baixo pelo que essas frequências têm pouco significado. Os níveis de ocorrência numérica e a frequência de ocorrência são muito inferiores nos controlos comparados com os diversos tipos de recifes, assim como o número médio de achigãs observados (Quadro 7.7).

Quadro 7.7. Síntese dos dados de capturas e observações nos vários tipos de recifes e controlos.

	Tratamentos			
	Controlos	Tubos	Pneus	Malha
Frequência numérica (%)				
<i>Lepomis gibbosus</i>	76,5	87,3	99,1	93,2
<i>Micropterus salmoides</i>	5,9	11,4	0,9	6,8
<i>Cyprinus carpio</i>	17,6	0	0	0
<i>Chondrostoma polylepis</i>	0	1,3	0	0
Nº médio peixes /captura	0,47	2,19	8,8	3,66
Nº médio centrarquídeos / captura	0,39	2,16	8,8	3,66
Nº médio ciprinídeos / captura	0,08	0,03	0	0
Freq ocorrência centrarquídeos	19,5	75	80,6	83,3
Freq ocorrência ciprinídeos	8,3	2,8	0	0
% capturas com peixe	27,8	75	80,6	83,3
Nº médio de <i>M.salmoides</i> observados	0,19	0,72	3,11	2,72

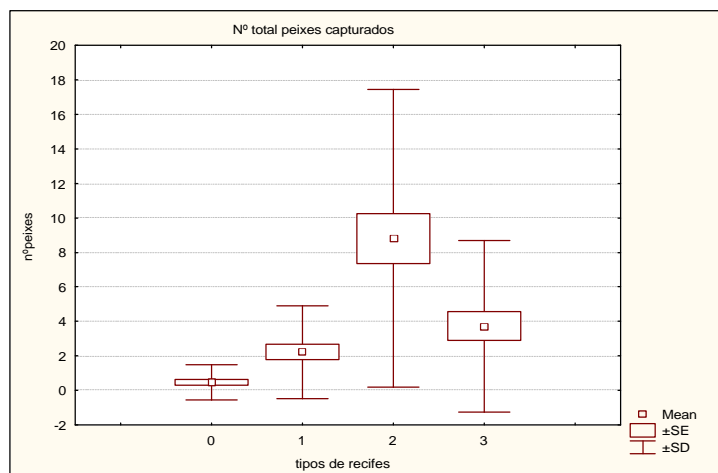


Figura 7.9. Médias do número total de peixes capturados por operação de pesca nos vários tipos de recifes. Identificação dos grupos: 0 - Controlo, sem recife, 1 - Recife de Tubos PVC, 2 - Recife de Pneus, 3 - Recife de Malha plástica.

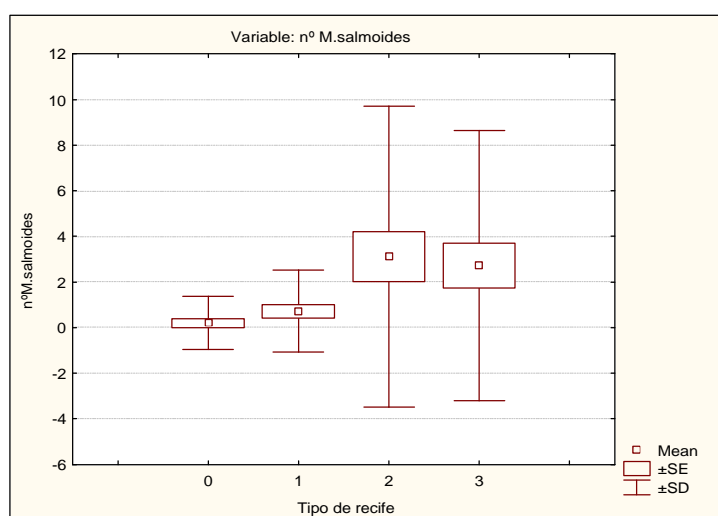


Figura 7.10. Médias do número de peixes (*Micropterus salmoides*) observados nos vários tipos de recifes. Identificação dos grupos: 0 - Controlo, sem recife, 1 - Recife de Tubos PVC, 2 - Recife de Pneus, 3 - Recife de Malha plástica.

Os testes estatísticos efectuados para comparação das médias entre tratamentos (Figuras 7.9 e 7.10) confirmam esta análise. A comparação efectuada entre as médias dos diferentes grupos para o número de peixes capturados em cada operação de pesca revelou diferenças altamente significativas entre eles (Kruskal-Wallis, $p < 0,001$). Na comparação aos pares entre os recifes, os resultados indicam que todos os recifes apresentam um número de peixes capturados (e portanto uma ocupação presumida) superior à situação de ausência de recifes sendo a diferença altamente significativa (Quadro 7.8). Os recifes apresentaram entre si uma ocupação significativamente diferente excepto os recifes de Tubos e de Malha plástica em que não se observou diferença significativa.

Quadro 7.8. Resultados do teste U de Mann-Whitney relativamente à comparação do número de peixes capturados nos vários recifes e controlos. Símbolos: ns - não significativa, * - $p < 0,05$, ** - $p < 0,01$, *** - $p < 0,001$.

	Recife Tubos	Recife Pneus	Recife Malha Plastica
Controlo	***	***	***
Recife Tubos		***	ns
Recife Pneus			**

Para a outra variável, número de peixes observados (exclusivamente *M.salmoides*), as médias dos diferentes tipos de recifes e controlo foram significativamente diferentes (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). A comparação dos tratamentos dois a dois evidencia que os recifes de Pneus e de Malha plástica apresentam números de peixes observados superiores à ausência de recife, não havendo diferenças significativas entre os vários recifes (Quadro 7.9)

Quadro 7.9. Resultados do teste U de Mann-Whitney relativamente à comparação do número de peixes (*M.salmoides*) observados nos vários recifes e controlos. Símbolos: ns - não significativa, * - $p < 0,05$, ** - $p < 0,01$, *** - $p < 0,001$.

	Recife Tubos	Recife Pneus	Recife Malha Plastica
Controlo	ns	**	**
Recife Tubos		ns	ns
Recife Pneus			ns

7.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES

Grande número de casos documentados na literatura para lagos e albufeiras nos EUA estabelecem os efeitos que estes têm sobre a fauna local, designadamente sobre as populações de centrarquídeos. No caso dos ensaios realizados na albufeira dos Minutos, os resultados apontam igualmente para uma ocupação exclusiva por parte deste grupo taxonómico constituído por espécies com um forte carácter lêntico. Estas espécies, a perca-sol em particular, têm vindo a constituir o grupo dominante na generalidade das albufeiras do Sul de Portugal.

O objectivo essencial dos recifes, que era a melhoria das condições para a fauna indígena no sentido de contribuir positivamente para contrariar a tendência de dominância dos centrarquídeos, não foi cumprido.

Há que novamente salientar que os diversos problemas de natureza logística e outros encontrados, afectaram negativamente os ensaios. Tem-se consciência que a estratégia adoptada não é a ideal e que poderia, efectivamente, haver ciprinídeos a utilizar os recifes não sendo observados já que não nadavam à superfície e evitando com maior eficácia as redes colocadas em volta dos recifes. A estratégia de utilizar rede representou na realidade um último recurso quando todas as outras falharam e não se encontrou melhor alternativa.

Mas mesmo que a ocupação dos recifes possa não ser traduzida com a desejada precisão pelas capturas com rede, não deixa de ser significativa a total ausência de

ciprinídeos autóctones nas capturas o que permite afirmar que a utilização dos recifes, a não ser nula, será seguramente muito baixa. E nesse sentido os resultados não podem ser rejeitados com a justificação de que não assentam em observações.

Relativamente à composição da fauna piscícola que foi capturada ou observada nos recifes, importa confrontá-la com as proporções encontradas na albufeira dos Minutos já que os quantitativos capturados nas redes que constituem os controlos são muito baixos e não permitem portanto caracterizar com a necessária precisão a constituição da comunidade piscícola. A caracterização efectuada desde 2003 e designadamente a obtida em 2005 (cap. 6) constituem pelo contrário um boa base de comparação. Observou-se uma abundância relativa de *Lepomis gibbosus* (perca-sol, centrarquídeo introduzido) próxima de 90%, uma ocorrência de *Chondrostoma polylepis* (boga, ciprinídeo indígena) com alguma expressão (9%), e cada uma das restantes espécies não ultrapassou 2% do total das capturas: *Cyprinus carpio* (carpa, ciprinídeo introduzido, bem adaptada às condições das albufeiras), *Micropterus salmoides* (achigã, centrarquídeo introduzido), *Barbus bocagei* (barbo, ciprinídeo indígena) e *Squalius alburnoides* (bordalo, ciprinídeo indígena).

A constituição dos agrupamentos piscícolas que ocorrem nos recifes reflecte, no essencial, a comunidade piscícola da albufeira, havendo que realçar a mais elevada proporção de achigã nos recifes. Os ciprinídeos, para os quais os recifes eram prioritariamente destinados, estão quase totalmente ausentes destes. A manter-se nos recifes as proporções observadas na albufeira, cerca de 1/10 dos peixes deveriam ser ciprinídeos indígenas. Fica a questão de saber se a quase total ausência de ciprinídeos nos recifes se deve à baixa densidade destes ou se, a partir do momento em que os centrarquídeos ocupam os recifes, esta ocupação leva ao evitamento destas estruturas por parte dos ciprinídeos.

Independentemente desta questão, os recifes constituem de forma efectiva agregadores de peixes, no caso sobretudo perca-sol, embora não cumpram o objectivo prioritário que levou à realização dos ensaios, contribuir para criar diversidade espacial e para conservar a fauna piscícola indígena.

A ocupação dos recifes por perca-sol é muito expressiva, tendo as capturas revelado valores significativamente superiores dos recifes de pneus, seguidos dos recifes de rede plástica e finalmente, com menor ocupação, dos de tubos de PVC, sendo todos diferentes das situações de ausência de recifes. Relativamente às observações de peixes, realizadas aquando das operações de pesca, e que são afectadas pela condições de transparência e ondulação da água, os recifes de pneus e de malha

registaram maior número de peixes observados, seguidos pelo de tubos que não é significativamente diferente da situação de controlo (ausência de recifes).

Os recifes de pneus revelaram-se, pois, como o tipo de recife de maior ocupação.

Na sequência deste estudo, considera-se importante prosseguir os ensaios utilizando recifes de maior dimensão, colocados sobre o fundo, o que poderá levar a uma resposta distinta por parte de ciprinídeos e especialmente vocacionados para peixes de pequenas dimensões em que a acessibilidade a centrarquídeos de maior dimensão seja impossibilitada. No sentido de continuar a procurar contribuir para a melhoria de condições para fauna indígena, a localização junto às ribeiras de maior interesse para a reprodução dos ciprinídeos indígenas permitiria testar possíveis reflexos no recrutamento deste grupo.

7.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ambrose, R.F., Anderson, T.W. 1990. Influence of an artificial reef on the surrounding infaunal community. *Mar. Biol.* 107: 41-52.
- Ardiszone, G.D., Somaschini, A., Belluscio, A. 1996. Biodiversity of European artificial reefs *Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network*. Ancona, Italy, pp. 39-59.
- Ault, T.R., Johnson, C.R. 1998. Spatially and temporally predictable fish communities on coral reefs. *Ecol. Monogr.* 68(1):25-50
- Baine, M. 2001. Artificial reefs: A review of their design, application, management and performance. *Ocean Coast. Manage.* 44: 241-259.
- Barnabé, G., Charbonnel, E., Marinaro, J.-Y., Ody, D., Francour, P. 2000. Artificial reefs in France: Analysis, assessments and prospects. In: Jensen, A.C., Collins, K.J., Lockwood A.P.M. (Eds.), *Artificial reefs in European seas*. Kluwer Academics Publishers, Dordrecht, The Netherlands. pp. 167-184.
- Bell, M., Moore, C.J., Murphey, S.W. 1989. Utilization of manufactured reef structures in South Carolina's marine artificial reef program. *Bulletin of Marine Science.* 44(2): 818-830.
- Bohnsack, J.A. 1991. Habitat structure and the design of artificial reefs. In: Bell, S.S., McCoy, E.D., Mushinsky H.R. (Eds.). *Habitat structure - The physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, pp. 412-426.
- Bohnsack, J.A., Harper, D.E., McClellan, D.B., Hulsbeck, M. 1994. Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off Southeastern Florida, USA *Bull. Mar. Sci.* 55: 796-823.
- Bohnsack, J.A., Sutherland, D.L. 1985. Artificial reef research: A review with recommendations for future priorities. *Bull. Mar. Sci.* 37: 11-39.
- Bombace, G., Fabi, G., Fiorentini, L., Speranza, S. 1994. Analysis of the efficacy of artificial reefs located in five different areas of the Adriatic Sea. *Bull. Mar. Sci.* 55: 559-580.

- Branden K.L., Pollard D.A., Reimers H.A. 1994. A review of recent artificial reef developments in Aust. *Bull. Mar. Sci.* 55: 2-3.
- Brickhill, M.J., Lee, S.Y., Connolly, R.M. 2005. Fish And Artificial Reefs: Attractive Or Productive Association? *Proceedings of the Annual International Symposium on Fish Habitat Ecology and Conservation*. The Fisheries Society Of The British Isles. Wales. 64 pp.
- Castilla, J.C. 2000. Roles of experimental marine ecology in coastal management and conservation. *J. Exp. Biol. Ecol.* 250: 3-21.
- Charbonnel, E., Francour, P., Harmelin, J.-G., Ody, D., Bachet, F. 2000. Effects of artificial reef design on associated fish assemblages in the Côte Bleue Marine Park (Mediterranean Sea, France). In: Jensen, A.C., Collins, K.J., Lockwood, A.P.M. (Eds.). *Artificial reefs in European seas*. Kluwer Academics Publishers, Dordrecht, The Netherlands. pp. 365-378.
- Charbonnel, E., Serre, C., Ruitton, S., Harmelin, J.-G., Jensen A. 2002. Effects of increase habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). *J. Mar. Sci.* 59: S208-S213.
- Chesson, P., Huntly, N. 1997. The roles of harsh and fluctuating conditions in the dynamics of ecological communities. *American Naturalist*. 150: 519–553.
- Clark, S., Edwards, A.J. 1999. An evaluation of artificial reef structures as tools for marine habitat rehabilitation in the Maldives. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 9: 5–21.
- Claudet J., Dominique Pelletier. 2004. Marine protected areas and artificial reefs: A review of the interactions between management and scientific studies *Aquat. Living Resour.* 17: 129–138.
- Coll, J., Moranta, J., Reñones, O., García-Rubies, A., Moreno, I. 1998. Influence of substrate and deployment time on fish assemblages on an artificial reef at Formentera Island (Balearic Islands, western Mediterranean). *Hydrobiologia*. 385: 139–152.
- Cowx, I. G., Welcomme, R.L. eds. 1998. *Rehabilitation of Rivers for Fish*. Oxford, Food and Agriculture Organization of the United Nations and Fishing News Books. 260 pp.
- Done, T.J., Reichelt R.E.L.. 1998. Integrated coastal zone and fisheries ecosystem management: Generic goals and performance indices. *Ecol. Appl.* 8: S110-S118.
- Duedall, I.W., Champ, M.A. 1991. Artificial reefs: emerging science and technology. *Oceanus*. 34(1): 94-101.
- Dynessius, M., Nilsson, C. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the Northern Third of the World. *Science*. 226: 753–62.
- Feigenbaum, D., Bushing, M., Woodward, J., Friedlander, A. 1989. Artificial reefs in Chesapeake Bay and nearby coastal waters. *Bulletin of Marine Science*. 44(2): 734-742.
- Freitas. C. E. C., Petrere Jr, M. 2001. Influence of artificial reefs on fish assemblage of the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *Lakes & Reservoirs: Research and Management*. 6: 273 278.
- Freitas, C.E.C., Petrere, M. Jr, Abuabara, M.A.P. 2002. Artificial reefs and their effects on fish assemblages in a Brazilian reservoir and tailrace. *Ecohydrology and Hydrobiology*. 2: 305–313.

- Freitas, C.E.C., M. Petrere, M., Barrella, W. 2005. Natural and artificially-induced habitat complexity and freshwater fish species composition. *Fisheries Management and Ecology*. 12: 63–67.
- García-Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, A., Sánchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., Reñones, O., Moreno, D. 2004. Multiscale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Mar. Biol.* 144: 161-182.
- García-Charton, J.A., Williams, I.D., Pérez-Ruzafa, A., Milazzo, M., Chemello, R., Marcos, C., Kitsos, M.-S., Koukouras, A., Riggio, S. 2000. Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: Habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environ. Cons.* 27: 159-178.
- Grossman, G.D., Jones, G.P., Seaman Jr., W.J. 1997. Do artificial reefs increase regional fish production? A review of existing data. *Fisheries*. 22: 17-23.
- Hickley, P., Arlinghaus, R., Tyner, R., Aprahamian, M., Parry, K., Carte, M. 2004. Rehabilitation of urban lake fisheries for angling by managing habitat: general overview and case studies from England and Wales. *Ecohydrology & Hydrobiology*. 4 (4): 365-378.
- Hueckel, G.J., Buckley, R.M., Benson, B.L. 1989. Mitigating rocky habitat loss using artificial reefs. *Bulletin of Marine Science*. 44(2): 913-922.
- INHS, 2000. Biological Technical Report. Illinois Natural History Survey Reports, May-June . <http://www.inhs.uiuc.edu/inhsreports/may-jun00/reefs.html>
- Iudicello, S. 1989. Relationship of rigs-to-reefs to U.S. environmental conservation law. *Bulletin of Marine Science*. 44(2): 789-798.
- Kawasaki, H., Mitsuhiko, Sano, Takuro, Shibuno. 2003. The relationship between habitat physical complexity and recruitment of the coral reef damselfish, *Pomacentrus amboinensis*: an experimental study using small-scale artificial reefs. *Ichthyological Research*. 50: 73–77.
- Kelch, D. O., Reutter, J.M. 1995. Artificial reefs in Lake Erie: a habitat enhancement tool. Pages 243-249 in J. R. M. Kelso and J. H. Hartig, editors. *Methods of modifying habitat to benefit the Great Lakes ecosystem*. Canadian Institute for Scientific and Technical Information, Occasional Papers 1, Ottawa.
- Knatz, G., 1987. Offsite habitat mitigation banking: The port of long beach experience. In: *Coastal Zone '87: Proceedings of the Fifth Symposium on Coastal and Ocean Management*, Vol. 3. Seattle, WA, May 26-29. American Society of Civil Engineers. New York, NY. pp. 2530-2543.
- Löffler, H. 1997. Artificial habitat for fishes in Lake Constance (Bodensee): observation of fish aggregating devices with a remotely operated vehicle. *Fisheries Management and Ecology* 4: 419–420.
- Mangel, M. 2000. Trade-offs between fish habitat and fishing mortality and the role of reserves. *Bull. Mar. Sci.* 66: 663-674.
- McGurrin, J.M., Fedler, A.J. 1989. Tenneco II artificial reef project: An evaluation of rigs-to-reefs fisheries development. *Bulletin of Marine Science*. 44(2): 777-781.
- Molony, BW, Bird, C. 2005. Are marron, *Cherax tenuimanus* (Crustacea: Decapoda), populations in irrigations reservoirs habitat limited? A trial using artificial habitats. *Lakes & reservoirs: Research and Management*. 10: 39-50.
- Nakamura, M. 1985. Evolution of artificial fishing reef concepts in Japan. *Bull. Mar. Sci.* 37: 271-278.

- Nelson, R. W., Horak, G.C., Olson, J.E.. 1978. *Western reservoir and stream habitat improvements handbook*. Enviro Control, Inc., Fort Collins, CO. Prepared for the U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services. 232 pp.
- Ody, D., Harmelin, J.-G. 1994. Influence de l'architecture et de la localisation de récifs artificiels sur leurs peuplements de poissons en Méditerranée. *Cybium* 18: 57-70.
- Pickering, H., Whitmarsh, D., Jensen, A. 1998. Artificial reefs as a tool to aid rehabilitation of coastal ecosystems: Investigating the potential. *Mar. Pol. Bull.* 37: 505-514.
- Pollard, D.A. 1989. Artificial habitat for fisheries enhancement in the Australian region. *Marine Fisheries Review*. 5: 11-26.
- Polovina, J.J. 1991. Fisheries applications and biological impacts of artificial habitats in *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*. Academic Press. pp. 153-176.
- Polovina, J.J. 1989. Artificial Reefs: Nothing more than benthic fish aggregators. J. Grant (ed.), *Symposium of the CalCOFI Conference (Part II)*. Lake Arrowhead, CA, pp. 37-39.
- Prince, E.D., Maughan, O.E. 1978. Freshwater artificial reefs: Biology and economics. Virginia Cooperative Fishery Research Unit. *Fisheries*. 3(1): 5-9.
- Prince, E.D., Raleigh, R.F., Corning, R.V. 1975. Artificial reefs and Centrarchid basses. In *Black Bass Biology Management*. Sport Fishing Institute, Washington. 534 pp.
- Ramos-Esplà A.A., Guillén, J.E., Bayle, J.T., Sánchez-Jerez, P. 2000. Artificial anti-trawling reefs off Alicante, south-eastern Iberian peninsula: Evolution of reef block and set design. In: Jensen, A.C., Collins, K.J., Lockwood, A.P.M. (Eds.). *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 195-218.
- Rilov, G., Benayahu, Y. 2000. Fish assemblage on natural versus vertical artificial reefs: the rehabilitation perspective. *Marine Biology*. 136: 931-942.
- Rooker, J. R., Dokken, Q. R., Pattengill, C. V., Holt, G. J. 1997. Fish assemblages on artificial and natural reefs in the Flower Garden Banks National Marine Sanctuary, USA. *Coral Reefs*. 16: 83-92
- Samples, K.C., Sproul, J.T. 1985. Fish aggregating devices and open access commercial fisheries: A theoretical inquiry. *Bull. Mar. Sci.* 34: 305-317.
- Santos, M.N., Monteiro, C.C., Erzini, K. 1995a. Comparison of natural reef and artificial reef fish assemblages in Algarve waters (south Portugal). In: *Secretariat, E.C. (Ed.), International Conference on Ecological System Enhancement Technology for Aquatic Environments*. Japan International Marine Science and Technology Federation, Tokyo, Japan, pp. 210-214.
- Santos, M.N., Monteiro, C.C., Lassère, G. 1995b. A four year overview of the fish assemblages and yield on two artificial reef systems off Algarve (south Portugal). *Proceedings of the 30th European Marine Biological Symposium*. Southampton, UK. pp. 345-352.
- Santos, M.N., Monteiro, C.C., Lassère, G. 1996. Finfish attraction and fisheries enhancement on artificial reefs: A review. *Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network*. Ancona, Italy. pp. 18.
- Sargent, P.S., Gregory, R. S., Schneider, D. C. 2004. Artificial Reefs Increase Density of Coastal Marine Demersal and Benthic Fish and Crab Species. *The Canadian Conference for Fisheries Research (CCFFR) and the Society of Canadian Limnologists (SCL) Annual Meeting*. St. John's, Newfoundland and Labrador. 99 pp.

Sayer, M.D.J., Magill, S.H., Pitcher, T.J. 2005. Using Artificial Habitats To Restore Or Enhance Inshore Fisheries: An Observation-Based Ecosystem Simulation. *Proceedings of the Annual International Symposium on Fish Habitat Ecology and Conservation*. The Fisheries Society Of The British Isles, Wales. 64 pp.

Sherman, R.L., Arena, P.T., Quinn, T.P., Spieler, R.E. 2005. Structural Attributes Of Artificial Reefs And Associated Fish Assemblages. *Proceedings of the Annual International Symposium on Fish Habitat Ecology and Conservation*. The Fisheries Society Of The British Isles, Wales. 64 pp.

Steimle F.W., Meier M.H. 1997. What information do artificial reef managers really want from fishery science? *Fisheries* 22, 6-8.

U.S. Fish and Wildlife Service. Kaufman, N. M., Kenney, M. J., Bransfield, R. 1988. *Final Fish And Wildlife Coordination Act Report All American Canal Feasibility Study (Supplement) Imperial County California*. Prepared For The U.S. Bureau of Reclamation Lower Colorado Region Boulder City, Nevada. Laguna Niguel Field Office, California.

Vidoris P., Kallianiotis A., Gitarakos V., Lekkas V. 2005. Seasonal Species Assemblages In An Artificial Reef In North Aegean Sea, Greece. *Proceedings of the Annual International Symposium on Fish Habitat Ecology and Conservation*. The Fisheries Society Of The British Isles, Wales. 64 pp.

Welcomme, R.L., Bartley, D.M. 1998. Current approaches to the enhancement of fisheries. *Fisheries Management and Ecology*. 5: 351–382.

Wickham, D.A., Watson Jr, J.W., Ogren, L.H. 1973. The efficacy of midwater artificial structures for attracting pelagic sport fish. *Transactions of American Fisheries Society*. 3: 563–572.

White, A.T., Loke, C.M., De Silva, M.W.R.N., Guarin, F.Y. 1990. Artificial reefs for marine habitat enhancement in Southeast Asia, Manila, Philippines. *ICLARM. Educ. Ser.* 11- 45 pp.

Woodhead, P.M.J., Parker, J.H., Duedall, I.W. 1982. The coal-waste artificial reef program (C WARP): a new resource potential for fishing reef construction. *Marine Fisheries Review*. 44: 16 23.

Woodhead, P.M.J., Jacobson, M.E. 1985. Epifaunal settlement, the process of community development and succession over two years on an artificial reefs construction in the New York Bight. *Bulletin of Marine Science*. 37: 364–376.

Zalmon, I.R., Novelli, R., Gomes, M.P., Faria, V.V. 2002. Experimental results of an artificial reef programme on the Brazilian coast north Rio de Janeiro. *J. Mar. Sci.* 59: S83-S87.

8.

ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: SUSCEPTIBILIDADE E CONTAMINAÇÃO

ÍNDICE

8. ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: SUSCEPTIBILIDADE E CONTAMINAÇÃO	1
8.1. INTRODUÇÃO.....	1
8.2. ÍNDICE DE SUSCEPTIBILIDADE (IS)	2
8.2.1. Parâmetros utilizados no cálculo do IS.....	3
8.2.2. Aplicação do índice de susceptibilidade (IS)	11
8.2.3. Validação da aplicação do Índice de Susceptibilidade.....	13
8.3. MODELO DE ESCOAMENTO REGIONAL DA ÁGUA SUBTERRÂNEA.....	18
8.3.1. Aplicabilidade	18
8.3.2. Programa ASMWIN (Aquifer Simulation Model- ASM).....	19
8.3.3. Dados necessários para a modelação do aquífero.....	20
8.3.4. Parâmetros utilizados	26
8.3.5. Resultados obtidos	27
8.4. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	43
8.4.1. Introdução	43
8.4.2. Métodos	44
8.4.3. Caracterização química geral - iões	45
8.4.4. Condutividade	51
8.4.5. Contaminação dos Poços por Nitratos	53
8.4.6. Identificação das origens do NO ₃ através de Azoto isotópico ($\delta^{15}\text{N}$)	56
8.4.7. Contaminação por Pesticidas	59
8.5. SÍNTESE E CONCLUSÕES.....	66
8.6 REFERÊNCIAS	72

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 8.1- Mapa de distribuição espacial do parâmetro D (profundidade da zona não saturada).	6
Figura 8.2- Mapa de distribuição espacial do parâmetro T.	8
Figura 8.3 – Mapa de distribuição espacial do parâmetro LU.	11
Figura 8.4 – Mapa da susceptibilidade à contaminação das águas subterrâneas antes da conclusão do perímetro de rega.	12
Figura 8.5– Localização dos pontos de água.	15
Figura 8.6 – Mapa da susceptibilidade à contaminação das águas subterrâneas para o uso do solo em 2003; indicam-se os teores de nitratos monitorizados na campanha de Janeiro de 2004.	16
Figura 8.7 – Cenário do Índice de Susceptibilidade para a ocupação de solo de regadio na área do perímetro de rega dos Minutos.	17
Figura 8.8- Variograma utilizado na krigagem por deriva.	24
Figura 8.9 – Piezometria com a localização dos poços utilizados para a sua elaboração.	24
Figura 8.10 – Condições de fronteira na parte do aquífero a modelar; localização dos poços usados na calibração do modelo.	25
Figura 8.11 – Cotas dos níveis freáticos em nove poços para diferentes datas.	29
Figura 8.12 – Comparação entre os níveis freáticos médios e os níveis freáticos calculados pelo modelo ASM, cenário de Verão.	29
Figura 8.13 – Comparação entre os níveis freáticos médios e os níveis freáticos calculados pelo modelo, cenário de Inverno.	30
Figura 8.14 – Piezometria calculada na área modelada do aquífero – cenário de Verão.	31
Figura 8.15 – Histograma da velocidade de fluxo nas margens norte e sul da Ribeira de Almansor.	34
Figura 8.16 – Velocidade de escoamento da água subterrânea para o cenário de Verão.	36
Figura 8.17– Velocidade de escoamento da água subterrânea para o cenário de Inverno.	39
Figura 8.18 - Localização das classes de tempos de residência numa parte do aquífero para o cenário de Verão.	43
Figura 8.19. Poços e culturas agrícolas com base no levantamento de 2005/06. Os olivais e montados em que se desenvolve vegetação herbácea foram integrados na categoria pastagem.	45
Figura 8.20. Concentrações de Sódio, Potássio e Magnésio nos poços.	46
Figura 8.21. Relação sódio e potássio (Na/K) nos poços, na ribeira de Almansor e na albufeira dos Minutos.	48
Figura 8.22. Variação das concentrações de Fosfato nos poços.	50

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 8.1- Classes definidas para o parâmetro D.....	4
Quadro 8.3 Classes e valores típicos definidos para o parâmetro A.....	7
Quadro 8.4- Classes definidas para o parâmetro T.....	8
Quadro 8.5- Classificação da ocupação do solo, LU.....	10
Quadro 8.6 – Valores dos parâmetros medidos nos poços e respectivas localizações.....	14
Quadro 8.7– Medidas estatísticas de parâmetros físico-químicos nas águas subterrâneas.....	14
Quadro 8.8 – Coordenadas dos pontos e cotas piezométricas usadas no modelo geoestatístico.....	23
Quadro 8.9 – Cotas dos níveis freáticos de nove poços, usados para a calibração do modelo, para os cenários de recarga nula e igual a 6 m/d.....	28
Quadro 8.10– Principais estatísticos da velocidade de escoamento do aquífero para o cenário de Verão.....	32
Quadro 8.11– Principais estatísticos da velocidade de escoamento do aquífero para o cenário de Inverno.....	34
Quadro 8.12– Medidas estatísticas univariadas do tempo de residência na margem norte do Almansor.....	41
Quadro 8.13– Medidas estatísticas univariadas do tempo de residência, da margem sul do rio.....	42
Quadro 8.14. Poços e ocupação do solo na zona.....	44
Quadro 8.15. Sódio, Potássio e Magnésio nos poços, na ribeira de Almansor e albufeira dos Minutos. DP - Desvio-padrão.....	47
Quadro 8.16. Sulfatos e Cloretos e nos poços e na ribeira de Almansor.....	49
Quadro 8.17. Valores de condutividade medidos nos poços ao longo do tempo.....	52
Quadro 8.18. Condutividade nos períodos de Inverno e de Verão nos poços 1 (Cabido), 11 (Picota), 33 (Amoreira da Torre) e 37 (Amendoeira) e diferenças observadas entre os valores médios no Inverno e no Verão.....	53
Quadro 8.19. Concentrações de Nitratos (mg/L NO ₃) observadas nos diversos poços ao longo do tempo. LQ - inferior ao limite de quantificação de 1mg/L.....	54
Quadro 8.20. Concentrações de NO ₃ (mg/L NO ₃) nos períodos de Inverno e de Verão nos poços 1 (Cabido), 11 (Picota), 15 (Casão), 33 (Amoreira da Torre) e 37 (Amendoeira) e diferenças observadas entre os valores médios no Inverno e no Verão.....	56
Quadro 8.21. Determinações de $\delta^{15}\text{N}$ do NO ₃ na água dos poços Cabido, Curral da Légua, Amoreira da Torre e Amendoeira e em afluente de vacaria.....	59
Quadro 8.22. Culturas agrícolas em que são utilizados os herbicidas Alacloro, Atrazina, Simazina, Metolacloro, Etofumesato (segundo Gianessi e Anderson in Kellogg et al. 1998; European Commission 2002).....	60
Quadro 8.23. Aplicação recomendada de alguns herbicidas na cultura da beterraba e do milho (informação obtida junto de agentes de distribuição de produtos fitofármacos na região de Montemor-o-Novo).....	62
Quadro 8.24. Limites de detecção relativos às determinações de pesticidas.....	63
Quadro 8.25. Concentrações de herbicidas e metabolitos, e insecticidas em poços e outros corpos de água. Indicam-se os valores referidos no Decreto-Lei 236/98. Concentrações em ppb.....	64

8. ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: SUSCEPTIBILIDADE E CONTAMINAÇÃO

8.1. INTRODUÇÃO

A constituição do perímetro de rega dos Minutos nasceu da necessidade de aumentar a área regada nesta região sem recorrer às águas subterrâneas ou da ribeira de Almansor.

Com a passagem de áreas de sequeiro a regadio, altera-se o comportamento das águas subterrâneas na região. De seguida apresentam-se alguns exemplos de possíveis alterações de comportamento destas em situação de regadio:

(1) *Quantidade de água de irrigação superior à recarga natural.* Este volume superior de recarga artificial pode provocar a diminuição da profundidade do nível freático possibilitando o aparecimento de zonas alagadas e mesmo a criação de pequenas charcas. Este processo acontece, sobretudo, quando, associado à não existência de um sistema de drenagem das águas excedentes de rega, os níveis freáticos são baixos.

(2) *Aumento do teor em sais dissolvidos da água subterrânea.* A água que é perdida pela evapotranspiração é relativamente pura, ficando no solo os químicos adicionados às culturas que se precipitam em sais e se acumulam na área das raízes.

Para prevenir este processo de salinização, normalmente utilizam-se volumes de água superiores aos necessários para as culturas, promovendo a lixiviação dos sais. No entanto, quando os sais dissolvidos atingem concentrações elevadas acabam por afectar a qualidade das águas subterrâneas.

(3) *Aumento de contaminantes nos recursos hídricos devido ao uso de pesticidas e fertilizantes.* Alguns pesticidas são pouco solúveis na água e podem ficar retidos nas partículas dos solos por adsorção. Contudo, existem pesticidas que são detectados em pequenas mas significativas concentrações tanto nas águas subterrâneas como superficiais.

O azoto é um componente que existe nos fertilizantes e que é muito solúvel na água. Nos terrenos agrícolas, o aumento dos teores de nitratos pode provocar a diminuição da qualidade das águas subterrâneas e superficiais.

Estas são algumas das modificações possíveis que podem ocorrer nas águas subterrâneas com a intensificação das práticas agrícolas após a entrada em funcionamento do perímetro de rega dos Minutos. Como tal, alguns destes parâmetros como a profundidade do nível freático, a condutividade eléctrica (salinização) e a concentração de nitratos, foram medidos em diversos pontos de água nesta área.

Neste capítulo procedeu-se à aplicação de um método de avaliação da susceptibilidade das águas subterrâneas à contaminação agrícola, à aplicação de um modelo de fluxo da água subterrânea para cálculo da velocidade do fluxo e das mudanças na distribuição do nível freático. Procedeu-se ainda à caracterização e avaliação da qualidade química das águas subterrâneas no sentido de se detectarem possíveis situações de efectiva contaminação por nitratos ou outros iões e fitofármacos. Na identificação das origens dos compostos azotados nas águas subterrâneas, aplicou-se uma metodologia que recorre a isótopos estáveis, concretamente à razão $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ($\delta^{15}\text{N}$).

Esta componente do estudo centra-se na parte do perímetro de rega que é intersectada pela Ribeira de Almansor já que constitui a maior e mais importante área deste.

8.2. ÍNDICE DE SUSCEPTIBILIDADE (IS)

A vulnerabilidade é a maior ou menor capacidade de atenuação das camadas superiores do aquífero à passagem de poluentes. A vulnerabilidade intrínseca é definida através de características geológicas e hidrogeológicas, não se considerando, deste modo, o factor antrópico. Já a vulnerabilidade específica considera além das características intrínsecas do meio algumas características específicas tais como a ocupação do solo ou o tipo de contaminante.

Com o objectivo de corrigir duas das principais deficiências associadas ao índice DRASTIC: a redundância entre parâmetros e o sistema de ponderação arbitrário, foi expressamente desenvolvido um índice de vulnerabilidade específico que ficou conhecido como Índice de Susceptibilidade (RIBEIRO, 2005). O vocábulo susceptibilidade surge aqui no sentido dado por VRBA e ZOPOROZEC (1994): *'the lack of ability to resist the impact of contaminants on the quality of groundwater'*.

O IS como então ficou conhecido é uma adaptação do índice de vulnerabilidade intrínseco DRASTIC, desenvolvido em 1987 pelo National Water Well Association (ALLER et al., 1987) em conjunto com a U.S. Environmental Protection Agency (EPA).

Foram só considerados 4 dos 7 parâmetros do índice DRASTIC: D (profundidade do topo do aquífero), R (recarga), A (geologia do aquífero), T (declive do terreno), deixando de fora os parâmetros S (tipo do solo), I (impacto da zona não saturada) e C (condutividade hidráulica), por se considerarem redundantes relativamente ao parâmetro A. Foi também adicionado um novo parâmetro LU (Land Use), a ocupação do solo. O IS é calculado a partir da soma ponderada destes cinco parâmetros:

$$IS = 0.186D + 0.212R + 0.259A + 0.121T + 0.222LU$$

Os pesos atribuídos a cada parâmetro também foram alterados em relação ao método DRASTIC. Para avaliar a importância relativa de cada um daqueles 5 parâmetros na construção do índice foi constituído, para esse efeito, um painel DELPHI desta vez de especialistas portugueses em hidrogeologia e áreas afins.

Quanto maiores são os valores finais de IS obtidos, tanto maior é a probabilidade de determinada área ser mais susceptível à contaminação das águas subterrâneas.

A utilização do IS neste estudo tem como finalidade a obtenção de mapas de susceptibilidade das águas subterrâneas para a ocupação do solo datada de 2003 na área dos Minutos. Este índice foi aplicado na bacia hidrográfica do rio Almansor entre a barragem dos Minutos e a foz da ribeira da Lage.

Os resultados da aplicação deste modelo são depois confrontados com os valores de concentração de nitratos.

8.2.1. Parâmetros utilizados no cálculo do IS

Profundidade do topo do aquífero (D)

A profundidade do topo do aquífero é definida como a distância vertical que um determinado poluente tem de percorrer até chegar ao aquífero. Quanto maior for a distância a percorrer pelo poluente maiores são as hipóteses de haver uma depuração por parte do solo atravessado.

No quadro seguinte apresenta-se as classes definidas para o parâmetro D e os valores atribuídos a cada classe para o cálculo do IS.

Quadro 8.1- Classes definidas para o parâmetro D.

D (m)	
Classe	Valor atribuído para o cálculo do IS
<1.5	100
1.5 - 4.6	90
4.6 - 9.1	70
9.1 - 15.2	50
15.2 - 22.9	30
22.9 - 30.5	20
>30.5	10

De acordo com as informações obtidas através de estudos já realizados, (ERHSA 2001, MOINANTE 2002), assim como de medições “in situ”, verificou-se que na área do perímetro de rega dos Minutos o nível freático do aquífero se encontra a pequenas profundidades (o termo aquífero é utilizado neste estudo em sentido lato para designar uma formação hidrogeológica tal como definida em ERSHA, 2001).

Segundo os valores de campanhas efectuadas em Abril de 2002 na área do que seria posteriormente o perímetro de rega dos Minutos, o aquífero é livre para a profundidade média de 5,5 m. Tal significa que a superfície piezométrica segue a topografia local. Aliás, para toda a área em estudo, considera-se que a superfície piezométrica segue a topografia da região. Deste modo, considera-se a camada mais superficial das águas subterrâneas mais susceptível à contaminação de origem agrícola.

No campo observou-se que os poços se situam, maioritariamente, em locais muito próximos de cursos de água secundários, apresentando o nível de água quase à cota dos mesmos. Contudo, por não se dispor de dados suficientes que permitissem o uso adequado de ferramentas do ARCVIEW, como a criação de uma *grid* ou um modelo de elevação digital do terreno com os dados dos níveis piezométricos, considerou-se que os níveis de água nos poços são iguais às cotas dos cursos de água a eles associados. Assim, para o cálculo dos índices para o topo do aquífero, D, procedeu-se do seguinte modo:

1. Em ambiente de SIG (Sistema de Informação Geográfica) interpolou-se os dados de altimetria provenientes das cartas militares 436, 437, 447 e 448, à escala de 1:25000 do Instituto Geográfico do Exército obtendo-se uma malha regular de 61m de lado, da topografia.
2. Através das cotas dos cursos de água fez-se um modelo de elevação digital do terreno que foi transformado numa malha (*grid*) regular de 61 m de lado.
3. De seguida, fez-se a diferença entre as malhas da altimetria e as cotas das linhas de água permitindo a determinação dos valores da profundidade do topo do aquífero.

Na Figura 8.1 apresenta-se o mapa da distribuição espacial para o parâmetro topo do aquífero- D (profundidade da zona não saturada).

Observa-se no histograma do índice D que a classe mais frequentada corresponde às profundidades inferiores a 1,5 m do topo do aquífero. A área em redor da cidade de Montemor-o-Novo possui índices de D mais baixos (maiores profundidades), e na área do perímetro de rega dos Minutos verificam-se profundidades inferiores. As profundidades mais baixas implicam, normalmente, a chegada de um poluente mais rapidamente ao aquífero.

Recarga anual dos aquíferos através da precipitação (R)

Este parâmetro representa a quantidade de água que chega anualmente ao aquífero através da precipitação. Considerou-se um valor de recarga de 170 mm/ano para toda a região (MOINANTE, 2002). Deste modo, tem-se o índice de 60 para a recarga anual dos aquíferos através da precipitação, R (ver Quadro 8.2) .

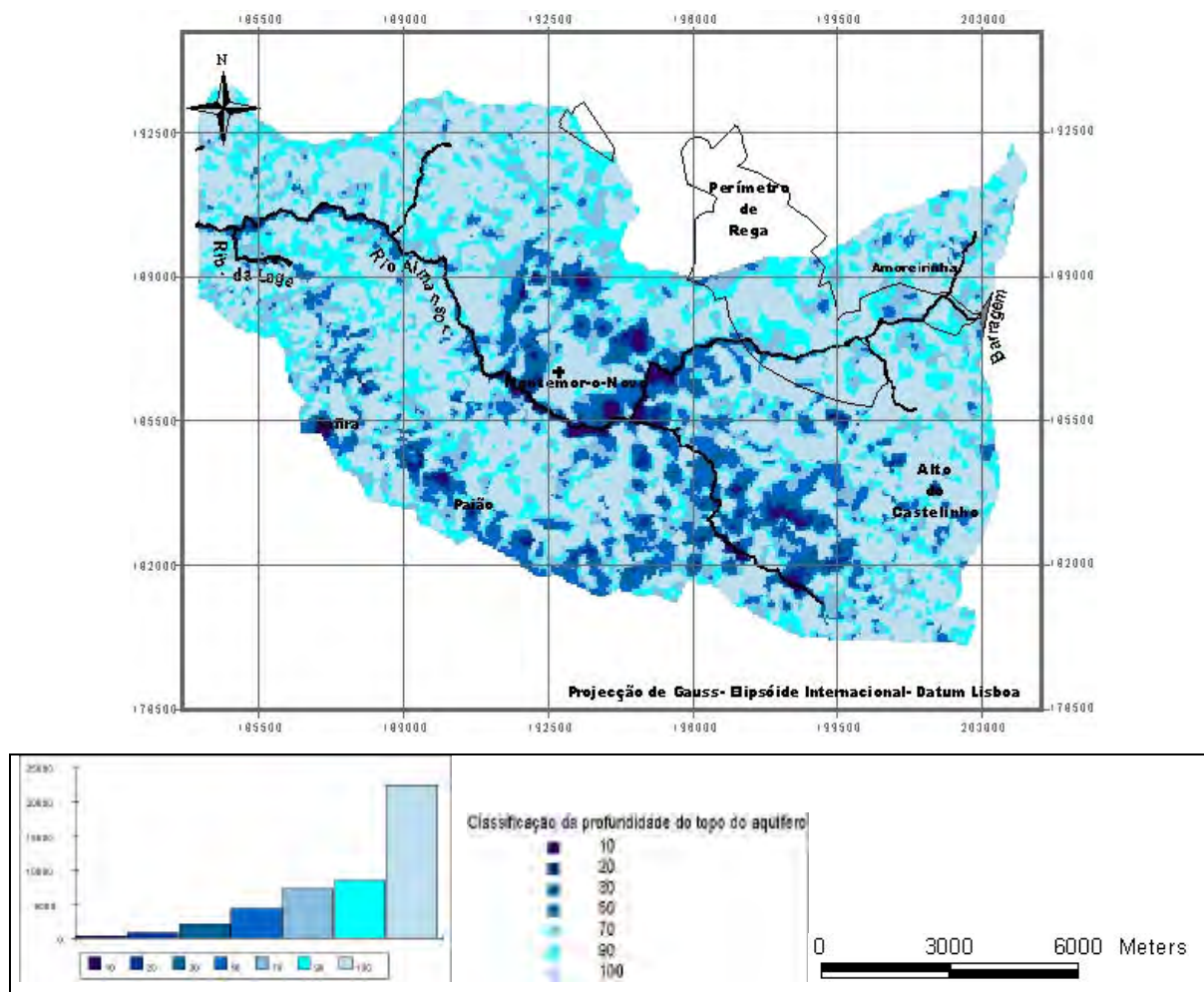


Figura 8.1- Mapa de distribuição espacial do parâmetro D (profundidade da zona não saturada).

Quadro 8.2– Classes definidas para o parâmetro R.

R (mm/ano)	
Classe	Valor atribuído para o cálculo do IS
<51	10
51 - 102	30
102 - 178	60
178 - 254	80
>254	90

Geologia do aquífero (A)

Quanto mais permeável for o material dos aquíferos, maiores são as hipóteses de contaminação das águas subterrâneas. Segundo CARVALHOSA et al. (1994) e o relatório técnico do Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo (ERHSA,

2001) considerou-se que as rochas ígneas e metamórficas desta região estão alteradas.

Quadro 8.3 Classes e valores típicos definidos para o parâmetro A.

A		
Classe	Valor atribuído para o cálculo do IS	Valor típico
Xisto argiloso, argilito	10 - 30	20
Rocha metamórfica / ígnea	20 - 50	30
Rocha metamórfica / ígnea alterada	30 - 50	40
“Till” glacial	40 - 60	50
Arenito, calcário e argilitos estratificados	50 - 90	60
Arenito maciço	40 - 90	60
Calcário maciço	40 - 90	80
Areia e balastro	40 - 90	80
Basalto	20 - 100	90
Calcário carsificado	90 - 100	100

Na área do futuro perímetro de rega dos Minutos, segundo MOINANTE (2002), temos rochas granitóides muito alteradas ou muito fracturadas. Como tal, decidiu-se para a área em estudo atribuir o valor de índice de 40 para a geologia do aquífero, A. Este valor é típico das rochas ígneas e metamórficas alteradas (Quadro 8.3).

Em algumas áreas este valor estará, provavelmente, sobreavaliado e noutras subavaliado. No entanto, como a maior parte da região em estudo pertence a um sistema aquífero (Évora- Montemor- Cuba, Sector de Montemor-o-Novo) de porosidade mista (fissural e porosa), pode-se considerar o valor de 40 para o índice A.

Declives do terreno (T)

A topografia do terreno foi obtida através da interpolação de pontos cotados das cartas militares 436, 437, 447 e 448 à escala 1/25000. A topografia define os declives do terreno, que quanto mais elevados forem, maior é a escorrência superficial e a erosão, e menor é a infiltração. Deste modo declives mais atenuados promovem uma maior infiltração e, também, o transporte dos contaminantes para as águas subterrâneas.

Quadro 8.4- Classes definidas para o parâmetro T.

T (%)	
Classe	Valor atribuído para o cálculo do IS
<2	100
2 - 6	90
6 - 12	50
12 - 18	30
>18	10

O mapa dos declives em percentagem foi construído a partir da topografia do terreno.

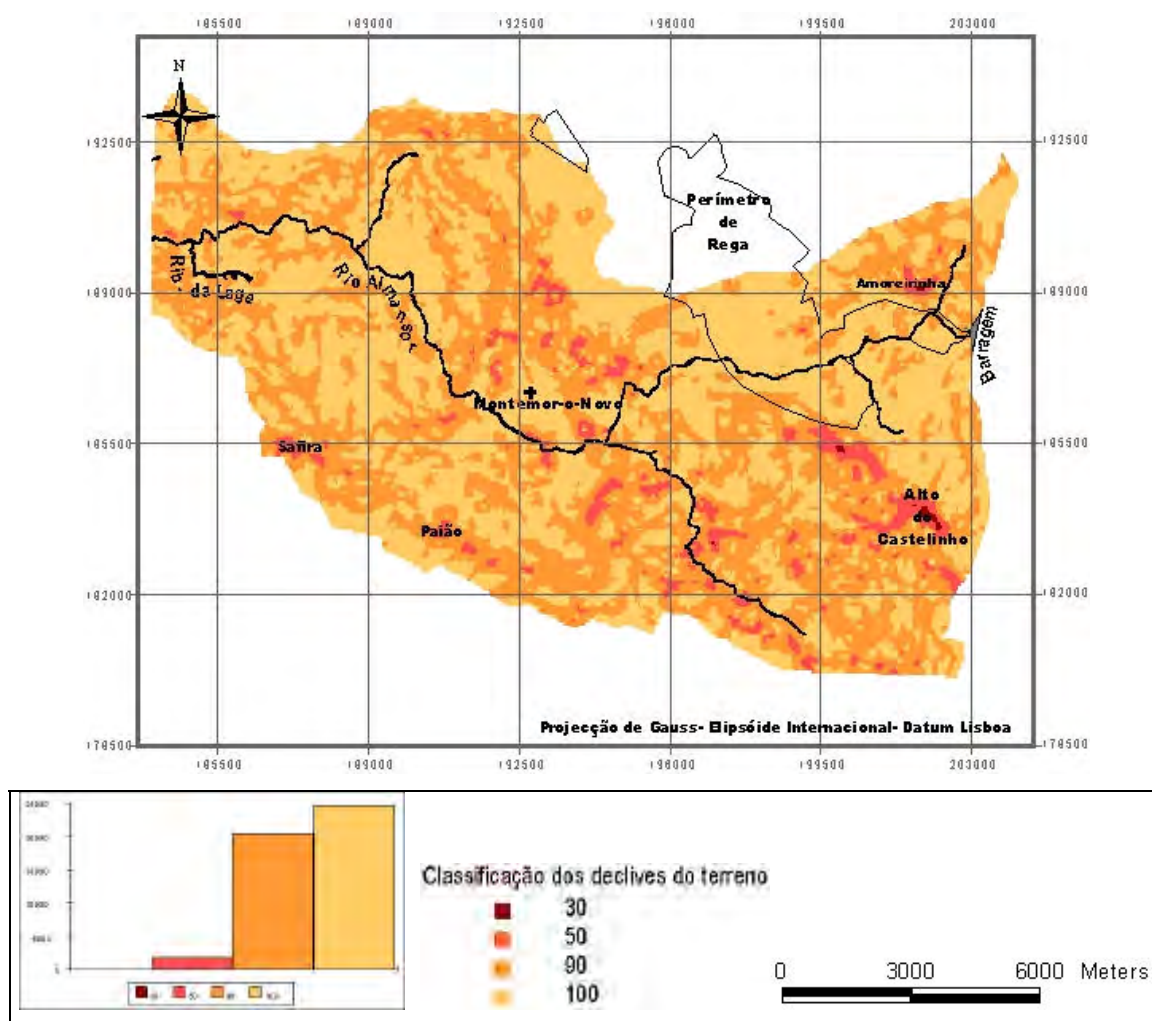


Figura 8.2- Mapa de distribuição espacial do parâmetro T.

Na Figura 8.2 apresenta-se o mapa dos declives do terreno classificado de acordo com os valores utilizados para o cálculo do IS (Quadro 8.4). Nesta figura representa-se, igualmente, o histograma do T, em que se verifica que a maioria dos declives correspondem às classes de declives menores que 2% e entre 2 e 6%. O valor de declive mais elevado situa-se no Alto do Castelinho da Serra. A área do futuro perímetro de rega dos Minutos encontra-se numa zona plana, que corresponde maioritariamente a um valor de T de 100.

Ocupação do solo (LU)

Existem ocupações de solo que são, à priori, fontes de poluição. As zonas de espalhamento de lixos, por exemplo, podem constituir focos de poluição, enquanto que as florestas, por não exigirem pesticidas e fertilizantes, não são consideradas ocupações de risco para a poluição das águas subterrâneas.

Embora, o LU tenha sido formulado a partir da classificação da ocupação do solo das Cartas CORINE LAND COVER, considerou-se neste estudo as cartas digitalizadas de uso do solo 436, 437, 447 e 448 à escala 1:25000 retiradas da página electrónica do Sistema Nacional de Informação Geográfica (SNIG) em 2003. Esta opção de trabalho foi devida, essencialmente, a dois factores:

- Nas várias campanhas que foram realizadas em 2003 constatou-se que não houve alterações significativas nas ocupações do solo, na área do futuro perímetro de rega.
- As cartas CORINE LAND COVER são a uma escala reduzida, não tendo, neste caso o pormenor necessário para este estudo.

As cartas de ocupação do solo foram classificadas de acordo com os valores utilizados para o cálculo do IS (ver Quadro 8.5).

Na Figura 8.3 apresenta-se o mapa de ocupação do solo classificado de acordo com os valores utilizados para o cálculo do IS (Quadro 8.5). Nesta figura está igualmente representado o histograma de LU, verificando-se que a maior parte da área corresponde a um valor nulo de risco de contaminação das águas subterrâneas, em relação às actividades exercidas no terreno. Este valor deve-se ao facto de grande parte desta área ser ocupada por floresta de azinheiras e sobreiros.

Quadro 8.5- Classificação da ocupação do solo, LU.

LU	Classificação
Descargas industriais, zonas de espalhamento de lixo	100
Perímetros regados, arrozais	90
Pedreiras, zonas de extracção de areias, minas a céu aberto, estaleiros	80
Aeroportos, zonas portuárias, infraestruturas da rede ferroviária e de auto-estradas	75
Espaços de actividades industriais, comerciais e de equipamentos gerais	75
Espaços verdes urbanos	75
Zonas com equipamentos desportivos e de ocupação dos tempos livres	75
Tecido urbano contínuo	75
Tecido urbano descontínuo	70
Culturas permanentes (vinhas, pomares, olivais, etc)	70
Culturas anuais associadas às culturas permanentes	50
Pastagens	50
Sistemas culturais e parcelares complexos	50
Terras ocupadas principalmente por agricultura com espaços naturais importantes	50
Territórios agro-florestais	50
Meios aquáticos (sapais, salinas, etc)	50
Florestas e meios semi-naturais, superfícies com água	0

O valor de LU correspondente ao índice 50 refere-se, maioritariamente, às culturas anuais associadas às culturas permanentes e às culturas de sequeiro.

A área do futuro perímetro de rega dos Minutos que pertence à bacia hidrográfica da ribeira do Almansor é, em 2003, ocupada na sua maioria por culturas de sequeiro.

Em redor da cidade de Montemor-o-Novo existem muitos olivais, o que faz com que o valor de 70 do parâmetro LU seja o terceiro mais frequentado. O valor de 75 corresponde a áreas urbanizadas, como é o caso da cidade de Montemor. O valor de 90 está associado aos regadios existentes nesta região.

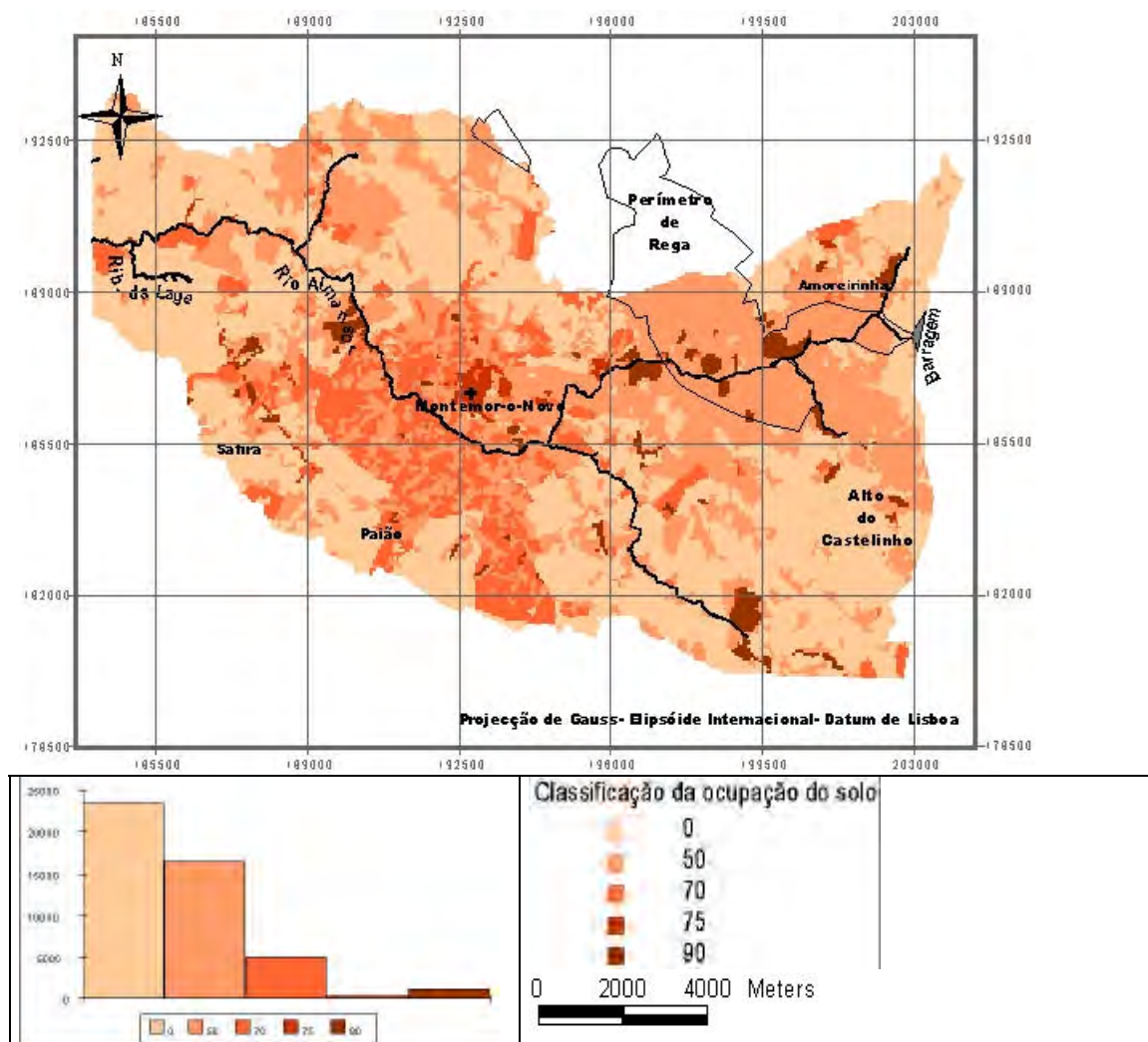


Figura 8.3 – Mapa de distribuição espacial do parâmetro LU.

8.2.2. Aplicação do índice de susceptibilidade (IS)

Para a aplicação do índice de susceptibilidade foi utilizada a cartografia digital, que sofreu anteriormente um processo de classificação de acordo com a maior ou menor susceptibilidade à poluição de cada parâmetro. Deste modo, o IS foi calculado a partir da soma ponderada dos cinco parâmetros previamente classificados.

Na Figura 8.4 apresenta-se o mapa da susceptibilidade à contaminação dos aquíferos, para a ocupação do solo definida em Agosto de 1990 e 1991. Em 2003, não existiam alterações relevantes nas actividades exercidas na área dos Minutos.

No mapa do IS observa-se que a maioria da área estudada tem uma susceptibilidade média alta a elevada ([51, 60] e [61, 70]).

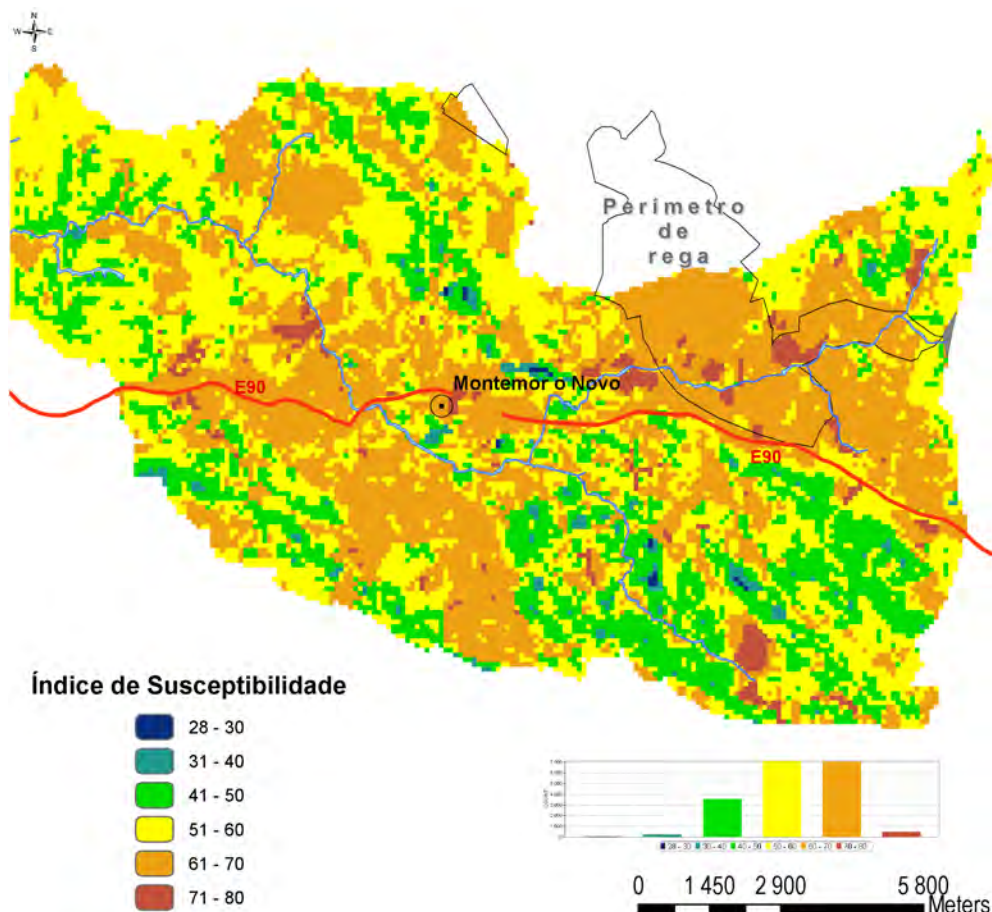


Figura 8.4 – Mapa da susceptibilidade à contaminação das águas subterrâneas antes da conclusão do perímetro de rega.

As áreas com o IS mais baixo correspondem a: (1) declives mais acentuados; (2) topos do(s) aquífero(s) a maiores profundidades; (3) florestas de azinheiras e sobreiros. Temos como exemplo, as regiões a norte e a sudeste da cidade de Montemor.

Em redor de Montemor-o-Novo obtêm-se valores de IS na ordem dos 51 a 70%, que representam áreas de tecido urbano e culturas permanentes (pomares, vinhas, olivais, etc) em áreas menos declivosas.

No futuro perímetro de rega dos Minutos encontram-se valores de susceptibilidade à contaminação das águas subterrâneas mais elevados ([71, 80 %]) correspondentes a zonas de rega já existentes. Este facto implica uma reflexão, visto que no futuro esta área irá ser utilizada para regadio. Assim, descrevem-se sucintamente as características dos 5 parâmetros:

(1) Profundidade do topo do aquífero, **D** – Através de medições dos níveis hidrostáticos, datadas de Julho de 2002 e 2003, em nove poços (Poços ID 1, 2, 13, 14,

15, 16, 32, 34 e 35, Quadro 8.6), obtiveram-se os valores medianos de 1.65 e 1.48 m. Estes dois valores indicam o topo do aquífero relativamente superficial. Assim sendo, o tempo de residência de um contaminante na camada insaturada do solo é baixo, não havendo, portanto, tempo suficiente para existir um efeito depurador por parte do solo.

(2) Geologia do aquífero, **A** – Segundo MOINANTE (2002), nesta área do perímetro, as rochas granitóides estão muito alteradas ou muito fracturadas o que indicia uma maior permeabilidade do solo.

(3) Declives do terreno, **T** – Os valores baixos de declive aumentam as hipóteses de infiltração dos contaminantes.

Resumindo, as condições naturais do perímetro dos Minutos (declives pouco acentuados, rochas muito alteradas ou fracturadas e níveis freáticos superficiais), pressupõem uma maior susceptibilidade à contaminação das águas subterrâneas, na área pertencente à bacia hidrográfica da ribeira do Almansor.

8.2.3. Validação da aplicação do Índice de Susceptibilidade

Após o mapeamento da susceptibilidade à contaminação das águas subterrâneas para a actual ocupação do solo, é necessário validar o índice IS. Para a validação foram utilizados dados de concentração de nitratos em poços. Estes dados foram obtidos a partir de duas campanhas efectuadas em 28 de Julho de 2003 e 20 de Janeiro de 2004. Nestas campanhas foram recolhidas amostras de água de 12 poços. As análises químicas foram efectuadas na Universidade de Évora através do método do ião selectivo para nitratos, CRISON, pH meter GLP 22.

Os valores de condutividade eléctrica, pH e oxigénio dissolvido na água (OD) foram medidos *in situ* com sondas nas duas campanhas.

Nos Quadros 8.6 e 8.7 apresentam-se respectivamente os parâmetros medidos nestas duas campanhas e os seus principais estatísticos.

Da observação dos Quadros 8.6 e 8.7 conclui-se que:

(1) a água subterrânea nesta região tem pH neutro e apresenta falta de oxigénio dissolvido na água (ambiente redutor). Os valores mais elevados de oxigénio dissolvido (OD) estão associados a valores de pH alcalinos (8.6 e 9.0 no Verão e 7.8 e 8.1, no Inverno) (ver

poços 16 e 34, na Figura 8.5). Ambos os pontos de água se situam em áreas de sequeiro. Note-se que o valor mediano de pH no Inverno (7.5) é superior ao do Verão (7.2). Aliás, existe uma maior dispersão dos valores de pH no Verão, sendo o valor mínimo e o valor máximo, respectivamente inferior e superior aos valores medidos no Inverno.

Quadro 8.6 – Valores dos parâmetros medidos nos poços e respectivas localizações.

						21 de Julho de 2003				20 de Janeiro de 2004			
ID	M (m)	P (m)	Cota do terreno (m)	Prof. do poço (m)	Uso do solo	pH	Conduct. eléctrica (µS/cm)	OD (%)	NO3 (mg/l)	pH	Conduct. eléctrica (µS/cm)	OD (%)	NO3 (mg/l)
1	199812	188205	251	4.30	Regadio	7.16	907	18	37.55	7.7	847	74	65.19
2	200693	188438	239	4.04	Sequeiro	7.23	361	40	23.32	7.5	360	44	19.39
11	203504	186319	250	7.13	Pastagem natural	6.94	665	53	2.50	7.27	704	40	1.24
13	202297	185813	285	5.04	Pastagem natural	7.13	489	76	15.48	7.51	495	25	19.83
14	201309	186118	263	3.68	Sequeiro	6.62	436	21	12.25	7.13	409	22	10.92
15	200418	186309	258	4.58	Pastagem natural	7.17	381	11	2.30	7.26	245	14	1.32
16	199076	186427	249	5.70	Pastagem natural	8.56	559	147	20.52	7.79	624	100	25.91
32	198080	187478	229	7.17	Regadio	8.25	657	115	19.40	7.69	706	82	7.39
33	198253	187345	229	6.96	Regadio	7.56	430	97	28.32	7.59	489	87	40.07
34	198404	187911	233	5.35	Sequeiro	9.01	344	136	11.95	8.14	393	98	11.11
35	201458	186077	245	5.10	Sequeiro	7.05	479	64	13.09	7.15	499	30	10.28
36	202651	186552	260	7.72	Pastagem natural	6.77	490	27	14.55	7.08	492	43	12.07

Quadro 8.7– Medidas estatísticas de parâmetros físico-químicos nas águas subterrâneas.

	21 de Julho de 2003				20 de Janeiro de 2004			
	pH	OD (%)	Cond. Eléctrica (µS/cm)	NO3 (mg/l)	pH	OD (%)	Cond. Eléctrica (µS/cm)	NO3 (mg/l)
Média	7.45	66.98	516	16.77	7.48	54.92	522	18.73
Mediana	7.17	58.45	484	15.02	7.51	43.50	494	11.59
Máximo	9.01	146.50	907	37.55	8.14	100.00	847	65.19
Mínimo	6.62	11.20	344	2.30	7.08	14.00	245	1.24
Desvio padrão	0.75	47.30	161.02	10.03	0.32	31.29	170.20	18.19

(2) No Inverno, o valor mediano da condutividade eléctrica da água é ligeiramente superior ao do Verão, coincidindo com o comportamento do pH.

(3) O valor máximo de condutividade eléctrica corresponde ao poço que possui a concentração mais elevada de nitratos (37.6 mg/l e 65.2 mg/l, no Verão e Inverno). Este poço (Poço 1) localiza-se na herdade do Cabido numa área de regadio. Nesta herdade existe uma exploração suinícola. O método de tratamento utilizado nas águas residuais nesta suinicultura consiste em retenção e espalhamento das lamas no campo agrícola. Contudo, em campanha constatou-se que a lagoa de decantação estava subdimensionada, sendo espalhados no campo efluentes não tratadas. Embora o valor de 37.6 mg/l do teor de nitratos não constitua um poluente para as águas subterrâneas, o valor de 65.2 mg/l, observado em Janeiro de 2004, já constitui. De acordo com o Decreto-Lei 236/98, o valor máximo admissível (VMA) para a água doce superficial para produção de água para consumo humano é de 50 mg/l e o valor máximo recomendado (VMR) é de 25 mg/l. No entanto, o valor mediano da concentração em nitratos, em Janeiro, é inferior ao valor mediano do semestre seco, apesar de haver em Janeiro uma assimetria positiva indicadora de alguns valores elevados de nitratos. A contaminação das águas subterrâneas por nitratos será discutida mais à frente neste capítulo.

(4) Nas duas datas apenas dois poços têm teores de nitratos superiores ao VMR (pontos de água 1 e 33), situando-se ambos em áreas de regadio.

Na Figura 8.5 observa-se a distribuição dos pontos de água que foram monitorizados quanto ao teor de nitratos nas campanhas de Julho de 2003 e Janeiro de 2004.

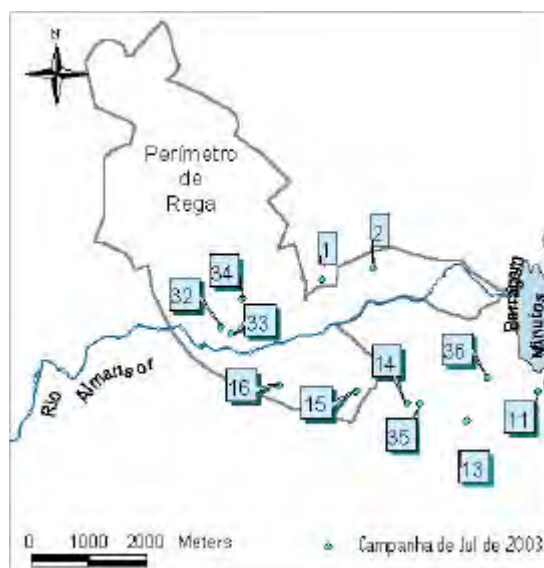


Figura 8.5– Localização dos pontos de água.

Na Figura 8.6 apresenta-se o mapa de susceptibilidade da contaminação das águas subterrâneas. Nesta figura foram assinalados os teores de nitratos correspondentes a Janeiro de 2004 (semestre húmido).

Na área do futuro perímetro de rega dos Minutos, os valores mais elevados dos teores dos nitratos estão associados a áreas de regadio actuais, e designadamente onde se efectua espalhamento de efluentes pecuários não tratadas (poço1, vide Figura 8.6).

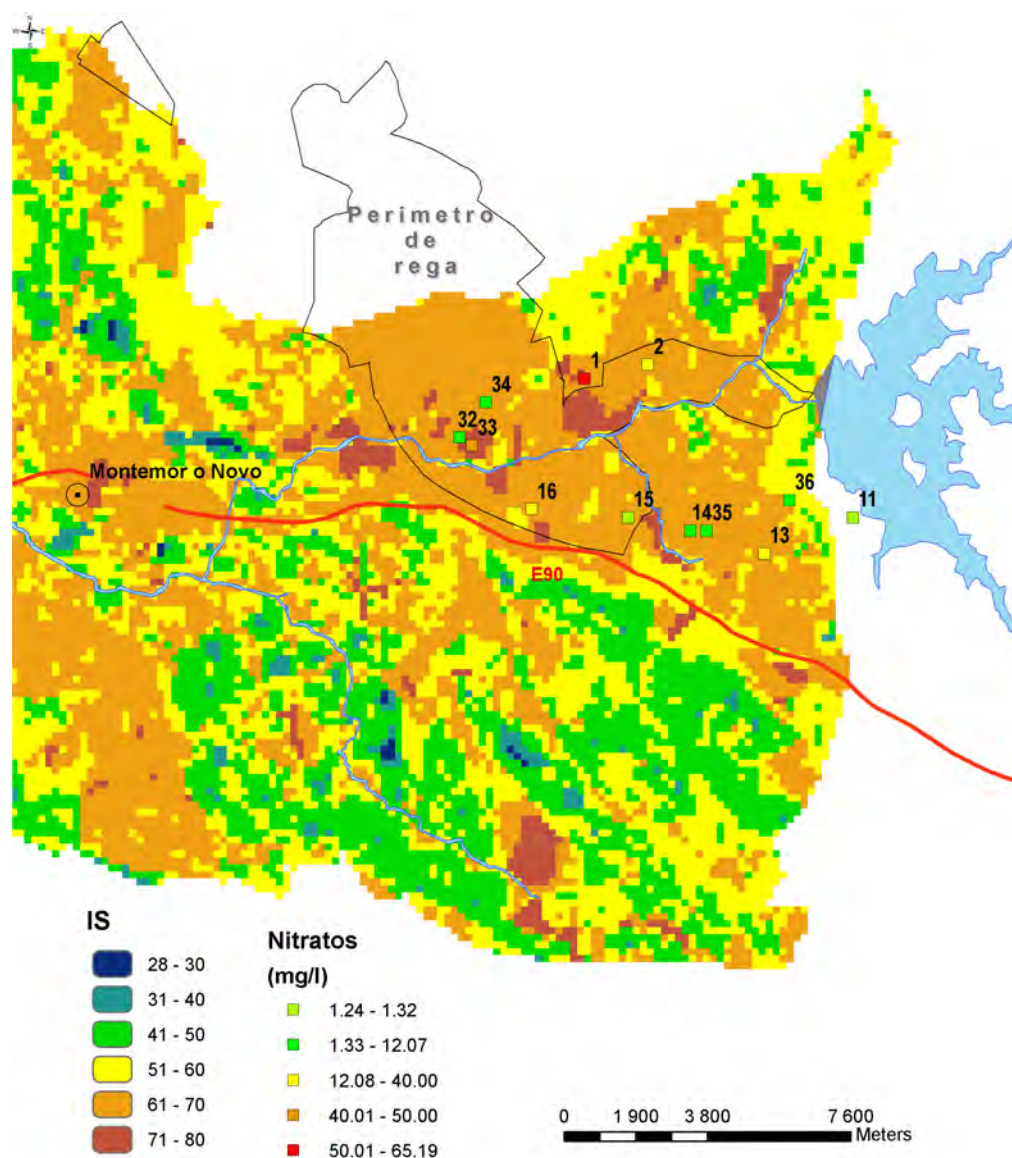


Figura 8.6 – Mapa da susceptibilidade à contaminação das águas subterrâneas para o uso do solo em 2003; indicam-se os teores de nitratos monitorizados na campanha de Janeiro de 2004.

A priori, o uso do índice de susceptibilidade parece ser adequado para área em estudo. Seguidamente, foi calculado o índice de susceptibilidade para a ocupação de solo de regadio na área do perímetro de rega dos Minutos (ver Figura 8.7). Repare-se que a maior parte do perímetro tem um IS que corresponde à classe de 61% a 70%. Nestas áreas que actualmente são de sequeiro houve em regra um aumento de 10% da susceptibilidade da água subterrânea à poluição de origem agrícola.

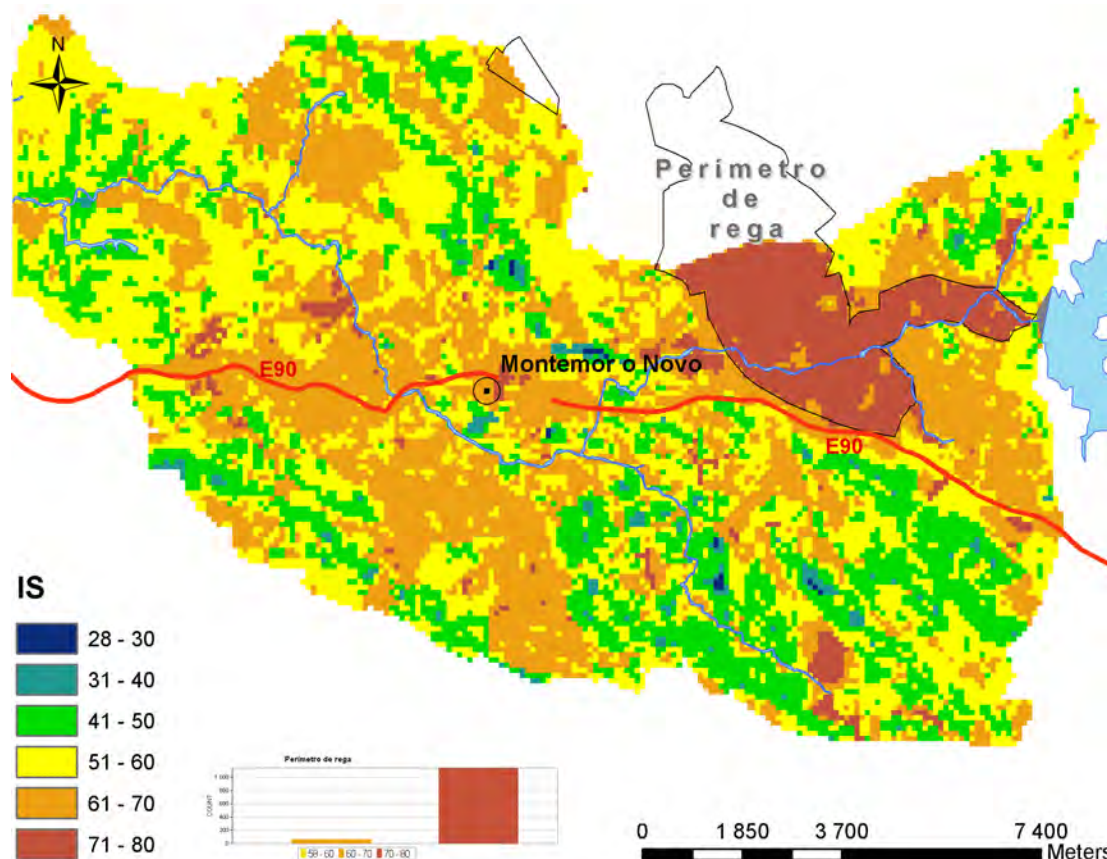


Figura 8.7 – Cenário do Índice de Susceptibilidade para a ocupação de solo de regadio na área do perímetro de rega dos Minutos.

No perímetro de rega dos Minutos as áreas com menor IS correspondem a topos de aquífero a maiores profundidades e áreas aquáticas. Nesta área, a classe mais baixa do índice de susceptibilidade corresponde à classe entre 61% e 70%.

8.3. MODELO DE ESCOAMENTO REGIONAL DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

8.3.1. Aplicabilidade

O modelo de escoamento regional da água subterrânea aplica-se em aquíferos ou partes de aquíferos com uma extensão horizontal muito superior à sua profundidade.

No início da infiltração da água existe uma primeira camada de solo que se encontra a uma pressão inferior à atmosférica. Esta camada tem fluxo maioritariamente vertical, perdendo água para as camadas inferiores.

Geralmente, a água continuará a infiltrar-se até encontrar uma camada pouco permeável que impeça o seu caminho. Esta barreira vai permitir a criação de uma camada saturada de água. Se esta camada permitir o armazenamento e a circulação da água de modo a que o Homem a possa extrair em condições rentáveis, estamos perante um estrato ou formação geológica que forma um aquífero. Como na situação descrita a água se encontra sujeita à pressão atmosférica, está-se perante um tipo de aquífero designado como livre.

Existem também formações geológicas permeáveis de extracção de água rentável, confinadas entre duas camadas ou estratos impermeáveis ou praticamente impermeáveis, designados como aquíferos confinados. Neste caso, a recarga pela precipitação não é efectuada directamente, podendo as áreas de alimentação deste tipo de aquífero, se situarem a alguma distância da localização do mesmo.

A nível regional, os fluxos de água subterrânea apenas ocorrem na camada saturada, considerando-se que estes têm uma componente essencialmente horizontal.

A priori, o modelo conceptual usado neste trabalho aplica-se apenas em aquíferos porosos. Contudo, se na área a modelar existir um aquífero composto por rochas fracturadas e fissuradas que não tenham direcções preferenciais de escoamento, pode-se aplicar este modelo. Nesta situação e para efeitos práticos, considera-se que o comportamento da matriz do aquífero é idêntico à de um aquífero poroso.

Finalmente, assume-se que a densidade da água subterrânea é constante em todo o aquífero.

Apesar de as restrições impostas pelo uso de um modelo de simulação de escoamento regional da água subterrânea, a modelação continua a ser uma ferramenta útil na compreensão do comportamento do fluxo subterrâneo.

8.3.2. Programa ASMWIN (Aquifer Simulation Model- ASM)

O programa ASMWIN é um modelo bidimensional de fluxo e transporte de água subterrânea. Trata-se de um modelo de diferenças finitas em que o meio é discretizado num número finito de células, cada uma com as suas propriedades hidrogeológicas sendo o nível piezométrico de cada célula associado ao nó central (Ribeiro, 1989).

O aquífero é assim representado por uma grelha rectangular, sendo calculado o balanço hídrico em cada um dos nós centrais. Para o cálculo do caudal que circula entre duas células adjacentes aplica-se a lei de Darcy,

$$Q = A_{\text{secção}} \times K \times \Delta h / \Delta l$$

em que

$A_{\text{secção}}$ é a área da secção, K é a condutividade hidráulica e Δh é a diferença de altura de água entre dois pontos separados por uma distância Δl .

No programa ASM em cada uma das células é calculado o balanço hídrico sendo contabilizados os caudais de entrada (provenientes de células adjacentes, recargas), os caudais de saída (perda de água para células adjacentes, bombagens) e a variação de armazenamento que em regime estacionário será próximo do zero.

Assim, o balanço de entradas e saídas de água numa célula num determinado intervalo de tempo é calculado através da fórmula:

$$\Sigma_{\text{entradas}} = \Sigma_{\text{saídas}} \pm \Delta_{\text{armazenamento}}$$

em que a variação de armazenamento representa a variação de volume de água num determinado intervalo de tempo (caudal).

As condições de fronteira influenciam a entrada ou saída de água no modelo de fluxo do aquífero. A definição das condições de fronteira permite a caracterização do movimento da água no aquífero sendo estas o suporte para o método iterativo que permitirá a obtenção da resolução do problema.

É então fundamental definir as condições de fronteira do aquífero as quais deverão ter uma correspondência a mais próxima possível da realidade.

Os modelos de fluxo da água subterrânea são utilizados, por exemplo, para o cálculo da velocidade do fluxo, mudanças na distribuição do nível freático ou piezométrico, nos rebaixamentos, nas relações entre água subterrânea e cursos de água, etc.

8.3.3. Dados necessários para a modelação do aquífero

Tipo de aquífero

Conforme foi anteriormente estabelecido (BERNARDO et al., 2006), o aquífero na região do perímetro de rega dos Minutos para a profundidade média de 5.5m é livre. Num aquífero livre o nível da água encontra-se à pressão atmosférica e oscila livremente de acordo com o volume armazenado no aquífero. A recarga é efectuada directamente por infiltração da água da chuva, ou por recarga artificial provocada por sistemas de regadio.

Nos aquíferos livres a água apresenta assim uma superfície livre, sujeita à pressão atmosférica, como limite superior da zona saturada. Esta superfície livre designa-se por superfície freática e o nível a que ela se eleva denomina-se por nível freático.

Embora, o aquífero em estudo tenha porosidade de tipo fissural e por fracturas segundo MOINANTE (2002), nos relatórios de construção de furos nesta área a litologia é referida como sendo rocha granitóide alterada a muito alterada ou rocha granitóide muito fracturada. Deste modo, para a área do aquífero a modelar parte-se do princípio de que o aquífero tem um comportamento *idêntico a um meio poroso*.

Delimitação do aquífero

O aquífero a modelar foi delimitado através da informação das Folhas 35D e 36C, à escala 1/50000, do Instituto Geológico e Mineiro.

O aquífero corresponde maioritariamente a tonalitos, existindo apenas uma excepção na zona da herdade do Cabido, onde está representada a formação do Carvalhal constituída por metabasitos e metapelitos associados.

Os tonalitos encontram-se encaixados no seio do complexo gnaisso-migmatítico.

A delimitação do aquífero foi elaborada considerando os seguintes aspectos:

(1) Define-se um aquífero como uma formação geológica em que a extracção de água é economicamente rentável. Neste maciço tonalítico existem vários furos utilizados para rega e quatro furos camarários para abastecimento público. De acordo com a Notícia Explicativa da Folha 35-D de Montemor-o-Novo, nas manchas granitóides, como por exemplo as representadas nas zonas da Amoreira e Almansor, é possível captar caudais significativamente superiores a 1L/s.

(2) Como foi referido previamente, os tonalitos por estarem de um modo geral alterados e/ou fracturados, têm um comportamento idêntico ao de um meio poroso.

(3) Apenas existiam dados de parâmetros hidráulicos referentes a dois furos camarários situados nesta área.

(4) A área do perímetro de rega dos Minutos situa-se na quase totalidade nos tonalitos.

Os tonalitos fazem parte do Sistema aquífero Évora -Montemor- Cuba (Sector de Montemor-o-Novo).

Somente foi modelada a área do aquífero pertencente à bacia hidrográfica do rio Almansor apresentando esta uma área de 18 km². Como o aquífero nesta zona é livre, o fluxo de água subterrânea faz-se de acordo com a superfície topográfica. Deste modo, nesta área pode-se fazer um estudo da inter-relação entre a água subterrânea e o rio Almansor.

Piezometria

Nos aquíferos livres, o limite superior da zona saturada corresponde à superfície freática, cuja morfologia permite o estudo, à escala global ou regional, das características do movimento das águas subterrâneas e direcções de fluxo.

Para uma melhor compreensão, descreve-se sucintamente o método utilizado para a elaboração do mapa piezométrico, utilizado como auxiliar para a modelação numérica do fluxo de água subterrânea no aquífero.

O mapa da superfície freática foi obtido através da utilização de krigagem com modelo de deriva de níveis freáticos de 49 poços (Quadro 8.8) Os valores dos níveis usados foram medidos em Janeiro, Fevereiro e Abril de 2002, sendo os dados dos dois primeiros meses

obtidos por MOINANTE (2002) e assinalados com a letra M, no Quadro 8.8, e os valores de Abril obtidos no âmbito deste projecto.

Embora a medição dos níveis freáticos deva ser feita num curto período de tempo, optou-se pela utilização de medições de níveis freáticos num período de tempo mais alargado. Tal facto deveu-se sobretudo a dois factores:

- (1) Não existiam medições suficientes dos níveis de água de Abril de 2002 que permitissem a estimação mais pormenorizada da piezometria no aquífero.
- (2) Os valores dos níveis freáticos dos poços medidos em Janeiro e Fevereiro apresentam geralmente um valor de diferença, em relação à cota do terreno, superior aos medidos no mês de Abril. O valor mediano da diferença entre os níveis freáticos e a cota das captações em que foram medidos, é de 2.58m para os meses de Janeiro e Fevereiro e 0.96m para Abril.

A área a modelar corresponde aproximadamente a 124,72km². Os poços em que foram efectuadas as medições encontram-se distribuídos de uma forma irregular, estando os monitorizados para este projecto, mais concentrados na área do perímetro de rega.

Para a elaboração do modelo geoestatístico da superfície freática considerou-se que a média dos valores dos níveis freáticos não é constante para toda a área em estudo. Assim considerou-se um modelo em que as médias locais são obtidas através do uso de uma função linear, em função das coordenadas Militares M e P. A estimação através da krigagem com modelo de deriva, pressupõe o uso de um variograma experimental dos resíduos dos níveis freáticos. A utilização dos resíduos deve-se ao facto de que um valor estimado será obtido através da soma do resíduo com a média local, obtida através de uma função linear.

Na Figura 8.8 observa-se que ao variograma experimental foram ajustados dois modelos teóricos – o esférico e o “efeito de pepita”. O modelo esférico caracteriza-se por um patamar de 550 m e uma amplitude de 3700 m. O “efeito de pepita” mede a variabilidade correspondente a uma escala inferior à abrangida pela malha da amostragem e tem o valor de 58 m.

O modelo geoestatístico em estudo é isotrópico (tolerância angular igual a 90°), ou seja, parte-se do princípio que a continuidade espacial dos níveis freáticos é idêntica nas diferentes direcções do espaço.

Quadro 8.8 – Coordenadas dos pontos e cotas piezométricas usadas no modelo geoestatístico.

ID	M (m)	P (m)	Cota piezométrica (m)
1	199812	188205	250.99
2	200693	188438	237.37
3	202625	189000	279.25
4	200813	190263	286.92
5	199969	190969	318.63
6	199406	189938	265.76
7	203611	184953	289.01
8	203682	185063	293.43
9	203750	185375	288.66
10	203719	186500	268.45
11	203504	186319	248.63
12	202938	185626	282.51
13	202297	185813	261.66
14	201309	186118	257.06
15	200418	186309	247.55
16	199076	186427	244.60
17	199313	186444	267.51
18	200813	184688	306.95
19	202469	183813	282.67
20	203594	183188	302.05
21	195125	189569	269.66
22	195000	191075	263.25
23	194438	192750	257.05
24	195875	192438	238.15
25	196125	192125	244.01
26	197188	192500	249.16
27	197188	192263	259.08
28	198194	192188	269.67
29	198550	192813	307.50
30	199188	191750	294.40
31	199375	190675	278.26
32	198080	187478	226.80
33	198253	187345	231.62
34	198404	187911	245.17
35	201458	186077	257.04
M3	196302.0	187845.0	228.30
M4	194402.0	187918.0	235.78
M5	194039.0	187745.0	263.25
M7	193856.0	192209.0	245.54
M94	203605.0	184962.0	276.85
M98	195571.0	186262.0	231.55
M99	193509.0	182827.0	248.65
M100	194292.0	181865.0	278.60
M101	203558.0	191601.0	319.75
M106	195958.0	181123.0	322.62
M107	198172.0	180030.0	336.84
M108	198967.0	182305.0	298.96
M109	198343.0	184003.0	296.42
M110	197427.0	183889.0	252.93

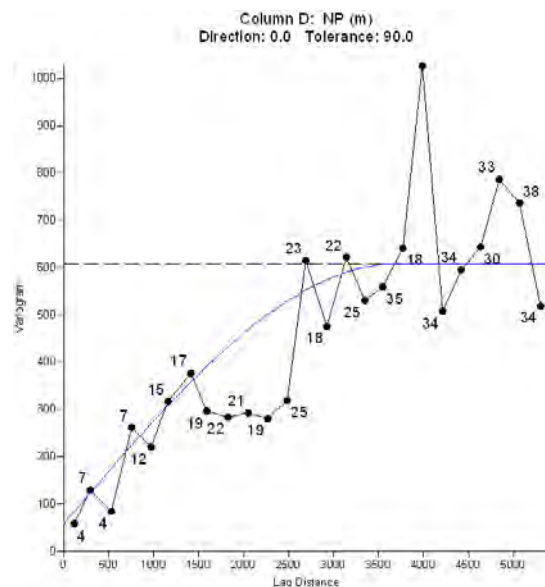


Figura 8.8- Variograma utilizado na krigagem por deriva.

A krigagem com modelo de deriva linear foi efectuada com uma malha regular de aproximadamente 100 m. Na Figura 8.9 observa-se a piezometria resultante do modelo geoestatístico. Nesse mapa observa-se que a área do perímetro de rega dos Minutos que drena para a Ribeira de Almansor, está praticamente englobada no maciço tonalítico.

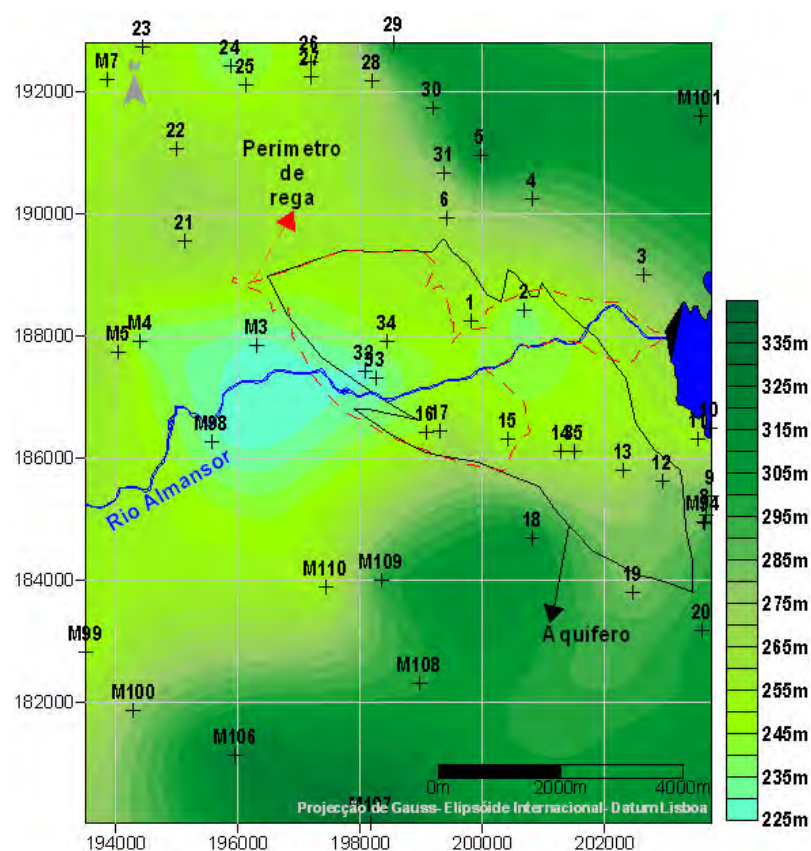


Figura 8.9 – Piezometria com a localização dos poços utilizados para a sua elaboração.

O mapa da superfície piezométrica foi utilizado para a elaboração do modelo numérico do fluxo regional da água subterrânea. Foi a partir deste mapa que se definiram as condições de fronteira.

Condições de fronteira

A selecção das condições de fronteira de fluxo da água subterrânea é um dos aspectos mais importantes para a criação do modelo numérico. Se se configurar o modelo de fluxo com condições de fronteiras erróneas obtêm-se, *a priori*, resultados pouco credíveis.

As fronteiras de fluxo de água subterrânea são definidas atribuindo-se condições específicas a determinadas células que compõem a malha do aquífero a modelar.

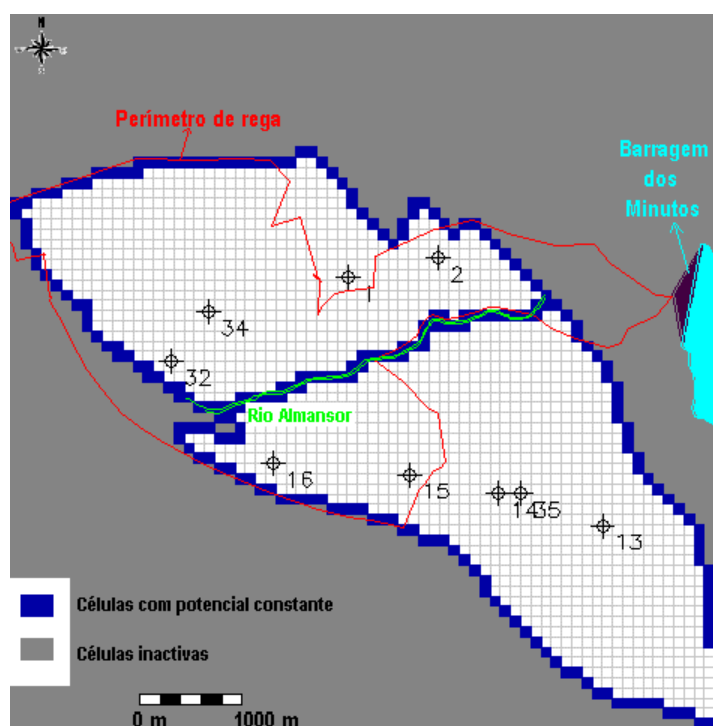


Figura 8.10 – Condições de fronteira na parte do aquífero a modelar; localização dos poços usados na calibração do modelo.

A partir do mapa da piezometria (Figura 8.9), foi possível atribuir às células fronteiriças que limitam o aquífero, um potencial constante coincidente o mais que possível com os valores dos níveis anteriormente estimados. No caso da ribeira de Almansor, as células

que o delimitam têm potencial constante; os valores de potencial foram atribuídos com base nas cotas do rio no troço a modelar.

Na Figura 8.10 observa-se as condições de fronteira utilizadas para a modelação do aquífero e a distribuição dos poços usados na calibração do modelo numérico de fluxo.

O aquífero foi discretizado numa matriz de 70x70 células quadradas, de 100m de lado. Conforme se observa na Figura 8.10, este apresenta uma forma irregular, obrigando ao uso de um maior número de células inactivas.

8.3.4. Parâmetros utilizados

Condutividade hidráulica

A constante de proporcionalidade da lei de Darcy chamada condutividade hidráulica, é função do meio poroso e do fluido que passa por este. Esta constante representa a maior ou menor facilidade com que um meio deixa passar água por unidade de área transversal, na direcção do fluxo.

A condutividade hidráulica pode ser medida em laboratório ou no campo (ensaio de bombagem).

A condutividade hidráulica usada neste relatório foi de 6 m/dia tendo como base MOINANTE (2002). Este valor de condutividade hidráulica foi calculado através de ensaios de caudal de dois furos. Apesar de na prática a condutividade hidráulica variar, provavelmente, em função da direcção do aquífero, neste caso considerou-se que esta tem um comportamento isotrópico, porque não existem praticamente dados dos parâmetros hidráulicos.

Porosidade Eficaz

De acordo com o Decreto-Lei 382/99 define-se porosidade eficaz como percentagem do volume total de uma formação geológica que é ocupada por poros interligados, através dos quais se pode estabelecer um fluxo de água.

No anexo deste decreto estão tabelados os intervalos normais dos valores de porosidade eficaz de acordo com o tipo de formação geológica. A partir da consulta

desta tabela verifica-se que para os granitos maciços o valor de porosidade eficaz máximo corresponde a 0.5%. Porém, refere-se que o valor de porosidade aumenta devido à meteorização. Contudo, como foi anteriormente referido (vide capítulo 8.2.1) os tonalitos encontram-se muito alteradas ou muito fracturadas, tendo aptidão hidrogeológica. Deste modo, considerou-se o valor de 10% aceitável para a porosidade eficaz.

Tipo de fluxo

O modelo de fluxo da água subterrânea foi simulado para um regime estacionário. Define-se um regime estacionário quando se considera que em qualquer ponto do aquífero a modelar, a magnitude e a direcção da velocidade do fluxo não variam no tempo. Significa isto que, embora neste regime a velocidade possa variar de ponto para ponto, esta não se alterará no tempo em determinado ponto.

Recarga do aquífero

Utilizou-se o valor de recarga anual de 170 mm/ano (MOINANTE, 2002) para a simulação do fluxo da água subterrânea no mês de Janeiro e o valor de recarga igual a zero para a simulação do modelo de escoamento para os meses de Julho. Normalmente, nos meses de Junho, Julho e Agosto a precipitação nesta região é muito baixa não havendo portanto recarga dos aquíferos. O facto de aparentemente não haver excedentes de rega concorre igualmente para essa situação.

Espessura do aquífero

Nesta região, os níveis freáticos encontram-se muito próximo da superfície, por isso, considerou-se como espessura do aquífero a diferença do nível freático com a profundidade média dos poços (5,5 m).

8.3.5. Resultados obtidos

Calibração do modelo

Após a modelação numérica do fluxo no aquífero é necessário validar os resultados obtidos. Esta validação pode ser efectuada através da comparação de valores dos níveis freáticos medidos em captações com os valores gerados pelo modelo. Assim,

para o cenário de Verão optou-se pela utilização de valores médios das cotas dos níveis freáticos de nove captações, para a calibração do modelo. Esta cota média do nível freático nos poços foi calculada a partir de três medições efectuadas em 17 de Julho de 2002, 10 e 28 de Julho de 2003. Embora houvesse dados de níveis freáticos datados de Abril de 2002, estes não foram usados na calibração do modelo.

Para o cenário de Inverno utilizaram-se dados de cotas dos níveis freáticos medidos em 20 de Janeiro de 2004 nos nove poços. Esta foi única medição do nível piezométrico efectuada no Inverno.

No Quadro 8.9 apresentam-se os valores das cotas dos níveis freáticos de nove poços, utilizados na calibração do modelo de fluxo da água subterrânea para os cenários de Verão e Inverno.

Quadro 8.9 – Cotas dos níveis freáticos de nove poços, usados para a calibração do modelo, para os cenários de recarga nula e igual a 6 m/d.

ID	M (m)	P (m)	LOCALIDADE	Níveis freáticos médios (Verão)	Níveis freáticos medidos em 20/01/04 (Inverno)
1	199812	188205	Mte do Cabido	250.8	250.6
2	200693	188438	Herdade dos Hospitais	237.2	238.1
13	202297	185813	Pomar (Herdade do Zambujal)	271.8	274.4
14	201309	186118	Ribeira Zambujal	256.5	256.6
15	200418	186309	Casão	256.2	257.5
16	199076	186427	Curral da Légua-	244.5	245.9
32	198080	187478	Qta Amoreira da Torre	227.7	228.7
34	198404	187911	Mte Amoreira de C ^a	236.8	236.2
35	201458	186077	Ribeira Zambujal	255.7	256.3

Na Figura 8.11 observa-se que não existem grandes diferenças nos valores das cotas dos níveis freáticos das captações medidas em Abril de 2002 e Janeiro de 2004, e também não existem diferenças significativas entre os meses de Julho de 2002 e de 2003. No entanto, os níveis de Abril de 2002 são ligeiramente superiores aos níveis

freáticos medidos no mês de Julho indicando que neste mês ainda pode haver recarga dos aquíferos.

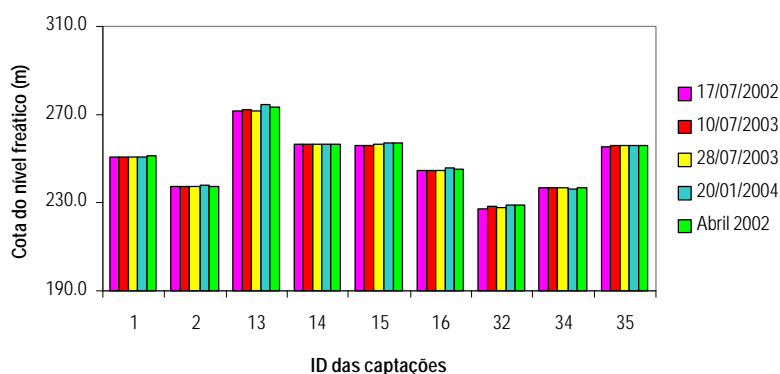


Figura 8.11 – Cotas dos níveis freáticos em nove poços para diferentes datas.

Após correr o modelo de fluxo para o cenário de Verão, os resultados da piezometria calculada foram comparados com os valores médios dos níveis freáticos medidos *in situ*. O modelo foi dado como calibrado quando a comparação das cotas dos níveis freáticos calculados (V_{calc}) e os níveis médios ($V_{\text{médio}}$) não apresentavam discrepâncias relevantes (Figura 8.12).

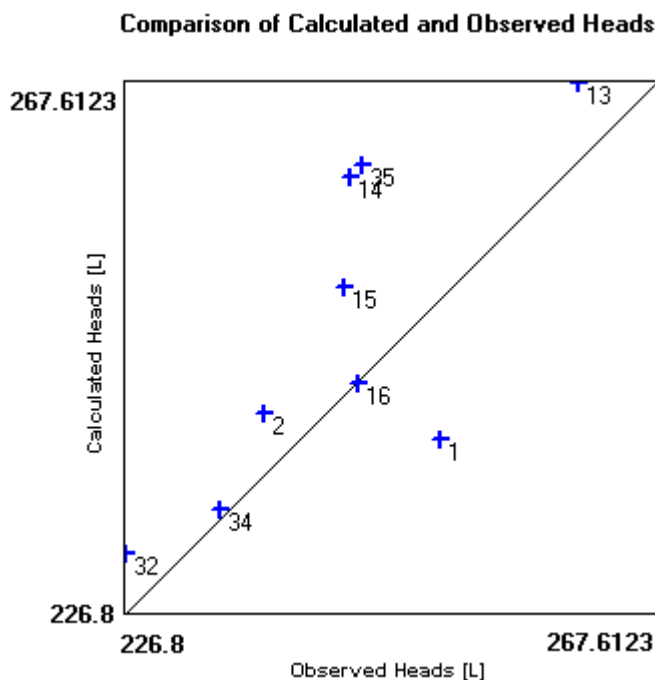


Figura 8.12 – Comparação entre os níveis freáticos médios e os níveis freáticos calculados pelo modelo ASM, cenário de Verão.

Na Figura 8.12 observa-se que, os poços (1, 13, 14 e 35) apresentam valores calculados pelo modelo com um maior desvio em relação à recta de calibração. O poço 1 situa-se na Formação do Carvalhal e os poços 14 e 35 localizam-se junto à ribeira do Zambujal.

No caso dos poços 14 e 35 como os níveis freáticos calculados são superiores aos médios medidos pode haver uma ligação hidráulica com a ribeira, ligação esta que não foi tida em conta no modelo. No Verão aquando das campanhas esta apresentava áreas húmidas junto aos poços.

Para o cenário de Inverno a comparação dos resultados das cotas dos níveis freáticos calculados e de os níveis medidos em Janeiro de 2004 demonstrou que existe uma aproximação numérica entre estes valores ligeiramente inferior (Figura 8.13).

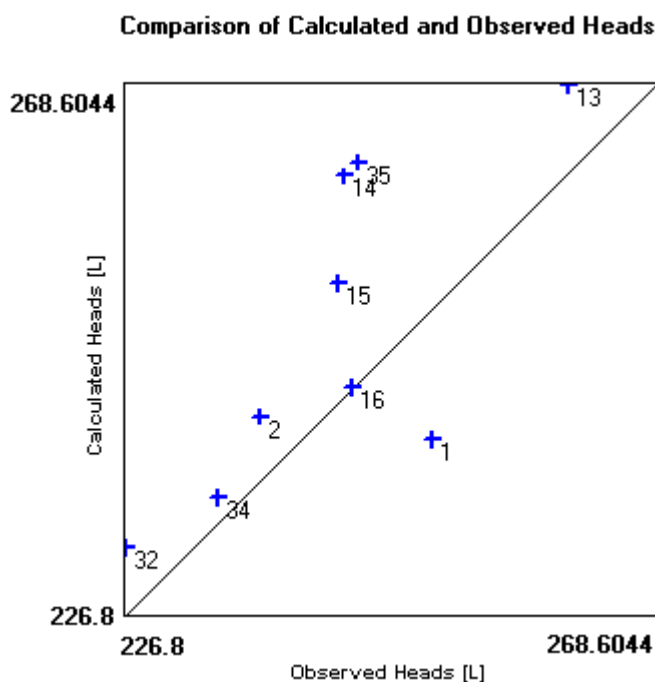


Figura 8.13 – Comparação entre os níveis freáticos médios e os níveis freáticos calculados pelo modelo, cenário de Inverno.

Outro factor, importante para a calibração de um modelo é a forma como as isopiezas estão posicionadas. A maneira como estas evoluem no aquífero tem que ter alguma coerência com a situação de fluxo existente.

Piezometria

Para ambos os cenários, com recarga nula e igual a 0.0005 m/dia (170 mm/ano.), obtiveram-se mapas da superfície freática idênticos. Na Figura 8.14 observa-se então, as curvas dos níveis freáticos calculadas através do modelo numérico de fluxo da água subterrânea, para o cenário de Verão. Observa-se que a água subterrânea circula no sentido da Rib. Almansor. A norte do rio, o fluxo desenvolve-se principalmente de nordeste (NE) para sudoeste (SW). Na parte sul do aquífero, este realiza -se maioritariamente de su-sueste (SSE) para nor-noroeste (NNW).

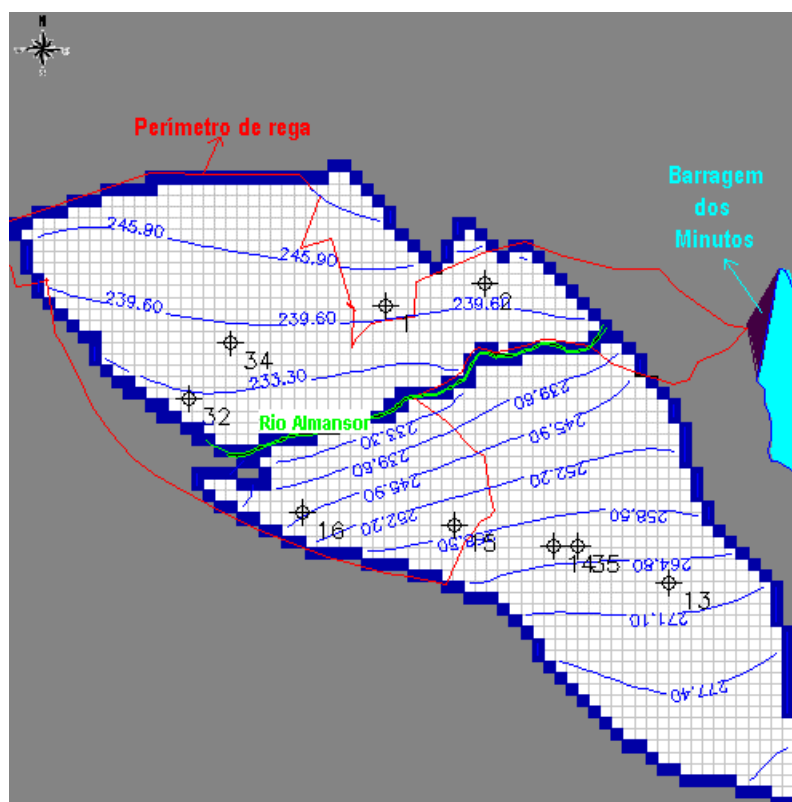


Figura 8.14 – Piezometria calculada na área modelada do aquífero – cenário de Verão.

Velocidade do fluxo

A velocidade de fluxo (v), obtida a partir da lei de Darcy, é um conceito macroscópico e não deve ser confundida com as velocidades microscópicas associadas às trajetórias de partículas individuais de água. O cálculo das velocidades médias da água subterrânea, a escala regional, é um bom instrumento na delineação de áreas de protecção de um aquífero. A estimação da velocidade da água subterrânea permite apenas a avaliação da taxa de movimento de contaminantes dissolvidos no aquífero.

Este parâmetro pode ser calculado a partir dos valores de condutividade hidráulica (K), gradiente hidráulico ($i = \frac{dh}{dl}$) e porosidade eficaz (n_e).

$$v = \frac{K * \frac{dh}{dl}}{n_e}$$

Como a velocidade de fluxo é calculada a partir de valores médios de condutividade hidráulica e porosidade eficaz, os valores deste parâmetro não traduzem as anisotropias do meio que se reflectem a pequena escala.

A análise estatística da velocidade do fluxo, calculada em cada nó central das células, foi efectuada para os valores obtidos para o cenário de recarga nula (Verão) e para o cenário de recarga média (Inverno).

Esta análise estatística univariada foi efectuada para dois universos, representados pelos dados referentes à área norte e sul do aquífero, separadas pela ribeira.

Apresentam-se os principais estatísticos univariados da velocidade a sul e a norte do rio, e, mostra-se o histograma da velocidade de escoamento das águas subterrâneas a norte e a sul do Almansor para o cenário de recarga nula.

No Quadro 8.10 observam-se os principais estatísticos dos valores da velocidade de escoamento na parte do aquífero modelado, para o cenário de Verão.

Quadro 8.10– Principais estatísticos da velocidade de escoamento do aquífero para o cenário de Verão.

	N*	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Q _(0.25)	Q _(0.75)	IQ	Desvio-padrão	Skewness
Velocidade (área norte) (m/dia)	719	0.75	0.69	0.25	3.11	0.60	0.84	0.25	0.24	3.09
Velocidade (área sul) (m/dia)	928	0.97	0.89	0.07	3.29	0.68	1.18	0.52	0.44	0.98

* - Número de células do modelo matemático.

Na **área a norte da Ribeira do Almansor** foram calculadas as velocidades do fluxo em 719 células. Verificando-se uma velocidade de fluxo mínima de 0.25 m/dia e um valor máximo de 3.11 m/dia.

A velocidade média de fluxo (0.75m/dia) é superior ao valor mediano (0.69m/dia) observando-se uma assimetria positiva. No entanto, o desvio-padrão é baixo (0.24m/dia) indicando uma dispersão das velocidades em redor da média pequena.

O intervalo inter-quartil situa-se entre 0.60 e 0.84 m/dia, estabelecendo este os 50% da distribuição que ocupa a posição central.

O valor do coeficiente de *skewness* (coeficiente de assimetria) é positivo (3.09), indicando que, a maioria dos valores da velocidade são ligeiramente inferiores à média e que, apenas alguns valores são muito superiores à média.

Na **margem sul** foram contabilizadas 928 células e a velocidade média de fluxo (0.97m/dia) é superior à mediana (0.89m/dia). Temos, tal como na outra margem, uma assimetria positiva.

O valor mínimo de 0.07m/dia é inferior ao valor mínimo da área a norte. Mas a velocidade de fluxo máxima (3.29m/dia) é ligeiramente superior ao valor máximo da margem norte.

O valor do desvio-padrão é de 0.44m indicando uma maior dispersão das velocidades em redor da média, em relação aos valores calculados na margem norte do rio.

O intervalo inter-quartil situa-se entre 0.68 e 1.18 m/dia, representando 50% da distribuição que ocupa a posição central.

O coeficiente de *skewness* também é positivo tal como na margem norte do Almansor.

Os valores das velocidades médias e medianas evidenciam que a água subterrânea circula mais rapidamente na margem sul do Almansor. Contudo, existe uma maior dispersão dos valores em redor da média, nesta margem, fazendo com que haja valores mais diferenciados de velocidade em relação ao seu valor médio.

Na Figura 8.15 observa-se o histograma da velocidade de fluxo referente às áreas a norte e sul do Almansor. Os valores da velocidade de escoamento foram divididos em

10 classes e verifica-se que as classes mais frequentadas estão compreendidas entre 0.40m/dia e 1.04m/dia, para ambas as margens.

Na margem norte, a classe mais frequentada da velocidade de escoamento no aquífero (385 observações) corresponde ao intervalo entre 0.40m/dia e 0.72m/dia.

A sul do Almansor, observa-se que a classe de velocidade de fluxo mais frequentada (354 observações) corresponde ao intervalo entre 0.72 e 1.04m/dia.

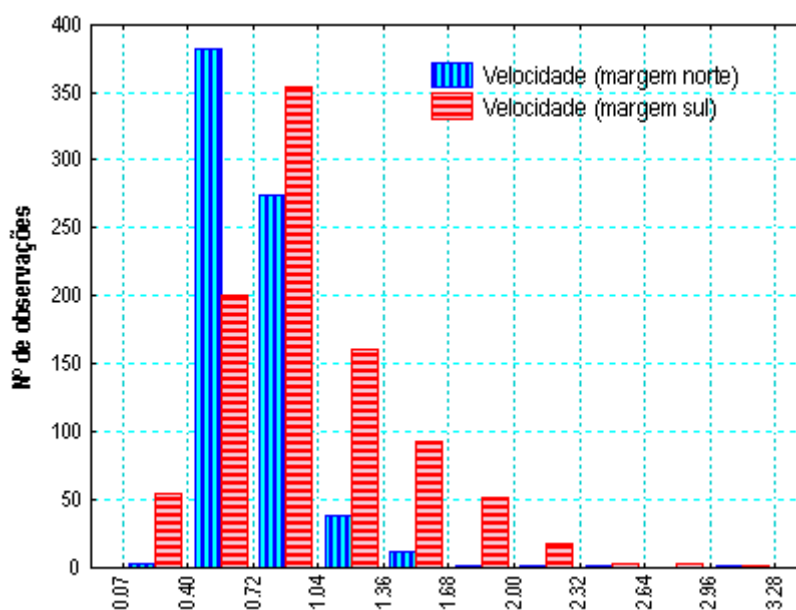


Figura 8.15 – Histograma da velocidade de fluxo nas margens norte e sul da Ribeira de Almansor.

Após o estudo estatístico univariado da velocidade de escoamento das águas subterrâneas para um cenário de recarga nula, procedeu-se ao cálculo dos estatísticos principais para o cenário de recarga igual a 0.0005m/dia.

A partir da análise das medidas estatísticas deste cenário verifica-se que a velocidade mediana na margem norte (0.53m/dia) é inferior à da velocidade mediana (0.69m/dia) do cenário de Verão, para a mesma zona. Houve, então, uma diminuição significativa da velocidade de escoamento das águas subterrâneas na área a norte do Almansor com o aumento da recarga.

Quadro 8.11– Principais estatísticos da velocidade de escoamento do aquífero para o cenário de Inverno.

	N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Q _(0.25)	Q _(0.75)	IQ	Desv-padrão	Skewness
Velocidade (<i>área norte</i>) (m/dia)	719	0.57	0.53	0.12	2.12	0.41	0.67	0.26	0.21	1.97
Velocidade (<i>área sul</i>) (m/dia)	928	0.91	0.88	0.06	4.38	0.69	1.06	0.37	0.40	1.70

Na margem sul, não existe uma alteração significativa da velocidade mediana de escoamento em relação ao cenário de recarga nula (0.89 m/dia).

Neste cenário, ambas as margens têm valores mais baixos do desvio-padrão indicando uma menor dispersão dos valores em redor da média.

Também para este cenário, os valores do coeficiente de *skewness* são positivos acusando que a maior parte dos valores de velocidade são ligeiramente inferiores à média e, que, apenas alguns valores são muito superiores.

Deste modo observou-se, neste cenário, que a parte do aquífero a norte do Almansor é mais sensível às modificações da recarga.

Além da análise estatística univariada da velocidade de fluxo para os dois cenários de recarga distinta, também se elaboraram dois mapas da velocidade do escoamento da água subterrânea. Nestes mapas a velocidade é classificada em cinco classes distintas e estão marcadas as principais vias rodoviárias existentes nesta área (E90 e o IC10) por estas poderem serem possíveis focos de contaminação difusa das águas subterrâneas e dos cursos de água.

No mapa da velocidade de fluxo, para um cenário de recarga nula, verificou-se que as áreas em que a água subterrânea circula mais depressa se localizam em parte no perímetro de rega dos Minutos (Figura 8.16). De uma maneira geral, as células com velocidades de fluxo superiores situam-se na margem norte, no canto nordeste do aquífero, e ao longo da margem sul da ribeira do Almansor.

Na parte do aquífero que engloba o perímetro de rega dos Minutos tem-se velocidades superiores na margem sul que correspondem à classe de 1.10 a 3.29 m/dia. Assim, num mês de 30 dias, para a velocidade máxima de 3.29 m/dia, a água poderá deslocar-se 98.7 m.

A partir do mapa velocidade de fluxo das águas subterrâneas verifica-se que, à medida que nos afastamos das margens do Almansor, as velocidades de fluxo vão sendo cada vez mais pequenas.

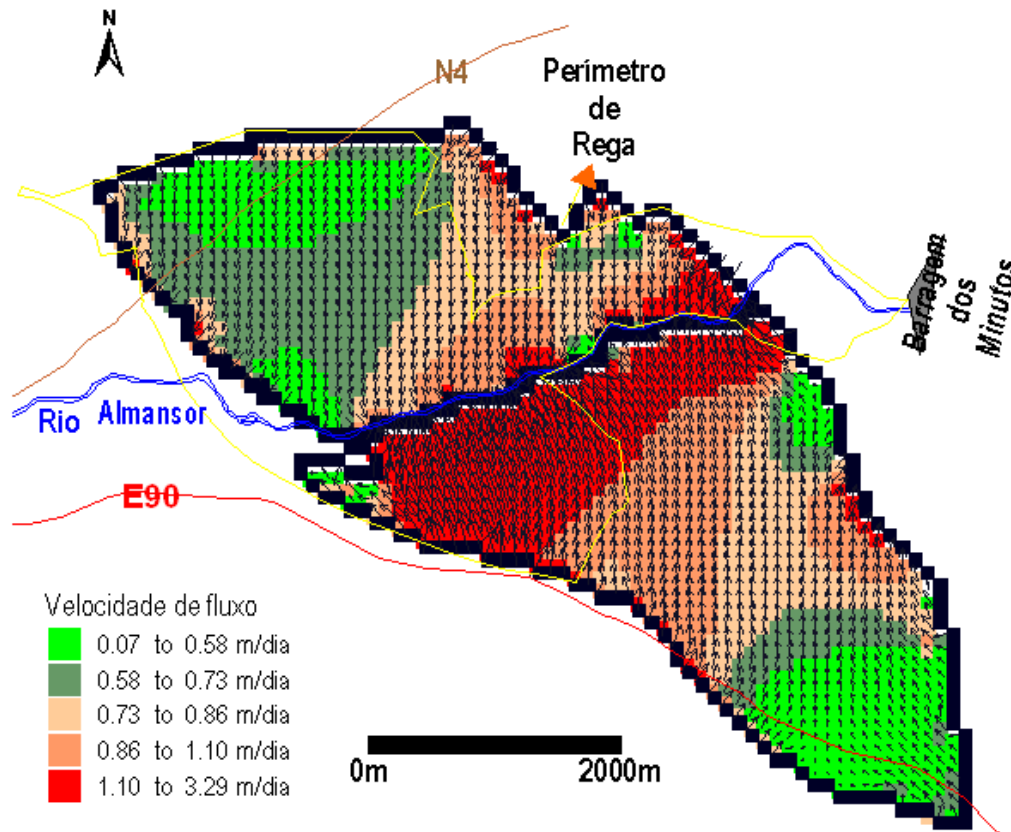


Figura 8.16 – Velocidade de escoamento da água subterrânea para o cenário de Verão.

Na Figura 8.16 observa-se, igualmente, que na margem norte do curso todas as fronteiras do aquífero são permeáveis havendo perda de água subterrânea para o rio e, na fronteira oeste, para a litologia vizinha (complexo migmatítico).

Embora se esteja a estimar as velocidades médias da água subterrânea a uma escala regional, este estudo pode ser usado como base para a delineação de áreas de protecção. Na margem norte, as regiões em que o fluxo de água subterrânea se desloca mais rapidamente correspondem às áreas em que o sentido do escoamento é na direcção do rio. Caso se verifique a contaminação das águas subterrâneas por poluentes solúveis em água, estas áreas de velocidades de fluxo superiores poderão contribuir mais expressivamente para a poluição do Almansor.

A estrada nacional 4 (N4) cruza esta margem numa região em que as velocidades do escoamento subterrâneo são baixas não sendo portando, *a priori*, um foco de poluição do Almansor.

Na margem sul do curso, todas as fronteiras do aquífero são igualmente permeáveis, havendo perda de água do aquífero para o rio e, no canto este-sueste (ESE), para a litologia vizinha (complexo migmatítico).

Seguidamente, apresentam-se duas ocupações de solo que podem traduzir uma maior susceptibilidade à contaminação hídrica da margem sul:

1. A estrada europeia E90 faz limite com este aquífero numa fronteira em que há entrada de água subterrânea.

Como esta estrada faz fronteira com o aquífero, numa área em que o escoamento se processa mais rapidamente e na direcção do rio, a E90 pode-se tornar um foco de poluição difusa do mesmo. Sendo a estrada europeia E90 uma superfície impermeável existe deposição de contaminantes na sua superfície que são, mais tarde, lixiviados por acção da precipitação. Temos como alguns exemplos de poluentes que sofrem a acção da lixiviação, óleos do motor, restos de borracha e metal dos veículos, restos do próprio tapete da estrada, e herbicidas. A deposição atmosférica de partículas provenientes da combustão de combustíveis fósseis é outro potencial contaminante da água superficial e posteriormente da água subterrânea. Deste modo, é possível que certos poluentes como metais pesados, óleos e lubrificantes possam, dependendo das condições locais, tornar-se poluentes do aquífero.

As áreas de regadio, por serem zonas em que se emprega normalmente adubos e pesticidas, são zonas mais susceptíveis à contaminação das águas subterrâneas. Neste caso, a parte do perímetro de rega dos Minutos situado na margem sul corresponde às áreas de velocidade de fluxo maiores e na direcção do rio.

Como na margem sul a área correspondente às velocidades de escoamento da água subterrânea mais elevados engloba o perímetro de rega, faz-se uma pequena descrição breve dos poluentes mais usuais associados à actividade agrícola:

- Pesticidas – Existem alguns pesticidas que podem ser detectados na água subterrânea em quantidades significativas embora baixas. Os herbicidas que são muito solúveis, pouco adsorvidos pelo solo e muito persistentes constituem, um maior risco provável de lixiviação. A atrazina é uma substância activa, que segundo dados de 2001

do Ministério da Agricultura e Desenvolvimento Rural e das Pescas (www.dgpc.min-agricultura.pt) ocupava a quarta posição de vendas em Portugal. Esta substância é utilizada maioritariamente como herbicida no milho e, embora sofra biodegradação na água e no solo, especialmente para pH alcalino, tende a ser lixiviada para as águas subterrâneas.

- Nitratos – Nas áreas agrícolas, o amoníaco é extremamente solúvel na água e, ao transformar-se em nitrato pelo processo de nitrificação, aumenta as concentrações deste último nas águas superficiais e subterrâneas.

O amoníaco sofre maiores perdas por lixiviação no Inverno.

Na Figura 8.17 observa-se o mapa da velocidade da velocidade de escoamento da água subterrânea para um cenário de Inverno, ou seja, para uma recarga média. Verifica-se que na margem norte as células com velocidades de fluxo superiores situam-se ao longo da margem do rio, e na margem sul as velocidades mais elevadas localizam-se maioritariamente na direcção WSW.

Neste cenário, os sentidos de fluxo das águas subterrâneas são idênticos aos obtidos para o cenário de Verão.

No cenário de Inverno na margem norte da Ribeira de Almansor existe uma diminuição significativa da velocidade de escoamento; deste modo, no canto noroeste temos velocidades compreendidas entre 0.06 e os 0.58 m/dia onde, para o cenário de recarga nula, estavam compreendidas entre 0.58 e os 0.73 m/dia.

Na margem sul do rio, na área do perímetro de rega dos Minutos, existe uma diminuição da velocidade de fluxo; contudo, junto à margem do rio, as velocidades continuam a pertencer à classe mais elevada de velocidade (1.10 a 4.38 m/dia). Note-se que a velocidade máxima de escoamento (4.38 m/dia) é superior à atingida para o cenário de Verão (3.29 m/dia). Na área central desta margem, há uma reorganização entre as classes intermédias de 0.73m/dia a 0.83m/dia e 0.83 m/dia a 1.10 m/dia. Há uma tendência para, na parte central deste lado do aquífero, haver um aumento dos valores da velocidade das águas subterrâneas.

Para este cenário, a margem sul na área do perímetro de rega continua a ser a zona com as velocidades de escoamento mais rápidas,.

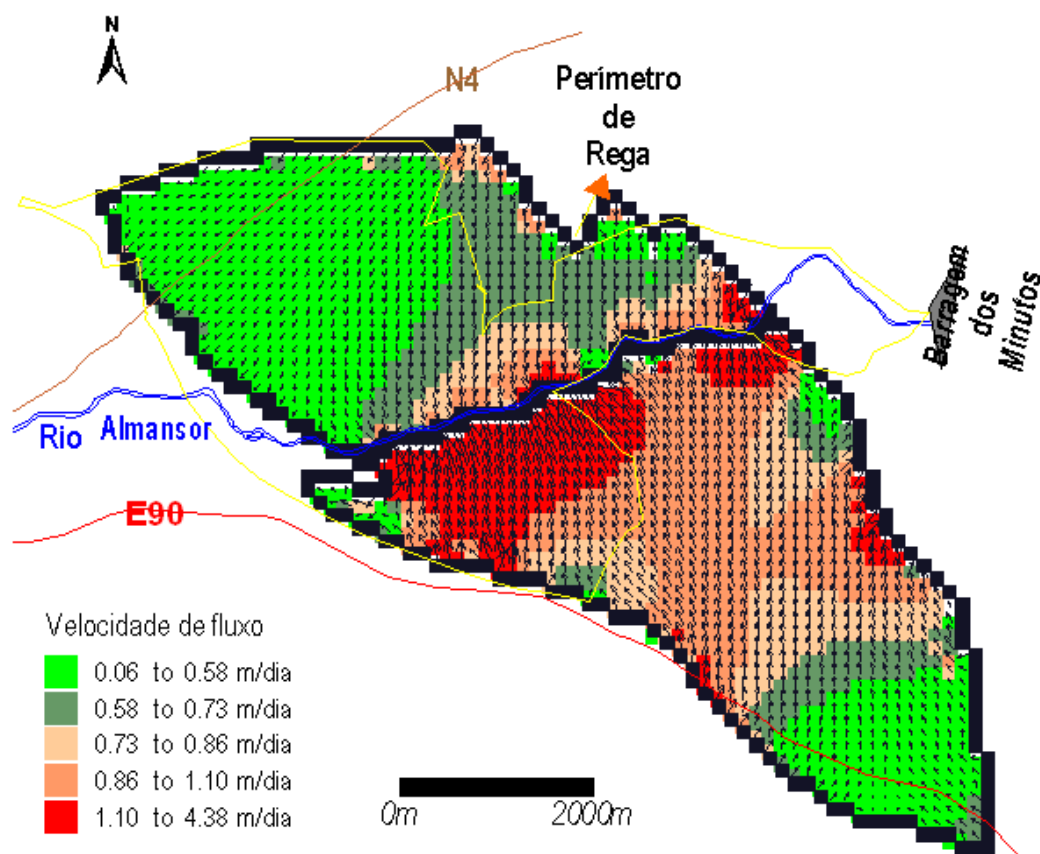


Figura 8.17– Velocidade de escoamento da água subterrânea para o cenário de Inverno.

Como as velocidades médias do escoamento subterrâneo são muito pequenas quando comparadas com o escoamento superficial, é possível, em caso de um episódio de contaminação, tomar atempadamente medidas que impeçam a diminuição da qualidade da água do Almansor.

Os próprios contaminantes têm um período de vida diferente (persistência no solo e na água) e podem ser mais solúveis ou menos solúveis em água tendo assim um grau maior ou menor de perigosidade para o aquífero.

Contudo, nas áreas de maior velocidade da água subterrânea é necessário um maior esforço de monitorização para impedir a degradação da qualidade do rio e na área ribeirinha uma vez que estas áreas do aquífero drenam para o rio.

Como a área que corresponde às velocidades de escoamento maiores da água subterrânea se encontra na zona do perímetro de rega, haverá no final desta componente um capítulo dedicado aos herbicidas e adubos em que serão detalhados

aspectos como boas práticas agrícolas no uso dos fertilizantes e perigosidade para a água subterrânea destas substâncias.

Seguidamente procede-se ao cálculo de tempos de residência, em algumas áreas. Este parâmetro foi calculado através do quociente da distância do centro de uma célula ao rio, e da velocidade de fluxo.

Tempo de Residência

Os tempos de contacto da água com os materiais dos aquíferos são uma das causas para o seu enriquecimento de sais. Uma água subterrânea que tenha um tempo de residência longo tenderá a ter uma maior concentração de sais dissolvidos.

O tempo de residência também permite obter respostas a cenários que envolvam fontes de poluição (fossas sépticas, lagoas de decantação mal construídas ou subdimensionadas, lixeiras, depósitos de embalagens de pesticidas, etc.). Por exemplo, através da estimação do tempo de residência pode-se determinar o tempo que leva determinado poluente solúvel a chegar a um curso de água.

Esta situação demonstra ainda que uma fonte de poluição actual pode ter repercussões no futuro da qualidade da água subterrânea, dependendo da capacidade de depuração dos materiais que constituem o aquífero. Estes fenómenos de depuração como diluição, adsorção e degradação ocorrem ao longo de um intervalo de tempo. Deste modo, estimou-se o tempo que decorre para a água subterrânea chegar ao Almansor para várias distâncias dos dois lados da margem. Este foi calculado primeiramente para o cenário de Verão, de recarga nula, uma vez que as velocidades de fluxo são em média superiores ao cenário de Inverno.

O tempo de residência foi determinado a partir da fórmula

$$\Delta t = \frac{\Delta x}{v}$$

em que

Δx é a distância percorrida por um volume de água num determinado intervalo de tempo (Δt) até ao Almansor, v é a velocidade de fluxo.

Para o cálculo do tempo de residência tiveram-se em conta os seguintes critérios:

- (1) Foi utilizada a distância do centro da célula ao centro da célula correspondente ao rio, medida logicamente como sendo o percurso rectilíneo mais curto.
- (2) Só foram utilizadas as células em que a medição anterior foi possível.

Este cálculo do tempo de residência é uma estimação simples, a uma escala macroscópica, devendo-se interpretar os resultados tendo em atenção estes dois factores. Foram calculados tempos de residência para a margem norte e sul do Almansor.

Na área a norte do rio foram determinados tempos de residência em 481 células. No Quadro 8.12, mostram-se os principais estatísticos dos tempos de residência obtidos:

Quadro 8.12– Medidas estatísticas univariadas do tempo de residência na margem norte do Almansor.

	N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Q _(0.25)	Q _(0.75)	IQ	Desvio-padrão	Skewness
Tempo de Residência (<i>margem norte</i>) (anos)	481	3.68	2.96	0.15	12.00	1.30	5.38	4.08	2.90	0.92

O tempo médio de residência das águas subterrâneas na área modelada é de 3.68 anos. Este valor é superior ao valor mediano indicando uma assimetria positiva.

O valor do desvio-padrão é de 2.90 anos demonstrando uma grande variação dos valores em redor da média.

O intervalo inter-quartil situa-se entre 1.30 e 5.38 anos, representando 50% da distribuição que ocupa a posição central.

O valor de tempo de residência mínimo, correspondente à distância ao rio de 100m, é de aproximadamente 56 dias (0.15 anos) (Figura 8.18).

O valor máximo de tempo de residência, relativo à distância de 2.2km ao rio, é de 12 anos.

A sul do Almansor foram calculados tempos de residência em 563 células. No Quadro 8.13 podem-se observar os principais estatísticos dos tempos de residência obtidos.

Quadro 8.13– Medidas estatísticas univariadas do tempo de residência, da margem sul do rio.

	N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Q _(0.25)	Q _(0.75)	IQ	Desvio-padrão	Skewness
Tempo de Residência (<i>margem sul</i>) (anos)	563	3.32	2.33	0.08	17.7	1.01	5.02	4.01	3.04	1.52

O tempo médio de residência é superior ao valor mediano indicando uma assimetria positiva. Nesta área a sul do Almansor, o valor mediano de residência é inferior ao valor de 2.96 anos da margem norte.

O intervalo inter-quartil situa-se entre 1.01 e 5.02 anos, representando 50% da distribuição que ocupa a posição central.

O desvio-padrão é de 3.04 anos indicando uma maior dispersão dos valores em redor da média em relação aos tempos de residência calculados na margem norte.

O valor mínimo de 29.2 dias (0.08 anos) corresponde a uma distância de 100m do Almansor e o valor máximo de 17.7 anos equivale a uma distância de 3.3km.

Na Figura 8.18 observa-se a localização dos valores de tempo de residência máximos e mínimos nas duas margens do Almansor. Nesta figura foram colocados os pontos de água que fazem parte da rede de monitorização e cujos níveis freáticos foram usados na calibração do modelo numérico.

Como se pode observar, os tempos de residência menores, correspondentes ao intervalo de 29.2 a 98.5 dias, encontram-se nas áreas em que o fluxo tem o sentido do Almansor. Assim, esta área será, *a priori*, a que terá maior contribuição para o caudal do rio e consequentemente se houver contaminação das águas subterrâneas estas poderão contaminar o rio.

De acordo com o modelo numérico de fluxo aqui apresentando, será aconselhável a integração na área do perímetro de rega de um corredor junto às margens em que a actividade agrícola seja controlada com o fim de evitar episódios de poluição do rio sobretudo para poluentes de fraca retenção no solo.

A este propósito há a referir que nesta matéria a legislação quase nunca se cumpre e que, a existência de corredores de vegetação ripária bem estruturados e com a largura

mínima correspondente a essas faixas sem culturas agrícolas, seria sem dúvida um intervenção de efeitos muito positivos na diminuição da contaminação das águas.

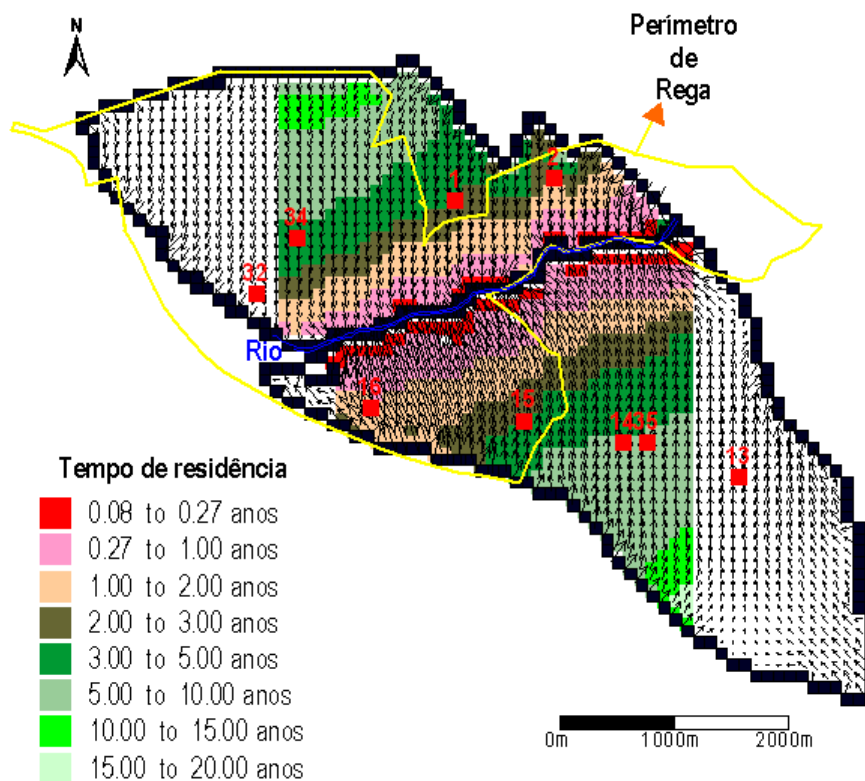


Figura 8.18 - Localização das classes de tempos de residência numa parte do aquífero para o cenário de Verão.

Distâncias inferiores a 100 metros do curso viabilizam a hipótese de contaminação deste por via de águas subterrâneas que possam estar contaminadas. Para estas distâncias, pesticidas persistentes (semi-vida superior a 100 dias) e com alguma solubilidade, ao deslocarem-se através do fluxo da água subterrânea podem poluir o rio.

8.4. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

8.4.1. Introdução

Na sequência das análises anteriores, a escalas espaciais mais vastas, pretendeu-se nesta parte analisar com maior grau de detalhe o quimismo de um conjunto de poços considerados particularmente relevantes dado estarem associados a distintos níveis de pressão das actividades agro-pecuárias o que poderá possibilitar o estabelecimento de

uma relação de causa-efeito entre estas actividades e o quimismo das águas subterrâneas.

Um dos objectivos implícitos nesta componente é a avaliação do impacto do regadio nas águas subterrâneas e, posteriormente, nas superficiais. Nesse sentido, procedeu-se à comparação do quimismo de poços com distintos usos do solo.

Estes poços foram mostrados em diversas datas de modo a cobrir períodos húmido, de transição e seco. Esta informação foi confrontada com a caracterização química da ribeira de Almensor e da albufeira de Minutos.

8.4.2. Métodos

As determinações dos diversos parâmetros cobriram um conjunto vasto de poços procurando abarcar diversas situações de ocupação do solo e, portanto, diferentes intensidades de impacto antropogénico. Assim escolheram-se poços com muito baixo impacto de actividades humanas, como é o caso do Monte do Casão, poços de impacto intermédio, e poços submetidos a forte impacto, como é o caso paradigmático do poço 1 - Herdade do Cabido. No Quadro 8.14 identificam-se e caracterizam-se os poços utilizados nesta componente do estudo e apresenta-se a localização na Figura 8.19 em que se representa a ocupação do solo em 2005/06.

Quadro 8.14. Poços e ocupação do solo na zona.

Poços	Coordenadas		Cota	Ocupação do solo
	M	P		
1 Cabido	199812	188205	251	Regadio, Suinicultura com espalhamento de efluentes
2 Hospitais	200693	188438	239	Sequeiro
3 Martim Mendes	202625	189000	250	Pastagem
7 Peromagão	203611	184953	280	Sequeiro, Pastagem
8 Peromagão	203682	185062	280	Regadio
9 Peromagão	203736	185403	269	Olival
11 Mte.Picota	203504	186319	270	Pastagem natural
13 Pomar	202297	185813	259	Pastagem natural
14 Ribeira do Zambujal	201309	186118	240	Sequeiro
15 Casão	200418	186309	258	Pastagem natural
16 Curral da Légua	199076	186427	249	Pastag. natural bovinos
32 Amoreira da Torre	198080	187478	229	Regadio
33 Amoreira da Torre	198253	187345	228	Regadio, vinha
34 Amoreira de Cima	198404	187911	233	Sequeiro
35 Ribeira do Zambujal	201458	186077	245	Sequeiro
36	202651	186552	260	Pastagem natural
37 Amendoeira	196597	187138	220	Pastagem bovinos
38 Navalhas	202165	187121	247	Regadio e sequeiro

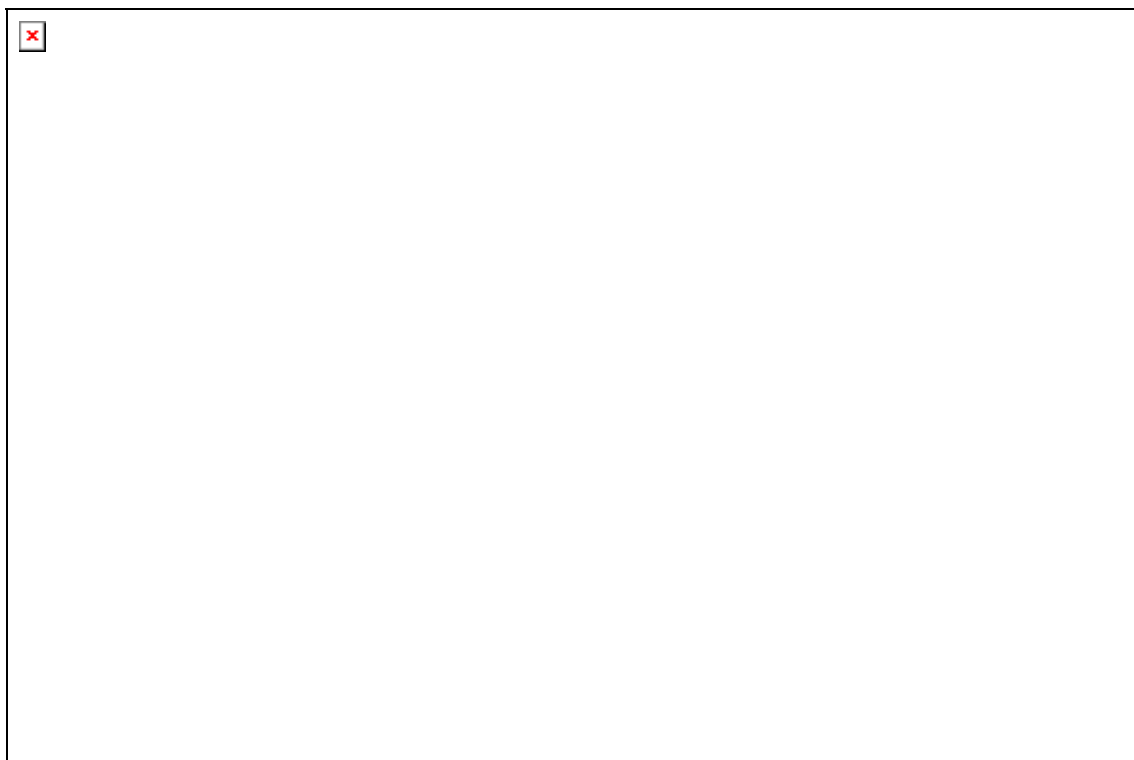


Figura 8.19. Poços e culturas agrícolas com base no levantamento de 2005/06. Os olivais e montados em que se desenvolve vegetação herbácea foram integrados na categoria pastagem.

8.4.3. Caracterização química geral - iões

Relativamente aos teores dos vários catiões, Sódio, Potássio e Magnésio, observam-se as concentrações mais baixas nos poços do Casão e da Amendoeira (Figura 8.20), ambos com uma ocupação extensiva e, portanto, de baixo nível de impacto. Assim, no poço do Casão, os intervalos de variação são 19 - 21 mg/L Na, 8,8 - 14 mg/L Mg, e 0,78 - 1,2 mg/L K. No poço da Amendoeira observaram-se concentrações nos intervalos 20 - 23 mg/L Na, 0,54 - 0,78 mg/L K e 18 - 19 mg/L Mg.

Na Amoreira da Torre e no Cabido, poços associados a zonas de regadio, e, no caso do último, com espalhamento de águas residuais de uma suinicultura, as águas subterrâneas apresentam concentrações mais elevadas dos catiões analisados (Figura 8.20). No poço do Cabido as concentrações de Na estão compreendidas entre 34 e 39 mg/L, para K o intervalo de variação é 2,3 - 4,1 mg/L, e para Mg, 33 - 46 mg/L. No poço da Amoreira da Torre, as concentrações variaram nos intervalos 41- 48 mg/L Na, 1,2 - 1,6 mg/L K, e 33 - 38 mg/L Mg.

O poço da Picota, localizado fora do perímetro de rega, apresenta concentrações intermédias para Mg e Na.

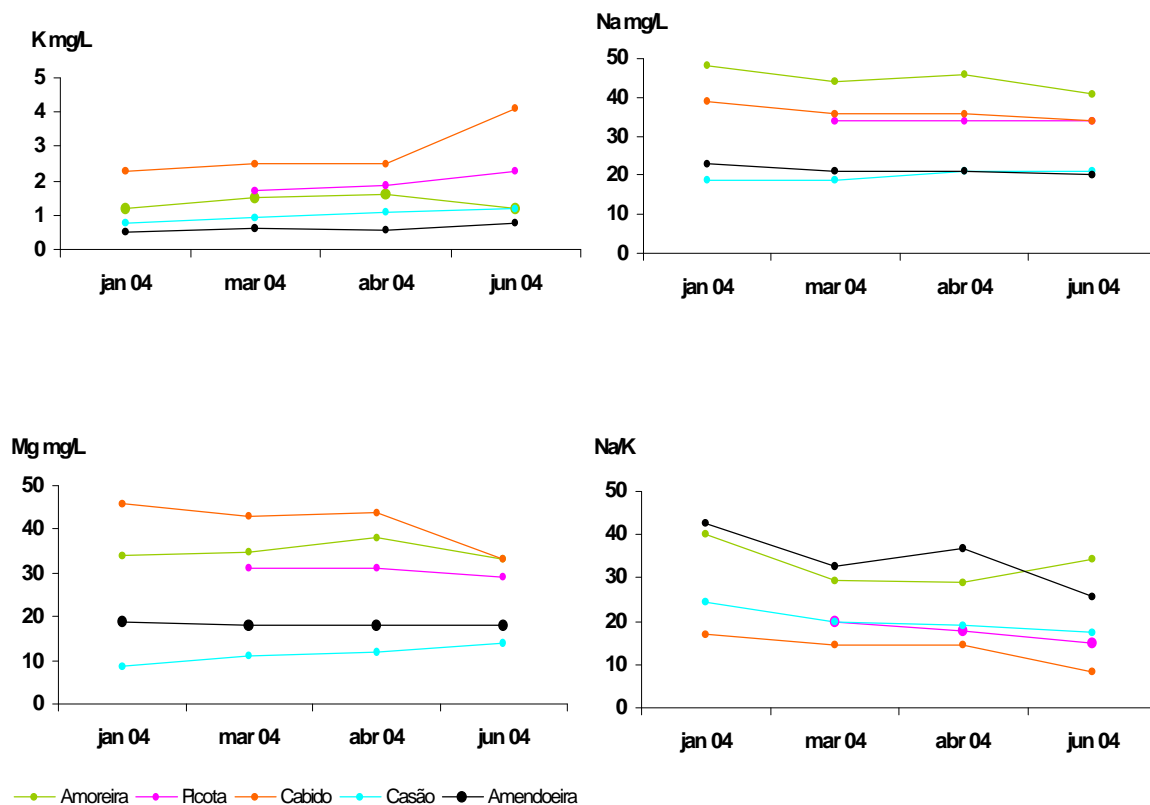


Figura 8.20. Concentrações de Sódio, Potássio e Magnésio nos poços.

Em todas as situações ao longo do período em análise, que cobre os períodos húmidos, de transição (Primavera) e seco, a amplitude de variação é reduzida verificando-se, pois, uma considerável estabilidade de valores. A variação das concentrações dos catiões entre poços é, no entanto, considerável e consistente com a intensidade das pressões humanas. Comparadas com os valores mais baixos, as concentrações no poço mais significativamente impactado (Cabido) são duas vezes mais elevadas para o Sódio, três vezes mais elevadas para o Potássio e quatro vezes para o Magnésio.

Os dados das concentrações observadas nos poços, fora e dentro do perímetro de rega, foram confrontados com as concentrações obtidas na ribeira do Almansor e na albufeira dos Minutos (Quadro 8.15). Assim, constatou-se que no curso as concentrações dos iões se apresentam como intermédias relativamente às dos poços, o que é consistente com a dependência do curso relativamente à água subterrânea:

- o Sódio variou entre 23 e 38mg/L (média 30,4mg/L);
- o Magnésio, o catião mais estável, variou entre 18 e 24 (média 20,8mg/L);
- o Potássio variou entre 1,5 e 6,3mg/L (média 3,3 mg/L), sendo pois nalgumas situações as concentrações mais elevadas do que nos poços.

Quadro 8.15. Sódio, Potássio e Magnésio nos poços, na ribeira de Almansor e albufeira dos Minutos. DP - Desvio-padrão.

SÓDIO	Média	DP	Max.	Min.	7Jan04	18Mar04	24Abr04	28Jun04
Poço 33 Amoreira	38,5	12,0	48,0	21,0	48	44	46	41
Poço 11 Picota	34,0	0,0	34,0	34,0		34	34	34
Poço 1 Cabido	36,3	2,1	39,0	34,0	39	36	36	34
Poço 15 Casão	20,0	1,2	21,0	19,0	19	19	21	21
Poço 37 Amendoeira	27,5	12,4	46,0	20,0	23	21	21	20
Poço 16 Curral Léguas	29,0		29,0	29,0				29
R. Almansor montante	30,4	5,3	38,0	23,0				
R. Almansor jusante	30,7	4,7	36,0	27,0				
Alb. Minutos superf	22,9	0,5	23,5	22,3				
Alb. Minutos fundo	22,7	0,4	23,2	22,2				
POTÁSSIO								
Poço 33 Amoreira	1,1	0,4	1,5	0,6	1,2	1,5	1,6	1,2
Poço 11 Picota	2,0	0,3	2,3	1,7		1,7	1,9	2,3
Poço 1 Cabido	2,9	0,8	4,1	2,3	2,3	2,5	2,5	4,1
Poço 15 Casão	1,0	0,2	1,2	0,8	0,78	0,96	1,1	1,2
Poço 37 Amendoeira	0,9	0,5	1,6	0,5	0,54	0,64	0,57	0,78
Poço 16 Curral Léguas	1,1		1,1	1,1				1,1
R. Almansor montante	3,3	1,8	6,3	1,5				
R. Almansor jusante	2,7	1,0	3,9	2,1				
Alb. Minutos superf	4,3	0,5	5,1	3,6				
Alb. Minutos fundo	4,2	0,5	5,1	3,4				
MAGNÉSIO								
Poço 33 Amoreira	30,0	8,0	35,0	18,0	34	35	38	33
Poço 11 Picota	30,3	1,2	31,0	29,0		31	31	29
Poço 1 Cabido	41,5	5,8	46,0	33,0	46	43	44	33
Poço 15 Casão	11,5	2,2	14,0	8,8	8,8	11	12	14
Poço 37 Amendoeira	23,3	9,8	38,0	18,0	19	18	18	18
Poço 16 Curral Léguas	30,0		30,0	30,0				30
R. Almansor montante	20,8	2,1	24,0	18,0				
R. Almansor jusante	20,3	2,5	23,0	18,0				
Alb. Minutos superf	8,1	1,0	10,0	7,3				
Alb. Minutos fundo	8,4	1,8	12,0	7,3				

De alguma forma, a água do curso pode ser vista como integrando as diversas configurações de quimismo das águas subterrâneas, particularmente fora dos períodos de intensa precipitação em que é maior a contribuição da escorrência superficial para o curso. Na comparação entre os valores de montante (troço associado ao perímetro de rega) e de jusante na ribeira de Almansor, os valores de jusante são similares ou inferiores aos de montante (Quadro 8.15), o que parece significar uma mais elevada pressão da actividade agrícola e pecuária desenvolvida na bacia mais próxima da barragem e designadamente nas zonas de agricultura mais intensiva.

Da comparação da albufeira com os poços (Quadro 8.15), há a referir que:

- as concentrações dos catiões na albufeira são geralmente inferiores;
- o Sódio apresenta na albufeira concentrações próximas dos poços submetidos a menores pressões;
- para o Magnésio, os valores são inferiores aos dos poços e da ribeira;
- o Potássio é mais elevado na albufeira (3,4 - 5,1 mg/L) do que nos poços.

A comparação da relação Na/K entre os poços (Figura 8.20), e entre estes, a ribeira de Almansor e a albufeira dos Minutos (Figura 8.23) permite evidenciar que há um comportamento de alguma estabilidade dentro de cada poço.

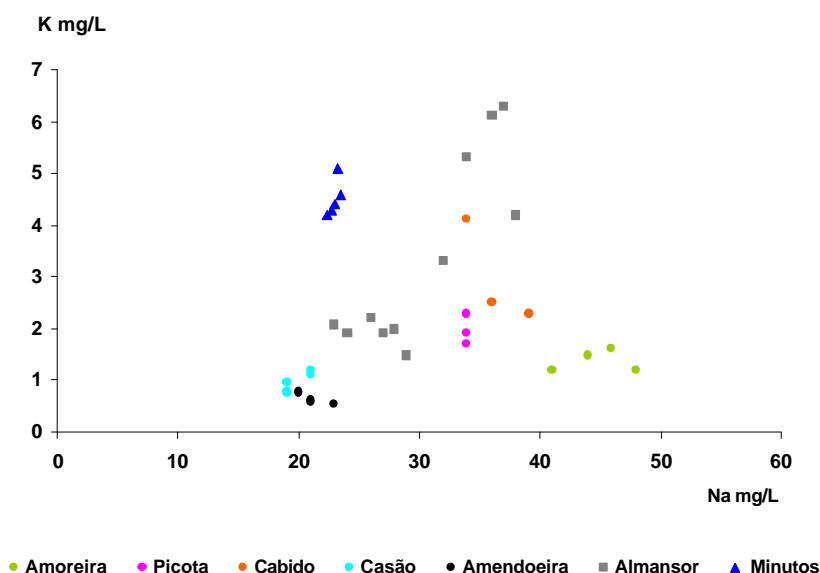


Figura 8.21. Relação sódio e potássio (Na/K) nos poços, na ribeira de Almansor e na albufeira dos Minutos.

Esta razão iónica (Na/K) evidencia, no entanto, e para lá das diferenças de concentração, distintos tipos de quimismo com excepção de dois poços - Casão e Amendoeira - que são muito semelhantes (Figura 8.21). É notória a baixa variabilidade desta razão nos poços localizados em zonas de culturas de sequeiro ou pastagem (poços 11 Picota, 15 Casão, 37 Amendoeira) e a maior variabilidade nas razões dos poços situados em zonas de regadio (poços 1 Cabido, 33 Amoreira) traduzindo os efeitos da utilização de fertilizantes e/ou do espalhamento de efluentes de pecuárias.

A albufeira e a ribeira apresentam também uma razão iónica distinta, apresentando este uma variação de valores que sugere uma relação linear.

Relativamente aos aniões Sulfato e Cloreto, o poço do Casão (11-13mg/L Cl; 7,5-17 mg/L SO₄) mantém-se como a referência dentro das águas subterrâneas, apresentando os valores mais baixos (Quadro 8.16). As concentrações mais elevadas foram obtidas nos poços de Amoreira da Torre (9,3-79 mg/L Cl; 58-76 mg/L SO₄), Cabido (30-75mg/L Cl; 40-49mg/L SO₄) e, só relativamente a sulfatos, Picota (55-64mg/L SO₄).

Quadro 8.16. Sulfatos e Cloretos e nos poços e na ribeira de Almansor.

Sulfatos (mg/L)										
	Méd	desv	máx	min	1Jul03	7Jan04	18Mar04	24Abr04	28Jun04	10Nov05
Amoreira	68,8	8,1	58,0	0,0	58		67	74	76	
Picota	58,3	4,0	55,0	0,0	58		55	56	18	
Cabido	44,0	3,7	40,0	0,0	49		43	44	40	
Casão	11,8	4,8	17,0	7,5			11	7,5	17	
Amendoeira	25,3	4,2	30,0	22,0			22	24	30	
Curral Legua									32	
R. Almansor	30,9	10,6	56,0	24,0						
Cloretos (mg/L)										
Amoreira	55,9	27,3	79,0	9,3	59	60	72	79	9,3	
Picota	39,5	14,4	49,0	18,0	45		49	46	18	26
Cabido	58,2	16,8	75,0	30,0	64	60	75	62	30	55
Casão	12,3	1,0	13,0	11,0		13	11	13	12	2,4
Amendoeira	20,5	10,3	36,0	15,0		16	15	15	36	16,7
Curral Legua									10	
R. Almansor	40,8	14,3	73,0	17,0						

As concentrações de Sulfato na ribeira de Almansor são inferiores às da maioria dos poços e quase sempre inferiores a 30 mg/L. Quanto aos Cloretos, as concentrações da ribeira apresentam um nível intermédio (17-73 mg/L) relativamente aos poços.

Os Fosfatos são o principal nutriente limitante em águas doces relativamente à produção primária. A baixa solubilidade do Fósforo faz com que este seja frequentemente transportado associado a partículas, designadamente argila. Por esse motivo os mecanismos de transporte são muito distintos de, por exemplo, o azoto e não se colocam problemas de contaminação de águas subterrâneas com fósforo.

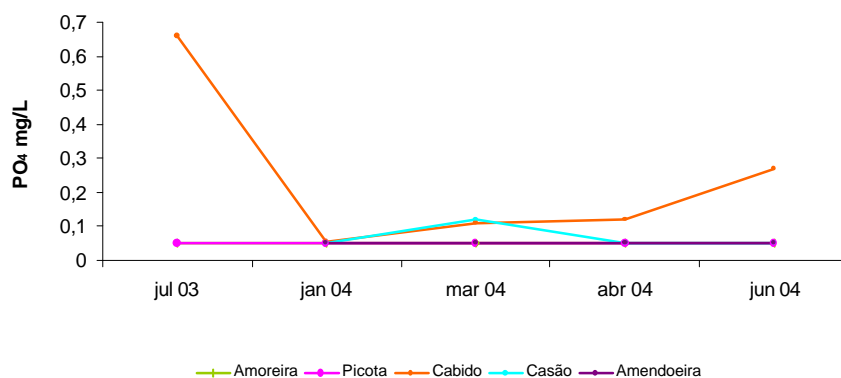


Figura 8.22. Variação das concentrações de Fosfato nos poços.

As concentrações de fosfatos nos poços mantêm-se sempre baixas, geralmente inferiores ao limite de quantificação (LQ), sendo no Cabido que se observaram os teores mais elevados que atingiram o valor máximo de 0,66 mg/L P_2O_5 (Figura 8.2). Neste poço, no entanto observaram-se também valores muito baixos, inferiores a LQ e pouco superiores a este. Os fosfatos não contaminam tipicamente as águas subterrâneas porque a respectiva solubilidade é baixa em ambientes aeróbios e são geralmente transportados associados a partículas de argila. Não são, pois, de esperar concentrações significativas nas águas subterrâneas.

Do confronto dos valores observados nos diversos poços com a legislação nacional, conclui-se que, para este conjunto de parâmetros, só relativamente a cloretos as concentrações excedem ligeiramente o valor máximo recomendado (VMR) estabelecido pelo DL236/98 para as águas de rega no poço da Amoreira (poço 33) e do Cabido (poço 1);

8.4.4. Condutividade

Como anteriormente referido, a condutividade eléctrica, abreviadamente referida como condutividade, traduz a mineralização da água e é frequentemente associável a pressões antropogéneas que envolvam lançamento de matéria orgânica, nutrientes ou outros compostos no ambiente. A intensividade das culturas agrícolas e da actividade pecuária, devido aos fertilizantes ou *excreta* envolvidos, repercute-se de forma directa na condutividade das águas subterrâneas e pode por isso ser um indicador de contaminação.

Analisando os dados brutos de condutividade para os poços, obtidos entre 3 Abril 2002 e 1 Agosto 2006, constata-se uma grande variabilidade espacial (Quadro 8.17) sendo as condutividades extremas 117 e 1173 $\mu\text{S/cm}$. Os valores mais elevados foram registados nos poços 1 (Cabido), 33 e 32 (ambos em Amoreira da Torre), todos localizados em zonas de regadio. O valor mais elevado observado foi 1173 $\mu\text{S/cm}$ no poço 1, associado a uma importante área de regadio e a uma suinicultura com espalhamento de efluentes, valor substancialmente mais elevado do que qualquer outro medido nesse poço. Dado que corresponde a uma situação pontual que não se repetiu nos 4 anos seguintes, foi retirado da análise posterior.

Os valores mais baixos, nunca excedendo 400 $\mu\text{S/cm}$, foram registados nos poços 15, 2 e 37, todos em zonas com culturas de sequeiro ou pastagem (Quadro 8.17).

O grupo com valores intermédios é constituído por poços localizados em zonas de culturas de sequeiro, pastagem e regadio. No entanto, um dos poços deste grupo associado a regadio (poço 38) não se situa em plena área de regadio (como é exemplo paradigmático o poço 1) mas sim próximo (a cerca de 100m) de uma relativamente pequena área de milho e a maior distância (500 m aprox.) de uma outra área maior. É de referir que o poço 38 não se encontra a jusante desses regadios relativamente ao sentido de fluxo (cf. Ponto 3.2.2 no Relatório final do projecto “Ribeira de Almansor: estado de referência, caudal ecológico e monitorização”). Pelo contrário, o poço 1, relativamente ao sentido do fluxo, tem a montante a suinicultura já diversas vezes referida, sofrendo assim os seus efeitos.

O maior número de determinações nalguns poços permite analisar os graus de variabilidade. Assim, enquanto que os poços 2 e 37 apresentam baixas variabilidades (1:1,2), outros, como o poço 11, apresentam variabilidades de 1:2 ou mesmo superiores como os poços 1 (1:2,3) ou 15 (1:3,3). Na zona onde se situa este último

poço, o uso do solo é pastagem natural pelo que esta variabilidade é, aparentemente, devida a causas naturais.

Quadro 8.17. Valores de condutividade medidos nos poços ao longo do tempo.

Data	POÇOS																	
	1	2	3	7	8	9	11	13	14	15	16	32	33	34	35	36	37	38
	regadio	sequeirc	pastag	seq past	regadio	olival	past nat	past nat	sequeiro	past nat	past nat	regadio	regadio	sequeiro	sequeiro	past nat	pastag	regadio
3-4-02	1173	355																
12-5-03		300					550						600				322	
19-5-03		364					676						697				367	
21-6-03	907	361					665	489	436	381	559	657	430	344	479	490		
1-7-03	650						540						501					
10-7-03		305					602											
20-1-04	847	360					704	495	409	245	624	706	489	393	499	492		
18-3-04	500						480						480					
21-4-04	840						664			292			799				357	
22a28-6-04	713	369					684	465		348	616	676	719	419			369	
13-1-05	806						664			320			782				343	
27-6-05					280		680											370
1a10-11-05	826		594	365	422	411	358			117							366	
13-12-05	819											646	846				391	
26-6-06							510						520					420
1-8-06					340		550						530				370	460
Mínimo	500	300			280		358	465	409	117	559	646	430	344			322	370
Máximo	1173	369			422		704	495	436	381	624	706	846	419			391	460

A maior disponibilidade de valores para os 4 poços em que mais frequentemente se fizeram leituras (poços 1, 11, 33 e 37) permitiu caracterizar o período húmido (Novembro a Abril) e o período seco (Maio a Agosto) e compará-los relativamente à condutividade. Os resultados para os dois períodos (Quadro 8.18) permitem salientar que:

- no poço 1, tanto o mínimo como o máximo do Verão são mais elevados do que os homólogos do Inverno mas a média é semelhante;
- no poço 11, o valor mínimo é observado no Inverno e a média neste período é também inferior à do Verão mas o coeficiente de variação é mais elevado;
- no poço 33, as mínimas, média e máxima do Verão são inferiores às homólogas do Inverno;
- no poço 37, observa-se uma muito reduzida variação para o período total, sendo inferiores os valores de Verão;
- as diferenças de condutividade não seguem uma tendência clara; só no poço 33 se observa uma diferença nos valores médios de Inverno e de Verão superior a 10%;

- só num poço se observou diminuição da condutividade no Inverno; num poço a variação foi insignificante e nos restantes dois o valor médio é superior ou ligeiramente superior no Inverno;
- no poço de valores mais elevados de condutividade (poço 1) a variação Inverno-Verão é mínima, embora os extremos do intervalo sejam inferiores no Inverno; para os restantes, os valores máximos para o período foram mais elevados no Inverno;
- entre poços observam-se diferentes coeficientes de variação nas condutividades: o menor foi observado no poço 37 (Amendoeira), situado em zona de pastagem e a uma cota próxima da ribeira, e o maior no poço 33 (Amoreira da Torre), situado em zona de regadio e a cota mais elevada relativamente à ribeira.

Quadro 8.18. Condutividade nos períodos de Inverno e de Verão nos poços 1 (Cabido), 11 (Picota), 33 (Amoreira da Torre) e 37 (Amendoeira) e diferenças observadas entre os valores médios no Inverno e no Verão.

Período		POÇOS			
		1	11	33	37
Verão	Mínimo	650	510	430	322
	Máximo	907	680	719	370
	Média	756,7	606,3	571	357
	Desvio-Padrão	133,9	70,5	106,2	23,4
	Coef Variação	0,177	0,116	0,186	0,066
Inverno	Mínimo	500	358	480	357
	Máximo	847	704	846	391
	Média	759,6	552	649	371,3
	Desvio-Padrão	145,9	161,7	192,1	17,6
	Coef Variação	0,191	0,29	0,296	0,047
Dif Inv-Verão		2,9	-54,3	78	14,3
		0,38%	9,80%	12,00%	3,85%

8.4.5. Contaminação dos Poços por Nitratos

O acréscimo de concentração em nitratos nas águas subterrâneas é consequência, na grande maioria das situações, de fontes difusas ligadas à utilização intensiva e frequentemente excessiva de fertilizantes industriais na actividade agrícola. A utilização de estrumes contribui igualmente para a elevação da concentração de nitratos, sobretudo devidos à nitrificação de amónia resultante da decomposição de compostos orgânicos azotados assim como o lançamento no ambiente de efluentes de explorações pecuárias. É ainda de referir a contaminação das águas subterrâneas por

compostos azotados devida a águas residuais domésticas, incluindo fossas deficientemente construídas e mantidas.

As elevadas concentrações de NO₃ na água de abastecimento público constituem um risco para a saúde pública, especialmente para as crianças que podem contrair metahemoglobinemia (síndrome dos bebés azuis). Esta doença está associada à redução dos nitratos a nitritos pelas bactérias existentes nos intestinos dos bebés o que provoca a diminuição de oxigénio no sangue.

A importância dos Nitratos, um dos principais contaminantes das águas subterrâneas, justifica que seja dado um maior grau de detalhe temporal e espacial no sentido de obter uma caracterização com maior resolução.

Assim, alguns poços considerados paradigmáticos face ao tipo de uso do solo foram seguidos mais detalhadamente no período entre os Verões de 2003 e de 2006, concretamente os poços 1 Cabido, 11 Picota, 15 Casão, 33 Amoreira da Torre, 37 Amendoeira.

Quadro 8.19. Concentrações de Nitratos (mg/L NO₃) observadas nos diversos poços ao longo do tempo. LQ - inferior ao limite de quantificação de 1mg/L.

Datas	POÇOS												
	1	2	11	13	14	15	16	32	33	34	35	36	37
1-Jul-03	80		2,2						21				
28-Jul-03	38	23		15	12	2,3	21	19	28	12	13	15	
7-Jan-04	88					LQ							10
20-Jan-04	65	19	1,2	20	11	1,3	26	7,4	40	11	10	12	
18-Mar-04	83		LQ			LQ							8,5
21-Abr-04	81		LQ			LQ			22				9
28-Jun-04	50		LQ			LQ	27		14				4,8
13-Jan-05	54								26				
25-Mai-05	72		1,5						22				11
27-Jul-05	54						27						13
10-Nov-05	75		1,4			1,1			15				12
13-Dez-05	51								27				
29-Mar-06	67								31				
26-Jun-06			3,5						24				14
3-Ago-06			2,3						22				11
Mínimo	38	19	LQ	15	11	LQ	21	7,4	14	11	10	12	4,8
Máximo	88	23	3,5	20	12	2,3	26	19	40	12	13	15	14
Média	66,0	21	1,5	17,5	11,5	1,0	25,3	13,2	24,3	11,5	11,5	13,5	10,4

Nestes 13 poços só se observou um nível expressivo de contaminação no poço 1 (Cabido, no Monte do Cabido) (Quadro 8.19). Na quase totalidade das datas o valor é próximo ou superior a 50mg/L, valor usualmente adoptado para classificar as águas como poluídas (Directiva 91/676/EEC, Decreto Lei 235/97). Este é, pois, o único poço em que se verifica a ocorrência de uma situação de contaminação.

O poço Cabido situa-se, como anteriormente referido, numa zona de regadio (beterraba / milho), uma das mais importantes deste perímetro, e muito próximo de uma suinicultura praticando-se o espalhamento dos efluentes nas áreas agrícolas envolventes ou verificando-se a sua deficiente acumulação em tanques de retenção. Como já referido, esta contaminação é consistente com o observado para outros parâmetros em que os valores são igualmente elevados. Em 19/12/2007, perante a suposição de que o grau de contaminação teria decrescido na sequência de alterações nas práticas da suinicultura relativamente ao processamento e destino dos efluentes, realizou-se uma amostragem complementar. Obteve-se uma concentração de Nitrato de 110mg/L, a mais elevada encontrada neste poço.

Os poços com concentrações de NO₃ mais baixas são os poços 11 e 15, ambos localizados em pastagens de baixa densidade de gado. Segue-se um grupo de poços situados em zonas de pastagem ou agricultura de sequeiro em que os valores de NO₃ são baixos ou médios. Em todos estes poços a amplitude de valores é muito menor do que nos poços 1 e 33. A grande amplitude de valores foi nalguns casos observada num curto período de tempo, como no poço 1 em que NO₃ passa de 80 mg/L em 1 Julho 2003 para 38 mg/L em 28 Julho 2003. Este tipo de variação num período inferior a um mês parece sugerir a hipótese de o poço ser utilizado como reservatório para água bombeada de um outro corpo de água. Este tipo de ocorrências e o facto de os poços não terem todos o mesmo regime de exploração dificulta consideravelmente a interpretação das variações observadas ao longo do tempo.

À semelhança do que se efectuou para a condutividade, procedeu-se à comparação entre períodos húmido (Novembro a Abril) e seco (Maio a Setembro) (Quadro 8.20).

Não há um comportamento coerente nos diversos poços relativamente às diferenças entre o período húmido e o período seco. Nos 3 poços que apresentam valores mais baixos, poços 11, 33 e 37, as diferenças de concentração são pouco significativas. Os poços em que foram detectadas concentrações mais elevadas, poços 1 e 33, apresentaram valores um pouco superiores no Inverno, 16% e 19%, respectivamente (quadro 8.20). Embora estas diferenças não sejam muito expressivas, parecem apoiar

a hipótese de uma entrada predominante de compostos azotados associada à infiltração de fertilizantes azotados com a água da chuva. Os coeficientes de variação são um pouco superiores no Verão relativamente ao Inverno.

Quadro 8.20. Concentrações de NO₃ (mg/L NO₃) nos períodos de Inverno e de Verão nos poços 1 (Cabido), 11 (Picota), 15 (Casão), 33 (Amoreira da Torre) e 37 (Amendoeira) e diferenças observadas entre os valores médios no Inverno e no Verão.

NO ₃		POÇOS				
		1	11	15	33	37
Inverno	mínimo	51	LQ	LQ	15	9
	máximo	88	1,4	1,3	40	12
	média	69,6	0,9	0,8	26,8	9,9
	DP	12,5	0,47	0,39	8,4	1,5
	Coef.var.%	18	52	49	31	15
Verão	mínimo	38	LQ	LQ	14	4,8
	máximo	80	3,5	2,3	28	14
	média	58,8	2	1,4	21,8	10,8
	DP	17,0	1,1	-	4,6	3,6
	Coef.var.%	29	55	61	21	33
Diferença Inverno -Verão		+10,8	-1,1	-0,62	+5	-0,9
		+16%	-122%	-79%	+19%	+9%

8.4.6. Identificação das origens do NO₃ através de Azoto isotópico (δ¹⁵N)

A origem dos compostos azotados detectados nos poços é geralmente estabelecida com base na ocupação do solo. Interpretam-se os teores estabelecendo uma relação de causa-efeito sobre algo que parece ser uma evidência e portanto inquestionável. Esta interpretação tem uma componente especulativa e a necessidade de procurar estabelecer de modo objectivo a origem da contaminação dos corpos de água levou ao desenvolvimento recente de métodos avançados, designadamente através do confronto das características isotópica do azoto detectado com as *assinaturas* isotópicas das potenciais origens. É designadamente o caso da utilização do azoto isotópico 15 (¹⁵N) em que se quantifica a razão ¹⁵N/¹⁴N (δ¹⁵N). Com efeito, em muitas circunstâncias, os isótopos oferecem directamente um meio para identificar a fonte porque diferentes origens de azoto têm frequentemente distintas composições isotópicas de azoto. Além disso, a intervenção biológica no ciclo do elemento altera geralmente as razões isotópicas num sentido previsível e reconhecível que pode ser reconstruído a partir das composições isotópicas.

A origem dominante do azoto na maioria dos sistemas florestais é a atmosfera e o $\delta^{15}\text{N}$ é geralmente próxima de 0‰ (Heaton, 1986, Kendall 1986). Uma origem importante de azoto são os fertilizantes artificiais (inorgânicos) que apresentam valores baixos reflectindo a origem atmosférica, geralmente no intervalo -4 a +4 ‰. Os valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ são para a ureia $+0,18 \pm 1,27\text{‰}$, para NH_4 $-0,91 \pm 1,88\text{‰}$ e para NO_3 $+2,75 \pm 0,76$ (Hubner 1986). Com base na revisão de Kendall (1998), os fertilizantes de NH_4 têm geralmente -2 a 0‰ e os de NO_3 geralmente 0 a 2‰ $\delta^{15}\text{N}$.

O $\delta^{15}\text{N}$ do NO_3 que resulta da mineralização da matéria orgânica do solo será idêntico ao do N orgânico original, i.e., +4 a +9 (Heaton, 1986).

Os fertilizantes orgânicos geralmente têm $\delta^{15}\text{N}$ mais elevado e com uma amplitude maior (geralmente entre +2 e +30‰) comparados com os fertilizantes inorgânicos. Esta grande amplitude é explicada pela origem muito heterogénea deste grupo (compostagem, detritos vegetais, estrumes animais sólidos e líquidos, etc.). Na revisão de Kendall (1998) as águas residuais domésticas têm geralmente +6 a +8 ‰ $\delta^{15}\text{N}$ e os dejectos animais entre +6 e +18‰ podendo verificar-se, portanto, alguma sobreposição. Peralta et al. (2005) obtiveram, para água residual doméstica no Sul de Portugal, um $\delta^{15}\text{N}$ bem superior, 16‰. Os efluentes de suiniculturas têm um $\delta^{15}\text{N}$ de 12,5‰ (Kellman & Hillaire-Marcel, 1998).

Tem sido frequentemente observado que os microrganismos e invertebrados são ligeiramente enriquecidos em ^{15}N relativamente aos seus alimentos. De modo sintético pode dizer-se que "és o que comes mais 3‰" (Kendall, 1998). A elevação do $\delta^{15}\text{N}$ nos tecidos animais e no material fecal relativamente à dieta é devido sobretudo à excreção de N isotopicamente mais leve na urina ou produto de excreção equivalente (Wolterink et al., 1979). O maior enriquecimento nos produtos de excreção animal pode ser devido à volatilização de amónia pobre em ^{15}N e a subsequente oxidação de grande parte do material restante pode resultar em nitrato com um elevado $\delta^{15}\text{N}$. Através deste processo, um estrume com um valor original de +5‰ é convertido em nitrato com $\delta^{15}\text{N}$ igual ao dobro ou superior.

Relativamente às áreas agrícolas, na generalidade dos casos as maiores origens de NO_3 são os estrumes animais e os fertilizantes sintéticos. As contribuições relativas de cada uma destas fontes poderia, em princípio, ser estimada através de um balanço de massa. No entanto, o NO_3 proveniente do solo (resultante da mineralização da matéria orgânica) e os fertilizantes sintéticos têm geralmente gamas de valores que se sobrepõem, o que é compreensível já que em ambos o azoto do NO_3 tem origem

atmosférica. Este facto tende a inviabilizar a separação destas duas origens. No entanto, a análise complementar de $\delta^{18}\text{O}$ pode permitir a diferenciação das origens. Em alternativa e mais pragmaticamente, a concentração de NO_3 na água pode contribuir para interpretar se se trata efectivamente de fertilizantes sintéticos caso a concentração na água não seja baixa já que situações de contaminação de água subterrânea não serão atribuíveis a azoto proveniente da mineralização do solo.

A identificação das origens de azoto na água subterrânea pode ser dificultado pela diversidade de processo químicos e biológicos envolvidos ao longo do ciclo do azoto - volatilização de amónia, nitrificação, desnitrificação, trocas iónicas no solo, absorção pelas plantas. Em particular a desnitrificação que pode ocorrer em zonas anóxicas do solo pode complicar significativamente a aplicação do método às águas subterrâneas suscitando algumas reservas (Kellman & Hillaire-Marcel 2003). Não obstante, tem vindo a ser utilizado sendo considerado potencialmente útil, ainda que se lhe possa atribuir um carácter exploratório.

As determinações de $\delta^{15}\text{N}$ foram efectuadas na Unidade de Análise Instrumental do Instituto de Ciência Aplicada e Tecnologia, ICAT-UAI com espectrómetro de massa para isótopos leves (SIMS).

Foram efectuadas determinações de $\delta^{15}\text{N}$ para amostras dos poços 1 Cabido, 16 Curral da Légua, 33 Amoreira da Torre, 37 Amendoeira colhidas a 15 de Dezembro 2005. Procedeu-se ainda à determinação de $\delta^{15}\text{N}$ de chorume de bovinos procedente de uma exploração pecuária local para se obter assinatura isotópica do azoto desse material orgânico.

Os resultados obtidos para NO_3 - $\delta^{15}\text{N}$ são mais elevados no poço do Cabido, seguindo-se Amoreira da Torre com valor intermédio, e os poços de Curral da Légua e Amendoeira apresentam $\delta^{15}\text{N}$ muito baixos (Quadro 8.21).

O $\delta^{15}\text{N}$ do poço do Cabido (11,9‰) é muito próximo do do estrume das suiniculturas (12,5‰) pelo que é possível estabelecer a natureza animal dos fertilizantes utilizados na exploração agrícola do Cabido e que contaminam a água subterrânea. A razão isotópica obtida para o poço 33, Amoreira da Torre (Quadro 8.21, sugere igualmente que o NO_3 provém, pelo menos parcialmente, de fonte orgânica animal, já que este valor parece sugerir origens mistas (fertilizante animal e inorgânico).

Relativamente aos outros poços de valores mais baixos, o poço 16, Curral da Légua, apresenta um $\delta^{15}\text{N}$ baixo que traduz aparentemente a utilização de fertilizantes inorgânicos sem que se detecte sinal isotópico de fertilizantes de origem animal.

Quanto ao poço da Amendoeira (poço 37) o $\delta^{15}\text{N}$ determinado não traduz qualquer impacto da actividade de pastoreio de gado bovino, mesmo considerando, com base na concentração de NO_3 , que esse impacto seria baixo. É de supor que a actividade de pastorícia não tem nesta exploração expressão suficiente para deixar qualquer sinal isotópico na água subterrânea. O $\delta^{15}\text{N}$ negativo indica igualmente que se trata de uma pastagem natural sem aplicação de fertilizantes sintéticos.

Quadro 8.21. Determinações de $\delta^{15}\text{N}$ do NO_3 na água dos poços Cabido, Curral da Légua, Amoreira da Torre e Amendoeira e em afluente de vacaria.

Poços	N de NO_3 (‰)
Poço 1 Cabido	
Poço 16 Curral da Légua	2,1
	8,6
Poço 37 Amendoeira	1,8
Situações de referência	
Chorume de Bovino (este estudo)	5,8
-Marcel 1998)	
Fertilizantes inorgânicos (Kendall 1998)	
Solo natural (não fertilizado) (Kendall 1998)	
Chuva (Heaton, 1986)	próximo de 0

8.4.7

A contaminação das águas superficiais e subterrâneas por Pesti diversas vias:

escurrência após aplicação por pulverização;

- deposição atmosférica e pulverização directa sobre corpos de água;
- tratamento directo no corpo de água para destruir organismos aí localizados;
- lixiviação - infiltração.

Os factores que afectam o transporte e degradação dos pesticidas são as práticas de drenagem dos solos, as características dos solos, regime pluviométrico, temperatura e radiação solar. Após a aplicação, a maior parte do pesticida fica depositada na vegetação, no solo ou outras superfícies. Os compostos permanecem nos centímetros superficiais do solo onde se degradam ou ficam adsorvidos a partículas do solo, orgânicas e inorgânicas. Só uma pequena fracção contamina as águas superficiais e subterrâneas constituindo objecto de preocupação em termos toxicológicos para o ecossistema aquático e também relativamente à qualidade de água para abastecimento.

Este tipo de problemas está sobretudo ligado à solubilidade e persistência dos pesticidas; além disso a água também transporta partículas de solo a que estão adsorvidos pesticidas.

Os incorrectos armazenamento, manuseamento, utilização e destino das embalagens após utilização dos pesticidas estão na origem de muitas ocorrências de contaminação observados (e.g. Ritter 1990 para os EUA). Independentemente deste tipo de acidentes, as consequências da utilização de pesticidas na qualidade das águas é objecto de particular preocupação e estão hoje generalizados os programas de monitorização deste tipo de compostos.

Quadro 8.22. Culturas agrícolas em que são utilizados os herbicidas Alacloro, Atrazina, Simazina, Metolacoloro, Etofumesato (segundo Gianessi e Anderson in Kellogg et al. 1998; European Commission 2002)

Herbicida	Culturas agrícolas
Alacloro	milho, algodão, amendoim, girassol, soja, sorgo
Atrazina	milho, sorgo
Simazina	milho, alfalfa, frutos, noqueiras, vegetais, cereais, turfa
Metolacoloro	milho, algodão, amendoim, batata, soja, sorgo e ainda legumes
Etofumesato	beterraba, cebola, pastagem, papoila, feijão, ervilhas, tabaco

Alguns herbicidas são particularmente importantes dadas as culturas agrícolas em que são aplicados e pelos respectivos níveis de utilização e impactos potenciais no solo, Alacloro, Atrazina, Simazina, Metolacoloro, e Etofumesato, indicando-se no Quadro 8.22 as culturas agrícolas em que cada um é correntemente utilizado.

O risco de contaminação do lençol freático subterrâneo depende de diversas propriedades físicas e químicas do solo (composição física e química, pH), da cobertura morta e das condições climáticas.

compartimentos freáticos. Tanto nos EUA como na Europa, Alacloro, Atrazina e Metolacoloro, de água e solo (Ritter 1990, Thurman et al. 1991, 1992, 1996, Squillace & Thurman 1992, Killeen 1997, Kolpin et al. 1997, Ma & Spa

Diversos critérios têm sido utilizados para avaliar o potencial dos pesticidas

vida dos compostos (Gustafson 1989, Widerson & Kim 1986, Coh base em, pelo menos, 2 destes 3 critérios, foram considerados como potencialmente lixivadores herbicidas como Alacloro, Atrazina, Metolacoloro, Metribuzina, e Simazina. Uma análise da situação em diversos estados dos EUA, no entanto,

Atrazina se confirma o elevado potencial de lixiviação representando um risco significativo relativamente à excedência dos limites de qualidade de água, comparado com Metolacoloro, Alacloro ou Simazina que representariam uma situação de baixo ou menor risco (Kellogg et al. 1998).

As elevadas intensidade da radiação luminosa e temperatura repercutem-se na vida dos pesticidas baixando assim o risco de contaminação

Dada a generalização e níveis de utilização de pesticidas e o risco para a saúde humana, responder a este objectivo. Assim surgiu a Directiva comunitária 91/414/EEC e, mais recentemente, a Directiva 2000/60/EC com objectivos mais gerais.

subterrâneas.

Em Portugal têm venda autorizada, de entre a lista de pesticidas de que foram efectuadas determinações neste estudo, os herbicidas contendo as substâncias activas alacloro, atrazina, diclobenil, etofumesato, metolaclo (combinada com outras substâncias activas), metribuzina, molinato, oxadiazão, pendimetalina, prometrina, propanil, terbutilazina, e trifluralina e os insecticidas com clorfenvinfos, clorpirifos, e pirimicarbe (DGPC, 2006). Os herbicidas com simazina, propazina e terbutrina, não integram a lista dos fitofármacos com venda autorizada assim como os insecticidas lindano e endossulfão (α -endossulfão, β -endossulfão).

Os níveis de utilização recomendados para alguns dos mais frequentemente utilizados na zona de estudo encontram-se indicados no Quadro 8.23.

Quadro 8.23. Aplicação recomendada de alguns herbicidas na cultura da beterraba e do milho

Tipo de Cultura	Período	Quantidade/Área	Tipo de acção	Produto	Substância activa
Beterraba	Outubro	1-1,5l/ha	Herbicida	Betanal OF	71,1g/l ou 7,0%(p/p) de Fesmedifame + 111,8g/l ou 11%(p/p) de Etofumesato + 91,4g/l ou 9,0% (p/p) de Fenemedifame
	Outubro	2-3l/ha	Herbicida	Tramat Combi	300g/l ou 26,4%(p/p) de Etofumesato + 120g/l ou 10,6%(p/p) de Lenacil
Milho	Outubro	6l/ha	Herbicida	Graminex A	336 g/l ou 27%(p/p) de Alacloro + 144g/l ou 11,6%(p/p) de Atrazina

(informação obtida junto de agentes de distribuição de produtos fitofármacos na região de Montemor-o-Novo)

Métodos

As determinações de concentrações de pesticidas, com excepção das amostras de Dezembro 2005 a Março 2006, que foram efectuadas no Laboratório de Química do Departamento de Química da Universidade de Évora por SPE-HPLC, todas as outras determinações foram efectuadas na Unidade de Análise de Pesticidas do Laboratório de Ecotoxicologia, do Departamento de Protecção das Plantas e de Fitoecologia, Secção de Protecção Integrada do Instituto Superior de Agronomia SPME/GC-MS.

Os limites de detecção para os vários compostos estão indicados no Quadro 8.24.

Resultados

As determinações de pesticidas cobriram diversas situações no tempo e no espaço.

Inicialmente, efectuaram-se determinações em amostras colhidas a 21 Novembro 2002 em furo profundo (>160m) na Herdade da Amoreira de Cima utilizado como origem para produção de água para consumo pelos Serviços Municipalizados de Água da Câmara Municipal de Montemor-o-Novo e num furo e num poço (poço 33) na Quinta da Amoreira da Torre.

Quadro 8.24. Limites de detecção relativos às determinações de pesticidas.

Pesticida / Metabolito	μg/L	Pesticida	Limite de detecção (μg/L)
alaclo	0.0031	metolaclo	0.0015
atrazina	0.0063	metribuzina	0.0192
E-clorfeninfos	0.0170	molinato	0.0004
Z-clorfeninfos	0.0029	oxadiazão	0.0007
clorpirifos	0.0006	pendimetalina	0.0003
desetilatrazina (DEA)	0.0350	pirimicarbe	0.0022
desisopropilatrazina (DIA)	0.0700	prometrina	0.0012
3,4-dicloroanilina (3,4-DCA)	0.0012	propanil	0.0062
diclobenil	0.0006	propazina	0.0015
α-endossulfão	0.0028	simazina	0.0101
β-endossulfão	0.0032	terbutilazina	0.0010
etofumesato	0.0043	terbutrina	0.0036
lindano	0.0010	trifluralina	0.0001

As determinações para Alaclo, Atrazina, Etofumesato, Metolaclo Simazina e o insecticida organoclorado Lindano tiveram todas como resultado *não detectado* (ND).

Em 20 Maio 2003, a amostragem incluiu os poços 1 (Cabido), 2 (Hospitais), 11 (Picota), 33 (Amoreira da Torre), e 37 (Amendoeira). Complementarmente amostrou-se uma charca na Herdade do Cabido junto à ribeira (que constitui um reservatório de água então utilizada para rega), a Ribeira de Almansor e a albufeira dos Minutos.

Os resultados das determinações para Alaclo, Atrazina, Etofumesato, Metolaclo, Simazina e Lindano foram todas ND excepto:

- Poço 1, Cabido, com 0,08ppb de Atrazina, 0,06ppb de Metolaclo, 0,11ppb de Simazina.
- Charca com 0,06ppb de Atrazina, 0,13ppb de Simazina

Em 13 Dezembro 2005 e nas duas datas posteriores a amostragem incidiu sobre os poços 1 Cabido, 8 Peromagão, 33 Amoreira da Torre, 38 Navalhas. Os resultados obtidos para os herbicidas Alacloro e Atrazina e o metabolito DIA foram para todas as amostras ND.

Em 15 Fevereiro 2006 foram amostrados os mesmos poços: 1 Cabido, 8 Peromagão, 33 Amoreira da Torre e 38 Navalhas. Os resultados relativamente a todas as amostras para Alacloro, Atrazina, e DIA foram ND.

Em 29 Março 2006 foram amostrados os mesmos poços 1 Cabido, 8 Peromagão, 33 Amoreira da Torre e 38 Navalhas. Todas as concentrações obtidas para Alacloro, Atrazina, e DIA foram ND.

Em 26 Junho 2006 a amostragem incidiu os poços 8 Peromagão, 11 Picota, 33 Amoreira da Torre, 37 Amendoeira, 38 Navalhas e 39 Zambujal. Não foi possível o acesso ao poço 1 Cabido. Alargou-se o espectro de compostos abrangendo um conjunto vasto de herbicidas - alacloro, atrazina, diclobenil, etofumesato, metolacloro, metribuzina, molinato, oxadiazão, pendimetalina, prometrina, propanil, propazina, simazina, terbutilazina, terbutrina e trifluralina - metabolitos de herbicidas - DEA, DIA e 3,4-DCA - e insecticidas - clorfenvinfos, clorpirifos, endossulfão (α -endossulfão, β -endossulfão), lindano e pirimicarbe.

Para todos os compostos e poços os resultados obtidos foram inferiores ao limite de detecção com excepção de Lindano cuja concentração no Poço 37 Amendoeira foi 0,31ppb.

Em 3 Agosto 2006 repetiu-se a amostragem nos mesmos poços (8,11, 33, 37, 38) sendo impossível o acesso ao poço 1. Foram analisados todos os compostos referidos para a data anterior e todos os valores foram inferiores ao LD.

No Quadro 8.25 sintetizam-se os resultados obtidos e apresentam-se limites ou valores guia referidos na legislação.

Da análise dos resultados é de salientar que só há valores acima do LD para os herbicidas Atrazina, Metolacloro, Simazina e para o insecticida Lindano e apenas em dois poços e na charca situada entre o regadio da Herdade do Cabido e a Ribeira:

A concentração de 0,5ppb para cada pesticida individualmente foi estabelecida como objectivo ambiental de qualidade para as águas superficiais pelo DL 236/98; para o total dos pesticidas, o valor estabelecido é 2,5ppb. As concentrações observadas neste estudo não atingem, pois, estes limites.

Relativamente a pesticidas generalizadamente utilizados nos EUA na década de 90, a US EPA (*US Environmental Protection Agency*) definiu como valores máximos de contaminação (*EPA's Maximum Contaminant Level*) 3ppb para Atrazina, e 4 ppb para Simazina. Para Metolaclo-ro a recomendação da EPA (*EPA's Health Advisory*) é de 70 ppb.

Os valores observados são, pois, inferiores aos níveis de maior exigência da legislação nacional e inferiores ou muito inferiores aos restantes limites ou valores guia.

Considera-se estranha a detecção de Lindano no poço 37 já que se trata de uma zona de pastagem sem que aí se previsse a ocorrência deste tipo de composto. Coloca-se a hipótese de, como é ainda relativamente corrente, o poço poder ter sido utilizado para lavagem de material utilizado na aplicação do pesticida.

Para os compostos detectados na charca fica a dúvida de ser o resultado da drenagem dos solos, da aplicação ou da lavagem de material utilizado na aplicação. As concentrações observadas são baixas ou pouco superiores aos níveis mais exigentes e na Ribeira de Almansor não foi detectado qualquer pesticida.

Com base na informação disponível, parece poder afirmar-se que o nível de contaminação por pesticidas nesta área é inexistente e que as situações em que foram detectadas fitofármacos têm um carácter pontual.

8.5. SÍNTESE E CONCLUSÕES

O uso do índice de susceptibilidade permitiu a delimitação de áreas com diferentes graus de susceptibilidade à contaminação agrícola por nitratos, apresentando-se seguidamente algumas considerações obtidas do seu mapeamento:

- As áreas com valores mais baixos de IS correspondem a zonas a norte e sudeste da cidade de Montemor-o-Novo.

- Em redor desta cidade, obtiveram-se valores de IS na ordem de 51 a 70%, que representam áreas de tecido urbano e culturas permanentes (pomares, vinhas, olivais, etc) em áreas menos declivosas.
- Na área do perímetro de rega dos Minutos encontram-se geralmente valores de susceptibilidade da ordem de 61 a 70% correspondendo os valores do índice mais elevados às áreas de regadio já existentes (71 a 80%). As condições naturais do perímetro de rega na área da bacia hidrográfica da ribeira de Almansor, como declives pouco acentuados, rochas muito alteradas ou fracturadas e níveis freáticos superficiais, pressupõem uma maior susceptibilidade à contaminação agrícola por nitratos. Deste modo, o uso do índice de susceptibilidade com a ocupação do solo na área do perímetro de rega em regadio, aumentou, em regra, os valores de IS em 10%.
- Para a validação do índice de susceptibilidade à contaminação agrícola por nitratos das águas subterrâneas fizeram-se análises aos nitratos (NO_3) de doze poços situados na área do perímetro, em duas datas distintas, 28 de Julho de 2003 e 20 de Janeiro de 2004. Os dois valores de concentração mais elevados de nitratos, em ambas as datas, correspondem a pontos de água situados em áreas de regadio, poços 1 e 33, situando-se o primeiro destes próximo de uma suinicultura em que se pratica a retenção (em condições deficientes) e espalhamento dos efluentes. Inversamente, as captações com valores mais baixos de concentrações de nitratos, nas duas datas, localizam-se em áreas de pastagem natural (pontos de água 11 e 15).
- Procedeu-se também ao estudo do fluxo da água subterrânea, na área do perímetro de rega pertencente à bacia hidrográfica da ribeira Almansor, através do emprego de um modelo numérico 2D.
- A partir da análise estatística dos dados obtidos como as velocidades médias de escoamento subterrâneo, tempo de residência das águas no aquífero, e dos sentidos do escoamento subterrâneo concluiu-se que:
 - Para ambos os cenários obtiveram-se mapas piezométricos idênticos em que na globalidade o fluxo das águas subterrâneas efectua-se, tanto na margem norte como na margem sul, no sentido da ribeira de Almansor.
 - A norte da ribeira o fluxo desenvolve-se principalmente de nordeste (NE) para sudoeste (SW). Na parte sul do aquífero, este realiza-se maioritariamente de sueste (SSE) para nor-noroeste (NNW).

- As velocidades de fluxo das águas subterrâneas vão sendo cada vez mais pequenas, à medida que nos afastamos das margens da ribeira Almansor.
- Os valores das velocidades médias e medianas evidenciam que a água subterrânea circula mais rapidamente na margem sul da ribeira Almansor para as duas estações, Verão e Inverno.
- Na margem norte da ribeira Almansor há uma diminuição significativa da velocidade de fluxo subterrâneo com o aumento da recarga, ou seja, no Verão a água deslocar-se-á mais rapidamente. A velocidade mediana no Inverno de 0,53m/dia é inferior à velocidade mediana do Verão (0,69m/dia). Na margem sul, não existe uma alteração significativa da velocidade mediana de escoamento em relação aos cenários de diferente recarga. Assim sendo, a parte do aquífero a norte da ribeira Almansor é mais sensível às modificações de recarga.
- Na margem sul da ribeira existem duas ocupações do solo no aquífero modelado, que por se situarem em áreas em que as velocidades do fluxo subterrâneo são mais elevadas e no sentido da ribeira, podem contribuir para a contaminação das águas subterrâneas e das águas superficiais. Estas duas ocupações são a estrada europeia E90 (A6), que faz limite com o aquífero numa fronteira em que há entrada de água, e o perímetro de rega dos Minutos.
- O intervalo de tempo de residência menor da água subterrânea no aquífero é da ordem dos 29,2 a 98,5 dias. Estes tempos menores localizam-se nas áreas junto à ribeira Almansor, sendo a direcção do fluxo no sentido deste curso de água. Assim, estas áreas serão, à priori, as que terão maior contribuição para o caudal da ribeira e consequentemente em caso de contaminação das águas subterrâneas estas poderão conduzir os poluentes ao curso.
- Na área do perímetro de rega dos Minutos, sobretudo na margem sul, distâncias inferiores a 100 metros do rio aumentam a hipótese de contaminação deste por via de águas subterrâneas que possam estar contaminadas. Para estas distâncias, pesticidas persistentes (semi-vida superior a 100 dias) e com alguma solubilidade, ao deslocarem-se através do fluxo da água subterrânea podem poluir o rio.

Os valores do índice de susceptibilidade (IS) para a ocupação do solo em regadio no perímetro de rega indicam um aumento da susceptibilidade das águas subterrâneas à poluição agrícola por nitratos. Na área do perímetro de rega pertencente à bacia

hidrográfica do

água e de maior índice de susceptibilidade serão, eventualmente, as que poderão ter curso via águas subterrâneas.

No entanto, a existência de uma rede hidrográfica de cursos de água menores numa região caracterizada por um aquífero livre, de níveis freáticos a pouca profundidade de contribuir para que haja permuta de poluentes da água subterrânea para a água superficial e vice versa. Assim, a existência de uma fonte poluente superficial, como

por exemplo um depósito de embalagens de pesticidas, pode contaminar as águas s que por sua vez podem contaminar afluentes do rio conduzindo a poluição ribeira de

cenário acontecerá sobretudo no período húmido. No Verão, o cenário de contribuição directa das águas subte

numérico de fluxo apresentado terá, provavelmente, uma maior relação com a realidade. Contudo, na área do perímetro de rega, a recarga artificial no Verão pode errâneo influenciando, sobretudo, a área a norte do rio que tenderá provavelmente para valores mais baixos de velocidade, isto de acordo

O é um instrumento relevante em te gestão já que alerta para a possibilidade de, com maior ou menor probabilidade, verificar situações de contaminação da água subterrânea, dando hipótese aos decisores de formularem medidas de mitigação dos possíveis impactes.

As determinações efectuadas neste estudo para um conjunto de parâmetros confrontar essa análise com os resultados observados.

-se uma grande variabilidade espacial,

as 117

localizados em zonas de regadio. O mais elevado valor observado foi 1173 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no poço 1, cuja condutividade média foi cerca de 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Os valores mais baixos, 15 e 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$, foram registados nos poços 15 e 20, do 430 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com culturas de sequeiro ou pastagem.

Relativamente à generalidade dos iões, o poço 1 (Cabido) evidenciou as concentrações mais elevadas, seguido do poço 33 (Amoreira). Do confronto dos valores observados nos diversos poços com a legislação concluiu-se que só relativamente a cloretos, as concentrações excedem o valor máximo recomendado

(VMR) estabelecido pelo DL236/98 para as águas de rega nos poços da Amoreira (poço 33) e do Cabido (poço 1);

Quanto aos nitratos, nos poços analisados só se observaram níveis indicativos de poluição no poço 1 (Cabido) excedendo o valor máximo admissível estabelecido no Decreto Lei 235/97 que transpõe a Directiva Nitratos (91/676/EEC), 50mg/L. Este é, pois, o único poço em que se verifica a ocorrência de uma situação de contaminação.

O poço Cabido situa-se numa zona de regadio (beterraba / milho), uma das mais importantes deste perímetro, e muito próximo de uma suinicultura em que se verifica o espalhamento de efluentes nas zonas agrícolas envolventes. Esta contaminação é consistente com o observado para outros parâmetros em que os valores são igualmente mais elevados.

No sentido de identificar a origem dos nitratos detectados na água subterrânea, procedeu-se à determinação da razão isotópica do azoto ($\delta^{15}\text{N}$) no NO_3 de alguns poços. Procura-se com esta metodologia estabelecer a fonte de azoto pela comparação entre os valores medidos nos poços e as "assinaturas isotópicas" das diversas origens dos nitratos. Os valores do $\delta^{15}\text{N}$ são mais elevados no poço do -se Amoreira da Torre com valor intermédio, e os poços de Curral da $\delta^{15}\text{N}$ muito baixos. O $\delta^{15}\text{N}$ do poço do Cabido (11,9‰) é muito próximo do do estrume das suiniculturas (12,5‰) pelo que é possível estabelecer a natureza animal dos fertilizantes utilizados na exploração agrícola do Cabido e que contaminam a água subterrânea. A razão isotópica obtida para o poço 33, Amoreira da Torre, sugere igualmente que o NO_3 provém, pelo menos parcialmente, de fonte orgânica animal, já que este valor parece sugerir origens mistas (fertilizante animal e inorgânico). O poço 16, Curral da Légua, apresenta um $\delta^{15}\text{N}$ baixo que traduz aparentemente a utilização de fertilizantes inorgânicos sem que se detecte

Quanto ao poço da Amendoeira (poço 37) não se detecta qualquer impacto da actividade de pastoreio de gado bo

Relativamente à detecção de pesticidas (herbicidas e insecticidas) é de salientar que

insecticida Lindano e em apenas dois poços e na charca situada na Herdade do Cabido. R -se que Simazina e Lindano não integram a lista de produtos de venda

A concentração de 0,5ppb para qualquer pesticida individualmente

superficiais pelo DL 236/98. As concentrações observadas neste estudo estão longe deste limite.

8.6 REFERÊNCIAS

BERNARDO, J.M. et al. 2006. Caracterização do Estado de Referência, do Estabelecimento do Caudal Ecológico e Programa de Monitorização da Ribeira do Almansor. MADRP, IDRHa, Lisboa.

COHEN, S. Z. et al. Potential for pesticide contamination of groundwater resulting from agricultural uses. In: KRUGER, R. F.; SEIBER, J. N. Treatment and disposal of pesticide wastes. Washington: American Chemistry Society, 1984. p. 297-325.

DECRETO-LEI 236/98 de 1 de Agosto. Diário da República I série A n.º 176/98, Lisboa (Portugal). http://www.diramb.gov.pt/data/basedoc/TXT_LN_18745_1_0001.htm

DECRETO-LEI 382/99 de 22 de Setembro. Diário da República I série A n.º 222/99, Lisboa (Portugal). http://www.diramb.gov.pt/data/basedoc/TXT_LN_20744_1_0001.htm

DGPC, DIRECÇÃO GERAL DE PROTECÇÃO DE CULTURAS (2002). Vendas de fitofármacos em Portugal em 2001. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas. http://www.dgpc.min-agricultura.pt/docs_pdf/vendas2001.pdf.

DGPC, Direcção Geral de Protecção de Culturas 2006. Guia dos produtos fitofarmacêuticos - Lista dos produtos com venda autorizada. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas. Actualização 22/11/2006.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 1995. National Primary Drinking Water Regulations- Soc's Technical Version. USA. (Janeiro, 2004). <http://www.epa.gov/safewater/dwh/t-soc.html>

ERSA 2001. Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo. Comissão de C ordenação da Região Alentejo. Évora.

GUSTAFSON, D. I. 1989. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. Environ. Toxicol. Chem. 8(4):339-357.

HEATON T.H.E. 1986. Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. Chem.Geol.Isotope Geosciences Section 59: 87-102.

HUBNER H. Isotope effects of nitrogen in the soil and biosphere. In Fritz P & -425.

INOUE, M.H., OLIVEIRA, J.B., TORMENA, C.A., TORNISIELO, J 2003. para avaliação do potencial de lixiviação dos herbicidas comercializados no Estado do Paraná. -323.

KELLMAN L. & HILLAIRES MARCEL C. 1998. Nitrate cycling in streams: using natural - N to measure in situ denitrification. Biogeochemistry 43: 273-

KELLMAN L.M. & HILLAIRES MARCEL indicators of nitrate contamination sources in an agricultural watershed. Agriculture, Ecosystems and Environment -102.

KELLOGG R.L., BAGDON J., & . An Information Aid for Assessing Possible NRCS Involvement in the State Management Plan Process for Regulation of Strategic Planning Working Paper 98-Resources Conservation Service.

C. 1998. Tracing Nitrogen Sources and cycling in catchments. In Kendall C. & J.J.McDonnell (eds.) Isotope Tracers in Catchment Hydrology 519 576. Elsevier, Amsterdam.

KILLEEN, S. 1997. Development and use of environmental quality standards (EQSs) for priority pesticides. Pestic. -195.

KOLPIN, D. W. et al. 1997. Occurrence of selected herbicides and herbicide Ground Water, 35(4): 679-

MA.; L.; SPALDING, R. F. 1997. Herbicide persistence and mobility in recharge J. Environ. Quality, 26(1): 115-

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, Pecuária e Abastecimento RURAL E DAS PISCICULTURAS (1997). Códigos de Boas Práticas Agrícolas para a Protecção contra a Poluição com

MOINANTE, M. J. *Delimitação de Perímetros de Protecção de Captações de Águas Subterrâneas, Estudo Comparativo utilizando Métodos Analíticos e* .

Dissertação para obtenção do grau de Mestre, Lisboa (Portugal), Instituto Superior Técnico, Lisboa.

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

PARALTA E. et al. 2005. Assessing the impacts of agriculture on groundwater quality using nitrogen isotopes - preliminary results on the "gabros of Beja" aquifer system (South of Portugal). 2nd Workshop of the Iberian Regional Working Group on Hardrock Hydrogeology, Evora, 14pp.

RIBEIRO (2005). Um Novo Índice de Vulnerabilidade Específico de Aquíferos: Formulação e Aplicações. ", in Actas do 7º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, Universidade de Évora, Évora (Portugal).

RITTER W.F. 1990. Pesticide contamination of ground water in the United States - a review. *Journal of Environmental Science and Health* 25: 1-29.

SQUILLACE, P. J.; THURMAN, E. M. 1992. Herbicide transport in rivers: importance of hidrology and geochemistry in nonpoint-source contamination. *Environ. Sci. Technol.*, 26 (3): 538-545.

THURMAN, E. M. et al. 1996. Occurrence of alachlor and its sulfonated metabolite in rivers and reservoirs of the Midwestern United States: the importance of sulfonation in the transport of chloroacetanilide herbicides. *Environ. Sci. Technol.*, 30(2): 569-574.

THURMAN, E. M. et al. 1991. Herbicides in surface waters of the Midwestern United States: the effect of spring flush. *Environ. Sci. Technol.*, 25(10): 1794-1796.

THURMAN, E. M. et al. 1992. A reconnaissance study of herbicides and their metabolites in surface water of the Midwestern United States using imunnoassay and gas chromatography/mass spectrometry. *Environ. Sci. Technol.*, 26(12): 2440-2447.

VRBA, J., ZAPOROZEC, A. (1994) "Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability", *IAH International Contributions to Hydrogeology*, 16. 156 pp.

WIDERSON, M. R.; KIM, K. D. 1986. The pesticide contamination prevention act: setting specific numerical values. Sacramento: California Dep. Food and Agric., Environmental Monitoring and Pest Manage, 287 p.

WOLTERINK T.J. et al. 1979. Identifying sources of subsurface nitrate pollution with stable nitrogen isotopes. U.S.Environmental Protection Agency EPA 600/4-79-050, 1-150.

9:

RESUMO E PRINCIPAIS CONCLUSÕES

9. RESUMO E PRINCIPAIS CONCLUSÕES

À semelhança das restantes albufeiras portuguesas, a albufeira dos Minutos constitui um corpo de água monomíctico quente uma vez que apenas tem um período de mistura anual, e a temperatura da água nunca desce abaixo de 4 °C, aquecendo a camada de água superior no Verão e estratificando.

A estratificação térmica influencia fortemente a situação da albufeira desde o fim da Primavera até ao fim do Verão já que o oxigénio dissolvido na camada de fundo (*hipolimnion*) desce de forma brutal. Com efeito, durante as estratificações térmicas, no *hipolimnion* o consumo de oxigénio dissolvido pelo metabolismo, decomposição da matéria orgânica e oxidação dos compostos reduzidos é superior à produção deste através da fotossíntese devido à baixa intensidade luminosa. Logo nas primeiras semanas após a formação da estratificação a situação de anoxia foi observada e assim se manteve até ao Outono, i.e. até se desfazer a estratificação e instalar novamente uma fase de mistura. Só nas albufeiras verdadeiramente oligotróficas é que a estratificação térmica não acarreta a desoxigenação do *hipolimnion*. Mesmo considerando que a albufeira dos Minutos poderá registar alguma melhoria nos anos próximos relativamente ao estado trófico não é previsível que no *hipolimnion* deixe de se observar uma marcada suboxia.

Os processos de forte desoxigenação da camada de água mais profunda que levam, no limite, à criação de condições de anaerobiose, têm consequências fortemente negativas dado que implicam a contaminação da água por diversos compostos reduzidos, instáveis e alguns tóxicos, como amónia, metano e ácido sulfídrico, entre outros, a que há que juntar ainda metais como ferro e manganês. De um modo geral, estes compostos químicos comprometem em maior ou menor grau a utilização da água de fundo. Assim, a estratificação térmica e a decorrente redução de oxigénio determinam aspectos essenciais da qualidade do corpo de água.

A generalidade dos parâmetros físicos e químicos manteve-se dentro de níveis de qualidade previsíveis face à ocupação da bacia de drenagem da albufeira dos Minutos em que não se registam pressões capazes de ocasionar impactos negativos.

Os valores de CQO e CBO estiveram nalguns casos próximos ou excedendo os VMRs (valores máximos recomendados) indicados na legislação nacional (Decreto-Lei 236/98) para águas destinadas à produção de água para consumo humano. No entanto, nunca foram obtidos valores que pudessem indiciar situações de contaminação associada a águas residuais domésticas, a pecuárias ou a algum tipo de indústria. A decomposição da

matéria orgânica terrestre e do próprio solo que se desenvolveu com o alagamento da área de regolfo deverão estar na origem dos valores encontrados.

Relativamente aos macro-nutrientes, o fosfato apresentou em diversas datas valores muito baixos embora nalgumas situações exceda o VMR estabelecido na legislação; o nitrato manteve-se sempre muito inferior ao VMR. No geral, a relação entre azoto e fósforo manteve-se equilibrada face à respectiva utilização pelos organismos autotróficos.

Os teores de Ferro, Manganês, Magnésio, Potássio e Sódio que poderiam ser considerados mais elevados do que o esperado, estão associados às características geológicas da bacia e não indicam contaminação agrícola ou industrial. O valor de SAR é baixo o que permite considerar que não surgirão quaisquer problemas associados à utilização da água para rega. Os outros metais e metalóides não evidenciaram contaminações sendo na quase totalidade inferiores a LQ.

A microbiologia não revelou qualquer situação de contaminação, mantendo-se sempre os parâmetros microbiológicos em níveis muito inferiores aos estabelecidos na legislação nacional.

Quanto ao estado trófico (e, portanto, estado ecológico), no período inicial da albufeira de Minutos dominaram as situações de mesotrofia avançada, próximas da eutrofia. De 2003 para 2004 observou-se uma tendência de melhoria do estado trófico, situação que se revelou mais evidente de 2004 para 2005 atingindo-se mesmo um estado geral de oligotrofia. É usual registar-se no início do enchimento de uma albufeira uma elevada produção primária. Uma vez que é durante a fase de enchimento da albufeira que a matéria orgânica da anterior vegetação terrestre se está a decompor, é de esperar que quando a albufeira atingir o nível de utilização, e se não houver aportes significativos de matéria orgânica e/ou nutrientes, se alcance e mantenha um estado trófico significativamente melhor. É justamente o que se assistiu na fase final do estudo.

Apesar de a relativamente pequena profundidade da albufeira dos Minutos, é de supor que a albufeira tenderá a manter-se como oligotrófica/mesotrófica durante a fase subsequente do respectivo processo de sucessão, caso se mantenha a actual baixa carga de nutrientes proveniente da bacia drenada.

Na bacia hidrográfica da albufeira dos Minutos não existem povoações, explorações pecuárias, ou agricultura intensiva que possam exportar nutrientes ou matéria orgânica com potencial eutrofizador. Pelo contrário, o uso do solo (montado) numa bacia de relativamente pequenas dimensões permite prever que, não se vindo a registar outro tipo de actividades agro-pecuárias, a albufeira receberá uma baixa carga de nutrientes. Assim

sendo, é de esperar que ao longo dos próximos anos, e desde que no Verão o plano de água não atinja níveis particularmente baixos, o estado trófico e portanto a qualidade da água se mantenha dentro da mesotrofia. E nesse sentido a albufeira constituirá uma adequada origem de água para abastecimento público.

Dentro das comunidades responsáveis pelo essencial da produção primária numa albufeira, as comunidades fitoplanctónicas, é objecto de particular atenção o grupo das cianófitas ou cianobactérias. Tal justifica-se pelo facto de alguns destes taxa serem tóxicos e o grupo estar geralmente associado a ambientes aquáticos de baixa qualidade, fortemente eutrofizados e com elevadas produções primárias. A constituição das comunidades algais não evidenciou dominância por parte das cianófitas. Este grupo fitoplanctónico ocorre com relativamente pequena expressão, não se tendo verificado qualquer florescência deste grupo. Em diversas datas não foram mesmo detectados organismos deste grupo.

Do grupo de cianofíceas potencialmente tóxicas só foi detectado um género, *Oscillatoria*, em números baixos e em muitas amostras não se observou a ocorrência de qualquer taxa tóxico. Não se identificaram, pois, situações susceptíveis de constituírem riscos para a saúde pública e de exigirem formas de tratamento complementar na produção de água para abastecimento público. Considera-se, pois, que, passada a fase inicial, a albufeira dos Minutos se encontra em bom estado ecológico.

A ictiofauna da albufeira, com base em quatro anos de amostragem, revelou dez espécies, sendo 60% nativas, das quais 50% são ciprinídeos maioritariamente endémicos da Península Ibérica. No entanto, as espécies exóticas apresentaram sempre valores de abundância relativa superiores, em particular o centrarquídeo perca-sol, *Lepomis gibbosus*. Observou-se uma abundância relativa de perca-sol próxima de 90%, *Chondrostoma polylepis* (boga, ciprinídeo indígena) com 9%, e cada uma das restantes espécies não ultrapassou 2%: *Cyprinus carpio* (carpa, ciprinídeo introduzido, bem adaptada às condições das albufeiras), *Micropterus salmoides* (achigã, centrarquídeo introduzido), *Barbus bocagei* (barbo, ciprinídeo indígena) e *Squalius alburnoides* (bordalo, ciprinídeo indígena).

Ao longo do tempo, a perca-sol, que inicialmente dominava apenas nos tributários, foi progressivamente dominando também nos braços da albufeira. Esta dominância está relacionada com o sucesso reprodutivo desta espécie verificado ao longo do período de amostragem, principalmente a partir de 2003, com o encerramento das comportas da barragem dos Minutos.

O corpo central da albufeira evidenciou uma significativa redução das capturas, as quais foram nulas no último ano de amostragem. O número de indivíduos detectados com eco-sondagem diminuiu, tendo sido nulo em 2005.

Os tributários desempenham um papel particularmente importante na manutenção das espécies indígenas. Saliente-se que é fundamentalmente destas que depende a riqueza específica das albufeiras, que é normalmente reduzida e com baixo valor conservacionista, particularmente quando se encontram desconectadas do sistema lótico.

A ribeira de Santa Sofia parece ser o tributário com maior potencial, sendo também aquele que apresenta um regime próximo de permanente. No entanto, a ribeira de Matoso também revelou expressivas capturas do ciprinídeo endémico *Chondrostoma polylepis*, sugerindo boas condições para as espécies indígenas. Na ribeira de Almansor apenas se registaram espécies exóticas, sendo o tributário que apresenta menor diversidade de habitats e portanto menor interesse para a ictiofauna.

A variação do nível da água determina a perda de habitats marginais, ainda maior diminuição da área alimentar disponível para as populações piscícolas devido à estratificação térmica e um elevado risco de destruição de posturas. A diminuição do nível também dificulta os fluxos das espécies que se reproduzem nos tributários.

A maior parte das espécies nativas tem dificuldade em se estabelecer, resultando na diminuição dos seus efectivos, o que é geral para as albufeiras do Sul de Portugal. Verifica-se que a comunidade se reduz a apenas algumas espécies, na generalidade espécies exóticas, particularmente bem adaptadas ao novo corpo de água lântico. Estas espécies evidenciam um maior sucesso ecológico e tornam-se dominantes em detrimento das espécies nativas.

Neste enquadramento, dificilmente se estabelece uma comunidade biológica complexa. As consequências da criação de uma albufeira são sempre o empobrecimento da comunidade original.

Coloca-se a hipótese de determinadas medidas poderem ter um efeito positivo nas populações indígenas, nomeadamente através de intervenções nos tributários, no sentido da melhoria da conectividade albufeira-tributários, da criação ou melhoria das condições dos leitos de desova, e criação de diversidade de habitats nos tributários e na albufeira.

No sentido de procurar responder a um desses objectivos, e dado que a baixa heterogeneidade física da albufeira é fortemente negativa para a fauna piscícola indígena, procedeu-se a ensaios com recifes artificiais constituídos por diversos tipos

de materiais: pneus, rede plástica de ensombramento, tubos de PVC, ramos de vegetação (tendo este último sido eliminado do ensaio).

Apesar dos inúmeros problemas enfrentados, a ocupação, estabelecida com base em capturas junto aos recifes e observações de peixes à superfície, revelou a ausência de ciprinídeos autóctones e uma expressiva utilização por centrarquídeos, designadamente perca-sol. Ignora-se se a quase total ausência de ciprinídeos nos recifes se deve à baixa densidade destes ou se, a partir do momento em que os centrarquídeos ocupam os recifes, esta ocupação leva ao evitamento destas estruturas por parte dos ciprinídeos.

Independentemente desta questão, os recifes constituem efectivos agregadores de peixes, no caso sobretudo perca-sol. A ocupação dos recifes por perca-sol é muito expressiva, tendo as capturas revelado valores significativamente superiores dos recifes de pneus, seguidos dos recifes de rede plástica e finalmente, com menor ocupação, dos de tubos de PVC, sendo todos diferentes das situações de ausência de recifes. Relativamente às observações de peixes, realizadas aquando das operações de pesca, e que são afectadas pela condições de transparência e ondulação da água, os recifes de pneus e de malha registaram maior número de peixes observados, seguidos pelo de tubos que não é significativamente diferente da situação de controlo (ausência de recifes). Os recifes de pneus revelaram-se, pois, como o tipo de recife de maior ocupação.

Na sequência deste estudo, considera-se importante prosseguir os ensaios utilizando recifes de maior dimensão, colocados sobre o fundo, o que poderá levar a uma resposta distinta por parte de ciprinídeos e especialmente vocacionados para peixes de pequenas dimensões em que a acessibilidade a centrarquídeos de maior dimensão seja impossibilitada. No sentido de continuar a procurar contribuir para a melhoria de condições para fauna indígena, a localização junto às ribeiras de maior interesse para a reprodução dos ciprinídeos indígenas permitiria testar possíveis reflexos no recrutamento deste grupo.

Embora centrado na albufeira, este estudo abrangeu também as águas subterrâneas, concretamente a contaminação devida à actividade agrícola.

A aplicação de um modelo em que é produzido um índice de susceptibilidade para cada sub-unidade da região em estudo permitiu a delimitação de áreas com diferentes graus de vulnerabilidade à contaminação agrícola. As principais conclusões são:

- As áreas com valores mais baixos de IS correspondem a zonas a norte e sudeste da cidade de Montemor-o-Novo.

- Em redor desta cidade, obtiveram-se valores de IS na ordem de 60 a 65% que representam áreas de tecido urbano e culturas permanentes (pomares, vinhas, olivais) em áreas menos declivosas.
- Na área do perímetro de rega dos Minutos encontram-se geralmente valores de susceptibilidade de 55 a 60%, correspondendo os valores do índice mais elevados às áreas de regadio já existentes (65 a 70%). As condições naturais do perímetro de rega na área da bacia hidrográfica do rio Almansor, como declives pouco acentuados, rochas muito alteradas ou fracturadas e níveis freáticos superficiais, pressupõem uma maior susceptibilidade à contaminação agrícola por nitratos.

Procedeu-se também ao estudo do fluxo da água subterrânea, na área do perímetro de rega pertencente à bacia hidrográfica do rio Almansor, através do emprego de um modelo numérico 2D. A partir da análise estatística dos dados obtidos, como as velocidades médias de escoamento subterrâneo, tempo de residência das águas no aquífero, e dos sentidos do escoamento subterrâneo, concluiu-se que:

- O fluxo das águas subterrâneas efectua-se, tanto na margem norte como na margem sul, no sentido do rio Almansor.
- A norte do rio, o fluxo desenvolve-se principalmente de nordeste (NE) para sudoeste (SW). Na parte sul do aquífero, este realiza-se maioritariamente de sueste (SSE) para nor-noroeste (NNW).
- As velocidades de fluxo das águas subterrâneas vão sendo cada vez mais pequenas, à medida que nos afastamos do rio Almansor.
- Os valores das velocidades médias e medianas evidenciam que a água subterrânea circula mais rapidamente na margem sul do rio Almansor para as duas estações, Verão e Inverno.
- Na margem norte do rio Almansor há uma diminuição significativa da velocidade de fluxo subterrâneo com o aumento da recarga, ou seja, no Verão a água deslocar-se-á mais rapidamente. A velocidade mediana no Inverno (0,53m/dia) é inferior à velocidade mediana do Verão (0,69m/dia). Na margem sul, não existe uma alteração significativa da velocidade mediana de escoamento em relação aos cenários de diferente recarga. Assim sendo, a parte do aquífero a norte do rio Almansor é mais sensível às modificações de recarga.
- Na margem sul do rio existem duas ocupações do solo no aquífero modelado, que por se situarem em áreas em que as velocidades do fluxo subterrâneo são mais elevadas e no sentido do rio, podem contribuir para a contaminação das águas

subterrâneas e das águas superficiais. Estas duas ocupações são a estrada europeia E90 (A6), que faz limite com o aquífero numa fronteira em que há entrada de água, e o perímetro de rega dos Minutos.

- O intervalo de tempo de residência menor da água subterrânea no aquífero é da ordem de 29,2 a 98,5 dias. Estes tempos menores localizam-se nas áreas junto ao rio Almansor, sendo a direcção do fluxo no sentido deste curso de água. Assim, estas áreas serão, à priori, as que terão maior contribuição para o caudal do rio e consequentemente em caso de contaminação das águas subterrâneas estas poderão conduzir os poluentes ao rio.
- Na área do perímetro de rega dos Minutos, sobretudo na margem sul, distâncias inferiores a 100 metros do rio aumentam a hipótese de contaminação deste por via de águas subterrâneas que possam estar contaminadas. Para estas distâncias, pesticidas persistentes (semi-vida superior a 100 dias) e com alguma solubilidade, ao deslocarem-se através do fluxo da água subterrânea podem poluir o rio.

Os valores do índice de susceptibilidade (IS) para a ocupação do solo em regadio no perímetro de rega indicam um aumento da susceptibilidade das águas subterrâneas à poluição agrícola. Na área do perímetro de rega pertencente à bacia hidrográfica da ribeira do Almansor, as zonas a uma distância menor de 100 m deste curso de água e de maior índice de susceptibilidade serão, eventualmente, as que poderão ter maior importância na condução de poluentes para o rio via águas subterrâneas.

No entanto, a existência de uma rede hidrográfica de cursos de água menores numa região caracterizada por um aquífero livre, de níveis freáticos a pouca profundidade pode contribuir para que haja permuta de poluentes da água subterrânea para a água superficial e vice-versa. Assim, a existência de uma fonte poluente superficial, como por exemplo um depósito de embalagens de pesticidas, pode contaminar as águas subterrâneas que por sua vez podem contaminar afluentes do rio conduzindo a poluição à ribeira de Almansor. Como a maioria dos afluentes são temporários, este cenário acontecerá sobretudo no período húmido. No Verão, o cenário de contribuição directa das águas subterrâneas para o rio é mais provável e, sendo assim, o modelo numérico de fluxo apresentado terá, provavelmente, uma maior relação com a realidade. Contudo, na área do perímetro de rega, a recarga artificial no Verão pode modificar a velocidade do fluxo subterrâneo influenciando, sobretudo, a área a norte do rio que tenderá provavelmente para valores mais baixos de velocidade, isto de acordo com os resultados do modelo desenvolvido em ambiente ASM.

Os resultados do índice de susceptibilidade têm um carácter preditivo e considera-se que este índice constitui um instrumento relevante em termos de planeamento e gestão já que alerta para a possibilidade de, com maior ou menor probabilidade, se poderem verificar situações de contaminação da água subterrânea, isto é, define níveis de risco.

As determinações efectuadas neste estudo para um conjunto de compostos potencialmente contaminantes possibilitam confrontar essa análise com os resultados observados.

Constatou-se uma grande variabilidade espacial relativamente à condutividade nos poços, sendo as condutividades extremas 117 e 1173 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Os valores mais elevados foram registados nos poços 1 (Cabido), 33 e 32 (ambos em Amoreira da Torre), todos localizados em zonas de regadio. O mais elevado valor observado foi 1173 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no poço 1, cuja condutividade média foi cerca de 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Os valores mais baixos, nunca excedendo 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, foram registados nos poços 15, 2 e 37, todos em zonas com culturas de sequeiro ou pastagem.

Relativamente à caracterização química dos poços, para a generalidade dos iões o poço 1 (Cabido) evidenciou as concentrações mais elevadas, seguido do poço 33 (Amoreira). Do confronto dos valores observados nos diversos poços com a legislação nacional, i.e. Decreto-Lei 236/98, concluiu-se que para os diversos iões com exclusão de nitratos não se registaram concentrações que ultrapassem os limites definidos na legislação e que possam configurar uma situação de contaminação.

Para os nitratos, um dos principais contaminantes das águas subterrâneas, nos poços analisados só se observou um nível expressivo de contaminação no poço 1 (Cabido) excedendo sempre o VMR do DL 236/98 (água de classe A1) e o limiar crítico estabelecido no Decreto-Lei 235/97. Este é, pois, o único poço em que se verifica a ocorrência de uma situação de contaminação.

O poço Cabido situa-se numa zona de regadio (beterraba / milho), uma das mais importantes deste perímetro, e muito próximo de uma suinicultura praticando-se o espalhamento das lamas nas áreas agrícolas envolventes. Esta contaminação é consistente com o observado para outros parâmetros em que os valores são igualmente mais elevados. Observou-se ainda excedência do VMR estabelecido na legislação nacional para algumas datas nos poços 16 (Casão) e 33 (Amoreira da Torre) mas longe da concentração considerada crítica pelo Decreto-Lei 235/97. Com excepção destes 3 casos, os restantes poços mantêm valores dentro dos limites mais restritivos e nalguns casos observam-se mesmo valores inferiores ao limite de detecção para este composto.

No sentido de identificar a origem dos nitratos detectados na água subterrânea, procedeu-se à determinação da razão isotópica do azoto ($\delta^{15}\text{N}$) no NO_3 de alguns poços. Procura-se com esta metodologia estabelecer a fonte de azoto pela comparação entre os valores medidos nos poços e as *assinaturas isotópicas* das diversas origens dos nitratos. O $\delta^{15}\text{N}$ do poço do Cabido (11,9‰) é muito próximo do do estrume das suiniculturas (12,5‰) pelo que é possível estabelecer a natureza animal dos fertilizantes utilizados na exploração agrícola do Cabido e que contaminam a água subterrânea. A razão isotópica obtida para o poço 33, Amoreira da Torre, sugere igualmente que o NO_3 provém, pelo menos parcialmente, de fonte orgânica animal, já que este valor parece sugerir origens mistas (fertilizante animal e inorgânico). O poço 16, Curral da Léguas, apresenta um $\delta^{15}\text{N}$ baixo que traduz aparentemente a utilização de fertilizantes inorgânicos sem que se detecte sinal isotópico de fertilizantes de origem animal. Quanto ao poço da Amendoeira (poço 37) não se detecta qualquer impacto da actividade de pastoreio de gado bovino.

Relativamente à detecção de pesticidas (herbicidas e insecticidas) é de salientar que foram unicamente detectados os herbicidas Atrazina, Metolacoloro, Simazina e o insecticida Lindano e em apenas dois poços e na charca situada na Herdade do Cabido. Refira-se que Simazina e Lindano não integram a lista de produtos de venda autorizada em Portugal. A concentração de 0,5ppb para qualquer pesticida foi estabelecida como objectivo ambiental de qualidade para as águas superficiais pelo DL 236/98. As concentrações observadas neste estudo estão muito longe deste limite.

ANEXOS

ALBUFEIRA DOS MINUTOS

Ponto de colheita, coordenadas militares: M=203283, P=187835

Albufeira Minutos – Química. S – superfície, F - fundo

Data	Nível	Alcalinidade	CQO	CBO5
		mg/L HCO ₃	mg/L O ₂	mg/L O ₂
				LQ<3
fase lótipo-lêntica				
27-Ago-02	S	128	28	3,5
12-Dez-02	S	123	20	3
fecho da barragem				
8-Abr-03	S	121	20	LQ
1-Jul-03	S	126	20	4
	F		18	4,1
8-Out-03	S	130	20	LQ
	F		22	LQ
7-Jan-04	S	121	20	LQ
	F	123	22	LQ
21-Abr-04	S	131	20	LQ
	F		24	LQ
28-Jun-04	S	135	20	LQ
	F		22	LQ
9-Nov-04	S	128	23,8	
	F		47,5	
9-Mar-05	S	126	37,9	3
	F		25,3	
12-Mai-05	S	131	44,4	4
	F		29,6	LQ
15-Jun-05	S	128	25,2	LQ
	F		16,8	
15-Nov-05	S	130	22,9	LQ
	F		45,8	

Albufeira Minutos – Química. S – superfície, F - fundo

Data	Nível	Fosfatos	Nitratos	N amoniac	N:P	N kjeldahl
		mg/L P2O5	mg/L NO3	mg/L NH4	Ninorg/P2O5	mg/L N
		LQ<0.1	LQ<1,0	LQ<0.08		LQ<0,5
fase lótico-lêntica						
27-Ago-02	S	0,1	LQ	0,11		
12-Dez-02	S	0,1	1	0,14		
Fecho da barragem						
8-Abr-03	S	LQ	LQ	0,11	9,09	
1-Jul-03	S	LQ	LQ	LQ	6,60	LQ
	F	0,15	6,2	1		2,1
8-Out-03	S	LQ	1	0,09	13,55	
	F	LQ	LQ	1,1		
7-Jan-04	S	LQ	1	0,13	14,97	
	F	LQ	LQ			
21-Abr-04	S	LQ	LQ	0,09	8,38	0,52
	F	LQ	1,2	0,18		1
28-Jun-04	S	LQ	LQ	LQ	6,60	0,5
	F	0,15	LQ	1,1		1,4
9-Nov-04	S	1,37	3,5	0,23	1,62	0,89
	F	0,34	3,5	1,2		23,2
9-Mar-05	S	0,23	5,32	0,11	12,81	0,71
	F	0,08	5,76	0,14		1,51
12-Mai-05	S	1,61	2,31	0,18	0,94	0,53
	F	1,07	4,43	0,18		0,93
15-Jun-05	S	0,31	2,21	0,1	4,26	0,8
	F	0,92	2,17	0,19		1,06
15-Nov-05	S	2,76	4,87	0,24	1,07	
	F	1,84	5,32	0,35		

Albufeira Minutos – Química. S – superfície, F - fundo

Data	Nível	Cianetos	Cloretos	Fluoretos
		ug/L Cn	mg/L Cl	mg/L F
		LQ<10 ou<5		LQ<0,2
fase lóxico-lêntica				
27-Ago-02	S		19	
12-Dez-02	S		16	
fecho				
8-Abr-03	S		18	
1-Jul-03	S	<10	18	0,1
	F			
8-Out-03	S		20	
	F		20	
7-Jan-04	S		18	
	F		19	
21-Abr-04	S	<5	21	lq
	F	<5	21	lq
28-Jun-04	S			
	F			
9-Nov-04	S		20,3	lq
	F		20,3	lq
9-Mar-05	S		21,9	
	F		22,9	
12-Mai-05	S		24,2	
	F		23,5	
15-Jun-05	S		25,2	
	F		23,2	
1-Jul-05	S	<5		lq
	F			
15-Nov-05	S		27,7	
	F		27	

Albufeira dos Minutos – Química. S – superfície, F – fundo. nd -<não detectado

Data	Nível	Ferro	Manganês	Magnésio		Potássio	Sódio		Calcio		SAR
		mg/L	mg/L	mg/L	meq/L	mg/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	meq/L
8-Abr-03	S	0,1	0,12	7,6	0,63	3,6	23,5	1,022	12,3	0,6138	1,3
1-Jul-03	S					3,6					1,09
8-Out-03	S	0,12	0,1	7,3	0,6	3,8	22,3	0,97	11,2	0,5589	1,27
	F	0,34	0,2	7,2		3,7	22,3		12,2		
7-Jan-04	S	0,23		10	0,82						
	F	0,26		12							
21-Abr-04	S					3,6					
	F					3,4					
28-Jun-04	S	nd	nd	8,2	0,67	4,1	22,5	0,979	10,7	0,5339	1,26
	F	0,3	1,3	8,1		4,2	22,2		11,8		
9-Nov-04	S	0,21	0,15	7,46	0,61	4,2	22,3	0,97	12	0,5988	1,25
	F	3,62	3,32	7,29		4,1	22,2		11,9		
9-Mar-05	S	0,09	nd	7,74	0,64	4,3	22,7	0,987	11,8	0,5888	1,26
	F	0,24	0,2	7,68		4,2	22,5		12,2		
12-Mai-05	S	0,08	nd	8,12	0,67	4,4	23	1,001	10,8	0,5389	1,29
	F	0,05	0,21	8		4,2	22,7		11,2		
15-Jun-05	S	nd	nd	8,31	0,68	4,6	23,5	1,022	10,8	0,5389	1,31
	F	0,2	1,68	7,98		4,3	22,9		11		
15-Nov-05	S	0,49	0,26	7,3	0,6	5,1	23,2	1,009	13	0,6487	1,28
	F	2,4	1,07	7,5		5,1	23,2		12,7		

Albufeira dos Minutos – Química. S – superfície, F – fundo.

Data		Cobre	Mercúrio	Zinco
		mg/L	ug/L	mg/L
		LQ<0,04	LQ<0,1	
1-Jul-03	S		LQ	
21-Abr-04	S	LQ	0,1	
	F		LQ	
9-Nov-04	S	LQ		LQ
	F	LQ		LQ
9-Mar-05	S	LQ		LQ
	F	LQ		LQ
12-Mai-05	S	LQ		LQ
	F	LQ		LQ
15-Jun-05	S	LQ		LQ
	F	LQ		LQ
1-Jul-05	S		LQ	
	F		LQ	
15-Nov-05	S	LQ		LQ
	F	LQ		LQ

Albufeira dos Minutos – Química. S – superfície, F – fundo.

LD – inferior ao limite de detecção, LQ – inferior ao limite de quantificação

Parâmetros		LQ ou LD	Nível	Conc
Alumínio	ug/L		S	93
Arsénio	mg/L	<1	S	LQ
Bário	ug/L		S	29
Berílio	ug/L	<1	S	LQ
Boro	mg/L	<0,12	S	LQ
Cádmio	ug/L	<0,5	S	LQ
Chumbo	ug/L	<2,5	S	LQ
Cobalto	ug/L	<2	S	LQ
Crómio tot	ug/L	<2	S	LQ
Lítio	mg/L	<0,03	S	LQ
Molibdénio	ug/L	<20	S	LQ
Níquel	ug/L	<5	S	LQ
Selénio	ug/L	<1	S	LQ
Vanádio	ug/L	<10	S	LQ
Benzo (a) pireno	ng/L	<0,2	S	LD
			F	LD
Benzo (g,h,i) perileno	ng/L	<0,2	S	LD
			F	LD
Benzo (k) fluoranteno	ng/L	<0,1	S	LD
			F	LD
Benzo (b) fluoranteno	ng/L	<0,1	S	LD
			F	LD
Indeno (1,2,3-c,d) pireno	ng/L	<0,3	S	LD
			F	LD

Albufeira dos Minutos – Química. S – superfície, F – fundo.

		Compostos Fenólicos	Subst Tensioactivas Aniónicas	Oleos gord
		ug/L C6H5OH	mg/L LAS	mg/L
		LQ<5	LQ<0,05	
8-Abr-03	S		lq	0,05
1-Jul-03	S	LQ	lq	
8-Out-03	S			
21-Abr-04	S	LQ	0,05	0,05
	F	LQ	0,06	0,06
28-Jun-04	S		LQ	
	F		LQ	
9-Nov-04	S		LQ	LQ
9-Mar-05	S			
12-Mai-05	S		LQ	
15-Jun-05	S			LQ
15-Nov-05	S		LQ	

Seston na Albufeira dos Minutos

data	Seston Total	Seston Orgânico	Seston Inorganico
22-07-2002	7,2	0,2	7
22-07-2002	4	0	4
27-08-2002	4,6	2	2,6
27-08-2002	5,6	3	2,6
23-09-2002	7,8	3,4	4,4
23-09-2002	7,6	3,4	4,2
29-10-2002	14,4	5,2	9,2
29-10-2002	16,8	6,4	10,4
25-11-2002	26,8	6,8	20
25-11-2002	28,8	6,8	22
08-01-2003	36	6	30
08-01-2003	36,5	7,5	29
11-02-2003	12,6	2,6	10
11-02-2003	11,8	2,6	9,2
11-03-2003	6,8	2,6	4,2
11-03-2003	5,2	2,2	3
08-04-2003	2,2	1,2	1
08-04-2003	2,8	2,4	0,4
06-05-2003	5,6	3,6	2
06-05-2003	6,2	3,2	3
04-06-2003	4,2	2,6	1,6
04-06-2003	4,8	2,6	2,2
02-07-2003	6,8	4,6	2,2
02-07-2003	5,6	4,4	1,2
01-08-2003	3,6	3,6	0
08-09-2003	4	4	0
08-10-2003	2	2	0
11-11-2003	3,6	2,8	0,8
12-12-2003	3,1	1,3	1,8
16-01-2004	3	1,8	1,2
16-01-2004	2,4	1,8	0,6
11-02-2004	4,8	3	1,8
11-02-2004	4,6	3	1,6
10-03-2004	5,6	5,4	0,2
10-03-2004	7	6,8	0,2
08-04-2004	2,2	1,8	0,4
08-04-2004	2,4	2,2	0,2
10-05-2004	4	3,2	0,8
10-05-2004	4,2	3,2	1
28-09-2004	1,6	1	0,6
28-09-2004	2,2	1,8	0,4
09-11-2004	2,4	0,8	1,6
09-11-2004	1,6	0,8	0,8
17-12-2004	2,2	1,6	0,6
17-12-2004	2,4	2,2	0,2
21-01-2005	3,6	3,6	0
21-01-2005	3,6	3,2	0,4
09-03-2005	3,2	2	1,2
09-03-2005	3,4	2,6	0,8
21-04-2005	3,4	3,4	0

21-04-2005	1,8	1,8	0
12-05-2005	2,2	2	0,2
12-05-2005	3,6	3,2	0,4
15-06-2005	1,6	0,6	1
15-06-2005	0,6	0,6	0
01-07-2005	4,4	2	2,4
01-07-2005	3,8	1,6	2,2
14-10-2005	1,2	0,8	0,4
14-10-2005	2,8	2,6	0,2
15-11-2005	4	2,8	1,2
15-11-2005	7,6	3	4,6
15-12-2005	7,6	3,2	4,4
15-12-2005	7,8	4	3,8

Prof. Disco Secchi na Albuf Minutos

Data	Disco de Secchi (m)
29-10-2002	0,59
12-11-2002	1
12-12-2002	0,46
08-01-2003	0,2
28-01-2003	0,27
11-02-2003	0,55
25-02-2003	0,54
11-03-2003	0,88
25-03-2003	0,9
08-04-2003	0,98
24-04-2003	0,9
06-05-2003	1,35
20-05-2003	1,53
16-06-2003	1,26
19-07-2003	2,4
01-08-2003	1,8
12-08-2003	2,25
08-09-2003	1,62
23-09-2003	1,6
12-12-2003	1,5
29-12-2003	1,08
16-01-2004	1,98
29-01-2004	1,44
10-05-2004	1,18
25-05-2004	1,53
17-06-2004	1,98
06-08-2004	1,98
23-08-2004	1,98
28-09-2004	3,18
14-10-2004	1,62
09-11-2004	2,43
24-11-2004	2,25
17-12-2004	1,8
07-01-2005	2,9
21-01-2005	2,52
09-03-2005	1,8
21-04-2005	1,44
12-05-2005	1,62
15-06-2005	3,15
01-07-2005	1,44
29-07-2005	2,07
08-09-2005	1,44
14-10-2005	1,26
15-11-2005	0,7
15-12-2005	0,65

Fitoplancton (x1000cel/mL) na Albuf Minutos

		fitoplanct	Cyanophyta	Chlorophyta	Bacillariophyta	Pyrrhophyta	Chrysophyta	Cryptophyta	Euglenophyta	Flagellata
8-Abr-03	S	26,41	2,53	16,72	6,32		0,14		0,67	0,03
1-Jul-03	S	10,531	2,63	4,85	1,79		0,12		0,021	1,12
8-Out-03	S	8,124	2,05	4,72	0,94	0,002	0,21		0,12	0,082
07-Jan-04	S	9,01	2,03	5,03	1,2	0,009	0,16	0,22	0,21	0,16
21-Abr-04	S	3,9		3,23	0,05		0,57		0,026	0,027
28-Jun-04	S	9,33	1,93	4,67	1,54	0,009	0,16		0,075	0,941
	F	4,1	0,64	1,53	1,92		0,009		0,004	
09-Nov-04	S	2,61	0,05	1,63	0,73		0,08		0,03	0,09
09-Mar-05	S	3,89		3,41	0,06		0,36		0,04	0,02
12-Mai-05	S	3,9147		3,2357	0,6036		0,0666	0,0044	0,0044	
15-Jun-05	S									
01-Jul-05	S	23,4213	1,5449	16,869	4,8343	0,0044		0,1687		
15-Nov-05	S	2,45		1,77	0,48		0,14		0,04	0,02

Albufeira dos Minutos - Fitopigmentos (mg/m3 excepto quando indicado) – superfície

data	Clor. a (Met. Monoc)	Feopig.	Clor. A (met. Tric.)	Clor. b (met. Tric.)	Clor. c1+c2 (met. Tric.)	Carotenoides (mSPU/m3)
03-06-2002	2,6	12,2	5,9	0,0	0,0	5,7
22-07-2002	7,8	22,2	8,9	0,0	0,6	9,4
27-08-2002	3,6	9,3	3,6	0,0	0,0	2,7
05-09-2002	9,0	25,6	10,4	0,0	0,7	9,4
29-10-2002	13,4	42,7	18,2	0,0	1,6	15,3
12-11-2002	5,1	14,1	5,7	0,0	0,0	4,6
25-11-2002	15,8	44,9	18,3	0,0	2,0	10,7
12-12-2002	8,2	24,0	9,7	0,0	0,5	6,2
08-01-2003	1,1	4,1	1,7	0,0	0,0	0,8
28-01-2003	6,7	19,8	8,4	0,0	0,3	4,4
11-02-2003	1,7	4,5	1,8	0,0	0,0	1,1
25-02-2003	3,4	9,4	3,9	0,0	0,0	2,1
11-03-2003	6,1	17,1	6,9	0,3	0,1	2,9
25-03-2003	15,4	46,1	19,0	0,3	1,0	12,2
08-04-2003	8,1	22,5	8,7	0,1	0,7	5,8
24-04-2003	23,7	64,5	25,0	1,1	2,3	17,1
06-05-2003	17,7	51,1	20,3	0,0	4,1	19,4
20-05-2003	26,1	74,1	29,4	0,0	6,6	38,6
04-06-2003	8,8	25,7	10,2	1,2	1,4	6,5
16-06-2003	11,5	33,9	13,7	0,7	1,2	8,1
02-07-2003	9,2	31,5	13,6	2,4	0,6	8,2
19-07-2003	3,8	16,7	7,9	1,1	0,5	4,7
01-08-2003	0,9	4,4	2,2	0,2	0,0	1,9
12-08-2003	4,5	14,4	6,1	0,3	0,6	6,8
08-09-2003	6,0	21,6	9,5	0,4	1,0	6,7
23-09-2003	6,4	22,4	9,7	2,1	0,1	7,0
08-10-2003	8,1	28,2	12,1	1,3	1,1	8,2
24-10-2003	10,7	42,3	19,4	1,7	2,8	15,4
11-11-2003	1,3	5,2	2,7	0,5	0,4	0,3
25-11-2003	10,5	29,3	11,6	0,3	1,1	7,2
12-12-2003	3,8	15,8	7,3	0,5	0,7	4,6
29-12-2003	10,4	36,4	16,0	0,5	1,0	9,0
16-01-2004	4,5	18,9	8,7	0,8	0,7	4,9
29-01-2004	7,9	27,4	11,8	0,3	1,2	7,0
11-02-2004	7,9	27,7	12,0	1,1	1,6	6,2
26-02-2004	13,9	42,8	17,6	1,6	1,9	9,9
10-03-2004	20,3	59,2	23,8	0,3	2,5	16,2
17-03-2004	6,8	20,5	8,3	0,5	0,7	7,2
08-04-2004	5,6	16,3	6,6	0,4	0,6	5,1
21-04-2004	6,8	22,4	9,5	1,2	0,9	6,9
10-05-2004	9,6	31,8	13,6	1,6	1,1	9,9
25-05-2004	15,8	50,7	21,3	1,0	2,4	20,2
17-06-2004	5,0	16,0	6,7	1,2	0,5	9,2
15-07-2004	2,4	10,4	5,0	0,4	0,5	4,6
06-08-2004	4,1	14,4	6,3	0,8	0,5	4,4
23-08-2004	4,5	13,8	5,7	0,7	0,6	3,8
28-09-2004	3,6	10,8	4,3	0,6	0,2	3,3
14-10-2004	1,6	7,3	3,4	0,9	0,7	1,2
09-11-2004	1,4	6,1	3,1	0,5	0,4	1,2
24-11-2004	2,5	8,2	3,4	0,6	0,7	0,7
17-12-2004	2,8	9,5	4,1	0,4	0,5	1,8

07-01-2005	2,1	7,0	3,0	0,2	0,5	1,3
21-01-2005	3,0	9,7	4,0	0,5	0,7	1,9
09-03-2005	3,4	11,0	4,7	0,6	0,8	2,9
21-04-2005	3,2	9,9	4,1	0,3	0,4	2,3
12-05-2005	1,3	4,3	1,8	0,1	0,0	1,1
15-06-2005	0,7	2,6	1,2	0,1	0,2	0,7
01-07-2005	2,2	6,4	2,5	0,5	0,0	2,1
29-07-2005	3,0	8,6	3,4	0,0	0,2	2,4
08-09-2005	3,1	9,9	4,2	0,0	0,2	4,3
14-10-2005	1,5	4,8	2,0	0,0	0,2	0,9
15-11-2005	1,5	5,3	2,3	0,0	0,1	1,3
15-12-2005	2,6	8,8	3,7	0,0	0,0	2,2

Albufeira dos Minutos – Fitopigmentos -Índices superfície

data	Índice de diversidade pigmentar	Índice de degradação
03-06-2002	2,49	0,83
22-07-2002	2,34	0,74
27-08-2002	2,95	0,72
05-09-2002	2,54	0,74
08-10-2002	2,20	0,73
29-10-2002	2,50	0,76
12-11-2002	2,75	0,73
25-11-2002	2,10	0,74
12-12-2002	2,07	0,74
08-01-2003	2,23	0,79
28-01-2003	1,92	0,75
11-02-2003	2,07	0,73
25-02-2003	2,15	0,73
11-03-2003	1,87	0,74
25-03-2003	2,08	0,75
08-04-2003	2,15	0,73
24-04-2003	2,10	0,73
06-05-2003	1,30	0,74
20-05-2003	2,68	0,74
04-06-2003	2,05	0,75
16-06-2003	1,94	0,75
02-07-2003	1,93	0,78
19-07-2003	1,94	0,81
01-08-2003	2,33	0,84
12-08-2003	2,30	0,76
08-09-2003	2,06	0,78
23-09-2003	1,97	0,78
08-10-2003	1,99	0,78
24-10-2003	2,18	0,81
11-11-2003	1,46	0,81
25-11-2003	1,93	0,74
12-12-2003	2,03	0,80
29-12-2003	1,93	0,78
16-01-2004	1,81	0,81
29-01-2004	1,93	0,78
11-02-2004	1,99	0,78
26-02-2004	2,03	0,75
10-03-2004	2,14	0,75
17-03-2004	2,25	0,75
08-04-2004	2,07	0,75
21-04-2004	2,08	0,77
10-05-2004	2,30	0,77
25-05-2004	2,36	0,76
17-06-2004	2,63	0,76
15-07-2004	2,22	0,83
06-08-2004	1,95	0,78
23-08-2004	1,87	0,75
28-09-2004	2,06	0,75
14-10-2004	1,88	0,82
09-11-2004	1,80	0,82
24-11-2004	1,81	0,77
17-12-2004	1,97	0,77
07-01-2005	2,02	0,77
21-01-2005	2,08	0,76

09-03-2005	2,31	0,77
21-04-2005	2,33	0,76
12-05-2005	2,04	0,77
15-06-2005	1,90	0,78
01-07-2005	2,37	0,74
29-07-2005	2,02	0,74
08-09-2005	2,25	0,76
14-10-2005	1,77	0,76
15-11-2005	1,99	0,78
15-12-2005	1,94	0,77

Albufeira dos Minutos – Fitopigmentos (mg/m3) fundo

data	Chl a (Met. Monoc)	Feopig.	Chl a (met. Tric.)	Chl b (met. Tric.)	Chl c1+c2 (met. Tric.)	Carotenoides mSPU/m3
03-06-2002	6,736	23,4	10,3	0	1,0	10,2
22-07-2002	12,189	36,6	15,1	0	1,7	19,1
27-08-2002	20,742	57,0	22,5	0	2,2	18,5
05-09-2002	68,001	189,7	76,1	0	14,2	81,8
23-09-2002	9,801	27,4	11,0	0,2	1,1	7,5
08-10-2002	8,554	24,6	9,8	0,1	1,7	7,9
29-10-2002	20,8494	58,3	23,3	0	2,4	18,8
12-11-2002	8,767	23,7	9,4	0	0	7,0
25-11-2002	4,277	16,3	7,3	0	0	5,2
12-12-2002	6,549	20,6	8,8	0,0	0,5	5,7
08-01-2003	0,561	2,7	1,3	0,1	0	0,6
28-01-2003	0,000	0,3	0,3	0	0	0
11-02-2003	0,642	2,0	0,8	0,1	0	0,5
25-02-2003	0,855	3,0	1,3	0,0	0,0	1,1
11-03-2003	0,428	1,3	0,6	0	0	0,0
25-03-2003	1,283	5,6	2,7	0	0,0	1,4
08-04-2003	2,994	9,4	3,9	0,4	1,1	3,1
24-04-2003	5,560	17,1	7,0	0,2	0,5	5,2
06-05-2003	3,849	12,8	5,5	0,1	0,9	4,6
20-05-2003	4,277	15,7	6,9	0,5	1,2	5,5
04-06-2003	2,780	11,6	5,3	0,7	0,9	0
16-06-2003	0,713	4,1	2,0	0,4	0,2	1,5
02-07-2003	5,132	38,7	20,3	1,6	3,1	19,7
19-07-2003	0,802	6,8	3,4	0,6	1,0	3,8
01-08-2003	3,42144	17,2	8,3	0,9	1,5	9,6
12-08-2003	0,428	6,1	3,4	0,8	0,5	3,2
08-09-2003	1,71072	7,1	3,6	0,8	0,1	2,6
23-09-2003	1,283	9,4	5,0	1,0	0,7	5,1
08-10-2003	2,352	16,4	8,7	1,1	0,6	6,2
24-10-2003	9,409	31,7	13,7	1,4	1,7	10,2
11-11-2003	6,843	28,4	13,0	1,7	2,0	12,8
25-11-2003	3,888	14,8	6,7	0,7	1,0	6,0
12-12-2003	5,346	21,1	9,5	0,7	0,6	7,4
29-12-2003	9,83664	33,2	4,1	0,2	26,1	26,4
16-01-2004	2,138	19,2	10,1	0,3	0,8	10,6
29-01-2004	2,780	16,4	8,3	0,4	0,4	6,5
11-02-2004	-1,497	3,1	3,7	0,4	0,6	3,2
26-02-2004	3,635	13,7	6,1	0,7	0,8	4,7
10-03-2004	1,925	8,1	3,7	0,2	0,2	3,0
17-03-2004	2,566	10,2	4,6	0,4	0,4	3,8
08-04-2004	0,855	9,2	5,1	0,0	0,2	2,7
21-04-2004	2,780	21,9	11,4	0,6	0,8	10,7
10-05-2004	15,396	60,3	27,3	2,6	3,1	24,2
25-05-2004	4,704	45,4	24,6	1,0	0,8	21,1
17-06-2004	0,42768	2,7	1,3	0,3	0,2	1,0
15-07-2004	1,0692	8,4	4,4	3,9	0,0	2,9
06-08-2004	5,98752	33,8	16,7	12,1	0	10,2
23-08-2004	8,12592	48,1	24,0	14,5	0	13,4

28-09-2004	12,4963	118,8	63,6	24,2	12,4	78,8
14-10-2004	0,70686	6,6	3,5	3,2	0,0	1,3
09-11-2004	0,90882	10,1	5,4	2,3	0,6	5,3
24-11-2004	1,10357	10,6	5,5	3,2	3,5	3,8
17-12-2004	2,05821	8,5	3,8	0,9	0,4	2,9
07-01-2005	4,67775	17,3	7,6	0,8	0,9	4,3
21-01-2005	6,42411	31,8	15,5	3,0	3,2	14,3
09-03-2005	16,8399	109,8	55,5	9,7	7,4	66,9
21-04-2005	0	2,9	1,8	0	0	1,0
12-05-2005	0,74844	2,6	1,3	0	0	1,0
15-06-2005	3,7422	35,7	19,1	2,9	2,7	25,9
01-07-2005	0,37422	1,8	0,8	0,2	0,2	0,6
29-07-2005	1,0803	7,9	4,1	3,5	0	1,5
08-09-2005	7,4844	42,2	21,0	7,9	0	20,0
14-10-2005	2,24532	12,7	6,4	4,6	0	5,7
15-11-2005	2,61954	16,5	8,4	0,7	0	8,4
15-12-2005	3,55509	23,1	11,5	0,9	0,4	12,5

Albufeira dos Minutos – Fitopigmentos -Índices superfície

data	Índice de diversidade pigmentar	Índice de degradação
03-06-2002	2,49	0,78
22-07-2002	2,64	0,75
27-08-2002	2,56	0,73
05-09-2002	2,63	0,74
23-09-2002	2,24	0,74
08-10-2002	2,30	0,74
29-10-2002	2,41	0,74
12-11-2002	2,57	0,73
25-11-2002	2,31	0,79
12-12-2002	2,19	0,76
08-01-2003	2,63	0,83
28-01-2003	4,00	1,00
11-02-2003	1,18	0,76
25-02-2003	2,57	0,78
11-03-2003	2,00	0,76
25-03-2003	2,03	0,81
08-04-2003	2,63	0,76
24-04-2003	2,26	0,75
06-05-2003	2,37	0,77
20-05-2003	2,46	0,79
04-06-2003	0,29	0,81
16-06-2003	2,56	0,85
02-07-2003	2,73	0,88
19-07-2003	2,90	0,90
01-08-2003	3,17	0,83
12-08-2003	2,57	0,94
08-09-2003	2,67	0,81
23-09-2003	3,04	0,88
08-10-2003	2,06	0,88
24-10-2003	2,11	0,77
11-11-2003	2,67	0,81
25-11-2003	2,58	0,79
12-12-2003	2,30	0,80
29-12-2003	0,00	0,77
16-01-2004	2,36	0,90
29-01-2004	2,06	0,86
11-02-2004	3,38	0,32
26-02-2004	2,42	0,79
10-03-2004	2,60	0,81
17-03-2004	2,51	0,80
08-04-2004	2,03	0,91
21-04-2004	2,44	0,89
10-05-2004	2,51	0,80
25-05-2004	2,27	0,91
17-06-2004	2,46	0,86
15-07-2004	2,69	0,89
06-08-2004	2,53	0,85
23-08-2004	2,35	0,86

28-09-2004	3,24	0,91
14-10-2004	2,57	0,90
09-11-2004	3,00	0,92
24-11-2004	2,76	0,91
17-12-2004	2,35	0,81
07-01-2005	2,08	0,79
21-01-2005	2,75	0,83
09-03-2005	3,08	0,87
21-04-2005	2,18	1,00
12-05-2005	2,33	0,85
15-06-2005	3,04	0,91
01-07-2005	2,17	0,83
29-07-2005	2,66	0,88
08-09-2005	2,70	0,85
14-10-2005	3,06	0,85
15-11-2005	2,41	0,86
15-12-2005	2,48	0,87

TSI sobre a profundidade do disco de Secchi

Data	TSI (Secchi)
29-10-2002	67,6
12-11-2002	60,0
12-12-2002	71,2
08-01-2003	83,2
28-01-2003	78,9
11-02-2003	68,6
25-02-2003	68,9
11-03-2003	61,8
25-03-2003	61,5
08-04-2003	60,3
24-04-2003	61,5
06-05-2003	55,7
20-05-2003	53,9
16-06-2003	56,7
19-07-2003	47,4
01-08-2003	51,5
12-08-2003	48,3
08-09-2003	53,0
23-09-2003	53,2
12-12-2003	54,2
29-12-2003	58,9
16-01-2004	50,1
29-01-2004	54,7
10-05-2004	57,6
25-05-2004	53,9
17-06-2004	50,1
06-08-2004	50,1
23-08-2004	50,1
28-09-2004	43,3
14-10-2004	53,0
09-11-2004	47,2
24-11-2004	48,3
17-12-2004	51,5
07-01-2005	44,6
21-01-2005	46,7
09-03-2005	51,5
21-04-2005	54,7
12-05-2005	53,0
15-06-2005	43,4
01-07-2005	54,7
29-07-2005	49,5
08-09-2005	54,7
14-10-2005	56,7
15-11-2005	65,1
15-12-2005	66,2

TSI sobre Clorofila

data	TSI (Clorofila a monoc)
03-06-2002	47,6
22-07-2002	52,6
27-08-2002	40,4
05-09-2002	52,6
08-10-2002	39,8
29-10-2002	57,3
12-11-2002	45,5
25-11-2002	53,8
12-12-2002	48,4
08-01-2003	28,9
28-01-2003	45,0
11-02-2003	31,2
25-02-2003	37,8
11-03-2003	40,9
25-03-2003	55,1
08-04-2003	47,7
24-04-2003	58,4
06-05-2003	59,6
20-05-2003	66,4
04-06-2003	48,9
16-06-2003	51,1
02-07-2003	51,2
19-07-2003	45,8
01-08-2003	37,0
12-08-2003	49,4
08-09-2003	49,3
23-09-2003	49,7
08-10-2003	51,2
24-10-2003	57,4
11-11-2003	19,4
25-11-2003	49,9
12-12-2003	45,5
29-12-2003	52,2
16-01-2004	46,1
29-01-2004	49,7
11-02-2004	48,4
26-02-2004	53,1
10-03-2004	57,9
17-03-2004	49,9
08-04-2004	46,6
21-04-2004	49,5
10-05-2004	53,1
25-05-2004	60,0
17-06-2004	52,3
15-07-2004	45,6
06-08-2004	45,1
23-08-2004	43,8
28-09-2004	42,3
14-10-2004	32,3
09-11-2004	32,3

24-11-2004	26,8
17-12-2004	36,4
07-01-2005	33,4
21-01-2005	36,8
09-03-2005	41,1
21-04-2005	38,8
12-05-2005	31,7
15-06-2005	26,4
01-07-2005	37,8
29-07-2005	39,1
08-09-2005	44,9
14-10-2005	29,6
15-11-2005	33,4
15-12-2005	38,5

ÁGUAS SUBTERRÂNEAS - Poços

ID	M (m)	P (m)	LOCALIDADE / DESIGNAÇÃO	Uso do solo / Observações de campo
1	199812	188205	Monte do Cabido	Regadio; suinicultura _ fertilização com chorume
2	200693	188438	Herdade dos Hospitais	Sequeiro, pastagem
3	202634	189006	Monte Martim Mendes	pastagem, ovinos e bovinos; água com turvação, férrea
4	200813	190263	Herdade Serra de Lebres	água para consumo
5	199969	190969	Caminho para o Monte dos Nabos	tem um furo próximo e uma charca
6	199406	189938	Herdade Pedras Alvas	furo sem bomba
7	203625	184938	Monte Peromogão	pastagem
8	203656	185063	Peromogão	regadio (água com lentilhas)
9	203750	185375	Caminho para a Amoreirinha	poço abandonado
10	203719	186500	Prox. Albufeira Minutos	poço abandonado (água com lentilhas)
11	203504	186319	Picota	pastagem natural poço com picota (abeberamento de gado)
12	202938	185625		bovinos (abeberamento de gado)
13	202297	185813	Pomar (Herdade do Zambujal)	Pastagem natural, água límpida
14	201309	186118	Ribeira Zambujal	Sequeiro, abeberamento de gado
15	200418	186309	Casão	Pastagem natural
16	199076	186427	Curral da Léguas	Pastagem natural, bovinos; poço de grande diâmetro com peixes
17	199313	186444	Herdade dos Padres	pastagem (água turva)
18	200813	184688	Herdade Pégoras	abeberamento de gado
19	202469	183813	Monte da Serra	vinhas
20	203594	183188	Peromogo	pastagem
21	195125	189569	Monte da Terrinha	pastagem (em uso, com tubagem)
22	195000	191075	Monte do Sobral	Pastagem, proximidade de uma lagoa de decantação (vacaria)
23	194438	192750	Monte Belnafange	Sistema de bombagem (em uso) pastagem
24	195875	192438	Fonte do Prior	campo de trigo
25	196125	192125	Monte do Prior	Pastagem; água azulada
26	197188	192500	Monte da Caravela	água turva com algas, sistema de bombagem
27	197188	192263	Monte da Caravela	pastagem
28	198194	192188	Sobralinho	Sobrado (água turva)
29	198550	192813	Serrões de Trás	Sobrado
30	199188	191750	Azinheirinha	tem lentilhas; pastagem
31	199375	190675	Herdade das Pedras Alvas	Furo; próximo de charca
32	198080	187478	Quinta da Amoreira da Torre	regadio; poço de grande diâmetro; zona de regadio
33	198253	187345	Quinta da Amoreira da Torre	regadio; poço de grande diâmetro; zona de regadio (gota-a-gota); vinha
34	198404	187911	Monte Amoreira de Cima	sequeiro
35	201458	186077	Ribeira Zambujal	sequeiro; poço próximo linha de água (tem peixes)
36	202651	186552		pastagem natural
37	196597	187138	Monte Amendoeira	pastagem, bovinos
38	202165	187121	Monte das Navalhas	regadio e sequeiro

Poços - Química

Identificação Poços: Amoreira-33, Picota-11, Cabido-1, Amendoeira-37, Curral da Léguas-16, Martim Mendes-5. Concentrações de água à superfície excepto quando indicado.

	POÇOS	Sulfatos	Cloretos	Fosfatos	Nitratos	N amoniacal	Mg	K	Na
		mg/L SO4	mg/L Cl	mg/L P2O5	mg/L NO3	mg/L NH4	mg/L	mg/L	mg/L
		LQ<15		LQ=<0,1	LQ<1,0	LQ=<0,08			
01Jul03	Amoreira	58	59	LQ	21	0,19			
	Picota	58	45	LQ	2,2	0,11			
	Cabido	49	64	0,66	80	0,58			
07Jan04	Amoreira		60	LQ	14		34	1,2	48
	Cabido		60	LQ	88		46	2,3	39
	Casão		13	LQ	LQ		8,8	0,78	19
	Amendoeira		16	LQ	9,7		19	0,54	23
18Mar04	Amoreira	67	72	LQ	20	0,2	35	1,5	44
	Picota	55	49	LQ	LQ	0,1	31	1,7	34
	Cabido	43	75	0,11	83	0,49	43	2,5	36
	Casão	11	11	0,12	LQ	LQ	11	0,96	19
	Amendoeira	22	15	LQ	8,5	0,14	18	0,64	21
24Abr04	Amoreira	74	79	LQ	22		38	1,6	46
	Picota	56	46	LQ	LQ		31	1,9	34
	Cabido	44	62	0,12	81		44	2,5	36
	Casão	LQ	13	LQ	LQ		12	1,1	21
	Amendoeira	24	15	LQ	9		18	0,57	21
28Jun04	Amoreira	76	9,3	LQ	14		33	1,2	41
	Picota	64	18	LQ	LQ		29	2,3	34
	Cabido	40	30	0,27	50		33	4,1	34
	Casão	17	12	LQ	LQ		14	1,2	21
	Amendoeira	30	36	LQ	4,8		18	0,78	20
	Curral Legua	32	10	LQ	27		30	1,1	29
10Nov05	Picota S		25,6			LQ			
	F		25,4			LQ			
	Cabido S		55			LQ			
	F		55			LQ			
	Casão S		2,4			0,24			
	F		2,4			0,27			
	Amendoeira		16,7						
	Martim Mendes		56,9						

Valores de CQO em 10 Nov2005. nd – não detectado

Poços	Nível	CQO mg/L O2
Picota	S	45,8
	F	57,2
Cabido	S	nd
	F	nd
Casão	S	45,8
	F	80
Amendoeira	S	nd
Martim Mendes	S	nd