

Temporary ponds vegetation and dynamics: SW Portugal

Vegetação e dinâmica dos charcos temporários do Sudoeste Alentejano

Carla Sofia Borges Pinto da Cruz Ferreira

Orientador:

Engenheira Maria Dalila Paula Silva Lourenço do Espírito Santo

Co-orientadores:

Doutor José António Molina Abril

Doutor Michael Barbour, Universidade da Califórnia, Davis

JÚRI:

Presidente: Reitor da Universidade Técnica de Lisboa

Vogais:

Doutor José António Molina Abril, professor titular da Faculdade de Farmácia da Universidade Complutense de Madrid, Espanha, na qualidade de especialista;

Doutora Maria Amélia Botelho de Paulo Martins Campos Loução, professora catedrática da Faculdade de Ciência da Universidade de Lisboa;

Engenheira Maria Dalila Paula Silva Lourenço do Espírito Santo, investigadora coordenadora do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

Doutor Luíz Carlos Gazarini, professor associado da Universidade de Évora;

Doutor José Carlos Augusta da Costa, professor associado do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

Doutor Carlos da Silva Neto, professor auxiliar do Instituto de Geografia e Ordenamento do Território da Universidade de Lisboa.

DOUTORAMENTO EM BIOLOGIA

Lisboa, 2010



Temporary ponds vegetation and dynamics: SW Portugal

Vegetação e dinâmica dos charcos temporários do Sudoeste Alentejano

Carla Sofia Borges Pinto da Cruz Ferreira

Orientador:

Engenheira Maria Dalila Paula Silva Lourenço do Espírito Santo

Co-orientadores:

Doutor José António Molina Abril

Doutor Michael Barbour, Universidade da Califórnia, Davis

JÚRI:

Presidente: Reitor da Universidade Técnica de Lisboa

Vogais:

Doutor José António Molina Abril, professor titular da Faculdade de Farmácia da Universidade Complutense de Madrid, Espanha, na qualidade de especialista;

Doutora Maria Amélia Botelho de Paulo Martins Campos Loução, professora catedrática da Faculdade de Ciência da Universidade de Lisboa;

Engenheira Maria Dalila Paula Silva Lourenço do Espírito Santo, investigadora coordenadora do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

Doutor Luíz Carlos Gazarini, professor associado da Universidade de Évora;

Doutor José Carlos Augusta da Costa, professor associado do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

Doutor Carlos da Silva Neto, professor auxiliar do Instituto de Geografia e Ordenamento do Território da Universidade de Lisboa.

DOUTORAMENTO EM BIOLOGIA

Tese apresentada neste instituto para obtenção do grau de Doutor

Lisboa, 2010

“Quanto mais aprendemos sobre o mundo, quanto mais profundo o nosso conhecimento, mais específico, consistente e articulado será o nosso conhecimento do que ignoramos, ...”

Karl Popper, *in* 'As Origens do Conhecimento e da Ignorância'

RESUMO

Vegetação e dinâmica dos charcos temporários do Sudoeste Alentejano

Os charcos temporários são zonas húmidas sazonais que devido à alternância de períodos de encharcamento e dessecação são caracterizados por condições ecológicas instáveis. Pela sua singularidade alguns destes habitats estão classificados como prioritários para conservação pela Directiva Comunitária Habitats. A costa Sudoeste Alentejana foi escolhida como área de estudo devido aos seus inúmeros charcos temporários, uma vez que aí se conjugam factores climáticos e edáficos favoráveis à sua ocorrência.

O conhecimento da biologia, ecologia e dinâmica das comunidades vegetais dos charcos temporários é o objectivo principal da presente dissertação. Foram definidos três tipos de charcos, charcos temporários mediterrânicos, pré-turfeiras e charcos degradados, nos quais ocorrem 15 comunidades vegetais. A definição de espécies vegetais características constitui uma ferramenta prática e inequívoca para a identificação dos tipos de habitat. É proposta uma classificação funcional das espécies que ocorrem nos charcos temporários mediterrânicos de forma a permitir estudos de ecologia comparativa deste habitat a uma escala global. Os resultados confirmam a importância do hidroperíodo e da textura do solo como factores ecológicos que regulam o ecossistema. Este trabalho reforça a importância destes habitats para conservação e proporciona orientações para o seu uso sustentável e recuperação ecológica.

Palavras-chave: zonas húmidas temporárias, comunidades vegetais, tipo de charco, espécies indicadoras e tipos funcionais de plantas

ABSTRACT

Temporary ponds vegetation and dynamics: SW Portugal

Temporary ponds are seasonal wetland habitats subjected to extreme and unstable ecological conditions. Due to their uniqueness, some are classified as priority habitats for conservation by the European Union Habitats Directive. The coastal plain of southwest Portugal, which spans across 100 km north to south and hosts a large number of temporary ponds as a consequence of climatic and edaphic characteristics, was thus chosen as the study area.

The main aim of this dissertation is to study the biology, ecology and dynamics of the plant communities of temporary ponds. Three pond types were defined, Mediterranean temporary ponds, marshlands and disturbed ponds. Within them 15 plant communities and their indicator plant species were identified, enabling clear practical recognition of these habitats. A functional plant classification is proposed in order to allow comparative ecological assessments in Mediterranean temporary ponds throughout the globe. The results confirm the importance of the hydroperiod and soil texture as driving factors of ecosystem functioning. This work emphasizes the importance of these singular habitats for conservation and gives insights for its sustainable use and possible restoration.

Keywords: seasonal wetlands, plant communities, pond typology, indicator species and plant functional groups

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi feito com a contribuição de muitos amigos, colegas e família. Não sabendo por onde começar, pois a lista é longa, quero agradecer profundamente, sem nenhuma ordem particular, a todos os que me ensinaram, ajudaram e incentivaram em mais uma etapa da minha vida.

Começo por agradecer aos meus orientadores.

À Engenheira Dalila Espírito Santo, pela proposta deste apaixonante tema e por todos os conhecimentos científicos que me transmitiu ao longo do meu percurso académico.

Al Profesor José Antonio Molina le agradezco todos los momentos de trabajo que hemos compartido y sus enseñanzas, palabras de apoyo y sugerencias siempre acertadas.

To Professor Michael Barbour I thank for all the advices and kindness. After all, you crossed the ocean just to visit the study area and its beautiful vernal pools.

O trabalho de campo que efectuei não teria sido possível sem o apoio logístico da Associação de Beneficiários do Mira. Agradeço em particular ao Eng.º Manuel Amaro, ao Eng.º Noel, à Eng.ª Sandra, ao Eng.º Alberto Santos, ao Sr. Costa e à Dª Nazareth. Aos cantoneiros o meu obrigado pelo registo dos períodos de encharcamento dos charcos.

Ao Sr. António Hidálio, ao Doutor Ilídio Guerra Marques, Dª. Manuela Campos e Sr. António Guerreiro por me terem permitido não só, realizar as amostragens nas suas propriedades, como também, vedar parte dos seus terrenos. Ao Sr. António Guerreiro quero deixar um agradecimento especial também por toda a simpatia e hospitalidade com que me acolheu no Tojeiro.

Quero também agradecer ao Paulo Cabrita do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina e à Inês Trigo pelo apoio e acompanhamento na primeira visita à área de estudo. Ainda em termos logísticos, pude contar com o apoio do antigo Centro de Ecologia Aplicada e o do CIEMAR, que me emprestaram o veículo todo o terreno.

Quanto ao apoio no trabalho de campo, falta referir a preciosas ajudas dos meus companheiros das saídas de campo, o Vasco, a Rute, a Catarina, a Tátá e o Nuno. Vasco, obrigada pelo apoio entusiasta e pelas empolgadas discussões que foram muito importantes para manter a minha motivação. Rute, obrigada pela amizade e constante disponibilidade.

A todos os professores e colegas do Instituto Superior de Agronomia e Centro de Botânica Aplicada, José Carlos Costa, Carlos Neto, Tiago Monteiro Henriques, Vasco Silva, Rute Caraça, Sílvia Benedita, Pedro Arsénio e Jorge Capelo, quero agradecer pelas pequenas discussões científicas e proveitosas trocas de opinião que muito contribuíram para a elaboração desta tese. À Eng.ª Teresa Vasconcelos quero agradecer a inúmeras ajudas na identificação de espécies. À Rute, ao Vasco e ao Tiago, em particular, quero agradecer as sugestões e revisões de alguns capítulos da dissertação.

Quero agradecer também, aos meus colegas do Departamento de Biologia, que de uma maneira, ou de outra, contribuíram para este trabalho, nomeadamente ao assegurarem todo o serviço docente durante as minhas dispensas de serviço. Obrigada Paula e Anabela. Paula muito obrigada também pela preciosa revisão final da dissertação. Ainda da Universidade de Évora queria agradecer ao Manuel Cândido e à Elsa Ganhão o processamento das inúmeras plantas que colhi ao longo de todo o trabalho de campo.

Ahora en Castellano...

Anila Noé, Emmanuela Agostinelli, Ana Lumbreras y Elena Castoldi, mis compis de Madrid, os agradezco la amistad y la hospitalidad con la que me habéis acogido.

A todos los miembros del Departamento de Botánica por hacerme sentir como en casa durante cada estancia que realice allí. Ricardo García muchas gracias por tu paciencia infinita ayudándome con los análisis estadísticos de los tipos funcionales.

Julita Campoamor gracias por tu amistad e palabras de apoyo.

Aos colegas da Cátedra Rui Nabeiro, Manuela Correia, Raquel Garcia, Márcia Barbosa, Rui Raimundo, Dora Neto e Regan Early, tenho a agradecer, para além da partilha de conhecimento, o convívio e momentos de descontração. À Márcia Barbosa quero também agradecer a colaboração fundamental no tratamento de dados. Raquel, obrigada pela tua casinha em Madrid, pela tua amizade e pelo muito que me cuidaste.

À Paula Matono tenho a agradecer toda a ajuda e conhecimentos de análise estatística transmitidos. Ao Zé Calado obrigada pelos socorros informáticos.

Pela confiança que depositou em mim, pelo seu profissionalismo, empenho, entusiasmo e amizade não posso deixar de agradecer à Paula Canha. Ver o nosso trabalho continuado é um grande e importante estímulo.

Aos meus amigos de todas as horas, Catarina, Filipe, Nuno, Paula, Rute e Tátá, agradeço o ombro sempre disponível.

À minha família...

Aos meus pais agradeço toda a educação e todo o apoio, que me permitiu chegar a esta etapa.

Aos meus sogros agradeço todas as ajudas que me possibilitaram realizar as minhas estadias em Madrid.

Em particular agradeço ao meu marido Luís por estar presente em todos os momentos mais difíceis e por ter garantido sempre o bem-estar da nossa família nos inúmeros momentos em que estive ausente. Obrigada não só pela edição gráfica da dissertação, mas também pelas perguntas difíceis que foram catalisadoras de muitas ideias pertinentes.

Às nossas filhotas... obrigada pelos vossos sorrisos!

1. INTRODUÇÃO	1
Zonas húmidas	2
O que é um charco temporário?	3
A importância biológica dos charcos temporários mediterrânicos	4
Área de estudo	5
Uso do solo	6
Objectivos	8
2. CHARCOS TEMPORÁRIOS. MANUAL DE INTERPRETAÇÃO	9
Charcos Temporários	10
<i>O que é um charco? Uma lagoa pequena ou uma poça de água grande?</i>	10
<i>Charcos Temporários e Biodiversidade</i>	10
<i>Tipos de Charcos Temporários</i>	10
<i>Charcos Temporários para o Futuro</i>	11
Plantas Características	13
A Fauna	28
Os Charcos Temporários e a Escola - Uma Relação de Sucesso	31
<i>Sugestões de trabalho</i>	31
<i>Programa de Monitorização de um Charco Temporário</i>	32
Glossário	35
Bibliografia Consultada	36
3. PLANT COMMUNITIES AS A TOOL IN TEMPORARY PONDS CONSERVATION: A CASE STUDY IN SW PORTUGAL	37
Abstract	38
Introduction	39
Materials and methods	39
<i>Study area</i>	39
<i>Data collection</i>	40
<i>Data analysis</i>	41
Results	41
<i>Plant community types</i>	41
<i>Habitats x Communities</i>	45
<i>Relation between habitat type and environmental variables</i>	47
Discussion	48
References	50
4. TEMPORARY PONDS IN MEDITERRANEAN ECOSYSTEM: BIOTIC AND ABIOTIC FACTORS THAT DISTINGUISH POND TYPES	55
Abstract	56
Introduction	57
Material and Methods	58
<i>Study area and variables</i>	58

<i>Biotic differences and indicator species of pond types</i>	58
<i>Abiotic differences between pond types</i>	59
Results	59
Discussion	62
<i>Temporary pond types</i>	62
<i>Relationship between temporary pond types and environmental variables</i>	63
References	64
 5. SPECTRA OF PLANT FUNCTIONAL TYPES WITHIN MEDITERRANEAN TEMPORARY PONDS	 69
Abstract	70
Introduction	71
Methods	72
<i>Study area</i>	72
<i>Plant surveys</i>	72
<i>Plant traits</i>	72
<i>Data processing</i>	74
Results	74
Discussion	76
<i>Plant Traits</i>	76
<i>Plant Functional Types</i>	77
<i>Environmental gradient</i>	79
References	80
 6. USE IT BUT NOT MISUSE IT: EVIDENCE-BASED PRACTICES FOR ECOLOGICAL RESTORATION OF MEDITERRANEAN TEMPORARY PONDS	 83
Abstract	84
Introduction	85
Methods	86
Results	87
Discussion	89
References	91
 7. DISCUSSÃO E CONCLUSÕES	 95
Comunidades vegetais e enquadramento sintaxonómico	96
<i>Enquadramento sintaxonómico</i>	97
Tipologia de charcos	100
Classificação funcional das plantas de charcos temporários mediterrânicos	102
Dinâmica e aspectos ecológicos	103
Ameaças, desafios e oportunidades para o futuro	104
Considerações finais	106
 8. BIBLIOGRAFIA	 107
 ANEXO. ELENCO FLORÍSTICO	 113

Índice de Figuras

Figura 1.1 Localização da área de estudo.	5
Figura 1.2 Evolução da paisagem na charneca de Odemira.	7
Figure 3.1 Location of the 29 sampled temporary ponds.	40
Figure 3.2 Principal Component Analysis plot of habitats in relation to plant communities.	46
Figure 3.3 Plot of the two canonical discriminant functions.	47
Figure 4.1 Regionalization analysis results.	60
Figure 5.1 Hierarchical cluster analysis diagram.	75
Figure 5.2 Factorial projection - Plant functional types.	76
Figure 6.1 Pond configuration after scrub removal and pond depression replacement.	87
Figure 6.2 Proportion of plant physiognomic types recorded in two fenced ponds over time.	87
Figure 6.3 Disturbed and control pond hydregime, after restoration actions.	88
Figure 6.4 Fenced temporary pond area, colonized by fanerophytes, after excluding grazing.	89

Índice de Tabelas

Table 3.1 Synoptic table for 15 community types.	42
Table 3.2 Physiognomy and preferential habitat traits of the 15 community types.	45
Table 3.3 Summary of habitats variables.	46
Table 3.4 Standardized canonical discriminant function coefficients and correlations between discriminating variables and standardized canonical discriminant functions.	47
Table 3.5 MDA classification results.	48
Table 4.1 Variables used to assess abiotic differences between temporary pond types.	59
Table 4.2 Indicator species of temporary pond type.	61
Table 4.3 Results of Partial Least Squares regression analysis.	61
Table 4.4 Results of Partial Least Squares regression of abiotic variables on pond typology.	62
Table 5.1 Traits and attributes recorded on Mediterranean temporary ponds plant species.	73
Table 5.2 Summary of the classification analysis with significant attributes to each plant functional type.	74
Table 5.3 Summary of characteristics of each plant functional type group.	78
Table 6.1 Characteristic plant species presences register in a Mediterranean temporary pond, before (2009) and after (2010) restoration actions.	88

Charco temporário mediterrânico no Mirouço. Fase inundada e fase seca.



Zonas húmidas

As zonas húmidas estão distribuídas por todo o globo e são muito diversas quanto à sua origem, geomorfologia e fonte de alimentação. Estas zonas podem ser de água corrente ou estagnada, de água doce, salobra ou salgada, ser permanentes ou temporárias, abertas ou fechadas, ser alimentadas por águas subterrâneas, por cursos de água ou pela chuva. Uma multiplicidade de ecossistemas que asseguram as reservas de água, de que são exemplo os estuários, lagoas costeiras, pântanos, turfeiras, mangais, recifes, rios e charcos, entre outros. Estas zonas não podem ser consideradas nem terrestres, nem aquáticas. A definição de zona húmida é complexa (Mitsch *et al.* 2009) e na bibliografia podemos encontrar várias definições, porém é difícil encontrar uma definição sintética e consensual. A generalidade dos autores está de acordo quanto às condições ecológicas a que estão sujeitos os seres vivos, principalmente as plantas, das zonas húmidas. Os organismos que colonizam as zonas húmidas têm de possuir adaptações e estratégias de sobrevivência para fazer face à presença da água durante os períodos da época de crescimento e também, têm de conseguir desenvolver-se sujeitos a condições edáficas extremas, nomeadamente às condições de saturação do solo (Mitsch & Gosselink 2007).

As zonas húmidas estão entre os ecossistemas mais importantes do planeta devido à sua biodiversidade e produtividade. Estas áreas podem albergar grandes concentrações de diversidade biológica (anfíbios, peixes, invertebrados, aves aquáticas, répteis, mamíferos, algas e plantas superiores), constituindo habitats fundamentais para a existência de algumas espécies (Keddy 2000). A sua importância é também reconhecida pelas suas funções ecológicas, tais como, a regulação do ciclo da água, a reposição de águas subterrâneas e o controlo de inundações. Como minimizadoras de problemas ambientais estas áreas também desempenham um papel fundamental, na retenção de sedimentos e nutrientes, na redução do efeito de estufa, minimizando as alterações climáticas pela captura de dióxido de carbono da atmosfera (Keddy *et al.* 2009). Para a valorização das zonas húmidas é também muito importante o seu valor paisagístico, cultural, turístico e recreativo.

A conservação das zonas húmidas tem assumido uma projecção crescente nas últimas décadas, tendo sido aprofundado o conhecimento sobre a sua função hidrológica, a dinâmica dos ecossistemas e o seu papel na conservação da biodiversidade. Tem-se assistido a uma crescente consciencialização, não só da comunidade científica, no que diz respeito à necessidade de conservação das zonas húmidas, mas também do poder político e da sociedade em geral. Com esta mudança de atitude, assiste-se a um aumento de legislações, com vista à protecção destas áreas, quer a nível regional, quer a nível global.

Internacionalmente, em termos legais, a Convenção de Ramsar, define zonas húmidas como "zonas de pântano, charco, turfeira ou água, natural ou artificial, permanente ou temporária, com água estagnada ou corrente, doce, salobra ou salgada, incluindo zonas marinhas cuja profundidade na maré baixa não exceda os seis metros". Esta definição vasta engloba rios, lagoas costeiras e até as áreas de recife de coral, constituindo esta convenção o único tratado global relativo ao meio ambiente que se foca num determinado tipo de ecossistemas. Actualmente, subscrevem esta convenção 160 países e existem 1896 sítios designados que abrangem uma superfície total de 185.467.509 hectares (Ramsar2010).

No entanto, e apesar desta tendência positiva global, continua a verificar-se a destruição de zonas húmidas, uma vez que estes ecossistemas se encontram, cada vez mais, em conflito com inúmeras actividades humanas. Esta "destruição" é particularmente evidente em zonas húmidas temporárias pois, tradicionalmente, as áreas temporariamente encharcadas sempre foram conotadas com áreas de terra desaproveitadas (Williams 2006) e improdutivas, sendo particularmente vulneráveis devido ao seu tamanho reduzido e à sua temporalidade.

O que é um charco temporário?

De uma forma simplificada podemos dizer que um charco temporário é uma zona húmida de água doce parada e sazonal, em que os períodos de encharcamento alternam ciclicamente com períodos de dessecação.

O conceito geral de charco temporário engloba diversos subtipos de charcos que variam consideravelmente consoante o clima da região, a composição do substrato geológico e pedológico, sendo estas características determinantes para as suas comunidades biológicas. Os charcos temporários não constituem um ecossistema homogéneo e apresentam uma grande variabilidade quanto à forma, tamanho e período de inundação. Por exemplo, os charcos (dayas) de Marrocos podem ter uma superfície de vários hectares, enquanto as depressões cupulares rochosas da Sicília são muitas vezes inferiores a um metro quadrado (EPCN 2008). Na literatura, para além de podermos encontrar várias definições de charco temporário ainda não existe um sistema, amplamente aceite, que permita classificar as tipologias de charcos temporários, com base em critérios ambientais específicos (Zacharias *et al.* 2007).

Os charcos temporários, como zonas húmidas que são, também se encontram reconhecidos pela Convenção de Ramsar e de acordo com esta podem ser definidos como pequenas áreas (geralmente inferiores a 10 hectares) pouco profundas e que são caracterizadas pela alternância entre fases secas e inundadas. Os charcos ocorrem em depressões, geralmente endorreicas, que estão submersas por um período suficientemente longo, de forma a permitir o desenvolvimento de solos hidromórficos, vegetação anfíbia e fauna específica. No entanto, e de uma forma igualmente importante, secam por um período suficiente para que não ocorram plantas e animais mais comuns e característicos das zonas húmidas permanentes (Grillas *et al.* 2004). Os charcos temporários são comuns em toda a Europa, incluindo as regiões Norte e Alpina. Contudo, na região Mediterrânica existe um tipo de charcos temporários, os charcos temporários mediterrânicos, que constituem um dos mais notáveis e ameaçados habitats de água doce da Europa EPCN (2008).

Os charcos temporários mediterrânicos são depressões pouco profundas, que apresentam uma alternância anual recorrente entre uma fase inundada invernal e uma fase seca estival, colonizadas por uma flora e fauna particular. A temporalidade da presença de água no sistema está intimamente dependente da topografia, normalmente depressionária e pouco declivosa, e da existência de uma camada de solo que lhes confere a impermeabilização.

No inverno os charcos enchem com água fundamentalmente procedente das chuvas, atingindo profundidades máximas de menos de meio metro. No início da primavera a inversão do balanço hídrico entre a quantidade de precipitação e de evapotranspiração tem como consequência o desaparecimento gradual do espelho de água. Esta dinâmica espaço-temporal condiciona a composição e zonation das biocenoses nos charcos.

À escala global, os charcos temporários mediterrânicos encontram-se distribuídos em regiões de clima tipo mediterrânico, tendo uma vasta distribuição que abrange não só a bacia do Mar Mediterrânico, mas também a zona central da Califórnia e Chile, a zona sudoeste da Austrália e a parte sul da África do Sul (Barbour & Minnich 1990, Blondel & Aronson 1999). Na Europa os charcos temporários mediterrânicos têm a sua área de distribuição preferencial (85%) na Península Ibérica (Ruiz 2008).

No contexto europeu os charcos temporários mediterrânicos estão abrangidos pela Directiva Comunitária Habitats, com vista à conservação dos habitats naturais (anexo I) e de espécies da flora e da fauna selvagens (anexo II, IV e V) considerados ameaçados no território da União

Europeia (Decreto-Lei n.º 49/2005, EC 2007). A ficha de caracterização do habitat 3170* (habitat prioritário charcos temporários mediterrânicos) do Plano Sectorial da Rede Natura 2000 estabelece critérios que permitem caracterizar e classificar o habitat em território português (Silva 2009). De acordo com essa diagnose, os charcos temporários mediterrânicos são depressões endorreicas ou localizados na margem de cursos de água doce, sazonalmente inundados por uma pequena altura de água doce. Os charcos temporários mediterrânicos são colonizados por complexos de comunidades (microgeosigma) de plantas vasculares, na sua maioria anuais, adaptadas a solos temporariamente encharcados, cujas comunidades pertencem a mais do que uma aliança da ordem *Isoetalia* (classe *Isoeto-Nanojuncetea*) (ALFA 2004).

* - habitat de interesse prioritário para a conservação

A importância biológica dos charcos temporários mediterrânicos

Os charcos temporários mediterrânicos são zonas húmidas e como tal adquirem a sua importância pelas funções ecológicas que desempenham. Para além desta intrínseca importância a nível ecológico, os charcos temporários estão também actualmente no centro das atenções, numa perspectiva conservacionista, pelo seu elevado valor biológico, devido à diversidade específica que possuem. Comparativamente com outras zonas húmidas, tais como rios, ribeiros, lagos ou lagoas, os charcos contribuem mais para a biodiversidade, a um nível regional, pois albergam não só um maior número de espécies, como também espécies pouco vulgares e raras (Williams 2003). Esta diversidade engloba diversos grupos biológicos como as plantas, macroinvertebrados, anfíbios e aves, tendo sido provado que os charcos não têm necessariamente que ter grandes dimensões pois podem albergar, em poucos metros quadrados, uma diversidade biológica relevante em termos de conservação (Oertli *et al.* 2002, Biggs *et al.* 2005, Céréghino *et al.* 2008, Davies *et al.* 2008).

Os charcos temporários mediterrânicos apresentam uma flora e fauna adaptadas às condições ecológicas que lhes são próprias, nomeadamente a sazonalidade da disponibilidade hídrica. A peculiaridade das espécies características destes ecossistemas é devida ao seu grau de especialização e aos diferentes mecanismos adaptativos que desenvolveram para poder tolerar e sobreviver a essas condições ecológicas extremas (Bonner *et al.* 1997, Keeley & Zedler 1998, Blondel & Aronson 1999, Schwartz & Jenkins 2000, Grillas *et al.* 2004, Rhazi *et al.* 2004).

As espécies vegetais e animais presentes têm de ter capacidade de sobreviver em condições de submersão durante alguns meses, completar o seu ciclo de vida num curto período primaveril e, seguidamente, suportar as condições de secura extrema estival (Keeley & Zedler 1998, Deil 2005, Holland & Hollander 2007). Por exemplo, os crustáceos (ex: *Triops*) produzem ovos que podem enquistar e resistir durante largos meses dessecados. Em termos faunísticos a ocorrência de períodos de dessecação total é muito importante, uma vez que assegura que algumas espécies predadoras (ex: peixes e lagostim) não colonizem os charcos (Beja & Alcazar 2003). A dinâmica hidrológica, também é determinante para as espécies vegetais que colonizam estes habitats. A existência de um período de encharcamento cíclico impede que espécies vegetais terrestres os invadam (Rhazi *et al.* 2006) e por sua vez o período seco impede o estabelecimento de plantas aquáticas que necessitam de água quase permanente.

Durante grande parte do ano, os charcos temporários são ecossistemas discretos e pouco apelativos. Inúmeras espécies animais têm o seu ciclo de vida intimamente ligado à hidrodinâmica destes habitats e dependem deles para a sua sobrevivência. Existem inúmeros trabalhos realizados para diversos grupos faunísticos que demonstram a importância dos charcos temporários mediterrânicos, nomeadamente para anfíbios (Lathrop *et al.* 2005, Gómez-Rodríguez *et al.* 2009), crustáceos (Stevens

& Jenkins 2000, Philippi *et al.* 2001, Eitam *et al.* 2004, Bagella *et al.* 2010), macroinvertebrados (Briers & Biggs 2003, Oertli *et al.* 2008) e plantas (Medail *et al.* 1998, Fernández-Aláez *et al.* 1999, Pinto-Gomes *et al.* 1999, Barbour *et al.* 2003, De Bélair 2005, Espírito-Santo & Arsénio 2005, Fraga i Arguimbau 2008, Serrano & Zunzunegui 2008, Bagella *et al.* 2009, Molina *et al.* 2009, Silva *et al.* 2009).

Estes habitats de água doce foram durante muito tempo negligenciados, mas actualmente verifica-se que são alvo de um interesse crescente. No entanto, segundo Oertli *et al.* (2009) em termos de pesquisa académica ainda se verifica um desequilíbrio de interesses que se traduz num maior número de publicações científicas sobre outros sistemas dulçaquícolas, tais como os rios e os grandes lagos. Os mesmos autores enfatizam a necessidade de se desenvolverem mais estudos centrados nos charcos, pois ainda existem lacunas de conhecimento base sobre a biologia e ecologia destes pequenos e complexos sistemas. É dado especial ênfase à necessidade de estes estudos versarem sobre os habitats mais ameaçados a nível europeu, nomeadamente os charcos temporários mediterrânicos.

Área de estudo

A área de estudo do presente trabalho situa-se no litoral da Península Ibérica, mais concretamente no planalto sudoeste de Portugal continental (Figura 1.1). Esta faixa litoral que se estende por cerca de 100km, numa orientação Norte-Sul, tem uma largura variável entre 5 e 15 km. A linha de costa é caracterizada por falésias cuja altitude não ultrapassa os 150 metros sobre o nível do mar. Esta área é designada também por planalto costeiro pois o seu relevo é apenas ligeiramente ondulado, não possuindo declives acentuados, excepto nos vales das linhas de água.

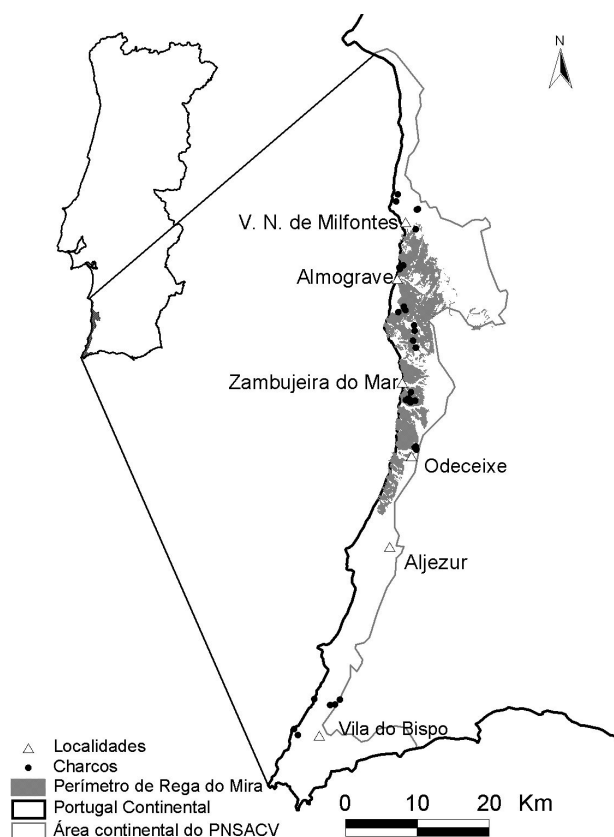


Figura 1.1 Localização da área de estudo.

A faixa litoral é uma plataforma de abrasão marinha (Pereira 2000, Arsénio *et al.* 2009), cuja elevação se deve a movimentos tectónicos. De uma forma geral, esta plataforma é consequência de um arrasamento em xistos e grauvaques, com bancadas quartzíticas, ou em rochas sedimentares, carbonatadas ou detríticas (Pereira 2000). Em termos de formações geológicas, o território é dominado pelas formações da Brejeira (Namuriano médio Vestefaliano inferior) do Grupo do Flysch do Baixo Alentejo (Carbónico) e as areias, calhaus rolados, cascalheiras ou cascalheiras, areias e argilas do Plio-Plistocénico (Oliveira 1984, ERHSA 2001, Hidroprojecto 2008). Sobrejacentes a estas formações encontra-se uma estrutura sedimentar recente do ponto de vista litológico. Genericamente, a linha de costa é formada por uma estrutura rochosa sedimentar, podendo ao longo de toda a faixa litoral observar-se depósitos arenosos designadamente numerosas dunas fossilizadas, arenitos pouco consolidados e dunas móveis.

Na área de estudo predominam os solos de textura ligeira e de horizonte superficial arenoso, formados a partir de areias e arenitos do Pliocénico. Subjacente a este horizonte encontra-se geralmente um horizonte de acumulação de argila de muito baixa permeabilidade, de génese podzólica. Estas bancadas de surraipa, em condições de topografia depressionária, provocam drenagem deficiente dos solos (Jacob 2006).

De acordo com a cartografia biogeográfica de Portugal continental de Costa *et al.* (1998), actualizada recentemente por Rivas-Martínez (2007), a área de estudo insere-se na sua totalidade na Região Mediterrânica, Sub-Região Mediterrânica Ocidental, Província Lusitano-Andalusa Litoral, Subprovíncia Gaditano-Algarviense, Sector Algarviense e Superdistrito Costeiro Vicentino.

O clima da área estudada é mediterrânico com influência oceânica, caracterizado pelas amenas temperaturas inverniais, período de seca estival bem marcado e baixa ocorrência de geadas. De um modo genérico, verifica-se um gradiente de Norte para Sul. Bioclimaticamente, a área inclui-se no termotipo termomediterrânico, com os valores do índice de termicidade compensada (Itc) aumentando de Norte para Sul. Segundo Monteiro-Henriques (2009) os valores de Itc variam, nos locais estudados, de 376 a 399. A título ilustrativo a localidade de Zambujeira do Mar é classificada como termomediterrânico superior e, por sua vez, a localidade de Vila do Bispo, mais a sul, já é classificada como termomediterrânico inferior (Mesquita 2005). Também de Norte para Sul existe uma diminuição progressiva dos valores médios de precipitação anual de 614 para 456mm. Consequentemente, em termos de ombroclima verifica-se um gradiente de aridez do ombrotipo seco superior (ex: Zambujeira do Mar) para o seco inferior (ex: Vila do Bispo) (INMG 1991). No entanto, de uma forma generalizada, podemos classificar o bioclima da área de estudo como mediterrânico pluvioestacional oceânico e o piso bioclimático como termomediterrânico seco.

Do ponto de vista administrativo a área de estudo abrange parte dos distritos de Beja e Faro, em particular os Concelhos de Odemira e Vila do Bispo, respectivamente. Em termos legais, a quase totalidade da área insere-se no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV). Este território foi inicialmente classificado como Paisagem Protegida, pelo Decreto-Lei n.º 241/88, de 7 de Julho, e mais recentemente reclassificado como Parque Natural pelo Decreto-Regulamentar n.º 26/95, de 21 de Setembro. O estatuto de protecção da área foi posteriormente reforçado com a criação do Sítio de Interesse Comunitário Costa Sudoeste (Resolução do Conselho de Ministros nº 142/97, de 28 de Agosto) e designação de Zona de Protecção Especial para Aves Selvagens da Costa Sudoeste (Decreto-Lei nº 384-B/99, de 23 de Setembro).

Uso do solo

O território estudado constitui uma das poucas áreas europeias onde ainda podemos observar troços

costeiros selvagens e alguns habitats bem conservados. São estes factos, juntamente com a diversidade ecológica e espécies endémicas que aí ocorrem, que conferem à costa Sudoeste portuguesa um reconhecimento internacional, para além dos estatutos de protecção acima referidos.

No entanto, a conservação dos valores naturais desta área está longe de ser um processo pacífico e consensual, verificando-se um conflito entre as restrições impostas pelos órgãos de conservação da natureza e as expectativas de uso do solo por parte dos proprietários dos terrenos (Trigo 2003). Para além da grande pressão turística que se faz sentir sobre muitos terrenos, grande parte do território está abrangido pelo Aproveitamento Hidroagrícola do Perímetro de Rega do Mira. Esta área abrange 13.653 hectares desde a charneca de Odemira ao planalto do Rogil, dos quais, cerca de 11.948 hectares encontram-se inseridos na área classificada do PNSACV, aí vigorando em regime de excepção (Trigo 2005).

Historicamente, até ao século XIX, esta região apresentou uma densidade populacional baixa pois as condições para a fixação de população não eram favoráveis. Solos pobres, mal drenados, ventos marítimos carregados de salsugem, entre outros, eram factores limitativos para a cultura dos cereais tradicionalmente cultivados. Ainda no final do século XIX, surge a cultura do arroz, tornando possível o aproveitamento dos terrenos alagadiços. Já no século XX e até meados dos anos 70 as culturas predominantes eram de sequeiro, milho, abóbora, centeio e cevada. As áreas mal drenadas eram aproveitadas, mas apenas a partir de meados da primavera, para a cultura de batata-doce, feijão, milho e amendoim (Canha 2010).

A partir da década de 70, com o início da exploração do Aproveitamento Hidroagrícola do Mira, as culturas de sequeiro foram sendo substituídas por regadio, e as tradicionais explorações agrícolas de carácter familiar substituídas por explorações intensivas (Figura 1.2). Estas explorações têm geralmente grandes dimensões, e estão vocacionadas para uma agricultura de precisão, mecanizada e níveis de produção em larga escala, para satisfazer as exigências actuais do mercado (Canha & Pinto-Cruz 2010). As estufas de floricultura e frutos vermelhos, as plantações de prúteas, as culturas de saladas anãs e os campos de tapetes de relva, são o exemplo da diversidade das actuais produções em larga escala que se podem encontrar na região, principalmente na charneca de Odemira, cujas exigências de produção não são compatíveis com a conservação da biodiversidade e valores naturais, nomeadamente os charcos temporários.

Os charcos temporários mediterrânicos foram durante largo tempo elementos dominantes da paisagem do Sudoeste português e a sua preservação compatível com os usos tradicionais extensivos do solo. No entanto, nas últimas duas décadas tem-se assistido à sua degradação e regressão da área de distribuição de uma forma acentuada. Dos 236 pontos cartografados, por Alcazar (1998), como corpos de água doce temporária, 40 % foram destruídos por drenagem e/ou colmatagem e 12%



Figura 1.2 Evolução da paisagem na charneca de Odemira: A - 1957/1958, foto recuperada do original por Vitor Correia (Jacob, 2006) e B - actualidade, 2009.

foram aprofundadas para fazer charcos permanentes. Em menos de 11 anos apenas 48% dos pontos cartografados subsistem como habitats temporários de água doce (Canha 2010).

Na região do PNSACV, estes habitats têm sido alvo de alguns estudos que demonstram a sua importância para a conservação da biodiversidade e valores naturais, em termos faunísticos (Antunes 1991, Alcazar 1998, Chaves 1999, Beja & Alcazar 2003, Machado *et al.*, 1999a e 1999b, Segurado 2000, Cancela da Fonseca *et al.* 2008). Contudo, no que diz respeito a estudos de flora e vegetação, apenas se encontrou publicado um elenco florístico no trabalho de Gordo & Galera (2000).

Objectivos

O conhecimento da biologia, ecologia e dinâmica das comunidades vegetais de charcos temporários é o objectivo principal da presente dissertação. Neste contexto, este estudo pretende responder às seguintes questões:

que comunidades vegetais estão presentes nos charcos temporários do território Sudoeste de Portugal continental ?;

quais dessas comunidades são características?;

que tipos de charcos temporários estão presentes na área de estudo?;

quais são as espécies vegetais bioindicadoras dos diferentes tipos de charcos?;

que factores ecológicos estão relacionados com os tipos de charco temporário?;

que grupos funcionais reflectem os tipos de plantas características de charcos temporários mediterrânicos?;

em termos conservacionistas a dinâmica ecológica destes habitats é compatível com o seu uso?;

é possível realizar a recuperação ecológica dos charcos temporários degradados?

CHARCOS TEMPORÁRIOS. MANUAL DE INTERPRETAÇÃO

Aspecto primaveril de um charco temporário mediterrânico.



Submitted to: ICNB, ICAAM and Cátedra Rui Nabeiro
Pinto-Cruz C., Silva V., Pedroso, N. & Canha P. as authors.

Charcos Temporários

O que é um charco? Uma lagoa pequena ou uma poça de água grande?

Várias definições foram sendo propostas ao longo dos tempos, segundo diferentes critérios de tamanho, profundidade ou origem da água acumulada. Os charcos podem variar em dimensão desde um metro quadrado até poucos hectares, podem ter carácter permanente ou sazonal e podem ser de origem natural ou humana. Em termos de profundidade, acresce outra definição, a noção fundamental de que a altura da água deve permitir a colonização de plantas em toda a extensão da massa de água. No caso dos charcos temporários a altura máxima da água não ultrapassa alguns centímetros.

Charcos Temporários e Biodiversidade

Os charcos temporários são ecossistemas típicos da Região Mediterrânica. A uma escala global os charcos temporários distribuem-se por diversas áreas de clima mediterrânico, como sendo toda a bacia mediterrânica, o Sul da Califórnia, o Sudoeste da Austrália, a África do Sul e a zona central do Chile.

Estes ecossistemas consistem em pequenas depressões, inundadas temporariamente por água doce, com menos de meio metro de altura, estando sujeitos à variabilidade das condições do clima mediterrânico - chuvoso no inverno e quente e seco no verão. Consoante a época do ano, os charcos temporários alternam entre uma fase aquática, em que existe um período de submersão, e uma fase terrestre, em que ocorre dessecação do solo.

Como resultado da adaptação a estas condições ecológicas específicas, os seres vivos que colonizam estes ambientes são peculiares e de elevado interesse. Estudos dos diversos grupos característicos de fauna e flora mostram que estas áreas, de pequenas dimensões, comparativamente com outros meios aquáticos, apresentam maior diversidade específica. Este facto está relacionado com a dinâmica e grande oscilação ao longo do tempo e do espaço das condições abióticas dos charcos temporários.

Com as primeiras chuvas de outono, as plantas e os animais iniciam o processo de colonização do charco. Durante a primavera põem em prática as suas estratégias adaptativas para fazer frente ao período de estiagem que se aproxima, reproduzindo-se através de sementes ou ovos, formas que aguardarão dormentes pela chegada de novas chuvas outonais para completarem o seu ciclo de vida. No que respeita à vegetação, as plantas organizam-se em estratégias biológicas diferentes de acordo com a altura do ano: as plantas aquáticas flutuantes, com as folhas e flores à superfície, dominam o charco no início da primavera, sucedem-se as plantas anfíbias, que começam o seu desenvolvimento vegetativo ainda submersas e florescem apenas quando a água começa a evaporar, persistindo até à chegada da fase seca (início do verão). Quanto à fauna, os charcos temporários servem de zona de alimentação e de reprodução a várias espécies de aves, anfíbios e invertebrados, sendo cruciais para a existência de algumas espécies pouco comuns e com elevado valor de conservação.

Pela sua diversidade e importância ecológica, os charcos temporários encontram-se abrangidos pela Convenção de Ramsar, pela Directiva Quadro da Água e foram, mais recentemente, considerados habitats naturais prioritários para conservação, pela Directiva Habitats da União Europeia.

Tipos de Charcos Temporários

Os charcos temporários ocorrem em territórios de fisionomia plana, normalmente com uma camada

de solo impermeável que permite a acumulação de uma pequena quantidade de água proveniente das chuvas. Dependendo do tempo de permanência de água, estes ecossistemas são colonizados por plantas vivazes ou anuais, espécies que indiciam o grau de naturalidade e/ou perturbação do charco temporário. Os agrupamentos vegetais, quando bem conservados, permitem a classificação de um charco temporário como habitat natural. O conhecimento das espécies bioindicadoras, que diagnosticam determinado habitat natural, é uma forma fácil, clara e prática de identificar e distinguir os vários tipos de ecossistemas aquáticos temporários, que são usualmente englobados na ampla definição de charco temporário.

Este manual ilustra as tipologias de charcos temporários presentes no Planalto Costeiro Alentejano, mas a sua aplicabilidade pode ser extensiva a outras regiões do Sul de Portugal.

Nas zonas cobertas periodicamente por águas doces superficiais ocorre vegetação anual e pioneira, com um ciclo de vida curto, pertencente à classe de vegetação *Isoeto-Nanojuncetea*. Estas comunidades, quando organizadas em faixas floristicamente homogêneas, segundo um gradiente de disponibilidade hídrica, são classificadas como habitat prioritário 3170* - charcos temporários mediterrânicos. Como espécies indicadoras que têm de coexistir num charco temporário para configurar o habitat prioritário 3170* bem conservado, salienta-se: *Eryngium corniculatum*, *Isoetes velatum* e *I. setaceum* na zona encharcada por mais tempo e *Isoetes histrix*, *Juncus capitatus*, *Lotus hispidus*, *Chaetopogon fasciculatus* na margem (Pinto-Cruz et al. 2009).

Nas áreas de solos mais lodosos, inundados por águas mais profundas, pobres em nutrientes e que chegam a secar durante o verão, podem ocorrer comunidades vegetais vivazes que têm correspondência fitossociológica na classe *Isoeto-Littorelletea*. Esta vegetação, de carácter atlântico, é classificada como habitat 3110 - Águas oligotróficas em solos arenosos com vegetação da *Littorelletalia*. As espécies indicadoras, que têm de coexistir num charco temporário para configurar o habitat 3110 bem conservado, são: *Juncus heterophyllus* e *Isolepis fluitans* na zona central; *Eleocharis multicaulis*, *Juncus emmanuelis* na faixa intermédia. Na zona de margem podem ocorrer espécies características de ambientes turfosos, como: *Anagallis tenella*, *Pinguicula lusitanica*, *Juncus bulbosus* e *Hypericum elodes*.

Charcos Temporários para o Futuro

Os charcos temporários são habitats pouco frequentes que surgem no território mediterrânico quando conjugadas as condições de depressão topográfica com a impermeabilidade do solo e encharcamento que não vá para além do período final da primavera. Estes corpos de água, apelidados por vezes de brejos ou lagoas temporárias, eram tradicionalmente utilizados pelo Homem de forma sustentada. No entanto, com as pressões socioeconómicas do actual modelo de desenvolvimento, a sua representatividade na paisagem tem vindo diminuir. A agricultura intensiva e a urbanização contribuem visivelmente para a regressão destes habitats. Porém, factores menos evidentes como a introdução de espécies exóticas ou o excesso de nutrientes acumulados no solo provenientes das culturas agrícolas intensivas levam também à sua degradação (Canha & Pinto-Cruz 2010).

A vulnerabilidade e grau de ameaça a que estes habitats estão sujeitos são devidos ao seu carácter sazonal e à sua reduzida dimensão, características a que acresce o desconhecimento da sua importância ecológica em termos de manutenção de biodiversidade e do seu papel no sequestro de carbono e consequente mitigação dos efeitos das alterações climáticas globais.

A manutenção e conservação dos charcos temporários dependem essencialmente de boas práticas agrícolas e florestais, evitando a mobilização do solo e promovendo o pastoreio extensivo. A existência de estatutos legais de protecção por si só não se revela suficiente para uma eficaz preservação; a conotação dos charcos temporários a áreas desaproveitadas no espaço rural é um juízo errado que

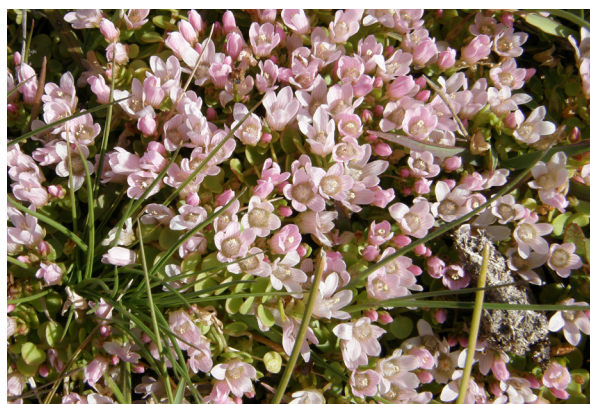
urge alterar. É necessário sensibilizar e envolver as comunidades locais através da divulgação do conhecimento que se tem acerca destes habitats, para que o seu valor natural, cultural, paisagístico e económico seja compreendido pelo público em geral e tido em conta em políticas de gestão e ordenamento do território.

Plantas Características

PRIMULACEAE

Anagallis tenella (L.) L.

Planta com caules quadrangulares de 7 a 25 cm que vive prostrada no solo, em solos encharcados pré-turfosos. As folhas são pequenas (menos de 1cm), glabras, opostas e levemente pecioladas. Nas axilas das folhas surgem, durante os meses de Maio a Julho, as flores cor-de-rosa, que se abrem apenas quando expostas plenamente ao sol. As flores são erectas, têm forma de funil e possuem 5 pétalas. Os estames, destas flores, são muito característicos pois os seus filamentos (filetes) possuem pêlos compridos na base. O fruto é uma cápsula que contém inúmeras sementes. Esta pequena erva, conhecida como murrião-dos-pântanos, é bastante atractiva pois forma extensos e vistosos tapetes rosados pelas suas muitas flores.



ALISMATACEAE

Baldellia ranunculoides (L.) Parl.

Espécie frequente nas zonas húmidas de toda a Região Mediterrânica.

É uma planta perene com aspecto variável dependendo das condições ecológicas. As plantas juvenis quando submersas formam uma roseta basal de folhas lineares sem pecíolo desenvolvido. Por outro lado, as folhas emersas e maduras apresentam pecíolos compridos bem definidos e o limbo com forma lanceolada.

As flores, surgem durante os meses de Abril a Agosto e estão dispostas numa inflorescência terminal em forma de umbela. Muito parecidas às de *Alisma* spp., as flores desta espécie apresentam 3 pétalas rosadas e têm cerca de 1,5 cm de diâmetro, com pedicelos compridos (3 a 9 cm) que recurvam na frutificação. As inflorescências por vezes enraízam desenvolvendo novas plantas em cada nó.

O fruto é constituído por múltiplos aquénios dispostos helicoidalmente. Durante a frutificação, e pela disposição dos vários frutos na inflorescência, a característica de todos



os pedicelos derivarem de um mesmo ponto, facilita o reconhecimento desta espécie no campo. Outra curiosidade que ajuda à sua identificação é o cheiro a coentros limonados que liberta das suas folhas quando esmagadas.

UMBELLIFERAE

Caropsis verticillato-inundata (Thore) Rauschert

Planta muito discreta, vivaz, geralmente com 5 a 10 cm. Os caules são maioritariamente rastejantes, formando pequenos tapetes devido ao fácil enraizamento e desenvolvimento dos mesmos. As folhas, com pecíolo longo, são divididas em pequenos segmentos aparentemente verticilados.

As pequenas flores brancas estão dispostas em umbelas de 3 a 6 raios desiguais, podendo apresentar uma nervura central rosada. Na base das inflorescências, e de cada flor, existem pequenas folhas modificadas (brácteas e bractéolas) inteiras. A sua floração ocorre entre Junho e Setembro.



O género *Cariopsis* é constituído por esta única espécie. É uma planta pouco abundante, ocorrendo as poucas populações identificadas preferencialmente em solos ácidos. Sendo considerada ameaçada globalmente, tem o estatuto de espécie vulnerável na Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN). A nível europeu é endémica da parte ocidental da Europa e também é considerada uma espécie com interesse para conservação na Directiva Habitats (ICN, 2005).

UMBELLIFERAE

Carum verticillatum (L.) W.D.J. Koch

Planta com as folhas maioritariamente basais, divididas em segmentos finos dispostos em torno da nervura principal da folha, parecendo verticilados, o que dá o nome à espécie.

Na base do caule, cujo tamanho pode variar entre 40 e 90 cm, podem observar-se restos fibrosos de folhas velhas. Também na sua raiz, que é ramificada, podemos ver fibras grossas.

Quando os charcos começam a secar estas plantas apresentam um aspecto delgado, com folhas muito longas e finas, uma vez que os segmentos das folhas se encontram mais concentrados na parte superior da folha.

As diminutas flores brancas estão agrupadas



em umbelas pequenas que, por sua vez, se reagrupam em inflorescências maiores que podem ter entre 6 a 15 raios. A época de floração decorre de Abril a Julho. Os pequenos falsos frutos têm as nervuras bem marcadas lembrando o dos cominhos, o que deu origem ao nome vulgar desta planta, os cominhos-dos-prados.

GRAMINEAE

Chaetopogon fasciculatus (Link) Hayek

Tal como a maioria das espécies da família das gramíneas, o chaetopogão-aos-molhos possui flores muito pouco atractivas, uma vez que não apresenta pétalas coloridas. Com uma observação mais atenta podem-se identificar os estames bem desenvolvidos, capazes de produzir grandes quantidades de pólen, uma vez que a polinização destas plantas é realizada pelo vento.

As folhas são glabras, lineares e envolvem o caule na zona da bainha.



As flores estão protegidas por um conjunto de brácteas (glumelas) e reúnem-se uma a uma num conjunto de espiguetas (por sua vez limitadas pelas glumas), tendo uma arista para facilitar a disseminação da semente.

Plantas de modesta aparência, mas que devido a formarem frequentemente arrelvados densos de tom avermelhado na margem dos charcos, são chamativas no seu conjunto.

GENTIANACEAE

Cicendia filiformis (L.) Delarbre

Pequena erva anual erecta e delgada que raramente atinge mais do que 10 cm de altura.

No início do seu desenvolvimento apresenta uma roseta basal de folhas que secam com a maturação, persistindo apenas as folhas caulinares. O caule pode ramificar ligeiramente e apresenta no ápice de cada ramo flores solitárias.

As flores com 3 a 6 mm, de cor amarelo-vivo, são longamente pecioladas e apresentam uma corola em tubo, fendida em quatro lóbulos que



se assemelham a quatro pétalas livres. A época de floração desta espécie decorre principalmente nos meses de Abril e Maio.

CYPERACEAE

Eleocharis multicalis (Sm.) Desv.

Erva vivaz densamente cespitosa que forma arrelvados na faixa intermédia dos charcos.

Os caules esverdeados são finos, sem folhas caulinares e com as folhas basilares reduzidas à bainha. As bainhas superiores são agudas e terminam de forma oblíqua em relação ao caule. Espiguetas de 5-15 mm, castanho-amareladas,



com menos de 30 flores, frequentemente vivíparas (como na imagem à direita). Ou seja, ainda na espiguetas da planta mãe, novas plantas iniciam o seu desenvolvimento por multiplicação vegetativa (sem formar sementes), libertando-se já formadas. Planta de solos lodosos, que floresce de Junho a Julho.

CYPERACEAE

Eleocharis palustris (L.) Roemer & Schultes

Planta vulgarmente conhecida por junco-marreco, muito comum nas zonas húmidas, à excepção de solos salinos. Pode reproduzir-se por semente, mas possui também um vasto sistema de rizomas estolhosos que permite a sua reprodução vegetativa. Nos charcos pode ser encontrada na zona central formando juncais densos, com 40 a 50 cm de altura, quase monoespecíficos. As plantas desta espécie são constituídas por caules simples, cilíndricos, com o seu interior preenchido de tecidos aeríferos,



que lhe permitem manter o porte erecto mesmo dentro de água.

As folhas reduzem-se a uma bainha truncada (termina de forma perpendicular ao caule) o que lhe confere uma aparência de planta sem folhas.

Espécie frequentemente pouco chamativa devido ao seu tipo de flores, pois não possui pétalas nem sépalas e os seus órgãos reprodutores encontram-se apenas protegidos por uma gluma (bráctea). As flores reúnem-se numa espiguetas (7 a 25 mm) que constitui uma inflorescência terminal solitária de cor acastanhada.

UMBELLIFERAE

Eryngium corniculatum Lam.

Planta espinhosa que coloniza as zonas mais fundas dos charcos temporários, ou seja, o centro onde ocorre um período de encharcamento mais prolongado. Apesar de pertencer à família das umbelíferas, esta planta assemelha-se muito a um cardo. O caule apresenta uma cor verde-azulada, muito característica. As folhas têm duas formas distintas: quando o terreno está inundado apresenta folhas carnudas ocas que adquirem um aspecto espinhoso e rígido quando o charco começa a secar. Na fase aquática, possui uma roseta de folhas na base que estão quase inteiramente debaixo de



água. Estas apresentam um longo pecíolo de base avermelhada, grosso, com numerosos tabiques transversais. Nesta fase o ápice da folha está emergente e faz lembrar uma pequena colher. Na fase seca, as folhas da base caem prontamente ficando as caulinares que são espinhosas e recortadas.

Floresce de Maio a Outubro, mostrando muitos capítulos azulados com um eixo prolongado num espinho, que faz lembrar um chifre, característica que dá o nome à espécie. Na costa alentejana é frequentemente chamada de cardo-das-lagoas ou bicos-azuis. É um indicador claro do carácter efémero da inundação do local em que se desenvolve, sendo a sua presença bioindicadora do habitat prioritário 3170*.

GENTIANACEAE

Exaculum pusillum (Lam.) Caruel

Pequena planta anual de aspecto débil. O seu caule, que pode ter até 18 cm, é muito ramificado desde a base e possui sec o quadrangular com as arestas ligeiramente espessadas.



As folhas são opostas, quase lineares e medem no máximo cerca de 1 cm.

Quando o sol brilha podemos observar as suas flores rosadas, que medem aproximadamente 3 mm e se dispõem no cimo de longos e delgados pedicelos.

A floração e frutificação ocorrem normalmente durante os meses de Junho e Julho. O fruto é uma cápsula fusiforme que mede apenas 3 a 4 mm.

GRAMINEAE

Glyceria declinata Bréb.

Planta graminóide que começa o seu desenvolvimento ainda dentro de água e que normalmente não cresce mais do que 50 cm de altura. Os nomes comuns conhecidos, azevém-baboso e glicéria-inclinada são alusivos ao facto de as folhas, na fase aquática, se encontrarem declinadas flutuando à superfície da água. As folhas possuem margens lineares paralelas e no ápice contraem-se bruscamente formando uma ponta.

As espiguetas onde se inserem as flores, estão comprimidas lateralmente e agrupadas numa panícula estreita, pouco ramificada que com a maturação abre, tornando as espiguetas patentes.



UMBELLIFERAE

Hydrocotyle vulgaris L.

Esta planta, vulgarmente designada por trevão, enraíza nos nós e tem caules curtos com cerca de 10 cm. A planta é toda glabra excepto na parte superior dos pecíolos.

Apesar das folhas desta planta poderem chegar a ter 5 cm de diâmetro, as flores são tão pequenas, com apenas cerca de 2 mm, que raramente são notadas, ainda que o período de floração desta espécie decorra de Maio a Outubro.

As flores têm 5 pétalas de cor rosada e podem ser observadas emergindo dos caules rasteiros.



As folhas são circulares peltadas, fazendo lembrar pequenos chapéus-de-chuva, porque os seus longos pecíolos estão inseridos no centro da folha. Esta característica é muito identificativa, mesmo quando a planta não está em floração.

***Hypericum elodes* L.**

Planta da família do vulgar hipericão mas um pouco diferente das restantes espécies deste género, devido à densidade de pêlos verde-acinzentados que a cobrem e lhe conferem um aspecto esbranquiçado. Esta característica permite diferenciá-la facilmente de outras espécies mais comuns do género *Hypericum*. Os caules de 10 a 30 cm, são roliços, erectos, partindo de uma zona basal rastejante. As folhas, também densamente cobertas de pêlo, são arredondadas e envolvem completamente o caule.

As pétalas têm cerca de 8 mm e são amarelas como em todas as espécies deste género. Durante o dia e devido à intensidade luminosa do sol, a flor encontra-se, geralmente, fechada.

Esta espécie tem preferência por solos ácidos, distribuindo-se por zonas de solos turfosos de toda a Europa.



CARYOPHYLLACEAE

***Illecebrum verticillatum* L.**

Erva anual que apresenta dois aspectos distintos: na forma aquática, durante o inverno e início da primavera, os caules são filiformes e vermelhos flutuando à superfície da água e podendo atingir 60 a 70 cm; na forma terrestre, que começa geralmente nos meses de Maio e Abril, os caules não atingem mais de 20 cm e crescem de forma prostrada no solo o qual adquire o aspecto de tapete compacto esbranquiçado. As folhas (2 a 6 mm) são opostas, inteiras, com pequenas estípulas escariosas na base.

Nas axilas das folhas agrupam-se entre Abril e Maio as pequenas flores, cuja coloração branca é dada pelas sépalas esponjosas que persistem a envolver o fruto. É vulgarmente conhecida por aranhões.



ISOETACEAE

Isoetes hystrix Bory

Planta do grupo dos fetos cuja reprodução, como tal, é feita por esporos e não por sementes.

Estes *Isoetes* encontram-se geralmente na margem, faixa mais externa e arenosa, dos charcos. A parte aérea da planta é formada por uma coroa de folhas verde escuras (5 a 20 cm de comprimento), estreitas, roliças, que se dispõem sobre o solo em forma de hélice. A parte subterrânea é constituída por um caule curto (a base das folhas), formando-se uma espécie de bolbo subterrâneo. É na base de cada folha que se situam os esporângios (um por folha). Dentro destas bolsas encontram-se os esporos que são esféricos e com as faces ornamentadas por numerosos tubérculos. A sua maturação ocorre de Fevereiro a Maio. É vulgarmente chamado de cebolinho e distingue-se das outras espécies de *Isoetes* por possuir filopódios na base. Os filopódios são folhas modificadas em escamas rígidas, que formam ganchos negros brilhantes.

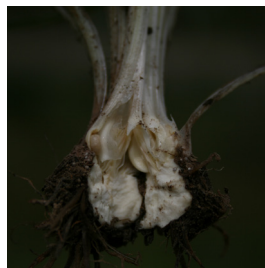


ISOETACEAE

Isoetes setaceum Lam.

Planta de solos mais argilosos, adaptada a períodos de submersão geralmente até 7-8 meses e que pode ser encontrada na zona central dos charcos temporários.

Comparativamente a outros *Isoetes*, é a espécie mais robusta, com folhas que podem atingir 40 cm de comprimento. Estas apresentam uma margem membranácea translúcida que se estende até a uma base larga (5 mm).



Para além de não possuir filopódios, esta espécie tem os esporângios a descoberto, permitindo a observação das estruturas produtoras de esporos quando se destaca a base de uma folha.

Os esporos esféricos são ornamentados por pequenos tubérculos uniformes que maturam durante os meses de Março a Junho.

A presença desta espécie é bioindicadora do habitat prioritário 3170*.

ISOETACEAE

Isoetes velatum A. Braun

Esta espécie de *Isoetes*, tal como todas as outras do género, pode ser facilmente confundida com uma gramínea pelo seu tipo de folhas. Uma forma de verificar e distinguir é observar a parte subterrânea da planta.

Apresenta folhas de 5 a 30 cm, que internamente na sua base, possuem uma concavidade onde se encontram os esporângios. Quando começam a dessecar, a margem basal das folhas apresenta geralmente uma cor negra brilhante na sua face externa, que não deve ser confundida com os filopódios do *Isoetes hystrix*, uma vez que nessa espécie esse tipo de apêndices não está presente.

Esta espécie é mais semelhante ao *Isoetes setaceum*, mas distingue-se deste por ser de menores dimensões e pela presença de uma membrana ou velo que cobre os esporângios.

Os esporos são tetraédricos e maturam de Fevereiro a Maio.

Em relação às outras espécies, esta tem uma dessecção muito rápida no início da época seca e raramente as suas folhas subsistem até Junho.



CYPERACEAE

Isolepis fluitans (L.) R. Br.

Planta perene de caules densamente folhosos ao longo de todo o seu comprimento. As folhas que podem medir até 7 cm, são semelhantes às das gramíneas.

As flores não têm perianto e estão apenas protegidas por uma única gluma. Pelo facto de as glumas serem verdes, as inflorescências também são verdes como o resto da planta.

As espiguetas são muito pequenas (3 mm) e estão no ápice de um comprido pedúnculo que cresce nas axilas das folhas planas. Não existem brácteas na base da espiguetas.



Esta espécie pode ser encontrada na zona mais central dos charcos com solos mais lodosos, flutuando sobre a superfície de água, na fase inundada ou crescendo de forma rasteira sobre o solo, na fase terrestre.

JUNCACEAE

***Juncus bulbosus* L.**

Planta vivaz, sem rizomas e que se caracteriza pelo engrossamento da base dos caules em forma de bolbinhos. Esta espécie é cespitosa e frequentemente enraíza nos nós inferiores do caule.

As folhas filiformes, com cerca de 3 mm de largura, possuem septos transversais e são quase todas basais.

A inflorescência é formada por muitos glomérulos, que agrupam de 2 a 15 flores e as suas brácteas são mais pequenas que as cápsulas castanho-escuras, que têm tamanho igual às peças do perianto.

Floresce de Maio a Julho.



JUNCACEAE

***Juncus capitatus* Weigel**

Pequeno junco anual com cerca de 10 cm, apenas com folhas basilares, subplanas, muito estreitas mas com bainha alargada.



As flores típicas são constituídas por 6 tépalas escarosas e estão agrupadas em glomérulos. Os glomérulos, de 4 a 8 flores, formam a inflorescência que possui na base uma bráctea característica, muito comprida e evidente.

As flores inicialmente têm cor esverdeada, mas ao longo da maturação vão adquirindo uma cor castanho-avermelhado intensa. A floração ocorre de Abril a Junho.



JUNCACEAE

***Juncus emmanuelis* A. Fernandes & Garcia**

Junco perene com rizomas horizontais e estolhos, endémico da Península Ibérica. As raízes filiformes apresentam por vezes nódulos tuberosos.

Apesar de ter caules delgados, com menos de meio centímetro de diâmetro, a altura desta planta ronda os 30 cm, podendo mesmo atingir os 50 cm. Na base do caule as folhas estão reduzidas à bainha, existindo apenas 2 a 4 folhas caulinares. As folhas caulinares são cilíndricas, tubulosas e têm as bainhas alargadas.

As vistosas inflorescências ocorrem de Maio e Junho, sendo constituídas por, glomérulos com 8 a 15 mm de diâmetro e 10 a 20 flores cada um. As flores têm tépalas lanceoladas, de cor avermelhada, com 4,5 a 6 mm, cuja ponta fina usualmente é recurvada para o exterior.



JUNCACEAE

Juncus heterophyllus Dufour

Junco perene, avermelhado na base. Consoante o nível da água no charco esta espécie apresenta aspectos ligeiramente distintos. Na fase submersa, os caules flutuantes têm a parte superior erecta e emersa e as folhas são filiformes e muito compridas; os caules rastejantes radicantes nos nós e as folhas tubulosas, claramente divididas em septos, são característicos da fase seca.

A inflorescência erecta é constituída por 4 a 15 glomérulos de 2-6 flores, possuindo uma bráctea inferior foliácea geralmente mais comprida que a própria inflorescência. Esta bráctea terminal assemelha-se muito a uma folha. Segmentos do perigónio (perianto) com 3 a 5 mm, pouco menores que a cápsula, a qual é de cor castanho-avermelhada e apiculada. Ocorre preferencialmente em solos ácidos.



JUNCACEAE

Juncus pygmaeus L.C.M. Richard

Junco anual cespitoso, normalmente de 10 cm de altura. As suas folhas são cilíndricas, tubulosas e septadas, embora os septos não sejam facilmente visíveis devido à reduzida espessura destas (cc. 5 mm).

As inflorescências agrupam até 7 glomérulos, com 2 a 15 flores cada. Nesta espécie a bráctea inferior da inflorescência não é muito evidente. As flores apresentam



frequentemente uma tonalidade rosa conferida pela cor purpúrea das tépalas, que são estreitas e longas. O fruto desta espécie é mais oblongo quando comparado com os outros *Juncus* anuais aqui apresentados.



JUNCACEAE

Juncus tenageia Ehrh.

Junco anual, glabro e cespitoso, de 5 a 35 cm. Os seus caules finos e cilíndricos apresentam um característico tom avermelhado na base.



Esta espécie tem folhas pouco numerosas, apresentando apenas 1 a 3 folhas basais. Estas folhas são finas, subroliças, com margem escariosa e mais curtas que o caule.

A inflorescência desta planta é muito ramificada e tem inúmeras flores que se podem observar de Maio a Agosto e originam cápsulas castanhas, brilhantes e de forma arredondada. As cápsulas são



geralmente maiores que o perianto e podem medir até cerca de 2,5 mm. Na frutificação, este junco tem um aspecto muito característico devido aos inúmeros frutos brilhantes de forma arredondada.

PLANTAGINACEAE

Littorella uniflora (L.) Asch.

Planta herbácea vivaz, caracterizada por uma roseta de folhas basais, raízes grossas e por produzir estolhos radicantes, podendo assim formar verdadeiros arrelvados. Esta espécie consegue desenvolver todo o seu ciclo submersa, não chegando, neste caso, a florir, reproduzindo-se apenas vegetativamente por meio de estolhos. A sua época de floração decorre geralmente nos meses de Maio e Junho.



A mesma planta tem flores femininas e masculinas; as masculinas são solitárias, dispostas sobre um pedicelo comprido (até 3 cm) e têm estames delgados e muito salientes, enquanto as femininas são quase sésseis e situam-se na base da planta.

Esta espécie é pouco frequente em Portugal, onde ocorre predominantemente nos charcos próximos de Vila do Bispo. Coloniza as zonas mais profundas e quando se encontra sem flores (apenas com folhas) pode ser confundida com os *Isoetes* spp. A presença de estolhos é uma característica que permite a sua fácil distinção.

LEGUMINOSAE

Lotus hispidus Desf.

Planta anual da família dos trevos, muito peluda, com cerca de 20 a 30 cm. Devido às suas qualidades como planta forrageira é comumente designada por serradela-da-terra ou trevo-amarelo.

Os caules desta planta são simples ou ligeiramente ramificados e podem ser rasteiros ou erectos. As folhas são constituídas por cinco folíolos, em que o par inferior é usualmente confundido com estípulas.

As flores amarelas medem cerca de 1 cm e estão normalmente agrupadas no ápice do caule. As flores, designadas por papilionáceas, são formadas pelas 5 pétalas típicas das leguminosas: uma maior e recurvada que forma



o estandarte, duas laterais designadas de asas e duas inferiores que formam a quilha.

O fruto é uma vagem pequena (até 1,4 cm), recta e cilíndrica, que abre por duas fendas ao longo do seu comprimento para libertar as pequenas e numerosas sementes.

LYTHRACEAE

Lythrum borystenicum (Schränk) Litv.

Pequena planta anual, normalmente de 10 cm, com caule erecto pouco ramificado, de secção quadrangular e áspero na zona apical. Tem pequenas folhas ovais/arredondadas, geralmente opostas, sésseis ou com o pecíolo extremamente curto.

As flores axilares estão mais concentradas na parte apical do caule e são muito pequenas, com pétalas avermelhadas em número de 5 ou 6, ou por vezes, ausentes. As suas flores podem ser observadas no período entre os meses de Abril e Junho.

Pode ser confundido com o *Lythrum portula*, de nome comum patinha, o qual se diferencia por ter folhas mais espatuladas e pecíolo bem marcado.



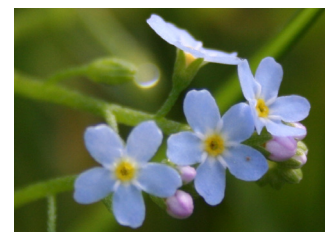
BORAGINACEAE

Myosotis debilis Pomel

Erva anual com cerca de 20 cm, de caule delgado e erecto. Apesar de o caule ser geralmente glabro na base, este está esparsamente coberto por pequenos pêlos aplicados até ao ápice da planta.



As folhas basilares, também esparsamente cobertas de pêlos, têm cerca de 3 cm e forma de espátula alongada.



Corola de cor azul-lilacénea muito atractiva, rodada e com cinco lóbulos cujo diâmetro ronda os 4 mm. As flores estão dispostas ao longo da inflorescência e são suportadas por pedicelos que variam de 2 a 10 mm de comprimento, sendo os da base mais compridos e recurvados na altura da frutificação. A floração ocorre de Março e Maio.

Nos charcos temporários de solos mais turfosos, aparece outro miosótis



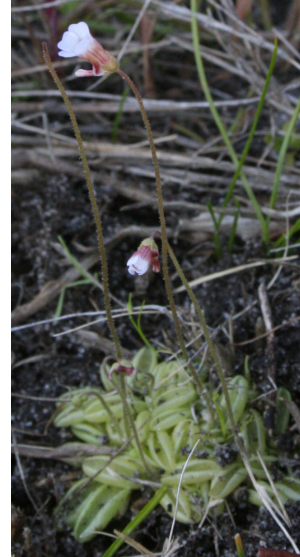
endêmico da costa SW alentejana, o *Myosotis retusifolia* Rocha Afonso. Esta espécie distingue-se da anterior por apresentar caules mais ramificados, com pêlos maiores e erectos e por as folhas basilares se apresentarem densamente cobertas de pêlos e terem forma mais arredondada no ápice.

LENTIBULARIACEAE

***Pinguicula lusitanica* L.**

Planta insectívora pouco comum, própria de ambientes higrófitos. Esta espécie possui a particularidade de ser capaz de digerir pequenos mosquitos para complementar as suas necessidades em nutrientes.

As suas folhas de cerca de 1 cm, agrupadas numa roseta basal, estão cobertas por inúmeros pêlos glandulosos que segregam substâncias pegajosas. É graças a estas substâncias viscosas que a planta consegue aprisionar insectos, começando depois a enrolar as folhas de forma a envolvê-los e a estes serem digeridos por enzimas segregadas pelas mesmas glândulas. As flores bilabiadas de uma cor rosa-pálido são facilmente identificáveis pelo esporão curvo que se observa na base do tubo floral. Estas flores têm menos de 1 cm e dispõem-se solitariamente no ápice de longos escapos delgados desde os meses de Abril a Julho.

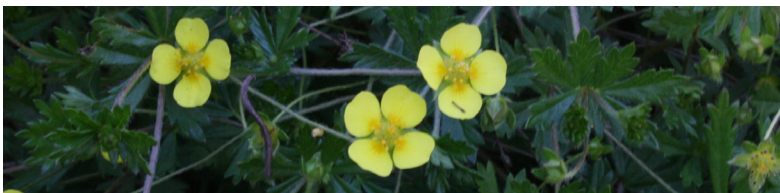


ROSACEAE

***Potentilla erecta* (L.) Rauschel**

Planta perene e rasteira que forma tufos extremamente coloridos devido às suas flores amarelas.

As folhas, de cor verde-escura, são trifoliadas com estípulas grandes que, por se assemelharem aos folíolos, podem fazer



parecer que as folhas são digitadas. As folhas basais têm um pecíolo muito comprido, enquanto as caulinares são sésseis.

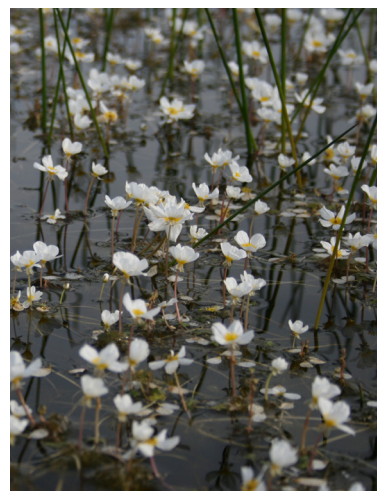
A maioria das suas flores tem 4 pétalas dispostas em forma de cruz e têm cerca de 2 cm de diâmetro. Sete-em-rama, quinquéfólio, potentila e tomentilha são os nomes vulgares conhecidos para esta planta.

RANUNCULACEAE

Ranunculus peltatus Schrank

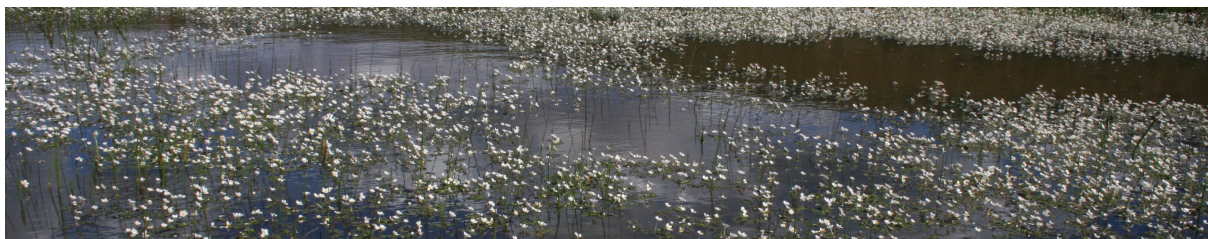
Planta aquática anual de desenvolvimento invernal, pois inicia o seu desenvolvimento vegetativo logo após as primeiras chuvas de outono. Esta espécie prefere águas paradas e pobres em nutrientes.

Possui folhas flutuantes e submersas: as submersas são filiformes, com o limbo dividido em segmentos muito finos fazendo lembrar um pincel debaixo de água, enquanto as flutuantes são laminares e têm forma de rim dividido em 3 lóbulos. A abundância relativa de cada tipo de folha varia conforme o nível de humidade, passando as laminares a serem totalmente dominantes quando o solo começa secar. As flores têm 5 pétalas brancas e são amarelas no centro.



Durante os meses de Março e Abril as flores emergem na superfície da água, fazendo lembrar pequenas borboletas, facto a que é alusivo o seu nome vulgar: borboletas-de-água.

O fruto múltiplo de aquénios faz lembrar um pequenino morango ainda verde no cimo de um comprido pedúnculo com 3,5 a 6 cm.



CAMPANULACEAE

Solenopsis laurentia C. Presl

Planta delicada que possui apenas alguns centímetros de altura. As suas folhas são simples, espatuladas e com margem ligeiramente ondulada, estando agrupadas numa densa roseta basal. As flores são solitárias e podem ser observadas durante os meses de Abril a Julho. Apesar da sua reduzida dimensão, as flores são muito apelativas pela sua cor azul-violeta e forma bilabiada, com os dois lóbulos superiores da corola erectos.

O fruto é uma cápsula que se abre por fendas para libertar inúmeras sementes pequenas e brilhantes.



A Fauna

Os charcos temporários apresentam uma comunidade de fauna de vertebrados e invertebrados muito mais rica do que é possível adivinhar. Estes ambientes discretos assumem um papel considerável na conservação de espécies, sobretudo em termos regionais, de grande variedade de anfíbios e extraordinários crustáceos que remontam a épocas pré-históricas

Tal como para as plantas, a fauna presente nestes ambientes teve de desenvolver estratégias de adaptação para a sua sobrevivência. Como resultado destas adaptações, os charcos suportam uma herança genética muito diversa, albergando muitas espécies raras com estratégias de sobrevivência únicas.

Os charcos temporários constituem uma importante zona de alimentação para várias espécies de aves, como a Cegonha-branca (*Ciconia ciconia*), a Garça-branca (*Egretta garzetta*), o Abibe (*Vanellus vanellus*) ou a Narceja (*Gallinago gallinago*), uma vez que possuem uma riquíssima comunidade de anfíbios.



Existem igualmente muitas outras aves que frequentam os charcos ou o seu coberto vegetal adjacente, entre os quais vários passeriformes, como a Alvéola-branca (*Motacilla alba*), a Fuinha-dos-juncos (*Cisticola juncidis*), a Toutinegra-de-cabeça-preta (*Sylvia melanocephala*) ou o Cartaxo (*Saxicola torquatus*) só para mencionar alguns, ou mesmo rapinas como o Peneireiro (*Falco tinnunculus*) ou corvídeos como a Gralha-preta (*Corvus corone*). Uma espécie pouco comum que pode ser observada nestes ambientes é Alcarvão (*Burhinus oedicephalus*).

Apesar de ser pouco comum, dada a pouca profundidade, algumas espécies de patos, como o Marrequinha (*Anas crecca*), o Pato-real (*Anas platyrhynchos*) ou o Arrábio (*Anas acuta*), podem ser observados nos charcos maiores. Para além destas, aves como o Mergulhão-pequeno (*Tachybaptus ruficollis*), a Galinha-d'água (*Gallinula chloropus*) ou o Galeirão (*Fulica atra*) podem frequentar pontualmente estes ambientes.



Os anfíbios estão presentes em praticamente todos os charcos temporários. Estes são importantes locais para a reprodução de diversas espécies de anfíbios, que dependem totalmente das zonas húmidas na fase inicial do seu ciclo de vida (fase larvar). Na fase adulta, esta dependência de água

mantém-se embora não seja tão crítica como na fase larvar, dado que por um lado os anfíbios adultos apresentam a capacidade de estivar, ou seja, diminuem o seu metabolismo permanecendo num estado de inactividade durante a época seca; e por outro, quando termina a época de reprodução, a maioria das espécies de anfíbios adquire hábitos terrestres, procurando locais húmidos e sombrios, embora mais ou menos próximos de meios aquáticos.

O Sapo-de-unha-negra (*Pelobates cultripes*) e a salamandra-de-costelas-salientes (*Pleurodeles waltl*) são espécies comuns nos charcos nos seus estados larvares. Outras espécies que também surgem nestes habitats são o Tritão-de-ventre-laranja (*Triturus boscai*), o Sapo-corredor (*Bufo calamita*) ou o Sapo-comum (*Bufo bufo*). O Sapinho-de-verrugas-verdes (*Pelodytes punctatus*), o Tritão-marmorado (*Triturus marmoratus*), a Rã-verde (*Rana perezi*), as Relas (*Hyla arborea* e *Hyla meridionalis*), são as outras espécies de anfíbios que usam estes ambientes húmidos.



Curiosamente, a estratégia de colonização dos charcos não é a mesma para cada espécie, com espécies a preferirem ocupar o espelho de água logo que os charcos acabam de ser inundados, como o Sapinho-de-verrugas-verdes ou o Sapo-de-unha-negra, enquanto outras, como a Rã-verde, só surgem quando os charcos estão mais profundos. Esta interessante variação promove a diversidade biológica dos charcos, com os corpos de água mais efémeros a terem as espécies de anfíbios que se reproduzem mais cedo, enquanto os charcos com maior capacidade de manter água por mais tempo, a permitirem que quer os reprodutores mais "rápidos", quer os mais tardios usem as suas áreas de espelho de água. São estes charcos de maior capacidade de retenção de água que apresentam a maior biodiversidade.



Outra espécie que surge associada aos charcos temporários é o Cágado-de-carapaça-estriada (*Emys orbicularis*), uma espécie que se encontra em pequenas populações dispersas, e de grande sensibilidade ecológica. O Cágado-mediterrânico (*Mauremys leprosa*) mais comum, também pode ser encontrado nestes ecossistemas.

Estes habitats são muito importantes ainda para a fauna de crustáceos branquiópodes. Neste grupo podem salientar-se espécies como *Triops cancriformis mauritanicus*, que se restringe, na Europa, ao sul da Península Ibérica; *Cyzicus grubei* (endemismo ibérico) ou *Branchipus cortesi* (descrito apenas para o sudoeste de Espanha até há pouco tempo). Os *Triops*, que são apelidados de fósseis vivos, tal a sua antiguidade, depositam os seus pequenos ovos no sedimento dos charcos, onde permanecem durante os períodos em que estes ficam secos. Os ovos podem ficar dormentes um, dois ou mesmo três anos, o tempo que for preciso até que a chuva seja abundante e o charco se volte a encher de água. Nesta altura, esta espécie rapidamente repovoa o charco e inicia um novo ciclo de vida.

Outras espécies raras, das quais pouco ou nada se sabe, estão escondidas em alguns destes charcos, como o copépode diaptomídeo *Dussartius baeticus*, considerado Vulnerável pela lista vermelha do IUCN, ou o *Diaptomus kenitraensis*, de origem africana e muito raro fora da Península Ibérica. É fundamental que exista um esforço de conservação destas espécies, pois muitas são raras, e algumas estão em perigo de extinção devido à rápida alteração e destruição dos seus habitats. É importante aprofundar o conhecimento científico sobre as comunidades de crustáceos pois ainda pouco se sabe sobre as mesmas.

Um grupo de habitantes dos charcos pouco conhecido é o dos insectos. A comunidade de insectos aquáticos é igualmente muito rica (com vários endemismos), e inclusive continuam a ser descobertas novas espécies. Este grupo, tal como os dos crustáceos, contribuem fortemente para a diversidade e riqueza regional, sendo por isso muito importante o estabelecimento de mais estudos e de programas de monitorização.

Relativamente aos mamíferos, pouco se sabe sobre a importância dos charcos para este grupo. No entanto, algumas espécies de morcegos podem usar o espelho de água como ambiente de alimentação, onde capturam insectos.

Existem algumas espécies que podem constituir uma ameaça se os charcos forem transformados em corpos de água mais permanentes. Espécies predadoras exóticas como o Lagostim-americano (*Procambarus clarkii*) e o Achigã (*Micropterus salmoides*), que são comuns nos canais de irrigação destinados à agricultura, alimentam-se de diversas espécies como os *Triops* e larvas de anfíbios. É precisamente a sazonalidade na disponibilidade de água que impede a proliferação destas espécies nos charcos, garantindo assim boas condições para a reprodução e sobrevivência de anfíbios e crustáceos.

A gestão dos charcos com vista à manutenção das condições ecológicas favoráveis às populações de anfíbios e macro-invertebrados é uma garantia de existência de equilíbrio ecológico para as comunidades faunísticas, uma vez que outros grupos como as aves e os mamíferos usam estes habitats para alimentação e/ou nidificação.



Os Charcos Temporários e a Escola - Uma Relação de Sucesso

No ensino da Biologia, o trabalho de campo tem um papel insubstituível. Os alunos aprendem bem e de forma consistente, pois as aulas são activas e divertidas. A formação de cidadãos empenhados na conservação da biodiversidade e no desenvolvimento sustentável passa pela transmissão de conhecimento dos temas e problemas, mas também pelo desenvolvimento de relações sensoriais com a natureza e reconhecimento do seu valor intrínseco.

Na planificação de actividades de educação ambiental coloca-se sempre a questão, *onde ir e o que fazer?* Um bom local para estudar Biologia com um grupo de alunos, tanto no contexto escolar, de projectos de sensibilização ambiental ou em Clubes de Ciências, nem sempre é fácil de encontrar. Os charcos temporários apresentam grandes vantagens para realizar trabalho de campo com jovens e crianças, pois são ambientes seguros e têm uma dimensão que permite uma abordagem global. Nestes micro-ecossistemas pode-se investigar como variam espacial e temporalmente as comunidades de seres vivos que aparecem desde a margem até ao centro e compreender a sua dinâmica ambiental. Um charco temporário está sempre a mudar! Porquê tanta diversidade num espaço tão pequeno? De um mês para o outro surgem novas espécies, cores e formas... Por estas razões, os charcos temporários oferecem inúmeras oportunidades à criatividade e espírito científico dos alunos e professores.

Outra questão interessante será a de perceber quais os impactes que afectam o equilíbrio natural do charco temporário e pensar em metodologias para a sua recuperação em conjunto com os alunos. Depois desta tarefa importa envolver os actores locais como agricultores, gestores do território, pessoas em geral, no processo de sensibilização da importância destes habitats e da causa do seu desaparecimento. A mudança de mentalidade e atitude perante estas pequenas fontes de biodiversidade é fulcral para a sua preservação, estando o sucesso das acções de recuperação e gestão dependente do envolvimento e compromisso de todos os participantes.

Sugestões de trabalho

O ideal é envolver os alunos desde a fase de formulação do problema. Levá-los a explorar o charco temporário, com a ajuda do manual, e deixar que sejam eles a propor a questão a investigar, é um bom começo. Depois de definido com clareza o objectivo, os alunos desenham a experiência e fazem a listagem do material necessário. Mas também é possível ir para o campo com um objectivo bem definido e tarefas planeadas. Tudo depende do contexto, idade dos alunos e tempo disponível para a realização do trabalho. O protocolo de trabalho vai permitir a apreensão de variadas técnicas de campo e de laboratório. Este tipo de abordagem é também importante para os alunos fazerem pesquisa científica, realizarem o tratamento de dados, discutirem resultados, obterem conclusões e posteriormente apresentarem os seus resultados.

Na fase de “pôr as mãos na massa” (neste caso, os pés no charco) é necessário ter alguns cuidados para não destruir o ecossistema, em vez de o preservar. É importante ter em atenção não pisotear em excesso a vegetação que existe na área do charco temporário e também ser criterioso nas recolhas de amostras, evitando a colheita desnecessária de material biológico.

Para além destas actividades é conveniente consultar a bibliografia que se apresenta no final deste manual: há muito trabalho interessante para fazer num charco!

Programa de Monitorização de um Charco Temporário

Questão

Porque variam os animais e plantas num charco ao longo do tempo e do espaço?

Objectivo

Monitorizar a dinâmica das comunidades através de visitas regulares a um charco temporário durante um período de 6 meses - de Janeiro a Junho.

Plano geral

Fazer uma visita de monitorização do charco temporário um dia por mês em intervalos regulares. O trabalho de campo deve ser feito à mesma hora e usando os mesmos métodos. Distribuir tarefas pelos alunos de modo a rentabilizar o tempo. No próprio dia ou no imediatamente a seguir, tratar os dados recolhidos no campo, compará-los com os recolhidos nas visitas anteriores e discutir os resultados.

Material

Botas de borracha, fita métrica, pequena pá ou sacho, camaroeiro, ficha de campo e lápis.

Medição de factores abióticos

- ✓ Altura da coluna de água no centro do charco, com uma régua de madeira graduada;
- ✓ Cor, cheiro, transparência da água;
- ✓ Temperatura da água, com um termómetro;
- ✓ Tipo de substrato, pela observação da cor e da granulometria;
- ✓ Uso do solo, por ex: agricultura, pastoreio.

Estudo da vegetação

Os charcos temporários apresentam faixas de vegetação individualizadas que colonizam diferentes zonas do ecossistema de acordo com o gradiente de humidade. Cada faixa de vegetação deve ser amostrada numa área homogénea, através da realização de inventários florísticos, registo das espécies em flor, fotografias e desenhos.

Estudo da fauna

Os anfíbios (sapos, rãs, salamandras e tritões) devem ser manuseados com muito cuidado, apenas durante breves segundos para a sua identificação e em seguida devolvidos ao charco. Os girinos devem ser observados dentro de um recipiente com água. Os crustáceos e outros invertebrados devem ser observados à lupa. Complementa-se a informação escrita com registos fotográficos e desenhos ou esquemas que ilustrem os animais e a zona do charco em que existem.

Ficha de campo

Na ficha de campo devem ser registados os dados recolhidos e presença, abundância e localização das espécies.

Tratamento de dados e discussão de resultados

Os dados relativos à variação dos factores abióticos, nomeadamente a água e o uso do solo, vão reflectir a sua grande variabilidade e impactes a que estão sujeitos. Esta dinâmica ao longo do tempo

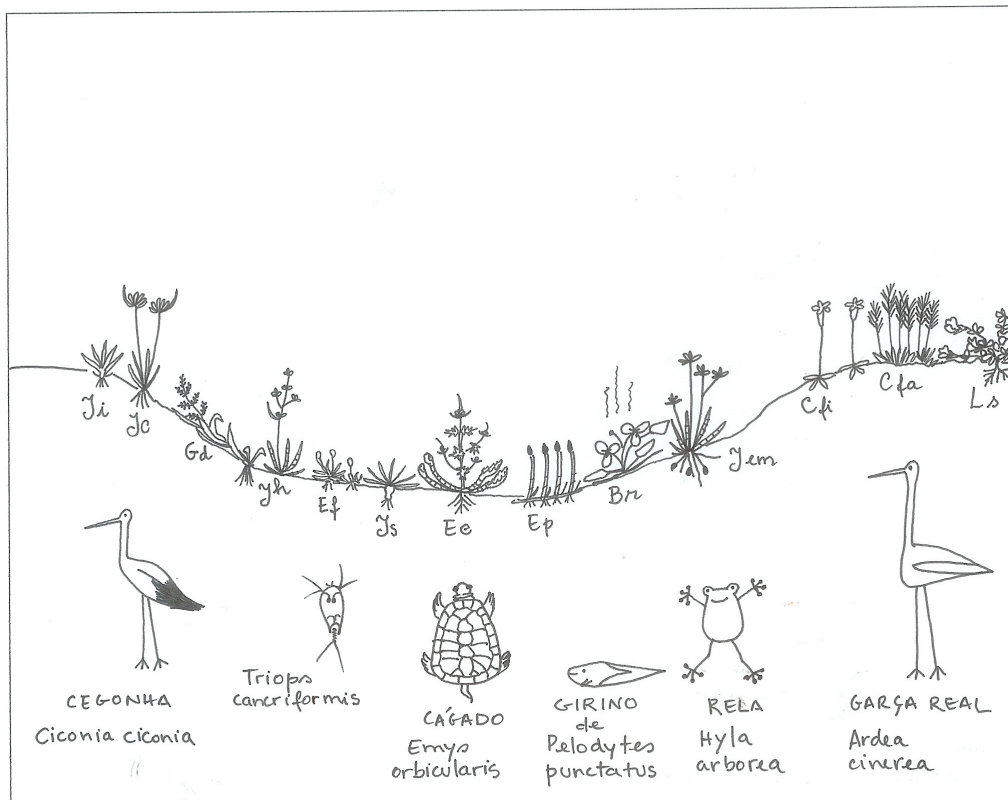
influencia a disposição das comunidades no charco, que pode ser avaliada através dos levantamentos das espécies de flora e fauna. Os dados recolhidos vão permitir discutir temas importantes como as adaptações dos seres vivos ao habitat, a influência dos factores ambientais na distribuição dos seres vivos ou a sensibilidade dos ecossistemas às perturbações.

FICHA DE CAMPO - CHARCOS TEMPORÁRIOS MEDITERRÂNICOS

Charco n.º _____ Nome _____ Data ____/____/____

Área encharcada _____ Área total _____

Altura da coluna de água _____ Temperatura _____ Desenhar o nível da água no esquema:



Características da água (cor, cheiro, transparência)

Tipo de substrato

Usos do solo na envolvente

Proprietário _____ Rendeiro _____

Comunicação dos resultados

Os resultados obtidos em conjunto com as fotografias e esquemas realizados no campo proporcionam apresentações visualmente muito ricas, permitindo ilustrar a fantástica diversidade de pequenos seres que habitam os charcos temporários. Se nos lembrarmos de olhar para eles com atenção, existe sempre um charco perto de nós!

Outras sugestões

Quando não for possível realizar mais do que uma ou duas saídas de campo, o programa apresentado pode ser simplificado. Por exemplo, estudar a variação espacial das espécies ocorrentes num charco, isto é, estudar o gradiente ecológico que varia do centro para a margem. Ou, numa perspectiva de gestão de habitat, estudar dois charcos com estados de conservação distintos e sujeitos a diferentes tipos de uso do solo.

Glossário

Axilar - Situado na axila, que é o ângulo formado entre uma folha e o eixo caulinar em que esta se insere.

Bráctea - Folha mais ou menos modificada, situada na proximidade de uma flor ou inflorescência, que se distingue pela sua forma, tamanho, consistência ou cor.

Cespitoso - diz-se dos caules reunidos de diversas plantas que crescem muito próximas.

Classe - Em fitossociologia, sistema de classificação das comunidades vegetais, é a unidade hierárquica superior deste sistema de classificação.

Cálice - Conjunto de sépalas, peças florais geralmente verdes e de consistência herbácea.

Comunidade - Conjunto homogêneo de plantas ou animais que habitam o mesmo espaço.

Digitado - Aplica-se a órgãos, normalmente a folhas, divididas em lóbulos profundos e divergentes, como os dedos de uma mão aberta.

Ecossistema - Sistema ecológico que engloba todas as comunidades que vivem e interagem em determinada região e os factores abióticos que sobre elas actuam.

Endemismo - Diz-se da espécie, género, etc., cuja distribuição geográfica está restringida a uma determinada área geográfica, frequentemente diminuta.

Esporângio - Órgão que produz e contém os esporos das plantas criptogâmicas.

Esporo - Célula especializada que permite assegurar a reprodução da planta

Estípulas - Par de apêndices, geralmente folhosos, localizados na base das folhas, junto à inserção com o caule.

Estolho - caule rastejante delgado, mais ou menos comprido, radicante nos nós. Dá origem a novos indivíduos por propagação vegetativa.

Folíolo - Subdivisão do limbo das folhas compostas

Glomérulo - Conjunto de flores agrupadas que tem uma forma mais ou menos globosa.

Habitat - Local onde cresce uma planta ou animal.

Inflorescência - Prolongamento ramificado do caule onde se encontram as mais do que uma flor. A forma como as flores se dispõem umas em relação às outras é característica de cada tipo de inflorescência.

Nó - Ponto do caule, por vezes ligeiramente saliente, onde se inserem as folhas ou outros órgãos (ex. flores).

Oligotrófico - Meio aquático pobre em nutrientes e bem oxigenado.

Oposto - Disposto frente a frente. Folhas opostas são as que se dispõem, em número de dois em cada nó, frente uma à outra.

Pecíolo - Porção da folha que une a base do limbo ao caule.

Perianto - Conjunto das peças florais que rodeiam os órgãos sexuais da flor.

Radicante - Que produz raízes e caules na zona de nós que está em contacto com o solo, dando origem a uma nova planta.

Séssil - Diz-se em botânica de um órgão (folha, flor) desprovido de pecíolo ou pedúnculo.

Tépala - Peça floral que constitui o perianto quando não existe uma distinção clara entre pétalas e sépalas, pelo tamanho, forma ou cor.

Bibliografia Consultada

- Alcazar, R. (1998). Impactos da agricultura nas lagoas temporárias do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Estágio de Licenciatura. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Beja, P. (2000). As Efémeras Lagoas do Sudoeste. Público. 10 de Junho de 2000.
- Beja, P. & Alcazar, R. (2003). Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation* 114: 317–326.
- Canha, P. & Pinto-Cruz, C. (2010). Plano de Gestão de Charcos Temporários Mediterrânicos no Concelho de Odemira. Edição de Autor. ISBN 978-972-778-111-9
- Cancela da Fonseca, L. Cristo, M., Machado, M., Sala, J., Reis, J., Alcazar, R. & Beja, P. (2008). Mediterranean temporary ponds in Southern Portugal: key faunal groups as management tools? *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 3(3): 304-320.
- Castroviejo, S. et al. (eds), 1986–2010. Flora Iberica, Vols. I, II, III, IV, V, VI, VII (I/II), VIII, X, XII, XIII, XIV, XV, XVII, XVIII, XXI. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Chaves, L. (1999). Monitorização biológica de lagoas temporárias mediterrânicas - Contribuição para a definição de estados de referência. Estágio de Licenciatura. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Cirujano, S. & Medina, L. (2002). *Plantas Acuáticas de las Lagunas y Humedales de Castilla-La Mancha*. Real Jardín Botánico de Madrid, CSIC, Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Madrid.
- Coutinho, A.X.P. (1939). *Flora de Portugal*. 2ª ed. Bertrand, Irmãos. Lisboa. 938pp.
- Deil, U. (2005). A review on habitats, plant traits and vegetation of ephemeral wetlands – a global perspective. *Phytocoenologia* 35: 533-705.
- EPCN (2008). *The Pond Manifesto* [Online]. European Pond Conservation Network. Disponível em: http://campus.hesge.ch/epcn/pdf_files/EPCN-MANIFESTO.pdf.
- Espírito-Santo, M.D. & Arsénio, P. (2005). Influence of land use on the composition of plant communities from seasonal pond ecosystems in the Guadiana Valley Natural Park (Portugal). *Phytocoenologia* 35(2-3): 267-281.
- Franco, J.A. (1971-1984). *Nova Flora de Portugal*. Vol. I e II. Ed. do autor. Lisboa.
- Franco, J.A. & Rocha Afonso, M.L. (1994-2003). *Nova Flora de Portugal*. Vol. III (I-III). Escolar Editora. Lisboa.
- Font Quer, P. (2001). *Diccionario de Botánica*. 2ª ed. Ediciones Península. Barcelona.
- Grillas, P., Gauthier, P., Yavercoski, N. & Perennou, C. (2004). Mediterranean Temporary Pools I – Issues relating to conservation, functioning and management. Arles. 120pp.
- ICN (2000). *Turismo de Natureza*. Enquadramento Estratégico 2000-2006. Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Instituto de Conservação da Natureza e Biodiversidade.
- ICN (2005). *Plano Sectorial Rede Natura 2000. Caracterização de Valores Naturais* [Online]. Instituto da Conservação da Natureza. Disponível em: http://www.icn.pt/psrn2000/caract_habitat.htm.
- ICNB (2008). *Plano de Ordenamento do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina*. 3ª fase - Proposta de Ordenamento Regulamento Terrestre. Instituto de Conservação da Natureza e Biodiversidade.
- Marchante, H., Marchante, E. & Freitas, H. (2005). *Plantas Invasoras em Portugal - guia para identificação e controlo*. Ed. dos autores. Coimbra.
- Pinto-Cruz C., Molina, J.A., Barbour, M., Silva, V. & Espírito-Santo, M. D. (2009). Plant communities as a tool in temporary ponds conservation in SW Portugal. *Hydrobiologia* 634:11–24.
- Ruiz, E. (2008). *Management of Natura 2000 habitats. 3170 *Mediterranean temporary ponds* [Online]. European Commission. Disponível em: http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/3170_Mediterranean_temporary_ponds.pdf.

PLANT COMMUNITIES AS A TOOL IN TEMPORARY PONDS CONSERVATION:
A CASE STUDY IN SW PORTUGAL



Juncus capitati - *Isoetes histricis*

Published in: Hydrobiologia 634, 2009

Pinto-Cruz C., Molina J.A., Barbour M., Silva V. & Espírito-Santo M.D. as authors.

Abstract

Temporary ponds are seasonal wetlands annually subjected to extreme and unstable ecological conditions, neither truly aquatic nor truly terrestrial. This habitat and its flora have been poorly studied and documented because of the ephemeral character of the flora, the changeable annual weather that has a great effect on the small, herbaceous taxa, and the declining abundance of temporary ponds. The objectives of this study are: a) to define plant community diversity in terms of floristic composition of ephemeral wetlands in SW Portugal, b) to identify temporary pond types according to their vegetation composition, and c) to identify those ponds that configure the European community priority habitat (3170* – Mediterranean temporary ponds).

Vegetation sampling was conducted in 29 ponds, identifying 168 species grouped among 15 plant communities. Soil texture, pH, organic C and N content were measured, but only N and percent of clay appear to be related with the distribution of each community type. The results showed that ephemeral wetlands could be classified into four type: vernal pools; marshlands; deep ponds and disturbed wetlands. Vernal pools correspond to the Mediterranean temporary ponds (3170*), protected as priority habitat under the EU Habitats Directive. Submersed *Isoetes* species (*Isoetes setaceum* and *Isoetes velatum*) represents, together with *Eryngium corniculatum*, the indicator species for vernal pools. We identify also indicator plant communities of this priority habitat, namely *I. setaceum* and *E. corniculatum* – *Baldellia ranunculoides* plant communities. In this region the conservation of temporary ponds has so far been compatible with traditional agricultural activities, but today these ponds are endangered by the intensification of agriculture and the loss of traditional land use practices, and by the development of tourism.

Keywords: SW Portugal, temporary ponds, ephemeral vegetation, pond typology

Introduction

The Mediterranean Basin has been recognised as a global biodiversity “hotspot” (Blondel & Aronson, 1999). Temporary ponds are classified among the most biologically and biogeographically interesting ecosystems in the Mediterranean region (Grillas *et al.*, 2004). Temporary ponds (vernal pools) are unusual habitats, neither truly aquatic nor truly terrestrial. They are seasonal wetlands with annually alternating phases of flooding and drying in shallow depressions. The water holding capacity is, in some cases, related with the underlining impervious substrate (Keely & Zedler, 1998). Braun-Blanquet (1936) was among the first to point out the high biological value of temporary ponds, but new interest has grown among several ecologists in the Mediterranean region.

The ephemeral vegetation of temporary ponds is dominated mainly by annual and herbaceous perennials that appear during winter and spring months. The vegetation is diverse and is rich in annual hygrophytes, hemicryptophytes and geophytes (Brullo & Minissale, 1998; Barbour *et al.*, 2003; Deil, 2005). Species composition and the dynamics of plant communities in Mediterranean temporary ponds are affected by inter- and intra-annual climatic conditions (Rhazi *et al.*, 2001; Espírito-Santo & Arsénio, 2005). Studies on Portuguese vernal pools mainly remain at a descriptive level (Jansen & Sequeira, 1999; Pinto-Gomes *et al.*, 1999; Roselló-Graell *et al.*, 2000; Espírito-Santo & Arsénio, 2005; and Rudner, 2005a, b).

Temporary ponds are extremely vulnerable habitats due to their small size, shallow depth of water, proximity to expanding urban areas and to intensive agriculture, industrialisation, development of tourism, and their scattered and isolated distribution at a regional level. Temporary ponds have for thousands of years been compatible with, and even favoured by traditional farming regimes, but modern agriculture obliterates them (Rhazi *et al.*, 2001; Beja & Alcazar, 2003). They are recognized by the Ramsar Convention on Wetlands and some are priority habitats under the Habitats Directive of the European Community (Natura 2000 code: 3170* – Mediterranean temporary ponds).

Mediterranean temporary ponds are significant and highly sensitive ecosystems that should be studied more due to their vulnerability to human activities and climate changes (Stamati *et al.*, 2008). We hypothesize that temporary pond types can be defined according to their plant community composition and that some communities or mixture of communities in a pond is related to their conservation status. The objectives of this study are: a) to define plant community diversity in terms of floristic composition of ephemeral wetlands in SW Portugal, b) to identify temporary pond types according to their vegetation composition, and c) to identify those ponds that configure the European community priority habitat (3170* – Mediterranean temporary ponds). It is important to define seasonal wetland typology in order to establish conservation priorities. The assessment of the conservation status can be used as a basis for management strategies.

Materials and methods

Study area

The study area is the coastal plain of southwest Portugal, which runs north-south for about 100 km long x 5–15 km wide, ranging 50–150 m above sea level (Figure 3.1). This area hosts a large number of seasonal wetlands as a consequence of climatic, edaphic and topographic characteristics. The approximate pond density in the studied area is 0.28 per Km². Waters are soft to slightly hard, circum-neutral to slightly acidic and sometimes high in phosphates and nitrates (Beja & Alcazar, 2003).



Figure 3.1 Location of the 29 sampled temporary ponds.

This coastal platform is carved in Palaeozoic schist and covered by sandstone types (sands, sandstone and conglomerates as described by Neto *et al.*, 2007). The lithology of the territory includes siliceous materials and base-poor soils. According to local weather data (INMG, 1991), the climate is Mediterranean with an oceanic influence. From north to south, the mean annual precipitation declines from 614 to 456 mm, falling mainly from October to March. Thus, aridity increases southwards. Winter and summer average temperature is 11°C and 20.5°C, respectively.

This area is administered as the Natural Park, of southwest Alentejo and Vicentina Coast, a large stretch of the Portuguese coastline subject to special protection. Nevertheless, a high percentage of the ephemeral wetlands are privately owned. The traditional land uses in the regions were extensive agriculture and livestock pastures in rotation. Presently, some 12,000 ha are administrated by a hydrological plan to further develop agricultural activities. In 2006 and 2007, fodder and maize occupied the largest areas, around 18-20% each (ABM; 2007, 2008).

Data collection

The vegetation was sampled in a stratified random manner in order to obtain broadly representative data (Kent & Coker, 1992). The stratification took into account lithology (sands and conglomerates) as well as the wetland's morphology (area 0.1-5 ha, depth 0.4-2 m). Field sampling was carried out in 29 seasonal wetlands. The study period extended from late winter (February) to early summer (June) in 2006 and 2007. Ponds were visited twice a year. Plant communities were surveyed, in visually homogenous 4 m² quadrats and each taxon's percent cover was recorded adapting Braun-

Blanquet's (1964) method to allow conventional multivariate procedures (Podani, 2006). In each pond all physiognomically homogeneous patches of vegetation were sampled. Usually, three types, differing in depth of ponded water (margin, intermediate and deep parts), were present and each was sampled twice. Plant community types were named according to the syntaxonomical checklist of Rivas-Martínez *et al.* (2001, 2002a, 2002b). Plant nomenclature follows Flora Iberica (Castroviejo *et al.*, 1986-2008) and Nova Flora de Portugal (Franco, 1984; Franco & Rocha Afonso, 1994 – 2003).

In each pond, soil surface samples were collected with a hand probe and mixed for chemical and physical analyses. Soil samples were air-dried and sieved at 2 mm. Three fractions (sand, silt, clay) of soil texture were determined for each sample using the sedimentation method (Sedigraph 5100, Micrometrics Instrument Corporation). Standard soil analyses were carried out to determine the soil pH in a 1:2.5 soil-water suspension (glass electrode CRISON, Microph 2002), conductivity in a 1:5 suspension microprocessor conductivity meter LF 330 WTW and a standard conductivity cell Tetracon 325, and organic carbon by dry combustion analysed by an SC-144DR (LECO Instruments). Determination of nitrogen content was made after the ISO 14891:2002 standard (ISO/IDF, 2002).

Data analysis

The data set includes 302 *relevés* and 168 species. The raw matrix was analysed with the software package SYN-TAX 5.0 (Podani, 2001) and plant community types were recognized with Hierarchical Cluster Analysis using the Weighted-Pair-Group Method (WPGMA) and Chord Distance as a dissimilarity measure. Similarity Analysis (ANOSIM) with Bray-Curtis similarity measure (PRIMER, version 6) was used to test for significant differences in plant community composition. Indicator Species Analysis (Dufrêne & Legendre, 1997) evaluated taxonomic consistency of plant communities by calculating species fidelity to each cluster, identifying species responsible for differences between plant groups (software PC-ORD 4).

Based on the relative abundance of plant communities in each pond an incremental sum of squares, with standardized Euclidean distance, cluster analysis was performed to group the ponds (SYN-TAX 5.0). Also, based on the relative abundance of plant communities an initial Detrended Correspondence Analysis (DCA) was carried out to determine the gradient lengths before deciding on the most appropriate method for analysis. PCA (Principal Components Analysis) was carried out to define pond groups using the program CANOCO 4.5. (ter Braak & Šmilauer, 2002).

Multiple Discriminant Analysis (MDA) (Legendre & Legendre, 1998) was used to determine the best set of variables that discriminate groups among the PCA clusters, based on several soil environmental variables: soil texture, pH, conductivity, organic carbon and N content. To eliminate those variables that provided insignificant information ($p = 0.01$), a forward stepwise procedure was applied to each variable. For this last analysis SPSS-15.0 program package was used. Prior to analysis all data were either $\log_{10}(x+1)$ (linear measurements) or $\arcsin[\sqrt{x}]$ (percentages) transformed to improve normality.

Results

Plant community types

Ephemeral wetlands, taken as a group, are rich in species (168 taxa in our study) and in community types. Some 15 community types, putative associations or alliances, were identified by cluster analysis, using floristic information (Table 3.1). Significant differences ($p < 0.01$) from similarity analysis were

Table 3.1 Synoptic table for 15 community types.

Group	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
Nº of relevés	54	30	54	28	39	20	6	5	11	17	11	6	6	9	6
Mean species n	12	15	17	9	7	10	15	10	11	10	12	6	21	5	9
<i>Ranunculus peltatus</i>	-	0.1	-	0.2	2	0.3	-	-	0.2	-	-	69***	-	3	-
<i>Callitriche stagnalis</i>	-	0.1	0.1	2	2	0.1	0.2	-	-	-	-	4*	-	0.2	-
<i>Callitriche brutia</i>	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Isoetes histrix</i>	0.3	1	6***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Lythrum borysthenicum</i>	0.2	-	0.1	1	0.1	2	-	-	1	0.3	0.3	-	0.2	-	-
<i>Solenopsis laurentia</i>	0.1	0.1	0.1	-	-	-	-	2	-	2	-	-	-	-	-
<i>Eryngium corniculatum</i>	1	-	0.1	1	11	6	9	-	35**	14	1	13	1	19	12
<i>Isoetes setaceum</i>	-	-	0.1	0.4	2	3	-	-	3	33***	3	-	1	1	1
<i>Isoetes velatum</i>	0.2	1	0.1	-	2	0.3	-	-	3	12***	1	-	-	-	-
<i>Illecebrum verticillatum</i>	0.1	0.2	1	0.4	1	2	-	0.2	6	2	0.3	6*	1	0.1	1
<i>Isolepis pseudosetacea</i>	0.1	0.3	3**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Kickxia cirrhosa</i>	0.2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Cicendia filiformis</i>	0.1	0.2	1	-	-	0.2	-	-	-	0.1	-	-	-	-	-
<i>Exaculum pusillum</i>	-	0.2	0.1	0.1	-	-	-	-	0.4	1*	0.1	-	0.1	-	-
<i>Chaetopogon fasciculatus</i>	0.1	-	1	-	-	0.1	-	-	0.1	4	2	-	35***	-	-
<i>Juncus bufonius</i>	1	2	14***	1	-	0.1	4	0.1	0.1	0.1	0.1	-	4	-	-
<i>Isolepis cernua</i>	2	5	3	2	0.1	2	5	-	0.2	1	0.3	-	1	-	-
<i>Pulicaria paludosa</i>	0.4	-	-	-	0.4	3	0.2	1	3	9***	1	-	1	-	-
<i>Mentha pulegium</i>	1	6	0.4	1	0.1	2	3**	-	0.4	-	-	-	-	-	-
<i>Juncus pygmaeus</i>	1	0.4	1	0.1	-	2	-	-	0.5	1	2	-	1	-	-
<i>Juncus capitatus</i>	0.3	1	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Juncus tenageia</i>	0.5	1	0	0.2	-	2	-	1	0.1	0.1	2	-	1	-	-
<i>Agrostis pourretii</i>	0.2	1	1	0.1	0.1	0.3	3	0.4	0.3	-	-	-	0.2	-	-
<i>Lythrum hyssopifolia</i>	0.4	1	1	0.2	0.2	0.2	1	-	1	0.1	1	-	0.2	-	1
<i>Carlina racemosa</i>	0.1	0.1	0.1	-	-	-	3	-	-	-	-	-	0.2	-	-
<i>Hypericum humifusum</i>	0.3	0.3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-
<i>Antinoria agrostidea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2	-	0.2	-	-
<i>Baldellia ranunculoides</i>	3	1	0.3	5	6	17**	4	1	4	5	3	-	0.3	5	4
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	61***	-
<i>Eleocharis multicaulis</i>	3	2	0.2	0.1	-	0.1	-	-	1	-	46***	3	1	-	1
<i>Juncus heterophyllus</i>	1	1	0.3	28***	3	3	-	-	2	-	-	-	-	0.3	-
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	2	3	0.2	2	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-

Table 3.1 continued.

Group	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
<i>Eleogiton fluitans</i>	1	0.2	-	7**	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28.8**
<i>Juncus bulbosus</i>	3	2	0.5	1	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
<i>Littorella uniflora</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	5*	-	-	-	-	-
<i>Hypericum elodes</i>	1	1	0.3	1	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
<i>Myosotis lusitanica</i>	0.1	-	0.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eleocharis palustris</i>	1	0.1	0.3	2	43***	8	10	-	8	0.4	-	2	-	5	33.5***
<i>Glyceria declinata</i>	0.1	1	0.1	6	22***	4	1	-	0.5	-	0.1	8	-	3	30.1***
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	-	-	-	0.1	0.2	0.3	-	-	0.1	-	-	-	-	0.3	91.2***
<i>Ranunculus ophioglossifolius</i>	0.4	1	0.1	1	0.2	0.4	5**	-	0.3	-	-	-	-	-	25.4**
<i>Alisma lanceolatum</i>	-	-	-	0.1	-	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Agrostis stolonifera</i>	49***	11	3	7	2	1	0.3	-	8	5	11	1	0.3	1	35.8***
<i>Phalaris coerulescens</i>	1	0.1	1	-	0.3	1	35***	5	1	1	0.2	-	0.3	-	56.2***
<i>Carum verticillatum</i>	1	0.1	0.1	-	1	4	-	4	2	1	4	13	2	-	18.4*
<i>Holcus lanatus</i>	5	5**	2	0.2	-	0.1	-	8	-	-	1	2	-	-	21.1**
<i>Lythrum junceum</i>	1	1	1	1	0.2	0.4	5**	-	0.2	-	0.4	-	-	-	23.7***
<i>Juncus acutiflorus</i> subsp. <i>rugosus</i>	0.1	11**	0.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	29**
<i>Chamaemelum nobile</i>	0.1	-	-	-	-	0.2	0.2	1	0.3	2	1	-	4	-	-
<i>Silene laeta</i>	1	1	2	-	-	-	0.1	0.4	-	-	-	-	3	-	-
<i>Trifolium dubium</i>	0.3	-	1	-	-	-	0.3	0.3	-	-	-	-	3**	-	33.1**
<i>Juncus effusus</i>	2	0.2	-	0.1	-	-	-	-	-	-	0.1	-	-	-	-
<i>Lotus pedunculatus</i>	1	1	0.4	0.3	0.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Juncus acutiflorus</i> subsp. <i>acutiflorus</i>	0.1	0.2	0.2	-	-	0.3	-	7**	-	1	0.2	-	-	-	27.6**
<i>Juncus emmanuelis</i>	3	1	1	1	1	26**	8	1	0.3	0.2	8	-	3	-	29.6**
<i>Cynodon dactylon</i>	2	8	2	2	0.2	2	-	3	4	2	2	-	2	1	5
<i>Leontodon taraxacoides</i> subsp. <i>taraxacoides</i>	1	4	5	0.4	0.1	1	-	-	3	1	2	-	10***	-	30.4***
<i>Paspalum paspalodes</i>	2	0.3	1	11	1	1	-	-	1	0.2	1	-	-	-	1
<i>Juncus maritimus</i>	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	19**
<i>Plantago coronopus</i>	1	0	6	0.1	-	-	5	1	-	1	-	-	3	-	-
<i>Lotus hispidus</i>	1	2	2	1	0.1	-	0.3	4	0.3	0.1	0	-	10**	-	22.6**
<i>Myosotis debilis</i>	0.4	1	0	0.3	1	2	1	-	2	1	1	-	1	-	1
<i>Dittrichia viscosa</i> subsp. <i>revoluta</i>	1	6	1	0.4	0.3	0.1	0.2	1	0.3	0.1	1	-	3*	-	14.8*
<i>Cotula coronopifolia</i>	0.2	0.2	0.2	1	1	1	2**	-	3	-	-	-	0.2	-	21.4**
<i>Chamaemelum mixtum</i>	0.2	2	3	0.1	-	0.1	0.3	-	0.1	1	-	-	4**	-	24.8**
<i>Anagallis tenella</i>	1	5**	0.3	0.4	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	25.5**

Table 3.1 continued.

Group	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
<i>Polypogon maritimus</i>	0.1	0.1	0.1	1	0.3	1	0.3	0.4	2	2	-	-	-	-	2
<i>Briza minor</i>	1	0.2	2	-	-	0.3	1	0.2	-	-	-	-	3***	-	38.6***
<i>Briza maxima</i>	1	1	2	-	-	-	-	0.2	-	-	0.1	-	1	-	1
<i>Anagallis arvensis</i>	1	2	3***	0.1	-	0.4	-	-	-	0.1	0.2	-	1	-	3
<i>Gaudinia fragilis</i>	0.3	0.2	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6***	-	28.6***
<i>Ornithopus pinnatus</i>	0	2	4***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	65.6***
<i>Vulpia muralis</i>	0.3	0.2	2	-	-	-	0.3	2	-	-	-	-	3**	-	43.4***
<i>Ranunculus trilobus</i>	0.3	0.3	1	0.1	0.1	0.2	1	-	1	0.1	-	-	-	-	27.4**
<i>Panicum repens</i>	1	1	1	2	0.3	-	-	-	-	-	0.1	-	-	-	-
<i>Lolium multiflorum</i>	0.1	0.1	1	0.1	0.1	0.3	2***	-	-	0.1	-	-	-	-	29.8***
<i>Hyacinthoides vicentina subsp. transtagana</i>	0.2	-	0.3	-	-	1	-	0.4	1	2	0.1	-	-	-	-
<i>Potentilla erecta</i>	0.1	3	0.1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Lolium rigidum</i>	0.1	-	0.1	-	0.1	-	2*	-	0.3	0.2	-	-	0.2	-	20.2*
<i>Serapias lingua</i>	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2**	-	29.1**
<i>Nitella sp.</i>	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Agrostis castellana</i>	-	0.2	0.1	-	-	0.1	-	37***	-	-	1	-	1	-	88.8***
<i>Lobelia urens</i>	1	1	0.1	-	-	-	-	-	-	-	0.1	-	-	-	-
<i>Pinus pinaster</i>	0.1	2	0.1	-	-	-	-	-	-	-	0.2	-	-	-	-
<i>Juncus hybridus</i>	0.1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Centaureum maritimum</i>	-	0.1	0.1	-	-	-	0.2	-	-	-	-	-	1*	-	20.8*
<i>Trifolium campestre</i>	-	-	0.1	-	-	-	0.3	1*	-	-	-	-	1	-	22*
<i>Elatine macropoda</i>	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	0.2	0.1	-	-	-	-
<i>Ranunculus saniculifolius</i>	-	0.1	-	0.2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pinguicula lusitanica</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chara sp.</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1**	-	-	26.6**

Letters A to O identify community types as named in Table 2. Indicator values (IV) of those taxa identified by indicator species analysis as being significant indicator species are shown in the last column. *Bold-faced* values in other columns indicate the group (community type) having maximum value for that species. Less abundant frequent species were excluded from table layout
 * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

observed for all communities. Indicator species analysis identified characteristic species for each community. The mean number of taxa per plant community (see Table 3.1) ranged from 5-6 in aquatic communities in wetland bottoms to 17-21 in ephemeral grasslands in wetland margins.

Aquatic vegetation is represented by crowfoot (L - *Ranunculus peltatus*) and water-milfoil (N - *Myriophyllum alterniflorum*) communities. Helophytic vegetation is constituted by low grasslands (E - *Eleocharis palustris*-*Glyceria declinata*), bulrushes (O - *Bolboschoenus maritimus*), and endemic rushes (F - *Juncus emmanuelis*) communities. Amphibious vernal pool vegetation includes Atlantic decumbent-floating vegetation (D - *Eleogiton fluitans*-*Juncus heterophyllus* communities), quillwort swards (C - *Juncus capitatus*-*Isoetes hystrix* communities, J - *Isoetes setaceum* communities), Mediterranean thistles (I - *Eryngium corniculatum*-*Baldellia ranunculoides* communities). Marshlands communities are dominated by A -*Agrostis stolonifera*, together with K -*Eleocharis multicaulis* communities in the margins. Edge vegetation includes communities dominated by rushes (B - *Juncus rugosus*), perennial grasslands (G - *Phalaris coerulescens* and H - *Agrostis castellana*) and annual grasslands (M - *Chaetopogon fasciculatus* communities) (Table 3.2).

Table 3.2 Physiognomy and preferential habitat traits of the 15 community (Comm.) types.

Community type	Physiognomy	Habitat
A - <i>Agrostis stolonifera</i> Comm.	Stoloniferous perennial grasslands	Intermediate part in marshlands
B - <i>Juncus rugosus</i> Comm.	Rhizomatous rushes	Margins of vernal pools and marshlands
C - <i>Juncus capitatus</i> - <i>Isoetes hystrix</i> Comm.	Ephemeral quillwort swards	Margins of vernal pools
D - <i>Eleogiton fluitans</i> - <i>Juncus heterophyllus</i> Comm.	Decumbent floating vegetation	Deep part of marshlands and vernal pools
E - <i>Eleocharis palustris</i> - <i>Glyceria declinata</i> Comm.	Low helophytic grasslands	Deep part of vernal pools and marshlands
F - <i>Juncus emmanuelis</i> Comm.	Rhizomatous rushes	Intermediate part of vernal pools
G - <i>Phalaris coerulescens</i> Comm.	Perennial grassland	Disturbed wetlands
H - <i>Agrostis castellana</i> Comm.	Perennial grassland	Margins of vernal pools
I - <i>Eryngium corniculatum</i> - <i>Baldellia ranunculoides</i> Comm.	Swampland thistle forb	Deep part of vernal pools
J - <i>Isoetes setaceum</i> Comm.	Ephemeral quillwort swards	Deep part of vernal pools
K - <i>Eleocharis multicaulis</i> Comm.	Turf grasslands	Margins of marshlands
L - <i>Ranunculus peltatus</i> Comm.	Ephemeral aquatic crowfeet	Deep part of the vernal pools and deep ponds
M - <i>Chaetopogon fasciculatus</i> Comm.	Annual grasslands	Margins of vernal pools
N - <i>Myriophyllum alterniflorum</i> Comm.	Rooted submerged pondweeds	Deep part of the deep ponds
O - <i>Bolboschoenus maritimus</i> Comm.	Bulrushes	Intermediate part of the deep ponds

Habitats x Communities

A previous numerical clustering allowed identifying three habitat groups and a subgroup namely: vernal pools (VP) within which deep ponds (L) can be identified as a subgroup, marshlands (M) and disturbed wetlands (D). PCA ordination diagram (Figure 3.2) also distinguished these units. Axis 1 separated the wetlands containing ephemeral temporary ponds plant-communities (e.g. *Isoetes setaceum* communities, *Eryngium corniculatum*-*Baldellia ranunculoides* communities and *Chaetopogon fasciculatus* communities) from the others. Deep ponds occurring in the far right side of the ordination

diagram are defined by aquatic and bulrushes communities such as *Ranunculus peltatus* communities, *Myriophyllum alterniflorum* communities, and *Bolboschoenus maritimus* communities. In the left half part of the ordination diagram, axis 2 separated wetlands characterised by typical marshland plant communities such as *Eleocharis multicaulis* communities and *Juncus rugosus* communities (lower left quadrant) from other wetlands poorly characterised from a vegetational viewpoint (e.g. *Eleocharis palustris*-*Glyceria declinata* communities, *Eleogiton fluitans*-*Juncus heterophyllus* communities). In fact, disturbed wetlands present the lower values in plant-community richness in contrast to vernal pools with the higher community richness (Table 3.3). In terms of soil features temporary ponds vary from sandy clay loam to loamy sand soils. The pH values range from moderately (6.3) to strongly (4.4) acidic and N levels ranged between 0.11-0.78 %. Mean soil values per habitat showed that marshlands were high in fines and that disturbed wetlands were high in C and N (Table 3.3).

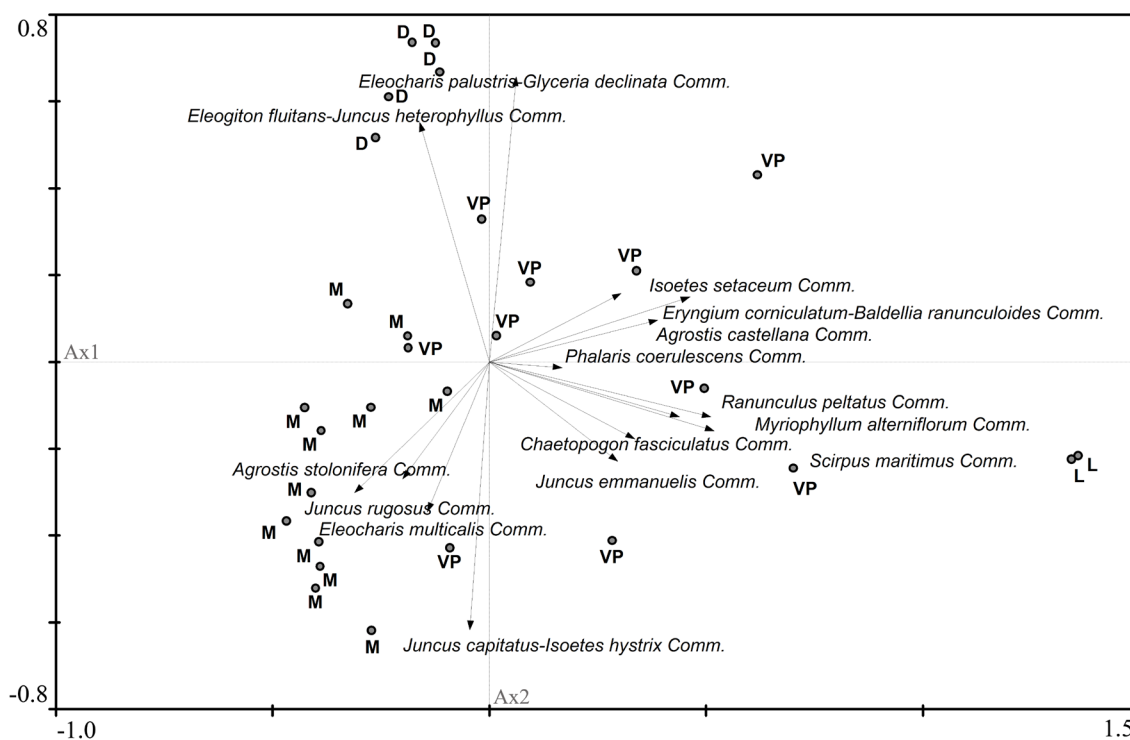


Figure 3.2 Principal Component Analysis plot of habitats in relation to plant communities. VP – vernal pool, M – marshlands, L- deep ponds, D- disturbed wetlands. The first principal component explains 46.2% of total variance and the first two components combined explain 62.2% of total variance (n=29).

Table 3.3 Summary of habitats variables. VP – vernal pool (n=34), M – marshlands (n=39), L- deep ponds (n=8), D- disturbed wetlands (n=11). Plant species and community diversity, mean values and ranges of physical and chemical variables. The standard error of the mean (SE) is given in brackets.

	Species	Communities	Soil particle size %		pH	Conductivity	Organic Carbon	Nitrogen
	n	n	Sand	Clay				
VP	129	13	61.6 (4.62)	20.9 (2.62)	5.3 (0.06)	156.8 (35.43)	1.966 (0.299)	0.295 (0.030)
M	109	8	83.9 (1.99)	8.8 (1.18)	5.4 (0.06)	160.1 (25.61)	1.757 (0.222)	0.358 (0.017)
L	102	11	64.1 (7.65)	20.0 (4.77)	5.6 (0.08)	199.2 (54.67)	2.269 (0.406)	0.265 (0.029)
D	63	6	66.0 (6.33)	21.5 (4.04)	5.1 (0.14)	357.9 (77.37)	2.808 (0.400)	0.537 (0.053)

Relation between habitat type and environmental variables

MDA showed that % clay (Wilks' Λ = 0.759) and N content (Wilks' Λ = 0.740) were the only entered variables (Table 3.4). A total Wilks' Λ value of 0.457 ($p < 0.001$) shows the reasonable discriminant power of the model. The discriminant function 1 (DF1) ($\lambda_1=0.9$) was mainly correlated (0.688) with soil clay, and it explained 85.5% of total variance, whereas the second discriminant function (DF2) ($\lambda_2=0.15$) was mainly correlated (0.364) with soil N content and explained 14.5% of total variance.

Table 3.4 Standardized canonical discriminant function coefficients and correlations between discriminating variables and standardized canonical discriminant functions.

	Canonical Coefficients		Correlations	
	Axis1	Axis2	Axis1	Axis2
N content	-1.000	0.600	-0.471	0.882*
Soil clay %	1.029	0.549	0.514	0.858*

* $p < 0.05$

A plot of two canonical discriminant functions (Figure 3.3) showed relative good, although unequal, separation of the centroids for the four habitat types. The high discriminant weight of soil clay % (DF1) was responsible for the segregation between marshlands (negative values) and vernal pool (VP) habitats (positive values). Whereas, DF2 revealed a weak separation of vernal pool and deep pond habitats, DF2 also differentiated disturbed wetlands by soil N content (positive values).

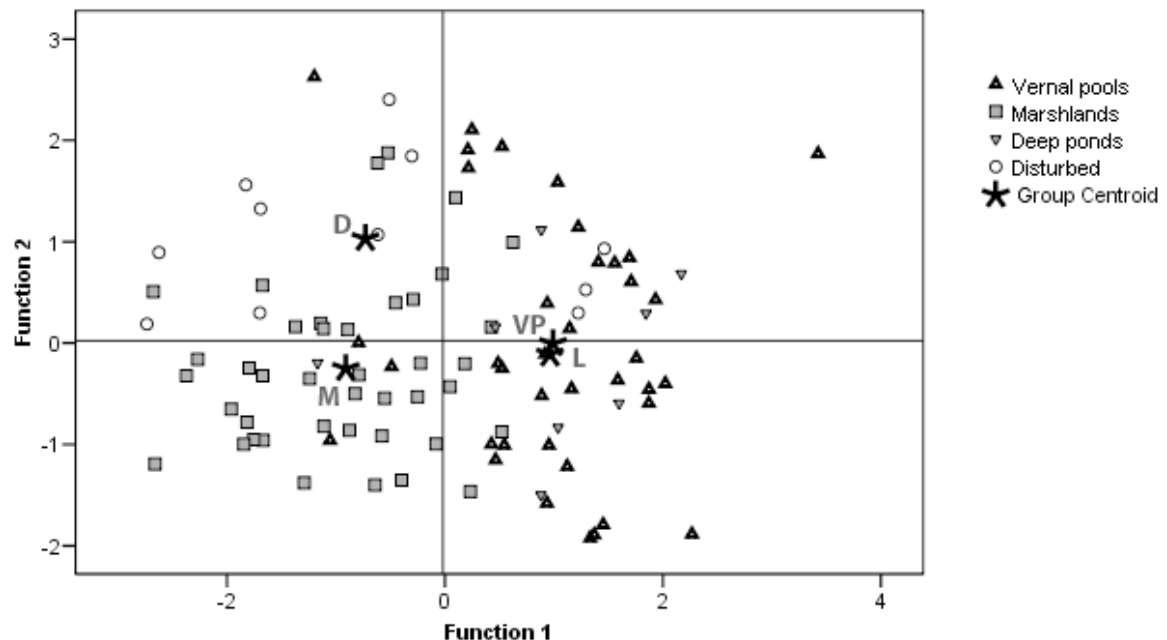


Figure 3.3 Plot of the two canonical discriminant functions. VP – vernal pool, M – marshlands, L- deep ponds, D- disturbed wetlands.

Discriminant functions appear to have a good classification with 70.4% of the original cases correctly classified. However, the robustness of this classification resulted from the fitness of only two groups (VP and M). Classification data for each habitat is presented in Table 3.5. Analysing the cross-validated data, deep ponds vegetation was the worst-classified group, with 100% of misclassified cases.

Table 3.5 MDA classification results. VP – vernal pools, M – marshlands, L- deep ponds, D- disturbed wetlands

Habitat		Predicted Group Membership			
		VP	M	L	D
Original %	VP	84.2	7.9	0	7.9
	M	12.2	82.9	0	4.9
	L	87.5	12.5	0	0
	D	27.3	45.5	0	27.3
Cross-validated%	VP	81.6	7.9	0	10.5
	M	17.1	78	0	4.9
	L	87.5	12.5	0	0
	D	27.3	54.5	0	18.2

Discussion

Seasonal Mediterranean wetlands in SW Europe encompass a wide vegetation and community type richness that include both annual and perennial vegetation mainly dominated by grasses and forbs (Deil, 2005). Our study revealed 15 community types floristically distinct for a territory of about 300 km² in the coastal plain in SW Portugal with a typical Mediterranean climate. These results are similar to those carried out in other Atlantic-Mediterranean areas (Pinto-Gomes *et al.*, 1999, Deil, 2005; Espírito-Santo & Arsénio, 2005; Bagella *et al.*, 2007). Most of the vegetation correspond to perennial plant communities (n=9), some annual (n=4), and few are perennating (N=2) (Table 3.2). The dominance of perennial communities in studied temporary ponds seems to be in contradiction with the establish concept that Mediterranean temporary ponds are dominated by annuals (Rhazi *et al.*, 2006; Arguimbau, 2008; Della Bella *et al.*, 2008). In our study case we found annual plant communities in both ephemeral aquatic habitats mainly at the upper margin. The same pattern of annual vegetation distribution has been documented in other Mediterranean-Atlantic areas (Molina 2005, Rhazi *et al.*, 2006).

Numerical analysis revealed three main habitats: ponds, marshlands and disturbed wetlands. According to Oertli *et al.* (2005) ponds-definition the area size of some studied ponds (>2 ha) is oversized, stretching out their segregation from vernal pools (VP) into a 4th group, named deep ponds (L). It is noteworthy that disturbed wetlands (D) result both from the degradation of vernal pools and marshlands (M), by human influence intensification. We infer from these considerations that Mediterranean seasonal wetlands include a variety of habitats not always well classified (Deil, 2005). However, our study shows that plant communities can help to correctly classify habitat types for the case of Mediterranean seasonal wetland ecosystems. Vernal pools showed the greatest diversity in number of community types, and they are defining by hydrosere containing annual grasslands of *Chaetopogon fasciculatus*, ephemeral quillwort swards of *Isoetes setaceum*, and Mediterranean palustrian thistle forbs of *Eryngium corniculatum*. Deep ponds share with the latter habitats VP vegetation which occurs in their intermediate and marginal belts, but deep ponds also support

communities with a longer flooding period such as *Myriophyllum alterniflorum* and *Bolboschoenus maritimus*. This fact supports the differentiation of VP and L habitats and vegetation. Marshland habitats have been found more related to perennial grasslands (*Agrostis stolonifera* Comm.) and turf vegetation (*Eleocharis multicaulis* Comm.). Disturbed wetlands were related to low helophytic grasslands with the *Eleocharis palustris*-*Glyceria declinata* community and to decumbent floating vegetation with the *Eleogiton fluitans*-*Juncus heterophyllus* community. Both communities play the role of pioneer in the succession dynamics of studied pools.

Although the mean number of taxa per plant community is not very high (Table 3.1), the total species diversity in studied ecosystems overall is high because of high species turnover from community to community. This fact is supported by the results of similarity analysis, in which all communities are significantly different. This fact can be related to high β -diversity (Williams et. al., 2003; Magurran, 2004). In terms of community richness, the pattern of reduced richness with increasing length of flooding has also been described in different wetland ecosystems (Bauder, 2000; Barbour et al., 2005; Cherry & Gough, 2006; Edvardsen & Økland, 2006; Lumbreras et al., 2009). Only a small number of species are adapted to extended ponding. A consistent explanation to this was provided by Bliss & Zedler (1998) that studied the effects of different inundation conditions in seed bank germination. According to the same authors the inundation plays a large role in keeping non-pool competitors out of the ponds.

Our results revealed that soil texture and N content are two soil parameters that are significantly correlated to habitat type. Discriminant analysis provides good classification for vernal pools and marshland, but not for deep pond habitat. These divergent results may be due to insufficient data (relèves) for deep ponds and disturbed wetlands. Vernal pool and marshland were much often sampled as they appear to be the more abundant habitats. The higher clay % in vernal pools soil increases their water holding capacity (Bonner et al., 1997). Nevertheless, in summer landscape vernal pools in comparison with marshlands present a more desiccated aspect. Untested variables not quantified in our study, such as hydroperiod have been shown by others (Rhazi et al., 2001; Grillas et al., 2004; Pyke, 2004; Serrano & Zunzunegui, 2008; Stamati et al., 2008 and Waterkeyn et al., 2008) to be another driving factor. Clearly, more studies on soils profiles and water tables in these ecosystems are required. The intensive land uses like overgrazing or high technology agriculture in the territory can transform vernal pools and marshlands into disturbed ponds edaphically characterised, as shown our results, by a high content in N as a consequence of cumulative effects in the catchments area (Sileika et al., 2005; Szajdak et al., 2006). The regression of vernal pool habitats, due to anthropic disturbance, affects the abundance of rare communities and species in a specific area; in particular, we can refer to *Isoetes setaceum*. The change from natural to disturbed wetlands leads to habitat eutrophication as well as a loss in vegetation richness. Moreover the plant community becomes composed of more wide spread species, diminishing the individualization between described plant communities.

In terms of conservation it is important to have a good classification of the natural values. Our study demonstrates that both species and plant communities can be used as tools to define wetland habitats typology, as the results clearly showed that vernal pool and marshland habitats are strongly separated by floristic attributes. The ponds here designated as vernal pools corresponds to the Mediterranean temporary ponds (3170*), protected as priority habitat under the EU Habitats Directive. In our study case we identified *Isoetes setaceum* communities and *Eryngium corniculatum* – *Baldellia ranunculoides* communities as their characteristic vegetation. Furthermore, submersed *Isoetes* species (*I. setaceum* and *I. velatum*) represents, together with *Eryngium corniculatum*, the indicator species for vernal pools. *Isoetes setaceum* is clearly a bioindicator species for Mediterranean temporary ponds. Nevertheless, this species is not included in the Mediterranean temporary ponds definition of the Interpretation Manual of European Union Habitats (EC, 2007). The importance of

Isoetes species in this habitat was earlier emphasized by Quézel (1998) and Espirito-Santo & Arsénio (2005). Comparatively, deep ponds have no priority conservation policy, even though they include almost all the communities of vernal pools plus vegetation tolerant of a long flooded period. Thus, in terms of conservation policy it is important to take deep ponds into account for the sake of the highly important plant species and communities within them.

The present trend in Mediterranean temporary ponds is clearly regressive, lacking recognition of its values and functions which causes them to be readily destroyed or transformed (EC, 2008). In terms of threats, several authors (Zunzunegui *et al.*, 1998; Brinson & Malvárez, 2002; De Meester *et al.*, 2005; Zacharias *et al.*, 2007) are unanimous in listing changes in drainage and the amount of silting as two of the most important threats that can lead to the loss of these seasonal wetlands. In our study area, the transition from traditional to intensive agriculture, with abandonment of traditional land use practices, represents the major threat. Nevertheless, recently we can observe an increased awareness of the value of temporary ponds and our results, by identifying habitat indicator plant species and communities, present a helpful tool to establish habitat conservation priorities and strategies.

Acknowledgments: The authors are grateful for all the logistical support from the Associação de Beneficiários do Mira. We also like to acknowledge Paula Matono for data analysis suggestions and comments. Special thanks to Rute Caraça for the collaboration in the fieldwork. We would also like to thank the two anonymous referees for the useful and valuable comments.

References

- ABM - Associação de Beneficiários do Mira (2007, 2008). Relatório e contas do exercício de 2006 e 2007. Odemira
- Arguimbau, P.F, 2008. Vascular flora associated to Mediterranean temporary ponds on the island of Minorca. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 65: 393-414.
- Bagella, S., M.C. Caria, E. Farris, & R. Filigheddu, 2007. Issues related to the classification of mediterranean temporary wet habitats according with the European Union Habitats Directive. *Fitosociologia*, 44 (1).
- Barbour, M., A. Solomesch, C. Witham, R. Holland, R. McDonald, S. Cilliers, J. A. Molina, J. Buck & J. Hillman, 2003. Vernal pool vegetation of California, variation within pools. *Madroño* 50, 129-146.
- Barbour, M. G, A. Solomeshch, R. Holland, C. Witham, R. Macdonald, S. Cilliers, J. A. Molina, J. Buck & J. Hillman, 2005. Vernal pool vegetation of California: communities of long-inundated deep habitats. *Phytocoenologia* 35: 177-200.
- Bauder, E. T., 2000. Inundation effects on small-scale distributions in San Diego, California vernal pools. *Aquatic Ecology* 34: 43-61.
- Beja, P. & R. Alcazar, 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation* 114: 317-326.
- Bliss, S. A. & P. H. Zedler. 1998. The germination process in vernal pools: sensitivity to environmental conditions and effects on community structure. *Oecologia* 113:67-73.
- Blondel, J. & J. Arronson, 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, London, 328 pp.
- Bonner, L., W. Diehl & R. Altig, 1997. Physical, chemical and biological dynamics of five temporary dystrophic forest pools in central Mississippi. *Hydrobiologia* 353: 77-89.
- Braun-Blanquet, J., 1936. Un joyau floristique et phytosociologique «L'Isoetion» méditerranéen. *Comm. SIGMA* 42: 1-23.
- Braun-Blanquet, J., 1964. *Pflanzensoziologie*. 3rd ed. *Grundzüge der Vegetationskunde*. Springer-Verlag, Vienna, New York.

- Brinson, M., A.I. Malvárez, 2002. Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Environmental Conservation* 29: 115-133.
- Brullo, S. & P. Minissale, 1998. Considerazione sintassonomiche sulla classe *Isoeto-Nanojuncetea*. *Itinera Geobotánica* 11: 263-290.
- Castroviejo, S. & al. (eds.), 1986-2008. Flora Ibérica. Vols. I, II, III, IV, V, VI, VII (I/II), VIII, X, XIV, XV, XVIII, XXI – Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Cherry J.A. & L. Gough, 2006. Temporary floating island formation maintains wetland plant species richness: The role of the seed bank. *Aquatic Botany* 85: 29-36.
- De Meester, L., S. Declerck, R. Stoks, G. Louette, F. De Meutter, T. De Bie, E. Michels & L. Brendonck, 2005. Ponds and pools as model system in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 715-725.
- Deil, U., 2005. A review on habitats, plant traits and vegetation of ephemeral wetlands – a global perspective. *Phytocoenologia* 35: 533-705.
- Della Bella, V., M. Bazzanti, M.G. Dowgiallo & M. Iberite, 2008. Macrophyte diversity and physico-chemical characteristics of Tyrrhenian coast ponds in central Italy: Implications for conservation. *Hydrobiologia* 597: 85-95.
- Dufrêne M. & P. Legendre, 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:345-366.
- EC (European Commission), 2007. The Interpretation Manual of European Union Habitats - EUR27 [online]. Brussels: European Commission DG Environment. Available from: http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007_07_im.pdf
- EC (European Commission), 2008. Management of Natura 2000 habitats. *Mediterranean temporary ponds – 3170. European Commission Technical Report [online]. Available from: http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/3170_Mediterranean_temporary_ponds.pdf
- Edvardsen A. & R.H. Økland, 2006. Variation in plant species richness in and adjacent to 64 ponds in SE Norwegian agricultural landscapes. *Aquatic Botany* 85: 79-91.
- Espírito-Santo, D. & P. Arsénio, 2005. Influence of land use on the composition of plant communities from seasonal pond ecosystems in the Guadiana Valley Natural Park (Portugal). *Phytocoenologia* 35 (2-3): 267-281.
- Franco, J.A., 1984. Nova Flora de Portugal. Vol. II. Edição de Autor. Lisboa.
- Franco, J.A. & M.L. Rocha Afonso, 1994-2003. Nova Flora de Portugal. Vol. III (I-III). Escolar Editora. Lisboa.
- Grillas, P., P. Gauthier, N. Yaverkoski & C. Perennou, 2004. Mediterranean Temporary Pools I – Issues relating to conservation, functioning and management. 120pp., Arles.
- INMG – Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, 1991. O Clima de Portugal. Normais climatológicas da região de "Alentejo e Algarve", correspondentes a 1951-1980. Fasc XLIV, Vol. 4. Lisboa.
- ISO/ IDF - International Organization for Standardization, 2002. Milk and milk products. Determination of nitrogen content. Routine method using combustion according to the Dumas principle ISO/IDF International Standard (ISO/IDF), no. 14891:2002(E), 185:2002(E), Geneva (Switzerland); International Dairy Federation, Brussels (Belgium).
- Jansen, J. & M. Menezes de Sequeira, 1999. The vegetation of shallow waters and seasonally inundated habitats (Littorelletea and Isoeta-Nanojuncetea) in higher parts of the Serra da Estrela, Portugal. *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz* 17(2): 449-462.
- Keeley, J.E. & P.H. Zedler, 1998. Characterization and global distribution of vernal pools. In C.W. Witham *et al.* (eds) *Ecology, Conservation, and Management of Vernal Pool Ecosystems*. Proceedings from a 1996 Conference. California Native Plant Society, Sacramento, CA.: 1-14.
- Kent, M. & P. Coker, 1992. *Vegetation Description and Analysis. A Practical Approach*. John Willey & Sons, England. 363pp.
- Legendre, P. & L. Legendre, 1998. *Numerical Ecology*. 2nd edition. Elsevier.
- Lumbreras, A., A. Olives, J. R. Quintana, C. Pardo, J. A. Molina, 2009. Ecology of aquatic *Ranunculus* communities under the Mediterranean climate. *Aquatic Botany* 90: 59-66.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, 256 pp.

- Molina, J. A., 2005. The vegetation of temporary ponds with Isoetes in the Iberian Peninsula. *Phytocoenologia* 35: 219-230.
- Neto, C., J. Capelo, C. Sérgio & J.C. Costa. 2007. The Adiantetea class on the cliffs of SW Portugal and of the Azores. *Phytocoenologia*, 37 (2): 221-237.
- Oertli, B., J. Biggs, R. Cérégino, P. Grillas, P. Joly & J.-B. Lachavanne, 2005. Conservation and monitoring of pond biodiversity: introduction. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 535-540.
- Pinto-Gomes, C., A. García Fuentes, A. de Almeida Leite & P. Cardoso Gonçalves, 1999. Charcos temporários mediterrânicos do Barrocal Algarvio: diversidade e conservação. *Quercetea* 1: 53-64.
- Podani, J., 2001. SYN-TAX 2000. Computer programs for data analysis in ecology and systematics. User's manual. Scientia, Budapest, UH.
- Podani, J., 2006. Braun-Blanquet's legacy and data analysis in vegetation science. *Journal of Vegetation Science* 17: 113-117.
- Pyke, C. R., 2004. Simulating vernal pool hydrologic regimes for two locations in California, USA. *Ecological Modelling* 173: 109-127.
- Quézel, P., 1998. La végétation des mares transitoires à Isoetes en région méditerranéenne, intérêt patrimonial et conservation. *Ecologia Mediterranea* 24 (2): 111-117.
- Rhazi, L., P. Grillas, A. M. Toure & L. Tan Ham, 2001. Impact of land use in catchment and human activities on water, sediment and vegetation of Mediterranean temporary pools. *C.R. Acad. Sci. Paris Sciences de la vie* 324: 165-177.
- Rhazi, L., M. Rhazi, P. Grillas & D. El Khyari, 2006. Richness and structure of plant communities in temporary pools from western Morocco: influence of human activities. *Hydrobiologia* 570: 197-203.
- Rivas-Martínez, S., F. Fernández-González, J. Loidi, M. Lousã & A. Penas, 2001. Syntaxonomical Checklist of Vascular Plant Communities of Spain and Portugal to association level. *Itinera Geobotanica* 14: 5-341.
- Rivas-Martínez, S., T. E. Díaz, F. Fernández-González, J. Izco, J. Loidi, M. Lousã & A. Penas, 2002a. Vascular Plant Communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. *Itinera Geobotanica* 15 (1): 5-432.
- Rivas-Martínez, S., T. E. Díaz, F. Fernández-González, J. Izco, J. Loidi, M. Lousã & A. Penas, 2002b. Vascular Plant Communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. *Itinera Geobotanica* 15 (2): 433-922.
- Rosselló-Graell, A., D. Draper & C. Tauleigne Gomes, 2000. Conservation status of mediterranean temporary ponds in Campo Militar de Santa Margarida (Ribatejo, Portugal). *Portugaliae Acta Biologica* 19: 191-199.
- Rudner, M., 2005^a. Environmental patterns and plant communities of the ephemeral wetland vegetation in two areas of the Southwestern Iberian Peninsula. *Phytocoenologia* 35 (2-3): 231-266.
- Rudner, M., 2005^b. Seasonal and interannual dynamics in dwarf rush vegetation in the Southwestern Iberian Peninsula. *Phytocoenologia* 35 (2-3): 403-420.
- Serrano, L. & M. Zunzunegui, 2008. The relevance of preserving temporary ponds during drought: hydrological and vegetation changes over a 16-year period in the Doñana National Park (south-west Spain). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 261-279.
- Sileika, A. S., K. Gaigalis, G. Kutra & A. Smitiene, 2005. Factors affecting N and P losses from small catchments (Lithuania). *Environmental Monitoring and Assessment* 102: 359-374.
- Stamati, F., N. Nikolaidis, E. Dimitriou & T. Koussouris, 2008. Hydro-geochemical aspects of Mediterranean Temporary Ponds in Western Crete. *Journal of Environmental Quality* 37:164-173.
- Szajdak, L., I. Yczyńska-Bańoniak & M. Szczepański, 2006. Efficiency of the small pond as a biogeochemical barrier to decrease different kinds of nitrogen in the agricultural landscape. *Polish Journal of Soil Science* 39: 11-20.
- ter Braak, C.J.F. & P. Smilauer, 2002. CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, NY, US.
- Waterkeyn, A., P. Grillas, B. Vanschoenwinkel & L. Brendonck, 2008. Invertebrate community patterns in Mediterranean temporary wetlands along hydroperiod and salinity gradients. *Freshwater Biology* 53: 1808 - 1822.
- Williams, P., M. Whitfield, J. Biggs, S. Bray, G. Fox, P. Nicolet & D. A. Sear, 2003. Comparative biodiversity of

rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, 115: 329-341.

Zacharias, I., E. Dimitriou, A. Dekker & E. Dorsman, 2007. Overview of temporary ponds in the Mediterranean region: threats, management and conservation issues. *Journal Environmental Biology* 28: 1-9.

Zunzunegui, M., M. C. Diaz Barradas & F. Garcia Novo, 1998. Vegetation Fluctuation in Mediterranean Dune Ponds in Relation to Rainfall Variation and Water Extraction. *Applied Vegetation Science* 1: 151-160.

TEMPORARY PONDS IN MEDITERRANEAN ECOSYSTEM:
BIOTIC AND ABIOTIC FACTORS THAT DISTINGUISH POND TYPES



Ranunculus peltatus Schrank

Submitted to: Ecological Indicators

Pinto-Cruz C., Barbosa A.M., Molina J.A. & Espírito-Santo M.D. as authors.

Abstract

Temporary ponds are seasonal wetland habitats subjected to extreme and unstable ecological conditions. Some are classified as priority habitats for conservation by the European Union Habitats Directive. Our study area was the coastal plain of southwest Portugal, which spans across 100 km north to south and hosts a large number of temporary ponds as a consequence of climatic and edaphic characteristics. Field sampling was carried out in 25 temporary ponds every spring between 2005 and 2008. We recorded a total of 174 plant species identified within visually homogeneous plots. We included the data in a geographic information system and classified ponds according to their species composition. We found three significantly different groups which corresponded to an ecophysiognomic pond typology: Mediterranean temporary ponds, marshlands, and disturbed ponds. For each temporary pond type we defined characteristic or indicator plant species. We searched also for relationships between pond type and a series of large-scale climatic, geographic, and geological variables, as well as local-scale physical and chemical properties of the soil. Pond type was distinguished by a complex combination of some of these variables, including environmental energy, soil texture, nitrogen content of the soil and pH, which is relevant for management and conservation purposes.

Keywords: Seasonal wetlands, Plants, Indicator species, Biotic regionalization, Environmental modeling

Introduction

Wetlands can be found throughout the world and are very diverse in their nature, ranging from open water to forested ecosystems or from deep permanent lakes to shallow temporary ponds. Temporary ponds are rich and diverse seasonal freshwater wetlands that, like other ponds or small lakes, play a key role in safeguarding aquatic biodiversity (Biggs et al., 2005; Oertli et al., 2005; Williams et al., 2003). Species diversity in these ponds is usually higher than in other freshwater habitats such as rivers and lakes (Davies et al., 2008; Williams et al., 2003). Particularly in the Mediterranean region, temporary ponds host a large number of rare and endemic species and are classified among the most biologically interesting ecosystems (Grillas et al., 2004; Hammada et al., 2004), as they also have high beta diversity (Pinto-Cruz et al., 2009).

In temporary ponds, the fluctuation of ecological conditions is inherent to the seasonality in water availability. Pond basins are endorheic (i.e. closed, with no outflow) and usually have impermeable substrates. The water originates from rainfall and runoff from the surrounding catchment and is lost directly through evapotranspiration. The hydrological dynamics of these ponds and the consequent temporary availability of resources are crucial for these habitat's species specificity and diversity. Their plant communities are dominated by isoetid like, ephemeral aquatic and helophytic plants which are highly specialized, in order to tolerate the periodic cycle of flooding and drought (Jocque et al., 2010; Molina et al., 2009). Plant species are conditioned to a short life cycle and must produce seeds before the beginning of dry season. They also possess adaptations to survive submersed in saturated, anaerobic ecological conditions, such as isoetid species (Spierenburg et al., 2010).

In terms of fauna, small crustaceans with very short life cycles are a typical component of these ecosystems, as well as some large branchiopod species, some of which live exclusively in these ponds (Cancela da Fonseca et al., 2008; Williams, 2006). The desiccation period prevents the presence of predators such as fishes in the ponds.

The importance of wetland conservation is recognized worldwide, as they are a source of freshwater supply and food (Mitsch and Gosselink, 2007; Moore, 2008). Nevertheless, this awareness is not so visible for temporary wetlands, as their greatest value lies in the species diversity that inhabits them. Many temporary pond species are found in no other type of habitat, as they are highly specialized organisms.

In terms of conservation, some temporary standing freshwater wetlands are considered important habitats for conservation and are recognized by the Ramsar Convention on Wetlands. Furthermore, some are classified as priority habitats by the European Union Habitats Directive 92/43/EEC on the Conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (EC, 2007).

To establish adequate management and conservation actions it is essential to know the species diversity and ecosystem ecology (Black and Zedler, 1998; Médail et al., 1998). It is also crucial to understand the spatial distribution of the different types of temporary ponds. A widely accepted typology classification system, clarifying differences and unique characteristics of each pond type, is also essential. Such classification is pertinent to allow comparative ecological assessments, the design of appropriate management procedures, and the application of conservation measures (Zacharias et al., 2007).

The southwest of mainland Portugal, located within the Mediterranean Region, encompasses a dense network of temporary ponds of natural origin (Beja et al., 2003; Pinto-Cruz et al., 2009). Yet being highly endangered by agricultural intensification, some well preserved temporary ponds still persist. On a global scale, the distribution of Mediterranean temporary ponds is well known, as it mirrors the

Mediterranean climate zones (Barbour et al., 2005; Deil, 2005; Médail et al., 1998). Nevertheless, within their area of distribution, other types of temporary ponds coexist, and very little is known about the relative importance of environmental factors in determining their spatial variation. In this paper, we aimed to classify temporary ponds of southwestern mainland Portugal according to their floristic composition in order to achieve a pond typology, as well as their bioindicator plant species.

Material and Methods

Study area and variables

We analysed 25 ponds located along the south-western coast of mainland Portugal, in a north-south extension of ca. 100 km (Figure 4.1 – in results). In each pond we performed floristic surveys in which we identified all plant species observed. The surveys were made in visually homogenous 4 m² quadrats where each species percent cover was recorded, sampling ponds vegetation belts. Plant nomenclature follows Flora Iberica (Castroviejo et al., 1986–2010) and Nova Flora de Portugal (Franco, 1984; Franco & Rocha Afonso, 1994–2003).

From each pond we took soil samples in which we measured local-scale variables related to physical and chemical properties of the soil (Table 4.1). We analysed soil texture for each sample using the sedimentation method (Sedigraph 5100, Micrometrics Instrument Corporation, USA) with a further quantification of the relative percentages of fine sand, coarse sand, silt, and clay. Soil conductivity and pH were measured in distilled water solutions of soil, respectively 1:2.5 and 1:5 soil-water suspensions. Organic carbon was quantified by dry combustion (SC-144DR, LECO Instruments, USA). Nitrogen content was analysed according the ISO14891:2002 standard (ISO/IDF, 2002).

It is important to note that all data were obtained over different sampling times, thus covering these habitats temporal dynamics and ensuring the representativeness of the data (Gómez-Rodríguez et al., 2009).

The location of the ponds was recorded in the field with the aid of a Global Positioning System device (Trimble 4700 RTK, USA). The coordinates were converted to a points map and included in a Geographic Information System with the *v.in.db* module of GRASS (Geographic Resources Analysis Support System; GRASS Development Team, 2009) through the graphical interface provided by Quantum GIS (Quantum GIS Development Team, 2009). We then gathered georeferenced maps of nine large-scale variables related to geology, lithology, land use capacity, and climate (Table 4.1). We overlaid the mapped ponds to the maps of these large-scale variables, to obtain a table with their values for each pond, using the *v.what.rast* and *v.what.vect* modules of GRASS. We then imported the table to R 2.10.1 (R Development Core Team, 2009), where we appended the values of the local-scale variables (Table 4.1).

Biotic differences and indicator species of pond types

We performed a biotic regionalization analysis (Márquez et al., 2001) to define groups of ponds significantly distinguished by their floristic composition. The analysis was performed with the MACOQUI method (Márquez et al., 2001) using a matrix of 25 ponds x 174 plant species, with the presences and absences of each species in each pond.

To assess the potential of different *taxa* as indicators of pond type, we carried out an Indicator Species Analysis (Dufrêne & Legendre, 1997) based on a matrix with the species percent cover in

each pond (McCune & Mefford, 1999). We used PC-ORD 4.0 for Windows to calculate for each species an indicator value (IV) and the associated significance test (Monte Carlo technique).

Table 4.1 Variables used to assess abiotic differences between temporary pond types. a) local-scale variables measured in the field; b) large-scale variables. * Variables measured only in 17 of the 25 ponds.

Code	Variable	Source
TotalSand ^a	Proportion of total sand	Own data
Silt ^a	Proportion of silt	Own data
Clay ^a	Proportion of clay	Own data
Conduct	Conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Own data
pH ^a	Soil pH	Own data
OrgMat ^a	Proportion of organic matter	Own data
Nitr ^a	Nitrogen content	Own data
Depth ^a *	Maximum depth of pond (cm)	Own data
CUse ^b	Capacity of soil use	Agência Portuguesa do Ambiente, 2007
Lith ^b	Lithology	Agência Portuguesa do Ambiente, 2007
Io ^b	Ombrothermic index	Monteiro-Henriques, T., 2010
Itc ^b	Compensated Thermicity index	Monteiro-Henriques, T., 2010
Prec ^b	Mean annual precipitation (mm)	Font 1983, digitised and georeferenced by Barbosa et al., 2003
PET ^b	Potential evapotranspiration	Font 1983, digitised and georeferenced by Barbosa et al., 2003
Geo500 ^b	Geology	Serviços Geológicos de Portugal, 1992
SoilOrd ^b	Soil order	SROA, 1960-1961
Soil_AA ^b	Soil type	Agência Portuguesa do Ambiente, 2007

Abiotic differences between pond types

We performed Partial Least Squares (PLS) regression of the variables listed in Table 4.1 on temporary pond type. PLS regression is a bilinear factor model that generalizes and combines features from principal component analysis and multiple regression. It is particularly suited when the sample size is small given the number of independent variables and when there is multicollinearity among these variables. PLS regression extracts orthogonal linear combinations (latent variables, or components) of the predictor variables that maximize the explanation of the target variable (Carrascal et al., 2009; Abdi, 2010). This analysis was carried out with SPSS 17.0.

Following Carrascal et al. (2009) we selected the 'significant' latent factors as those that explained more than 5% of the original variance in the response variable (i.e., pond type). Within these significant latent factors we chose the variables with VIP (Variable Importance in the Projection) higher than 1 and square weight (amount of variance explained) higher than 0.05 (Carrascal et al., 2009). We also repeated the analysis excluding depth, a variable for which there were missing values (Table 4.1), this way increasing the analyzed sample size.

Results

All the studied ponds are shallow temporary freshwater habitats, none of them deeper than 2 m. Soil

conductivity, a surrogate for salinity, did not surpass 584.7 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Organic matter (carbon) content varied from 0.71 to 8.37 %, and nitrogen content ranged from 0.14 to 0.74. Soils were moderately or slightly acidic, with pH usually between 4.7 and 5.8. Soil texture varied from sandy to clay soils, with the percentage of sand in sediments ranging from 17 to 93%.

The amount of annual rainfall varied between 533.42 and 669.91 mm. According to the bioclimatic variables, namely energy related ones ($375.61 < \text{Itc} < 399.76$, $2.97 < \text{Io} < 3.62$), the study area has a Mediterranean macrobioclimate and a Pluviseasonal Oceanic bioclimate. The ombrotype horizon varies from lower to upper humid (Rivas-Martínez, 2007). The PET values range from 790.63 to 816.63. The biotic regionalization analysis yielded three groups of ponds with significantly distinctive plant species compositions. Two of these groups corresponded to pond typology: Mediterranean temporary ponds ($n=9$) and marshlands ($n=13$), while the third corresponded to disturbed ponds ($n=3$) (Figure 4.1).

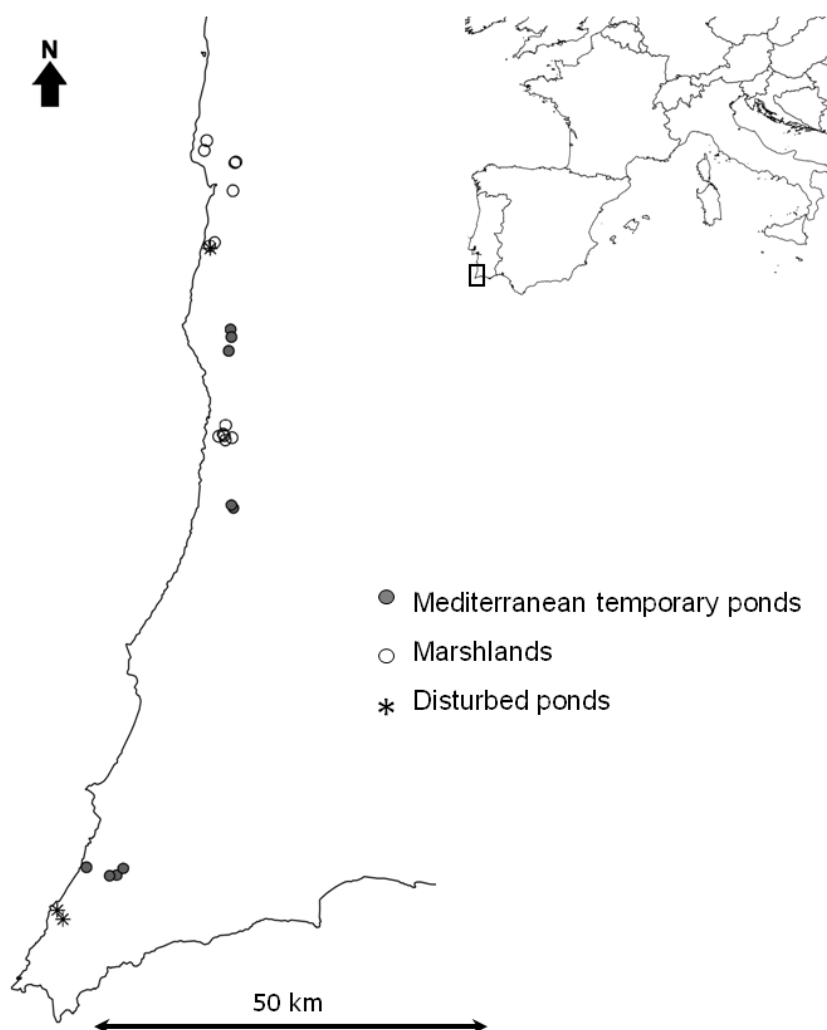


Figure 4.1 Regionalization analysis results, showing the location of the three groups of ponds in the study area.

Indicator species analysis identified 33 species as indicators of Mediterranean temporary ponds and 35 species as indicators of marshlands. We present only the indicator species with very high significance ($p < 0.001$; Table 4.2). This analysis did not include disturbed ponds as there were only three.

PLS regression of abiotic variables on pond type (Mediterranean temporary ponds vs. marshlands)

resulted in three 'significant' latent factors that captured 50.4% of the variation in the independent variables and explained 81.4% of the variation in pond typology (Table 4.3).

Table 4.2 Indicator species of temporary pond type with $p < 0.001$ (Monte Carlo permutation test of significance, based on 1000 randomizations) ($n=22$). IV: indicator value.

Mediterranean temporary ponds	IV	Marshlands	IV
<i>Eryngium corniculatum</i>	49.9	<i>Agrostis stolonifera</i>	54.4
<i>Baldellia ranunculoides</i>	33.6	<i>Holcus lanatus</i>	45.4
<i>Myosotis debilis</i>	33.0	<i>Anagallis tenella</i>	33.7
<i>Illecebrum verticillatum</i>	30.6	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	27.1
<i>Eleocharis palustris</i>	26.5	<i>Juncus bulbosus</i>	21.7
<i>Phalaris coerulescens</i>	25.8	<i>Eleocharis multicaulis</i>	19.6
<i>Juncus emmanuelis</i>	24.5	<i>Isolepis fluitans</i>	15.4
<i>Carum verticillatum</i>	23.4	<i>Panicum repens</i>	14.5
<i>Isoetes setaceum</i>	22.2	<i>Juncus effusus</i>	13.1
<i>Chaetopogon fasciculatus</i>	18.9	<i>Galium palustre</i>	12.6
<i>Pulicaria paludosa</i>	18.6	<i>Hypericum elodes</i>	11.6
<i>Polypogon maritimus</i>	17.5	<i>Lobelia urens</i>	11.2
<i>Lythrum borystenicum</i>	15.5	<i>Potentilla erecta</i>	9.8
<i>Ranunculus trilobus</i>	12.8	<i>Lotus uliginosus</i>	9.6
<i>Isoetes velatum</i>	12.3	<i>Ranunculus flammula</i>	7.7
<i>Agrostis pourretii</i>	10.5	<i>Myosotis retusifolia</i>	7.0
<i>Hyacinthoides v. subsp. transtagana</i>	10.4	<i>Trifolium repens</i>	6.3
<i>Gaudinia fragilis</i>	8.2	<i>Lycopus europaeus</i>	5.6

Table 4.3 Results of PLS (partial least squares) regression analysis. Proportion of variance explained in each latent factor. * 'Significant' latent factors.

Latent Factors	X Variance	Cumulative X Variance	Y Variance	Cumulative Y Variance (R²)
1*	0.241	0.241	0.615	0.615
2*	0.173	0.414	0.134	0.749
3*	0.090	0.504	0.066	0.814
4	0.097	0.601	0.039	0.853
5	0.027	0.628	0.079	0.933

The first latent factor, which explained 61.5% of the variance in pond typology (Table 4.3), is composed mainly of variables related to environmental energy, such as the compensated thermicity index and potential evapotranspiration, and soil texture (Table 4.4). In the second latent factor, which explained 13.4% of the variance in pond type (Table 4.3), the three most important and significant variables represent soil type order, soil nitrogen content and potential evapotranspiration (Table 4.4). The third latent factor added an extra 6.6% to the proportion of variance explained (Table 4.3) including, besides soil order, the soil pH (Table 4.4).

Table 4.4 Results of PLS (partial least squares) regression of abiotic variables on pond typology: VIP (Variable Importance in the Projection) and the square weight of each variable (amount of variance explained) in the three significant latent factors. "Significant" variables (i.e., those with VIP larger than 1 and square weight larger than 0.05) are shown in bold type.

Variables	Latent Factors					
	1		2		3	
	VIP	Weight ²	VIP	Weight ²	VIP	Weight ²
CUse=CU4	0.846	0.027	0.775	0.003	0.896	0.115
CUse=CU5	1.311	0.064	1.205	0.009	1.158	0.003
CUse=CU7	0.718	0.019	0.651	0.000	0.658	0.020
Lith=L17	0.787	0.023	0.857	0.047	0.938	0.094
Lith=L2	0.781	0.023	0.729	0.006	0.699	0.000
Lith=L282	0.718	0.019	0.807	0.047	0.781	0.005
Geo500=G100	0.538	0.011	0.530	0.009	0.732	0.127
Geo500=G166	0.383	0.005	0.541	0.036	0.566	0.023
Geo500=G200	1.311	0.064	1.238	0.025	1.188	0.001
Geo500=G234	0.718	0.019	0.807	0.047	0.781	0.005
Geo500=G56	0.781	0.023	0.729	0.006	0.699	0.000
SoilOrd=argiluv	0.718	0.019	0.807	0.047	0.781	0.005
SoilOrd=hidrom	0.546	0.011	0.712	0.054	0.714	0.020
SoilOrd=incip	1.523	0.086	1.524	0.087	1.520	0.080
Soil_AA=S801	1.042	0.040	1.112	0.072	1.081	0.015
Soil_AA=S901	0.787	0.023	0.798	0.026	0.858	0.069
TotalSand	1.313	0.064	1.196	0.003	1.178	0.033
Silt	1.396	0.072	1.265	0.000	1.251	0.043
Clay	1.391	0.072	1.262	0.000	1.235	0.028
Condut	0.046	0.000	0.228	0.010	0.936	0.381
pH	1.058	0.041	1.013	0.022	1.052	0.075
OrgMat	0.121	0.001	0.874	0.156	0.868	0.023
Nitr	1.150	0.049	1.522	0.255	1.470	0.015
Io	1.101	0.045	1.024	0.011	0.982	0.000
Itc	1.512	0.085	1.370	0.000	1.323	0.011
Prec	0.114	0.000	0.708	0.102	0.753	0.049
PET	1.617	0.097	1.571	0.067	1.507	0.000

Discussion

Temporary pond types

Three different temporary pond types were defined based on their plant species composition. Two of these types, namely Mediterranean temporary ponds and marshlands, correspond to two freshwater habitats, subgroup of standing waters, according to the interpretation manual of European Union habitats (EC, 2007): Mediterranean temporary ponds correspond to the priority habitat 3170*, and

marshlands correspond to habitat 3110 (oligotrophic waters containing very few minerals of sandy plains- *Littorelletalia uniflorae*). The third type, disturbed ponds, cannot be assigned to any EU habitat, as it results from habitat degradation (observed in the field).

The three pond types we identified are in accordance with the main results of a previous study on vegetation (Pinto-Cruz et al., 2009) based on principal component and discriminant analysis on the same study area. It is worth noting that the biotic regionalization analysis performed was based in pond flora, and that the presence / absence of plant species is a more practical and unambiguous criterion, compared to the definition of pond typology based on the abundance of plant communities. Furthermore, the sampling of pond species is easier and less time-consuming compared to the traditional phytosociological surveys of plant communities.

The identification of species associated with or indicative of groups of samples (in this case, ponds) is a common aspect of ecological research, including studies on environmental management. Indicator Species Analysis (ISA) permits statistically rigorous assessments of these indicator species (Bakker, 2008). In order to enable a straightforward determination of whether or not a pond contains a habitat of EC interest or priority, we performed an indicator species analysis. The results allowed identifying bioindicator species for any combination of habitat types (McGeoch and Chown, 1998). This identification is very useful in terms of habitat identification, monitoring, conservation, and management. The resulting list of species (Table 4.2) is exclusive for each habitat type, so on the whole these results provide a clear practical way to distinguish between some of the standing temporary freshwater European Union habitat types. They represent good indicator species, as they are not rare in the ponds, and their presence can also be related to the predominant environmental factors (Cousins and Lindborg, 2004). This list is also simple enough to be easily and routinely monitored in the field, allowing the establishment of standard protocols for ecological management (Dale and Beyeler, 2001).

Relationship between temporary pond types and environmental variables

As stated before, the studied habitats have an inherent temporal dynamics, meaning cycles and sometimes unpredictable fluctuations of environmental conditions. Nevertheless, as the persistence and conservation of habitats depends upon the consistency of environmental conditions across time and space (Gómez-Rodríguez et al., 2009), the selected environmental variables reflect stable environmental parameters or are derived from averages of several years. The explanatory variables range from local (fine) to large-scale, most of them being spatially structured, but also correlated (e.g. Itc, Io and PET). In order to overcome such correlations between variables we used partial regression analysis.

Partial least squares (PLS) regression is a statistical tool with few restrictions, specifically designed to deal with multiple regression problems where the number of observations is limited, missing data are numerous, and the correlations between the predictor variables are high. PLS regression has known a great success in scientific fields where the problem of linking a great number of correlated variables through a limited number of observations is particularly acute, such as chemistry (Frank and Friedman, 1993; Wold et al., 2001). This approach assumes that all the measured variance is useful variance to be explained, reducing multidimensionality to a lower number of orthogonal factors (Carrascal et al., 2009; Lobo et al., 2001).

The PLS analysis confirmed the importance of a combination of several environmental variables in determining the type of temporary pond habitat. The retention of three latent factors and the large number of significant variables highlight the complexity of the system and the difficulty in disentangling the effects of particular environmental variables. Nevertheless, the variables with

significant weights in the latent factors can be considered predictors of pond typology, safeguarding that the contribution of each environmental variable cannot be seen in an independent way.

In the discrimination between Mediterranean temporary ponds and marshlands we emphasize energy-related variables such as ITC and PET, and fine-scale edaphic characteristics. Environmental energy influences the ponds' hydroperiod, that is, the equilibrium between incoming and outgoing water. We considered bioclimatic parameters, such as ITC and IO, rather than raw climatic parameters, as they reveal the relationship between the numerical values of temperature and precipitation. These indexes take into account the territory's extreme temperatures, which are one of the limiting factors for the distribution of plant species. It is important to note that PET was also significant in two of the latent factors, as it reflects the ponds' potential water loss, summarizing water evaporation and plant transpiration (Sánchez-Carrillo et al., 2004).

The three aspects of soil texture are also important determinants of temporary pond typology, as soil texture is determinant for water retention capacity (Saxton et al., 1986). Clay soils have a greater water holding capacity than sandy soils. Again, in our case study, Mediterranean temporary ponds were correlated with clay percentage in the soil (Pinto-Cruz et al., 2009), while marshlands were related to sandy soils. In terms of soil chemistry, pH was also a significant explanatory variable. Marshland ponds are more acidic and, in fact, most of the marshland indicator plant species are characteristic of acidic soils.

Contrary to expectations, bedrock geology, lithological substrate, soil order and soil type did not have a significant expression. Only incipient soils appeared correlated with marshlands, in agreement with their sandy soil texture. We expected, for instance, that Mediterranean temporary ponds would be significantly associated to hydromorphic soils, as they represent areas of poor drainage. This may have an explanation in the small catchment area of these ponds and the coarser scale in which these variables were measured. Finer-scale data layers on geology and lithology would be needed to detect such relationships.

Our results support the existence of spatial patterns in pond type distribution in Mediterranean environments. These habitats do not occur at random in the landscape (Grant, 2005). In fact, this kind of clustering of pond typology is easily observable in the field. With respect to the amplitude in the environmental variables we can conclude that, although only small differences were observed, the interactions between these variables were significant in determining temporary pond flora and, consequently, habitat typology. Nevertheless, further studies are required to determine the threshold of environmental variability that produces a shift from Mediterranean temporary ponds to marshlands.

Acknowledgments: We thank João Roma for the support in determining field topography, Ana L. Márquez for computing the regionalization analysis, Tiago Monteiro-Henriques for the bioclimatic data and for his constructive review of the manuscript, and Manuela Correia and Dora Neto for help with the analyses. A.M. Barbosa is supported by a post-doctoral fellowship (SFRH/BPD/40387/2007) from Fundação para a Ciência e a Tecnologia, Portugal.

References

- Abdi, H., 2010. Partial least squares regression and projection on latent structure regression (PLS Regression). *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics* 2, 97-106.
- Agência Portuguesa do Ambiente, 2007. Atlas do Ambiente na escala 1:1000000. Available from: <http://www.>

iambiente.pt/atlas/est/index.jsp.

Bakker, J.D., 2008. Increasing the utility of Indicator Species Analysis. *Journal of Applied Ecology* 45, 1829-1835.

Barbosa, A.M., Real, R., Olivero, J., Vargas, J.M., 2003. Otter (*Lutra lutra*) distribution modeling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation* 114, 377-387.

Barbour, M.G., Solomeshch, A., Holland, R., Witham, C., Macdonald, R., Cilliers, S., Molina, J.A., Buck, J., Hillman, J. 2005. Vernal pool vegetation of California: communities of long-inundated deep habitats. *Phytocoenologia* 35, 177-200.

Beja, P., Alcazar, R., 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation* 114, 317-326.

Biggs, J., Williams, P., Whitfield, P., Nicolet, P., Weatherby, A., 2005. 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of Pond Conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15, 693-714.

Black, C., Zedler, P.H., 1998. An overview of 15 years of vernal pool restoration and conservation activities in San Diego County, California, in: Witham, C.W., Bauder, E.T., Belk, D., et al. (Eds). *Ecology, conservation and management of vernal pool ecosystems: proceedings from a 1996 conference*. California Native Plant Society, Sacramento, CA.

Cancela da Fonseca, L., Cristo, M., Machado, M., Sala, J., Reis, J., Alcazar, R., Beja, P., 2008. Mediterranean temporary ponds in Southern Portugal: key faunal groups as management tools? *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 3, 304-320.

Carrascal, L.M., Galván, I., Gordo, O., 2009. Partial least squares regression as an alternative to current regression methods used in ecology. *Oikos* 118, 681-690.

Castroviejo, S. et al. (eds), 1986-2010. *Flora Iberica*, Vols. I, II, III, IV, V, VI, VII (I/II), VIII, X, XII, XIII, XIV, XV, XVII, XVIII, XXI. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

Cousins, S.A.O., Lindborg, R., 2004. Assessing changes in plant distribution patterns-indicator species versus plant functional types. *Ecological Indicators* 4, 17-27.

Dale, V.H., Beyeler, S.C., 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1, 3-10.

Davies, B.R., Biggs, J., Williams, P.J., Lee, J.T., Thompson, S., 2008. A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. *Hydrobiologia* 597, 7-17.

Deil, U., 2005. A review on habitats, plant traits and vegetation of ephemeral wetlands – a global perspective. *Phytocoenologia* 35, 533-705.

Dufrêne, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67, 345-366.

EC (European Commission), 2007. *The Interpretation Manual of European Union Habitats - EUR27* [online]. Brussels: European Commission DG Environment. Available from: http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007_07_im.pdf

Font, I., 1983. *Atlas Climático de España*. Instituto Nacional Meteorología, Madrid.

Franco, J.A., 1984. *Nova Flora de Portugal*, Vol. II. Edição de Autor, Lisboa.

Franco, J.A., Rocha Afonso, M.L., 1994-2003. *Nova Flora de Portugal*, Vol. III (I-III). Escolar Editora, Lisboa.

Frank, I., Friedman, J., 1993. A Statistical View of Some Chemometrics Regression Tools. *Technometrics* 35, 109-135.

Gómez-Rodríguez, C., Díaz-Paniagua, C., Serrano, L., Florencio, M., Portheault, A., 2009. Mediterranean temporary ponds as amphibian breeding habitats: the importance of preserving pond networks. *Aquatic Ecology* 43, 1179-1191.

GRASS Development Team, 2009. *Geographic resources analysis support system (GRASS)*. Open Source Geospatial Foundation, Vancouver, British Columbia. Available from: <http://grass.osgeo.org>. Cited 19 January 2009.

Grant, E., 2005. Correlates of vernal pool occurrence in the Massachusetts, USA landscape. *Wetlands* 25, 480-

- Grillas, P., Gauthier, P., Yaverconski, N., Perennou, C., 2004. Mediterranean Temporary Pools I – Issues relating to conservation, functioning and management. 120pp., Arles.
- Hammada, S., Dakki, M., Ibn Tattou, M., Ouyahya, A., Fennane, M., 2004. Analyse de la biodiversité floristique des zones humides du Maroc. Flore rare et menacée. *Acta Botanica Malacitana* 29, 43-66.
- ISO/IDF - International Organization for Standardization, 2002. Milk and milk products. Determination of nitrogen content. Routine method using combustion according to the Dumas principle ISO/IDF International Standard (ISO/IDF), no. 14891:2002(E), 185:2002(E), Geneva (Switzerland); International Dairy Federation, Brussels (Belgium).
- Jocque, M., Vanschoenwinkel, B., Brendonck, L., 2010. Freshwater rock pools: a review of habitat characteristics, faunal diversity and conservation value. *Freshwater Biology* 55, 1587-1602.
- Lobo, J., Castro, I., Moreno, J.C., 2001. Spatial and environmental determinants of vascular plant species richness distribution in the Iberian Peninsula and Balearic Islands. *Biological Journal of the Linnean Society* 73, 233-253.
- Médail, F., Michaud, H., Molina, J., Paradis, G., Loisel, R., 1998. Conservation de la flore et de la végétation des mares temporaires dulçaquicoles et oligotrophes de France méditerranéenne. *Ecologia Mediterranea* 24, 119-34.
- McGeoch, M.A., Chown, S.L., 1998. Scaling up the value of bioindicators. *Trends in Ecology & Evolution* 13, 46-47.
- Márquez, A.L., Real, R., Vargas, J.M., 2001. Methods for comparison of biotic regionalizations: the case of pteridophytes in the Iberian Peninsula. *Ecography* 24, 659-670.
- McCune, B., Mefford, M.J., 1999. PC-ORD-Multivariate Analysis of Ecological Data, Vers. 5.0. MjM Software, Gleneden Beach, OR, USA.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2007. *Wetlands*, 4th ed., John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Molina, J.A., Tahiri, H., Agostinelli, E., Alaoui-Faris, F., Lumbreras, A., Pardo, C., Silva, V., Pinto-Cruz, C., Castoldi, E., Campoamor, J.N., 2009. Contribución al conocimiento de la flora y vegetación de los humedales temporales del noroeste de Marruecos. *Lazaroa* 30, 251-259.
- Monteiro-Henriques, T., 2010. Landscape and phytosociology of the Paiva River's hydrographical basin and contiguous basins of the Douro River's left margin, from the Paiva to the Têdo River (Portugal). Doctoral thesis, Instituto Superior de Agronomia, Technical University of Lisbon, Lisbon.
- Moore, 2008. *Wetlands (Ecosystem Series)*. Facts on File, Inc., New York.
- Oertli, B., Biggs, J., Céréghino, R., Grillas, P., Joly, P., Lachavanne, J.B., 2005. Conservation and monitoring of pond biodiversity: introduction. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15, 535-540.
- Pinto-Cruz, C., Molina, J.A., Barbour, M.G., Silva, V., Espírito-Santo, M.D., 2009. Plant communities as a tool in temporary ponds conservation in SW Portugal. *Hydrobiologia* 634, 11-24.
- Quantum GIS Development Team, 2009. Quantum GIS. Geospatial Foundation, Vancouver, British Columbia. Available from: <http://qgis.osgeo.org>. Cited 19 January 2009.
- R Development Core Team, 2009. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Available from: <http://www.r-project.org>. Accessed 18 March 2009.
- Rivas-Martínez, S., 2007. Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación en España. Parte I. *Itinera Geobotanica* 17, 5-436.
- Sánchez Carrillo, S., Angeler, D.G., Sánchez Andrés, R., Alvarez, M., Garatuza, J., 2004. Evapotranspiration in wetlands: relationships between inundation and the macrophyte cover: open water ratio. *Advances in Water Resources* 27, 643-655.
- Saxton, K.E., Rawls, W.J., Romberger, J.S., Papendick, R.I., 1986. Estimating Generalized Soil-water Characteristics from Texture. *Soil Science Society of America Journal* 50, 1031-1036.
- Serviços Geológicos de Portugal, 1992. Carta Geológica de Portugal. Folha do Sul. Scale 1:500.000, 5th edition. Direcção-Geral de Minas e Serviços Geológicos, Lisboa.
- Spierenburg, P., Lucassen, E., Lotter, A.F., Roelofs, J.G.M., 2010. Competition between isoetids and invading elodeids at different concentrations of aquatic carbon dioxide. *Freshwater Biology* 55, 1274-1287.

SROA, 1960-1961. Carta dos Solos de Portugal. Scale 1:50.000. Folhas 45C, 49A, 49C, 51B. Secretaria de Estado da Agricultura, Ministério da Economia, Lisboa.

Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P., Sear, D., 2003. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115, 329-341.

Williams, D.D., 2006. *The Biology of Temporary Waters*. Oxford University Press. New York.

Wold, S, Sjöström, M., Eriksson, L., 2001. PLS-regression: a basic tool of chemometrics. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 58, 109-130.

Zacharias, I., Dimitriou, E., Dekker, A., Dorsman, E., 2007. Overview of temporary ponds in the Mediterranean region : Threats, management and conservation issues. *Journal of Environmental Biology* 28, 1-9.

SPECTRA OF PLANT FUNCTIONAL TYPES
WITHIN MEDITERRANEAN TEMPORARY PONDS



Eryngium corniculatum Lam.

Submitted to: Functional Ecology

Pinto-Cruz C., Molina J.A., Espírito-Santo M.D. & Barbour M.G. as authors.

Abstract

Questions: Our study aimed to identify the most characteristic plant functional types (PFTs) of Mediterranean temporary ponds (MTPs) as a whole, and of the different zones within a single pond. Are diagnostic PFTs distinct from those of more terrestrial vegetation? Which underlying environmental factors are driving the PFT suggested for the flora of MTPs and the zonation of communities and individual species within them?

Location: Southwest coast of Portugal

Methods: We selected 10 plant traits following a posteriori method, easily measurable (or obtainable from data in literature) at the individual plant scale and that were characteristic of phenological states (eg, germination, growth, reproduction) and presumably adaptive to habitat stresses (eg, presence of aerenchyma or heterophylly). In addition to plant traits we quantified four plant attributes that help to complete the characterization of the functional groups: flowering time, position/relative depth within the pool, syntaxonomic status, and geographic affinity.

Results: The most significantly consistent traits for plants within MTP vegetation are: hydrophilly, plant size, persistence, seed size, carbohydrate storage capacity, and presence of aerenchyma. At a syntaxonomical level six PFTs were significantly linked with a phytosociological class.

Conclusion: The results suggest that the environmental factor that drives this vegetation and its spectrum of PFTs is the hydroperiod, in agreement with studies on vernal pools in other parts of the world.

Keywords: Aerenchyma, carbohydrate storage, heterophylly, isoetid growth form, plant size, , seed size, tolerance of flooding, vernal pools, Portugal.

Nomenclature: Flora Iberica (Castroviejo *et al.* 1986-2010); Nova Flora de Portugal (Franco 1984; Franco & Rocha Afonso 1994-2003).

Introduction

The classification of plant species into functional types (PFTs) is a common research subject nowadays, but it is not a new approach. An early example from nearly 80 yr ago is Raunkiaer's life form types (1934). PFTs studies in the past two decades have been increasing to such a point that has been suggested that ecosystem health is more dependent on functional attributes than on the number or diversity of species (Hopper & Vitousek 1997; Chapin *et al.* 1996).

Plant functional traits should be chosen on the presumption of having adaptive value to particular components of the physical environment (Lavorel *et al.* 2007). Common sets of plant traits are known to be predictably associated with particular environments (Chapin *et al.* 1993; Díaz *et al.* 2004). These associations recur suggesting that each major vegetation type has its own unique spectrum of PFTs (Grime 1977; Barbour & Minnich 1990; Reich *et al.* 1992; Chapin *et al.* 1993; Diaz & Cabido 2001).

Plant functional types—as an alternative to classical floristic approach—have been used to study ecosystem resistance and resilience to, and decline due to, disturbances/stresses such as grazing (Lavorel *et al.* 1997; McIntyre & Lavorel 2001; Klimešová *et al.* 2008). Some studies (e.g. Diaz *et al.*, 2001) have demonstrated that similar plant traits are associated with different ecosystem responses to grazing. There is growing agreement that the relative health of an ecosystem can be determined from its spectrum of PFTs.

The way in which species are grouped into PFTs reflects the suite of traits accessible, the objectives of the study, and the spatial scale chosen (Rodríguez *et al.*, 2003; Diaz *et al.* 2002). In order to conduct comparative studies, Weiher *et al.* (1999) proposed a common core of easily measurable PFTs, all relating to fundamental plant functions such as dispersal, establishment, and persistence. However, each researcher tends to choose a different pallet of attributes. It has been difficult to establish a standard, robust, and comprehensive methodology, using traits that are easy to assess, and applicable to a large number of species in a global array of environments. Hence, a comprehensive classification of PFTs has already been stated as almost unattainable (Lavorel *et al.* 2007; Klimešová *et al.* 2008).

PFTs have already been defined for wetland and aquatic ecosystems, although with attributes which are different from those of terrestrial ecosystems. The Hartog & Segal (1964) classification of aquatic plants, for example, is based on the types of plant-substrate attachment. Several other studies have described aquatic plants according to their adaptations to water (e.g. Sculterpe 1967; Hutchinson 1975; Boutin & Keddy 1993). Nevertheless, little attention paid has been to determining an array of PFTs that may function better in discriminating between ephemeral ponds and more enduring bodies of water, and between saline and fresh-water ponds. We intend to propose an initial group of PFTs for a particular type of ephemeral wetlands which are called Mediterranean temporary ponds (MTP) or vernal pools. They exist in areas that experience the characteristic warm-dry summer and cool-wet winter of Mediterranean type climate that recurs in five widely dispersed regions of the world (south and west Australia, central California, central Chile, the southern part of South Africa, and the rim around the Mediterranean Sea). The great majority of annual precipitation falls in the four months of winter (Barbour & Minnich 1990; Blondel & Aronson 1999; Dallman 1998). The vegetation types of Mediterranean climate areas typically includes chaparral, woodland, grassland, and MTPs, with superficially similar physiognomies from one Mediterranean region to another, despite having almost no genera in common.

The MTPs ephemeral wetlands occur in shallow depressions subjected to within year alternating flooding and drying phases. Pools wet and then fill with water by mid-winter, reaching depth of 40 cm maximum, because of an underlying soil layer that inhibits deep drainage. In early spring the

pools drain completely by evapotranspiration. Total immersion period range from 2 to 10 week, depending the length of immersion on location within the pool: plants growing at the shallow edges of a pool experience the shortest amount of inundation, whereas those growing at the deepest, more central pool positions experience the longest amount of inundation. Consequently, there is a gradient or zonation of plant communities in all but the shallowest of pools. MTP plants typically tolerate an amphibious life history, germinating and establishing in standing water, then rapidly growing and reproducing when the ponded water is gone. MTPs have been classified among the most biologically and biogeographically interesting ecosystems in the Mediterranean region (Grillas *et al.* 2004), because they host a large number of rare and endemic species and also have a high beta diversity (Pinto-Cruz *et al.* 2009).

MTPs occur in every Mediterranean-type climate around the world, but each region has its own distinct flora. In order to quantify the degree of similarity or difference between regional MTPs one cannot base it on overlapping floristic composition (though one could compare species richness and diversity or the array of PFTs present in each). Instead, a study focus on PFT arrays from all the regions or along ecological gradients within pools has great promise as an indicator of the degree of convergence. The seasonality of water availability would seem to be the main driving factor in MTP ecosystem dynamics and in the selection of a particular spectrum of PFTs (Bliss & Zedler 1998; Rhazi *et al.* 2006).

Methods

Study area

The study was conducted in the coastal plain of southwest Portugal, running north-south for about 100 km through the Natural Park of the Alentejo and Vicentina coast. This is within the Alentejo and Algarve regions and the Beja and Faro districts, centering on 37° 21' N x 8° 50' W. This area hosts a large number of seasonal wetlands, including MTPs in which a large diversity of plant communities can be found (Pinto-Cruz *et al.* 2009). The climate is Mediterranean, with mean annual precipitation of 456-614 mm falling mainly October-March, and mean winter and summer temperatures of 11.0 and 20.5°C, respectively.

Plant surveys

The plant species were sampled in 9 well-preserved MTPs during three years (2006-2008), twice a year (early spring and late spring) in each pond. Species were surveyed in each vegetation belt or zone with four-square-meter relevés or quadrats each. Usually, three belts were identifiable in a given MTP: outer shallow margin, intermediate, and deep central zones. Each relevé was placed randomly within each areas that held visually and physiognomically homogenous vegetation. The total number of surveys taken was 222. All species present were identified and registered for each quadrat. Later, ubiquitous, non-hygrophytic, and ruderal taxa were discarded from the analysis.

Plant traits

Ten plant traits were selected throughout a posteriori method (Diaz & Cabido 1997). Each trait was easily observable and measurable at the individual or population level (or was known from the literature); each was characteristic of some phenological state (germination, growth, reproduction) or

of some presumed adaptation to stress (aerenchyma, heterophylly, photosynthetic pathway, the belt occupied) or of an ecological/geographic affinity (syntaxonomy and phytogeography; see Table 5.1). Most traits were those called “soft” by Díaz *et al.* (2002) and Lavorel & Garnier (2002).

Table 5.1 Traits and attributes recorded on Mediterranean temporary ponds plant species.

Trait	Measurement (unit)	Data obtained from	Description of classes to matrix
Size	Adult height (cm)	Floras ¹ and field observation	≤10 = 1, 11-20 = 2, 21-40 = 3, >40 = 4
Persistence	Lifespan (yr)	Floras ¹ and field observation	ephemeral = 1, perennial = 2
Seed size	Length (mm)	Floras and herbarium specimens	≤6 = 1, 6-15 = 2, >15 = 3
Carbohydrate storage	Bulbs, thickened roots	Floras ¹ and field observation	no = 1, yes = 2
Aerenchyma	Present/absent	Literature and observation	absent = 1, present = 2
Heterophylly	Present/absent	Floras ¹ , literature and observation	absent = 1, present = 2
Thorniness	Present/absent	Floras ¹ , field observation and literature	absent = 1, present = 2
Vegetative reproduction	Present/absent	Floras ¹ and field observation	absent = 1, present = 2
Hygrophyllly	Tolerance to flooding	Floras ¹ and literature ²	hygrophyte = 1, helophyte = 2, hydrophyte = 3
Isoetid syndrome	Basal tuft, tubular leaves, CAM	Floras ¹ , field observation and literature	no = 1, yes = 2
Attribute	Classification	Description	Description of classes to matrix
Zonation belt	Presence in three zones	Field observation	central = 1, middle = 2, shallow edge = 3
Flowering time	Early or late spring	Floras ¹ and field observation	early = 1, late = 2
Syntaxonomy	Class affinity	Literature ³ and field observation	<i>Potametea</i> = 1, <i>Isoeto-Nanojuncetea</i> = 2, <i>Litorelletea</i> = 3, <i>Phragmito-Magnocaricetea</i> = 4, <i>Molinio-Arrenatheretea</i> = 5, Other = 6
Phytogeography	Geographic affinity	Floras ¹ and literature	Iberian = 1, Western-Mediterranean = 2, No Mediterranean = 3

¹ Castroviejo *et al.* 1986-2010, Valdés *et al.* 1987, Franco 1984, Franco & Rocha-Afonso 1994-2003, Pignatti 1982; ² Hartog & Segal 1964; ³ Rivas *et al.* 2002

Traits were then ranked into categories in a consistent manner so as to fulfill conditions established by Lavorel *et al.* (2007). Although some traits were continuous, we transformed them all into classes or categories for the purposes of multivariate analyses. Some ecologists (Weiher *et al.* 1999) contend that continuous traits are preferable over categorical or qualitative (binary) ones, but in our study some traits could not be expressed in a continuous way (eg, life span and presence of carbon-storing organs), and thus we converted all traits into discontinuous categories.

Additionally, we quantified four of the attributes in Table 5.1 that usually are not been used by other researchers because they have more to do with synecology and flora than autoecology: flowering time, zonation position within a pond, syntaxonomic class; and geographic affinity of the flora. Their correlation with the functional groups completes the PFTs characterization.

Data processing

We subjected the 10 traits x 101 species to multiple correlation analysis (MCA), resulting in a matrix of factorial coordinates. Cluster analysis, by an hierarchical multivariate approach, spatially distinguished distinctive functional types or groups, using Euclidean distance as a measure of similarity/dissimilarity. A factorial projection was performed to display the spatial relationships among PFTs (cluster centroids), individual traits, and species. All statistical analyses were carried out with SPAD software package (v. 5.6, Decisia, Paris, France).

Results

Table 5.2 summarizes eight PFTs and their most significant individual traits. The most commonly significant traits were: hydrophyllly, plant size, and life span (persistence), followed by seed size, carbohydrate storage capacity, flowering time, and presence of aerenchyma. Thorniness was not significant for any PFT. In addition, six of the eight PFTs are significantly associated with phytosociological syntaxonomic classes.

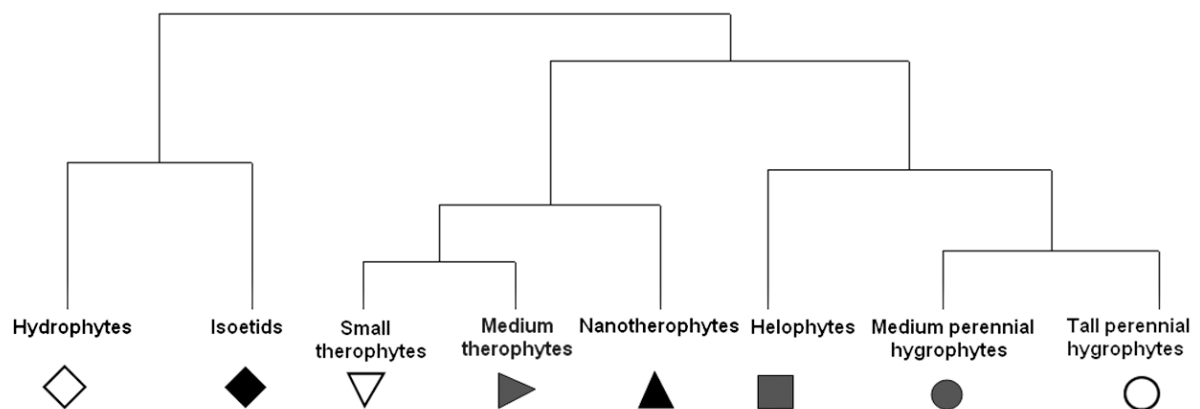
Table 5.2 Summary of the classification analysis with significant attributes to each plant functional type (PFT) and its percentage in each. PFT1 = hydrophytes; PFT2 = isoetids; PFT3 = nanotherophytes; PFT4 = medium-size therophytes; PFT5 = small therophytes; PFT6 = helophytes; PFT7 = medium perennial hygrophytes; PFT8 = tall perennial hygrophytes.

	Variable label	Characteristic category	% of category in group	% of category in set
PFT 1 (n=12) p=0,000	Hygrophyllly	Hydrophyte	91.67	14.85
	Syntaxonomy	Potametea	66.67	7.92
	Zonation	Central	91.67	18.81
	Aerenchyma	Aerenchyma	100	29.7
	Heterophyllly	Heterophyllly	50	7.92
	Flowering time	Early	66.67	24.75
PFT 2 (n=4) p≤0,01	Isoetid	Isoetid	100	3.96
	Storage	Storage	100	21.78
	Aerenchyma	Aerenchyma	100	29.7
	Hygrophyllly	Hydrophyte	75	14.85
PFT 3 (n=7) p≤0.01	Plant size	0-10 cm	100	7.92
	Syntaxonomy	Nanotherophyte	85.71	29.7
	Seed size	<0.6 mm	85.71	33.66
	Persistence	Ephemeral	100	49.51
PFT 4 (n=18) p≤0.01	Plant size	21-40 cm	100	45.54
	Aerenchyma	No Aerenchyma	100	70.3
	Persistence	Ephemeral	83.33	49.51
	Seed size	0.6-1.5 mm	55.56	27.72
	Storage	No Storage	100	78.22
	Hygrophyllly	Hygrophyte	100	79.21
PFT 5 (n=19) p≤0,01	Plant size	11-20 cm	100	22.77
	Syntaxonomy	Nanotherophyte	57.89	29.7
	Hygrophyllly	Hygrophyte	100	79.21
PFT 6 (n=6) p≤0.01	Hygrophyllly	Helophyte	100	5.94
	Syntaxonomy	Phragmito	50	5.94

Table 5.2 continued

	Variable label	Characteristic category	% of category in group	% of category in set
PFT 7 (n=16) p=0.000	Veget. reproduction	Vegetative	100	40.59
	Plant size	21-40 cm	100	45.54
	Syntaxonomy	Molinio	81.25	32.67
	Persistence	Perennial	93.75	50.5
	Storage	Storage	62.5	21.78
	Seed size	>1.5 mm	81.25	38.61
PFT 8 (n=19) p≤0.01	Plant size	>40 cm	100	23.76
	Syntaxonomy	Molinio	68.42	32.67
	Persistence	Perennial	84.21	50.5
	Flowering time	Late	100	75.25
	Hygrophyly	Hygrophyte	100	79.21

Cluster analysis distinguished eight PFTs (Figure 5.1) and their relative degree of similarity or difference from one another. The first division distinguished water-dependent plant species (hydrophytes and isoetids) from less-dependent and less- flood-tolerant species (helophytes and hygrophytes). The latter group was further split into perennial and annual (therophyte) species. Within therophytes, sub-divisions were driven by adult plant size; within perennials, sub-divisions were driven by degree of water-affinity first and secondly by adult plant size

**Figure 5.1** Hierarchical cluster analysis diagram.

The description and characteristic species of each PFT are shown in Table 5.3. The hydrophyte group (PFT1) is anatomically characterized by aerenchyma and heterophylly. The isoetid group (PFT2) differs from the hydrophyte group in its lack of heterophylly and the presence of vegetative structures having carbohydrate storage capacity. The therophytes are split into three PFTs according to adult size: PFT3 contains nanotherophytes, PFT4 contains the medium therophytes, and PFT5 contains small size therophytes. PFT3 also has smaller seed sizes and PFT4 has a later flowering season. Helophytes (PFT6) have only an intermediate degree of hygrophyly as a statistically significant characteristic. Finally, perennial hygrophytes are split according to adult size: PFT7 contains medium-size hygrophytes and PFT8 contains tall hygrophytes. PFT7 is additionally characterized by vegetative reproduction.

The cumulative percentage of the first two axis of factorial projection explains 36% of the variance

(Figure 5.2). Axis 1 separated annual plants belonging to the pioneer syntaxonomic class *Isoeto-Nanojuncetea* from all the others. Axis 2 separated hydrophytic PFTs (hydrophytes and isoetids) with early flowering and occupation of the deep, long-inundated central zone, belonging to the syntaxonomic classes *Potametea* and *Isoeto-Littorelletea*. Helophytes (*Phragmito-Magnocaricetea* class) have closer relationships with perennial hygrophytes, which in turn are closely related to the *Molinio-Arrhenatheretea* class.

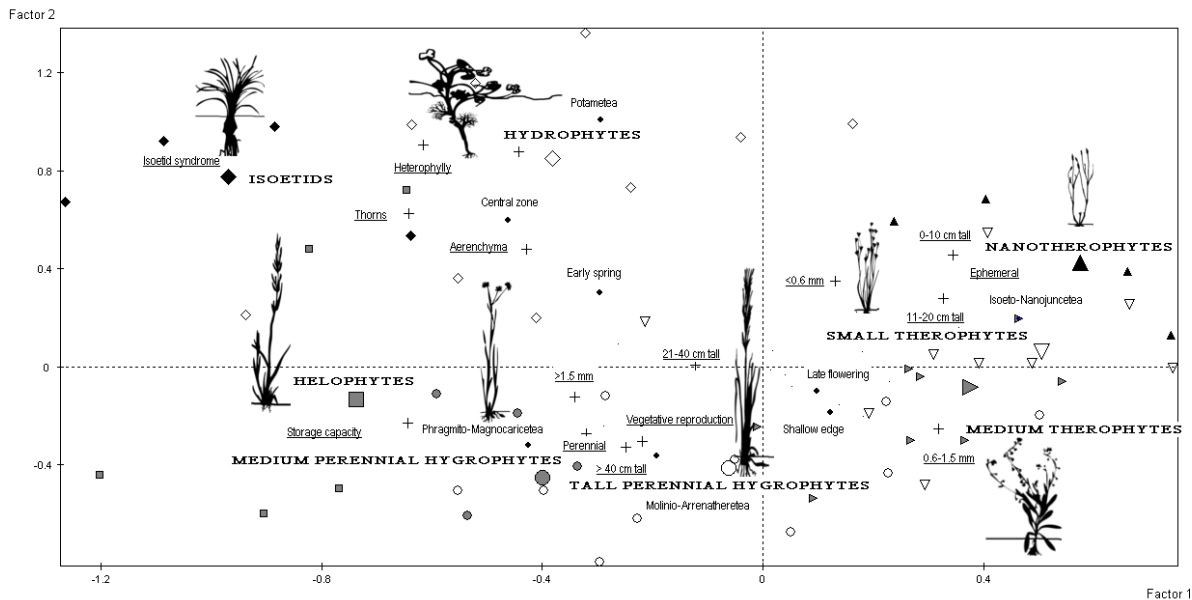


Figure 5.2 Factorial projection. The traits (underlined) and attributes most consistently associated with plant functional types are displayed. 36% of cumulative of the first two axes.

Discussion

Plant Traits

Our traits selection was based on statements by Pillar & Sosinski (2003), who suggested that species traits must be functional at the community level, by Díaz *et al.* (2002), who underlined that the most valuable traits are ecophysiological, by Westoby *et al.* (2002), who emphasized the importance of selecting traits that best lead to an improved understanding of ecosystem processes and species distributions, and by criteria described by Weiher *et al.* (1999). We supplemented the array of possible choices by including other traits we thought were indicators of adaption to the specific hydroperiod of MTPs.

Our results (Table 5.2) confirmed the importance of classical traits, combined with water-related traits, for describing MTP vegetation. The most significant traits for this vegetation were hydrophyllly, adult plant size, and life span. These traits are coincident with those first defined by Raunkiaer, who classified plants according to morphological attributes that he assumed to be adaptations to the unfavorable season. In addition, we found seed size, carbohydrate storage capacity, and presence of aerenchyma to be linked with MTP vegetation.

The hydrologic regime has been shown by others authors to be an overriding selective force in some wetland vegetation (Leck & Brock 2000). Our results underlined hydrophyllly as a major factor in PFT

classification. Plant size is recognized as important for competitive performance and acquiring carbon, and it is a fundamental functional trait of plants (Westoby 1998; Westoby *et al.* 2002). A significant correlation between traits related with plant size and competitive ability has been found by Rusch & Oosterheld (1997). The work of Hills & Murphy (1996) revealed plant size, in particular height, as being of particular value in differentiating between PFT groups, suggesting that some relationships between size and survival strategy may be valid in general across a wide range of geographical areas in wetland habitats. This is in accordance with our results, which repeatedly showed plant size to be a discriminatory factor between therophyte and hygrophyte PFTs. Life span persistence is a trait of broad interest. Some annuals or ephemerals avoid disturbance stress by surviving the most stressful seasons as seeds (Weiher *et al.* 1999); apparently, thereophytes are as characteristic of MTP (or vernal pools) as Raunkiaer showed them to be of warm deserts.

Díaz *et al.* (2002) concluded that seed size and dispersion are related to ecological functions. Species with large seeds produce fewer seeds for a given amount of energy but have better survival during early seedling life (Westoby *et al.* 2002) and they produce seedlings that are more tolerant to competition. Species with small seeds can produce more seeds (Wright *et al.* 2000), but they are not so tolerant to competition stress (Moles *et al.* 2005). Nevertheless, small, round seeds (e.g. annual species of *Juncus*) tend to persist longer in the seed bank than large seeds (Thompson *et al.* 1993; Pausas & Lavorel 2003). Seed size is a surrogate for seed bank persistence (Thompson *et al.* 1993). In our study, we found seed size to distinguish amphibious PFTs.

Storage of carbon is an ecologically important trait, because it may enable faster recovery from an unfavorable season or from disturbance. Aerenchyma is more common in organs of aquatic plants than in wetland plants (Jung *et al.* 2008). In MTPs, aerenchyma is frequent in aquatic PFTs. Several studies indicate that vegetative reproduction and resprouting ability are significantly influenced by environmental factors, varying their presence along gradients of moisture or nutrient availability (Sammul *et al.* 2003; Benson *et al.* 2004; Halassy *et al.* 2005; Dalglish & Hartnett 2006; Nicolas *et al.* 2007; Klimešová *et al.* 2008). This trait was significant in distinguishing the medium-size perennial hygrophyte PFT.

The isoetid syndrome is an important survival strategy of certain amphibious plants in MTPs (Keeley & Zedler 1998; Deil 2005). This syndrome is a combination of traits that enables plants to complete their life cycle in submerged conditions. There are lacunal air spaces in a basal tuft of narrow, rounded leaves, CAM photosynthesis, and small adult size. Although this syndrome is characteristic of only a few species, they represent an important and consistent percentage of plant biomass in MTPs.

Heterophylly, a different morphology between leaves that developed under water and those in air, following the disappearance of ponded water, is another amphibious trait (Brock & Casanova 1997). It is a common attribute in ephemeral wetlands such as temporary ponds (Deil 2005); in our study, it was mainly present in hydrophytes.

Thorniness was included as a potentially important trait because it has been associated with intensity of herbivory in other vegetation types. In MTP vegetation, however, thorniness (including spiny leaf teeth) was uncommon and it did not serve to differentiate any PFT.

Plant Functional Types

We objectively distinguished eight PFTs on the basis of a multivariate hierarchical analysis of the traits x species matrix (Figure 5.1, Table 5.3). Although this classification was influenced by our initial choice of traits it appears to be ecologically meaningful and is consistent within MTP vegetation.

Table 5.3 Summary of characteristics of each plant functional type group (PFT).

PFT	Descriptive name	Vegetative traits	Sexual reproduction	Syntaxonomy	Characteristic species
PFT1	Hydrophytes	Heterophyllus with aerenchyma	Early flowering	Potametea, central zone	<i>Callitriche brutia</i> , <i>C. stagnalis</i> , <i>Ranunculus peltatus</i> , <i>R. saniculifolius</i> , <i>Myriophyllum alterniflorum</i> , <i>Isolepis fluitans</i> , <i>Juncus heterophyllus</i>
PFT2	Isoetids	Small perennial plants; hydrophytes with aerenchyma		Mainly Isoeto-Nanojuncetea	<i>Isoetes histrix</i> , <i>I. setaceum</i> , <i>I. velatum</i> <i>Litorea uniflora</i>
PFT3	Small therophytes	11-20 cm tall; hygrophyte	Small seeds	Isoeto-Nanojuncetea	<i>Juncus hybridus</i> , <i>J. tenageia</i> , <i>J. pygmaeus</i> , <i>Myosotis debilis</i> , <i>Centaurium maritimum</i> , <i>Euphorbia exigua</i> , <i>Illecebrum verticillatum</i>
PFT4	Medium-size therophytes	21-40 cm tall; hygrophyte, no carbohydrate storage capacity	Medium seed size (0.6 to 1.5 cm); late flowering		<i>Agrostis pourretti</i> , <i>Antinoria agrostidea</i> , <i>Lotus hispidus</i> , <i>Chaetopogon fasciculatus</i> , <i>Polypogon maritimus</i> , <i>Silene laeta</i>
PFT5	Nanותרophytes	1-10 cm tall; no carbohydrates storage capacity	Small seed size (< 0.6 mm)	Mainly Isoeto-Nanojuncetea	<i>Cicendia filiformis</i> , <i>Crassula tillea</i> , <i>Elatine macropoda</i> , <i>Isolepis pseudosetacea</i> , <i>Juncus capitatus</i> , <i>Exaculum pusillum</i> , <i>Radiola linoides</i>
PFT6	Helophytes		Mainly large seed size; vegetative reproduction	Phragmito-Magnocaricetea	<i>Alisma lanceolatum</i> , <i>Eleocharis palustris</i> , <i>Glyceria declinata</i>
PFT7	Medium perennial hygrophytes	21-40cm tall; carbohydrate storage capacity	Large seed size (> 1.5cm); vegetative reproduction	Mainly Molinio - Arrhenatheretea	<i>Cynodon dactylon</i> ; <i>Narcissus jurensianus</i> , <i>Hyacinthoides vicentina</i> , <i>Paspalum paspalodes</i> , <i>Juncus emmanuensis</i> , <i>Ranunculus ficaria</i> , <i>R. flammula</i> , <i>Serapias lingua</i>
PFT8	Tall perennial hygrophytes	Plant size larger than 40 cm	Late flowering	Molinio - Arrhenatheretea	<i>Agrostis castellana</i> , <i>A. stolonifera</i> , <i>Festuca arundinaceae</i> , <i>Galium palustre</i> , <i>Juncus effusus</i> , <i>Lotus pedunculatus</i> , <i>Phalaris coerulescens</i>

Different PFTs characterized each of the three belts or zones previously reported for MTP (Rhazi *et al.* 2006; Espírito-Santo & Arsénio 2005; Bagella *et al.* 2009; Molina *et al.* 2009). The deep central zone is associated with hydrophytes which were exclusive to this area. Moreover hydrophytes were the only PFT flowering in early spring, so this trait is also associated with the deep zone. Late-spring-flowering plants are all tall perennial hydrophytes, which are characteristic of shallower zones. Tall and medium perennial hydrophytes are in the *Molinio-Arrhenatheretea* class. In contrast, helophytes in MTPs are in the class *Phragmito-Magnocaricetea*, nano- and small therophytes are in the class *Isoeto-Nanojuncetea*, and hydrophytes are in the class *Potametea*. Therefore, syntaxonomy at the class level does correlate well with the PFT spectrum for MTPs in general and for each of the zones within ponds. Phytogeography and thorniness were the only traits not significantly related to any PFT.

Our results confirm the lack of perennial hydrophytes (eg, the genera *Nymphaea* and *Potamogeton*) in MTPs, probably because they cannot tolerate such a short flooding period. At the other extreme, typical terrestrial plants are also absent, probably because even a short period of inundation is beyond their limits of tolerance (Rhazi *et al.* 2006; Deil 2005; Molina *et al.* 2009).

The isoetid PFT represents a high degree of functional specialization to MTP ecosystems. Species in this functional group has carbohydrate storage capacity and aerenchyma. It is noteworthy that this PFT is characteristic of both MTPs and oligotrophic high mountain lakes (Molina 2005, Molina *et al.* 1999). The components of our hydrophyte PFT (all of which are annuals) are true aquatic plants that do not tolerate desiccation and only survive as seeds during the unfavorable season. These hydrophytes include both batrachiid and miriphyllid growth forms (eg, *Ranunculus peltatus*, *Callitriche stagnalis*, *Myriophyllum alterniflorum*, etc.), as well as decumbent floating plants (*Juncus heterophyllus*, *Isolepis fluitans*). Other functional traits that presumably enable plants to avoid seasonal environmental stress are present in small therophytes and nanotherophytes, which can complete their life cycle in a few weeks (Deil 2005). They have a more permanent seed bank, however, which enables fast re-colonization (Urban 2005).

Environmental gradient

The environment acts as a filter, removing species that lack traits for persisting under a particular combination of environmental conditions (Díaz *et al.* 1998). Usually, more than one syndrome or strategy for survival can coexist in a given habitat (Cunningham *et al.* 1999; Westoby *et al.* 2002). The distribution of organisms is not random along a gradient, but is spaced along it according to their niche optima (Sihwick & Ackerly 2005).

Our proposed PFT classification reflects environmental gradients within MTPs, the most important seeming to be the water regime. In the deepest, longest-inundated, central zone small annual hydrophytes dominate, but all other PFTs dominate in shallower zones where the wet/dry hydroperiod is much more condensed in time. MTPs are unusual habitats because they are neither truly aquatic nor truly terrestrial (Grillas *et al.* 2004), allowing for the coexistence of hydrophytes and hydrotherophytes.

The duration of flooding and the location of an ecotone between upland therophytes and wetland species influence the types of plants that can germinate, grow, and reproduce (Brock & Casanova 1997; Bliss & Zedler 1998; Barbour *et al.* 2005). The three PFTs of therophytes (nano, small, and medium) do not tolerate flooding and are mainly localized in the outermost belts. Overall, however, our results show that zonation is only significantly related to hydrophytic PFTs, limited to the central belt. The fact that boundary positions for each zone can differ from year to year and season to season in a given pool, according to each year's water regime, illustrates how PFTs move along the environmental gradient (Casanova & Brock 2000; Rhazi *et al.*, 2001; Espírito-Santo & Arsénio, 2005).

Acknowledgments: We are grateful to Ricardo García for the help with statistical analyses and Tomás Peleja help with plant draws. We also appreciate the valuable comments by Prof. Dr. U. Deil on earlier drafts. We would like to thanks also Prof. Paula Simões for her accurate manuscript revision.

References

- Bagella S., Caria M.C., Farris E. & Filigheddu, R. 2009. Spatial-time variability and conservation relevance of plant communities in Mediterranean temporary wet habitats: A case study in Sardinia (Italy). *Plant Biosystems* 143: 435-442.
- Barbour, M.G. & Minnich, R.A. 1990. The myth of chaparral convergence. *Israel Journal of Botany* 39: 453-480.
- Barbour, M.G., Solomeshch, A.I., Holland, R., Witham, C., Macdonald, R., Cilliers, S., Molina, J.A., Buck, J.J. & Hillman, J.N. 2005. Vernal pool vegetation of California communities of long-inundated deep habitats. *Phytocoenologia* 35:177-200.
- Benson, E.J., Hartnett, D.C. & Mann, K.H. 2004. Belowground bud bank and meristem limitation in tallgrass prairie plant populations. *American Journal of Botany* 91: 416-421.
- Bliss, S.A. & Zedler, P.H. 1998. The germination process in vernal pools: similarity to environmental conditions and effects on community structure. *Oecologia* 113: 67-73.
- Blondel, J. & Arronson, J. 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean region*, 328 pp. Oxford University Press Inc., NY, US.
- Boutin, C. & Keddy, P.A. 1993. A functional classification of wetland plants. *Journal of Vegetation Science* 4: 591-600.
- Brock, M.A. & Casanova, M.T. 1997. Plant life at the edge of wetlands: ecological responses to wetting and drying patterns. In: Klomp, N. & Lunt, I. (eds.) *Frontiers in ecology: building the links*, pp. 181- 192. Elsevier Science Ltd, Oxford, UK.
- Casanova, M.T. & Brock, M.A. 2000. How do depth, duration and frequency of flooding influence the establishment of wetland plant communities? *Plant Ecology* 147: 237-250.
- Castroviejo, S. *et al.* (eds), 1986-2010. *Flora Iberica*, Vols. I, II, III, IV, V, VI, VII (I/II), VIII, X, XII, XIII, XIV, XV, XVII, XVIII, XXI. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Chapin, F.S. III, Autumn, K. & Pugnaire, F. 1993. Evolution of suites of traits in response to environmental stress. *American Naturalist* 142: 78-92.
- Chapin S., Bret-Harte M., Hobbie, S. and Zhong, H. 1996. Plant functional types as predictors of transient responses of arctic vegetation to global change. *Journal of Vegetation Science* 7: 347-358.
- Cunningham, S., Summerhayes, B. & Westoby, M. 1999. Evolutionary divergences in leaf structure and chemistry, comparing rainfall and soil nutrient gradients. *Ecological Monographs*. 69: 569-588.
- Dalgleish, H.J. & Hartnett, D.C. 2006. Belowground bud banks increase along a precipitation gradient of the North American Great Plains: a test of the meristem limitation hypothesis. *New Phytologist* 171: 81-89.
- Dallman, P.R. 1998. *Plant life in the world's Mediterranean climates*. University of California Press, Berkeley, CA.
- Díaz, S. & Cabido, M. 1997. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of Vegetation Science* 8: 463-474.
- Díaz, S. & Cabido, M. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 646-655.
- Díaz, S., Cabido, M. & Casanoves, F. 1998. Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *Journal of Vegetation Science* 9: 113-122.
- Díaz, S., Noy-Meir, I. & Cabido, M. 2001. Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? *Journal of Applied Ecology* 38: 497-508.
- Díaz, S., Gurvich, D.E., Harguindeguy, N. & Cabido, M. 2002. ¿Quién Necesita Tipos Funcionales de Plantas?

Boletín de la Sociedad Argentina Botánica 37: 135-140.

Díaz, S., Hodgson, J.G., Thompson, K., Cabido, M., Cornelissen, J.H.C., Jalili, A., Montserrat-Martí, G., Grime, J.P., Zarrinkamar, F., Asri, Y., Band, S.R., Basconcelo, S., Castro-Díez, P., Funes, G., Hamzehee, B., Khoshnevi, M., Pérez-Harguindeguy, N., Pérez-Rontomé, M.C., Shirvany, F.A., Vendramini, F., Yazdani, S., Abbas-Azimi, R., Bogaard, A., Boustani, S., Charles, M., Dehghan, M., de Torres-Espuny, L., Falczuk, V., Guerrero-Campo, J., Hynd, A., Jones, G., Kowsary, E., Kazemi-Saeed, F., Maestro-Martínez, M., Romo-Díez, A., Shaw, S., Siavash, B., Villar-Salvador, P. & Zak, M.R. 2004. The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. *Journal of Vegetation Science* 15: 295-304.

Deil, U. 2005. A review on habitats, plant traits and vegetation of ephemeral wetlands – a global perspective. *Phytocoenologia* 35: 533-706.

Espírito-Santo, M.D. & Arsénio, P. 2005. Influence of land use on the composition of plant communities from seasonal pond ecosystems in the Guadiana Valley Natural Park (Portugal). *Phytocoenologia* 35: 267-281.

Franco, J.A., 1984. Nova Flora de Portugal. Vol. II. Edição de Autor. Lisboa, PT.

Franco, J.A. & Rocha Afonso M.L., 1994-2003. Nova Flora de Portugal. Vol. III (I-III). Escolar Editora. Lisboa, PT.

Grillas, P., Gauthier, P., Yavercooski, N. & Perennou, C. 2004. Mediterranean Temporary Pools I – Issues relating to conservation, functioning and management. Tour du Valat, FR.

Grime, J.P. 1977. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: Mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science* 17: 255-260.

Halassy M., Campetella G., Canullo, R. & Mucina, L. 2005. Patterns of functional clonal traits and clonal growth modes in contrasting grasslands in the central Apennines, Italy. *Journal of Vegetation Science* 16: 29-36.

Hartog, C. & Segal, S. 1964. A new classification of the water communities. *Acta Botanica Neerlandica* 13: 367-393.

Hills, J.M. & Murphy, K.J. 1996. Evidence for consistent functional groups of wetland vegetation across a broad geographical range of Europe. *Journal Wetlands Ecology and Management* 4: 51-63.

Hooper, D. U. & Vitousek, P.M. 1997. Plant composition and diversity effects on ecosystem processes. *Science* 277: 1302-1305.

Hutchinson, G.E. 1975. A treatise on Limnology: III. Limnological Botany. John Wiley & Sons, Inc. New York, US.

Jung, J., Lee, S. & Choi, H.K. 2008. Anatomical patterns of aerenchyma in aquatic and wetland plants. *Journal of Plant Biology* 51: 428-439.

Keeley, J.E. & Zedler, H. 1998. Characterization and global distribution of vernal pools. In: Witham C.W. (ed) *Ecology, conservation, and management of vernal pool ecosystems*, pp 1-14. California Native Plant Science, Sacramento, CA, US.

Klímešová, J., Latzel, V., de Bello, F. & van Groenendael, J.M. 2008. Plant functional traits in studies of vegetation changes in response to grazing and mowing: towards a use of more specific traits. *Preslia* 80: 245-253.

Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J. & Forbes, T.D. 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution* 12: 474-478.

Lavorel, S. & Garnier, E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16:545-556.

Lavorel, S., Díaz, S., Cornelissen, J.H.C., Garnier, E., Harrison, S.P., McIntyre, S., Pausas, J.G., Pérez-Harguindeguy, N., Roumet, C. & Urcelay, C. 2007. Plant functional types: are we getting any closer to the Holy Grail. In: Canadell, J.G., Pataki, D. & Pitelka, L. (eds.) *Terrestrial ecosystems in a changing world*, pp. 149-164. Springer-Verlag, Berlin.

Leck, M.A. & Brock, M.A. 2000. Ecological and evolutionary trends in wetlands: Evidence from seeds and seed banks in New South Wales, Australia and New Jersey, USA. *Plant Species Biology* 15: 97-112.

McIntyre, S. & Lavorel, S. 2001. Livestock grazing in subtropical pastures: steps in the analysis of attribute response and plant functional types. *Journal of Ecology* 89: 209-226.

Moles A.T., Ackerly, D.D., Webb, C.O., Tweddle, J.C., Dickie, J.B. & Westoby, M. 2005. A Brief History of Seed Size. *Science* 307: 576-580.

Molina, J. A. 2005. The vegetation of temporary ponds with Isoetes in the Iberian Peninsula. *Phytocoenologia* 35: 219-230.

- Molina, J.A., Sardinero, S. & Pertíñez, C. 1999. Soft-water vegetation (Littorellion) in Spanish mountains. *Folia Geobotanica* 34: 253-260.
- Molina, J. A., Tahiri, H., Agostinelli, E., El Alaoui-Faris, F.-E., Lumberras, A., Pardo, C., Silva, V., Pinto-Cruz, C., Castoldi, E. & Campoamor, J. N. 2009. Contribución al conocimiento de la flora y vegetación de los humedales temporales del NO de Marruecos. *Lazaroa* 30: 251-259.
- Nicolas, G., Nash, S. K. & Lavorel, S. 2007. Leaf dry matter content and lateral spread predict response to land use change for six subalpine grassland species. *Journal of Vegetation Science* 18: 289-300.
- Pausas, J. G. & Lavorel, S. 2003. A hierarchical approach for functional types in disturbed ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 14: 409-416.
- Pignatti, S. 1982. *Flora d'Italia*. Edagricole, Bologna, IT.
- Pillar V. & Sosinski Jr E.E. 2003. An Improved Method for Searching Plant Functional Types by Numerical Analysis. *Journal of Vegetation Science* 14: 323-332.
- Pinto-Cruz, C., Molina, J.A., Barbour, M., Silva, V. & Espírito-Santo, M.D. 2009. Plant communities as a tool in temporary ponds conservation in SW Portugal. *Hydrobiologia* 634: 11-24.
- Raunkiaer, C. 1934. *The Life forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Clarendon Press, Oxford, UK.
- Reich, P.B., Walters, M.B. & Ellsworth, D.S. 1992. Leaf life-span in relation to leaf, plant and stand characteristics among diverse ecosystems. *Ecological Monographs* 62: 365-392.
- Rhazi, L., Grillas, P., Mounirou Toure, A. & Tan Ham, L. 2001. Impact of land use in catchment and human activities on water, sediment and vegetation of Mediterranean temporary pools. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie* 324: 165-177.
- Rhazi, L., Rhazi, M., Grillas, P. & Khyari, D.E. 2006. Richness and structure of plant communities in temporary pools from western Morocco: influence of human activities. *Hydrobiologia* 570: 197-203.
- Rivas-Martínez, S., Díaz, T. E., Fernández-González, F., Izco, J., Loidi, J., Lousã, M. & Penas, A. 2002. Vascular Plant Communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. *Itinera Geobotanica* 15 (2): 433-922.
- Rodríguez, C., Leoni, E., Lezama, F., Altesor, A. & Ezcurra E. 2003. Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay. *Journal of Vegetation Science* 14: 433-440.
- Rusch, G. M. & Oesterheld, M. 1997. Relationship between productivity, and species and functional group diversity in grazed and non-grazed Pampas grassland. *Oikos* 78: 519-526.
- Sammul, M., Kull, K. & Tamm, A. 2003. Clonal growth in a species-rich grassland: results of 20-year fertilization experiment. *Folia Geobotanica* 38: 1-20.
- Sculthorpe, C.D. 1967. *The biology of aquatic vascular plants*. Edward and Arnold Publishers, London, UK.
- Schwilk, D.W. & Ackerly, D.D. 2005. Limiting similarity and functional diversity along environmental gradients. *Ecology Letters* 8: 272-281.
- Thompson, K., Band, S.R. & Hodgson, J.G. 1993. Seed Size and Shape Predict Persistence in Soil. *Functional Ecology* 7: 236-241.
- Urban, K.E. 2005. Oscillating vegetation dynamics in a wet heathland. *Journal of Vegetation Science* 16: 111-120.
- Valdés, B., Talavera, S. & Fernández-Galiano, E. 1987. *Flora vascular de Andalucía Occidental* Vol. 1, 2, 3. Ketres Ed., Barcelona, SP.
- Weiher, E., van der Werf, A., Thompson, K., Roderick, M., Garnier, E. & Eriksson, O. 1999. Challenging Theophrastus: a common core list of plant traits for functional ecology. *Journal of Vegetation Science* 10: 609-620.
- Westoby, M., Falster, D. S., Moles, A.T., Vesk, P.A. & Wright, I.J. 2002. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33:125-159.
- Westoby, M. 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant Soil* 199: 213-227.
- Wright, I., Clifford, H.T., Kidson, R., Reed, M.L., Rice, B.L. & Westoby, M. 2000. A survey of seed and seedling characters in 1744 Australian dicotyledon species: cross-species trait correlations and correlated trait-shifts within evolutionary lineages. *Biological Journal of the Linnean Society* 69: 521-547.

USE IT BUT NOT MISUSE IT: EVIDENCE-BASED PRACTICES FOR ECOLOGICAL RESTORATION OF MEDITERRANEAN TEMPORARY PONDS

Aspecto de um charco temporário mediterrânico recuperado, Junho de 2010.



In Preparation

Pinto-Cruz C., Canha P., Espírito-Santo M.D. & Molina J.A.

Abstract

Questions: For management and conservation purposes our study aims to answer the following questions: Is temporary pond set-aside a useful management practice for pond recovery? Can we recover a temporary pond with simple and low-cost techniques?

Location: Southwest coast of Portugal

Methods: The evolution of plant species cover in fenced Mediterranean temporary ponds was monitored during five years in order to assess land use exclusion effects. A pond restoration field experiment was undertaken by leveling pond depression topography, by facilitating pond plant species establishment with soil seed-bank inoculums, and finally by promoting soil compaction using cattle trampling.

Results: In the exclusion experiment a change in the relative proportions of plant species physiognomic types was observed. Namely, in the last years the pond area began to be colonized by fanerophytes. Restoration actions enabled a fast recovery of plant species. The inundation period was successfully re-established.

Conclusion: The extensive grazing is important to Mediterranean temporary pond conservation. This land use promotes the soil compaction and avoids that terrestrial plant species occupy pond area. Restoration of pond topography, soil conditions and hydrological regime are determining factors for temporary pond restoration projects success and for its persistence.

Keywords: Seasonal wetlands; Sustainable use; Habitat enhancement; Conservation

Introduction

Within temporary wetlands ecosystems Mediterranean temporary ponds are one of the most remarkable and most threatened freshwater European habitats. (EPCN, 2008). They are protected under the Ramsar convention (Ramsar, 2010) and are a priority habitat under the EU Habitats Directive on the conservation of natural habitats, wild flora and fauna (EC, 2007). These temporary ponds are widespread globally in Mediterranean climates. Mediterranean climates are not restricted to the Mediterranean Basin, and its characteristic warm-dry summer and cool-wet winter climate can also be found in California, Central Chile, South Africa, Southwest and South Australia (Blondel and Aronson, 1999).

Temporary ponds are defined as ephemeral wetlands that fill with precipitation in the winter months, dry during the spring, becoming completely desiccated throughout the summer (Keeley and Zedler, 1998). A topographic depression together with impervious soil layer are determinant factors for capture and retention of rain water, as these ecosystems are mainly endorreic. Temporary ponds differ from the lakes in the ephemerality of the inundation period and consequent fluctuation of water levels. In these specific ecosystems, species adaptations are required to deal with often stressful ecological conditions (Zedler, 2003). The specific adaptations involve the time stress for development and reproduction, and mechanisms to survive the dry periods. Effectively, this results in the establishment of an unique and highly specific set of organisms (De Meester et al., 2005). These ephemeral waterbodies are considered to have a high biological value as often they host unique and rare flora and fauna (Medail et al., 1998; Machado et al., 1999; Grillas et al., 2004; Deil, 2005; Rhazi et al., 2006; Molina et al., 2009). Many animal species depend on this temporary habitat as breeding grounds (e.g. amphibians, crustaceans, branchipods) as they are fishless, and also lack other predators (e.g. Louisiana crawfish - *Procambarus clarkii*) commonly found in permanent wetlands (Lichko and Calhoun, 2003). They also constitute important feeding area for birds. In spite of their usually small dimensions it has been shown that these ecosystems contribute highly to regional diversity, largely because of their high β diversity, especially in terms of plant community composition (Oertli et al., 2002; Williams et al., 2004; Pinto-Cruz et al., 2009).

Nowadays, the temporary ponds are highly endangered all across the Mediterranean region (Ferren et al., 1998; Barbour et al., 2003; Beja and Alcazar, 2003; Deil, 2005; Zacharias et al., 2007). The vulnerability of temporary pond habitat is due to low awareness about the value of these waterbodies, mainly to their small water column and usually small area (Grillas et al., 2004). Furthermore, in the dry season the temporary ponds are not a pleasing or conventionally attractive landscape element as they are completely dry. The ponds bottom soil surface is exposed, and apparently no life is present. Their plant and animal species are either elsewhere or dormant.

Historically, temporary pond conservation has, so far, been compatible with traditional land use. But now modern industrialized agriculture and development of tourism are among the most cited causes to Mediterranean temporary ponds habitat regression.

The study site is on the southwestern region of Portugal. In this region lands traditionally seen as non-productive are being converted to agriculture in a high rate. In consequence the temporary ponds are submitted to strong anthropogenic pressures, mainly by the agriculture intensification and modernization. The modern agriculture techniques includes deep soil mobilization, land drainage, dredging for the creation of reservoirs for irrigation, or alternatively settlement of surface topography by flattening with silt, to enable irrigation by pivot systems, or similar.

In this context it is important and urgent to act in order to preserve the remaining temporary ponds, even if they are disturbed. We ask two questions: is temporary pond set-aside a useful management practice for pond recovery?; can we recover a temporary pond with simple and low-cost techniques?

Methods

The studied ponds are situated in the coastal plain of SW Portugal. The climate is Mediterranean with an oceanic influence. The study area is part of the Southwest Alentejo and Vicentina Coast Natural Park. This area is known by its temporary ponds network of natural origin (Beja and Alcazar, 2003; Pinto-Cruz et al., 2009). Some well preserved Mediterranean temporary ponds still can be found, but generally they are highly endangered. Presently, this region has a hydrological plan, for the intensification of agricultural activities, namely irrigated agriculture (Canha and Pinto-Cruz, 2010).

We monitored four Mediterranean temporary ponds throughout 2005 to 2010. All the temporary ponds are within the same complex of ponds, defined as a group of naturally occurring ponds in close proximity to each other by Keeler-Wolf et al. (1998).

Within the complex the ponds shares similar abiotic conditions. Therefore, although each pond area and shape can vary, the floristic and faunistic composition is relatively similar. Two Mediterranean temporary ponds, not very well preserved, were fenced in order to exclude all anthropogenic activities. One of the ponds used to be grazed by cows and the other was intensively cropped each year.

In order to investigate pond recovery, within the same pond complex a third degraded temporary pond was selected. This pond has been unintentionally destroyed in 2008 by heavy machinery. Pond topography, this is, pond depression was destroyed by deep soil mobilizations. A fourth temporary pond, that is well preserved even if it keeps being extensively grazed during some weeks per year, was monitored as control.

The temporary pond restoration constituted of several actions. A first step was to weed all the scrub species (e.g. *Cistus salviifolius* and *Ditrichia viscosa*) that are upland species. The second step was to excavate the soil to replace a shallow depression as pond configuration (Figure 6.1). This operation was done with garden hand tools, like hoes and spades. In order to achieve an effective soil compaction we used cattle trampling, namely cows. Reinstallation of the characteristic plant communities was promoted by soil cores collected in the control temporary pond. Soil cores were transplanted from and to the distinct pond zonation belts: inner, intermediate and outer belt. Finally, to prevent vehicle access to the restored pond area a fence consisting of wooden stakes spaced about one meter was installed.

The plant species surveys were done twice a year, during the spring season in order record all the species along the seasonal dynamics. In each fenced temporary pond floristic surveys were performed. Species composition and percent cover were visually estimated for all species within the fenced area. In the restored area, only the presence/absence of Mediterranean temporary pond characteristic and indicator plant species was recorded, each spring before and after the restoration actions. Hydroperiod monitoring was done by collecting data on water depth in the pond centre throughout the winter and spring seasons.



Figure 6.1 Pond configuration after scrub removal and pond depression replacement.

Results

The results of the enclosure experiment are displayed in Figure 6.2.

Monitoring of temporary ponds where all the land uses were excluded revealed a change in the relative proportions of plant species physiognomic types that occupy pond areas. In the previously grazed pond there is a tendency for an increase perennial plant species percent cover. This kind of general tendency is not present in the previously cropped pond.

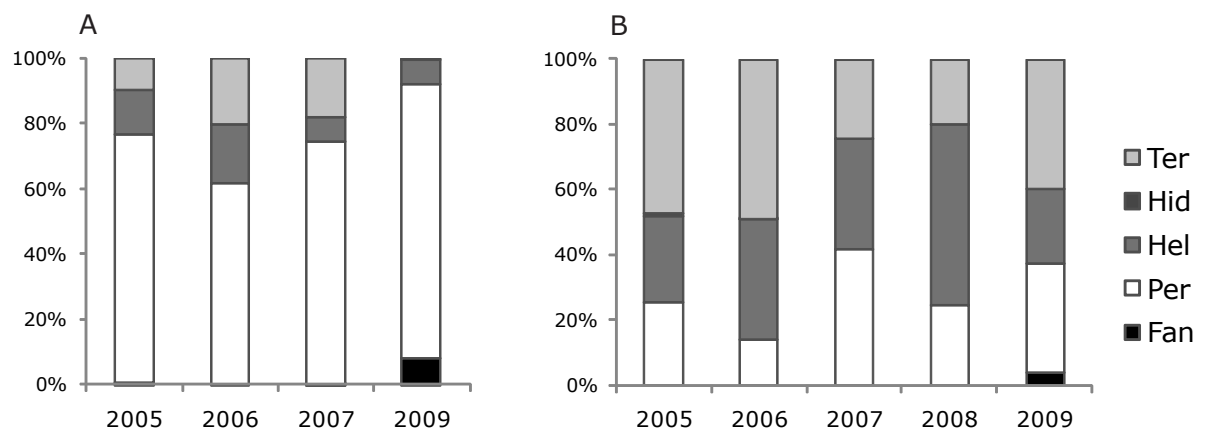


Figure 6.2 Proportion of plant physiognomic types recorded in two fenced ponds over time. A – previously grazed pond; B- previously cropped pond. Ter- Therophytes; Hid – Hydrophytes; Hel – Helophytes; Fan – Phanerophytes and Per – Other perennial.

A fast recovery after the restoration actions was observed. In the growing season immediately after restoration, almost all the monitored plant species are present in the pond area (Table 6.1).

Table 6.1 Characteristic plant species presences (dot) register in a Mediterranean temporary pond, before (2009) and after (2010) restoration actions.

Species	Disturbed TP		Control TP	
	2009	2010	2009	2010
<i>Baldellia ranunculoides</i> (L.) Parl.		•	•	•
<i>Chaetopogon fasciculatus</i> (Link) Hayek	•	•	•	•
<i>Elatine macropoda</i> Guss.		•		
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roemer & Schultes			•	•
<i>Eryngium corniculatum</i> Lam.		•	•	•
<i>Glyceria declinata</i> Bréb.		•	•	•
<i>Illecebrum verticillatum</i> L.			•	•
<i>Isoetes histrix</i> Bory	•	•	•	•
<i>Isoetes setaceum</i> Lam.	•	•	•	•
<i>Isoetes velatum</i> A. Braun		•	•	•
<i>Isolepis cernua</i> (Vahl) Roem. & Schult.	•	•	•	•
<i>Juncus capitatus</i> Weigel	•	•	•	•
<i>Juncus heterophyllus</i> Dufour		•	•	•
<i>Juncus pygmaeus</i> Rich. ex Thuill	•	•		
<i>Lotus hispidus</i> Desf. ex DC.		•	•	•
<i>Lythrum borysthenicum</i> (Schränk) Litv.	•	•	•	•
<i>Lythrum hyssopifolia</i> L.		•	•	•
<i>Mentha pulegium</i> L.		•	•	•
<i>Myosotis debilis</i> Pomel		•	•	•
<i>Ranunculus ophioglossifolius</i> Vill.		•	•	•
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank			•	•
<i>Ranunculus trilobus</i> Desf.		•	•	•

The temporal evolution water depth in the bottom of the disturbed pond and control one after the restoration actions is represented in figure 6.3. The recharge of pond water begins in January. The evaporation begins in April and by the end of July both ponds are completely dry. Comparatively to control, the water retention capacity is lower in the restored pond.

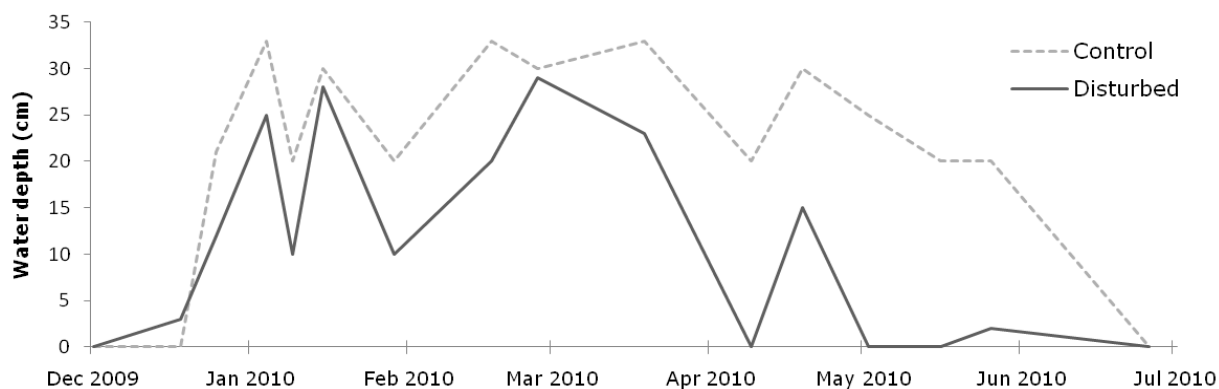


Figure 6.3 Disturbed and control pond hydroregime, after restoration actions.

Discussion

In Mediterranean temporary pond habitats it is difficult to predict the outcomes of the management actions (Matthews and Endress, 2010). In order to plan management specific field experiments are needed, even if they are simple and basic (Céréghino et al., 2008). Management models for different wetland types are necessarily different.

Monitoring of temporary ponds where all land uses were excluded revealed a change in the relative proportions of plant species physiognomic types that occupied pond areas. During the five years of monitoring we can observe a succession trend with increasing dominance of perennial plant species. In the last years is particularly noteworthy the pond colonization by fanerophytes (Figure 6.4). This fact is probably related to grazing activity end, which promotes seedlings removal, if they are able to germinate, and also, influence soil compaction.

Our results, mention above, suggest that extensive grazing is important to Mediterranean temporary pond conservation. As already stated by Pyke and Marty (2005), grazing plays an important role in maintaining hydrologically suitable habitat for fauna. Hydrological suitability is also very important to avoid pond area colonization by terrestrial plant species. (Rhazi et al., 2006). In the fenced temporary ponds the successive monitoring of inundation period failed. Nevertheless based in our field observations we believe that grazing removal leads to a reduction of ponding duration, as already observed by other authors (Pyke and Marty, 2005).



Figure 6.4 Fenced temporary pond area in 2010, colonized by fanerophytes, after excluding grazing.

Moderate land use is very important to this habitat conservation. Based on our field experiment we do not advice fencing as a management action for Mediterranean temporary ponds. Nevertheless, there are some common threats, like vehicles, which may justify fencing. In those cases fences that prevent vehicular access but not cattle are preferable. Another option is to fence semi-permanently allowing cattle light grazing during a few weeks in the end of the growing season. Is noteworthy that cattle intensive grazing can lead to severe habitat degradation by excessive trampling and pond nitrofilization (Grillas et al., 2004).

Wetland original areas keep being lost on the false premise that restored or created wetlands will replace the functions and values lost by destruction of natural ones. For example, in the United States there are several mitigation projects that have resulted in a loss of natural wetland functions at the biodiversity and landscape level (Whigham, 1999). Is important to carefully plan wetland restoration actions in order to avoid the exchange of one type of wetland for another. Ponds are an easy type

of wetland easy to create (Zedler, 2000), nevertheless a trend to generalize the build pond types is observed, needing special attention by ecologists to be able to successfully restored different pond types. In temporary ponds restoration projects a correct hydrology establishment, respecting hydroperiod dynamics, is one of the most relevant aspects to consider. Nevertheless, the soil profile and properties are very important questions to address when planning, as they are directly linked to wetland functions (Ballantine and Schneider, 2007). This is especially true when outside soil is needed to be added.

From the literature, mainly from California region, we can conclude that the temporary pond restoration is preferable to the creation of new ponds,, even if new ponds are created in the same place of an old one (Black and Zedler, 1998). Several artificial creation projects failed to create pond biodiversity and functions. Improper hydrology is a common cause of wetland creation failure (Lichko and Calhoun, 2003). Most of all, the preservation of high quality natural habitat must remain always as the primary objective of conservation efforts (Black and Zedler, 1998).

In Portugal, as in other European countries, we face a scarcity of funds for conservation, so the management actions that can be undertaken are seriously constrained. This is the justification for only considering the two management alternatives, stated in the introduction as questions.

The leveling operation was all done by hand. This type of action was only possible because the small size of the pond, around 0.5 hectare, and also because it is only one pond. In larger numbers or size of ponds small agricultural machinery would be needed. After restoring the pond depression it was necessary to promote effective soil compaction. Effective soil compaction can be achieved with machinery or by trampling from animals such as cows. As the disturbances were only physical we did not face problems of soil removal and the cost inherent to soil transport and storage. In fact we think is very important that pond soil remain, not only because is it that ensure pond water holding capacity, but also because of the soil seed bank potential.

Despite the soil seed bank being considered to be a potential seed source for the restoration of plant communities (Bakker and Berendse, 1999; Brouwer and Roelofs, 2001), various studies have found that restoration actions relying only on seed germination from the seed bank is generally not feasible (Bossuyt and Honnay, 2008). However, Mediterranean temporary ponds are among the few habitats in which this technique can be used successfully because their characteristic plant communities are mainly pioneer and able to survive cycles of disturbance (Bossuyt and Honnay, 2008; van der Hagen et al., 2008).

It is important to consider the ecological characteristics of the temporary ponds that influences soil seed bank, namely the ecological gradient. Temporary pond plant communities are generally arranged in concentric belts reflecting the environmental gradient (Espírito-Santo and Arsénio, 2005; Rhazi et al., 2006; Molina et al., 2009). When spreading the soil seed bank inoculums on the pond surface is essential to respect this gradient, in order to match the seeds present in the soil cores to the species characteristic of the different plant communities. Plant species and communities are distributed along an inundation gradient and are highly influenced by precipitation, specifically by the timing and length of inundation (Bliss and Zedler, 1998; Bauder, 2000). As we used natural soil as inoculum, collected from a well preserved temporary pond, it must possess besides plant species also eggs and resting structures of fauna (Black and Zedler, 1998).

The pond hydrological regime as well as characteristic plant species monitoring allowed assessment of whether pond restoration success had been achieved. Restoration of soil conditions and pond topography are essential parts of temporary pond restoration projects. By restoring the inundation period, with its cycle and depth characteristics, we are restoring the most influential abiotic factor that drives this ecosystems ecological dynamics and function. From our results we can conclude that the pond hydrology was successfully re-established (Figure 3). As mentioned earlier, the periodic

desiccation limits the establishment of predators, and on the other hand, the inundation period prevents pond area colonization by terrestrial plants. (Grillas et al., 2004; Rhazi et al., 2006). Proper temporary pond hydrology is essential for temporary pond living organisms (Seveg et al., 2010).

In the growing season following the restoration actions almost all the monitored plant species were present in the pond area (Table 6.1). This fast recovery is facilitated by plant species ecology, as they are mainly pioneer species. The annual dynamics of these habitats also enhances the speed of ecosystem recovery, as each new year there is an opportunity for species reestablishment. The seed bank viability is also essential to restoration success, as the maintenance of soil seed bank is an important factor in the persistence of these habitats (Casanova and Brock 2000, Rhazi et al. 2001). Another determinant factor for success seems to be the proximity to other Mediterranean temporary pond as this recovered pond is part of a pond complex.

In terms of restoration actions based only in this preliminary assessment we can conclude that Mediterranean temporary pond restoration can be done with a simple approach. Evaluating the recovery success is important to refer that this year weather was suitable for temporary pond plant species development. In a dry year the results cannot be so evident. Nevertheless, the evaluation of success must be continued for at least three years, also using additional biological groups, in order to evaluate the habitat self-sustainability.

Acknowledgements: We are grateful to Associação de Beneficiários do Mira and Câmara Municipal de Odemira for all the logistic support. We would like to thank Regan Early for text revision and Pepe Díaz for the title suggestion.

References

- Bakker, J.P. & Berendse, F. (1999). Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology & Evolution*, 14:63–68
- Ballantine, K.A. & Schneider, R.L. (2007). Long-term soil development of restored New York wetlands. The ESA7SER Joint Meeting, San Jose McEnery Convention Center, California. Available from <http://eco.confex.com/eco/2007/techprogram/P3046.HTM> (accessed September 2010).
- Barbour, M., Solomesch, A., Witham, C., Holland, R., McDonald, R., Cilliers, S., Molina, J.A., Buck J. Hillman J. (2003). Vernal pool vegetation of California, variation within pools. *Madroño* 50, 129-146.
- Bauder, E.T. (2000). Inundation effects on small-scale plant distributions in San Diego, California vernal pools. *Aquatic Ecology*, 34, 43-61.
- Beja P. & Alcazar R. (2003). Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation* 114, 317–326.
- Black, C. & Zedler, P.H. (1998). An overview of 15 years of vernal pool restoration and conservation activities in San Diego County, California. In Witham, C.W. et al. (eds) *Ecology, Conservation, and Management of Vernal Pool Ecosystems. Proceedings from a 1996 Conference*. California Native Plant Society, Sacramento, CA., 195-205.
- Bliss, S.A. & Zedler, P.H. (1998) The germination process in vernal pools: Sensitivity to environmental conditions and effects on community structure. *Oecologia* 113, 67-73.
- Blondel, J. & Aronson, J. (1999). *Biology and wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press Inc., NY, US.
- Bossuyt, B. & Honnay, O. (2008). Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science*, 19, 875-884.
- Brouwer, E. & Roelofs, J.G.M. (2001). Degraded softwater lakes: Possibilities for Restoration. *Restoration*

Ecology, 9, 155–166.

Canha, P. & Pinto-Cruz, C. (2010). Plano de Gestão de Charcos Temporários Mediterrânicos no Concelho de Odemira. Edição de Autor. Available from <http://www.pluridoc.com/Site/FrontOffice/default.aspx?module=Files/FileDescription&ID=5060&state=TR> (accessed September 2010).

Casanova, M.T. & Brock M.A. (2000). How do depth, duration and frequency of flooding influence the establishment of wetland plant communities? *Plant Ecology* 147, 237–250.

Cérégino, R., Biggs, J., Oertli, B. & Declerck S. (2008). The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia* 597, 1–6.

De Meester, L., Declerck, S., Stoks, R., Louette, G., van de Meutter, F., de Bie, T., Michels E. & Brendonck, L. (2005). Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 715–726.

Deil, U. (2005). A review on habitats, plant traits and vegetation of ephemeral wetlands – a global perspective. *Phytocoenologia*, 35, 533–706.

EC - European Commission (2007). The Interpretation Manual of European Union Habitats - EUR27 [online]. Brussels: European Commission DG Environment. Available from http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007_07_im.pdf (accessed September 2010).

EPCN - European Pond Conservation Network (2008). The Pond Manifesto. Available from www.europeanponds.org (accessed September 2010).

Espírito-Santo, M.D. & Arsénio, P. (2005). Influence of land use on the composition of plant communities from seasonal pond ecosystems in the Guadiana Valley Natural Park (Portugal). *Phytocoenologia* 35, 267–281.

Ferren, W.R., Hubbard, D. M., Wiseman, S., Parikhhand, A. K. & Gale, N. (1998). Review of ten years of vernal pool restoration and creation in Santa Barbara, California. In Witham, C.W. et al. (eds). *Ecology, Conservation, and Management of Vernal Pool Ecosystems. Proceedings from a 1996 Conference*. California Native Plant Society, Sacramento, CA, 206–216.

Grillas, P., Gauthier, P., Yaverconski, N. & Perennou, C. (2004). *Mediterranean Temporary Pools I – Issues relating to conservation, functioning and management*. Tour du Valat, Arles, FR.

Keeler-Wolf, T., Elam, D.R., Lewis, K. & Flint, S.A. (1998). *California Vernal Pool Assessment Preliminary Report*. State of California, Department of Fish and Game, Sacramento, CA.

Keeley, J. E. & Zedler, P.H. (1996). Characterization and global distribution of vernal pools. In C.W. et al. (eds). *Ecology, Conservation, and Management of Vernal Pool Ecosystems - Proceedings from a 1996 Conference*. California Native Plant Society, Sacramento, California, 1–14.

Lichko, L. & Calhoun, A.J.K. (2003). An Assessment of vernal pool creation attempts in New England: A Review of project documentation from 1991–2000. *Environmental Management*, 32, 141–151.

Machado, M., Cristo, M., Reis, M. & Fonseca, L.C. (1999). Biological data on *Triops cancriformis mauritanicus* (Ghigi, 1921) and *Cyzicus grubei* (Simon, 1886) – Crustacea, Branchiopoda – in SW Portugal temporary ponds. *Limnetica*, 16, 1–7.

Matthews, J.W. & Endress, A.G. (2010). Rate of succession in restored wetlands and the role of site context. *Applied Vegetation Science*, 13, 346–355.

Medail, F., Michaud, H., Molina, J., Paradis, G. & Loisel, R. (1998). Conservation de la flore et de la végétation des mares temporaires dulçaquicoles et oligotrophes de France méditerranéenne. *Ecologia Mediterranea*, 24, 119–34.

Molina, J.A., Tahiri, H., Agostinelli, E., Alaoui-Faris, F., Lumbreras, A., Pardo, C., Silva, V., Pinto-Cruz, C., Castoldi, E. & Campoamor, J.N. (2009). Contribución al conocimiento de la flora y vegetación de los humedales temporales del noroeste de Marruecos. *Lazaroa*, 30, 251–259.

Oertli, B., Auderset, J.D., Castella, E., Juge, R., Cambin, D. & Lachavanne, J.B. (2002). Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation*, 104, 59–70.

Pinto Cruz, C., Molina, J.A., Barbour, M., Silva, V. & Espírito-Santo, M.D. (2009). Plant communities as a tool in temporary ponds conservation in SW Portugal. *Hydrobiologia* 634, 11–24.

Pyke, C.R. & Marty, J. (2005). Cattle grazing mediates climate change impacts on ephemeral wetlands. *Conservation Biology*, 19, 1619–1625.

Ramsar (2010). The Ramsar Convention on Wetlands. The Convention today. Available from http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-home/main/ramsar/1_4000_0. (accessed September 2010).

- Rhazi, L., Grillas, P., Mounirou Toure, A. & Tan Ham, L. (2001). Impact of land use in catchment and human activities on water, sediment and vegetation of Mediterranean temporary pools. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie* 324, 165-177.
- Rhazi, L., Rhazi, M., Grillas, P. & Khyari, D.E. (2006). Richness and structure of plant communities in temporary pools from western Morocco: influence of human activities. *Hydrobiologia*, 570, 197-203.
- Segev, O., Hill, N., Templeton, A.R. & Blaustein, L. (2010). Population size, structure and phenology of an endangered salamander at temporary and permanent breeding sites. *Journal for Nature Conservation* 18, 189-195.
- van der Hagen, H.G.J.M., Geelen, L.H.W.T. & de Vries, C.N. (2008). Dune slack restoration in Dutch mainland coastal dunes. *Journal for Nature Conservation*, 16, 1-11.
- Whigham, D.F. 1999. Ecological issues related to wetland preservation, restoration, creation and assessment. *The Science of the Total Environment* 240: 31-40.
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P. & Sear, D. (2004). Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, 115, 329-341.
- Zacharias, I., Dimitriou, E., Dekker, A. & Dorsman, E. (2007). Overview of temporary ponds in the Mediterranean region: Threats, management and conservation issues. *Journal of Environmental Biology* 28, 1-9.
- Zedler, J.B. (2000). Progress in wetland restoration ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 15, 402-407.
- Zedler, P.H. (2003). Vernal pools and the concept of isolated wetlands. *Wetlands*, 23, 597-607.

Charco temporário mediterrânico nas dunas do Malhão.



Os charcos temporários mediterrânicos estão amplamente distribuídos pelas regiões de clima mediterrânico. A uma escala global, estas regiões, apesar de se encontrarem dispersas pelos cinco continentes, têm uma representatividade muito reduzida em termos de percentagem de cobertura da superfície terrestre. Ainda assim, pela sua biodiversidade e grau de endemismos, a maior das regiões de clima mediterrânico, a Bacia do Mediterrâneo é considerada entre os 25 pontos mais importantes a nível mundial para a conservação da biodiversidade (Myers *et al.* 2000). A diversidade biológica desta região é resultado de uma sequência de eventos geológicos e de séculos de presença e actividade humana. O mosaico de habitats foi originado, ao longo dos tempos, pelos diversos usos, como a pastorícia, a desflorestação, a agricultura e os incêndios (Blondel & Aronson 1999).

É neste contexto de riqueza e diversidade ecológica, que os charcos temporários são elementos integrantes da paisagem mediterrânica. Comparativamente com charcos temporários mediterrânicos de outras regiões, nomeadamente da Califórnia, os charcos estudados não apresentam um grau de endemismos vegetais tão elevado. No entanto, a nível regional albergam espécies exclusivas destes habitats, sendo precisamente esta singularidade que lhes confere elevado interesse para conservação. Os pteridófitos pertencentes ao género *Isoetes* *sp.* são espécies emblemáticas destes habitats e algumas destas espécies são raras e encontram-se verdadeiramente ameaçadas (Ex: *Isoetes setaceum*) (Quezel 1998, Rhazi *et al.* 2004).

Apesar de ignorados durante muito tempo, o interesse científico nestes ecossistemas tem crescido lentamente nas últimas décadas (Schwartz & Jenkins 2000). Actualmente, como já foi referido, a investigação científica em charcos temporários encontra-se bastante desenvolvida, especialmente em regiões como a Califórnia, e constitui na Europa uma linha comum de investigação. No entanto, é necessário fazer chegar os resultados e conclusões desses estudos à comunidade em geral, designadamente aos técnicos no terreno, que estão directamente envolvidos na conservação e gestão destes habitats. O manual de divulgação científica, constante no segundo capítulo desta tese, pretende ser um passo para essa transferência de conhecimento, nomeadamente das espécies, da biologia e da ecologia dos charcos temporários.

Comunidades vegetais e enquadramento sintaxonómico

A classificação das comunidades vegetais foi realizada com base em inventários feitos de acordo com a metodologia fitossociológica (Braun-Blanquet 1932, Capelo 2003), que se baseia na inventariação florística das unidades homogéneas sob o ponto de vista vegetal e ecológico.

Diferenciaram-se 15 comunidades características das depressões húmidas temporárias do Sudoeste Alentejano de Portugal Continental. Em termos do tratamento de dados, é importante salientar que as comunidades foram discriminadas por análise hierárquica, e que estas foram posteriormente confirmadas como significativamente diferentes por uma análise de similaridade (ANOSIM).

Neste ponto da dissertação pretende-se fazer a discussão das comunidades vegetais (ver capítulo 2) à luz da sintaxonomia. O enquadramento das comunidades é feito de acordo com Rivas-Martínez *et al.* (2001, 2002a, b), com excepção da classe *Isoeto-Nanojuncetea* cujo enquadramento está de acordo com Silva (2009).

Enquadramento sintaxonómico

POTAMETEA Klika in Klika & V. Novák 1941

Vegetação aquática de água doce. Nos charcos estas comunidades são representadas por espécies enraizadas na vasa que flutuam na coluna da água. Ocorrem no final do inverno e início da primavera, fase inundada em que se verifica a maior altura da coluna de água. As plantas adquirem geralmente a altura da coluna de água e para além de possuírem folhas submersas, algumas espécies podem apresentar folhas laminares flutuantes na superfície de água. As flores emergem do espelho de água, completando o ciclo de vida anual destas espécies antes do período de dessecação dos charcos.

Potametalia Koch 1926

Ranunculion aquatilis Passarge 1964

Comunidades de *Ranunculus peltatus*

Comunidades que possuem correspondência com a associação *Callitricho brutiae-Ranunculetum peltati* Pizarro & Rivas-Martínez 2002, que são características de água doce em solos siliciosos. Em pleno desenvolvimento estas comunidades cobrem totalmente a zona central dos charcos temporários mediterrânicos. Frequentemente, ocorrem como companheiras algumas espécies de carófitos, pertencentes ao género *Chara sp.*

Espécies indicadoras: *Ranunculus peltatus*, *Illecebrum verticillatum*, *Callitriche stagnalis*, *Chara sp.*

Comunidades de *Myriophyllum alterniflorum*

Estas comunidades, onde dominam elementos miriofilídeos. Nos charcos temporários, no período correspondente ao máximo desenvolvimento vegetativo, estas comunidades são preponderantemente monoespecíficas.

Espécies indicadoras: *Myriophyllum alterniflorum*

ISOETO-NANOJUNCETEA Br.-Bl. & Tüxen ex Westhoff, Dijk & Passchier 1946

Vegetação primocolonizadora efémera caracterizada por comunidades de pequenos terófitos e geófitos que se desenvolvem em solos periodicamente inundados. Estas comunidades de ciclo de vida fugaz têm o seu auge durante o período primaveril.

Isoetetalia Br.-Bl. 1936

Isoetion Br.-Bl. 1935

Comunidades de *Isoetes histrix* com *Juncus* anuais

Correspondem à associação *Junco capitati-Isoetetum histricis* Br.-Bl. 1936

Esta associação é frequente em solos siliciosos dominada por nanoterófitos efémeros e caracterizada pela presença de *Isoetes histrix*. Nos habitats estudados é acompanhado por espécies da *Tuberarietea* (ex. *Ornithopus pinnatus*, *Anagallis arvensis*), pois estas comunidades colonizam as zonas limítrofes dos charcos contactando com a vegetação terrestre.

Espécies indicadoras: *Isoetes histrix*, *Isolepis pseudosetaceae*, *Juncus bufonius*

Agrostion pourretii Rivas Goday 1958 nom. mut.

Comunidades de *Chaetopogon fasciculatus* e *Chamaemelum mixtum*

Comunidades correspondentes à associação *Loto hispidi-Chaetopogonetum fasciculati* Rivas-Martínez & Costa in Rivas-Martínez, Costa, Castroviejo & E. Valdés 1980 nom. mut, que apresentam a dominância de espécies graminoides.

Estas comunidades situam-se na orla mais externa do charco pois não toleram períodos de submersão. Nestas comunidades também ocorrem como companheiras espécies da

Tuberarietea (ex. *Leontodon taraxacoides* subsp. *taraxacoides*, *Briza minor*, *Vulpia muralis*) e da *Stipo-Agrostietea castellanae* (ex. *Gaudinia fragilis*, *Serapias lingua*). A ocorrência de *Chamaemelum mixtum*, *Dittrichia viscosa* subsp. *revoluta* e *Trifolium dubium*, por exemplo, é indicadora de algum regime de perturbação ou nitrofilização.

Espécies indicadoras: *Chaetopogon fasciculatus*, *Lotus hispidus*, *Centaureum maritimum*

Menthion cervinae Br.-Bl. ex Moor 1937 nom. mut.

Comunidades de *Isoetes setaceum*

Comunidades de desenvolvimento primo-primaveril, dominadas por elementos anuais que ocupam a faixa intermédia dos charcos temporários mais costeiros. Admite-se ter correspondência à *Mentho cervinae-Eryngietum corniculati* Rivas Goday (1957) 1971 nom. mut. *exaculetosum pusillae* Rivas Goday (1957) 1971 nom. mut., em que o táxone característico *Mentha cervina* está ausente, sendo o *Isoetes velatum* um bom bioindicador destas fitocenoses. A ocorrência de *Littorella uniflora* reforça o carácter litoral destas comunidades. A vicariante luso-extremadurense *Eryngio corniculati-Isoetetum setacei* V. Silva et al. 2009 diferencia-se pela ausência de *Isoetes velatum* e maior constância de *Myosotis debilis*.

Espécies indicadoras: *Isoetes setaceum*, *I. velatum*, *Exaculum pusillum*

Comunidades de *Eryngium corniculatum* e *Baldellia ranunculoides*

Comunidades que podem ser a representação mais tardi-primaveril da comunidade anterior (*Mentho cervinae-Eryngietum corniculati*) em que se verifica um incremento na abundância de *Eryngium corniculatum* e o empobrecimento em espécies características.

Espécies indicadoras: *Eryngium corniculatum*

ISOETO-LITTORELLETEA Br.-Bl. & Vlieger in Vlieger 1937

Vegetação lacustre, fontinal e turfófila constituída por comunidades anfíbias vivazes, em que dominam helófitos junciformes de pequeno porte. Estas comunidades são próprias de águas doces pobres em nutrientes.

Littorelletalia Koch 1926

Hyperico elodis-Sparganion Br.-Bl. & Tüxen ex Oberdorfer 1957

Comunidades de *Juncus heterophyllus*

Comunidades que ocorrem na zona central de todos os charcos correspondentes à associação *Scirpo fluitans-Juncetum heterophylli* Rivas-Martínez & Costa in Rivas-Martínez, Costa, Castroviejo & E. Valdés 1980. São comunidades de águas pouco profundas meso a oligitróficas, dominadas por helófitos vivazes prostrados.

Espécies indicadoras: *Isolepis fluitans*, *Juncus heterophyllus*

Comunidades de *Eleocharis multicaulis*

Estas comunidades têm correspondência com a associação *Junco emmanuelis-Eleocharitetum multicaulis* Rivas-Martínez & Costa in Rivas-Martínez, Costa, Castroviejo & E. Valdés 1980. Comunidades vivazes onde dominam pequenos helófitos junciformes que na área de estudo ocorrem preferencialmente nas orlas das pré-turfeiras.

Espécies indicadoras: *Eleocharis multicaulis*, *Juncus emmanuelis*

Comunidades de *Juncus emmanuelis*

Comunidades dominadas por *Juncus emmanuelis* e *Baldellia ranunculoides*, elementos perenes característicos da *Isoeto-Littorelletea*. Nos charcos temporários mediterrânicos ocorrem na faixa intermédia em mosaico com elementos terofíticos da *Menthion cervinae* (*Eryngium corniculatum*, *Isoetes setaceum*, *Lythrum borysthenicum*, *Juncus pygmaeus*, *Myosotis debilis*) e da *Glycerio-Sparganion* (*Glyceria declinata* e *Eleocharis palustris*). Esta comunidade pode ser enquadrada na *Isoeto-Littorelletea*, mas a ausência de *Eleocharis multicaulis* é admitida como carácter diferencial das comunidades supracitadas

características das pré-turfeiras (*Juncus emmanuelis*-*Eleocharitetum multicaulis*).
Espécies indicadoras: *Juncus emmanuelis* e *Baldellia ranunculoides*

PHRAGMITO-MAGNOCARICETEA Klika in Klika & V. Novák 1941

Vegetação hidrofílica vivaz que coloniza lagoas, zonas ribeirinhas e pantanosas. Estas comunidades, dominadas por espécies graminóides, ocorrem em águas doces e salobras.

Phragmitetalia Koch 1926

Phragmition australis Koch 1926 nom. mut.

Bolboschoenenion maritimi Rivas-Martínez in Rivas-Martínez, Costa, Castroviejo & E. Valdés 1980 nom. mut.
Comunidades de *Bolboschoenus maritimus*

Comunidades correspondentes à associação *Bolboschoenetum maritimi* Eggler 1933. São representadas por espécies helófitas rizomatosas de grande porte que ocupam a zona intermédia dos charcos temporários mediterrânicos menos aplanados, ou seja, cujas bacias são mais profundas e declivosas. Estas comunidades são resistentes aos períodos de dessecação e ocorrem nas áreas em que a camada argilosa se encontra nos horizontes superiores do solo

Espécies indicadoras: *Bolboschoenus maritimus*, *Juncus maritimus*, *Carum verticillatum*

Nasturtio-Glycerietalia Pignatti 1954

Glycerio-Sparganion Br.-Bl. & Sissingh in Boer 1942

Glycerienion fluitantis (Géhu & Géhu-Franck 1987) J.A. Molina 1996

Comunidades de *Eleocharis palustris* e *Glyceria declinata*

Comunidades helófitas que se localizam predominantemente na zona central, quer dos charcos temporários mediterrânicos, quer das pré-turfeiras e têm correspondência com a associação *Glycerio declinatae-Eleocharitetum palustris* Rivas-Martínez & Costa in Rivas-Martínez, Costa, Castroviejo & E. Valdés 1980. As duas espécies dominantes, *Eleocharis palustris* e *Glyceria declinata*, apresentam um porte distinto, erecto e decumbente, respectivamente e são muito tolerantes às flutuações do nível da água

Espécies indicadoras: *Eleocharis palustris*, *Glyceria declinata*

MOLINIO-ARRHENATHERETEA

Vegetação herbácea de solos profundos e húmidos muito frequente, a uma escala global, em áreas pastoreadas ou sujeitas a outras actividades antrópicas.

Molinietalia caeruleae Koch 1926

Juncion acutiflori Br.-Bl. in Br.-Bl. & Tüxen 1952

Comunidades de *Juncus rugosus*

Juncais perenes que se localizam nas áreas periféricas dos charcos ocasionalmente gradados, e correspondem à associação *Cirsio palustris-Juncetum effusi* Neto, Capelo, J.C. Costa & Lousã 1996. Comunidades características de solos oligotróficos turfosos e possuem elementos da *Anagallido tenellae-Juncion bulbosi* Br.-Bl. 1967 (ex: *Anagallis tenella*). Apesar de ocorrerem em solos encharcados não toleram submersão.

Espécies indicadoras: *Juncus rugosus*, *Holcus lanatus*

Comunidades de *Agrostis castellana*

Comunidades que ocorrem na parte mais externa de alguns charcos temporários mediterrânicos, pois preferem solos bem drenados, representando uma faciação mais seca da comunidade de *Juncus rugosus*. São acompanhadas de elementos da *Tuberarietea* (ex: *Trifolium campestre*)

Espécies indicadoras: *Agrostis castellana*

Holoschoenetalia vulgaris Br.-Bl. ex Tchou 1948

Gaudinio fragilis-Hordeion bulbosi Galán, Deil, Haug & Vicente 1997

Comunidade de *Phalaris coerulescens*

Estas comunidades higrófilas parecem representar uma etapa de regressão dos juncais anteriormente referidos, por exemplo, por excesso de pastoreio, como indica a presença de espécies nitrófilas (ex. *Cotula coronopifolia* e *Lolium rigidum*). Nestas comunidades verifica-se a ocorrência de elementos da *Isoeto-Nanojuncetea* (ex. *Eryngium corniculatum*, *Mentha pulegium*) e da *Phragmito-Magnocaricetea* (*Ranunculus ophioglossifolius*). Admite-se a correspondência destas comunidades com a associação recentemente proposta *Senecio foliosi-Phalaridetum coerulescentis* Cano-Ortiz, Pinto-Gomes & Cano 2009.

Espécies indicadoras: *Lythrum junceum*, *Phalaris coerulescens*, *Lolium multiflorum*

Plantaginietalia majoris Tüxen & Preising in Tüxen 1950

Trifolio fragiferi-Cynodontion Br.-Bl. & O. Bolòs 1958

Comunidades de *Agrostis stolonifera*

Comunidades bem adaptadas ao encharcamento do solo que colonizam extensas áreas na faixa intermédia das pré-turfeiras. Estas comunidades são pastoreadas e caracterizam-se pela sua elevada resiliência ao pisoteio do gado.

Espécies indicadoras: *Agrostis stolonifera*

No intuito de caracterizar as comunidades vegetais, foi realizada uma análise de espécies indicadoras, ou seja, espécies responsáveis pela identidade das comunidades devido ao seu grau de fidelidade e constância nas mesmas. As espécies indicadoras são aquelas que em cada comunidade apresentam um índice de valor (IV) mais elevado e significativo (capítulo 3) (Dai *et al.* 2006).

Um dos aspectos a realçar é a coincidência entre as espécies indicadoras, resultantes da análise estatística realizada, de cada comunidade e as espécies tradicionalmente referidas pela fitossociologia como características das associações que correspondem a essas comunidades.

Tipologia de charcos

A definição de uma tipologia dos corpos de água de pequena dimensão à escala europeia, é uma prioridade para a implementação de amostragens e planos de monitorização. (Zacharias *et al.* 2007, Céréghino *et al.* 2008). A determinação inequívoca do tipo de habitat é um aspecto fundamental para a gestão e conservação dos mesmos.

A primeira tentativa de classificação dos charcos temporários estudados por tipos, constante no capítulo 3, teve como base, a abundância relativa, em cada charco, das comunidades vegetais identificadas. Uma vez definidos os grupos de charcos (temporários mediterrânicos, temporários mediterrânicos profundos, pré-turfeiras e degradados), foram determinadas, com recurso à análise discriminante múltipla (ADM), as características físico-químicas do solo que melhor os discriminam. Esta análise revelou que a textura, nomeadamente a percentagem de argila, e o teor de azoto, são as variáveis edáficas discriminativas. No entanto, a análise ADM não validou, com base nas variáveis edáficas o subtipo de charcos temporários mediterrânicos mais profundos. De um modo geral, podemos dizer que esta classificação biótica dos tipos de charcos não foi totalmente validada com base nos factores abióticos ponderados. Em particular, os charcos temporários mediterrânicos profundos não foram validados como sub-tipo dos charcos temporários mediterrânicos. A explicação para este facto pode estar relacionada com apenas se estarem a ponderar como factores abióticos as variáveis edáficas e admitindo-se a eventualidade de estes poderem ser explicados por outros factores ambientais

não equacionados. Na realidade nestes dois tipos de charco ocorrem muitas comunidades vegetais comuns, acrescendo nos mais profundos a ocorrência de algumas comunidades próprias de períodos de encharcamento mais longos (ex: comunidades de *Bolboschoenus maritimus*).

A eleição dos parâmetros físico-químicos do solo, para validação da tipologia de charcos, em detrimento por exemplo de parâmetros da água, está relacionada com o facto de quase todas as plantas que colonizam estes habitats se encontrarem enraizadas no solo (De Deyn et al. 2004). Inclusive, as espécies que compõem as comunidades aquáticas são enraizantes na vasa. Este facto, conjuntamente com a presença apenas sazonal da água, reforça a importância do solo como factor ecológico determinante e/ou limitante para a presença e distribuição de espécies vegetais.

Por questões práticas relacionadas com a aplicabilidade da metodologia, realizou-se uma segunda abordagem dos dados, apenas baseada no critério presença/ausência das espécies vegetais em cada charco. O critério de presença/ausência de certas espécies é, comparativamente com a identificação de comunidades vegetais, mais fácil, concreto e menos moroso. Esta nova classificação veio corroborar três dos tipos de charcos, já anteriormente definidos (charcos temporários mediterrânicos, pré-turfeiras e degradados), para os quais foram definidas espécies indicadoras.

Em súmula, na área de estudo foram classificados dois tipos de charcos temporários que correspondem a habitats com interesse para conservação segundo a Directiva Comunitária Habitats (EC 2007) e um terceiro tipo de charcos mal conservados ou degradados. Os charcos classificados como charcos temporários mediterrânicos e como pré-turfeiras, configuram habitats naturais da Directiva Europeia, nomeadamente o habitat prioritário 3170* e o habitat 3110, respectivamente.

Como referido no capítulo 3, o habitat 3170* designado por charcos temporários mediterrânicos é caracterizado pela ocorrência de comunidades de *Isoetes setaceum* e comunidades de *Eryngium corniculatum* e *Baldellia ranunculoides* e mais simplesmente diagnosticado pela presença de várias espécies indicadoras. As espécies que têm de coexistir num charco temporário para configurar o habitat prioritário 3170* bem conservado, são: *Eryngium corniculatum*, *Isoetes velatum* e *I. setaceum* na zona com encharcamento mais prolongado e *Isoetes histrix*, *Juncus capitatus*, *Lotus hispidus*, *Chaetopogon fasciculatus* na margem.

No que diz respeito ao habitat 3110, ou seja, águas oligotróficas em terrenos arenosos com vegetação da Litorelletalia este pode ser diferenciado dos charcos temporários mediterrânicos pelas comunidades que aí ocorrem e que são características de solos mais ácidos e turfosos (Ex: comunidades de *Eleocharis multicalis*) e pelas seguintes espécies indicadoras: *Juncus heterophyllus* e *Isolepis fluitans* na zona central; *Eleocharis multicaulis*, *Juncus emmanuelis* na faixa intermédia; *Anagallis tenella*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Pinguicula lusitanica*, *Juncus bulbosus* e *Hypericum elodes* na zona de margem.

Em termos legislativos, e como se referiu anteriormente, estes habitats encontram-se classificados e definidos na legislação europeia (EC 2007), que foi posteriormente adaptada à realidade nacional. A adaptação da definição e critérios de diagnose para os habitats pode ser consultada nas fichas de caracterização de habitats naturais do Plano Sectorial da Rede Natura 2000 (ALFA 2004). Especificamente, para os habitats de água doce parada deve ainda ser considerado o trabalho de Silva et al. (2009), que propõem uma actualização da chave para identificação destes habitats (*Isoeto-Litorelletea* e *Isoeto-Nanojuncetea*).

Para os charcos que foram classificados como degradados não foram definidas espécies indicadoras pois, na realidade, estes caracterizam-se precisamente pela ausência ou empobrecimento em espécies e comunidades. Verifica-se ainda ausência da zonação das cinturas de vegetação, uma vez que as perturbações provocam geralmente a homogeneização do relevo ou, por exemplo, a drenagem atenua o gradiente de disponibilidade hídrica. A ocorrência das comunidades de *Eleocharis palustris* - *Glyceria declinata* e das de *Isolepis fluitans* - *Juncus heterophyllus* representam uma excepção. Em

nossa opinião estas comunidades são mais resistentes às perturbações e pelo facto de se localizarem preferencialmente na parte central dos charcos estão menos expostas às perturbações. A parte central dos charcos encontra-se inundada por um período mais longo, consequentemente, está menos sujeita a perturbações, de que são exemplo as lavouras profundas para permitir o seu cultivo.

Um aspecto importante a realçar é o facto de a identificação destes habitats dever ser efectuada apenas na época primaveril quando as espécies e comunidades estão no seu pleno desenvolvimento. Desejavelmente, as prospecções e amostragens de campo devem ser realizadas em dois períodos distintos, no início e meados da primavera, cobrindo assim as diversas comunidades de acordo com a dinâmica temporal intra-anual. Outro aspecto a ter em conta é a variação inter-anual, nomeadamente a variação da pluviosidade que pode afectar o completo desenvolvimento das comunidades. Segundo a ficha de caracterização do habitat (ALFA, 2004) a correcta diagnose destes habitats só pode ser efectuada em anos cujo percentil de precipitação seja superior a 40.

Classificação funcional das plantas de charcos temporários mediterrânicos

A classificação da diversidade vegetal em termos funcionais é um tema actual, ligado à interpretação do ecossistema e do seu estado de conservação (Boutin & Keddy 1993, Díaz & Cabido 2001, Díaz *et al.* 2002, Díaz *et al.* 2004, Grime 2006, Pillar *et al.* 2009). Este tipo de abordagem tem sido aplicada em numerosos estudos de dinâmica e resiliência de ecossistemas, de que são exemplo, os estudos sobre os efeitos das perturbações antropogénicas, como o pastoreio ou o fogo.

Com base nas observações de campo, na bibliografia consultada e comunicações pessoais de Barbour e Molina, podemos afirmar que se verifica uma homogeneidade funcional no que diz respeito à ecologia e dinâmica destes habitats nas regiões Sul da Península Ibérica, Menorca, Nordeste de Marrocos, Califórnia e Chile. Neste contexto, surgiu a necessidade de fazer uma proposta de classificação funcional para as espécies vegetais, que ocorrem nestes ecossistemas, que possa ser aplicada a uma escala global. O estabelecimento de tipos funcionais que reflectam as respostas das espécies às condições ambientais permite efectuar estudos comparativos entre espécies e comunidades destes ecossistemas ainda que taxonomicamente estas sejam distintas.

Os atributos escolhidos e avaliados para as espécies presentes nos charcos temporários mediterrânicos pretendem, precisamente, ser representativos das adaptações e estratégias das espécies. Esta escolha também teve em conta a facilidade, duração e custo da aferição dos atributos, pois esse é muito importante para a repetibilidade da classificação em outros estudos. Alguns atributos, como por exemplo a determinação da massa das sementes, foram preteridos em relação a outros mais práticos. Ainda que não tão preciso o tamanho das sementes é um atributo mais prático de aferir, inclusive bibliograficamente, e pode ser facilmente relacionado com a persistência destas no banco de sementes, característica importante para a reprodução das espécies.

A classificação dos tipos funcionais de plantas (capítulo 5) é feita principalmente com base em estratégias de longevidade, reprodução e propagação. São analisadas as estratégias de persistência (anual vs. perene), os mecanismos de reprodução (produção de inúmeras sementes pequenas vs. poucas sementes de maiores dimensões), tipo de propagação (capacidade de propagação vegetativa e/ou acumulação de substâncias de reserva) das plantas que ocorrem nos charcos temporários mediterrânicos.

Os oito grupos funcionais em que se agrupam as espécies dos charcos temporários mediterrânicos reflectem a sua adaptação às condições ambientais do ecossistema. Os atributos funcionais mais significativos na classificação de tipos funcionais foram o grau de hidrofilia, a duração do ciclo de

vida e o tamanho médio das plantas, de cada espécie. Com excepção da hidrofília os outros dois factores são amplamente referidos nos estudos de grupos funcionais (Lavorel *et al.* 1999, Weiher *et al.* 1999, Mason *et al.* 2003, Deil 2005, Ramsay *et al.* 2006, Klimešová *et al.* 2008). No caso destes ecossistemas, o facto de a hidrofília ser determinante na classificação dos tipos funcionais espelha a estreita correlação que existe entre as espécies vegetais e o gradiente ambiental dominante, o hidroperíodo.

A hidrofília está relacionada com a capacidade e/ou dependência das espécies realizarem o seu desenvolvimento estando sujeitas a períodos de submersão ou encharcamento do solo. No capítulo 5 é feita a discussão detalhada dos grupos funcionais, sendo neste ponto realçado apenas o grupo dos isoetídeos pela sua singularidade. As características funcionais que lhes conferem um grau de especialização elevado são para além da capacidade de armazenamento de carboidratos, a tolerância aos períodos de encharcamento ou submersão. Esta adaptação ecofisiológica é conferida pela presença de aerênquimas e pela realização de metabolismo CAM (Crassulacean acid metabolism).

Dinâmica e aspectos ecológicos

O hidroperíodo, isto é, a duração de um ciclo de encharcamento, a sua frequência e periodicidade são determinantes para o desenvolvimento das comunidades vegetais e o seu padrão de distribuição nas zonas húmidas (Casanova & Brock 2000). Como factor regulador da dinâmica destes habitats era objectivo deste trabalho realizar a monitorização quinzenal da presença e altura da coluna de água nos diversos charcos estudados. No entanto, devido a um grande constrangimento logístico e motivos alheios à nossa vontade, os esforços envidados para a avaliação e monitorização deste parâmetro foram infrutíferos. Apesar de não ter sido possível realizar uma monitorização consistente que permitisse posteriormente o tratamento estatístico de dados, é possível afirmar, de uma forma geral, que o hidroperíodo médio dos charcos estudados é de 21 semanas, geralmente consecutivas, concentradas no período de Novembro a Maio. A medição da altura da coluna de água foi sempre realizada no centro da depressão, por isso, este período de inundação de 21 semanas diz respeito, apenas, à zona central dos charcos.

Em termos espaciais, a zonação das comunidades obedece a uma dinâmica temporal e apresenta variações intra e inter-anuais. Com base nas amostragens de campo sucessivas verificamos que existe um padrão geral de zonação da área do charco em três faixas de vegetação distintas. Este mesmo tipo de zonação já se encontra referido por diversos autores, como Bauder (2000), Grillas *et al.* (2004), Rhazi *et al.* (2006), Serrano & Zunzunegui (2008), Bagella *et al.* (2009). Apesar de existir um gradiente ecológico bem marcado a delimitação das diferentes faixas de vegetação não é rígida e pode variar, não só de charco para charco, como dentro de um mesmo charco, podendo desta forma ser mais ou menos marcadas consoante o gradiente topográfico, as variações do regime hidrológico e também a existência ou não de perturbações, normalmente antropogénicas.

Em termos de dinâmica as comunidades que colonizam a zona central dos charcos têm de tolerar os períodos de imersão mais longos. No início da primavera o centro é dominado por comunidades de hidrófitos submersos e/ou com folhas flutuantes (ex: comunidades de *Ranunculus peltatus*), que vão dando lugar a comunidades anfíbias (ex: comunidades de *Eleocharis palustris* e *Glyceria declinata*), que iniciam o seu desenvolvimento quando a altura da coluna de água começa a diminuir. Estas comunidades, por sua vez, só atingem o seu pleno desenvolvimento quando o charco está quase seco, ou seja, no fim da primavera. Efectivamente a zona central dos charcos é a única onde se observa uma completa substituição espaço-temporal de comunidades dentro do mesmo ciclo anual. Na faixa intermédia e periférica já não se observa esta substituição total, mas sim uma pequena migração

espacial das comunidades de acordo com a diminuição do nível da água.

Na faixa intermédia dominam arrelvados de espécies higrófilas perenes, mas também se verifica a ocorrência de pequenas manchas de espécies anuais, uma vez que esta faixa está mais sujeita a pequenas, mas frequentes flutuações do nível de água. A dominância de comunidades de pequenos terófitos é característica das faixas mais externas. Estas espécies que colonizam as margens não toleram o encharcamento permanente do solo das cotas mais baixas do charco, mas necessitam humidade para poderem efectuar o seu desenvolvimento. É nesta zona dos charcos que se verifica a ocorrência da maior percentagem de espécies terrestres, inclusive de algumas espécies arbustivas.

Em termos de gradientes ecológicos, de uma forma sintética, verifica-se do centro para a periferia dos charcos um aumento da riqueza específica (ver capítulo 3), que contrasta com a diminuição da duração do ciclo de vida das espécies. Isto é as zonas mais externas dos charcos são dominadas por comunidades anuais de elevada riqueza específica, enquanto que a zona central é colonizada por comunidades menos diversas de espécies maioritariamente vivazes (Capítulo 5). Este gradiente de riqueza específica também já foi anteriormente observado por Grillas *et al.* (2004), Rhazi *et al.* (2006) e Bagella *et al.* (2009) em charcos temporários mediterrânicos.

Ameaças, desafios e oportunidades para o futuro

A conservação da biodiversidade representa, actualmente, um grande desafio face à pressão humana, designadamente, face às formas intensivas de exploração agrícola, à fragmentação da paisagem e habitats naturais, à expansão de infra-estruturas urbanísticas, assim como, à crescente poluição. A uma escala global, o panorama da conservação das zonas húmidas temporárias é desolador, e particularizando, é consensual que as zonas húmidas temporárias estão a ser sujeitas a um processo acelerado de degradação e destruição (Deil 2005, Williams 2006, Zacharias *et al.* 2007).

Na Europa, como consequência da classificação dos charcos temporários mediterrânicos como habitat natural prioritário estes têm sido alvo de maior protecção (Céréghino *et al.* 2008). Paradoxalmente, estes habitats, estão a ser destruídos por toda a bacia do Mediterrâneo, inclusive nas regiões europeias, a uma taxa de 30 a 50% deste habitat (Blondel & Aronson 1999, Beja & Alcazar 2003, Canha 2010). A inversão desta tendência constitui um desafio complexo.

Reiterando a vulnerabilidade destes habitats, vários são os factores de ameaça. O desconhecimento é uma das ameaças mais importantes, uma vez que, em geral, as pessoas não têm a noção do seu grande valor biológico e ecológico. Consciencializar as populações das áreas de distribuição dos charcos temporários mediterrânicos, em particular os proprietários e agricultores, é imperativo para a preservação destes habitats. A sua pequena dimensão aliada à reduzida visibilidade paisagística que têm, especialmente no período seco, propiciam que estes habitats se encontrem mais susceptíveis à destruição do que outras zonas húmidas de maior dimensão.

As técnicas da agricultura moderna intensiva com recurso a drenagem, colmatagem e terraplanagem, bem como o uso excessivo de fertilizantes e pesticidas são sem dúvida obstáculos sérios para a conservação destes habitats na área de estudo. Por outro lado, actualmente, verificamos que o abandono das actividades agrícolas tradicionais, em particular do pastoreio extensivo, representa uma séria ameaça. Estas conclusões são baseadas na experiência realizada com recurso à vedação de charcos temporários (capítulo 6) e reforçam a ideia que o uso destes habitats pode, não só ser sustentável, como necessário à sua persistência. Como se pode comprovar no estudo desenvolvido (capítulo 6), a cessação de actividade, ou seja, o não uso do solo, conduz à diminuição do período de encharcamento, que por sua vez permite a colonização da área do charco por plantas terrestres

(Quezel 1998, Rhazi *et al.* 2004). O impacto negativo causado pela introdução de espécies exóticas, ainda não representa uma ameaça na área estudada. Este problema é muito comum nos charcos temporários da Califórnia (Gerhardt & Collinge 2003, Barbour *et al.* 2005) e já começa a constituir alguma preocupação em algumas regiões europeias (ex: Menorca) (Fraga i Arguimbau 2008).

Presentemente, podemos afirmar que existe uma crescente consciencialização da importância destes habitats, quer a nível académico, quer a nível dos técnicos intervenientes na conservação da natureza. No entanto, verificamos a quase inexistência, na Península Ibérica, de estudos e experiências sobre medidas de gestão efectivas e/ou métodos de recuperação em charcos temporários mediterrânicos. A título de exemplo, podemos referir um manual de referência para a recuperação de zonas húmidas mediterrânicas que compila a informação resultante de diversos projectos LIFE (Montes *et al.* 2007), onde apenas encontramos referência a dois casos de estudo em charcos temporários mediterrânicos. Por mais simples e modestos que sejam os estudos e monitorizações estes são uma ferramenta importante para a fundamentação de opções de gestão. A aplicação prática de medidas de gestão não deve ser apenas baseada em modelos derivados da investigação fundamental, estas devem também ser testadas e avaliadas em campo (Céréghino *et al.* 2008). É necessário realizar experiências de campo controladas e monitorizações continuadas conducentes a uma melhor compreensão da dinâmica das comunidades e das consequências dos diferentes tipos e intensidades de usos do solo.

Mais que um desafio, existe uma necessidade em termos da investigação dos processos ecológicos destes ecossistemas, que é a realização de abordagens multidisciplinares e integrativas. Actualmente a singularidade e riqueza biológica destes ecossistemas está, de um modo geral, bem documentada e estudada, no entanto, a compreensão da sua dinâmica e das comunidades que albergam ainda é limitada. Verifica-se uma grande lacuna em estudos multidisciplinares que integrem, não só, os diversos grupos biológicos, mas também, as componentes edáfica e hidrogeológica. Para se compreender os mecanismos de suporte da diversidade biológica destes ecossistemas, o futuro da investigação deve envolver abordagens complementares, focando também as escalas temporais e espaciais (Céréghino *et al.* 2008, Hulsmans *et al.* 2008). A complementaridade de abordagens e a ponderação dos aspectos dinâmicos dos charcos temporários é também fundamental no delineamento das medidas de gestão ou planos de recuperação destes habitats. O sucesso das acções de conservação não pode ser avaliado apenas pelo número de espécies que colonizam o habitat, ou seja, é necessário avaliar a biodiversidade como suporte do ecossistema em termos funcionais (Montes *et al.* 2007).

No que diz respeito às oportunidades de divulgação dos conhecimentos científicos e sensibilização pública, actualmente a nível europeu, existe uma rede, a *European Pond Conservation Network* cuja missão é, precisamente, a promoção do conhecimento, sensibilização, e conservação de charcos e lagos (EPCN 2008). Esta rede tem tido um papel muito activo através da organização de conferências e cursos de formação avançada em gestão e conservação de charcos. Um dos projectos relevantes que esta rede está a desenvolver é a selecção das áreas mais importantes para a conservação de charcos (IAPs). Esta selecção foi aplicada apenas à região alpina numa primeira fase, mas foi recentemente alargada à região mediterrânica. Na bacia do Mediterrâneo foram identificadas e propostas 110 áreas, repartidas por 17 países do Sul Europeu, Norte de África e Mediterrâneo Oriental, sendo que 5 destas estão situadas na área de estudo (Ewald *et al.* 2010). Presentemente estas propostas estão a ser analisadas e avaliadas, podendo este processo de selecção representar uma oportunidade de reconhecimento internacional do SW alentejano de Portugal Continental, como área importante para a conservação de charcos temporários.

Pelas inúmeras razões já enunciadas na área do SW alentejano os charcos temporários encontram-se numa situação crítica. É premente estabelecer acções conducentes à preservação dos charcos ainda existentes. A conjectura actual para o desenvolvimento dessas acções parece ser favorável, não só pelo facto de já existirem diversos estudos de base sobre estes habitats, mas também pelo facto de

estarmos em pleno processo de revisão do Plano de Ordenamento do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina.

Considerações finais

Os estudos que abrangem extensas áreas, mais passíveis de publicação, são obviamente importantes, mas existe uma necessidade premente de estudos específicos a escalas locais ou regionais. Este trabalho, ainda que realizado a uma escala regional contribui para um conhecimento aprofundado da biologia, ecologia e dinâmica das comunidades vegetais dos charcos temporários. Este conhecimento, por sua vez, constituiu uma base sólida e aplicada, para a gestão e conservação destes habitats. Os resultados obtidos no âmbito desta dissertação também permitem reforçar a importância dos charcos temporários como habitats de elevado interesse para conservação.

Os charcos temporários mediterrânicos, habitat natural 3170*, ocorrem em zonas cobertas periodicamente por águas doces superficiais e são caracterizados por vegetação anual pioneira, com um ciclo de vida curto, pertencente à classe de vegetação *Isoeto-Nanojuncetea*. Nas zonas em que os solos são mais lodosos e inundados por águas pobres em nutrientes, ocorrem maioritariamente comunidades vegetais vivazes que têm correspondência fitossociológica na classe *Isoeto-Littorelletea*, configurando o habitat natural 3110 (águas oligotróficas em solos arenosos com vegetação da *Littorelletalia*).

A dinâmica espacio-temporal dos charcos temporários mediterrânicos pode ser resumida a três faixas de vegetação concêntricas. A zona central em que se verifica a substituição das comunidades aquáticas anuais primo-primaveris pelas comunidades anfíbias perenes, cujo desenvolvimento acompanha a descida do nível de água. A faixa intermédia onde dominam as comunidades higrófilas perenes em mosaico com algumas espécies anuais. A faixa mais externa, que seca mais rapidamente, é principalmente colonizada por comunidades higrófilas de pequenos terófitos anuais. Finalmente, verifica-se um decréscimo na riqueza específica desde a faixa mais externa até ao centro dos charcos, em oposição ao aumento da permanência das espécies.

A definição de comunidades e espécies indicadoras representa uma mais-valia, em termos de ferramentas para a conservação destes habitats, permitindo diferenciar os tipos de charcos temporários bem como avaliar o seu estado de conservação. Na área estudada a conservação destes habitats está seriamente comprometida, devido não só às inúmeras pressões para o desenvolvimento (ex: agricultura e turismo) mas também devido há falta de sensibilização, persistindo o desconhecimento em geral sobre o valor destes habitats.

BIBLIOGRAFIA

Alcazar R., 1998. *Impactos da Agricultura nas Lagoas Temporárias do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina*. Relatório de Estágio Profissionalizante para a obtenção da Licenciatura de Biologia Aplicada aos Recursos Animais – Ramo Terrestres, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.

ALFA, 2004. Tipos de Habitat Naturais e Semi-Naturais do Anexo I da Directiva 92/43/CEE (Portugal continental): Fichas de Caracterização Ecológica e de Gestão para o Plano Sectorial da Rede Natura 2000. http://portal.icnb.pt/ICNPportal/vPT2007/O+ICNB/Ordenamento+e+Gestão/Plano+Sectorial+da+Rede+Natura+2000/fichas_habitats_2.htm. Consultado em Agosto de 2010.

Antunes I., 1991. *A Cegonha-branca no Litoral Sudoeste Português*. Relatório do Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.

Arsénio P., Neto C., Monteiro-Henriques T. & Costa J.C., 2009. Guia geobotânico da excursão ALFA 2009 ao litoral alentejano. *Quercetea* 9: 4-42.

Bagella S., Caria M.C., Farris E. & Filigheddu R., 2009. Spatial-time variability & conservation relevance of plant communities in Mediterranean temporary wet habitats: a case study in Sardinia (Italy). *Plant Biosystem* 143: 435-442.

Bagella S., Gascón S., Caria M., Sala J., Mariani M. & Boix D., 2010. Identifying key environmental factors related to plant & crustacean assemblages in Mediterranean temporary ponds. *Biodiversity & Conservation* 19: 1749-1768.

Barbour M.G. & Minnich R.A., 1990. The myth of chaparral convergence. *Israel Journal of Botany* 39: 453-480.

Barbour M.G., Solomesch A., Witham C., Holland R., McDonald R., Cilliers S., Molina J.A., Buck J. & Hillman J., 2003. Vernal pool vegetation of California, variation within pools. *Madroño* 50: 129-146.

Barbour M.G., Solomesch A., Holland R., Witham C., Macdonald R., Cilliers S., Molina J.A., Buck J. & Hillman J., 2005. Vernal pool vegetation of California: communities of long-inundated deep habitats. *Phytocoenologia* 35: 177-200.

Bauder E.T., 2000. Inundation effects on small-scale distributions in San Diego, California vernal pools. *Aquatic Ecology* 34: 43-61.

Beja P. & Alcazar R., 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation* 114: 317-326.

Biggs J., Williams P., Whitfield P., Nicolet P. & Weatherby A., 2005. 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of Pond Conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 693-714.

Blondel J. & Aronson J., 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean region*, 328 pp. Oxford University Press Inc., NY, US.

Bonner L., Diehl W. & Altig R., 1997. Physical, chemical and biological dynamics of five temporary dystrophic forest pools in central Mississippi. *Hydrobiologia* 353: 77-89.

Boutin C. & Keddy P.A., 1993. A functional classification of wetland plants. *Journal of Vegetation Science* 4: 591-600.

Braun-Blanquet J., 1932. *Plant Sociology. The study of plant communities*. McGraw-Hill, New York.

- Briers R.A. & Biggs J., 2003. Indicator taxa for the conservation of pond invertebrate diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 323-330.
- Cancela da Fonseca L., Cristo M., Machado M., Sala J., Reis J., Alcazar R. & Beja P., 2008. Mediterranean temporary ponds in Southern Portugal: key faunal groups as management tools? *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 3: 304-320.
- Canha P., 2010. Plano de Gestão de Charcos Temporários Mediterrânicos no Concelho de Odemira. Dissertação apresentada para a obtenção do grau de mestre em Biologia da Conservação. Universidade de Évora.
- Canha P. & Pinto-Cruz C., 2010. *Plano de Gestão de Charcos Temporários Mediterrânicos no Concelho de Odemira*. Edição de Autor. Disponível em: <http://www.pluridoc.com/Site/FrontOffice/default.aspx?module=Files/FileDescription&ID=5060&state=TR>
- Capelo J., 2003. *Conceitos e métodos da Fitossociologia: Formulação contemporânea e métodos numéricos de análise da vegetação*. Estação Florestal Nacional. Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais.
- Casanova M.T. & Brock M.A., 2000. How do depth, duration and frequency of flooding influence the establishment of wetland plant communities? *Plant Ecology* 147: 237-250.
- Castroviejo, S. et al. eds., 1986-2010. Flora Ibérica. Vols. I, II, III, IV, V, VI, VII (I/II), VIII, X, XII, XIII, XIV, XV, XVII, XVIII, XXI. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Cérégino R., Biggs J., Oertli B. & Declerck S., 2008. The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia* 597: 1-6.
- Chaves M.L., 1999. *Monitorização biológica de lagoas temporárias mediterrânicas – contribuição para a definição de estados de referência*. Relatório apresentado para a obtenção do grau de licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais, Faculdade de Ciências de Lisboa.
- Costa J.C., Aguiar C., Capelo J., Lousã M. & Neto C., 1998. Biogeografia de Portugal Continental. *Quercetea* 0: 5-56.
- Dai X., Page B. & Duffy K.J., 2006. Indicator value analysis as a group prediction technique in community classification. *South African Journal of Botany* 72: 589-596.
- Davies B., Biggs J., Williams P., Lee J. & Thompson S., 2008. A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. *Hydrobiologia* 597: 7-17.
- De Bélair G., 2005. Dynamique de la végétation de mares temporaires en Afrique du Nord (Numidie orientale, NE Algérie). *Ecologia Mediterranea* 31: 83-100.
- De Deyn G.B., Raaijmakers C.E. & Van der Putten W.H., 2004. Plant community development is affected by nutrients and soil biota. *Journal of Ecology* 92: 824-834.
- Decreto-Lei nº 241/88, de 7 de Julho. Criação da Área de Paisagem Protegida do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. *Diário da República* Nº 155, I Série: 2781-2792.
- Decreto Regulamentar nº 26/95, de 21 de Setembro. Criação do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. *Diário da República* Nº 219, I Série-B: 5915-5917.
- Decreto-Lei nº 384-B/99, de 23 de Setembro. Criação de Zonas de Protecção Especial (ZPE). *Diário da República* Nº 223, I Série-A: 6644(2)-6644(23).
- Decreto-Lei nº 49/2005 de 24 de Fevereiro. Transposição para a ordem jurídica interna da Directiva n.º 79/409/CEE, do Conselho, de 2 de Abril, relativa à conservação das aves selvagens (directiva aves) e da Directiva n.º 92/43/CEE, do Conselho, de 21 de Maio, relativa à preservação dos habitats naturais e da fauna e flora selvagens (directiva habitats). *Diário da República* Nº 39, I Série-A: 1670-1708.
- Deil U., 2005. A review on habitats, plant traits and vegetation of ephemeral wetlands – a global perspective. *Phytocoenologia* 35: 533-706.
- Díaz S. & Cabido M., 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 646-655.
- Díaz S., Gurvich D.E., Harguindeguy N. & Cabido M., 2002. ¿Quién Necesita Tipos Funcionales de Plantas? *Boletín de la Sociedad Argentina Botánica* 37: 135-140.
- Díaz S., Hodgson J.G., Thompson K., Cornelissen J.H.C., Jalili A., Montserrat-Martí G., Grime J.P., Zarrinkamar F., Asri Y., Band S.R., Basconcelo S., Castro-Díez P., Funes G., Hamzehee B., Khoshnevi M., Pérez-Harguindeguy N., Pérez-Rontomé M.C., Shirvany F.A., Vendramini F., Yazdani S., Abbas-Azimi R., Bogaard A.,

- Boustani S., Charles M., Dehghan M., de Torres-Espuny L., Falczuk V., Guerrero-Campo J., Hynd A., Jones G., Kowsary E., Kazemi-Saeed F., Maestro-Martínez M., Romo-Díez A., Shaw S., Siavash B., Villar-Salvador P. & Zak M.R., 2004. The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. *Journal of Vegetation Science* 15: 295-304.
- EC-European Commission, 2007. The Interpretation Manual of European Union Habitats – EUR27. European Commission, DG Environment. Disponível em <http://ec.europa.eu/environment>. Consultado em Junho de 2008.
- Eitam A., Blaustein L., Van Damme K., Dumont H.J. & Martens K., 2004. Crustacean species richness in temporary pools: relationships with habitat traits. *Hydrobiologia* 525: 125-130.
- EPCN - European Pond Conservation Network, 2008. The Pond Manifesto. Disponível em www.europeanponds.org. Consultado em Setembro de 2009.
- ERHSA, 2001. Relatório do Projecto “Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo”. Comissão de Coordenação Regional do Alentejo. Évora.
- Espírito-Santo M.D. & Arsénio P., 2005. Influence of land use on the composition of plant communities from seasonal pond ecosystems in the Guadiana Valley Natural Park (Portugal). *Phytocoenologia* 35: 267-281.
- Ewald N., Nicolet P., Oertli B., Della Bella V., Rhazi L., Raymond A.S., Minssieux E., Saber E., Rhazi M., Biggs J., Bressi N., Cereghino R., Grillas P., Kalettka T., Hull A., Scher O. & Serrano L., 2010. A preliminary assessment of Important Areas for Ponds (IAPs) in the Mediterranean and Alpine Arc. EPCN. Disponível em http://campus.hesge.ch/epcn/pdf_files/IAP_Technical_Report.pdf. Consultado em Agosto de 2010.
- Fernández Aláez M., Fernández Aláez C., Rodríguez S. & Bécares E., 1999. Evaluation of the state of conservation of shallow lakes in the province of Leon (Northwest Spain) using botanical criteria. *Limnetica* 17: 107-117.
- Fraga i Arguimbau P., 2008. Vascular flora associated to Mediterranean temporary ponds on the island of Minorca. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 65: 393-414.
- Franco J.A., 1984. Nova Flora de Portugal. Vol. II. Edição de Autor. Lisboa.
- Franco J.A. & Rocha Afonso M.L., 1994-2003. Nova Flora de Portugal. Vol. III (I-III). Escolar Editora. Lisboa.
- Gerhardt F. & Collinge S.K., 2003. Exotic plant invasions of vernal pools in the Central Valley of California, USA. *Journal of Biogeography* 30: 1043-1052.
- Gómez-Rodríguez C., Díaz-Paniagua C., Serrano L., Florencio M. & Portheault A., 2009. Mediterranean temporary ponds as amphibian breeding habitats: the importance of preserving pond networks. *Aquatic Ecology* 43: 1179-1191.
- Gordo A.R. & Galera M., 2000. *Caracterização ecológica das Lagoas Temporárias da Costa Sudoeste*. Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, Odemira.
- Grillas P., Gauthier P., Yaverconski N. & Perennou C., 2004. Mediterranean Temporary Pools I – Issues relating to conservation, functioning and management. Tour du Valat, Arles, FR.
- Grime J.P., 2006. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: Mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science* 17: 255-260.
- Hidroprojecto, 2008. Carta Geológica à escala 1:150.000. Plano de Ordenamento e Gestão do Parque Natural Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina - Caracterização. Instituto da Conservação da Natureza e Biodiversidade, Lisboa.
- Holland R.F. & Hollander A.D., 2007. Hogwallow biogeography before gracias. In *Vernal Pool Landscapes*, R.A. Schlising & D.G. Alexander, eds. Studies from the Herbarium, California State University, Chico.
- Hulsmans A., Vanschoenwinkel B., Pyke C., Riddoch B.J. & Brendonck L., 2008. Quantifying the Hydroregime of a Temporary Pool Habitat: A Modelling Approach for Ephemeral Rock Pools in SE Botswana. *Ecosystems* 11: 89-100.
- INMG – Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, 1991. O Clima de Portugal. Normais climatológicas da região de “Alentejo e Algarve”, correspondentes a 1951-1980. Fasc XLIV, Vol. 4. Lisboa.
- Jacob M.C., 2006. Charneca de Odemira, segundo o trabalho “Aproveitamento Hidro-Agrícola do Mira, Carta de Solos e Carta de Aptidão ao Regadio, Memória Descritiva” de Manuel Macedo Franco, José de Barros e Sá Gomes, Baptista Regato, Santos Silva, Paulo Rodrigues da Rocha e Manuel Almeida Valença. Instituto de Desenvolvimento, Rural e Hidráulica (IDRHa), Lisboa.
- Keddy P.A., 2000. *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. Cambridge University Press, UK.
- Keddy P.A., Fraser L., Solomeshch A., Junk W., Campbell D., Arroyo M. & Alho C., 2009. Wet and Wonderful: The World's Largest Wetlands are Conservation Priorities. *BioScience* 59: 39-51.

- Keeley J.E. & Zedler H., 1998. Characterization and global distribution of vernal pools. In: Witham C.W. (ed). *Ecology, conservation, and management of vernal pool ecosystems - Proceedings from a 1996 Conference*. California Native Plant Science, Sacramento, CA. 1-14.
- Klimešová J., Latzel V., de Bello F. & van Groenendael J.M., 2008. Plant functional traits in studies of vegetation changes in response to grazing and mowing: towards a use of more specific traits. *Preslia* 80: 245-253.
- Lathrop R.G., Montesano P., Tesauro J. & Zarate B., 2005. Statewide mapping and assessment of vernal pools: A New Jersey case Study. *Journal of Environmental Management* 76: 230-238.
- Lavorel S., McIntyre S. & Grigulis K., 1999. Plant response to disturbance in a Mediterranean grassland: How many functional groups? *Journal of Vegetation Science* 10: 661-672.
- Machado M., Cristo M. & Fonseca L.C., 1999a. Non-cladoceran branchiopod crustaceans from southwest Portugal. I. Occurrence notes. *Crustaceana* 72: 591-602.
- Machado M., Cristo M., Reis M. & Fonseca L.C., 1999b. Biological data on *Triops cancriformis mauritanicus* (Ghigi, 1921) and *Cyzicus grubei* (Simon, 1886) – Crustacea, Branchiopoda – in SW Portugal temporary ponds. *Limnetica* 16: 1-7.
- Mason N.W., MacGillivray K., Steel J.B. & Wilson J.B., 2003. An index of functional diversity. *Journal of Vegetation Science* 14: 571-578.
- Medail F., Michaud H., Molina J., Paradis G. & Loisel R., 1998. Conservation de la flore et de la végétation des mares temporaires dulçaquicoles et oligotrophes de France méditerranéenne. *Ecologia Mediterranea* 24: 119-134.
- Mesquita S., 2005. Modelação Bioclimática de Portugal Continental. Tese de Mestrado em Sistemas de Informação Geográfica. Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.
- Mitsch W.J. & Gosselink J.G., 2007. *Wetlands*. 4th ed. Wiley & Sons, New York.
- Mitsch W.J., Gosselink J.G., Anderson C.J. & Zhang L., 2009. *Wetland Ecosystems*. John Wiley & Sons, New York.
- Molina J.A., Tahiri H., Agostinelli E., Alaoui-Faris F., Lumbreras A., Pardo C., Silva V., Pinto-Cruz C., Castoldi E. & Campoamor J.N., 2009. Contribución al conocimiento de la flora y vegetación de los humedales temporales del noroeste de Marruecos. *Lazaroa* 30: 251-259.
- Monteiro-Henriques T., 2010. Landscape and phytosociology of the Paiva River's hydrographical basin and contiguous basins of the Douro River's left margin, from the Paiva to the Tedo River (Portugal). Doctoral thesis, Instituto Superior de Agronomia, Technical University of Lisbon, Lisbon.
- Montes C., Rendón-Martos M., Varela L. & Cappa M.J., 2007. *Manual de restauración de humedales mediterráneos*. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla.
- Myers M., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Fonseca G. & Kent J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Oertli B., Joye D.A., Castella E., Juge R., Cambin D. & Lachavanne J.B., 2002. Does the size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104: 59-70.
- Oertli B., Indermuehle N., Angélibert S., Hinden H. & Stoll A., 2008. Macroinvertebrate assemblages in 25 high alpine ponds of the Swiss National Park (Cirque of Macun) and relation to environmental variables. *Hydrobiologia* 597: 29-41.
- Oliveira J.T., 1984. Carta Geológica de Portugal. Notícia explicativa da folha 7. Serviços Geológicos de Portugal, Direcção Geral de Geologia e Minas, Lisboa.
- Pereira A.R., 2000. A Geomorfologia e o Ordenamento da Costa Alentejana. Seminário " A Zona Costeira do Alentejo". Associação EUROCAST, Portugal. 9-26.
- Philippi T.E., Simovich M.A., Bauder E.T. & Moorad J.A., 2001. Habitat ephemerality and hatching fractions of a diapausing anostracan (Crustacea: Branchiopoda). *Israel Journal of Zoology* 47: 387-396.
- Pillar V.D., Duarte L.S., Sosinski E.E. & Joner F., 2009. Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. *Journal of Vegetation Science* 20: 334-348.
- Pinto Cruz C., Molina J.A., Barbour M., Silva V. & Espírito-Sant, M.D., 2009. Plant communities as a tool in temporary ponds conservation in SW Portugal. *Hydrobiologia* 634: 11-24.
- Pinto-Gomes C., Fuentes A.G., Leite A.A. & Gonçalves P.C., 1999. Charcos temporários mediterrânicos do Barrocal Algarvio: diversidade e conservação. *Quercetea* 1: 53-64.

- Pizarro J., 1995. Contribución al estudio taxanómico de *Ranunculus* L. subgen. *Batrachium* (DC.).A.Gray (Ranunculaceae). *Lazaroa* 15: 21-113.
- Quézel P., 1998. La végétation des mares transitoires à *Isoetes* en région méditerranéenne, intérêt patrimonial et conservation. *Ecologia Mediterranea* 24: 111-117.
- Ramos Lopes M.H. & Carvalho L.S., 1990. Lista de Espécies Botânicas a Proteger em Portugal Continental. SNPRCN.
- Ramsar, 2010. The Ramsar Convention on Wetlands. The Convention today. Disponível em http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-home/main/ramsar/1_4000_0. Consultado em Agosto de 2010.
- Ramsay P.M., Kent M., Reid C.L. & Duckworth J.C., 2006. Taxonomic, morphological and structural surrogates for the rapid assessment of vegetation. *Journal of Vegetation Science* 17: 747-754.
- Resolução do Conselho de Ministros nº 142/97, de 28 de Agosto. Aprovação da Lista Nacional de Sítios de Interesse Comunitário (1ª Fase). *Diário da República* Nº 198, I Série-B: 4462-4475.
- Rhazi M., Grillas P., Charpentier A. & Médail F., 2004. Experimental management of Mediterranean temporary pools for conservation of the rare quillwort *Isoetes setacea*. *Biological Conservation* 118: 675-684.
- Rhazi L., Rhazi M., Grillas P. & Khyari D.E., 2006. Richness and structure of plant communities in temporary pools from western Morocco: influence of human activities. *Hydrobiologia* 570: 197-203.
- Rivas-Martínez S., 2007. Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España. *Itinera Geobotanica* 17: 5-436.
- Rivas-Martínez S., Fernández-González F., Loidi J., Lousã M. & Penas A., 2001. Syntaxonomical Checklist of Vascular Plant Communities of Spain and Portugal to association level. *Itinera Geobotanica* 14: 5-341.
- Rivas-Martínez S., Díaz T.E., Fernández-González F., Izco J., Loidi J., Lousã M. & Penas A., 2002a. Vascular Plant Communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. *Itinera Geobotanica* 15 (1): 5-432.
- Rivas-Martínez S., Díaz T.E., Fernández-González F., Izco J., Loidi J., Lousã M. & Penas A., 2002b. Vascular Plant Communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. *Itinera Geobotanica* 15 (2): 433-922.
- Ruiz E., 2008. Management of Natura 2000 habitats. *Mediterranean temporary ponds 3170. Technical Report 2008 07/24. European Commission. Disponível em http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/3170_Mediterranean_temporary_ponds.pdf. Consultado em Fevereiro de 2009.
- Schwartz S.S. & Jenkins D.G., 2000. Temporary aquatic habitats: constraints and opportunities. *Aquatic Ecology* 34: 3-8.
- Segurado P., 2000. Modelação da distribuição e da abundância local do cágado mediterrânico (*Mauremis leprosa*) e do cágado de carapaça estriada (*Emys orbicularis*) em Portugal. Dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Serrano L. & Zunzunegui M., 2008. The relevance of preserving temporary ponds during drought: hydrological and vegetation changes over a 16-year period in the Doñana National Park (south-west Spain). *Aquatic Conservation: Marine & Freshwater Ecosystems* 18: 261-279.
- Silva V., 2009. Vegetação de charcos e cursos de água temporários. Estudo da ordem Isoetetalia em Portugal. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Gestão e Conservação de Recursos Naturais. Universidade Técnica de Lisboa e Universidade de Évora.
- Silva V., Pinto-Cruz C. & Espírito-Santo M.D., 2009. Temporary ponds and hygrophilous grasslands plant communities in Monfurado site of community importance. *Lazaroa* 30: 79-86.
- Stevens P.H. & Jenkins D.G., 2000. Small-scale spatial pattern analysis of crustacean community composition among temporary ponds. *Aquatic Ecology* 34: 91-99.
- Trigo I., 2003. Participatory approaches to the integration of conflicting land uses within protected landscapes: a case study in the Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, Portugal. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Gestão de Áreas Protegidas. University of Wales, Aberystwith.
- Trigo I., 2005. *Programa Sectorial Agrícola do Perímetro de Rega do Mira: Cartografia de Valores Naturais*. Relatório técnico. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Weiher E., van der Werf A., Thompson K., Roderick M., Garnier E. & Eriksson O., 1999. Challenging Theophrastus: a common core list of plant traits for functional ecology. *Journal of Vegetation Science* 10: 609-620.

Williams D.D., 2006. *The Biology of Temporary Waters*. Oxford University Press. New York.

Williams P., Whitfield M., Biggs J., Bray S., Fox G., Nicolet P. & Sear, D., 2003. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115: 329-341.

Zacharias I., Dimitriou E., Dekker A. & Dorsman E., 2007. Overview of temporary ponds in the Mediterranean region : Threats, management and conservation issues. *Journal of Environmental Biology* 28: 1-9.

ELENCO FLORÍSTICO

Lista de táxones identificados e inventariados na área dos charcos estudados. A nomenclatura dos táxones está de acordo com a proposta por Castroviejo *et al.* (1986-2010) na Flora Iberica, e sucessivamente por Franco (1984) e Franco & Rocha Afonso (1994-2003) na Nova Flora de Portugal, e por Pizarro (1995) para *Ranunculus* subgen. *Batrachium*. Os estatutos de protecção referidos contemplam a legislação em vigor e as categorias estabelecidas por Ramos Lopes & Carvalho (1990).

AIZOACEAE

Carpobrotus edulis (L.) N.E. Br. Caméfito

ALISMATACEAE

Alisma lanceolatum With. Hidrófito
Baldellia ranunculoides (L.) Parl. Helófito

AMARYLLIDACEAE

Leucojum autumnale L. Geófito
Narcissus juressianus F. Casas Geófito

BORAGINACEAE

Echium plantagineum L. Terófito
Myosotis debilis Pomel Terófito
Myosotis lusitanica Schuster Hemicriptófito
 Táxon vulnerável, endémico de Portugal Continental e constante dos Anexos II e IV da Directiva Habitats
Myosotis retusifolia Rocha Afonso Terófito
 Táxon em perigo de extinção, endémico de Portugal Continental e constante dos Anexos II e IV da Directiva Habitats

CALLITRICHACEAE

Callitriche brutia Petagna Hidrófito
Callitriche stagnalis Scop. Hidrófito

CAMPANULACEAE

Lobelia urens L. Hemicriptófito
Solenopsis laurentia (L.) C. Presl Terófito

CARYOPHYLLACEAE

Cerastium glomeratum Thuill. Terófito
Illecebrum verticillatum L. Terófito

<i>Moenchia erecta</i> (L.) P. Gaertner, B. Mey. & Scherb.	Terófito
<i>Silene gallica</i> L.	Terófito
<i>Silene laeta</i> (Aiton) Godron	Terófito
<i>Spergularia purpurea</i> (Pers.) G. Don fil.	Terófito
<i>Spergularia rubra</i> (L.) J. & C. Presl	Terófito
CHARACEAE	
<i>Chara</i> sp. L.	Hidrófito
<i>Nitella</i> sp. C. Agardh	Hidrófito
CISTACEAE	
<i>Cistus salviifolius</i> L.	Nanofanerófito
COMPOSITAE	
<i>Arctotheca calendula</i> (L.) Levyns	Terófito
<i>Aster squamatus</i> (Sprengel) Hieron.	Hemicriptófito
<i>Bellis annua</i> L.	Terófito
<i>Carlina racemosa</i> L.	Terófito
<i>Chamaemelum mixtum</i> (L.) All.	Terófito
<i>Chamaemelum nobile</i> (L.) All. var. <i>discoideum</i> (Boiss.) P. Silva	Hemicriptófito
<i>Cotula coronopifolia</i> L.	Terófito
<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr.	Hemicriptófito
<i>Dittrichia viscosa</i> (L.) W. Greuter subsp. <i>revoluta</i> (Hoffmanns. & Link) P. Silva & Tutin	Caméfito
<i>Galactites tomentosa</i> Moench	Terófito
<i>Gamochaeta subfalcata</i> (Cabrera) Cabrera	Terófito
<i>Helianthus annuus</i> L.	Terófito
<i>Hypochoeris glabra</i> L.	Terófito
<i>Leontodon taraxacoides</i> (Vill.) Mérat subsp. <i>longirostris</i> Finch & P.D. Sell	Hemicriptófito
<i>Leontodon taraxacoides</i> (Vill.) Mérat subsp. <i>taraxacoides</i>	Hemicriptófito
<i>Leontodon tuberosus</i> L.	Geófito
<i>Pulicaria paludosa</i> Link	Terófito
<i>Tolpis barbata</i> (L.) Gaertner	Terófito
CONVOLVULACEAE	
<i>Cuscuta campestris</i> Yuncker	Terófito
CYPERACEAE	
<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla	Geófito
<i>Carex flacca</i> Schreber	Hemicriptófito
<i>Eleocharis multicaulis</i> (Sm.) Desv.	Helófito
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roemer & Schultes	Helófito
<i>Isolepis cernua</i> (Vahl) Roem. & Schult.	Terófito
<i>Isolepis fluitans</i> (L.) R. Br.	Helófito
<i>Isolepis pseudosetacea</i> (Duveau) Vasc.	Terófito
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	Helófito
ELATINACEAE	
<i>Elatine macropoda</i> Guss.	Terófito
ERICACEAE	
<i>Erica ciliaris</i> L.	Nanofanerófito

EUPHORBIACEAE	
<i>Euphorbia exigua</i> L.	Terófito
GENTIANACEAE	
<i>Centaurium maritimum</i> (L.) Fritsch	Terófito
<i>Cicendia filiformis</i> (L.) Delarbre	Terófito
<i>Exaculum pusillum</i> (Lam.) Caruel	Terófito
GERANIACEAE	
<i>Erodium botrys</i> (Cav.) Bertol.	Terófito
<i>Geranium dissectum</i> L.	Terófito
<i>Geranium rotundifolium</i> L.	Terófito
GRAMINEAE	
<i>Agrostis castellana</i> Boiss. & Reuter	Proto-hemicriptófito
<i>Agrostis pourretii</i> Willd.	Terófito
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Hemicriptófito
<i>Anthoxanthum aristatum</i> Boiss.	Terófito
<i>Antinoria agrostidea</i> (DC.) Parl.	Terófito
<i>Briza maxima</i> L.	Terófito
<i>Briza minor</i> L.	Terófito
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	Terófito
<i>Chaetopogon fasciculatus</i> (Link) Hayek	Terófito
<i>Corynephorus canescens</i> (L.) Beauv.	Hemicriptófito
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Hemicriptófito
<i>Danthonia decumbens</i> (L.) DC.	Hemicriptófito
<i>Festuca arundinacea</i> Schreber subsp. <i>arundinacea</i>	Hemicriptófito
<i>Gaudinia fragilis</i> (L.) Beauv.	Terófito
<i>Glyceria declinata</i> Bréb.	Helófito
<i>Holcus lanatus</i> L.	Hemicriptófito
<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	Terófito
<i>Lolium perenne</i> L.	Hemicriptófito
<i>Lolium rigidum</i> Gaudin	Terófito
<i>Panicum repens</i> L.	Hemicriptófito
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx) Scribner	Proto-hemicriptófito
<i>Phalaris coerulescens</i> Desf.	Hemicriptófito
<i>Poa annua</i> L.	Terófito
<i>Polypogon maritimus</i> Willd.	Terófito
<i>Polypogon monspeliensis</i> Scop.	Terófito
<i>Rostraria cristata</i> (L.) Tzvelev	Terófito
<i>Vulpia alopecuros</i> (Schousboe) Dumort.	Terófito
<i>Vulpia bromoides</i> (L.) S.F. Gray	Terófito
<i>Vulpia muralis</i> (Kunth) Nees	Terófito
<i>Vulpia myuros</i> (L.) C.C. Gmelin	Terófito
GUTTIFERAE	
<i>Hypericum elodes</i> L.	Helófito
<i>Hypericum humifusum</i> L.	Caméfito
<i>Hypericum undulatum</i> Schousboe ex Willd.	Hemicriptófito
HALORAGACEAE	

<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DC.	Hidrófito
HYPOLEPIDACEAE	
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	Geófito
IRIDACEAE	
<i>Iris psedacorus</i> L.	Helófito
<i>Romulea ramiflora</i> Ten.	Geófito
ISOETACEAE	
<i>Isoetes hystrix</i> Bory	Hemicriptófito
<i>Isoetes setaceum</i> Lam.	Hidrófito
<i>Isoetes velatum</i> A. Braun	Hemicriptófito
JUNCACEAE	
<i>Juncus acutiflorus</i> Ehrh. ex Hoffm.	Hemicriptófito
<i>Juncus rugosus</i> Steud.	Hemicriptófito
Táxon endémico do SW da Península Ibérica	
<i>Juncus bufonius</i> L.	Terófito
<i>Juncus bulbosus</i> L.	Hemicriptófito
<i>Juncus capitatus</i> Weigel	Terófito
<i>Juncus effusus</i> L.	Hemicriptófito
<i>Juncus emmanuelis</i> A. Fernandes & J.G. Garcia	Proto-hemicriptófito
Táxon vulnerável, endémico do SW da Península Ibérica	
<i>Juncus heterophyllus</i> Dufour	Helófito
<i>Juncus hybridus</i> Brot.	Terófito
<i>Juncus maritimus</i> Lam.	Geófito
<i>Juncus pygmaeus</i> Rich. ex Thuill	Terófito
<i>Juncus tenageia</i> Ehrh.ex L. fil.	Terófito
LABIATAE	
<i>Lycopus europaeus</i> L.	Hemicriptófito
<i>Mentha pulegium</i> L.	Hemicriptófito
<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh.	Hemicriptófito
<i>Prunella vulgaris</i> L.	Hemicriptófito
<i>Stachys arvensis</i> (L.) L.	Terófito
LEGUMINOSAE	
<i>Acacia saligna</i> (Labill.) H.L. Wendl.	Microfanerófito
<i>Lotus hispidus</i> Desf. ex DC.	Terófito
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	Hemicriptófito
<i>Ornithopus compressus</i> L.	Terófito
<i>Ornithopus pinnatus</i> (Miller) Druce	Terófito
<i>Scorpiurus vermiculatus</i> L.	Terófito
<i>Trifolium angustifolium</i> L.	Terófito
<i>Trifolium bocconeii</i> Savi	Terófito
<i>Trifolium campestre</i> Schreber	Terófito
<i>Trifolium cherleri</i> L.	Terófito
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	Terófito
<i>Trifolium glomeratum</i> L.	Terófito
<i>Trifolium repens</i> L.	Hemicriptófito
<i>Trifolium resupinatum</i> L.	Terófito

<i>Ulex minor</i> Roth	Nanofanerófito
LENTIBULARIACEAE	
<i>Pinguicula lusitanica</i> L. Táxon vulnerável	Hemicriptófito
LILIACEAE	
<i>Hyacinthoides vicentina</i> (Hoffmanns. & Link) Rothm. subsp. <i>transtagana</i> Franco & Rocha Afonso Táxon vulnerável, endémico de Portugal Continental e constante dos Anexos II e IV da Directiva Habitats	Geófito
LINACEAE	
<i>Linum bienne</i> Miller	Hemicriptófito
<i>Radiola linoides</i> Roth	Terófito
LYTHRACEAE	
<i>Lythrum borysthenicum</i> (Schrank) Litv.	Terófito
<i>Lythrum hyssopifolia</i> L.	Terófito
<i>Lythrum junceum</i> Banks & Solander	Hemicriptófito
<i>Lythrum salicaria</i> L.	Helófito
ORCHIDACEAE	
<i>Serapias cordigera</i> L.	Geófito
<i>Serapias lingua</i> L.	Geófito
PINACEAE	
<i>Pinus pinaster</i> Aiton	Megafanerófito
PLANTAGINACEAE	
<i>Littorella uniflora</i> (L.) Ascherson	Hidrófito
<i>Plantago afra</i> L.	Terófito
<i>Plantago bellardii</i> All.	Terófito
<i>Plantago coronopus</i> L.	Terófito
<i>Plantago lagopus</i> L.	Hemicriptófito
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Hemicriptófito
POLYGONACEAE	
<i>Polygonum persicaria</i> L.	Terófito
<i>Rumex acetosella</i> L. subsp. <i>angiocarpus</i> (Murb.) Murb.	Hemicriptófito
<i>Rumex bucephalophorus</i> L.	Terófito
<i>Rumex conglomeratus</i> Murray	Hemicriptófito
<i>Rumex crispus</i> L.	Hemicriptófito
<i>Rumex pulcher</i> L.	Hemicriptófito
PRIMULACEAE	
<i>Anagallis arvensis</i> L.	Terófito
<i>Anagallis tenella</i> (L.) L.	Caméfito
RANUNCULACEAE	
<i>Ranunculus bulbosus</i> L. subsp. <i>aleae</i> (Willk.) Rouy & Foucaud var. <i>adscendens</i> (Brot.) P. Silva	Geófito
<i>Ranunculus ficaria</i> L.	Geófito
<i>Ranunculus flammula</i> L.	Helófito
<i>Ranunculus hederaceus</i> L.	Hidrófito

<i>Ranunculus muricatus</i> L.	Terófito
<i>Ranunculus ophioglossifolius</i> Vill.	Helófito
<i>Ranunculus paludosus</i> Poir.	Geófito
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	Hidrófito
<i>Ranunculus repens</i> L.	Hemicriptófito
<i>Ranunculus saniculifolius</i> Viv.	Hidrófito
<i>Ranunculus trilobus</i> Desf.	Terófito
ROSACEAE	
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Raeuschel	Hemicriptófito
RUBIACEAE	
<i>Galium palustre</i> L.	Geófito
SCROPHULARIACEAE	
<i>Bellardia trixago</i> (L.) All.	Terófito
<i>Kickxia cirrhosa</i> (L.) Fritsch	Terófito
<i>Linaria spartea</i> (L.) Willd.	Terófito
<i>Parentucellia viscosa</i> (L.) Caruel	Terófito
UMBELLIFERAE	
<i>Apium nodiflorum</i> (L.) Lag.	Helófito
<i>Caropsis verticillato-inundata</i> (Thore) Rauschert	Hemicriptófito
Táxon vulnerável constante do Anexo I da Convenção de Berna e dos Anexos II e IV da Directiva Habitats	
<i>Carum verticillatum</i> (L.) Koch	Hemicriptófito
<i>Daucus carota</i> L.	Terófito
<i>Daucus muricatus</i> (L.) L.	Terófito
<i>Eryngium corniculatum</i> Lam.	Hemicriptófito
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L.	Helófito

