

UNIVERSIDADE DE ÉVORA



**Tese de Mestrado em Conservação e
Reabilitação de Águas Interiores**

Quantification of affluent loads to Alqueva-Pedrogão System

Mestranda:

Anabela da Conceição Rosado Bexiga

Orientador:

Maria Manuela Morais

ÉVORA

2008

UNIVERSIDADE DE ÉVORA

**Tese de Mestrado em Conservação e
Reabilitação de Águas Interiores**

Quantification of affluent loads to Alqueva-Pedrógão System

Mestranda:

Anabela da Conceição Rosado Bexiga

Orientador:

Maria Manuela Morais



169 272

ÉVORA

2008

Agradecimentos

Um agradecimento muito especial à professora Doutora Maria Manuela Morais, pela ajuda e disponibilidade prestada durante este estudo. Ao Paulo, António, Ana e Joana pela ajuda que me deram durante a realização deste projecto. À EDIA (Empresa de Desenvolvimento e Infra-Estruturas do Alqueva) que financiou o estudo e ao Laboratório da Água por me ter cedido as suas instalações e todos os equipamentos necessários para a realização das análises físico-químicas.

Um obrigado a todos.

Quantificação das cargas afluentes ao Sistema Alqueva-Pedrógão

Resumo

Este estudo permitiu identificar que em Portugal e Espanha existem inúmeras fontes de poluição urbanas e agrícolas, que contribuíram para a degradação da água do Sistema Alqueva-Pedrógão. As cargas poluentes armazenadas no solo, durante o período seco, foram arrastadas para as linhas de água no período chuvoso. A primeira enxurrada originou o arrastamento de partículas sólidas, do meio terrestre para o meio aquático, provocando um aumento significativo de SST e MO. As cargas de N, P, CBO₅ e CQO surgiram em maiores quantidades em situações de caudal-base originadas pelas descargas de águas residuais das povoações próximas. A Albufeira de Alqueva alcançou maiores taxas de retenção do que a Albufeira de Pedrógão, no global, o sistema conseguiu retenções consideráveis. Este estudo reforçou a ideia que é necessário, aplicar planos de monitorização sustentáveis nas sub-bacias para minimizar os impactos nas linhas de água e nos reservatórios armazenadores, para conseguir os objectivos da Directiva Quadro da Água.

Palavras Chave: Qualidade da água, Directiva Quadro da Água, estado trófico, cargas, Sistema Alqueva-Pedrógão, Rio Guadiana, rio temporário, enxurrada, caudal-base.

Quantification of affluent loads to Alqueva-Pedrógão System

Abstract

This study allowed the identification of countless punctual urban and agricultural pollution sources that contribute for the water degradation in Alqueva-Pedrógão System both in Portugal and Spain. The flood situation, originated the dragging of solid particles of the terrestrial environment into the aquatic, originating a significant increase of TSS and OM. The loads of N, P, BOD and COD are present in larger amounts in base-flow situations originated from wastewaters discharges from nearby villages. The Alqueva Reservoir had larger retention rates than Pedrógão Reservoir but, in total, the system presented considerable retention. This study emphasized the idea that there is an urgent need to apply sustainable monitoring plans in the sub-basins, in order to minimize the impacts in the streams and the reservoirs, to achieve the goals of the Water Framework Directive.

Key words: Water quality, Water Framework Directive, trophic state, loads, Alqueva-Pedrógão System, Guadiana River, temporary stream, flood, baseflow.

Índice

1. Introdução	2
2. Material e Métodos	4
2.1 Área de estudo	4
2.2 Periodicidade de amostragem	7
2.3 Determinação do caudal	8
2.4 Procedimento laboratorial	9
2.4.1 Nitratos	9
2.4.2 Amónio	10
2.4.3 Azoto Total	10
2.4.4 Fósforo Reactivo Solúvel	10
2.4.5 Fósforo Total	11
2.4.6 Carência Bioquímica de Oxigénio, ao fim de 5 dias	11
2.4.7 Carência Química de Oxigénio	11
2.4.8 Matéria Orgânica	12
2.4.9 Sólidos Suspensos Totais	12
3. Tratamento estatístico dos dados	12
4. Resultados e Discussão	17
4.1 Contribuição da poluição agrícola e urbana no Sistema Alqueva-Pedrogão	17
4.2 Contribuição da enxurrada e caudal-base na qualidade da água do Sistema Alqueva-Pedrogão	20
4.3 Contribuição da primeira enxurrada na qualidade da água	22
4.4 Cargas provenientes de Portugal e Espanha	25
4.5 Taxas de Retenção na Albufeira de Alqueva e na Albufeira de Pedrogão	35
5. Conclusões	38
6. Referências Bibliográficas	40

1. Introdução

A água, por ser um factor primordial no desenvolvimento da população humana, tem vindo a sofrer ao longo das últimas décadas um crescente nível de pressão. Desta pressão tem resultado não só a diminuição da qualidade da água, como também a degradação dos ecossistemas aquáticos (Mendes & Oliveira, 2004).

O conhecimento sobre o estado de qualidade das águas superficiais assume uma importância fundamental no cumprimento dos princípios orientadores da política Nacional e Comunitária sobre recursos hídricos, consagrados, entre outros, na Lei da Água e na Directiva Quadro da Água (DQA). A DQA estabelece, de forma integrada e coerente, um sistema para a protecção e utilização sustentável das águas superficiais e subterrâneas no espaço comunitário, através de uma abordagem comum com objectivos e medidas coordenadas entre si, para que em 2015 se atinja o bom estado ecológico das massas de água (Bernardino & Rodrigues, 2000). A DQA constitui também o desenvolvimento da Política Comunitária para o Ambiente que visa a prevenção, a protecção, a melhoria da qualidade do ambiente, a protecção da saúde humana, a utilização racional e prudente dos recursos naturais, com a integração da água e uso do solo ao nível da bacia hidrográfica.

A Península Ibérica, partilhada administrativamente por Espanha e Portugal, inclui cinco bacias hidrográficas comuns aos dois países: Bacia do Rio Minho, Bacia do Rio Lima, Bacia do Rio Douro, Bacia do Rio Tejo e Bacia do Rio Guadiana (onde está integrado o Sistema Alqueva-Pedrógão). Todas as bacias apresentam problemas tais como o insuficiente tratamento de águas residuais domésticas e industriais e a poluição de origem agrícola (Mendes & Oliveira, 2004).

A redução da pluviosidade, como consequência das alterações climáticas, associadas às elevadas temperaturas, conduz a uma diminuição da quantidade de água disponível no solo e da produtividade das culturas (Mendes & Oliveira, 2004).

O Sul de Portugal, caracterizado por um clima mediterrâneo, com Invernos chuvosos e Verões secos (Morais, 1995; Morais *et al.*, 2004), apresenta graves problemas de disponibilidade de água. Para minimizar este problema e aumentar as reservas de água, construiu-se a Albufeira de Alqueva (Fevereiro de 2000). Posteriormente, em Novembro de 2005, foi construída a Albufeira de Pedrógão que permitiu a retenção da água a jusante da Albufeira de Alqueva.

A Albufeira de Alqueva, além de ser o maior lago artificial da Europa, funciona como um motor de desenvolvimento na região do Alentejo, permitindo além do armazenamento de água na estação chuvosa, a utilização de água no sector agrícola, turístico e produção de energia. A albufeira permitiu aumentar o regadio em 110 mil hectares distribuídos por três grandes subsistemas localizados no sul de Évora, na região de Beja e a sul de Moura. No

sector industrial a grande aposta foi a produção vinícola e de azeites, tendo a região assistido a um crescimento sustentado na qualidade do produto acabado (Barros, 2005).

A qualidade da água dos sistemas aquáticos, intimamente ligada aos processos físicos que ocorrem na massa de água, à atmosfera e à bacia hidrográfica, é controlada por uma série de factores: clima, vegetação, topografia e características geológicas da bacia (Carpenter & Cottingham, 1997; Margalef, 1983; CHAPMAN, 1996). Os fenómenos físicos (luz e temperatura), sujeitos a uma grande variação sazonal, desempenham um papel fundamental na maioria das transformações químicas, quer por acelerar reacções químicas ou enzimáticas, quer pelos processos de fotossíntese (Boulton & Brock, 1999). O sistema lântico é mais sensível à poluição que o sistema lótico, devido à baixa taxa de renovação da água e à própria morfologia da albufeira que potencia a acumulação de poluentes (Chapman, 1996).

A qualidade da água das albufeiras de Alqueva e Pedrógão, está dependente dos rios temporários que afluem directamente. Estes rios apresentam um regime temporário, fluindo após a primeira chuva outonal, que representa o final da estação seca e o início da estação chuvosa. O regime torrencial de chuva, e em particular o primeiro episódio torrencial, desencadeia enxurradas que promovem o arrastamento de sedimentos, de matéria orgânica, e de nutrientes acumulados na bacia de drenagem, durante o período de seco (Morais, 1995; Morais et al., 2004). O aumento da concentração de nutrientes (eutrofização), nomeadamente de fósforo, conduz a uma elevada produtividade biológica com desenvolvimento de "blooms" de algas, atingindo condições de anóxia nas albufeiras (Wetzel, 1993; Margalef, 1993). Todos estes processos de degradação da água vão provocar impactos negativos nos reservatórios a jusante, como é o caso da água armazenada nas Albufeiras em estudo.

Estudos realizados nas áreas de influência de Alqueva e Pedrógão apontam para a presença de fontes de poluição de origem urbana e industrial, associadas à descarga de águas residuais muitas vezes sem qualquer tratamento, quer em território nacional quer em território espanhol, contribuindo para a degradação da qualidade da água. As fontes de poluição difusa associadas às actividades agrícolas, de difícil quantificação, são igualmente importantes para a má qualidade dos sistemas aquáticos (Ribeiro & Barros, 1994). Estudos de monitorização da qualidade da água, após o fecho das comportas, classificaram o estado trófico inicial destas albufeiras como Eutrófico. Contudo, ao longo dos anos tem-se vindo a verificar uma melhoria significativa da qualidade da água (Morais, 2007).

Associando os principais objectivos da DQA ao Sistema Alqueva-Pedrógão, realizou-se este estudo que incidiu na quantificação das cargas de nutrientes, sólidos e matéria orgânica que afluem ao Sistema Alqueva-Pedrógão. Este projecto foi realizado no ano hidrológico 2005/2006, com os seguintes objectivos: (1) identificar a contribuição da poluição agrícola e

urbana que aflui ao sistema em estudo, (2) avaliar a contribuição das situações de enxurradas e caudal-base na qualidade da água do Sistema Alqueva-Pedrógão; (3) verificar o impacto da primeira enxurrada na qualidade da água dos reservatórios; (4) identificar quais as sub-bacias portuguesas e espanholas que mais contribuíram para a degradação da água destes reservatórios, e (5) determinar as taxas de retenção das cargas afluentes à Albufeira de Alqueva e de Pedrógão.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

O Sistema Alqueva-Pedrógão, situado no Sul de Portugal, pertence à Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana, é constituído pelas Albufeiras de Alqueva e Pedrógão e pelos afluentes de cada sub-bacia (Figura 1). Na Bacia do Guadiana as rochas predominantes são o granito e o gneisse apresentando-se cobertas por Aluviosolos e Litossolos. A precipitação ocorre sazonalmente (no período de Outono a Primavera) com episódios de maior pluviosidade no Outono e Inverno. O uso do solo, na área portuguesa, é essencialmente agrícola (Tabela 1). É de salientar que cerca 69,8% da área é utilizada para a agricultura e 28,5% é utilizada como espaço semi-natural.

A Albufeira de Alqueva ocupa 83 Km do Rio Guadiana, constituindo o maior lago artificial da Europa. A albufeira tem capacidade para armazenar 4500 milhões de m³ de água. A jusante da albufeira foi construído um segundo reservatório, a Albufeira de Pedrógão. Este reservatório armazena 97 milhões de m³ de água. Os principais sectores de utilização da água nestas albufeiras são a agricultura, a energia e futuramente o abastecimento urbano (Ribeiro & Barros, 1994).

Durante o período de estudo (Outubro de 2005 a Maio de 2006), o clima na área portuguesa da bacia foi caracterizado por uma temperatura média de 12,2 ° C, com valores máximos de 18 ° C em Maio e mínimos de 7 ° C em Janeiro. A precipitação total foi de 350 mm e a evapotranspiração potencial foi 184 mm. A insolação durante o período de estudo foi de 1686 horas e a anual de 2859 horas.

Tabela 1. Uso do solo na Bacia Hidrográfica em Portugal, segundo CORINE (Serafim *et al*, 2006).

Classes	% Ocupação
Área artificial	0,75
Agricultura	69,83
Semi-Natural	28,50
Área aquática	0,89
Sem informação	0,03
Total	100

Após o fecho das comportas das Albufeira de Alqueva e de Pedrógão, em Fevereiro/2000 e Novembro/2005 respectivamente, a Empresa de Desenvolvimento e Infra-estruturas do Alqueva (EDIA) realizou programas de monitorização da qualidade da água, com a finalidade de avaliar o estado trófico inicial das albufeiras (Morais, 2007).

Com base nos valores de fósforo total, clorofila_a e oxigénio dissolvido o Sistema Alqueva-Pedrógão foi classificado como eutrófico (fósforo total > 35 mgP/L; clorofila_a >10 mg/L e oxigénio dissolvido <40% sat.), apresentando elevadas concentrações de nutrientes, clorofila_a e oxigénio dissolvido. Este estado trófico está relacionado com o facto dos reservatórios serem sujeitados a um período inicial de eutrofização (Morais, 2007).

Locais Estudados

Foram seleccionados vinte e dois locais de estudo no Sistema Alqueva-Pedrógão. Vinte dos quais estão situados em cursos de água afluentes ao Sistema Alqueva-Pedrógão (Figura 1). Dez locais situam-se em Portugal (Caia, Lã, Mures, Asseca, Lucefécit, Degebe, Azevelinho, Azevel, Álamo, e Marmelar) e seis estão localizados em território espanhol (Freixiais, Olivença, Alconchel, Cheles, Alcarrache e Godelim). Foram considerados quatro locais (Monte da Vinha, Zebro, Ardia e Ardila-Barrancos), que apesar de localizados em Portugal, reflectem a qualidade da água proveniente de Espanha. Estes cursos de água têm características temporárias mediterrânicas, apresentam uma descontinuidade espacial e temporal no sistema de corrente, com caudal máximo no Outono, onde ocorrem episódios de precipitações extremas, e interrupção do caudal no período seco. Estes rios durante as enxurradas, e em especial durante a primeira, arrastam da bacia de drenagem elevadas quantidades de sólidos, matéria orgânica e nutrientes, acumulados durante o período seco.

Tabela 2. Caracterização das sub-bacias em termos de área e origem da poluição em Portugal e Espanha

Local	Sub-bacia	Área (km²)	Poluição
Portugal	Caia	793,5	Agricultura
	Lã	30,9	Urbana
	Mures	102,9	Agricultura
	Asseca	166,8	Agricultura
	Lucefécit	357,0	Agricultura
	Degebe	820,8	Agricultura
	Azevelinho	22,7	Agricultura
	Azevel	36,5	Agricultura
	Álamo	94,8	Urbana
	Marmelar	134,5	Agricultura
	Alqueva-descarga	55545,6	-
Pedrógão-descarga	59397,2	-	
Espanha	Freixiais	35,0	Agricultura
	Oliveira	264,4	Urbana
	Alconchel	173,9	Agricultura
	Cheles	1,2	Urbana
	Alcarrache	367,5	Agricultura
	Godelim	319,7	Agricultura
Locais comuns aos dois países	Monte da Vinha	50115,8	Urbana
	Zebro	57,1	Urbana
	Ardila	3705,4	Urbana
	Ardila-Barrancos	2918,9	Urbana

2.2 Periodicidade de amostragem

O estudo decorreu no ano hidrológico 2005/2006, entre Outubro de 2005 a Maio de 2006. Durante este período foram realizadas cinco campanhas de amostragem com a finalidade de amostrar situações de caudal de ponta ocasionadas por eventos de precipitação extrema e situações de caudal de base, de modo a estimar um valor médio anual de carga afluente. A primeira campanha decorreu durante a primeira enxurrada (Outubro 2005), representando o início do período com caudal destes rios de características temporárias; a segunda amostragem foi realizada vinte dias depois (Novembro 2005) em período com caudal; em Fevereiro de 2006 realizou-se a terceira campanha, em condições de caudal mínimo de Inverno; a quarta campanha de amostragem decorreu em de Abril 2006, com caudal mínimo

característico da Primavera, a quinta e última campanha realizou-se em condições de caudal-base, antes da interrupção do caudal (Maio 2006).

2.3 Determinação do caudal

Os cursos de água de regiões semi-áridas, onde se inclui o Sul de Portugal, caracterizam-se por uma variabilidade sazonal de caudais, com caudais máximos em situações de enxurrada e caudais mínimos e nulos na Primavera e Verão, respectivamente.

Os caudais foram determinados por dois métodos distintos, utilizando um medidor de velocidade da corrente, molinete, (Hydro – Bios) e o método da adição de um soluto conservativo (cloretos).

Para o primeiro método foram efectuadas várias medições equidistantes de velocidade da corrente (v) ao longo de um transecto transversal (W , expressa em metros, m) numa secção específica do rio. A velocidade da corrente (v , expressa em metros por segundo, m/s) foi medida a 1/3 da profundidade (h , expressa em metros) do rio. A área do transecto (A_w) foi determinada pela seguinte equação:

$$A_w(m^2) = W \times h$$

O caudal (L/s) foi calculado pelo produto entre a área do transecto (A_w) e a velocidade integrada (v). Esta metodologia é mencionada em vários manuais (Allan, 1995; Gordon *et al.*, 1992; Stream Solute Workshop, 1990).

Em situações de caudal e profundidade elevada (superior a 1,5 m) é impossível utilizar medidores de velocidade, devido à dificuldade do operador permanecer na água. Nestas situações, recorreu-se ao Método da Adição de um Solute Conservativo (Allan, 1995; Gordon *et al.*, 1992). O soluto mais utilizado é uma solução de cloretos pois são facilmente detectáveis *in situ* através de um medidor de condutividade (WTW cond 340i). Este método determina o caudal utilizando um balanço de massa entre o soluto adicionado e o tempo que este leva a percorrer uma determinada distância no rio (ponto de adição e ponto de medição) (Allan, 1995; Gordon *et al.*, 1992; Stream Solute Workshop, 1990). Preparou-se uma solução com uma concentração de cloretos conhecida e superior à do rio, utilizando cloreto de sódio (NaCl).

Colocou-se o condutímetro no rio a jusante do local da adição (aproximadamente 20 metros) e adicionou-se a solução de cloretos anteriormente preparada. Recorrendo a um data logger (Campbell Scientific CR510), anexado ao condutímetro, registou-se a condutividade do rio desde o momento da adição, durante curtos períodos de tempo (de 5 em 5 segundos), até se registar de novo a condutividade inicial medida no rio. O software do data logger fez a representação gráfica da variação da condutividade do rio ao longo do tempo. Integrando os valores de condutividade medidos e corrigidos à condutividade inicial

($\mu\text{S}/\text{cm}$) ao longo do tempo de adição (s) e conhecendo a condutividade da solução adicionada ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e o volume (L), determinou-se o caudal (Q), pela equação seguinte:

$$Q \text{ (L/s)} = (\text{condutividade da solução adicionada} \times \text{Volume solução}) / \text{condutividade integrada}$$

Esta metodologia é referida como a preferencial em vários manuais (Allan, 1995; Gordon *et al.*, 1992; Stream Solute Workshop, 1990) pois permite obter resultados fiáveis.

Complementarmente foram utilizados dados de caudais diários, registados em duas estações de medição do Instituto Português da Água (INAG). A estação de Monte da Vinha (Figura 1) está situada no local de entrada do Rio Guadiana em Portugal e a segunda estação, localizada em Vendinha regista o caudal do Rio Degebe.

Em cada campanha, simultaneamente com as medições de caudal foram realizadas medições por potenciometria directa *in situ* de Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), Oxigénio Dissolvido (% saturação e mg/L), pH, Potencial Redox (mV), Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e Turvação (NTU) com recurso a uma sonda Turo T-611 devidamente calibrada.

Para análise dos parâmetros físico-químicos, recolheu-se um volume de 5L de água, que foi devidamente armazenada em garrafas de polietileno, colocadas numa mala térmica com temperatura entre 0 e 4 $^{\circ}\text{C}$ e transportada para o laboratório. No laboratório foram filtrados 250 ml de amostra, utilizando filtros de fibra de vidro Whatmann GF/C e armazenados em garrafa de polietileno de 500 mL. A água filtrada e a água não filtrada foram condicionadas no frio a 4 $^{\circ}\text{C}$ até à conclusão de todas as análises.

2.4 Procedimento laboratorial

No laboratório foram analisados nove parâmetros químicos, utilizando métodos de análise oficialmente recomendados (SMEWW, 1998). A escolha destes parâmetros químicos foi efectuada pela pesquisa bibliográfica sobre quantificação de cargas, nomeadamente: Chang *et al.*, *Characteristics of organic matter as indicators of pollution from small – Scale Livestock*, Korea. 2006. 345-356 Pp; Tórz *et al.*, *Organic Pollution of Lake Dabil Waters in 1997-2000*.

2.4.1 Nitratos – Método da Coluna de Cádmio

Os nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$) são reduzidos quantitativamente a nitritos ($\text{NO}_2\text{-N}$) na presença de cádmio (SMEWW 4500 $\text{NO}_3\text{-E}$). Este método utiliza grãos de cádmio tratados com sulfato de cobre (CuSO_4) disponíveis comercialmente, que são colocados numa coluna de vidro. Os nitratos ao passarem pela coluna são reduzidos a nitritos. Os nitritos produzidos são determinados por diazotização com sulfanilamida e com N-(1-naphtil)-etilenodiamina dihidroclorídrica formando uma coloração rosa que é quantificada por espectrofotometria.

Conhecendo a concentração inicial de nitritos e a concentração total de nitritos (nitritos iniciais e nitritos resultantes da redução dos nitratos) determina-se, por subtração, a concentração de nitratos na amostra.

2.4.2 Amónio – Método de Azul de Indofenol

O amónio é um parâmetro químico que é determinado utilizando água filtrada. À amostra filtrada é adicionada uma solução de fenol com nitroprussiato de sódio e uma solução básica de hipoclorito de sódio. A reacção da amónia com o hipoclorito e com o fenol catalizado pelo nitroprussiato de sódio, formam o composto azul do indofenol cuja intensidade é directamente proporcional à concentração de amónio na amostra. A intensidade da coloração azul da amostra que é quantificada por espectrofotometria.

2.4.3 Azoto Total – Método de Avaliação Quantitativa

O método de análise do azoto total (NT) é um método quantitativo, que resulta da soma dos nitratos, nitritos e azoto kjeldahl presente na amostra.

Os nitratos são determinados pela coluna de cádmio. Os nitritos são determinados pela formação de um complexo azotado vermelho púrpura, produzido a um pH ácido, com adição de sulfanilamina diazotada com N (1-naphtil)-etilenodiamida dihidroclorídrica. A intensidade da coloração da amostra filtrada, é quantificada por espectrofotometria (SMEWW 4500 NO₂ - B).

O azoto kjeldahl (NK) é determinado pelo método de titulação com destilação prévia. Este método consiste na digestão da amostra (não filtrada) na presença do sulfato de potássio e do catalizador sulfato de mercúrio. Durante a digestão os compostos de azoto na forma de aminas e na forma de compostos orgânicos são convertidos em amónio. Depois da adição da base, a amónia é destilada em meio alcalino e absorvida no ácido bórico. O Azoto Kjeldahl (azoto orgânico e amónio) é quantificado por titulação com ácido sulfúrico (SMEWW 4500 N_{org.-} B).

2.4.4 Fósforo Reactivo Solúvel – Método de Azul de Molibdénio

O processo usado para a determinação do fósforo reactivo solúvel (SRP) é o método de Azul de Molibdénio. O molibdato de amónio reage em meio ácido com o ortofosfato para formar um ácido heteropoli, que é reduzido a uma cor azul intensa do molibedénio pelo ácido ascórbico (SMEWW 4500 P- E). A intensidade da coloração azul da amostra (filtrada) que é quantificada por espectrofotometria.

2.4.5 Fósforo Total – Método de Azul de Molibdénio, após digestão ácida da amostra

Para determinar o fósforo total (PT), utiliza-se uma porção de amostra não filtrada, à qual se adiciona ácido clorídrico, é colocada a digerir numa placa de aquecimento. Após digestão e ajuste de pH, a amostra é filtrada e é seguido o procedimento de análise do SRP (SMEWW 4500 P- E).

2.4.6 Carência Bioquímica de Oxigénio, ao fim de 5 dias – Método Manométrico

A carência bioquímica de oxigénio, ao fim de cinco dias (CBO₅) define-se como a quantidade de oxigénio dissolvido, expresso em mg/L, que é consumido durante a oxidação biológica aeróbia da matéria orgânica contida na água. Neste método é utilizado um manómetro que mede a quantidade de oxigénio consumido baseado na diferença de pressões no interior de uma garrafa de incubação. A garrafa de incubação que contém um volume conhecido, de amostra não filtrada, é incubada a uma temperatura constante de 20°C ± 1 °C, em agitação permanente durante 5 dias no escuro. Antes da incubação é adicionado à água um agente repressor da nitrificação. A reacção nas garrafas é favorecida através da agitação das amostras com as barras magnéticas. O CO₂ produzido durante o crescimento biológico é removido pela adição de adsorventes granulares alcalinos, como o hidróxido de sódio em lentilhas (SMEWW 5210 - B).

2.4.7 Carência Química de Oxigénio – Método do Refluxo Fechado

A carência química de oxigénio (CQO) é definida como a quantidade de oxigénio necessária para oxidar por via química a matéria orgânica e inorgânica presente numa amostra com a formação de CO₂ + H₂O.

Este método baseia-se no facto de quase todos os compostos orgânicos e inorgânicos poderem ser oxidados por agentes químicos oxidantes fortes em condições ácidas. O agente oxidante utilizado é o dicromato de potássio. Este agente oxidante é adicionado em acesso à amostra não filtrada. A oxidação é feita durante a digestão num meio fortemente ácido e a quente. Como existem no meio substâncias voláteis e outros produtos que se formam durante a digestão, é necessário utilizar um condensador de refluxo para evitar perdas.

No final da reacção da oxidação da matéria é quantificado o excedente por titulação com uma solução de sulfato ferroso amoniacal. O ponto final da titulação ocorre quando se dá a viragem do potencial de oxidação redução do meio (SMEWW 5220 – C). O ponto de viragem é indicado pela fenantrolina férrica (azul pálido) que passa a ferrosa (vermelho acastanhado)

2.4.8 Matéria Orgânica – Método de Filtração e Secagem

No método de determinação da matéria orgânica (MO) consiste em filtrar um volume de amostra, previamente homogeneizada. O filtro colmatado com o resíduo seco é levado a secar a 40°C até peso constante. Após conhecer-se o peso do filtro com o resíduo seco, o conjunto é levado a queimar, durante 4 horas, a 420°C. Com a diferença de peso entre as duas temperaturas calcula-se a matéria orgânica presente na amostra (MI).

2.4.9 Sólidos Suspensos Totais – Método de Filtração e Secagem

A amostra de água, bem homogeneizada, é filtrada através de um filtro de fibra de vidro de peso constante (previamente queimado a 420°C). O filtro é totalmente colmatado pelo resíduo da amostra. O resíduo retido no filtro é seco até peso constante a 103°C-105 °C. O aumento de peso do filtro representa os sólidos suspensos totais da amostra (SST), (SMEWW 2500 – D).

3. Tratamento estatístico dos dados

Com base no modelo de precipitação ponderada na sub-bacia (Método de Thiessen) e no caudal gerado no momento da amostragem ($Q_{\text{observado}}$) encontrou-se o caudal estimado no rio da sub-bacia (Figura 2). Considerou-se que em situações de precipitação nula ou muito baixa na sub-bacia, o valor de caudal é igual à medição de caudal base efectuada na estação do ano correspondente. Na Figura 2 apresenta-se a equação e o coeficiente de correlação (R^2) para a sub-bacia de Lucefécit. Portanto, o caudal estimado (Q_e) foi determinado de acordo com a seguinte equação: $Q_e \text{ (l/s)} = 6,8404 \times P_p \text{ (mm)} + 37$. Utilizando o mesmo procedimento determinou-se o caudal estimado nos restantes rios das sub-bacias.

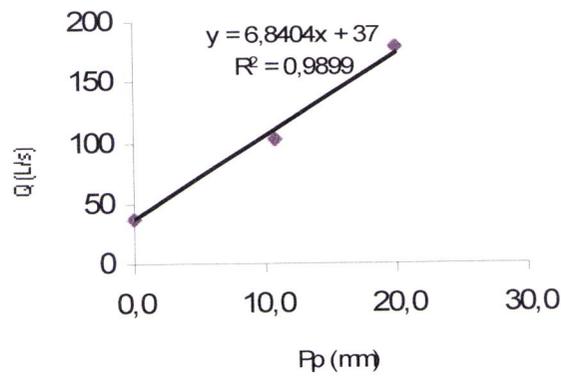


FIGURA 2. Relação entre o caudal observada e a precipitação diária na sub-bacia de Lucefécit.

Com os valores determinados de caudal foi projectado um hidrograma anual, representativo do caudal estimado (l/s) no período hidrológico de 2005/2006.

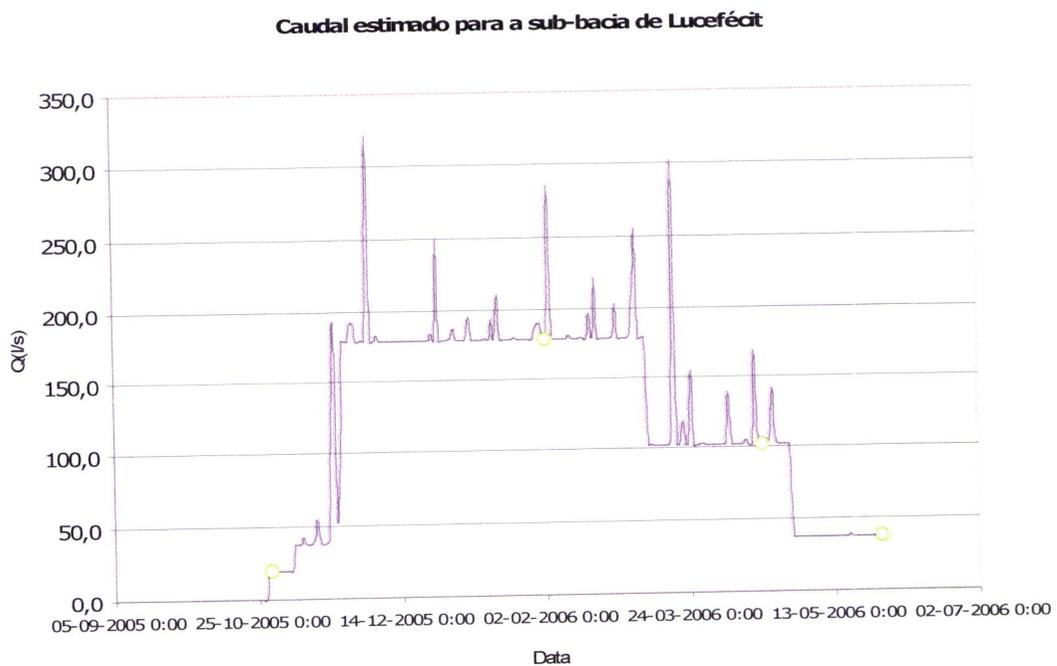


FIGURA 3. Hidrograma para a sub-bacia de Lucefécit, no ano hidrológico 2005/2006

O caudal estimado (Q_e) foi calibrado utilizando caudais medidos (caudais reais observados) pela estação do INAG colocada na sub-bacia Monte da Vinha. Comparando o caudal estimado com o caudal observado na estação de medição, verificou-se um excelente ajuste entre os dois parâmetros físicos (Figura 4).

Caudal em Vendinha (sub-bacia de Degebe)

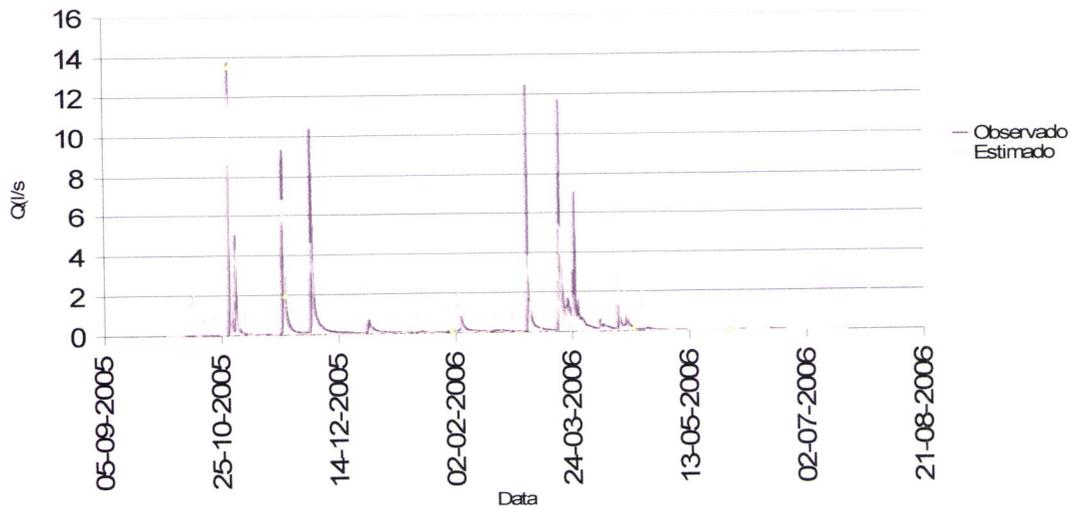


FIGURA 4. Hidrograma da estação de Vendinha (sub-bacia de Degebe) no ano hidrológico 2005/2006.

A carga exportada jusante (Ψ_j ; ton), durante um determinado intervalo de tempo definido (δt_j) foi calculada pela seguinte equação:

$$\Psi_j = Q_i C_i \times 10^6$$

Onde Q_i é o caudal instantâneo (L/s) e C_i é a concentração, em mg/l, do parâmetro em estudo. Recorreu-se ao “pressuposto da concentração constante”, que assume uma concentração C_i supostamente constante durante um intervalo de tempo δt_j ao redor do momento da amostragem. O factor 10^6 é utilizado para converter as unidades de miligramas para toneladas.

A carga total (Ψ_t), no período δt_j , é o somatório de todas as Ψ_j ($\Psi_t = \sum \Psi_j$; $j=5$), (Chapman, 1996).

De forma a identificar a origem principal da poluição (agrícola e urbana) e avaliar a contribuição dos eventos sazonais (enxurrada e caudal-base) na qualidade da água do sistema em estudo foi utilizada a Análise Discriminante (DA). A Análise Discriminante é utilizada quando a variável dependente é uma variável dicotómica (não métrica) e as variáveis independentes são variáveis métricas definidas por grupos. A DA é uma técnica estatística que têm como objectivo o estudo das diferenças entre grupos bem definidos, com base num conjunto relevante de características dos seus elementos. A DA assume que as características consideradas em cada indivíduo são representadas por um conjunto de variáveis seleccionadas, efectuando-se uma selecção no decorrer da análise, ou

simplesmente ignorando para fins de interpretação aquelas variáveis que se revelarem menos importantes (Silva, 1999). Foi incluída a Análise Discriminante porque atendendo às suas características, mostrou-se extremamente eficaz para atingir os objectivos definidos neste trabalho. Na DA os grupos considerados foram agrícola/urbana; enxurrada/caudal-base e as variáveis independentes as concentrações e as cargas dos parâmetros: SST, MO, NO₃-N, NH₄-N, NT, SRP, PT, CBO₅ e CQO. Por cada grupo foi definida uma função discriminante que tem a forma apresentada em Johnson e Wichern (1992). A eficácia desta função discriminante pode ser verificada com o mesmo conjunto de dados usando o método de validação cruzada (Miller & Miller, 2000). A validação cruzada refere-se a um processo de verificação da precisão do modelo numa amostra (amostra de validação cruzada) relativamente à sua previsão de precisão na amostra de aprendizagem a partir da qual o modelo foi desenvolvido.

Antes de trabalhar com os resultados na DA foi necessário proceder-se à transformação dos dados originais. A transformação utilizada foi a estandardizações das variáveis por coluna. Este processo consistiu em subtrair a cada valor a média da coluna (concentrações) e dividir o resultado pelo correspondente desvio-padrão, resultando uma coluna de menor variabilidade, cuja média é zero e a variância é 1. A DA foi executada em cada matriz de dados obtidos. O programa estatístico utilizado foi o SPSS.

A contribuição da primeira enxurrada para a qualidade da água foi avaliada utilizando apenas as sub-bacias de Degebe e Monte da Vinha, uma vez que em cada local existe uma estação de medição do INAG, que registou diariamente o caudal instantâneo.

A contribuição da primeira inundação (Q_{ff}) foi determinada pela equação:

$$Q_{ff} (\%) = (\Psi_{ff} / \Psi_t) \times 100$$

onde Ψ_{ff} (ton) é o somatório da cargas instantânea registada durante o período de enxurrada, em cada estação de medição do INAG e Ψ_t é a carga total do parâmetro químico em causa.

Na identificação da contribuição das sub-bacias nacionais e internacionais, foram utilizadas as cargas de SST, MO, NO₃-N, NH₄-N, NT, SRP, PT, CBO₅, CQO e a área de cada sub-bacia.

De forma a complementar o estudo da contribuição das sub-bacias portuguesas e espanholas foi utilizado uma técnica estatística multidimensional designada por Análise de Componentes Principais (PCA).

A PCA é uma das mais eficientes e comuns técnicas paramétricas utilizadas com perda mínima de informação (Adams, 1998; Otto, 1998; Vega *et al.*, 1998; Helena *et al.*, 2000). O uso da PCA para avaliar a qualidade da água tem vindo a crescer nos últimos anos

(Chapman, 1992; Kucuksezgin, 1996; Chiacchio et al., 1997; Vega et al, 2000). Um dos principais pressupostos da PCA é a normalidade dos dados. A PCA é uma matriz de covariância que descreve a dispersão das variáveis originais (parâmetros medidos) e extrai-os em valores próprios e em vectores próprios. Os vectores próprios, são coeficientes multiplicados pelas variáveis originais co-variadas, originando uma nova variável não correlacionada (ortogonal) chamada de componente principal (PC), que é a combinação linear das variáveis originais. O objectivo mais imediato da PCA é verificar se existe um pequeno número das primeiras componentes principais que seja responsável por explicar uma proporção elevada da variação total associada ao conjunto inicial. O resultado de projectar os dados num novo eixo, é uma nova variável. O programa estatístico utilizado foi o Canoco.

No âmbito da implementação da DQA, tendo em consideração que a partir de 2015 todos os cursos de água deverão atingir a qualidade Bom, é absolutamente necessário identificar e caracterizar as fontes de poluição provenientes quer de Portugal quer de Espanha. Nesta avaliação foram utilizadas as cargas anuais, de cada parâmetro químico, observadas em cada sub-bacia e em cada campanha de amostragem. O tratamento dos dados foi efectuado pelo programa Canoco 4.5.

As albufeiras são reservatórios armazenadores de água. No entanto, a água arrasta sedimentos constituídos por compostos químicos (p.e. nutrientes, matéria orgânica, sólidos inorgânicos) que ao ficarem retidos nas albufeiras provocam o assoreamento das mesmas. Os compostos retidos não são transportados para as massas de água, contribuindo para uma melhor qualidade ecológica nas linhas de água a jusante destes reservatórios. Nas Albufeiras de Alqueva e Pedrógão quantificaram-se as cargas de nutrientes, de matéria orgânica e de sólidos suspensos totais que ficaram armazenados. A quantificação foi determinada pela taxa de retenção de carga (ψ_r). Para determinar a taxa de retenção de carga, ψ_r , das albufeiras, utilizou-se a seguinte equação:

$$\psi_r (\%) = [(\psi_t - \psi_j) / \psi_t] \times 100$$

em que ψ_t é a carga total que chega até à albufeira (proveniente de montante) e ψ_j é a carga exportada pela albufeira (determinada a jusante).

3. Resultados e Discussão

3.1 Contribuição da poluição agrícola e urbana no Sistema Alqueva-Pedrogão

O rio é utilizado para remover o excesso de água em zonas agrícolas, para receber efluentes ou para gerar energia hidroeléctrica (Santos, 1993). Ao longo do tempo, as zonas urbanas têm sido construídas nestes rios, servindo estes como receptores dos depósitos urbanos (Osborne & Willey, 1998). A qualidade da água de um rio, está directamente dependente das fontes de poluição a que está exposto, tornando-se necessário identificar e caracterizar as fontes poluentes (de origem agrícola e/ou urbana). Neste âmbito, submeteram-se as concentrações e as cargas de SST, MO, NO₃-N, NH₄-N, NT, PT, SRP, CBO₅ e CQO produzidas e as fontes de poluição de cada sub-bacia (nacional e internacional) descritas na Tabela 2 ao modelo estatístico anteriormente citado (Análise Discriminante). Submetendo as concentrações a DA originou uma matriz de classificação (CM) onde 73,7 % dos grupos identificados como fonte de poluição agrícola/urbana, foram correctamente validados após validação cruzada. Ou seja, das 10 sub-bacias portuguesas classificadas quando à origem da poluição (Tabela 2), quatro foram incorrectamente classificadas. Com base nas probabilidades estatísticas da Análise Discriminante, Caia e Degebe deveriam ser classificadas como fontes de poluição urbana e não agrícola como inicialmente foram classificadas. Atendendo às concentrações de matéria orgânica, identificada pelo CBO₅ e pelo CQO e de nutrientes, nomeadamente azoto total provenientes das sub-bacias espanholas Freixiais e Godelim, a DA classificou-as como fontes de poluição urbanas e não como sub-bacias que contribuíram com poluentes agrícolas para a água do Sistema Alqueva-Pedrogão.

Este modelo estatístico gerou combinações lineares das variáveis independentes que foram responsáveis pelas diferenças entre os grupos, cujo resultado estatístico foi apresentado numa matriz de estrutura. Na matriz de estrutura cada variável independente apresenta uma função que varia entre -1 e +1. Um valor de 1 significa que essa variável depende apenas de um grupo. Um valor nulo indica que a variável independente depende igualmente sobre os dois grupos (urbano e agrícola).

A matriz de estrutura obtida no estudo de identificação da origem da poluição (agrícola e/ou urbana), apresenta-se na tabela 3. Os parâmetros químicos amónio (NH₄-N), azoto total (NT) e fósforo total (PT) foram as variáveis independentes que mais contribuíram para a diferenciação entre os grupos (agricultura e/ou urbana).

As maiores concentrações de amónio registaram-se em Lã (16,48 mg/l N), Cheles (11,95 mg/l N), Zebro (8,14 mg/l N) e Álamo (5,74 mg/l N). As linhas de água de Lã, Zebro e Álamo transportam águas residuais provenientes das populações portuguesas de Elvas, Póvoa de

São Miguel e Reguengos de Monsaráz, respectivamente. Cheles pertence à Bacia Hidrográfica do lado Espanhol do Guadiana e recebe os esgotos da povoação de Cheles. Segundo Chapman (1996) o amónio na água provém essencialmente dos resíduos comunitários (p.e. águas residuais), no entanto o amónio também pode ter origem do azoto orgânico e inorgânico da água, do solo e das excreções dos biota.

Tabela 3. Matriz de estrutura entre as variáveis discriminantes e função canonical discriminatória standardizada (mg/l).

<i>Variáveis</i>	<i>Função</i>
	<i>1</i>
NH ₄ -N	,851
NT	,700
PT	,587
CBO ₅	,524
CQO	,491
SRP	,266
MO	,242
SST	,003
NO ₃ -N	-,165

O azoto total foi o segundo parâmetro químico que mais contribuiu na diferenciação da origem da poluição, salienta-se que as maiores concentrações de azoto total foram observadas nas sub-bacias de Lã (157,02 mg/l), Cheles (53,89 mg/l), Álamo (51,02 mg/l), Zebro (46,92 mg/l), Monte da Vinha (20,81 mg/l) e Caia (20,81 mg/l). Nestas sub-bacias verificaram-se descargas de esgotos urbanos, provocando um cheiro intenso a água residual e uma alteração da cor da água. Na ribeira da Lã foi notório o grau de poluição, nomeadamente resíduos inorgânicos nas margens da linha de água e abundância de espuma em toda a extensão da ribeira. Esta ribeira é afluente do Rio Guadiana junto ao Monte da Vinha, que ao misturar-se com as águas vindas de Espanha, aumentaram as concentrações de cargas poluentes no rio.

Relativamente ao fósforo foi a sub-bacia de Cheles que transportou maiores concentrações de fósforo (157,02 mg/l) quando comparado com as concentrações produzidas nas restantes sub-bacias. Nas cinco campanhas realizadas em Cheles observaram-se blooms de algas na superfície da água. Estas algas foram alimentadas pelos esgotos da população lançados diariamente para a linha de água, sem qualquer anterior tratamento.

Os nitratos apresentaram um valor negativo, não tendo um poder discriminante para a diferenciação das fontes de poluição.

Analisando todos estes resultados verificou-se que a qualidade da água do Sistema Alqueva-Pedrogão, no ano hidrológico 2005/2006, foi gravemente afectada pela poluição urbana dos esgotos provenientes das populações junto às sub-bacias. A poluição da água representa, sem dúvida, um dos aspectos mais inquietantes de degradação do meio natural pela civilização contemporânea. A contaminação das águas dos rios é um problema actual de extrema gravidade. Por outro lado, a natural mobilidade da água contribuiu para uma rápida dispersão dos poluentes nela lançados para os reservatórios armazenadores como a Albufeira de Alqueva e Pedrogão.

Na avaliação da origem da poluição agrícola e/ou urbana no Sistema Alqueva-Pedrogão, atendendo às cargas, foi elaborada pela DA uma matriz de classificação na qual 69,9% dos grupos foram correctamente validados após validação cruzada, utilizando os mesmos parâmetros discriminantes (SST, MO, NO₃-N, NH₄-N, NT, PT, SRP, CBO₅ e CQO).

Atendendo à percentagem total de 20 sub-bacias, 69,9% correspondem a 14 sub-bacias correctamente identificadas e 6 sub-bacias incorrectamente classificadas quanto à contribuição da poluição. Atendendo às cargas provenientes de cada sub-bacia a DA considerou que Caia e Degebe contribuíram como fontes de poluição urbana e não agrícola como inicialmente classificadas. Pelas cargas de matéria orgânica, identificada pelo CBO₅ e pelo CQO e de nutrientes, nomeadamente azoto total provenientes das sub-bacias Freixiais, Godelim e Alcarrache a DA classificou-as como fontes de poluição urbanas e não como sub-bacias que contribuíram com poluentes agrícolas. Cheles foi uma sub-bacia que acumulou os esgotos provenientes de uma aldeia. Inicialmente foi classificada como contribuindo com poluição urbana. No entanto, as cargas lançadas nesta linha de água caracterizam-na também como foco de poluição agrícola. É de salientar que durante as campanhas de amostragem observaram-se horticulturas e culturas de cereais na localidade de Cheles.

Tabela 4. Matriz de estrutura entre as variáveis discriminantes e função canonical discriminatória standardizada (Ton/ano).

<i>Variáveis</i>	<i>Função 1</i>
NH ₄ -N	,637
NO ₃ -N	,560
MO	,482
SST	,426
CQO	,413

A matriz de estrutura obtida pela Análise Discriminante, utilizando as cargas dos parâmetros, expressa em toneladas/ano, distinguiu o amónio como a principal variável independente para a diferenciação de origem de *poluição na água das albufeiras de Alqueva e de Pedrógão*. Este parâmetro é um dos principais poluentes responsáveis pela degradação da qualidade da água, provoca nomeadamente o crescimento excessivo de algas e a consequente anoxia do meio aquático, com consequências consideráveis em toda a fauna aquática. Os valores de NT, PT, SRP e CBO₅ foram insignificantes, quando comparado com os restantes, e não foram utilizados na análise estatística (DA). O facto das cargas anteriormente citadas não serem contabilizadas para a análise estatística levou a constatar que estas cargas foram produzidas em menor quantidade quando comparadas com as restantes, como o amónio e a matéria orgânica.

4.2 Contribuição da enxurrada e caudal-base na qualidade da água do Sistema Alqueva-Pedrógão

A água recebida nas albufeiras provém essencialmente de rios temporários. Estes rios começam a fluir após o primeiro evento de precipitação intensa que representa o fim da estação seca e o início da *estação chuvosa, normalmente em Outubro*. Durante as condições de fluxo acontecem alguns eventos de inundações/enxurradas que arrastam elevadas quantidades de material orgânico e inorgânico do solo para a massa de água. Estes episódios promovem processos de erosão na bacia de drenagem e fenómenos de lixiviação dos solos. Após os eventos de precipitação, os rios atingem um caudal mínimo denominado por caudal-base que se extingue no Verão. Em particular, as variações de caudais nos rios temporários da Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana irão provocar impactos na qualidade da água das Albufeiras de Alqueva e Pedrógão. Estes impactos serão estudados com base nos resultados obtidos durante as campanhas de amostragem realizadas em diferentes situações de caudal.

As concentrações e as cargas dos parâmetros SST, MO, NO₃-N, NH₄-N, NT, PT, SRP, CBO₅ e CQO determinadas nas cinco campanhas de amostragem e identificadas pelo rio em enxurrada ou em caudal-base foram submetidas à Análise Discriminante de modo a verificar qual a percentagem de episódios de enxurrada/caudal-base que foram correctamente classificados. Verificou-se que 67% das classificações (enxurrada ou caudal-base) foram correctamente validadas após validação cruzada. As datas de cada colheita de água foram minuciosamente escolhidas de modo a se realizar a amostragem em período de enxurrada ou de caudal-base, conforme o pretendido. No entanto, no campo, nalguns casos, foi difícil de identificar, se o rio se encontrava em caudal máximo ou em caudal-base. Tendo em conta

o historial e as características do rio, 67% das colheitas foram realizadas em episódios correctamente identificadas *in situ*.

Tabela 5. Matriz de estrutura entre as variáveis discriminantes e função canonical discriminatória standardizada (mg/l).

<i>Variáveis</i>	<i>Função</i> 1
SST	,791
MO	,605
NO ₃ -N	,398
NT	,035
SRP	,009
CQO	,004
CBO ₅	-,004
PT	-,095
NH ₄ -N	-,218

Segundo Thorne (1997) as variações naturais apresentam diferenças muito significativas entre a estiagem, com ausência de caudais nos troços fluviais temporários, até aos grandes caudais por ocasião das cheias. As cheias são fenómenos erosivos do solo, responsáveis pelo arrastamento de sólidos e pelas alterações morfológicas dos fundos aluvionares, originando o assoreamento dos rios e das albufeiras localizadas a jusante. Com base neste contexto pretendeu-se verificar qual o impacto das situações de enxurrada e caudal-base no rios temporários localizados nas sub-bacias estudadas e nas albufeiras de Alqueva e Pedrógão. Os resultados das concentrações dos parâmetros determinados em cada colheita foram submetidos ao modelo estatístico da análise discriminante. Pela a matriz de estrutura gerada (Tabela 5) verificou-se que os parâmetros que mais contribuíram para a diferenciação entre enxurrada e caudal-base foram os sólidos suspensos totais (SST) e a matéria orgânica (MO). Estes materiais ao serem arrastados pela enxurrada, foram responsáveis pelo aumento da turvação da água dos rios e quando depositados originaram o assoreamento da linha de água e do reservatório armazenador. Verificou-se que para os nutrientes, nomeadamente os azotos e os fósforos, a função discriminante (determinada pelas concentrações destes parâmetros) foi muito próximo de zero e nula para o amónio, reflectindo deste modo que as cargas nutrientes nas massas de água são maioritariamente provenientes de fontes de poluição difusas, com maior contribuição na degradação da qualidade da água em situações de caudal-base. É de salientar que as maiores descargas urbanas ocorreram nas sub-bacias de Monte da Vinha e Cheles (Espanha), sub-bacia de Lã e de Álamo (Portugal).

Efectuando o mesmo tipo de tratamento relativo às cargas afluentes do Sistema Alqueva-Pedrogão, em cada curso de água, verificou-se que no total das 5 campanhas realizadas em 20 sub-bacias, 63,4% dos eventos de enxurrada e caudal-base classificados no local durante a colheita, foram correctamente validados, com base nos resultados dos parâmetros determinados.

O modelo estatístico da DA, confirmou que as enxurradas transportaram elevadas cargas de sólidos suspensos totais para as linhas de água localizadas em cada sub-bacia (Tabela 6).

Tabela 6. Matriz de estrutura entre as variáveis discriminantes e função canonical discriminatória standardizada (Ton/ano).

<i>Variáveis</i>	<i>Função</i> 1
SST	,516
MO	,479
NO ₃ -N	,461
CQO	,450
NH ₄ -N	,373

Os fósforos e o azoto total registaram cargas baixas, quando comparados com os restantes, e por isso apresentaram um reduzido poder de diferenciação entre os episódios de enxurradas e caudal-base, não sendo utilizados na análise (Tabela 6). Foi também em situações de caudal-base que as maiores cargas de nutrientes e matéria orgânica foram arrastadas para a coluna de água, sendo mais significativas na sub-bacia espanhola de Monte da Vinha, seguidamente nas sub-bacias portuguesas de Ardila, Caia e Lã. As cargas mais significativas de SST foram determinadas nas sub-bacias de Monte da Vinha (Espanha), Vendinha, Ardila e Álamo (as três sub-bacias localizadas em Portugal).

4.3 Contribuição da primeira enxurrada na qualidade da água

Durante os eventos de enxurrada ocorre a lixiviação dos solos da bacia de drenagem e o consequente arrastamento de solo para as linhas de água. Os solos transportam elevadas concentrações de material orgânico (compostos orgânicos e comunidades biológicas e inorgânico (sólidos e nutrientes), que ao chegarem às linhas de água alteram as suas composições físicas, químicas e microbiológicas (Boulton & Brock, 1999).

Na estação de medição de Vendinha, localizada na sub-bacia do Degebe, a primeira enxurrada ocorreu no dia 28 de Outubro de 2005 e em Monte da Vinha foi registada no dia 31 de Outubro de 2005.

Na sub-bacia de Degebe a primeira enxurrada arrastou do leito da bacia de drenagem grandes quantidades de solo para o Rio Degebe. O solo transportou cargas de sólidos inorgânicos, orgânicos e nutrientes consideráveis de tal modo que as taxas de entrada foram superiores quando comparadas com as entradas de cargas em situação de enxurrada e caudal-base posteriores. Observando a tabela 7 verificou-se que cerca de 70% dos SST e 44 % de MO determinados em Degebe tiveram origem na primeira enxurrada que decorreu no local. Em termos de fósforo total, de fósforo reactivo solúvel e de amónio, a contribuição da primeira enxurrada foi considerável com 39%, 36% e 28%, respectivamente. A entrada de matéria orgânica, quantificada pelo CBO₅, na primeira enxurrada foi da ordem dos 32%. Contudo, neste local verificou-se que quer em situação de enxurrada ou caudal-base as taxas de entrada de sólidos, de matéria orgânica mantiveram-se muito altas (Tabela 7). Estes valores extremamente elevados poderão estar relacionados com a existência de um maior número de fontes de contaminação, associada às actividades agrícolas (CROUZET *et al* 1999), a fossas sépticas e a pequenas Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR's) existentes na zona.

Na sub-bacia de Monte da Vinha, a primeira enxurrada originou um aumento de 38% de SST na água do rio. Promoveu também um aumento de 21% de NT, 27% de PT e 19 % de CQO na água do Rio Guadiana. No entanto, é importante realçar que Monte da Vinha está localizado a jusante das descargas de Badajoz. E por este motivo, durante o ano hidrológico de 2005/2006, independentemente do período amostrado, foram observadas elevadas taxas de nutrientes, sólidos e matéria orgânica na sub-bacia (Tabela 8). Badajoz é uma cidade com elevada actividade industrial, actualmente foi construída uma refinaria que possivelmente também lançada resíduos poluentes no Rio Guadiana. Segundo Carlos Costa (Presidente do Grupo de Estudos de Ordenamento do Território e Ambiente) a instalação da refinaria em Badajoz está a preocupar associações ecologistas portuguesas, que alertaram para os riscos de contaminação das águas do Guadiana e ameaças às valências agrícola, de abastecimento público e turístico de Alqueva. A refinaria poderá contaminar com hidrocarbonetos as águas superficiais e subterrâneas do Guadiana, incluindo a albufeira do Alqueva, os solos do leito e as margens do Rio (Costa, s/d).

Tabela 7. Cargas anuais dos parâmetros químicos observados na primeira enxurrada e nas restantes enxurradas e nas restantes enxurradas e caudais-base (Ton/ano)

Parâmetros	SST	MO	NO₃-N	NH₄-N	NT	SRP	PT	CBO₅	CQO
Primeira Enxurrada (Ton/ano)	257,07	40,59	0,51	0,09	1,35	0,20	0,40	10,80	21,90
Restantes Situações (Ton/ano)	112,79	51,94	3,70	0,22	11,52	0,36	0,62	23,01	256,56
Total (Ton/ano)	369,86	92,53	4,21	0,31	12,87	0,55	1,02	33,80	278,46
Primeira Enxurrada (%)	69,51	43,87	12,19	27,85	10,49	35,89	39,07	31,95	7,86
Restantes situações (%)	30,49	56,13	87,90	72,15	89,51	64,11	60,93	68,05	92,14

Tabela 8. Contribuição da carga proveniente da primeira enxurrada e das restantes situações na sub-bacia de Monte da Vinha (Ton/ano)

Parâmetros	SST	MO	NO₃-N	NH₄-N	NT	SRP	PT	CBO₅	CQO
Primeira Enxurrada (Ton)	5168,50	1017,61	102,16	15,28	275,92	7,24	31,78	241,33	2815,53
Restantes Situações (Ton)	8529,92	4792,58	463,18	145,71	1032,47	54,61	91,93	3213,13	11718,67
Total (Ton/ano)	13698,42	5810,19	565,34	160,99	1308,39	61,84	123,70	3454,46	14534,20
Primeira Enxurrada (%)	37,73	17,51	18,07	9,49	21,09	11,71	25,69	6,99	19,37
Restantes situações (%)	62,27	82,49	81,93	90,51	78,91	88,29	74,31	93,01	80,63

4.4 Cargas provenientes de Portugal e Espanha

Em território espanhol da *Bacia do Guadiana*, existem inúmeras fontes de poluição pontual e difusa, como as águas residuais urbanas, industriais e a agricultura. Como consequência, o Rio Guadiana, apresenta um apreciável grau de poluição, uma vez que 83% da área da Bacia Hidrográfica se localiza em Espanha e a ocupação demográfica, industrial e agrícola é maior do que na bacia do lado português. Na bacia portuguesa, foram inventariadas 390 fontes poluentes pontuais, das quais 33% de origem urbana, 39% origem animal e 21% do sector agro-alimentar (Ribeiro & Barros, 1994).

Com a finalidade de quantificar as cargas oriundas de Portugal e Espanha foram agrupadas em dois grupos as sub-bacias. Num primeiro grupo as sub-bacias localizadas em Portugal e em outro grupo as sub-bacias que transportam as cargas de Espanha (Tabela 2). Com base na quantificação das cargas presentes nas sub-bacias (nacionais e internacionais), foram identificadas as que mais contribuíram para a degradação da qualidade da água do Sistema Alqueva - Pedrógão.

Verificou-se que em Portugal Degebe, Caia e Álamos foram as sub-bacias que apresentaram maiores cargas de SST, MO, CQO e CBO₅ (Tabela 9). Estas cargas foram originadas pelas descargas pontuais de efluentes urbanos, por vezes sem tratamento adequado, das estações de tratamento de águas residuais (ETAR's) das populações próximas destas linhas de água.

A sub-bacia que reflectiu a maior carga, em todos os parâmetros químicos determinados, com origem em Espanha, foi sem dúvida, Monte da Vinha. Esta sub-bacia por se situar num local estratégico, acumulou os poluentes residuais domésticos e industriais arrastados pelo Rio Guadiana, provenientes da bacia hidrográfica portuguesa e espanhola. Em Ardila e Ardila-Barrancos verificaram-se também elevadas concentrações de SST, MO, NT, PT, CBO₅ e CQO. Todas estas cargas foram provenientes das descargas das ETAR'S ou de afluentes directos de esgotos urbanos das povoações próximas destes dois rios. As sub-bacias espanholas de Alcarrache e Godelim apresentaram quantidades de cargas de SST, MO, CQO, CBO₅ e NT consideráveis (Tabela 9). Contudo, estas duas últimas sub-bacias foram caracterizadas pela origem de poluição na agricultura. Atendendo a este facto, a matéria orgânica e azoto determinado na água destas sub-bacias poderão ter sido originados por descargas pontuais de efluentes provenientes de actividades agro-pecuárias localizadas nas sub-bacias.



Tabela 9. Cargas anuais dos parâmetros determinados nas sub-bacias Portuguesas e Espanholas (Ton/ano)

Parâmetros		SST	MO	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NT	SRP	PT	CBO ₅	CQO
Portugal										
(Ton/ano)										
Caia		219,9	45,0	2,6	1,9	25,8	0,5	2,8	21,4	187,8
Lá		7,7	5,3	2,5	1,9	13,2	0,08	1,1	19,8	38,3
Mures		2,4	1,3	0,7	0,03	2,2	0,04	0,1	0,6	23,9
Asseca		28,5	3,3	3,7	0,06	5,0	0,2	0,6	1,8	46,7
Lucéficit		17,3	6,7	5,4	0,13	7,7	0,2	0,3	3,2	71,4
Degebe		369,9	92,5	4,2	0,3	12,9	0,6	1,0	33,8	278,5
Azevelinho		6,8	2,8	1,7	0,4	2,8	0,04	0,4	0,7	22,2
Azevel		7,8	2,0	1,8	0,02	2,0	0,01	0,04	0,8	36,5
Álamo		213,6	40,3	1,8	3,6	9,9	0,5	2,0	63,0	151,4
Marmelar		28,5	4,1	1,8	0,01	2,0	0,02	0,04	0,4	8,3
Espanha										
(Ton/ano)										
Freixiais		10,6	3,8	1,0	0,35	2,0	0,1	0,9	1,4	15,3
Oliveira		10,7	5,7	1,3	1,49	5,2	0,08	0,8	7,8	31,4
Alconchel		2,9	1,6	0,2	0,06	0,6	0,02	0,1	0,8	12,4
Cheles		4,2	2,5	0,05	0,08	0,7	0,1	0,1	5,2	10,7
Alcarrache		51,3	18,3	1,4	0,50	6,1	0,1	0,5	5,2	84,7
Godellim		33,5	11,9	0,6	0,06	2,5	0,1	0,1	9,4	38,9
Locais comuns a Portugal e a Espanha (Ton/ano)										
Monte Vinha		13561,9	5789,9	565,2	160,9	1304,9	61,7	122,9	3448,0	14551,0
Zebro		30,3	5,4	2,1	0,8	3,9	0,1	0,4	2,2	26,4
Ardila		275,2	110,7	9,0	1,7	27,7	2,2	3,3	94,0	465,2
Ardila-Barrancos		140,5	65,2	4,6	1,2	14,6	0,7	2,1	217,0	326,5

Comparando as cargas dos parâmetros químicos determinados nas sub-bacias provenientes de Portugal e Espanha, verificou-se que as maiores cargas de poluentes orgânicos e inorgânicos foram registadas em nas sub-bacias que acumularam os efluentes provenientes de Espanha, nomeadamente em Monte da Vinha, Ardila e Ardila-Barrancos (Tabela 9). No entanto, em Portugal destacaram-se com maior contribuição de efluentes as sub-bacias de Degebe, Caia e Álamo.

De modo a complementar o estudo das cargas oriundas de Portugal e Espanha utilizou-se a Análise de Componentes Principais (PCA). A PCA foi aplicada aos descritores químicos standardizados (colunas) e aos locais amostrados (linhas). Calculou-se a matriz simétrica em modo R (por descritores), pela aplicação do coeficiente de correlação de PEARSON, sobre a qual foram determinados os valores próprios (variância retida em cada componente principal) e os k vectores próprios (componentes principais). A ordenação em modo C, ou seja, a posição do conjunto inicial dos t pontos (sub-bacias), resultou da projecção da matriz dos dados originais, reduzidos e centrados por descritores (matriz standardizada) sobre a matriz dos vectores próprios. Efectuou-se a ordenação dos nove descritores fisico-químicos, utilizando a matriz simétrica de correlação entre descritores para as 20 sub-bacias amostradas nas 5 campanhas realizadas no ano hidrológico 2005/2006; 720 unidades amostrais.

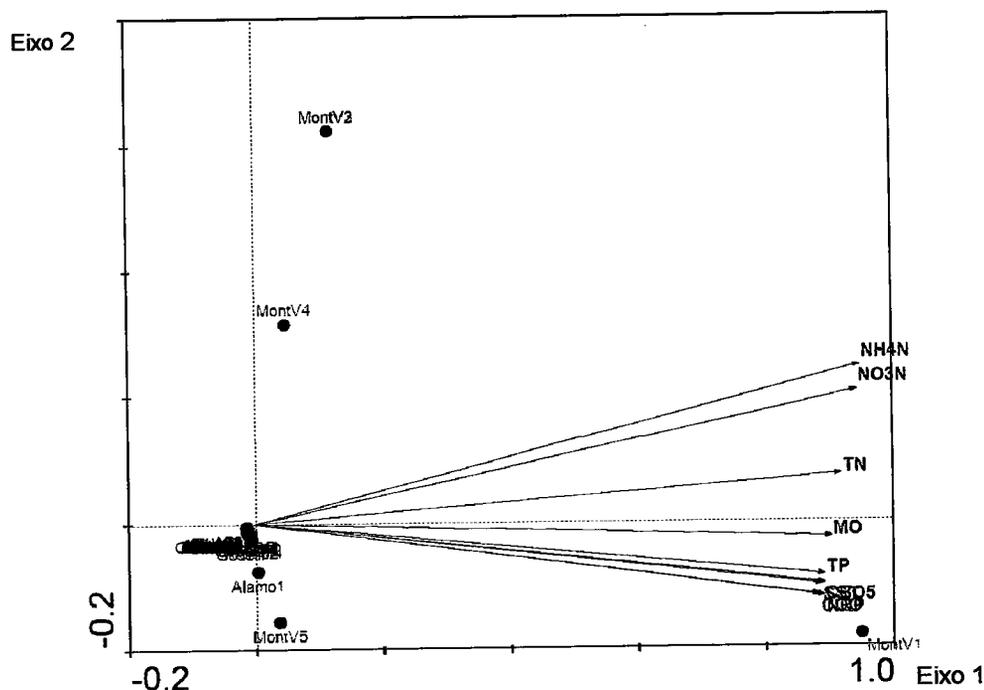


Figura 2. Ordenação dos descritores físico-químicos e das sub-bacias amostradas para a totalidade das amostragens efectuadas. Plano definido pelo primeiro e segundo eixos factoriais.

O resultado da ordenação para os dois primeiros eixos separou a primeira amostragem do Monte da Vinha (MontV1) das restantes amostragens. Esta ordenação indicou que as cargas poluentes de Monte da Vinha, em situação de enxurrada, foram as que mais contribuíram na poluição do Sistema Alqueva - Pedrógão. De forma a obter uma melhor visualização da ordenação das restantes sub-bacias repetiu-se a PCA, retirando o Monte da Vinha. Efectuou-se novamente a ordenação dos nove descritores físico-químicos, utilizando a matriz simétrica de correlação entre descritores para as 19 sub-bacias amostradas nas 5 campanhas realizadas; 684 unidades amostrais. O resultado dessa ordenação, apresentou, para os dois primeiros eixos, valores próprios de 0,81 e 0,09 respectivamente, a que correspondem uma variância acumulada de 90,9%.

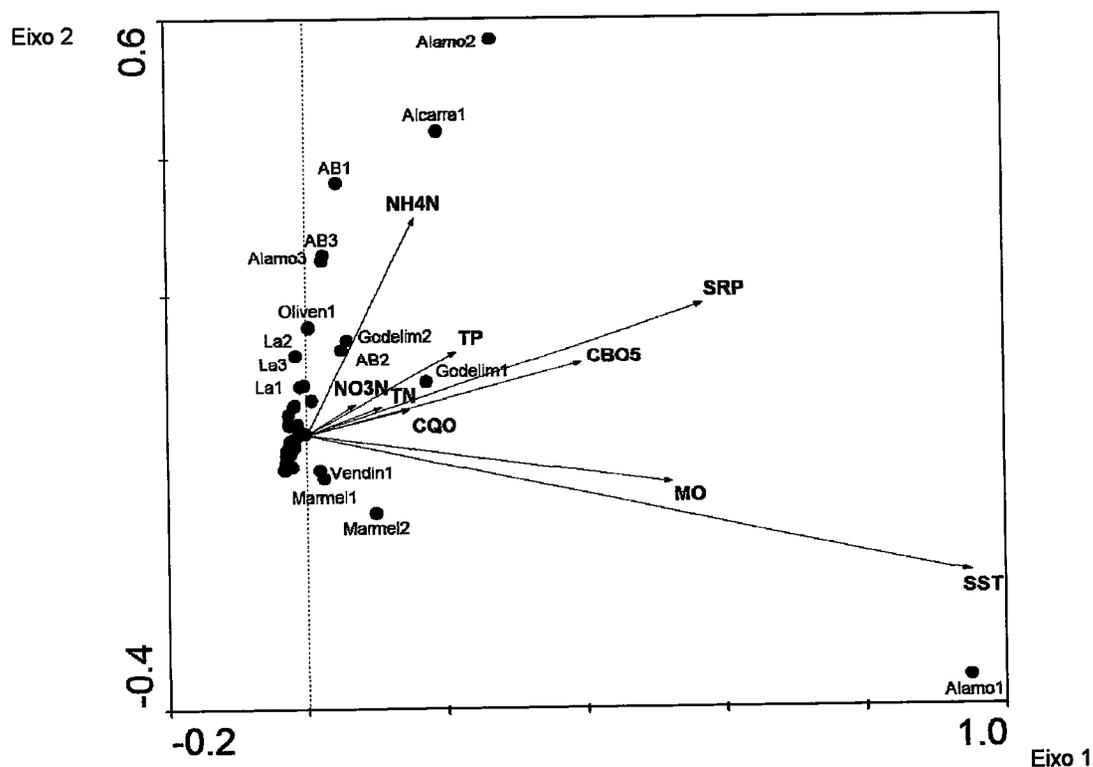


Figura 3. Ordenação dos descritores físico-químicos e das sub-bacias amostradas, sem Monte da Vinha, para a totalidade das amostragens efectuadas. Plano definido pelo primeiro e segundo eixos factoriais.

No primeiro eixo da PCA (81,3% da variância) sobressaíram os sólidos suspensos totais (SST), a matéria orgânica (MO) - identificada também pelo CBO₅ e CQO - e os nutrientes, nomeadamente azotos (NO₃N, TN) e fósforos (SRP, TP). A amostragem dos Alámos, em situação de enxurrada (Alamo1), separou-se das restantes amostragens devido, principalmente aos sólidos suspensos totais. O segundo eixo da PCA (9,6 % da variância),

embora com menor representatividade, separou as amostragens dos Álamos, em situação de caudal base (Alamo2), Alcarrache, em situação de enxurrada (Alcarra1) e Ardila-Barrancos, em situação da enxurrada (AB1), com base no amónio (NH_4N). Os restantes locais apresentaram uma distribuição similar na ordenação.

A sub-bacia de Álamos foi caracterizada por contribuir com efluentes urbanos na deterioração da água, sendo essa contribuição maior em situação de caudal base, uma vez que em situação de enxurrada a carga de SST transportada superou todas as outras concentrações de matéria orgânica e nutrientes arrastados da bacia de drenagem para a linha de água (Figura 3).

Relativamente ao amónio verificou-se, pela PCA, que a enxurrada nos locais Alcarrache e Ardila-Barrancos transportou cargas consideráveis do nutriente. Na sub-bacia de Alcarrache, caracterizada como fonte de poluição agrícola, o amónio arrastado durante a enxurrada, foi originado pelos fertilizantes utilizados nos terrenos e por uma possível descarga pontual de efluentes de actividades agro-pecuárias, uma vez que nesta região observaram-se algumas explorações pecuárias e extensas áreas de regadio.

Em Ardila-Barrancos o amónio teve origem dos solos da bacia de drenagem e das constantes descargas de efluentes domésticos, provenientes de Espanha.

Tabela 10. Cargas anuais dos parâmetros químicos determinados , por área, das sub-bacias Portuguesas e Espanholas (ton/Km²/ano)

Parâmetros	SST	MO	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NT	SRP	PT	CBO ₅	CQO
Portugal									
(Ton/Km ² /ano)									
Caia	0,28	0,06	0,02	0,0024	0,03	0,000	0,004	0,027	0,24
Lã	0,25	0,17	0,08	0,0627	0,43	0,003	0,035	0,640	1,24
Mures	0,02	0,01	0,01	0,0003	0,02	0,000	0,001	0,006	0,23
Asseca	0,04	0,02	0,02	0,0003	0,03	0,001	0,004	0,011	0,28
Lucefécit	0,05	0,02	0,02	0,0004	0,02	0,000	0,001	0,009	0,20
Degebe	0,45	0,11	0,01	0,0004	0,02	0,001	0,001	0,041	0,34
Azevelinho	0,30	0,12	0,08	0,0184	0,12	0,002	0,016	0,030	0,98
Azevel	0,21	0,05	0,05	0,0004	0,05	0,000	0,001	0,022	0,39
Álamo	2,25	0,42	0,02	0,0379	0,10	0,005	0,021	0,664	1,60
Marmelar	0,21	0,03	0,01	0,0001	0,01	0,000	0,000	0,003	0,06
Espanha									
(Ton/Km ² /ano)									
Freixiais	0,30	0,11	0,03	0,0100	0,06	0,003	0,025	0,040	0,44
Olivença	0,04	0,02	0,01	0,0056	0,02	0,000	0,003	0,030	0,12
Alconchel	0,02	0,01	0,001	0,0003	0,00	0,003	0,001	0,005	0,07
Cheles	3,48	2,04	0,04	0,0644	0,58	0,011	0,048	4,285	8,74
Alcarrache	0,14	0,05	0,004	0,0016	0,02	0,000	0,001	0,014	0,23
Godellim	0,10	0,04	0,002	0,0002	0,01	0,000	0,000	0,029	0,12
Locais comuns a Portugal e a Espanha									
(Ton/Km ² /ano)									
Monte Vinha	0,27	0,12	0,01	0,0032	0,03	0,001	0,002	0,069	0,29
Zebro	0,53	0,10	0,04	0,0134	0,07	0,002	0,007	0,039	0,46
Ardilla	0,07	0,03	0,002	0,0005	0,01	0,001	0,001	0,025	0,13
Ardilla-Barrancos	0,05	0,02	0,01	0,0004	0,00	0,000	0,001	0,075	0,11

Analizando as cargas anuais produzidas por unidade de área da sub-bacia (Tabela 10) verificou-se que em Portugal a sub-bacia de Álamo foi onde se determinaram os maiores valores de SST (2,25 Ton/Km²/ano), de CBO₅ (0,664 Ton/Km²/ano) e de CQO (1,60 Ton/Km²/ano). Como anteriormente citado, a presença de SST na água em Álamo foi maior na situação de enxurrada quando comparado com a situação de caudal-base. Foi em caudal-base que se observaram as maiores cargas orgânicas, traduzidas pelo CBO₅ e CQO, com origem nas descargas constantes de esgotos urbanos, por vezes com tratamento insuficiente, da população de Reguengos de Monsaraz. Contudo, os SST foram significativos em Caia (0,28 Ton/Km²/ano) e em Lã (0,25 Ton/Km²/ano). As sub-bacias de Caia e de Degebe geram também cargas importantes em termos de SST, MO, CBO₅ e CQO. Estas estão relacionadas com fontes de poluição difusas associadas a actividades agro-pecuárias entre muitos outros factores de difícil quantificação. Em Azevelinho as cargas foram também significativas em termos de: SST (0,30 Ton/Km²/ano), MO (0,12 Ton/Km²/ano), NH₄-N (0,0184 Ton/Km²/ano), NT (0,1 Ton/Km²/ano), CBO₅ (0,030 Ton/Km²/ano) e CQO (0,98 Ton/Km²/ano). A sub-bacia de Azevelinho foi classificada como fonte de poluição agrícola, nomeadamente agricultura intensiva de cereais na Bacia de Drenagem e de pastoreio de gado bovino e ovino junto às margens da linha de água, no entanto o fluxo de cargas foi também devido ao facto da galeria ripícola ser extremamente fragmentada, traduzindo uma fraca capacidade de autodepuração do sistema.

Analizando a Tabela 10 observou-se que as sub-bacias de Mures, Asseca, Lucefécit, Azevel, apesar de terem menores cargas, por unidade de área, de SST e nutrientes, apresentaram cargas consideráveis de CQO. Este fluxo de carga não se deve à descarga directa de águas residuais mas sim a fontes de poluição difusas.

Em Espanha, foi sem dúvida, em Cheles que foram determinadas as maiores cargas (por unidade de área) de sólidos, matéria orgânica e nutrientes (Tabela 10). Nas cinco campanhas de amostragem a água recolhida para amostragem laboratorial apresentou condições de oxigenação baixas, baixos níveis de potencial redóx, forte degradação das galerias ripícolas, um cheiro impugnantemente a esgoto, muito turva e escura, com sólidos de grandes dimensões que mais pareciam águas residuais directamente lançadas na ribeira sem qualquer tratamento anterior. Na sub-bacia de Freixiais também se registaram cargas significativas de SST (0,30 Ton/Km²/ano), MO (0,11 Ton/Km²/ano), PT (0,025 Ton/Km²/ano), CBO₅ (0,040 Ton/Km²/ano) e CQO (0,44 Ton/Km²/ano). Estes valores de matéria orgânica e nutrientes foram originados pelas actividades agro-pecuárias existentes na bacia de drenagem e arrastadas pelos eventos de precipitação para a massa de água.

Relativamente às sub-bacias localizados em Portugal (Monte Vinha, Zebro, Ardila e Ardila-Barrancos), por situarem em locais estratégicos, foram classificados quanto à origem de cargas como portuguesa e espanhola, uma vez que acumulam as cargas poluentes portuguesas e as vindas de Espanha. Verificou-se que Zebro, por ter uma menor área (57,1 Km²) quando comparada com a área da sub-bacia de Monte da Vinha (50115,8 Km²), Ardila (3705,4 Km²) e Ardila-Barrancos (2918,9 km²) foi onde se registaram, por unidade de área, as maiores cargas de sólidos, matéria orgânica e nutrientes, a ribeira do Zebro armazenou as águas residuais da povoação da Póvoa de S. Miguel e as águas residuais provenientes de Espanha (Figura 1). Seguidamente, em Ardila-Barrancos, registaram-se as maiores cargas de CBO₅ (0,075 Ton/Km²/ano) (Tabela 10). Monte da Vinha por ser a sub-bacia com maior área, a carga armazenada distribuiu-se por um maior volume de água, fazendo com que a carga poluente fosse menor quando comparada com sub-bacias de menor área. Contudo, apesar de diluídas, registaram-se cargas poluentes consideráveis de SST (0,27 Ton/Km²/ano), CBO₅ (0,069 Ton/Km²/ano) e CQO (0,29 Ton/Km²/ano). Monte da Vinha registou a contaminação proveniente de Espanha, traduzida por uma elevada carga poluente gerada na Bacia Hidrográfica em território espanhol e afluente à albufeira de Alqueva pelo Rio Guadiana. A carga proveniente de Espanha foi muito superior à produzida em Portugal, uma vez que a maior área da Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana se situa em Espanha onde a actividade agrícola e industrial é muito superior à portuguesa.

Com o objectivo de avaliar, a carga total produzida por Portugal e Espanha, no ano hidrológico 2005/2006, foi construída a Tabela 11. Observando a tabela verificou-se que as maiores cargas transportadas, em cada sub-bacia, foram as de CQO (16305 Ton/ano) e as cargas de SST (15001,8 Ton/ano). Salieta-se que Espanha contribuiu com 91,9% da carga total de CQO e com 92,1% da carga total de SST acumulada no Sistema Alqueva-Pedrógão (Tabela 11). Num total de 3938 toneladas anuais de CBO₅ produzidos, observou-se que 94 % da carga total foi produzida por Espanha. A carga total anual de nitratos acumulada nos dois países foi significativa (625 Ton/ano), quando comparada, com as menores cargas de: amónio (178 Ton/ano), azoto total (145 Ton/ano), fósforo total (139 Ton/ano) e fósforo reactivo solúvel (67 Ton/ano) armazenadas. Salieta-se que 4/5 da Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana pertence ao território espanhol, onde estão localizados os grandes aglomerados urbanos, onde existe uma vasta área de irrigação e um maior número de actividades agro-pecuárias do que Portugal (Ribeiro & Barros, 1994). Espanha produziu cerca de 92% da carga total de sólidos, matéria orgânica e nutrientes. Portugal contribuiu com menos de 8% para a carga total produzida (Tabela 11).

Tabela 11. Cargas anuais de nutrientes, sólidos e matéria orgânica produzidas em Portugal e Espanha (Ton/ano) e contribuição relativa(%).

Parâmetros	SST	NO₃-N	NH₄-N	NT	SRP	PT	CBO₅	CQO
Portugal (Ton/ano)	1179,30	49,16	10,50	112,30	4,20	11,60	241,10	1312,30
Espanha (Ton/ano)	13815,77	574,34	164,76	1336,6	62,83	127,49	3695,7	14970,94
Total (Ton/ano)	15001,8	625,30	175,68	1451,7	67,0	139,5	3937,5	16305,40
Portugal (%)	7,86	7,88	5,99	7,75	6,21	8,36	6,12	8,06
Espanh (%)	92,14	92,12	94,01	92,25	93,79	91,64	93,88	91,94

Com base na área de cada sub-bacia foram determinadas as cargas produzidas por unidade de área. O objectivo de quantificar as cargas transportadas por cada sub-bacia foi o de verificar se a contribuição de cada país, para a poluição do Sistema Alqueva-Pedrógão, se mantinha inalterada ou se sofria variação com a área da sub-bacia.

Tabela 12. Cargas afluentes provenientes de Portugal e Espanha em toneladas por unidade de área de cada sub-bacia (Ton/Km²/ano).

Parâmetros	SST	MO	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NT	SRP	PT	CBO ₅	CQO
Portugal (Ton/Km ² /ano)	0,19	0,05	0,008	0,0017	0,018	0,0007	0,0018	0,038	0,21
Espanha (Ton/Km ² /ano)	0,25	0,11	0,011	0,0030	0,025	0,0012	0,0024	0,068	0,28

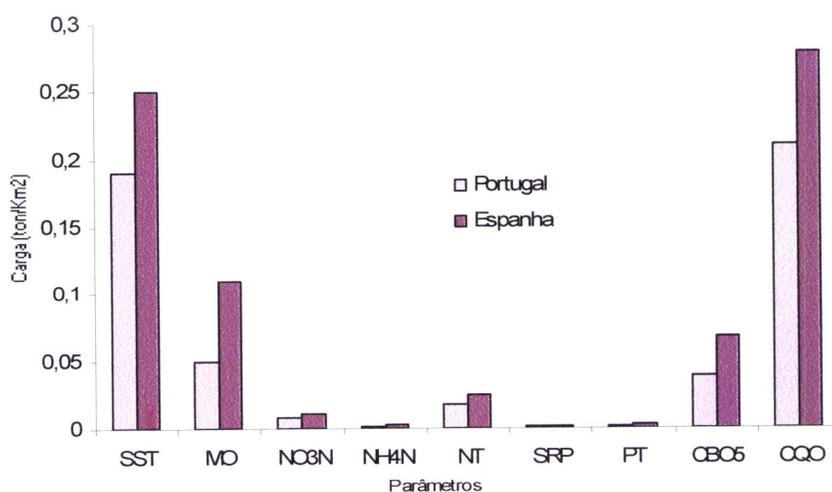


Figura 5. Representação gráfica das cargas anuais produzidas, por unidade de área da sub-bacia, em Portugal e Espanha.

Contabilizando a carga gerada por unidade de área, verificou-se que Espanha produziu as maiores cargas poluentes de sólidos e matéria orgânica (Tabela 12). No entanto, as cargas de nitratos (NO₃N), amónio (NH₄N), fósforo total (PT) e fósforo reactivo solúvel (SRP) foram similares para os dois países. Relativamente ao azoto total a variação da produção do nutriente entre Portugal e Espanha foi mais significativa do que para os outros nutrientes anteriormente citados (Figura 5).

4.5 Taxas de Retenção na Albufeira de Alqueva e na Albufeira de Pedrógão

As albufeiras constituem receptáculos das águas de escorrência provenientes de actividades agrícolas, industriais e de efluentes. Os usos do solo nas áreas de drenagem influenciam em muito a qualidade da água porque, dadas as reduzidas dimensões destes sistemas dentro do ciclo hidrológico, as suas propriedades são severamente alteradas pelas actividades antrópicas. Os sedimentos de fundo são reconhecidos como locais preferenciais de deposição de materiais orgânicos e minerais, em particular, nutrientes, metais pesados e bactérias, considerados no seu conjunto como fontes poluentes. Devido à circulação contínua de elementos químicos através da interface sedimento-água, estes materiais são libertados para a coluna de água, sendo esta a principal razão para a degradação da sua qualidade. Hoje em dia é globalmente aceite que a eutrofização dos sistemas resulta de uma elevada produtividade biológica, consequência das descargas de azoto e fósforo nas regiões a montante (devidas principalmente a práticas agrícolas intensivas) e respectiva entrada nas albufeiras, existindo uma relação entre o seu teor e o estado trófico das massas de água. Esta relação é particularmente evidente para o fósforo, considerado como elemento-chave com papel mais limitante na eutrofização (Fonseca, 2002).

Reportando para este caso de estudo verificou-se que o Sistema Alqueva-Pedrógão reteve cerca de 65% da carga total de sólidos suspensos totais (SST) produzidos, contribuindo com uma melhoria significativa na qualidade da água a jusante da Albufeira de Pedrógão. Esta retenção foi essencialmente devido à Albufeira de Alqueva que armazenou 77% dos sólidos gerados a montante e arrastados para as linhas de água durante os eventos de precipitação intensa. Por outro lado, na Albufeira de Pedrógão, foi observado um aumento de 36% na carga de SST exportada. O arrastamento do solo nas áreas de influência da Albufeira de Pedrógão, as alterações constantes no volume de água verificado ao longo do período estudado e a grande instabilidade ambiental da albufeira recentemente construída (7 meses de existência) justificaram a produção de SST no reservatório. Relativamente à matéria orgânica o sistema em estudo armazenou 73% da matéria proveniente das sub-bacias nacionais e internacionais (Tabela 13), 78% dos nitratos presentes na água ficaram armazenados nos sedimentos das duas albufeiras. Em termos de retenção de amónio o reservatório de Pedrógão, mostrou-se mais eficiente, com retenção de 85% do nutriente. Relativamente à carga de azoto total, ambos os reservatórios contribuíram igualmente para a retenção de azoto (Alqueva reduziu 45% e Pedrogão 44% da carga total do nutriente). O fósforo reactivo solúvel (SRP) é o fósforo livre na água e disponível para os produtores primários. No total, as Albufeiras de Alqueva e de Pedrogão alcançaram um nível de redução de 60% na carga total de SRP, provenientes das sub-bacias localizadas a montante das albufeiras. Relativamente ao fósforo total, no total de 139,5 toneladas anuais afluentes ao

Sistema Alqueva-Pedrógão, 65% das quais ficaram retidas na Albufeira de Alqueva. A Albufeira de Pedrógão exportou uma carga 15% de PT para o Rio Guadiana. A matéria orgânica degradada biologicamente, quantificada pelo CBO₅ foi razoavelmente retida em ambos os reservatórios, 62% em Alqueva e 24% de retenção em Pedrógão. A menor carga retida nas albufeiras foi o CQO (16% em relação à carga total) (Figura 13).

A acumulação de materiais no fundo contribui para o progressivo assoreamento destas duas albufeiras. O excesso de sedimentos depositados tem vários efeitos negativos que se repercutem na albufeira: (1) diminuição do período de vida útil do empreendimento devido à diminuição do volume de armazenamento de água, com conseqüente diminuição do potencial de geração de electricidade e de abastecimento de água potável, (2) danos causados na estrutura ou órgãos da albufeira e (3) deterioração da qualidade da água devido à acumulação de nutrientes e metais pesados nos sedimentos. As albufeiras estão em estreita ligação com um problema actual gravíssimo - a progressiva desertificação das regiões a montante. Embora estes sistemas não sejam a causa deste problema, a quantidade e natureza dos sedimentos que se acumulam no seu fundo são conseqüência de intensos processos erosivos e de perda de solo que se verificam cada vez mais, na bacia de drenagem a montante. Estes fenómenos são resultado, não só de processos naturais mas, também, de um incremento da acção antrópica de que se salienta a agricultura intensiva, a exploração de determinadas culturas conducentes à exaustão do solo e a desflorestação. A erosão acelerada induzida pelas actividades humanas, ao provocar mudanças no coberto vegetal e nas condições do solo, conduz a graves reduções na estabilidade das regiões, sendo a maior responsável pela exportação de nutrientes dos sistemas terrestres para os sistemas aquáticos. À medida que vai sendo erodido, o solo vai perdendo gradualmente os materiais de textura mais fina associados a matéria orgânica e a elementos nutritivos, os quais seriam essenciais para o desenvolvimento da vegetação e que são, deste modo, depositados e regenerados nos sedimentos do fundo das albufeiras. O solo vai-se tornando cada vez menos fértil, a textura mais grosseira, a coesão e a coerência entre as partículas diminuem, passando assim a ser mais vulnerável à actuação dos agentes erosivos. Em resultado, a espessura diminui e o solo vai evoluindo mais ou menos lentamente no sentido de um solo esquelético. Este fenómeno constitui um problema que se agravou em muitos países em vias de desenvolvimento e com um aumento rápido da população e da ocupação do solo (Fonseca, 2002).

Tabela 13. Capacidade de retenção (%) dos sólidos, matéria orgânica e nutrientes, nas Albufeiras de Alqueva e Pedrógão e retenção global do sistema

Parâmetros	SST	MO	CBO ₅	CQO	NH ₄ N	NO ₃ N	NT	SRP
Alqueva-descarga	¹ - 77,0	- 55,1	- 62,0	-11,1	+ 0,3	-51,1	-45,4	-75,2
Pedrógão-descarga	² + 36,1	+ 10,2	-24,4	-6,6	-84,8	-55,5	-43,7	-42,4
Global	- 65,4	-72,5	-67,6	-16,4	- 84,7	-77,6	-68,4	-60,4

¹. Retenção do nutriente pela albufeira

². Nutriente exportado para jusante

5. Conclusões

A qualidade das águas superficiais é reflexo, não só dos processos naturais, como também das contradições da sociedade e das formas de apropriação e exploração do espaço. É comum a localização dos centros urbanos e industriais nas margens ou nas proximidades de rios, os quais adquirem a dupla função de abastecimento de água e de local de deposição dos resíduos do uso da água. A inadequada utilização dos recursos hídricos resulta, geralmente, em consequências danosas para o meio ambiente, pela degradação ambiental e pelo comprometimento da qualidade da água para o consumo humano. Ao analisar a degradação ambiental na Bacia Hidrográfica, e neste caso particular, a Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana, deve-se ter em conta os factores naturais nomeadamente a geologia, a geomorfologia, o clima, a hidrologia e os factores antrópicos, que são os produtos da organização dos espaços pelo homem, envolvendo aspectos económicos, sociais, políticos, tecnológicos e institucionais (Osborne & Willey, 1998).

Com este estudo verificou-se que a água transportada pelos rios cursos de água afluentes à Albufeira de Alqueva e de Pedrógão adquiriu qualidade diferente consoante a época sazonal. No período de precipitação extrema foram arrastadas as maiores cargas de sólidos suspensos totais e de matéria orgânica provenientes do solo para a massa de água dos rios e armazenadas nas albufeiras. Em situações de caudal-base predominaram as cargas de azoto, de fósforo, de CBO₅ e de CQO, parâmetros que estão associados a descargas de águas residuais urbanas não tratadas ou insuficientemente tratadas, reflectindo o mau funcionamento das ETAR's.

Em termos nacionais e internacionais as cargas poluentes, em toneladas, vindas de Espanha foram muito superiores às geradas em Portugal. Para despiste da origem da maior poluição, foram calculadas as cargas produzidas por unidade de área da sub-bacia. Verificou-se que as sub-bacias que transportaram água vinda de Espanha registaram as maiores cargas de sólidos, matéria orgânica e nutrientes. Monte da Vinha contribuiu com mais de 90% da carga total afluente ao Sistema Alqueva-Pedrógão. As sub-bacias portuguesas tiveram uma menor contribuição (aproximadamente 7%) na degradação da qualidade da água do Rio Guadiana e em particular na qualidade da água das albufeiras em estudo. A carga proveniente de Espanha foi muito superior à produzida em Portugal, uma vez que a maior área da Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana se situa em Espanha onde a actividade agrícola e industrial é muito superior à portuguesa.

As sub-bacias portuguesas que menos contributo tiveram para a carga total afluente às albufeiras foram Mures, Asseca, Alconchel, Azevel e Marmelar, ambas classificadas como fontes de poluição agrícola, contudo nestes locais verificaram-se concentrações significativas de CQO, relacionadas com fontes de poluição difusas. Em Espanha, foi sem dúvida, em

Cheles onde se encontraram as maiores cargas (por unidade de área) de sólidos, matéria orgânica e nutrientes. Relativamente às sub-bacias localizados em Portugal (Monte Vinha, Zebro, Ardila e Ardila-Barrancos), por situarem em locais estratégicos, foram classificados quanto à origem de cargas como portuguesa e espanhola, uma vez que acumulam as cargas poluentes portuguesas e espanholas provenientes de águas residuais das povoações próximas.

As albufeiras de Alqueva e de Pedrógão imobilizaram grande parte da carga poluente, proveniente dos tributários, e contribuíram para uma melhoria da qualidade da água a jusante do sistema. A Albufeira de Alqueva apresentou maior capacidade de retenção quando comparada com Pedrógão. No entanto, o conjunto promoveu retenções da ordem dos 16% de CQO; 60% de SST, CBO₅, NT, SRP e PT; 70% de NO₃-N e 80% de NH₄-N. As retenções anteriormente consideradas foram favoráveis para o Rio Guadiana contudo, contribuíram para a degradação da qualidade ecológica destes dois reservatórios.

Este estudo veio reforçar que a qualidade dos reservatórios armazenadores de água, em particular da Albufeira de Alqueva e de Pedrógão, está dependente da água dos rios temporários afluentes, existentes em cada sub-bacia. Dado este facto torna-se necessário criar planos de monitorização nas sub-bacias.

A nível nacional, estes planos passam por uma identificação das fontes de poluição (agrícolas, industriais e urbanas) em toda a Bacia Hidrográfica; constante fiscalização, pelas entidades responsáveis, aplicando coimas às entidades poluidoras (particulares ou estatais); alertar as populações da importância da preservação e não degradação da qualidade da água e dos problemas mundiais associados à insuficiente qualidade e quantidade de água. Por parte da EDIA deverão ser instalados amostradores automáticos capazes de recolher amostras de água em situações de alerta. Associado ao plano de monitorização da EDIA poderá existir um modelo hídrico que simule episódios potencialmente propícios de ocorrer, estando assim preparada, com um plano de acção/correção de situações menos favoráveis para a qualidade da água das albufeiras que monitoriza.

A nível internacional deveria existir uma maior sensibilização para a descarga de efluentes residuais domésticos e industriais no Rio Guadiana. Assim como uma fiscalização constante, com aplicação de coimas, em toda a área da Bacia Hidrográfica.

A nível comunitário, e atendendo à Política Comunitária para o Ambiente (que visa a prevenção, protecção e melhoria da qualidade do ambiente, a protecção da saúde humana, a utilização racional e prudente dos recursos naturais, com a integração da água e uso do solo ao nível da bacia hidrográfica) e à Directiva Quadro da Água (DQA), o Rio Guadiana está sujeito a um elevado número de fonte de poluição que, se não forem tomadas medidas para minimizar estes factos, muito dificilmente se atingirá o bom estado ecológico deste rio. Entre os múltiplos instrumentos e medidas coerentes necessárias para o desenvolvimento de

políticas integradas de gestão da água, são necessariamente relevantes o controle das fontes difusas de poluição da água, as obrigações dos Estados-Membros de implementar medidas por forma a alcançar os objectivos ambientais previstos na DQA, tais como: controlar as descargas difusas susceptíveis de causar poluição da águas, incluindo medidas para prevenir e controlar a introdução de poluentes nas águas, designadamente a regulamentação dessas descargas com base em normas gerais vinculativas e a proibição da introdução de poluentes nas águas bem como o licenciamento das descargas. Podem também ser introduzidas medidas complementares para dar cumprimento aos objectivos de qualidade de água e de utilização sustentável dos recursos hídricos. Estas medidas passam por instrumentos legislativos e regulamentares; instrumentos administrativos; instrumentos económicos e fiscais; acordos ambientais; controlos de emissão; códigos de boas práticas; controlos de captações; medidas de gestão da procura, designadamente em situações de seca; medidas de poupança de água e de reutilização de águas; reabilitação de infra-estruturas; recarga artificial dos aquíferos; informação e educação; investigação, desenvolvimento de projectos de demonstração (Henriques, 2002).

6. Referências Bibliográficas

A.P.H.A. 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed. Washington DC: American Public Health Association, 769 pp.

ALLAN, J. 1995. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Chapman and Hall, London, England, 50-85.

BERGKAMP, G., P. MCCARTNEY, J. DUNCAN, M. MCNEELY & M. ALVES. 2000. *Dams, ecosystem functions and environmental restoration, Thematic Reviews*. World Commission on Dams, 580 pp.

BOULTON, A. & M. BROCK. 1999. *Australian Freshwater Ecology – Processes and Management*. Glen Osmond: Gleneagles Publishing, 300 pp.

CATALAN, J. & E. FEE. 1994. Interannual variability in limnic ecosystems : origin, patterns, and predictability. In: *Limnology Now – A paradigm of Planetary Problems*. Margalef, R. (ed.):81-94. Barcelona, Elsevier Science.

CARPENTER, S. & K. COTTINGHAM. 1997. Resilience and restoration of lakes. *Conservation Ecology [online]*, 1:2.

CHANG et al., Characteristics of organic matter as indicators of pollution from small – scale Livestock, 345-356 Pp Korea, 2006.

CHAPMAN, D. 1996. *Water Quality Assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*, 2nd ed. London. Chapman & Hall. 626 pp.

CHIACCHIO U., LIBRANDO, V. & MAGAZZU G. (1997). *MONITORING STUDIES OF AUGUSTA BAY MARINE WATERS. ENVIRON. MONIT. ASSESS. 44. 383-390 PP.*

CODD, G. A. 2000. *Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control*. *Ecological Engineering* 16: 51–60.

CROUZET, P.; J. LEONARD; S. NIXON; Y. REES; W. PARR; L. LAFFON; J. BØGESTRAND; P. KRISTENSEN; C. LALLANA; G. IZZO; T. BOKN; J. BAK; T. & J. LACK, 1999. *Nutrients in European ecosystems*. European Environmental Agency, Copenhagen, 155 pp.

FERREIRA, M. 1999. Segurança Ambiental. In: *Curso de Exploração e Segurança de Barragens*. A. Quintela, A. pinheiro, A. Gome, J. Afonso, J. Almeida & M. Cordeiro (eds.): 113 – 191. INAG, Lisbon, Portugal.

Fonseca, R. 2002. Impactos Ambientais associados a baragens e a albufeiras. Estratégia de re-aproveitamento dos sedimentos depositados. *Dams: Impacts and Hazards*, Évora.

FRIEDL, G. & A. WUEST. 2002. Disrupting biogeochemical cycles – Consequences of damming. *Aquat. Sci.*, 64:55-65 pp.

GORDON, N.D.,T.A. MCMAHONM, and B.L. FINLAYSON. 1992. *Stream hydrology, an introduction for ecologists*. John Wiley and Sons Ltd., West Sussex, England, 14-21.

HAND, D.J. 1981 – *Discriminant and Classification*. John Wiley & Sons, New York, 8-19 pp.

HENRIQUES, A. G.2002- Directiva Quadro da água. Um instrumento integrador da política da água da união europeia. APRH – 6º Congresso da Água. Porto, 18-22 Mar.

HOYOS, C. & F. COMÍN. 1999. The importance of inter-annual variability for management. In: *The ecological bases for lake and reservoir management*. D. Harper, B. Brierley, A. Ferguson & G. Phillips (eds.): 281-291. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.

HWANG, S., S. KWUN & C. YOON. 2003. Water quality and limnology of Korean reservoirs. *Paddy water Environment*, 1:43-52.

INAG, 2002 – Aplicação da Directiva Relativa ao Tratamento das Águas Residuais Urbanas em Portugal, 22 pp.

KUCUKSEZGIN, F.(1996). MULTIVARIATE ANALYSIS OF WATER QUALITY PARAMETERS IN IZMIR BAY, EASTERN AEGEAN. *TOXICOL. ENVIRON. CHEM.* 55, 135-144 PP.

LENCASTRE, A. & FRANCO, F. 1984 – *Lições de Hidrologia*. Universidade Nova de Lisboa, 449 pp

MARGALEF, R. 1983. *Limnologia*. Ed. Omega. Barcelona. 1010pp.

MORALES M. M., Martih P., Lopis A., & Sagrado S. (1999). *An environmental study by factor analysis of surface seawater in the Gulf of valencia (Western Mediterranean)*. *Anal. Chim. Acta* 394, 109-117.

MORAIS, M., P. PINTO, P. GUILHERME, J. ROSADO & I ANTUNES. 2004. *Assessment of temporary streams: the robustness of metric and multimetric Índices under different hydrological conditions*. *Hydrobiologia* 516: 229-249.

MORAIS, M. 1995. *Organização espacial e temporal de um rio temporário Mediterrâneo (rio Degebe, Bacia hidrográfica do Guadiana)*. PhD Thesis, University of Évora.312 pp.

ORLOB, T.1983. *Mathematical Modelling of Water Quality: Streams, Lakes and Reservoirs*. Wiley-interscience Publication. Internacional Séries on applied Systems Analysis, John Wiley & Sons, 120-155 pp.

OSBORNE , L. L. & WILLEY, M. J., 1998. *Empirical relationship between land use-cover and stream water quality and agricultural watershed*. *Journal of Environmental Management*, 26: 9-27

OTTO, M. (1998). Multivariate Methods. In *Analytical Chemistry*, ed. R. Kellner, J. M. Mermet, M. Otto e H. M. Widmer, Wiley- VCH, Weinheim, Germany, 916 PP.

PESCE, S. & D. WUNDERLIN. 2000. Use of water quality indices to verify the impact of Cordoba city on the Suquía river. *Wat. Res.*, 34: 2915-2926.

PROCESL, 2003 – Estudo da situação das fontes de poluição industrial na bacia hidrográfica da barragem de Pedrogão, relatório base, 236pp.

RIBEIRO, L. & M. BARROS. 1994. *Estudo de Tendência de Variação da Qualidade da água no Rio Guadiana- Resultados Preliminares, Debate Rio Guadiana- Passado, Presente e Futuro*. University of Évora, 190 pp.

SANTOS, M.J.. 1993. *Estudo limnológico dos córregos da Água Fria e da Água Quente*. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos – USP, São Carlos, 17-22 pp.

SCHINDLER, D. W., S. E. BAYLEY, B. R. PARKER, K. G. BEATY, D. R. CRUIKSHANK, E. J. FEE, E. U. SCHINDLER & M. P. STANTON. 1996. The effects of climatic warming on the properties of boreal lakes and streams at the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. *Limnology and Oceanography* 41: 1004–1017.

SERAFIM A., M. MORAIS, P. GUILHERME, P. SARMENTO, M. RUIVO, A. MAGRIÇO. 2006. Spatial and temporal heterogeneity in the Alqueva reservoir, Guadiana river, Portugal. *Limnetica*, 25 (3-3): 161-176.

SILVA A. 1999, DISCRIMINANTE ANALYSIS WITH VARIABLE SELECTION, UNIVERSIDADE CATÓLICA PORTUGUESA, PORTO

SIMEONOV, V., J. STRATIS, C. SAMARA, G. ZACHARIADIS, D. VOUTSA, A. ANTHEMIDIS, M. SOFONIOU & T. KOUIMTZIS. 2003. Assessment of surface water quality in Northern Greece. *Wat. Res.*, 37:4119–4124.

STREAM SOLUTE WORKSHOP. 1990. *Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystems*. Journal of the North American Benthological Society 9:95-119.

TANGARRINHAS, M. 1993. *Rio Guadiana: Origens de Poluição e Qualidade da Água- Jornadas Hispano-Lusas de Impacto Ambiental, Badajoz, Spain*, 5-8 pp.

Thorne, C & Newson, M. (edit.) (1997) - *Applied fluvial geomorphology for river engineering and management*. John Wiley & Sons, 376 p.

Tórz et al., *Organic Pollution of Lake Dabıl Waters in 1997-2000*

Vega M., Pardo R., Barrado E., & Debn L. (1998). *Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis*. Water Res. 32, 3581-3592 pp.

WETZEL, R., 1993 – *Limnologia*. Lisboa:Fundação Calouste Gulbenkian, 912 pp.

WHO, 2003. Algae and cyanobacteria in fresh water. In: *Guidelines for Safe Recreational Water Environments*. Vol. I: Coastal and Fresh Waters. World Health Organization, Geneva, 136–158.