



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

**Avaliação do Estado de Conservação
de Charcos Temporários
Mediterrânicos no Sítio Costa
Sudoeste**

Mariana Pucarinho Fernandes

Orientação: Carla Pinto Cruz

Ana Lumbreras

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Évora, 2015

UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

**Avaliação do Estado de Conservação de
Charcos Temporários Mediterrânicos no Sítio
Costa Sudoeste**

Mariana Pucarinho Fernandes

Orientação: Carla Pinto Cruz

Ana Lumbreras

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Évora, 2015

Agradecimentos

A presente tese foi desenvolvida com a contribuição de familiares, amigos e colegas, como tal agradeço verdadeiramente, sem nenhuma ordem em particular, a todos aqueles que me incentivaram, ensinaram e ajudaram não só durante esta etapa, mas também para aqui chegar.

Primeiramente, agradeço às minhas orientadoras. À Professora Carla Pinto-Cruz agradeço pela proposta de tema, pelo apoio e incentivo e, igualmente importante, pelos conhecimentos científicos transmitidos ao longo do meu percurso académico, quer neste trabalho quer em situações anteriores. À minha coorientadora Ana Lumbreras agradeço o apoio prestado ao longo de toda a tese, em particular no trabalho de campo e análises estatísticas, bem como pelo conhecimento transmitido, pelas sugestões oferecidas e apoio e incentivo demonstrados. A ambas agradeço a paciência e a preciosa revisão da tese.

Agradeço também a quem me acompanhou aquando das saídas de campo, Professora Carla Pinto-Cruz, Ana Lumbreras e Luís Sousa, não só por possibilitarem que o trabalho de campo se pudesse realizar, mas também por todo o conhecimento prático que me transmitiram.

A presente tese não teria sido possível sem o apoio logístico do projeto *LIFE Charcos* (LIFE12NAT/PT/997), como tal agradeço pelo apoio dado ao trabalho de campo e pelo fornecimento de dados. Da mesma forma, e para que não me esqueça de ninguém, agradeço a toda a equipa do projeto *LIFE Charcos* que de alguma forma contribuiu para o desenvolvimento desta tese, tanto na recolha e fornecimento de dados, como com a contribuição de ideias e novas perspetivas sobre a temática dos Charcos Temporários Mediterrânicos.

Quero agradecer também a todos os colegas e amigos que me auxiliaram e incentivaram ao longo desta etapa, e pela paciência demonstrada pela minha falta de tempo para com eles ao longo deste projeto.

Agradeço também à minha família, pela minha educação enquanto cidadã, pelo apoio e incentivo demonstrados tanto ao longo desta etapa como em todas as anteriores. Agradeço em especial à minha mãe Cristina Pucarinho por me ter educado e apoiado, possibilitando que chegasse até aqui, bem como pela sua presença constante quer nesta etapa quer em todas as anteriores. Agradeço-lhe também a paciência para me ouvir e as suas opiniões, bem como a alegria e otimismo demonstrado.

Avaliação do Estado de Conservação de Charcos Temporários Mediterrânicos no Sítio Costa Sudoeste

Resumo

Os Charcos Temporários Mediterrânicos 3170* são um habitat ecologicamente relevante, pois refugiam uma biodiversidade especializada e singular, nomeadamente no Sítio Costa Sudoeste (Portugal) onde se encontram bem representados. O objetivo desta tese consiste em determinar espécies de flora indicadoras e parâmetros abióticos para avaliar o estado de conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos, e com base nestes construir uma ferramenta de conservação.

Estabeleceram-se espécies indicadoras pela Análise de Espécies Indicadoras e pela Análise de Fidelidade, com dados de presença e de abundância. Dos parâmetros abióticos (água e solo) aferidos, apenas a condutividade da água revelou relação com o estado de conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos, sendo mais elevada nos charcos degradados.

Propõe-se uma ferramenta de conservação baseada num sistema de presença/ausência e em 14 plantas indicadoras de Charcos Temporários Mediterrânicos em bom estado de conservação, permitindo uma utilização simplificada e rotineira na determinação do estado de conservação e sua monitorização.

Palavras-chave

Água; Espécies Indicadoras; Flora; Ferramenta de Conservação; Solo

Conservation Status Assessment of Mediterranean Temporary Ponds of the Sítio Costa Sudoeste

Abstract

The Mediterranean Temporary Ponds 3170* are a habitat ecologically relevant, since they shelter a specialized and singular biodiversity, including in the Sítio Costa Sudoeste (Portugal) where they are well represented. The aim of this thesis consists in define indicator species and abiotic parameters to assess the conservation status of Mediterranean Temporary Ponds, and based on this construct a simplified conservation tool.

Indicator species were established through the Analyses Indicator Species and the Fidelity Analyses with presence and abundance data. Of measure abiotic parameters (soil and water), only the water conductivity revealed relation with the conservation status of this habitat, since it was more elevated in degraded ponds.

A conservation tool is proposed in order to establish and monitor the status of conservation of Mediterranean Temporary Ponds in a simple and routine way based on present/absent system and in 14 indicator plants of Mediterranean Temporary Ponds in good state of conservation.

Key-words

Conservation Tool; Indicator species; Flora; Soil; Water

Índice

1	Enquadramento	1
1.1	Charcos Temporários Mediterrânicos.....	2
1.2	Importância dos Charcos Temporários Mediterrânicos	5
1.3	Principais Pressões e Ameaças aos Charcos Temporários Mediterrânicos	8
1.4	Importância de uma Ferramenta de Conservação.....	11
1.4.1	Indicadores Ambientais.....	12
1.5	Área de Estudo – Sítio Costa Sudoeste	15
1.6	Objetivos.....	18
2	Estados de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos: Uma Ferramenta Prática.....	19
2.1	Resumo	19
2.2	Introdução.....	20
2.3	Metodologia.....	22
2.3.1	Área de Estudo.....	22
2.3.2	Metodologia de Campo	24
2.3.2.1	Flora	24
2.3.2.2	Parâmetros Abióticos.....	24
2.3.2.3	Classificação Prévia dos CTM.....	25
2.3.3	Análise de Dados.....	27
2.3.3.1	Flora	27
2.3.3.2	Parâmetros Abióticos.....	29
2.4	Resultados.....	29
2.4.1	Flora	29
2.4.1.1	Espécies Indicadoras	33
2.4.2	Parâmetros Abióticos	37
2.4.2.1	Solo	37
2.4.2.2	Água	39
2.5	Discussão	40
2.5.1	Flora	40
2.5.2	Parâmetros Abióticos	43

2.5.3 Ferramenta de Avaliação dos Estados de Conservação dos CTM	44
2.6 Referências Bibliográficas	47
3 Considerações Finais	55
4 Referências Bibliográficas Citadas no Enquadramento e Considerações Finais	57
5 Anexos.....	63
Anexo I – Elenco Florístico.....	63
Anexo II – Listagem de Espécie Indicadoras pela AEI	74

Índice de Figuras

Figura 1.1 - Charco Temporário Mediterrânico do SW de Portugal – em ambiente dunar. Retirado de Canha e Pinto-Cruz, 2010.....	3
Figura 1.2 - Charco Temporário Mediterrânico do SW de Portugal – em ambiente agrícola. Retirado de Canha e Pinto-Cruz, 2010.	3
Figura 1.3 - <i>Eryngium corniculatum</i>. Retirado de Flora-On, 2014.	5
Figura 1.4 - <i>Juncus capitatus</i>. Retirado de Flora-On, 2014.....	5
Figura 1.5– Área de Estudo. Localização dos 87 Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM) em análise ao longo da área de estudo (SIC ou Sítio Costa Sudoeste).	16
Figura 2.1 – Localização da área de estudo – SIC ou Sítio Costa Sudoeste. Localização dos 87 Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM), classificados em Bons (22 CTM), Intermédios (27 CTM) e Maus (38 CTM).	23
Figura 2.2 – Média e Erro-padrão da Riqueza Específica (S), segundo o Estado de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM). Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são n=22, n=27 e n=38, respetivamente. Letras diferentes no topo das colunas indicam diferenças significativas na média da riqueza específica entre os estados de conservação dos CTM.	30
Figura 2.3 - Média e Erro-padrão de Espécies Exóticas, segundo o Estado de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos. Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são n=22, n=27 e n=38, respetivamente.	30
Figura 2.4 – Média e Erro-padrão de Espécies Características de Zonas Húmidas e de Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM), segundo o Estado de Conservação dos CTM. A – Espécies de Zonas Húmidas. B – Espécies Carcterísticas de CTM. Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são n=22, n=27 e n=38, respetivamente. Letras diferentes no topo das colunas indicam diferenças significativas no número médio de espécies entre os estados de conservação dos CTM.	31
Figura 2.5 – Média e Erro-padrão de Espécies com Interesse de Conservação, segundo o Estado de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM). As espécies com interesse de conservação consistem em plantas endémicas, plantas características de zonas húmidas com estatuto de conservação no IUCN (2015), plantas nos anexos da Diretiva Habitats (Decreto-Lei nº49/2005 de 24 de fevereiro) ou da Convenção de Berna (Decreto-Lei nº316/89 de 22 de setembro), e/ou com área restrita de distribuição. Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são n=22, n=27 e n=38, respetivamente. Letras diferentes no topo das colunas indicam diferenças significativas no número médio de espécies entre os estados de conservação dos CTM.	31
Figura 2.6 – Média e Erro-padrão da Percentagem (%) de Espécies consoante as Estratégias de Vida das Plantas, segundo o Estado de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos. A – Espécies de Hidrófitos. B – Espécies de Helófitos. C –	

Espécies de Terófitos. D – Espécies de Geófitos. E – Espécies de Hemicriptófitos. F – Espécies de Proto-hemicriptófitos. G – Espécies de Caméfitos e de Fanerófitos. Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são n=22, n=27 e n=38, respetivamente.	32
Figura 2.7 – Percentagem (%) de Erro Estatístico Tipo I e Tipo II, consoante o número de Plantas Indicadoras usadas na Atribuição do Estado de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM).....	36
Figura 2.8 – Média da Percentagem de cada uma das Texturas do Solo, segundo os Estados de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos. Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são n=20, n=14 e n=18, respetivamente.....	37
Figura 2.9 – Média e Erro-padrão da Percentagem (%) de Carbono Orgânico e de Matéria Orgânica, segundo os Estados de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos. A – Percentagem (%) de Carbono Orgânico do Solo. B – Percentagem (%) de Matéria Orgânica do Solo. Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são n=20, n=14 e n=18, respetivamente.....	37
Figura 2.10 – Média e Erro-padrão da Percentagem (%) de Azoto Total do Solo, segundo os Estados de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos. Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são n=20, n=14 e n=18, respetivamente.	38
Figura 2.11 – Média e Erro-padrão do pH do Solo, segundo os Estados de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos. Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são n=20, n=14 e n=18, respetivamente.	38
Figura 2.12 – Média e Erro-padrão da Condutividade do Solo ($\mu\text{s}/\text{cm}$), segundo os Estados de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos. Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são n=20, n=14 e n=18, respetivamente.....	38
Figura 2.13 – Média e Erro-padrão do pH da Água, segundo os Estados de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos. Os valores de n para o estado de conservação Bom e Mau são n=11 e n=14, respetivamente.	39
Figura 2.14 – Média e Erro-padrão da Condutividade da Água ($\mu\text{s}/\text{cm}$), segundo os Estados de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM). Os valores de n para o estado de conservação Bom e Mau são n=11 e n=14, respetivamente. O asterisco indica diferenças significativas entre os estados de conservação dos CTM...	39

Índice de Tabelas

Tabela 1.1 - Causas da Degradação dos Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM). Sumário das causas de degradação dos CTM, de forma geral e correspondentes causas específicas. Adaptado de Canha e Pinto-Cruz, 2010.....	10
Tabela 2.1 – Critérios de Categorização para cada Parâmetro. Categorias e critérios utilizados na classificação de cada parâmetro na classificação prévia dos Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM) em análise.....	26
Tabela 2.2 – Caracterização dos estados de conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM). Caracterização dos estados de conservação (Bom, Intermédio e Mau) dos CTM consoante a classificação de cada um dos parâmetros nas categorias “+”, “0” ou “-“.....	27
Tabela 2.3 - Espécies Indicadoras do Estado de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos obtidas pelas Abundâncias. Espécies indicadoras e respetivos valores indicadores (IndVal) e valores P obtidos pela análise de espécies indicadoras (AEI), e valores phi (Φ) obtidos pela análise de fidelidade (AF). As espécies apresentadas são consideradas indicadoras de um dado estado de conservação por pelo menos uma das análises (AEI ou AF, se $P < 0,05$ ou $\Phi > 0,4$, respetivamente). N.S. significa não significativo. As espécies consideradas indicadoras por ambas as análises (AEI e AF) encontram-se a negrito e apresentam $P < 0,05$ e $\Phi > 0,4$	33
Tabela 2.4 - Espécies Indicadoras do Estado de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos obtidas pelas Presenças. Espécies indicadoras e respetivos valores indicadores (IndVal) e valores P obtidos pela análise de espécies indicadoras (AEI), e valores phi (Φ) obtidos pela análise de fidelidade (AF). As espécies foram consideradas indicadoras por ambas as análises (AEI e AF) e apresentam $P < 0,05$ e $\Phi > 0,4$	34
Tabela 2.5 – Géneros Indicadores do Estado de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos obtidos pelas Presenças. Géneros indicadores e respetivos valores indicadores (IndVal) e valores P da análise de espécies indicadoras (AEI), e valores phi (Φ) obtidos pela análise de fidelidade (AF). Os géneros apresentados são considerados indicadores de um dado estado de conservação por pelo menos uma das análises (AEI ou AF, se $P < 0,05$ ou $\Phi > 0,4$, respetivamente). N.S. significa não significativo. Os géneros considerados indicadores por ambas as análises (AEI e AF) encontram-se a negrito e apresentam $P < 0,05$ e $\Phi > 0,4$	35
Tabela I.1 – Elenco Florístico. Lista de espécies registadas e respetiva classificação. As plantas com interesse de conservação incluem plantas endémicas, plantas de zonas húmidas com estatuto de conservação no IUCN (2015), plantas listadas nos anexos II e IV da Diretiva Habitats (Decreto-Lei nº49/2005 de 24 de fevereiro) ou anexo I da Convenção de Berna (Decreto-Lei nº316/89 de 22 de setembro), e/ou com áreas restritas de distribuição. Espécies nas categorias Pouco Preocupante ou Quase Ameaçada do IUCN ou com área restrita de distribuição estão apenas assinaladas com	

X. As siglas VU – Vulnerável, EN – Em Perigo e CR – Criticamente em Perigo dizem respeito às categorias de ameaça do IUCN. A nomenclatura da flora seguiu a Flora Ibérica (Castroviejo *et al.*, 1986–2012) e a Nova Flora de Portugal (Franco, 1984; Franco e Rocha Afonso, 1994–2003). As estratégias de vida seguiram a Flora-On (2014). As espécies exóticas, espécies de zonas húmidas e características de CTM seguiram Pinto-Cruz *et al.* (2009; 2011b) e Flora-On (2014). As espécies com interesse de conservação seguiram Convenção de Berna (Decreto-Lei nº316/89 de 22 de setembro), Directiva Habitats (Decreto-Lei nº49/2005 de 24 de fevereiro), Menezes de Sequeira *et al.* (2011), Flora-On (2014) e IUCN (2015). **63**

Tabela II.1 - Espécies Indicadoras do Estado de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos obtidas pela AEI usando as Presenças. Espécies indicadoras e respetivos valores indicadores (IndVal) e valores P obtidos pela Análise de Espécies Indicadoras (AEI)..... **74**

Abreviaturas

AEI – Análise de Espécies Indicadoras

AF – Análise de Fidelidade

AHPRM – Aproveitamento Hidroagrícola do Perímetro de Rega do Mira

CTM – Charcos Temporários Mediterrânicos

IBA – *Important Bird Area* (Área Importante para as Aves)

PNSACV – Parque Nacional do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina

SIC – Sítio de Importância Comunitária

IndVal – Valor Indicador

ZPE – Zona de Proteção Especial

1 Enquadramento

Os Charcos Temporários Mediterrânicos (3170*) ou CTM consistem num habitat prioritário com elevada importância biológica e ecológica, uma vez que servem de refúgio para a biodiversidade, incluindo diversos endemismos e espécies ameaçadas de flora e de fauna, fornecem diversos serviços dos ecossistemas e têm valor estético, educacional e científico (Grillas *et al.*, 2004).

Apesar da sua importância biológica, este habitat encontra-se em acentuado declínio na generalidade da sua área de distribuição (regiões de clima Mediterrânico) (Zacharias *et al.*, 2007; Zacharias e Zamparas, 2010; Rhazi *et al.*, 2011), registando-se, por exemplo, um declínio de 23% em Benslimane (Marrocos) (Rhazi *et al.*, 2011), de 50-85% em Central Valley (Califórnia) (King, 1998) e de 56% na Costa Sudoeste Alentejana (Portugal) (Ferreira e Beja, 2013). Este declínio é essencialmente de origem antrópica e deve-se na generalidade dos casos à intensificação da agricultura, à perda do uso tradicional do solo e/ou ao desenvolvimento do turismo (Grillas *et al.*, 2004; Zacharias e Zamparas, 2010).

A sua elevada importância e o facto de se encontrarem em declínio tornou os CTM alvo de diversos estudos/projetos (Rhazi *et al.*, 2011), porém ainda existe uma escassez de ferramentas práticas que auxiliem a conservação deste habitat, sendo fundamental avaliar e expressar o estado de conservação dos CTM de forma acessível e direta (Cancela da Fonseca *et al.*, 2008; Oertli *et al.*, 2009), e subseqüentemente gerir e/ou recuperar esses habitats.

Desta forma, a presente tese pretende determinar medidas de avaliação do estado de conservação dos CTM através da sua flora característica. A realização deste estudo está enquadrada no projeto *LIFE Charcos* (LIFE12NAT/PT/997), que visa a conservação de charcos temporários na Costa Sudoeste de Portugal e contou com o apoio logístico do mesmo.

1.1 Charcos Temporários Mediterrânicos

As zonas húmidas consistem em zonas que não podem ser consideradas nem aquáticas nem terrestres, apresentando uma grande diversidade entre elas no que diz respeito à sua origem, forma de captação de água, geomorfologia e biodiversidade. E são definidas, em termos legais, como "zonas de pântano, charco, turfeira ou água, natural ou artificial, permanente ou temporária, com água estagnada ou corrente, doce, salobra ou salgada, incluindo águas marinhas cuja profundidade na maré baixa não exceda os seis metros" (Ramsar, 2013). Estas zonas são especialmente importantes tanto pela sua elevada biodiversidade como pela sua importância ecológica, nomeadamente na prestação de serviços dos ecossistemas como a regulação do ciclo da água, o controlo de inundações, o sequestro de carbono ou a manutenção da biodiversidade (Keddy *et al.*, 2009).

Os charcos temporários também são considerados zonas húmidas, sendo como tal definidos, de forma geral e internacionalmente, como pequenas áreas (geralmente inferiores a 10ha) pouco profundas e que se caracterizam pela alternância entre fases secas e inundadas (Ramsar, 2013). Estes charcos ocorrem, geralmente, em depressões endorreicas (sem contacto com corpos de água permanente) e apresentam um período de inundação suficiente para permitir o desenvolvimento de solos hidromórficos, plantas anfíbias e fauna específica e, simultaneamente, apresentam um período de secura suficiente para que a flora e fauna de zonas de água permanentes não se possam estabelecer (Grillas *et al.*, 2004).

A definição de charcos temporários engloba vários tipos de zonas húmidas temporárias que são variáveis no que diz respeito à sua forma, tamanho, período de inundação e biodiversidade, ocorrendo por todo o globo e apresentando uma nomenclatura diversa. Como exemplo pode referir-se as "playas" que ocorrem em África e na Europa e se caracterizam por serem "charcos temporários ou lagos amplos e rasos característicos de zonas áridas", as "dayas" do Norte de África que são definidas como "charcos temporários de solos arenosos" ou as "tinajas" da América do Norte que se caracterizam por serem "complexos de charcos de rochas do deserto" (Williams *et al.*, 2001). Assim, a nomenclatura atribuída aos charcos temporários não só reflete a diversidade geográfica da localização deste tipo de ecossistema, mas também as suas diferenças hidrológicas, morfológicas e culturais (Grillas *et al.*, 2004).

Para que os charcos temporários se formem é necessária a existência de uma depressão no solo, com uma camada impermeável para que a água acumulada não escoe imediatamente, e que ocorra captação de água através de precipitação (Williams *et al.*, 2001; Silva *et al.*, 2009). Outra característica dos charcos temporários é o facto de, durante a fase seca, a maior parte da matéria orgânica acumulada na fase húmida oxidar, não existindo ganho efetivo de sedimentos ao longo do ano (Biggs *et al.*, 1994;

Williams *et al.*, 2001), o que possibilita que as suas águas sejam oligotróficas e pouco mineralizadas (Camacho *et al.*, 2009) e, conseqüentemente, persistem em boas condições ecológicas por longos períodos de tempo contrariamente a um charco ou lago permanente (Biggs *et al.*, 1994; Williams *et al.*, 2001).

A presente tese foca-se num tipo específico de charcos temporários, os Charcos Temporários Mediterrânicos (3170*), considerados pelo EPCN (2008) um dos habitats de água doce mais biodiversos, notáveis e ameaçados da Europa. Os CTM consistem em depressões pouco profundas situadas em substratos impermeáveis, de dimensão reduzida e endorreicas, que ocorrem em clima Mediterrânico, e apresentam uma flora e fauna característica (Grillas *et al.*, 2004; Ruiz, 2008).

Este habitat apresenta uma fase inundada (inverno e início da primavera) e uma fase seca (parte da primavera, verão e outono), sendo que as variações hidrológicas constituem o fator chave da dinâmica deste habitat (Grillas *et al.*, 2004). Os CTM ocorrem em diversos ambientes (figura 1.1 e 1.2), como por exemplo ambiente dunar, agrícola e florestal.



Figura 1.1 - Charco Temporário Mediterrânico do SW de Portugal – em ambiente dunar. Retirado de Canha e Pinto-Cruz, 2010.



Figura 1.2 - Charco Temporário Mediterrânico do SW de Portugal – em ambiente agrícola. Retirado de Canha e Pinto-Cruz, 2010.

Uma vez que os CTM (e os restantes charcos temporários) são endorreicos e se localizam em solos impermeáveis, a captação de água é realizada, principalmente, através da precipitação e do escoamento de bacias circundantes e a perda de água ocorre devido à evapotranspiração, especialmente após o período das chuvas (Grillas *et al.*, 2004). Durante o período de inverno os CTM enchem-se de água proveniente essencialmente da precipitação, atingindo profundidades variadas no máximo até meio metro (Camacho *et al.*, 2009). A partir da primavera, a quantidade de evapotranspiração suplanta a precipitação levando ao desaparecimento gradual da coluna de água, devido ao período de aridez (verão) de pelo menos dois meses característico do clima

Mediterrânico. Tal fenómeno condiciona a composição e zonação das biocenoses dos charcos, levando a uma sucessão de comunidades (Grillas *et al.*, 2004).

Os CTM distribuem-se pelas zonas de clima Mediterrânico (não só na bacia do Mar Mediterrânico, mas também na zona Central da Califórnia e do Chile, zona Sudoeste da Austrália e parte Sul da África do Sul), especialmente nos países da zona Sul da União Europeia, mais propriamente em áreas secas e semiáridas (Barbour *et al.*, 2005; Ruiz, 2008).

Em termos de flora, os CTM apresentam uma flora vascular que se caracteriza pela sua elevada heterogeneidade morfológica, taxonómica e ecológica que se verifica na existência de um contínuo de espécies vegetais, desde as espécies capazes de tolerar solos alagados, a espécies anfíbias que conseguem habitar quer em terra quer na água, até plantas aquáticas adaptadas a crescer em águas profundas (Barret *et al.*, 1993; Bagella e Caria, 2012).

Este habitat é caracterizado e identificado pela sua flora característica, identificando-se como 3170* pela presença predominante de terófitos (plantas anuais que sobrevivem à estação desfavorável na forma de semente) e geófitos (plantas que permanecem sob a forma de bolbos, rizomas ou tubérculos durante a estação desfavorável) pertencentes às alianças *Isoetion*, *Nanocyperion flavescens*, *Preslion cervinae*, *Agrostion salmanticae*, *Helechloion* e *Lythrion tribracteati* (EC, 2007), distinguindo-se assim de outros habitats de águas temporárias (nomeadamente, 3110, 3130 e 3120) (ALFA, 2005).

A vegetação efémera dos CTM é dominada principalmente por plantas anuais e herbáceas perenes que surgem durante os meses de inverno e de primavera (Pinto-Cruz *et al.*, 2009), sendo que grande parte da flora sobrevive aos períodos de seca sob a forma de banco de sementes (Zacharias *et al.*, 2007). As estratégias ou formas de vida dominantes na flora dos CTM consistem em espécies terófitas, como por exemplo *Cicendia filiformis* ou *Exaculum pusillum*, e espécies geófitas, como por exemplo *Pilularia minuta* ou *Pinguicula lusitanica* (Bagella e Caria, 2012). É também comum estarem presentes espécies higrófitas (plantas adaptadas ao meio húmido), helófitas (plantas com estruturas semelhantes às das geófitas, mas enterradas na lama) e espécies hemicriptófitas (plantas bienais ou perenes cuja parte aérea morre anualmente, e que têm as gemas situadas na superfície do solo) (Barbour *et al.*, 2003; Bagella e Caria, 2012).

A vegetação dos CTM encontra-se disposta em faixas concêntricas (cinturas) que correspondem ao gradiente dos fatores ambientais, nomeadamente a cintura central, cintura intermédia e cintura externa/marginal (Pinto-Cruz *et al.*, 2009). No caso dos CTM da Costa Sudoeste de Portugal estão identificadas plantas indicadoras deste habitat que ocorrem na cintura central/intermédia, nomeadamente *Eryngium corniculatum* (figura 1.3), *Isoetes velatum* e *Isoetes setaceum*, e plantas características que ocorrem na

cintura marginal, mais concretamente *Isoetes histrix*, *Juncus capitatus* (figura 1.4), *Lotus hispidus* e *Chaetopogon fasciculatus* (Pinto-Cruz *et al.*, 2009).



Figura 1.3 - *Eryngium corniculatum*.
Retirado de Flora-On, 2014.



Figura 1.4 - *Juncus capitatus*.
Retirado de Flora-On, 2014.

Para identificar o habitat Charcos Temporários Mediterrânicos 3170* através das comunidades florísticas deve-se ter em consideração que existem variações no elenco de espécies presentes quer a nível espacial (no charco e entre charcos) quer a nível temporal (intra-anual e inter-anual), devido a variações nos parâmetros climáticos, morfologia e topografia dos charcos e intervenções antropogénicas (Gómez-Rodríguez *et al.*, 2009; Canha e Pinto-Cruz, 2010). Como tal, a avaliação correta deste habitat deve realizar-se de preferência duas vezes num ano de forma a englobar a biodiversidade de ambas as fases (inundada e seca) (Gómez-Rodríguez *et al.*, 2009), especialmente nos períodos de máxima diversidade (primavera) (ALFA, 2005).

No que diz respeito à fauna, os CTM apresentam uma elevada diversidade de espécies tanto de vertebrados, onde se destacam os anfíbios, como de invertebrados, nomeadamente ao nível dos insetos como as libélulas, ou dos crustáceos como o género *Triops* (Nicolet *et al.*, 2007; Zacharias e Zamparas, 2010).

1.2 Importância dos Charcos Temporários Mediterrânicos

Os CTM consistem num habitat prioritário e têm elevada importância biológica, sendo considerados *hotspots* de flora e fauna (Grillas *et al.*, 2004; Céréghino *et al.*, 2008). Apresentam, assim, uma elevada biodiversidade ao longo das cinturas do charco e ao longo do ano (na fase inundada e na fase seca) (Grillas *et al.*, 2004; Céréghino *et al.*, 2008), existindo não só uma elevada diversidade α no charco como uma elevada

diversidade β entre as suas comunidades (Pinto-Cruz *et al.*, 2009). Quando comparados com corpos de água permanente, os charcos apresentam uma menor diversidade α que os rios, mas ostentam uma maior diversidade ao nível da paisagem ou regional (diversidade γ) (Davies *et al.*, 2008), o que torna fundamental a conservação de redes de CTM à escala da paisagem (Oertli *et al.*, 2002; Jeffries, 2005).

Apesar da sua menor dimensão quando comparados com outros corpos de água, os charcos (incluindo os CTM) em conjunto têm uma contribuição significativa para a biodiversidade aquática (Williams *et al.*, 2003; Davies *et al.*, 2008). E uma vez que estão amplamente distribuídos na paisagem, constituem uma parte importante dos recursos de água doce continental e contribuem, significativamente, para a conservação da biodiversidade de água doce (Oertli *et al.*, 2009).

A alternância de fase inundada para fase seca, e vice-versa, causando variabilidade ecológica, e o isolamento dos charcos em comparação com corpos de água permanente, originaram a adaptação e especialização da flora e fauna a estas condições (Grillas *et al.*, 2004; Zacharias *et al.*, 2007), potenciando uma elevada biodiversidade e um elevado número de espécies características deste ecossistema, bem como endemismos ou espécies raras (Zacharias *et al.*, 2007; EPCN, 2008; Zacharias e Zamparas, 2010). Desta forma, os CTM apresentam uma biodiversidade que se destaca tanto quantitativamente (elevada riqueza específica) como qualitativamente (espécies endémicas e raras) (Fraga i Arguimbau, 2008), consistindo também num habitat importante para as espécies consideradas mais “comuns” (Nicolet *et al.*, 2007).

Na área de estudo (Sítio Costa Sudoeste), em termos de flora, por exemplo, estão referenciados o endemismo lusitânico *Hyacinthoides vicentina* e o endemismo ibérico *Juncus emmanuelis*, e em termos de fauna, mais propriamente de grandes braquiópodes e de insetos aquáticos, podem referir-se os endemismos ibéricos *Triops cancriformis mauritanicus* Ghigi e *Hydroporus vespertinus* Fery e Hendrich, respetivamente (Canha e Pinto-Cruz, 2010).

De referir que tanto a fase inundada como a fase seca são importantes para a manutenção do ecossistema (Cancela da Fonseca *et al.*, 2008), uma vez que a existência da fase aquática impede o estabelecimento de espécies ditas terrestres (ex.: caméfitos e fanerófitos), especialmente no que diz respeito à flora, enquanto a existência da fase seca impede o estabelecimento de plantas aquáticas e a colonização por espécies de fauna predadoras (ex.: ictiofauna) (Grillas *et al.*, 2004).

Os CTM são considerados corpos de água isolados visto que não se encontram conectados a outros habitats aquáticos, especialmente corpos de água permanente (Grillas *et al.*, 2004). Esta característica pode ser uma desvantagem porque aumenta a probabilidade de extinção de populações locais e/ou o desaparecimento de CTM (Grillas *et al.*, 2004), mas acaba também por ser uma característica essencial deste habitat, pois

se este estivesse conectado a outros habitats aquáticos, especialmente se estes fossem permanentes, seria provável que acontecesse a colonização por espécies típicas de massas de água permanente e o conseqüente desaparecimento de espécies características dos CTM, por predação ou competição (Pérez-Bilbao *et al.*, 2015). Além disso, o isolamento favorece condições para especiação e, conseqüentemente, existem diversos endemismos adaptados às condições ecológicas dos CTM, o que fomenta uma maximização do pool genético (Zacharias e Zamparas, 2010).

Apesar do isolamento, os CTM também são importantes por servirem de conexão entre habitats aquáticos, sejam estes outros charcos temporários (CTM ou outro tipo de charco) ou corpos de água permanentes e como, normalmente, se encontram em locais isolados, podem servir de locais de provisão de água (Céréghino *et al.*, 2008; EPCN, 2008), constituindo uma parte importante da paisagem. Além de tudo isto, os CTM também prestam outros serviços dos ecossistemas como por exemplo a regulação hidrológica, a interceção de nutrientes e o sequestro de carbono (Céréghino *et al.*, 2008; 2014), possibilitando o equilíbrio no ecossistema e simultaneamente apresentando um papel económico na sociedade humana.

Este habitat é importante na regulação hidrológica, pois tem a capacidade de reter água de forma a que esta retorne à sua fonte de origem, reabastecendo aquíferos e reduzindo o volume de água no charco antes que este seja problemático (EPCN, 2008; Céréghino *et al.*, 2014), e como são habitats fáceis de recrear artificialmente podem ser estrategicamente localizados para esse fim de forma a minimizar o impacto das alterações climáticas (Céréghino *et al.*, 2014).

Os CTM, ao intercetarem nutrientes, também têm a capacidade de remover poluentes de águas superficiais, incluindo sedimentos, fósforo e azoto (Céréghino *et al.*, 2014), diminuindo a contaminação de corpos de água permanente com poluentes. Em termos de sequestro de carbono, os CTM, conjuntamente com os restantes charcos temporários, desempenham um papel importante, uma vez que devido à existência de um elevado número de charcos e à sua elevada produtividade podem, em conjunto, sequestrar mais carbono que os oceanos (EPCN, 2008).

Além da elevada biodiversidade e dos serviços dos ecossistemas que prestam, os CTM apresentam ainda valor intrínseco, estético, educacional e científico (EPCN, 2008; Canha e Pinto-Cruz, 2010). Por exemplo, a nível cultural e educacional, os sedimentos podem facultar informações sobre o modo de vida dos nossos antepassados, e o próprio charco fomenta a ligação entre os seres humanos e a vida selvagem (EPCN, 2008). Por fim, consistem num habitat propício a estudos de ecologia, biologia da evolução e biologia da conservação, nomeadamente estudos de impactes de condições ecológicas drásticas, estudo de metapopulações e de metacomunidades (Céréghino *et al.*, 2008). Podem ainda funcionar como sistemas sentinela na monitorização das alterações

globais, especialmente em sistemas aquáticos de maiores dimensões (Céréghino *et al.*, 2008).

Os CTM são considerados habitats prioritários para conservação pela Diretiva Habitats (Diretiva 92/43/CEE) quer no que diz respeito à conservação de habitats naturais (Anexo I) quer de espécies de flora e de fauna selvagem (Anexo II, IV e V), transposta a nível nacional no Anexo B-I do Decreto-Lei nº 49/2005 de 24 de fevereiro, e encontram-se também protegidos pela Convenção de Ramsar (Decreto nº 101/80 de 9 de outubro) e pela Diretiva Quadro da Água (Diretiva 2000/60/CEE).

1.3 Principais Pressões e Ameaças aos Charcos Temporários Mediterrânicos

Apesar da sua elevada importância ecológica e do seu valor em termos de conservação, os CTM encontram-se em rápido declínio especialmente devido a pressões antrópicas. A título de exemplo, no sudeste da Grécia cerca de 17% dos CTM encontram-se em algum estado de degradação (Dimitriou *et al.*, 2006), por outro lado em Portugal, um dos locais com elevada taxa de desaparecimento de CTM é a Costa Sudoeste Alentejana, onde se registou uma perda de cerca de 56% dos CTM em duas décadas, dos quais 89,3% foram destruídos devido a atividades agrícolas (ex.: cultivo, conversão em charcos permanentes e drenagem) (Ferreira e Beja, 2013).

A vulnerabilidade dos CTM perante as ações antrópicas deve-se às particularidades físicas e ecológicas deste habitat, nomeadamente a sua reduzida dimensão, superficialidade, alternância do regime hidrológico e isolamento (Zacharias e Zamparas, 2010; Rhazi *et al.*, 2011). Enquanto o seu declínio está relacionado com as mudanças socioeconómicas, nomeadamente a intensificação das práticas agrícolas e o crescimento da população, que se têm registado desde o século XX (Rhazi *et al.*, 2011).

De um modo geral, as ameaças aos CTM estão relacionadas com as alterações no funcionamento hidrológico, a poluição dos CTM, a ocorrência de espécies alóctones ou exóticas e os efeitos das alterações climáticas (Pérez-Bilbao *et al.*, 2015).

As alterações no funcionamento hidrológico prendem-se com atividades humanas, sobretudo o aumento da urbanização, a sobre-exploração de aquíferos, quer pela drenagem para novas terras quer pela dragagem para abastecimento do gado (Zacharias e Zamparas, 2010; Pérez-Bilbao *et al.*, 2015), mas também com as alterações climáticas. A utilização da água por parte dos humanos causa frequentemente alterações no funcionamento hidrológico dos CTM, e caso seja retirada água do charco, o período de inundação deste pode diminuir afetando o desenvolvimento de espécies dependentes da fase aquática, como por exemplo os anfíbios (Grillas *et al.*, 2004). Apesar de menos

frequente, a alteração do funcionamento hidrológico pode dever-se a recargas artificiais de água, o que pode prolongar a fase de inundação e, por vezes, tornar o charco temporário num corpo de água permanente (Zacharias e Zamparas, 2010).

Estas utilizações da água dos CTM normalmente estão relacionadas com a intensificação da agricultura e/ou com a criação de gado, porém a intensificação da agricultura pode afetar a hidrologia dos charcos de forma indireta através do aumento da erosão do solo que pode levar ao enchimento gradual das depressões dos charcos, diminuindo o período de inundação (Zacharias e Zamparas, 2010). É ainda de referir que o funcionamento e preservação dos CTM não só são compatíveis como beneficiados pelos usos extensivos do solo (Grillas *et al.*, 2004), e como tal as ameaças a este habitat por parte das atividades agrícolas ou de pecuária estão relacionadas com a sua crescente intensificação.

A poluição é basicamente proveniente dos fertilizantes e pesticidas utilizados na agricultura (Pérez-Bilbao *et al.*, 2015), bem como da matéria orgânica excessiva derivada do excesso de pastoreio (Ruiz, 2008), que acabam por escoar para a água dos CTM alterando a sua composição química (Pérez-Bilbao *et al.*, 2015), afetando a biodiversidade direta e indiretamente. Afeta quer a flora quer a fauna de forma direta, uma vez que há espécies que são sensíveis a estas alterações químicas e acabam ou por morrer ou por abandonar o charco (Pérez-Bilbao *et al.*, 2015), e de forma indireta, pois como os CTM são oligotróficos (águas e solos pobres em nutrientes), o aumento de nutrientes provenientes dos fertilizantes e/ou do pastoreio, e consequente eutrofização, pode alterar a comunidade de flora para uma vegetação mais mesotrófica ou eutrófica (Ruiz, 2008; Pérez-Bilbao *et al.*, 2015), o que consequentemente irá alterar a comunidade faunística.

O sobrepastoreio pode causar desfolhação excessiva da vegetação natural, destruição direta das plantas devido ao pisoteio, diminuição da capacidade de produção de sementes (se o pastoreio ocorrer durante a época de floração), eutrofização devido ao excesso de matéria orgânica, modificações na estrutura do solo e alterações na composição da flora e da fauna (Ruiz, 2008). Porém o pastoreio extensivo pode ser benéfico para as plantas características dos CTM, pois diminui a persistência de espécies perenes e lenhosas (Ruiz, 2008).

A ocorrência de espécies exóticas de flora e de fauna pode causar o desaparecimento de espécies autóctones, devido tanto ao aumento da competição como da predação (Pérez-Bilbao *et al.*, 2015), o que altera o funcionamento do ecossistema e a manutenção da sua biodiversidade característica. A colonização por espécies exóticas é favorecida pelas alterações no regime hidrológico, ou seja, por alterações na duração do período de seca e de inundação (Ruiz, 2008; Zacharias e Zamparas, 2010).

Por sua vez, o aparecimento de espécies de flora lenhosas pode levar à alteração do regime hidrológico, nomeadamente à diminuição da fase inundada devido ao aumento da evapotranspiração (Zacharias e Zamparas, 2010), sendo que o aparecimento deste tipo de vegetação pode estar relacionado com o aumento de nutrientes nos charcos, e como tal com a eutrofização (Grillas *et al.*, 2004; Rhazi *et al.*, 2004).

Relativamente ao aumento do turismo na região Mediterrânica, este pode aumentar a tensão aplicada neste habitat quer devido a atividades realizadas no terreno onde se encontram os charcos, quer ao aumento da construção de infraestruturas nesses terrenos ou próximo destes (Grillas *et al.*, 2004; Dimitriou *et al.*, 2006).

Os efeitos das alterações climáticas podem levar a irregularidades no regime hidrológico, visto que o funcionamento ecológico dos CTM depende da alternância das fases inundadas e secas (Pérez-Bilbao *et al.*, 2015). Da mesma forma que o aumento da temperatura e a diminuição na precipitação podem levar ao desaparecimento dos CTM, também os corpos de água permanente podem sofrer alterações e passarem a corpos de água temporários (Pérez-Bilbao *et al.*, 2015).

Como se pode verificar, as causas de degradação dos CTM encontram-se interligadas, sendo que na sua maioria derivam da atividade humana e como tal, num único charco, podem atuar várias causas de degradação. Na tabela 1.1 encontram-se sumariadas as principais causas de degradação dos CTM em geral.

Tabela 1.1 - Causas da Degradação dos Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM). Sumário das causas de degradação dos CTM, de forma geral e correspondentes causas específicas. Adaptado de Canha e Pinto-Cruz, 2010.

Causas da Degradação dos CTM	
Causas Gerais	Causas Específicas
Agricultura e Pecuária	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Mobilizações do Solo ✓ Irrigação das culturas ✓ Agricultura Intensiva e Sobrepastoreio ✓ Cessação da Atividade Agrícola e do Pastoreio ✓ Fertilização/Herbicidas/Pesticidas
Silvicultura	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Florestação com exóticas ✓ Construção de Caminhos Florestais
Turismo	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Edificações de apoio ao turismo ✓ Campismo ilegal ✓ Pisoteio por veículos - <i>Motocross</i>

Alterações na Hidrologia	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Drenagens de solos ✓ Afundamento ✓ Colmatação
Construção de Infraestruturas	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Construções agrícolas ✓ Construção de caminhos e estradas ✓ Extração de areia ou argila
Outras Ameaças	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Isolamento ✓ Espécies exóticas invasoras ✓ Mudanças climáticas ✓ Evolução das biocenoses

1.4 Importância de uma Ferramenta de Conservação

Os recursos financeiros e humanos são na sua generalidade limitados, o que torna essencial estabelecer prioridades de conservação (Mace *et al.*, 2006) de forma coerente e rigorosa, e para que tal ocorra é necessário conhecer o estado ecológico do objeto de estudo (Gibbons *et al.*, 2011; Game *et al.*, 2013). Assim, uma das primeiras etapas na conservação dum habitat ou ecossistema deve consistir na determinação e monitorização do estado ecológico ou estado de conservação desse mesmo ecossistema (Gibbons *et al.*, 2011; Maes, 2013).

Os CTM são importantes biológica e ecologicamente, consistindo *hotspots* de biodiversidade, e por isso são alvo de vários estudos/projetos (Rhazi *et al.*, 2011), porém ainda existe uma escassez de ferramentas práticas que apoiem a conservação deste habitat, nomeadamente uma ferramenta prática que permita estabelecer o estado de conservação dos CTM (Cancela da Fonseca *et al.*, 2008; Oertli *et al.*, 2009).

Esta ferramenta deve permitir estabelecer o estado de conservação de forma objetiva, simples e direta para que seja facilmente interpretada quer pelos investigadores quer por administradores, gestores e políticos (Oertli *et al.*, 2009; Le Saout *et al.*, 2013), possibilitando o futuro estabelecimento de prioridades de conservação. Uma vez que as condições bióticas e abióticas dum habitat não são estáticas no tempo (Levin *et al.*, 2013), este tipo de ferramenta não só deverá permitir o estabelecimento inicial do estado de conservação dos CTM, mas também a sua monitorização ao longo do tempo.

Assim, a existência de uma ferramenta para estabelecer o estado de conservação dos CTM deverá consistir numa forma de diagnose que relacione determinados parâmetros com o estado de conservação dos CTM, devendo ser de fácil utilização e

compreensão e de utilização prática no terreno, exigindo poucos recursos temporais e o conhecimento de um reduzido número de espécies, possibilitando o seu uso por pessoas não especializadas no habitat e/ou na área de estudo.

1.4.1 Indicadores Ambientais

Os indicadores ambientais constituem uma parte vital das avaliações de impacto ambiental e dos relatórios sobre o estado do ambiente, tendo uma influência significativa na gestão ambiental e na elaboração de políticas ambientais (Niemeijer e S. de Groot, 2008). O termo “indicador” é comumente utilizado na interface entre a ciência e a política, existindo diferentes tipos de indicadores, e de definições dos mesmos, consoante a área de utilização (Heink e Kowarik, 2010). Em ecologia e no planeamento ambiental, e segundo Heink e Kowarik (2010), um indicador consiste “num componente ou numa medida de fenómenos ambientes relevantes usados para descrever ou avaliar as condições ou alterações ambientais ou para definir metas ambientais. Sendo que fenómenos ambientais relevantes são as pressões, estados e respostas, tal como definidos pela OECD (2003)”.

Os indicadores ecológicos devem ser capazes de captar a complexidade do ecossistema e, simultaneamente, devem ser simples para que sejam fácil e rotineiramente monitorizados (Dale e Beyeler, 2001). Como tal, devem ser fáceis de medir, ser sensíveis às pressões sobre o sistema, responder ao *stress* de forma previsível e antecipada, apresentar uma resposta conhecida e pouco variável aos distúrbios naturais e antrópicos, ser integrativos e ser capazes de prever mudanças que possam ser evitadas por ações de gestão (Dale e Beyeler, 2001).

De notar que o uso de apenas um tipo de indicador pode levar a uma compreensão simplista do ecossistema, devendo-se utilizar vários indicadores, selecionados, se possível, a partir de vários níveis da hierarquia ecológica, de forma a monitorizar o máximo possível da complexidade do ecossistema (Dale e Beyeler, 2001). É preferível, assim, o uso de um índice (ex.: agregação de vários parâmetros abióticos ou aglomeração de várias espécies indicadoras) em vez de um indicador único (ex.: um parâmetro abiótico ou uma espécie indicadora), entendendo-se por índice “um conjunto de parâmetros ou indicadores agregados ou ponderados” (OECD, 2003).

Desta forma pode recorrer-se ao uso de vários indicadores abióticos e/ou bióticos dado que, na generalidade, os primeiros dão indicações sobre a qualidade ecológica, enquanto os segundos fornecem informação sobre os organismos, relações entre eles e com os fatores abióticos (Turnhout *et al.*, 2007), funcionando em complementaridade.

Os indicadores abióticos são potencialmente úteis para detetar e quantificar o nível de *stress* ou perturbação ambiental que afeta o ambiente em análise e compreendem as propriedades físicas, químicas, bioquímicas, área e fragmentação do habitat (Feld *et al.*, 2009). Uma vez que o solo é a base para a maioria dos usos da terra, o estado físico e químico deste reflete a capacidade de sustentar a biodiversidade e de manter ou melhorar o estado do ar e da água, logo as propriedades do solo são indicadores válidos sobre a gestão sustentável dos solos e o impacto das pressões antropogénicas (Herrick, 2000). O estado químico e físico da água também reflete a atividade antropogénica e como tal também pode ser usado como indicador do impacto dessas atividades (ex.: eutrofização, acidificação, salinidade), sendo particularmente útil para refletir esses impactos em ambientes de água doce (Strobl e Robillard, 2008).

Os indicadores bióticos são um requisito para avaliar o estado e a tendência da biodiversidade, e podem incluir a riqueza específica, a composição e estrutura da comunidade, a diversidade genética, entre outros (Feld *et al.*, 2009). Um tipo de indicadores bióticos amplamente utilizados em ecologia, mais propriamente na avaliação da qualidade do habitat, são as espécies indicadoras, uma vez que constituem uma ferramenta eficiente em termos de custos e de recursos temporais (Cousins e Lindborg, 2004; Urban *et al.*, 2012).

O conceito de espécies indicadoras, também denominadas espécies diagnóstico, implica que determinadas espécies estão significativamente relacionadas com uma dada comunidade ou com certas condições de um habitat (McCune e Grace, 2002). Estas espécies podem ser utilizadas para vários fins, nomeadamente para descrever relações entre espécies e categorias ambientais ou experimentais, descrever a estrutura hierárquica de comunidades, descrever tipos de comunidades, entre outros (McCune e Grace, 2002).

Diversos organismos podem ser utilizados enquanto espécies indicadoras, porém um dos componentes dos ecossistemas frequentemente utilizado é a flora. Isto deve-se ao facto de ser reconhecido que as características biológicas das plantas podem ser relacionadas com a sua resposta a fatores ambientais predominantes e com as interações com outros organismos (Lavorel *et al.*, 1997; Cousins e Lindborg, 2004). Além disso, como a maioria das plantas tem uma ampla distribuição e, contrariamente ao que ocorre com a fauna, não se locomove, registam-se presenças ou ausências verídicas aquando da amostragem, o que possibilita que a flora possa ser amostrada de forma relativamente simples, fidedigna e com recolha de múltiplas amostras num local, viabilizando o uso de procedimentos estatisticamente rigorosos como a análise de espécies indicadoras (AEI) (Dufrêne e Legendre, 1997; Bakker, 2008).

A AEI de Dufrêne e Legendre (1997) permite determinar de forma rigorosa e estatística as espécies indicadoras de um determinado habitat ou estado de conservação (Bakker, 2008), sendo a abordagem mais utilizada para estabelecer

espécies indicadoras (Podani e Csányi, 2010). Para estabelecer espécies indicadoras recorre-se à comparação dos valores de presença/ausência ou de abundância de determinadas espécies entre dois ou mais grupos distintos, devendo as espécies indicadoras estar associadas a vários locais dum mesmo grupo (Dufrêne e Legendre, 1997; Bakker, 2008).

Esta análise envolve o cálculo de um valor indicador (IndVal) que resulta do produto de duas componentes, nomeadamente a componente A ou especificidade, que consiste na abundância relativa de uma espécie num grupo em relação a todos os grupos, ou seja, o valor preditivo da espécie, e a componente B ou fidelidade, que consiste na frequência relativa da espécie dentro de um grupo, ou seja, a facilidade com que a espécie é encontrada nesse grupo (Dufrêne e Legendre, 1997; McCune e Grace, 2002; Bakker, 2008; Cáceres *et al.*, 2010). Uma espécie com ambas as componentes do IndVal elevadas tem, simultaneamente, um bom valor preditivo e é fácil de encontrar, e como tal deverá ser um bom bioindicador (Dufrêne e Legendre, 1997).

Apesar de ser um valor arbitrário, Dufrêne e Legendre (1997) sugerem que uma espécie deve ser considerada fortemente indicadora dum grupo se $\text{IndVal} > 0,25$, sendo que a significância estatística deste é avaliada através de permutações de Monte Carlo (Dufrêne e Legendre, 1997; Bakker, 2008).

Outra medida muito usada no estabelecimento de espécies indicadoras é a Análise de Fidelidade (AF) definida por Sokal e Rohlf (1995), que consiste numa medida de correlação e estabelece um valor de fidelidade denominado phi (Φ) (Cáceres e Legendre, 2009).

A AF é uma medida da associação entre a espécie e uma categoria e os seus valores variam de -1,00 a 1,00, em que o valor 1,00 indica a total fidelidade entre a espécie e a categoria, e os valores negativos indicam uma “fidelidade negativa”, ou seja, uma falta de associação (Chytrý *et al.*, 2002). Assim, as espécies são consideradas altamente fiéis ou altamente diagnósticas se $\Phi \geq 0,5$, moderadamente fiéis ou espécies diagnósticas se $0,25 \leq \Phi < 0,5$, pouco fiéis ou espécies não diagnósticas com associação positiva se $0,00 \leq \Phi < 0,25$ e infielis ou espécies não diagnósticas com associação negativa se $\Phi < 0,00$ (Chytrý, 2007).

O IndVal, obtido pela AEI, não tem em conta as ausências nos grupos complementares, concebendo que a espécie pode estar ausente na maioria dos habitats, logo ter mais ou menos ausências nos grupos complementares é irrelevante, e por isso estas não são tidas em conta (Cáceres e Legendre, 2009), enquanto o phi, obtido pela AF, tem em conta as presenças num dado grupo e as ausências nos outros grupos, o que contribui para fortalecer a força de associação a esse grupo e determinar “fidelidades negativas” para com os outros grupos (Cáceres e Legendre, 2009). Resumindo, o IndVal avalia o quanto o grupo alvo corresponde aos locais onde a espécie

é encontrada, enquanto o phi indica o grau de preferência de uma espécie para um dado grupo em comparação com os outros grupos (Cáceres e Legendre, 2009).

Tanto a AEI como a AF podem ser usadas com dados de presença/ausência ou de abundância e são independentes do número de amostragens, revelando-se úteis para comparar conjuntos de dados de diferentes dimensões, porém para conjuntos pequenos de dados, a AF pode levar a conclusões inválidas (Dufrêne e Legendre, 1997; Urban *et al.*, 2012; Chtrý *et al.*, 2002).

Em estudos cujo objetivo é estabelecer espécies indicadoras, é aconselhável o uso de mais do que um método para determinar essas mesmas espécies (Podani e Csányi, 2010), podendo-se assim conciliar o uso da AEI e da AF.

1.5 Área de Estudo – Sítio Costa Sudoeste

A área de estudo da presente tese localiza-se no litoral da Península Ibérica, no SIC Costa Sudoeste, mais especificamente no planalto Sudoeste de Portugal Continental (figura 1.5). A Costa Sudoeste Alentejana (SIC Costa Sudoeste) engloba três unidades geomorfológicas (Relevos Interiores, Planície Litoral Ocidental e Orla Algarvia) (Hidroprojecto, 2008), sendo que a maioria dos CTM em estudo se localizam na unidade geomorfológica denominada Planície Litoral Ocidental.

A Planície Litoral Ocidental corresponde a uma faixa de largura variável entre 5 a 15km e de cerca de 100km de comprimento na orientação Norte-Sul, com uma linha de costa caracterizada por falésias com um máximo de 150m de altitude acima do nível médio do mar e declives, maioritariamente suaves (entre 0,5% e 1,5%), na direção Oés-Noroeste (Hidroprojecto, 2008). A linha de costa é caracterizada, na sua generalidade, por arribas elevadas intercaladas com barrancos profundos, pequenas praias, ribeiras e linhas de água temporárias, estuários e sapais (Hidroprojecto, 2008).

Esta unidade geomorfológica é uma plataforma de abrasão marinha, cuja elevação se deve a movimentos tectónicos desiguais que causam uma maior elevação na zona Sul (Pereira, 2000). Na generalidade, esta plataforma é o resultado de um arrasamento de xistos e grauvaques, com bancadas quartzíticas ou de rochas sedimentares, carbonatadas ou detríticas (Pereira, 2000).

No que diz respeito às formações geológicas, a área de estudo é dominada pelas formações de Brejeira (Namuriano médio Vestefaliano inferior) do Grupo de Flysch do Baixo Alentejo (Carbónico) e pelas areias, calhaus rolados, cascalheiras ou pelas cascalheiras, areias e argilas do Plio-Plistocénico (Hidroprojecto, 2008).

Em termos de pedologia, é de referir que na área de estudo predominam os solos oligotróficos, com textura ligeira e de horizonte superficial arenoso, que se formaram a partir de areias e arenitos do Pliocénico (Hidroprojecto, 2008). Em relação à hidrologia, as águas dos CTM são moles a ligeiramente duras, apresentam um pH perto da neutralidade ou ligeiramente ácido e, em alguns casos, podem ter elevados níveis de fosfatos e nitratos (Beja e Alcazar, 2003).

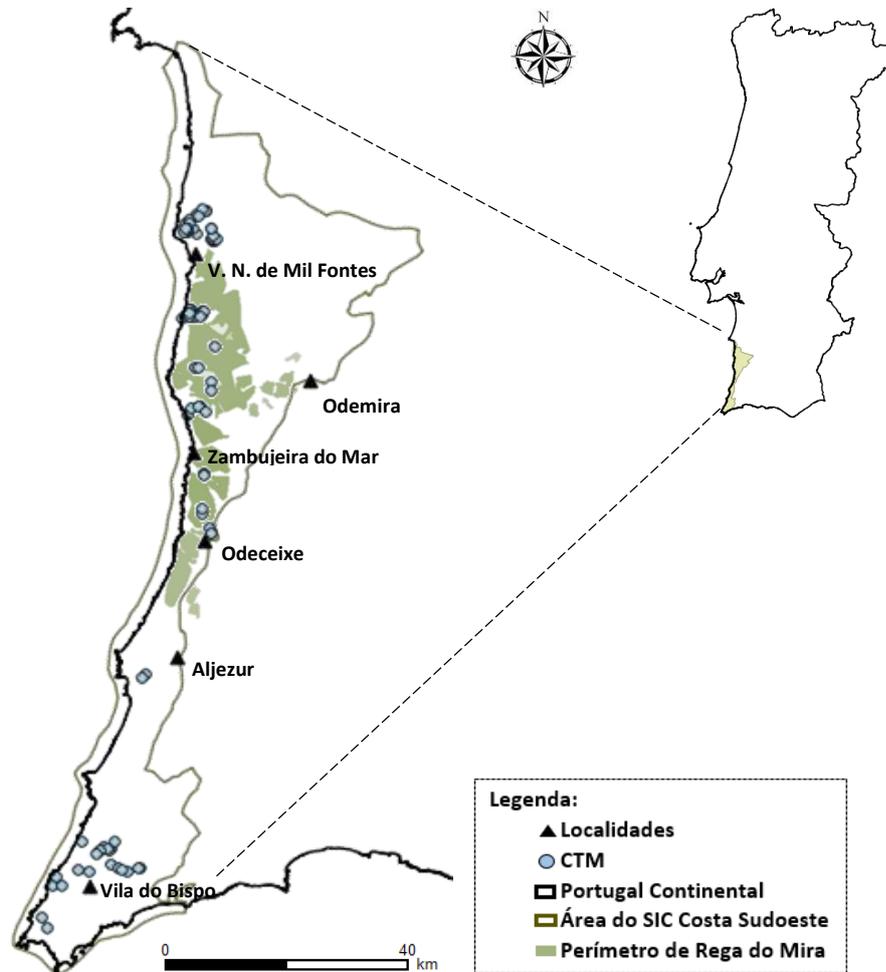


Figura 1.5– Área de Estudo. Localização dos 87 Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM) em análise ao longo da área de estudo (SIC ou Sítio Costa Sudoeste).

Do ponto de vista biogeográfico e de acordo com Rivas-Martínez (2007), a totalidade da área de estudo insere-se na Região Mediterrânica Ocidental, Província Lusitano-Andalusa Litoral, Subprovíncia Gaditano-Algarviense, Sector Algarviense e Superdistrito Costeiro Vicentino.

Relativamente ao clima, a zona em estudo apresenta um clima Mediterrânico com influência oceânica, sendo este caracterizado por temperaturas de inverno amenas, um período de seca estival demarcado e pouca ocorrência de geadas. Verifica-se que o

período de chuvas ocorre principalmente entre outubro e março, com uma maior precipitação na zona Norte (571,8mm) do que na zona Sul (509,1 mm) (IPMA, 2015). As temperaturas médias são de 11,41°C e 22,91°C no inverno e no verão, respetivamente (IPMA, 2015).

Segundo as Normais Climatológicas 1971-2000 (IPMA, 2015), a área de estudo enquadra-se no bioclíma “Mediterrânico Pluvi-estacional Oceânico” e no termotipo “Termomediterrânico Superior”, enquanto em termos de ombrotipo a zona Norte da área de estudo (concelho de Odemira, distrito de Beja) enquadra-se no ombrotipo “Seco Superior” e a zona Sul (concelhos de Aljezur e Vila do Bispo, distrito de Faro) enquadra-se no ombrotipo “Seco Inferior”. De forma geral, a área de estudo pode ser classificada com um clima “Mediterrânico Pluvi-estacional Oceânico” e com o piso bioclimático “Termomediterrânico Seco”.

Ao nível administrativo, a área de estudo é abrangida por parte dos distritos de Beja (concelho de Odemira) e Faro (concelho de Aljezur e concelho de Vila do Bispo), inserindo-se no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV). A área de estudo integra a Rede Natura 2000, sendo simultaneamente um SIC (Sítio de Importância Comunitária da Costa Sudoeste – PTCO0012) e um ZPE (Zona de Proteção Especial para a avifauna da Costa Sudoeste), constitui uma IBA (*Important Bird Area*) e um Sítio de Especial Interesse para a Conservação da Natureza (Canha e Pinto-Cruz, 2010).

Em termos históricos, até ao século XIX a região apresentava uma reduzida densidade populacional uma vez que a existência de solos pobres e mal drenados, sujeitos à salsugem proveniente dos ventos marítimos, e a inexistência de bons portos conjugada com as ações de pirataria, dificultavam a fixação da população (Canha e Pinto-Cruz, 2010). No século XIX surgiu a cultura do arroz, sendo que a partir do século XX e até à década de 70 predominavam as culturas de sequeiro (milho, abóbora, centeio e cevada) intercaladas com pousio e pastoreio (ovino, bovino e suíno) (Canha e Pinto-Cruz, 2010).

A partir da década de 70 entrou em funcionamento o Aproveitamento Hidroagrícola do Perímetro de Rega do Mira (AHPRM) que se situa a Sul do rio Mira e se estende pela charneca de Odemira até ao planalto do Rogil (Hidroprojecto, 2008). Este empreendimento levou à substituição das culturas de sequeiro por culturas de regadio, substituindo-se também as culturas agrícolas tradicionais de carácter familiar pelas explorações intensivas (Hidroprojecto, 2008; Canha e Pinto-Cruz, 2010). Estas explorações intensivas são de grande dimensão e estão direcionadas para uma agricultura de precisão, mecanizada e com elevados níveis de produção, contrariamente ao que se verificava com as culturas de carácter familiar (Canha e Pinto-Cruz, 2010).

Assim, a área de estudo apresenta uma divisão no uso do solo devido à existência do AHPRM, que abastece a nível hídrico as zonas agrícolas na parte Norte da área de estudo (concelho de Odemira), mas não o faz na zona Sul (concelhos de Aljustrel e Vila do Bispo). Esta divisão no uso do solo leva a um contraste nas causas de degradação dos CTM da área de estudo, que na zona Norte se prendem essencialmente com a agricultura intensiva e o sobrepastoreio e na zona Sul consistem na cessação da atividade agrícola e do pastoreio (Canha e Pinto-Cruz, 2010).

Apesar de tudo, a presente área de estudo, mais propriamente o PNSACV, é reconhecida como uma área ainda preservada, apresentando locais com interesse geomorfológico, arqueológico, florístico e faunístico (Pereira, 2000). Apresenta, assim, uma grande diversidade de habitats e uma elevada riqueza quer de flora quer de fauna, possuindo um património florístico de grande importância científica a nível mundial (Canha e Pinto-Cruz, 2010).

De referir que a área de estudo abriga um grande número de zonas húmidas sazonais, como consequência das suas características climáticas, edáficas e topográficas, onde se incluem os CTM (Pinto-Cruz *et al.*, 2009). Sendo de destacar que o funcionamento e preservação dos CTM não só são compatíveis como beneficiados pelos usos extensivos do solo (Grillas *et al.*, 2004).

1.6 Objetivos

O objetivo geral desta tese consiste em determinar parâmetros para avaliar o estado de conservação dos CTM, mais propriamente os do Sítio ou SIC Costa Sudoeste, especialmente através da componente da flora.

De forma mais particular pretende-se:

1. Identificar plantas bioindicadoras do estado de conservação dos CTM;
2. Identificar parâmetros abióticos relacionados com o estado de conservação dos CTM;
3. Elaborar uma ferramenta para a identificação do estado de conservação dos CTM.

2 Estados de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos: Uma Ferramenta Prática

2.1 Resumo

Os Charcos Temporários Mediterrânicos 3170* sustentam uma distinta biodiversidade e integram a paisagem da região Mediterrânica, inclusive no Sítio Costa Sudoeste (Portugal), existindo a necessidade duma ferramenta que permita estabelecer objetivamente o seu estado de conservação. O objetivo principal do estudo consiste em determinar parâmetros de flora e abióticos que se relacionem com os estados de conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos, e a partir destes elaborar uma ferramenta de conservação.

A amostragem de vegetação consistiu no registo de presenças e de abundâncias e estabeleceram-se espécies indicadoras por duas análises (Análise de Espécies Indicadoras e Análise de Fidelidade). Identificaram-se 248 espécies, sendo que charcos bem conservados apresentaram uma riqueza específica mais elevada, bem como mais espécies características de zonas húmidas, características de Charcos Temporários Mediterrânicos e com interesse de conservação. Mediram-se parâmetros do solo (textura, carbono orgânico, matéria orgânica, azoto total, pH e condutividade) e da água (pH e condutividade), porém apenas a condutividade da água revelou relação com o estado de conservação dos charcos, sendo mais elevada nos degradados.

A ferramenta de conservação proposta baseia-se num sistema de presença/ausência e em 14 plantas indicadoras de Charcos Temporários Mediterrânicos bem conservados (*Agrostis castellana*, *Carum verticillatum*, *Chaetopogon fasciculatus*, *Cuscuta planiflora*, *Eryngium corniculatum*, *Exaculum pusillum*, *Hyacinthoides vicentina*, *Illecebrum verticillatum*, *Isoetes* sp., *Littorella uniflora*, *Myosotis* sp., *Polypogon maritimus*, *Ranunculus peltatus* e *Solenopsis laurentia*), considerando-se um charco bem conservado se tiver pelo menos cinco destas plantas. A ferramenta é expedita e permite o uso rotineiro na determinação do estado de conservação deste habitat, sua monitorização e auxílio no estabelecimento de prioridades de conservação.

Palavras-Chave: Água; Espécies Indicadoras; Flora; Solo

2.2 Introdução

As zonas húmidas consistem numa diversidade de ecossistemas com elevada relevância ecológica, quer devido à sua elevada biodiversidade, quer pelos serviços dos ecossistemas que prestam, como por exemplo, a regulação do ciclo da água e o sequestro de carbono (Keddy *et al.*, 2009). Os charcos temporários são considerados zonas húmidas e definem-se, na generalidade, como áreas pequenas (<10ha) pouco profundas e que apresentam uma alternância entre as fases secas e inundadas (Ramsar, 2013). Dentro destes, os Charcos Temporários Mediterrânicos (3170*) ou CTM são um tipo de charco particularmente relevante e considerado pelo EPCN (2008) um dos habitats de água doce mais notável, com maior biodiversidade e mais ameaçado da Europa.

Este habitat pode ser definido como uma depressão pouco profunda localizada num substrato impermeável, de reduzida dimensão e endorreica (sem contacto com outros corpos de água), que ocorre em clima Mediterrânico, apresenta uma fase inundada (inverno e início da primavera) e uma fase seca (parte da primavera, verão e outono) e que possui uma flora e fauna característica (Grillas *et al.*, 2004).

Os CTM apresentam uma elevada biodiversidade, quer no charco (diversidade α) quer entre as suas comunidades (diversidade β) (Pinto-Cruz *et al.*, 2009), ostentando uma flora e fauna característica, com vários endemismos e espécies ameaçadas (Grillas *et al.*, 2004; Zacharias e Zamparas, 2010). Devido à alternância do hidroperíodo e ao isolamento dos CTM, a sua flora e fauna encontra-se adaptada e especializada ao funcionamento deste habitat (Rhazi *et al.*, 2004).

No que diz respeito à vegetação dos CTM, esta costuma ser dominada por plantas anuais e herbáceas perenes que ocorrem durante os meses de inverno e de primavera (Pinto-Cruz *et al.*, 2009), e como tal as formas de vida dominantes são terófitos e geófitos, sendo também comuns os higrófitos, helófitos e hemicriptófitos (Barbour *et al.*, 2003; Bagella e Caria, 2012). No que diz respeito à fauna, os CTM apresentam uma elevada diversidade de espécies tanto de vertebrados, onde se destacam os anfíbios, como de invertebrados destacando-se as libélulas no caso dos insetos, ou o género *Triops* no caso dos crustáceos (Nicolet *et al.*, 2007; Zacharias e Zamparas, 2010).

Os CTM consistem num habitat particularmente vulnerável à atividade antropogénica devido às suas particularidades físicas e ecológicas, como a sua reduzida dimensão, superficialidade, alternância do regime hidrológico e isolamento (Zacharias e Zamparas, 2010; Rhazi *et al.*, 2011), encontrando-se assim em rápido declínio, juntamente com outras zonas húmidas temporárias da região Mediterrânica (Van den Broeck *et al.*, 2015). Este declínio está relacionado com as mudanças socioeconómicas, nomeadamente a intensificação das práticas agrícolas e o crescimento da população,

que se têm registado desde o século XX (Rhazi *et al.*, 2011). As ameaças aos CTM estão relacionadas com as alterações no funcionamento hidrológico, a poluição dos CTM, a ocorrência de espécies exóticas e os efeitos das alterações climáticas (Pérez-Bilbao *et al.*, 2015) e devem-se, maioritariamente, à intensificação da agricultura e do pastoreio, à perda do uso tradicional do solo (ex.: abandono das terras), e ao aumento da urbanização e da pressão turística (Grillas *et al.*, 2004; Ruiz, 2008; Zacharias e Zamparas, 2010).

Devido à sua importância ecológica e ao seu acentuado declínio, os CTM são considerados habitats prioritários pela União Europeia, estando protegidos pela Diretiva Habitats (Diretiva 92/43/CEE) enquanto habitat (Anexo I) e em termos de espécies de flora e de fauna selvagem (Anexo II, IV e V), transposta para a legislação portuguesa no Anexo B-I do Decreto-Lei nº49/2005 de 24 de fevereiro, pela Convenção de Ramsar (Decreto nº 101/80 de 9 de outubro) e pela Diretiva Quadro da Água (Diretiva 2000/60/CEE).

Uma etapa inicial importante na conservação de qualquer habitat, incluindo os CTM, é a determinação do seu estado ecológico ou de conservação (Gibbons *et al.*, 2011; Maes, 2013). Apesar de existirem propostas recentes para a avaliação e monitorização de zonas húmidas (ex.: DeKeyser *et al.*, 2003; Mack, 2007), poucas podem ser aplicadas aos CTM (Van den Broeck *et al.*, 2015), existindo assim a necessidade de ferramentas práticas que facilitem a sua conservação (Cancela da Fonseca *et al.*, 2008; Oertli *et al.*, 2009; Van den Broeck *et al.*, 2015), nomeadamente uma ferramenta que permita estabelecer o estado de conservação de forma acessível, objetiva e simples, podendo ser facilmente interpretada pelos intervenientes na gestão deste habitat (Oertli *et al.*, 2009; Le Saout *et al.*, 2013), possibilitando o estabelecimento de prioridades de conservação e a monitorização rotineira por pessoas não especializadas no habitat e/ou área de estudo.

Uma forma de estabelecer o estado de conservação de um habitat é através das suas comunidades bióticas, particularmente através da flora ou índices de flora como já se tem verificado em diversos estudos (ex.: Aláez *et al.*, 1999; DeKeyser *et al.*, 2003; Panitsa *et al.*, 2011), podendo para tal recorrer-se à seleção de espécies indicadoras. No caso dos charcos temporários, incluindo os CTM, índices baseados em macrófitas são extremamente relevantes, pois este habitat abriga espécies características muito especializadas (Bouahim *et al.*, 2014).

Por outro lado, o recurso a indicadores abióticos, como parâmetros físicos e químicos de solo e água, pode ser usado para quantificar o nível de *stress* causado por perturbações antrópicas que afetam os ecossistemas de zonas húmidas (Feld *et al.*, 2009; Van den Broeck *et al.*, 2015) e como tal, estes podem ter potencial para serem usados na avaliação do estado de conservação dos CTM.

Assim, este artigo tem como objetivo geral determinar parâmetros para avaliar o estado de conservação dos CTM do Sítio Costa Sudoeste, especialmente através da componente da flora. Em particular pretende-se: a) identificar plantas bioindicadoras dos vários estados de conservação dos CTM; b) determinar parâmetros abióticos relacionados com o estado de conservação dos CTM e c) elaborar uma ferramenta para a identificação do estado de conservação dos CTM.

2.3 Metodologia

2.3.1 Área de Estudo

A área de estudo (figura 2.1) localiza-se no planalto Sudoeste de Portugal Continental, mais especificamente na unidade geomorfológica da Planície Litoral Ocidental, estendendo-se na direção Norte-Sul por cerca de 100km, com uma largura variável entre 5 e 15km, situando-se no máximo a 150m do nível da água do mar (Hidroprojecto, 2008) e apresenta uma densa rede (0,28 charcos/km²) de charcos temporários naturais, incluindo CTM (Beja e Alcazar, 2003; Pinto-Cruz *et al.*, 2009).

Predominam os solos oligotróficos, com textura ligeira e de horizonte superficial arenoso, que se formaram a partir de areias e arenitos do Pliocénico (Hidroprojecto, 2008). As águas dos CTM são consideradas moles a ligeiramente duras, com um pH perto da neutralidade ou ligeiramente ácido e, em alguns casos, com elevados níveis de fosfatos e nitratos (Beja e Alcazar, 2003).

Segundo as Normais Climatológicas 1971-2000 (IPMA, 2015), o território em estudo apresenta um clima Mediterrânico com influência oceânica, podendo-se classificar o clima como “Mediterrânico Pluvi-estacional Oceânico” e o piso bioclimático como “Termomediterrânico Seco”. O período de chuvas ocorre maioritariamente entre outubro e março, com uma maior precipitação na zona Norte (571,8mm) do que na zona Sul (509,1 mm) da área de estudo (IPMA, 2015). As temperaturas médias são de 11,41°C e 22,91°C no inverno e no verão, respetivamente (IPMA, 2015).

A área de estudo, em termos administrativos, situa-se no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) e no Sítio de Interesse Comunitário (SIC) Costa Sudoeste (PTCON0012), integrando assim a Rede Natura 2000 (Canha e Pinto-Cruz, 2010). É abrangida por parte dos distritos de Beja (concelho de Odemira) e de Faro (concelho de Aljezur e concelho de Vila do Bispo), sendo que no concelho de Odemira cerca de 12 000ha estão abrangidos pelo Aproveitamento Hidroagrícola do Perímetro de Rega do Mira (AHPRM) (Hidroprojecto, 2008).

Ocorre assim uma divisão no uso do solo devido à existência do AHPRM, que abastece a nível hídrico as zonas agrícolas na parte Norte da área de estudo (concelho

de Odemira), mas não o faz na zona Sul (concelhos de Aljustrel e Vila do Bispo), o que origina um contraste nas causas de degradação dos CTM, que na zona Norte se prendem essencialmente com a agricultura intensiva e o sobrepastoreio e na zona Sul consistem na cessação da atividade agrícola e do pastoreio (Canha e Pinto-Cruz, 2010).

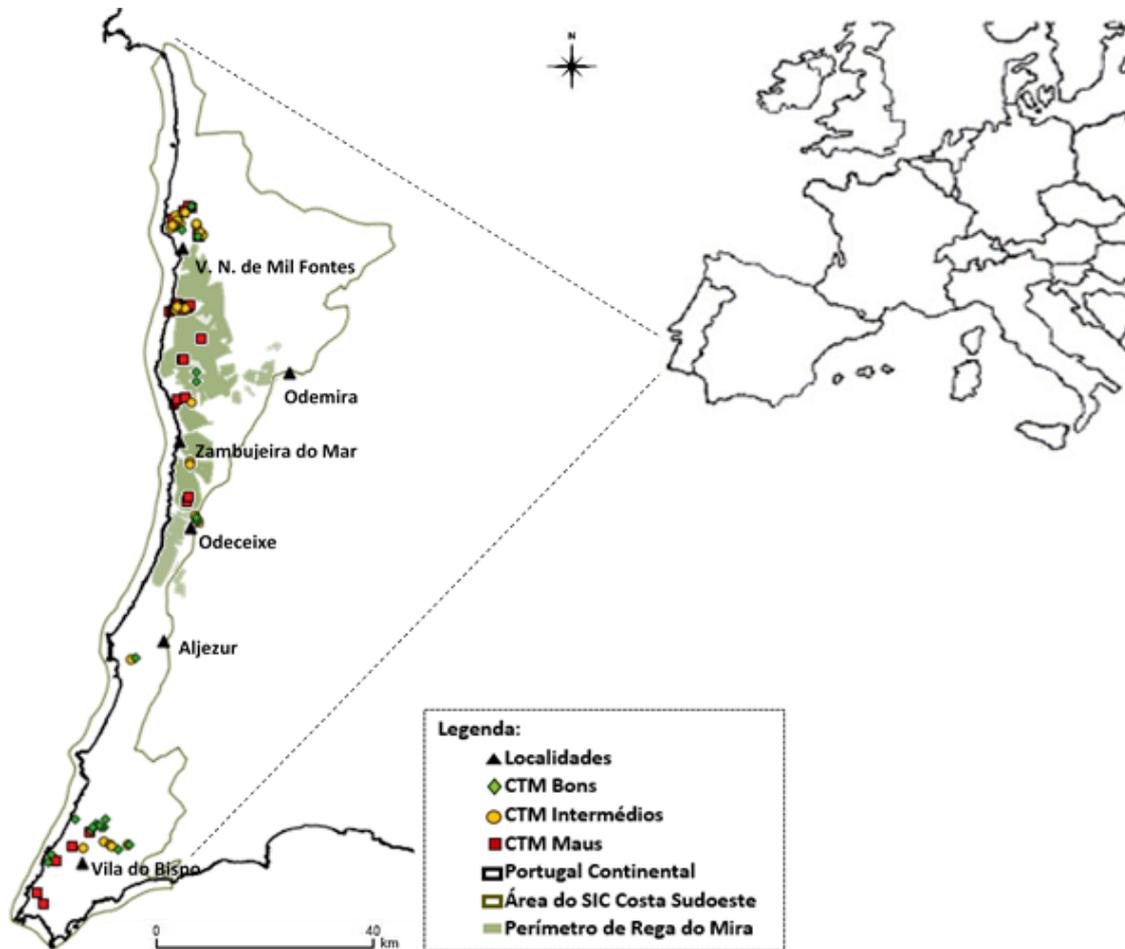


Figura 2.1 – Localização da área de estudo – SIC ou Sítio Costa Sudoeste. Localização dos 87 Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM), classificados em Bons (22 CTM), Intermédios (27 CTM) e Maus (38 CTM).

2.3.2 Metodologia de Campo

2.3.2.1 Flora

Foram realizados dois tipos de amostragens florísticas, nomeadamente um levantamento quantitativo e um levantamento qualitativo, ou seja, elaboração de inventários de abundâncias e o registo de presenças, respetivamente.

Os inventários de abundâncias foram realizados em 38 CTM em duas épocas do ano (fim de inverno – fevereiro/março e primavera – abril a junho) e em dois anos (2014 e 2015) de forma a atender à dinâmica temporal dos CTM. Garantiu-se assim a representatividade dos dados e contemplando-se a diversidade temporal e espacial dos CTM ao longo do ano e entre anos como referido por Gómez-Rodríguez (2009).

As comunidades florísticas de inverno e de primavera foram amostradas, adaptando-se o esquema de amostragem de Braun-Blanquet (1964) para permitir o uso de procedimentos multivariados (Podani, 2006). Como tal, os inventários de abundâncias compreenderam o registo da percentagem de cobertura de cada espécie vegetal registada num quadrante de 4m² visualmente homogéneo e consistiram num levantamento florístico sistematizado aleatório em que, em cada charco, todas as manchas fisionomicamente homogéneas foram amostradas, ou seja, amostraram-se todas as cinturas presentes no charco (central, intermédia e/ou externa) englobando assim a dinâmica espacial dos CTM. Quando alguma das cinturas não era homogénea em termos de comunidade de vegetação, realizou-se mais do que um levantamento florístico por cintura.

O registo de presenças ocorreu em 87 CTM. Esta amostragem foi realizada na primavera e em dois anos (2014 e 2015) e consistiu no registo do elenco florístico do charco ao longo das cinturas presentes no mesmo.

A nomenclatura da flora seguiu a Flora Ibérica (Castroviejo *et al.*, 1986–2012) e a Nova Flora de Portugal (Franco, 1984; Franco e Rocha Afonso, 1994–2003).

2.3.2.2 Parâmetros Abióticos

A amostragem dos parâmetros abióticos refere-se à amostragem e análise de vários elementos físicos e químicos do solo e da água. A amostragem de solo ocorreu nos charcos alvo dos inventários de abundâncias à exceção de dois charcos, onde foi impossível recolher amostras pois ainda se encontravam com água na época de amostragem. Para incrementar o número de amostras amostraram-se mais 16 charcos dando um total de 52 CTM durante as amostragens de 2014. Em cada charco foram

recolhidas 10 amostras com uma sonda manual que foram misturadas para formar uma amostra compósita. Estas foram secas ao ar e peneiradas em crivos de 2mm e, em seguida, foram sujeitas a análises químicas e físicas, nomeadamente análise de textura (englobada em três categorias: areia, limo e argila), carbono orgânico, matéria orgânica, azoto total, pH e condutividade.

A análise da textura do solo foi determinada para cada amostra compósita de solo usando o método da sedimentação (Sedigraph 5100, Micrometrics Instrument Corporation) com posterior quantificação das percentagens relativas de areia, limo e argila. O carbono orgânico foi obtido por via seca no SC-144DR (LECO Instruments) e o teor de azoto total foi analisado de acordo com a norma ISO14891:2002 (ISO/IDF, 2002). Por sua vez, a matéria orgânica foi obtida indiretamente por correlação com os resultados do carbono orgânico. O pH foi medido numa suspensão de solo-água de 1:2,5 num eletrodo de vidro CRISON (Microph 2002) e a condutividade numa suspensão 1:5 num microprocessador de condutividade LF 330 WTW e numa célula de condutividade standart Tetracon 325.

A amostragem de água foi realizada nos charcos alvo dos inventários de abundâncias à exceção dos charcos que estavam secos durante a amostragem, o que diminuiu o número de CTM intermédios, tendo estes sido excluídos da análise. Registou-se o pH e a condutividade da água *in situ* com o auxílio de um medidor portátil, durante os inventários de abundâncias de inverno de 2015 num reduzido espaço de tempo (março de 2015), como sugerido por Van den Broeck *et al.* (2015), em 25 CTM.

2.3.2.3 Classificação Prévia dos CTM

De forma a determinar bioindicadores para os vários estados de conservação, é comum classificar *a priori* os grupos em análise, sendo que tal deve ser feito de forma objetiva e independente das espécies que se pretende usar como bioindicadoras (Cáceres e Legendre, 2009). A classificação prévia do estado de conservação dos CTM em análise foi realizada usando critérios bem definidos, que foram selecionados com base numa revisão da literatura (Grillas *et al.*, 2004; Sala *et al.*, 2004; Dimitriou *et al.*, 2006; Fennessy *et al.*, 2007; Maes, 2013). Estes foram adaptados por especialistas no habitat e na área de estudo (Pinto-Cruz *et al.*, 2009; Pinto-Cruz *et al.*, 2011a).

Esta classificação assenta em quatro parâmetros, nomeadamente, a) a topografia do charco; b) a estrutura da vegetação; c) o impacto humano e d) a tendência da dimensão do charco.

A topografia do charco diz respeito ao declive e formato da área de inundação do charco, e funciona como um substituto da análise do hidroperíodo, pois está relacionada

com a adequada dinâmica hidrológica dos charcos em termos de permanência de água, área de inundação e profundidade da coluna de água (Camacho *et al.*, 2009; Zacharias e Zamparas, 2010). Assim, avaliou-se se a topografia existente permitia um período de inundação adequado às comunidades de flora e fauna típicas deste habitat.

A estrutura da vegetação reflete o gradiente ecológico típico dos CTM entre o centro do charco e a sua orla, e foi avaliada pelo número de cinturas características dos CTM que se encontravam presentes. Na generalidade dos casos, um charco bem conservado apresenta 3 cinturas de vegetação distintas (cintura central, intermédia e externa) devido ao gradiente dos fatores ambientais (Rhazi *et al.*, 2006; Pinto-Cruz *et al.*, 2009).

A avaliação do impacto humano teve em conta o tipo e intensidade da atividade antropogénica presente no charco e terreno envolvente. Este parâmetro está relacionado com a incidência de ações humanas na área do charco e respetiva orla, como por exemplo a existência de agricultura ou pastoreio, e sua intensidade, bem como a presença de espécies exóticas.

A tendência da dimensão do charco foi avaliada tendo em consideração a evolução da área do charco e consequentemente a história recente do mesmo, ou seja, se a área tem diminuído, estabilizado ou aumentado de dimensão.

Cada um destes parâmetros foi classificado de forma qualitativa e em três categorias, discriminadas na tabela 2.1.

Tabela 2.1 – Critérios de Categorização para cada Parâmetro. Categorias e critérios utilizados na classificação de cada parâmetro na classificação prévia dos Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM) em análise.

Categorias Parâmetros	+	0	-
Topografia do Charco	Depressão típica de charco (declive suave, profundidade adequada, sem valas)	Depressão muito suave e poucas valas de pequena dimensão	Quase sem depressão. Ou com valas profundas. Ou com depressões profundas. Declives acentuados
Estrutura da Vegetação dos CTM	3 Cinturas de Vegetação	2 Cinturas de Vegetação	1 Cintura de Vegetação
Impacto Humano	Reduzido (ex.: agricultura tradicional, sem lavoura)	Moderado (ex.: abandonado ou lavoura)	Elevado a Muito Elevado (ex.: agricultura)

		superficial das margens)	intensiva, lavoura profunda do charco)
Tendência da Dimensão do Charco	Estável	A decrescer	A decrescer severamente

Consoante as combinações de classificação estabelecidas na tabela 2.2, os CTM foram classificados nas categorias de “Bom”, “Intermédio” ou “Mau”, que correspondem às categorias “Favorável”, “Desfavorável – Desadequado” ou “Desfavorável – Mau” designadas por Evans e Arvela (2011).

Tabela 2.2 – Caracterização dos estados de conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM). Caracterização dos estados de conservação (Bom, Intermédio e Mau) dos CTM consoante a classificação de cada um dos parâmetros nas categorias “+”, “0” ou “-”.

Estado de Conservação	Classificação dos Parâmetros
Bom	Dois ou mais “+” e nenhum “-”
Intermédio	Outra combinação
Mau	Estrutura de vegetação com uma única cintura (“-“) ou mais do que um “-“

2.3.3 Análise de Dados

2.3.3.1 Flora

As presenças consideradas correspondem à junção das presenças dos dois anos amostrados (2014 e 2015) de forma a ter em conta a diversidade florística dos CTM entre anos.

Para cada charco calculou-se a riqueza específica (S), o número de espécies exóticas, espécies características de zonas húmidas, espécies características de CTM e espécies com interesse para a conservação. No último caso, as espécies consideradas foram as plantas endémicas, plantas características de zonas húmidas com estatuto de conservação no IUCN (2015), plantas nos anexos da Diretiva Habitats (Decreto-Lei nº49/2005 de 24 de fevereiro) ou da Convenção de Berna (Decreto-Lei nº316/89 de 22 de setembro), e/ou com área restrita de distribuição. Também foram calculadas as percentagens de riqueza de cada uma das estratégias de vida (hidrófitos, helófitos, terófitos, geófitos, hemicriptófitos, proto-hemicriptófitos, caméfitos e fanerófitos, sendo que os dois últimos foram considerados em conjunto).

Foram realizadas análises de comparação de médias para comprovar que parâmetros poderiam estar relacionados com o estado de conservação dos CTM. Nos casos em que os dados cumpriram as condições de normalidade (teste de normalidade de Shapiro-Wilk) e de homogeneidade (teste de homogeneidade de variâncias de Bartlett) realizaram-se ANOVAs (análise de variância) para detetar se existiam diferenças significativas. Realizaram-se testes de comparação múltipla de médias de Tukey (TukeyHSD) para detetar entre que grupos existiam diferenças. Caso as condições para realizar testes paramétricos não fossem cumpridas, realizou-se a transformação logarítmica dos dados, e caso os mesmos continuassem a não cumprir os requisitos de normalidade e homogeneidade, realizaram-se testes de Kruskal-Wallis. Estas análises realizaram-se com o *software* R.

Realizaram-se análises de espécies indicadoras (AEI) e análises de fidelidade (AF) com os dados das abundâncias (inventários de inverno e de primavera) e das presenças com recurso ao *software* Ginkgo (Pacote B-Veg Ana) (Cáceres *et al.*, 2007) com o objetivo de determinar espécies indicadoras para os vários estados de conservação. As espécies indicadoras foram determinadas pelo uso simultâneo de duas análises como recomendado por Podani e Csányi (2010). No caso dos inventários de abundâncias foi calculada a média das percentagens de cobertura de cada espécie entre as três cinturas do CTM e consideradas as abundâncias de inverno separadas das abundâncias de primavera.

Para validar estatisticamente a AEI procedeu-se ao teste de permutações de Monte Carlo e optou-se por uma análise de 2000 permutações e um nível de significância de 0,05.

A AF teve como objetivo determinar espécies fiéis de estados de conservação dos CTM (Chytrý *et al.*, 2002) de forma a garantir a coerência dos resultados obtidos entre esta análise e a AEI, obtendo-se para tal um coeficiente phi (Φ) para cada associação espécie/estado de conservação. As espécies são consideradas altamente fiéis se $\Phi \geq 0,5$, moderadamente fiéis se $0,25 \leq \Phi < 0,5$, pouco fiéis se $0,00 \leq \Phi < 0,25$ e infiéis se $\Phi < 0,00$ (Chytrý, 2007). Neste caso, de forma a manter um equilíbrio entre o maior grau de fidelidade possível e um número adequado de espécies fiéis (e por sua vez indicadoras) optou-se por considerar espécies fiéis se $\Phi \geq 0,4$ (grau de fidelidade elevado se $\Phi \geq 0,5$ ou moderado se $0,4 \leq \Phi < 0,5$).

De forma a verificar se os géneros das espécies indicadoras estabelecidas pela AEI e/ou pela AF mais complexas de identificar também poderiam ser considerados indicadores, procedeu-se à junção (soma) dos valores desses géneros, quer nos dados das abundâncias quer nos das presenças, e posterior repetição da AEI e da AF. Os géneros considerados foram *Agrostis*, *Isoetes*, *Isolepis*, *Lolium*, *Myosotis*, *Polypogon* e *Ranunculus* (*R. peltatus* e *R. saniculifolius*).

Com o intuito de determinar o número mínimo de espécies indicadoras necessárias para a classificação dos CTM, determinou-se qual a percentagem de CTM em bom estado de conservação classificados como degradados, ou seja, CTM intermédios ou maus (erro tipo I) e a percentagem de CTM degradados classificados como CTM bons (erro tipo II) desde o mínimo até ao máximo de número de espécies indicadoras. Para tal foi tido em conta a totalidade de espécies/géneros indicadoras obtidas por ambas as análises (AEI e AF) para os CTM bons com os dados das presenças. Realizou-se uma análise gráfica para estabelecer o número de espécies indicadoras que minimizaria os dois tipos de erro.

2.3.3.2 Parâmetros Abióticos

Os parâmetros abióticos, parâmetros físicos e químicos analisados para descrever o estado do solo e da água, foram analisados por análise de comparação de médias utilizando-se o *software* R.

Para comparar as médias dos parâmetros físicos e químicos do solo (textura, carbono orgânico, matéria orgânica, azoto total, pH e condutividade) utilizaram-se testes não paramétricos de Kruskal-Wallis, visto que os dados não cumpriam os requisitos de normalidade (teste de normalidade de Shapiro-Wilk) e de homogeneidade (teste de homogeneidade de variâncias de Bartlett).

No caso dos parâmetros de água só foram consideradas as categorias de conservação de Bom e Mau, pois os CTM classificados como intermédios com parâmetros de água analisados eram relativamente poucos. A existência de diferenças significativas entre os estados de conservação para os parâmetros de água analisados (pH e condutividade) foi determinada por meio de testes não paramétricos de Mann-Whitney, após se ter verificado que os dados não cumpriam os requisitos de normalidade (teste de normalidade de Shapiro-Wilk) e de homogeneidade (teste de homogeneidade de variâncias de Bartlett).

2.4 Resultados

2.4.1 Flora

Os CTM foram classificados de acordo com os parâmetros estabelecidos em categorias de conservação, obtendo-se no total 22 CTM bons, 27 CTM intermédios e 38 CTM maus (figura 2.1). Dos 38 CTM usados nos inventários de abundâncias 13 são bons, 6 são intermédios e 19 são maus.

No total registaram-se 248 espécies pertencentes a 49 famílias, das quais 11 são exóticas (0,04%), 126 são características de zonas húmidas (0,51%), 55 são características de CTM (0,22%) e 16 têm interesse para a conservação (0,06%). A listagem das espécies registadas e respetivas categorias encontra-se na tabela I.1 do anexo I.

A análise da riqueza específica (S) existente em CTM nos vários estados de conservação revelou diferenças significativas ($P=0,001$), sendo que os CTM em bom estado de conservação apresentam mais espécies do que os CTM com um estado de conservação intermédio ou mau (figura 2.2).

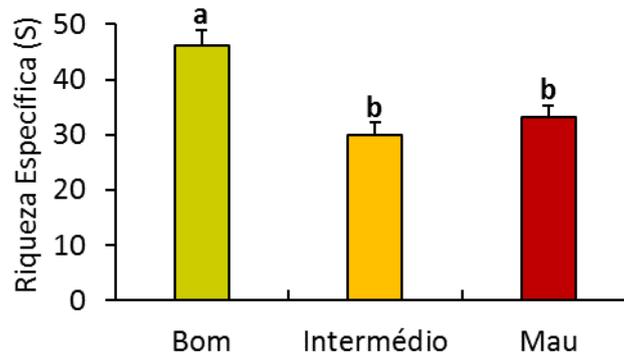


Figura 2.2 – Média e Erro-padrão da Riqueza Específica (S), segundo o Estado de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM). Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são $n=22$, $n=27$ e $n=38$, respetivamente. Letras diferentes no topo das colunas indicam diferenças significativas na média da riqueza específica entre os estados de conservação dos CTM.

No que diz respeito ao número de espécies exóticas (figura 2.3), verificou-se que não existem diferenças significativas entre os vários estados de conservação ($P=0,439$).

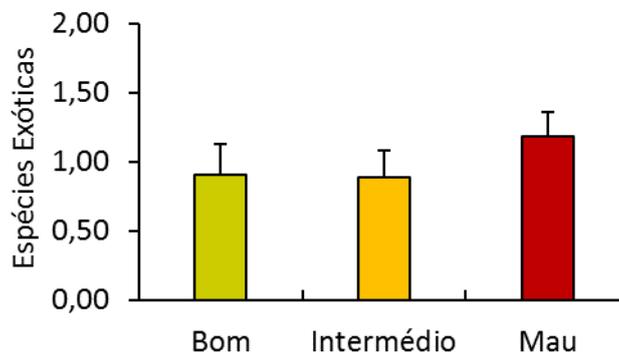


Figura 2.3 - Média e Erro-padrão de Espécies Exóticas, segundo o Estado de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos. Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são $n=22$, $n=27$ e $n=38$, respetivamente.

Observou-se que há significativamente mais plantas características de zonas húmidas ($P=0,0002$) e características de CTM ($P<0,001$) nos CTM em bom estado de conservação do que nos CTM degradados (intermédios e maus), como se pode visualizar na figura 2.4.

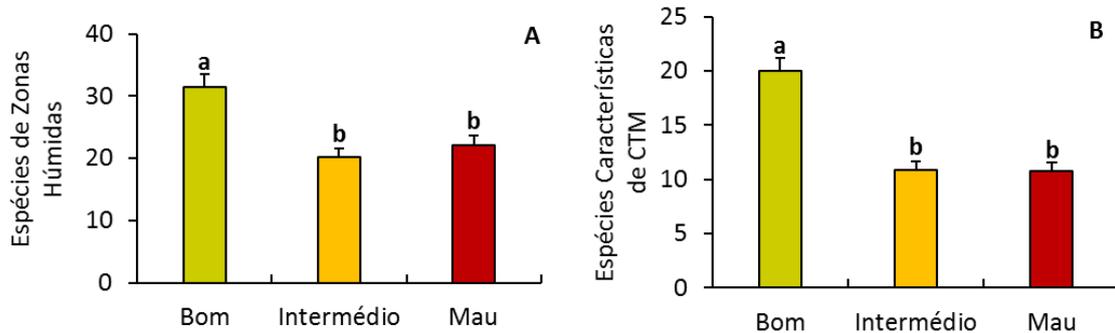


Figura 2.4 – Média e Erro-padrão de Espécies Características de Zonas Húmidas e de Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM), segundo o Estado de Conservação dos CTM. A – Espécies de Zonas Húmidas. B – Espécies Carcterísticas de CTM. Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são $n=22$, $n=27$ e $n=38$, respetivamente. Letras diferentes no topo das colunas indicam diferenças significativas no número médio de espécies entre os estados de conservação dos CTM.

Também se verificaram diferenças significativas ($P<0,001$) na comparação do número médio de espécies com interesse de conservação, registando-se mais espécies importantes para a conservação em CTM em bom estado de conservação do que nos CTM classificados como intermédios ou maus (figura 2.5).

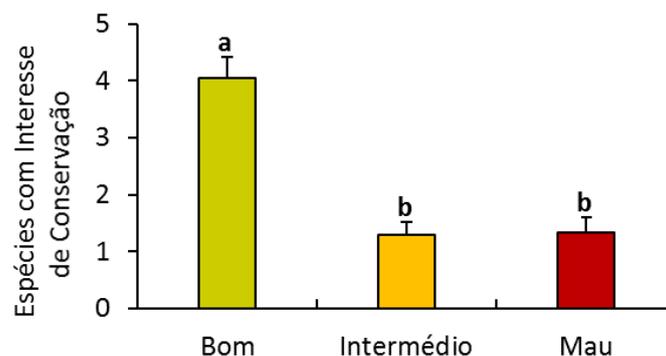


Figura 2.5 – Média e Erro-padrão de Espécies com Interesse de Conservação, segundo o Estado de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM). As espécies com interesse de conservação consistem em plantas endémicas, plantas características de zonas húmidas com estatuto de conservação no IUCN (2015), plantas nos anexos da Diretiva Habitats (Decreto-Lei nº49/2005 de 24 de fevereiro) ou da Convenção de Berna (Decreto-Lei nº316/89 de 22 de setembro), e/ou com área restrita de distribuição. Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são $n=22$, $n=27$ e $n=38$, respetivamente. Letras diferentes no topo das colunas indicam diferenças significativas no número médio de espécies entre os estados de conservação dos CTM.

Em relação aos grupos das estratégias de vida das plantas (figura 2.6) verificaram-se diferenças significativas no caso dos hidrófitos ($P=0,042$) e do grupo de caméfitos e

fanerófitos ($P=0,004$), existindo uma maior percentagem de hidrófitos e uma menor percentagem do grupo de caméfitos e fanerófitos nos CTM em bom estado de conservação. As restantes estratégias de vida não revelaram diferenças significativas entre os vários estados de conservação ($P=0,132$ para helófitos, $P=0,239$ para terófitos, $P=0,442$ para geófitos, $P=0,405$ para hemicriptófitos e $P=0,511$ para proto-hemicriptófitos).

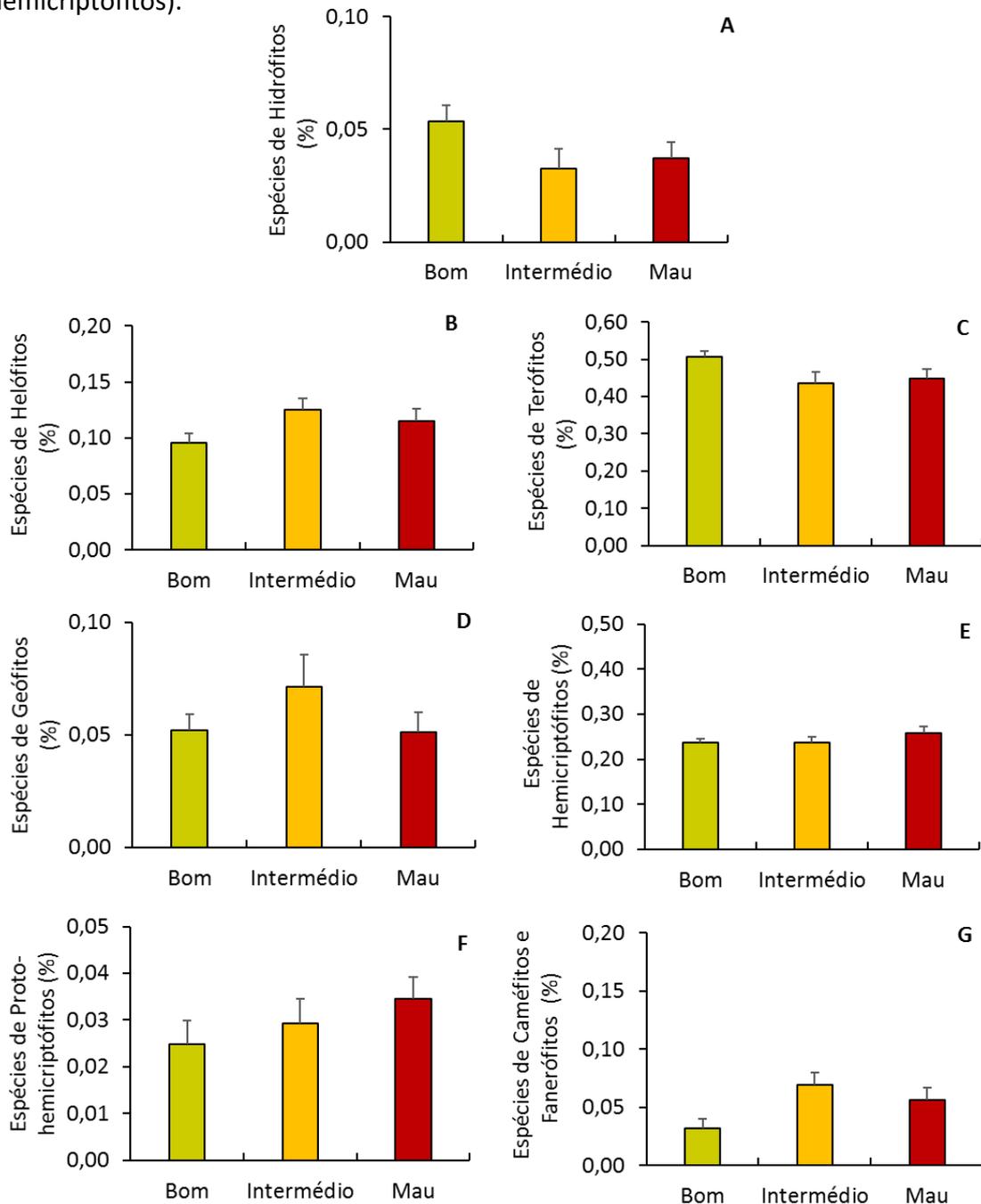


Figura 2.6 – Média e Erro-padrão da Percentagem (%) de Espécies consoante as Estratégias de Vida das Plantas, segundo o Estado de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos. A – Espécies de Hidrófitos. B – Espécies de Helófitos. C – Espécies de Terófitos. D – Espécies de Geófitos. E – Espécies de Hemicriptófitos. F – Espécies de Proto-hemicriptófitos. G – Espécies de Caméfitos e de Fanerófitos. Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são $n=22$, $n=27$ e $n=38$, respetivamente.

2.4.1.1 Espécies Indicadoras

A combinação dos resultados da AEI e da AF usando os dados quantitativos (abundâncias) permitiu identificar 3 espécies indicadoras de CTM bons e 2 espécies indicadoras de CTM maus no caso das abundâncias de inverno. Quanto às abundâncias de primavera há 3 espécies indicadoras de CTM bons e 1 espécie indicadora de CTM intermédios (tabela 2.3). Em ambos os casos a espécie *Eryngium corniculatum* foi considerada indicadora dos CTM em bom estado de conservação.

Tabela 2.3 - Espécies Indicadoras do Estado de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos obtidas pelas Abundâncias. Espécies indicadoras e respetivos valores indicadores (IndVal) e valores P obtidos pela análise de espécies indicadoras (AEI), e valores phi (Φ) obtidos pela análise de fidelidade (AF). As espécies apresentadas são consideradas indicadoras de um dado estado de conservação por pelo menos uma das análises (AEI ou AF, se $P < 0,05$ ou $\Phi \geq 0,4$, respetivamente). N.S. significa não significativo. As espécies consideradas indicadoras por ambas as análises (AEI e AF) encontram-se a negrito e apresentam $P < 0,05$ e $\Phi \geq 0,4$.

Abundâncias de inverno				
Estado de Conservação	Espécies Indicadoras	AEI		AF
		IndVal	Valor P	Φ
Bom	<i>Eryngium corniculatum</i>	0,935	0,0005	0,893
	<i>Myosotis debilis</i>	0,734	0,005	0,659
	<i>Ranunculus peltatus</i>	0,630	N.S.	0,532
	<i>Glyceria declinata</i>	0,695	0,0285	0,499
	<i>Illecebrum verticillatum</i>	0,676	0,029	<0,4
	<i>Isolepis fluitans</i>	0,550	0,0295	<0,4
Intermédio	<i>Juncus heterophyllus</i>	0,775	0,0065	<0,4
Mau	<i>Lythrum junceum</i>	0,673	0,0185	0,478
	<i>Panicum repens</i>	0,562	0,0375	0,433
Abundâncias de primavera				
Estado de Conservação	Espécies Indicadoras	AEI		AF
		IndVal	Valor P	Φ
Bom	<i>Eryngium corniculatum</i>	0,803	0,003	0,714

	<i>Chaetopogon fasciculatus</i>	0,600	0,026	0,448
	<i>Isoetes setaceum</i>	0,586	0,025	0,448
	<i>Polypogon maritimus</i>	0,652	0,0345	<0,4
	<i>Illecebrum verticillatum</i>	0,627	0,0305	<0,4
Intermédio	<i>Chamaemelum mixtum</i>	0,728	0,01	0,519

A combinação dos resultados da AEI e da AF usando os dados das presenças permitiu identificar 14 espécies indicadoras de CTM em bom estado de conservação (tabela 2.4). É de destacar *Eryngium corniculatum* como uma espécie indicadora dos CTM em bom estado de conservação por ambas as análises. Não se identificaram espécies indicadoras de outros estados de conservação nem mais espécies indicadoras de CTM bons comuns a ambas as análises, pois os valores de Φ da AF foram inferiores a 0,4. Porém a AEI identificou espécies indicadoras para todos os estados de conservação considerados, bem como um total de 48 espécies indicadoras de CTM bons. A listagem completa de espécies indicadoras obtidas pela AEI encontra-se na tabela II.1 do anexo II.

Tabela 2.4 - Espécies Indicadoras do Estado de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos obtidas pelas Presenças. Espécies indicadoras e respetivos valores indicadores (IndVal) e valores P obtidos pela análise de espécies indicadoras (AEI), e valores phi (Φ) obtidos pela análise de fidelidade (AF). As espécies foram consideradas indicadoras por ambas as análises (AEI e AF) e apresentam $P < 0,05$ e $\Phi \geq 0,4$.

Estado de Conservação	Espécies Indicadoras	AEI		AF
		IndVal	Valor P	Φ
Bom	<i>Eryngium corniculatum</i>	0,787	0,0005	0,631
	<i>Cuscuta planiflora</i>	0,603	0,0005	0,547
	<i>Exaculum pusillum</i>	0,603	0,0005	0,547
	<i>Isoetes setaceum</i>	0,645	0,0005	0,537
	<i>Myosotis debilis</i>	0,709	0,0005	0,493
	<i>Polypogon maritimus</i>	0,641	0,0005	0,486
	<i>Carum verticillatum</i>	0,631	0,0005	0,486
	<i>Illecebrum verticillatum</i>	0,658	0,0005	0,467

	<i>Hyacinthoides vicentina</i>	0,645	0,0005	0,452
	<i>Chaetopogon fasciculatus</i>	0,591	0,0005	0,421
	<i>Ranunculus peltatus</i>	0,630	0,001	0,412
	<i>Agrostis castellana</i>	0,499	0,001	0,411
	<i>Solenopsis laurentia</i>	0,499	0,002	0,411
	<i>Littorella uniflora</i>	0,515	0,0005	0,410

A AEI e a AF dos géneros através dos dados das abundâncias de inverno e de primavera revelaram, respetivamente, que o género *Myosotis* (IndVal=0,717, P=0,0065 e $\Phi=0,580$) e o género *Isoetes* (IndVal=0,691, P=0,0225 e $\Phi=0,518$) são indicadores de CTM em bom estado de conservação. Os restantes géneros considerados não foram estabelecidos como indicadores por nenhuma das análises.

A AEI e AF dos géneros usando os dados das presenças revelaram que os géneros *Myosotis* e *Isoetes* são indicadores de CTM em bom estado de conservação. Os géneros *Lolium*, *Polypogon* e *Ranunculus* (*R. peltatus* e *R. saniculifolius*) foram considerados géneros indicadores de CTM em bom estado de conservação apenas pela AEI (tabela 2.5).

Tabela 2.5 – Géneros Indicadores do Estado de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos obtidos pelas Presenças. Géneros indicadores e respetivos valores indicadores (IndVal) e valores P da análise de espécies indicadoras (AEI), e valores phi (Φ) obtidos pela análise de fidelidade (AF). Os géneros apresentados são considerados indicadores de um dado estado de conservação por pelo menos uma das análises (AEI ou AF, se $P < 0,05$ ou $\Phi \geq 0,4$, respetivamente). N.S. significa não significativo. Os géneros considerados indicadores por ambas as análises (AEI e AF) encontram-se a negrito e apresentam $P < 0,05$ e $\Phi \geq 0,4$.

Estado de Conservação	Géneros Indicadores	AEI		AF
		IndVal	Valor P	Φ
Bom	<i>Myosotis</i>	0,720	0,0005	0,484
	<i>Isoetes</i>	0,667	0,001	0,418
	<i>Ranunculus</i> (<i>R. peltatus</i> e <i>R. saniculifolius</i>)	0,623	0,0005	<0,4
	<i>Lolium</i>	0,559	0,012	<0,4
	<i>Polypogon</i>	0,557	0,012	<0,4

	<i>Agrostis</i>	0,530	N.S	<0,4
Mau	<i>Isolepis</i>	0,500	N.S	<0,4

Na figura 2.7 encontra-se a percentagem de erro estatístico tipo I e tipo II. Verificou-se que os dois tipos de erro são iguais (<10% de erro) com 5,2 espécies. Com base nisto estabeleceu-se que um CTM é considerado em bom estado de conservação se tiver cinco ou mais das espécies da tabela 2.4. Uma vez que os géneros *Myosotis* e *Isoetes* são indicadores de CTM em bom estado de conservação, a sua presença é equiparada à presença das espécies *Myosotis debilis* e *Isoetes setaceum*, respetivamente. Caso contrário o CTM deverá ser considerado degradado.

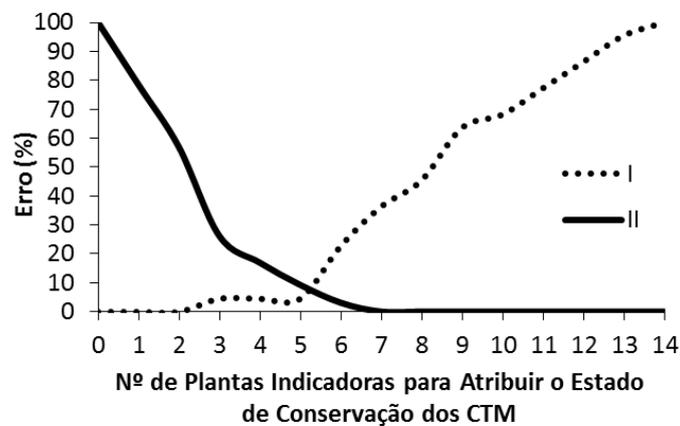


Figura 2.7 – Percentagem (%) de Erro Estatístico Tipo I e Tipo II, consoante o número de Plantas Indicadoras usadas na Atribuição do Estado de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM).

2.4.2 Parâmetros Abióticos

2.4.2.1 Solo

No que diz respeito à textura (figura 2.8) não se verificaram diferenças significativas entre os diferentes estados de conservação dos CTM para os três tipos de textura considerados (areia, $P=0,321$; limo, $P=0,557$; argila, $P=0,228$), sendo que na generalidade dos CTM analisados a textura prevalente no solo é a areia ($\bar{x}=61,832\%$ de areia nos CTM Bons, $\bar{x}=71,526\%$ de areia nos CTM intermédios e $\bar{x}=71,526\%$ de areia nos CTM maus).

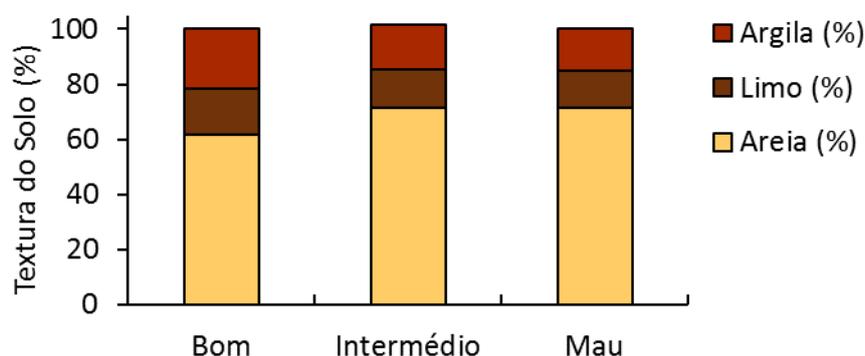


Figura 2.8 – Média da Percentagem de cada uma das Texturas do Solo, segundo os Estados de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos. Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são $n=20$, $n=14$ e $n=18$, respetivamente.

Não se verificaram diferenças significativas entre os diferentes estados de conservação dos CTM para as percentagens de carbono orgânico ($P=0,238$) e de matéria orgânica ($P=0,238$) (figura 2.9).

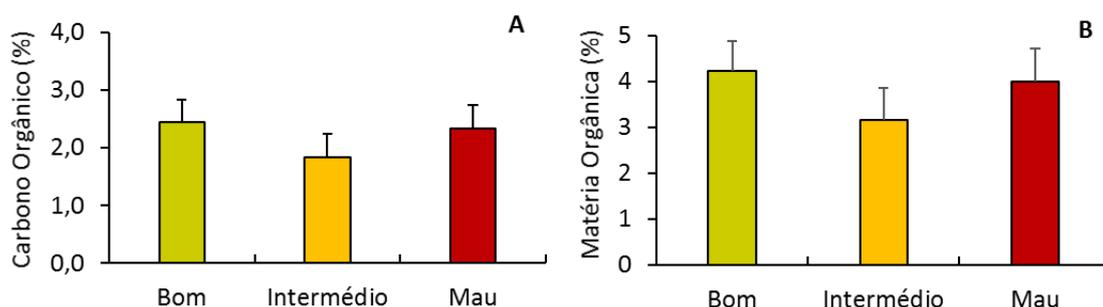


Figura 2.9 – Média e Erro-padrão da Percentagem (%) de Carbono Orgânico e de Matéria Orgânica, segundo os Estados de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos. A – Percentagem (%) de Carbono Orgânico do Solo. B – Percentagem (%) de Matéria Orgânica do Solo. Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são $n=20$, $n=14$ e $n=18$, respetivamente.

Também não foram encontradas diferenças significativas no azoto total ($P=0,827$), no pH ($P=0,126$) e na condutividade ($P=0,062$) do solo entre os vários estados de conservação dos CTM (figuras 2.10, 2.11 e 2.12, respetivamente). O pH do solo é ligeiramente ácido em todos os estados de conservação ($\bar{x}=5,513$ nos CTM Bons, $\bar{x}=5,267$ nos CTM intermédios e $\bar{x}=5,552$ nos CTM maus), enquanto a condutividade é mais elevada nos CTM intermédios ($\bar{x}=300,869\mu\text{s/cm}$) e maus ($\bar{x}=354,796\mu\text{s/cm}$) do que nos bons ($\bar{x}=155,383\mu\text{s/cm}$), porém não se verificam diferenças significativas.

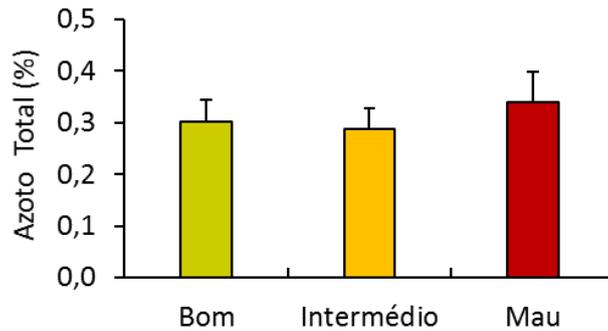


Figura 2.10 – Média e Erro-padrão da Percentagem (%) de Azoto Total do Solo, segundo os Estados de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos. Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são $n=20$, $n=14$ e $n=18$, respetivamente.

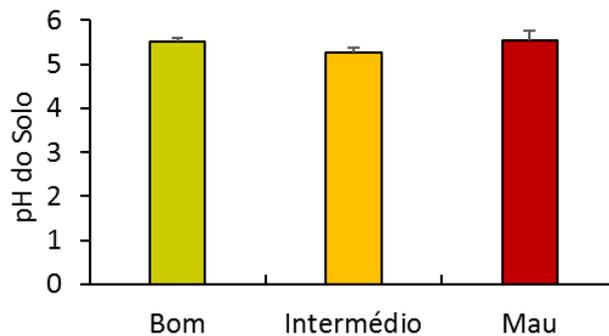


Figura 2.11 – Média e Erro-padrão do pH do Solo, segundo os Estados de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos. Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são $n=20$, $n=14$ e $n=18$, respetivamente.

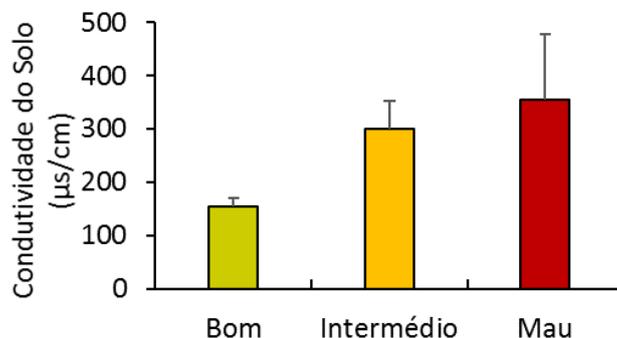


Figura 2.12 – Média e Erro-padrão da Condutividade do Solo ($\mu\text{s/cm}$), segundo os Estados de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos. Os valores de n para o estado de conservação Bom, Intermédio e Mau são $n=20$, $n=14$ e $n=18$, respetivamente.

2.4.2.2 Água

O pH da água não difere de forma significativa entre CTM em bom e mau estado de conservação ($P=0,222$), mantendo-se próximo da neutralidade ($\bar{x}=6,755$ nos CTM bons e $\bar{x}=6,485$ nos CTM maus) como se pode verificar na figura 2.13.

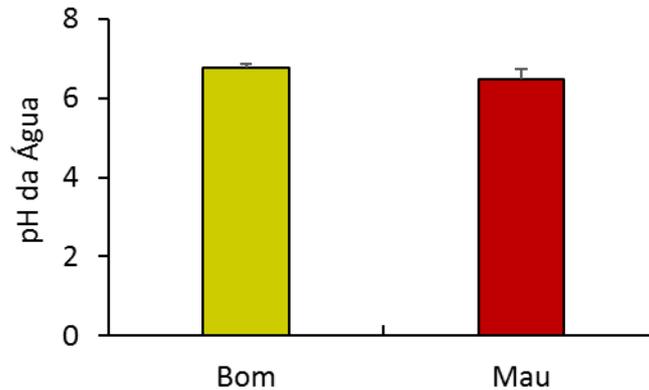


Figura 2.13 – Média e Erro-padrão do pH da Água, segundo os Estados de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos. Os valores de n para o estado de conservação Bom e Mau são n=11 e n=14, respetivamente.

Enquanto a condutividade da água é significativamente diferente entre CTM em bom e mau estado de conservação ($P=0,002$), sendo em média de $351,545\mu\text{s}/\text{cm}$ e de $747,071\mu\text{s}/\text{cm}$ para CTM em bom e mau estado de conservação, respetivamente (figura 2.14).

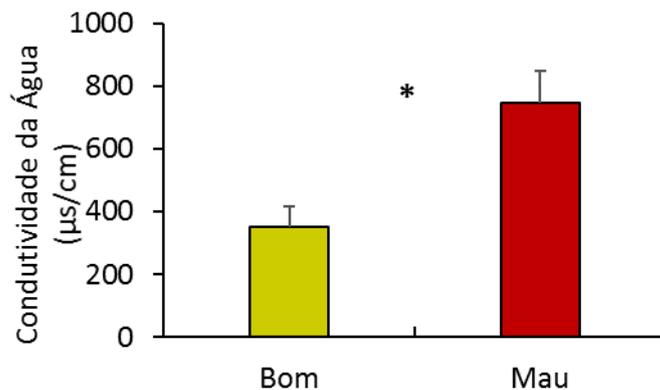


Figura 2.14 – Média e Erro-padrão da Condutividade da Água ($\mu\text{s}/\text{cm}$), segundo os Estados de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM). Os valores de n para o estado de conservação Bom e Mau são n=11 e n=14, respetivamente. O asterisco indica diferenças significativas entre os estados de conservação dos CTM.

2.5 Discussão

2.5.1 Flora

Identificaram-se 248 espécies de flora, distribuídas por 49 famílias, em 87 CTM, o que demonstra a considerável riqueza florística dos CTM da região do Sítio Costa Sudoeste. Esta elevada diversidade de plantas tem sido largamente referida em outros estudos sobre CTM: 168 espécies em 29 CTM da Costa Sudoeste (Portugal) (Pinto-Cruz *et al.*, 2009), 360 espécies em 63 CTM na Ilha de Minorca (Ilhas Baleares) (Fraga i Arguimbau, 2008), 113 espécies em nove CTM na Ilha de Sardenha (Itália) (Bagella *et al.*, 2010) e 243 espécies em 48 CTM na Província de Benslimane (Marrocos) (Rhazi *et al.*, 2011).

Verificou-se que os CTM em bom estado de conservação apresentam uma riqueza específica significativamente superior aos CTM degradados (em estado intermédio e mau de conservação), o que é também corroborado em outros estudos (ex.: Rhazi *et al.*, 2001; Serrano e Zunzunegui, 2008; Maes *et al.*, 2012) e salienta a importância da preservação dos CTM, uma vez que uma elevada riqueza específica é necessária para manter a funcionalidade do habitat (Isbell *et al.*, 2011) e um elevado valor de conservação (Cancela da Fonseca *et al.*, 2008; Gascón *et al.*, 2009). Em concordância com os resultados obtidos, outros ensaios (ex.: Rhazi *et al.*, 2011; Bouahim *et al.*, 2014) também verificaram que a perturbação antrópica, especialmente em relação aos usos do solo, afeta a riqueza de espécies características dos CTM e as espécies raras e/ou com interesse para a conservação. Esta diminuição de espécies põe em risco a biodiversidade dos CTM e possibilita a extinção de espécies restritas deste habitat. Apesar de a flora exótica poder perturbar e inibir a flora autóctone, aumentando a degradação do habitat (Ruiz, 2008), é de referir que neste estudo a degradação dos charcos não está relacionada com um aumento do número de espécies exóticas, provavelmente por ocorrerem, em média, relativamente poucas espécies exóticas na generalidade dos CTM amostrados.

As espécies vegetais amostradas são na sua maioria terófitas e hemicriptófitas, ou seja, plantas herbáceas, como já tinha sido observado neste habitat por Pinto-Cruz *et al.* (2009). A maior percentagem de espécies terófitas tem sido relatada como uma característica deste habitat por diversos autores (ex.: Fraga i Arguimbau, 2008; Ruiz, 2008; Bagella e Caria, 2012), visto que estas são especialmente abundantes nestes ambientes de condições ecológicas flutuantes e extremas.

A alteração na composição da flora de zonas húmidas é influenciada principalmente por alterações no regime hidrológico (Dix e Smeins, 1967; Walker e Coupland, 1968; Della Bella *et al.*, 2008) e pela qualidade da água (Sand-Jensen *et al.*, 2000; Lumbreras *et al.*, 2013), sendo que o seu distúrbio pode afetar de forma relevante as espécies de

plantas em zonas húmidas e em particular nos CTM (Rhazi *et al.*, 2001; Rosset *et al.*, 2014).

As alterações no regime hidrológico relacionam-se com a topografia dos charcos, verificando-se que charcos degradados, ao terem a sua topografia alterada devido, por exemplo, à atividade agrícola, podem perder a capacidade de retenção de água (Zacharias e Zamparas, 2010) e conseqüentemente a flora de cariz mais terrestre (ex.: *Acacia* sp., *Dittrichia viscosa*) pode colonizar oportunisticamente estes CTM, enquanto a flora característica de zonas húmidas tende a diminuir. Isto verificou-se neste estudo pelo aumento de caméfitos e fanerófitos e pela diminuição de espécies características de zonas húmidas e de hidrófitos nos CTM degradados. O aumento de caméfitos e fanerófitos pode, em seguida, acentuar mais a descaracterização do charco, pois não só pode alterar o hidroperíodo como pode impedir, por competição, a colonização do charco por espécies vegetais de menor dimensão (Ruiz, 2008).

A passagem para espécies de cariz mais terrestre e lenhoso (caméfitos e fanerófitos) nos CTM degradados também está relacionada com a qualidade da água, visto que transtornos nos parâmetros abióticos devido a alterações nos usos do solo ou outras pressões humanas podem acelerar esta transição (Grillas *et al.*, 2004; Rhazi *et al.*, 2004). A perda de espécies hidrófitas e espécies características dos CTM, bem como o aumento de espécies terrestres pode dever-se à eutrofização dos charcos (Grillas *et al.*, 2004; Rhazi *et al.*, 2004), resultante do aumento de nitratos e/ou fosfatos. As espécies características dos CTM são oligotróficas e não suportam ambientes mesotróficos ou eutróficos (Ruiz, 2008; Croel e Kneitel, 2011; Daoud-Bouattour *et al.*, 2011) e como tal a sua presença diminui. Por sua vez o aumento de caméfitos e fanerófitos pode acelerar a evapotranspiração levando ao aumento da condutividade da água e, em última análise, a uma dessecação do charco mais rápida (Spencer e Blaustein, 2001; Zacharias e Zamparas, 2010). De referir que um pastoreio extensivo pode dificultar ou atrasar a disseminação de espécies mais terrestres e conseqüentemente diminuir a taxa de evapotranspiração e de dessecação do charco (Marty, 2005), ajudando assim à manutenção do estado ecológico dos CTM.

A diminuição do número e da cobertura de espécies características dos CTM nos charcos degradados justifica a utilização destas espécies como bioindicadoras. As espécies bioindicadoras são sensíveis a pressões no sistema (Rhazi *et al.*, 2001; Bagella *et al.*, 2010) e a resposta a estas pressões ocorre de forma previsível e é facilmente verificada e quantificada, cumprindo assim vários dos requisitos de indicadores ecológicos (Dale e Beyeler, 2001; Niemeijer e S. de Groot, 2008). Salienta-se que o facto de várias destas espécies desaparecerem, em vez de diminuírem somente a sua percentagem de cobertura, possibilita a verificação rápida do impacto das pressões sentidas pelo sistema e diminui a variabilidade de resposta das espécies ao estado

ecológico dos CTM, o que também valida o seu uso como indicadores ecológicos (Dale e Beyeler, 2001; Niemeijer e S. de Groot, 2008).

Foram determinadas 14 espécies indicadoras de CTM em bom estado de conservação com dados das presenças e em ambas as análises (AEI e AF), salientando-se o facto dos géneros *Myosotis* e *Isoetes* serem indicadores de CTM bons, podendo ser utilizados como indicadores em vez das espécies *Myosotis debilis* e *Isoetes setaceum*, respetivamente. A maioria das espécies estabelecidas é característica dos CTM (exceto *Cuscuta planiflora* e *Agrostis castellana*) e destaca-se o facto de espécies como *Ranunculus peltatus* e *Agrostis castellana* já terem sido estabelecidas como indicadoras da boa qualidade da água (Lumbreras *et al.*, 2009; Lumbreras *et al.*, 2011) e do estado químico da água subterrânea (Bernáldez, 1992), respetivamente, reforçando a sua relação com CTM em bom estado de conservação.

Verificou-se, tal como noutros estudos (ex.: Willner *et al.*, 2009), alguma discrepância entre as espécies indicadoras obtidas pelos dados das abundâncias e das presenças. Isto deve-se ao facto de ambas as abordagens estatísticas (AEI e AF) ao tratarem os dados das abundâncias terem tendência para considerar indicadoras as espécies com maior diferença na cobertura entre as categorias, mesmo que estas espécies ocorram menos vezes na categoria em análise (Chytrý *et al.*, 2002; Cáceres e Legendre, 2009; Willner *et al.*, 2009) sendo apenas consideradas indicadoras dessa categoria nas análises com os dados das abundâncias. Por sua vez, espécies pouco abundantes, mas mais exclusivas de uma das categorias, são consideradas indicadoras dessa categoria apenas nas análises com os dados das presenças.

As espécies como *Eryngium corniculatum* e *Isoetes setaceum* foram apuradas como indicadoras de CTM bons usando ambos os tipos de dados (abundâncias e presenças) pois não só ocorrem com uma abundância relativamente elevada, e por isso são fáceis de encontrar, como ocorrem em vários dos CTM bons, além de que têm também um coeficiente phi elevado, ou seja, há uma associação elevada entre estas espécies e os CTM bons (Chytrý *et al.*, 2002; Chytrý, 2007) e como tal são consideradas espécies indicadoras robustas (Dufrêne e Legendre, 1997; McGeoch e Chown, 1998).

Devido à alternância da fase inundada para fase seca e consequente alteração de comunidades, é relevante identificar indicadores para ambas as fases. As diferenças encontradas nas espécies indicadoras obtidas pelas abundâncias de inverno e de primavera era expectável e está relacionada com o facto de algumas espécies ocorrerem em alturas distintas e/ou com percentagens de cobertura menor numa das épocas. Por outro lado, espécies como o *Eryngium corniculatum* ocorrem em ambas as épocas de amostragem de forma relativamente abundante (fim de inverno e primavera) e como tal são dadas como indicadoras usando tanto as abundâncias de inverno como as de primavera.

Tendo em conta que a vegetação é mais diversa no período da primavera, a sua amostragem deve ocorrer nesta altura. Porém como as espécies alternam ao longo do período hidrológico e de forma a albergar toda a diversidade e estrutura da comunidade a realização de várias campanhas de amostragem deve ser considerada (Boix *et al.*, 2005; Van den Broeck *et al.*, 2015).

2.5.2 Parâmetros Abióticos

A análise dos fatores abióticos teve em conta parâmetros do solo e da água. No caso da textura do solo não se verificaram diferenças significativas entre qualquer das texturas e os vários estados de conservação dos CTM, o que indica que esta componente do solo não interfere com a manutenção deste habitat, nesta área de estudo.

Neste estudo não se observaram diferenças significativas entre a percentagem de carbono orgânico, de matéria orgânica, de azoto total e de condutividade do solo entre charcos degradados e em bom estado de conservação. A rápida oxidação da matéria orgânica na fase seca (Collinson *et al.*, 1995; Rhazi *et al.*, 2001) diminui o efeito da entrada de azoto total e da matéria orgânica provenientes das atividades humanas e possibilita a compatibilidade dos CTM com atividades agrícolas e de pecuária extensivas (Rhazi *et al.*, 2001; Grillas *et al.*, 2004). Assim, caso exista o hidroperíodo adequado, estes fatores não parecem influenciar diretamente nem refletir o estado de conservação dos CTM. Porém, a intensificação prolongada destas atividades pode desequilibrar a dinâmica do ecossistema, uma vez que o aumento de azoto total e matéria orgânica é cumulativo, causando em última análise o desaparecimento do habitat enquanto CTM (Rhazi *et al.*, 2001; Croel e Kneitel, 2011; Daoud-Bouattour *et al.*, 2011).

Tanto o pH do solo como o da água não apresentaram diferenças significativas entre os estados de conservação dos CTM, sendo que o pH da água se encontrava próximo da neutralidade como é comum ocorrer neste habitat (Camacho *et al.*, 2009).

No que diz respeito à condutividade da água, este foi o único parâmetro abiótico que revelou diferenças significativas entre os vários estados de conservação dos CTM, sendo mais elevada nos CTM em mau estado de conservação do que nos CTM em bom estado de conservação. Normalmente, os CTM apresentam uma condutividade da água relativamente baixa (50 a 500 $\mu\text{s}/\text{cm}$) (Camacho *et al.*, 2009), sendo que no período máximo de inundação a condutividade varia entre 50 e 300 $\mu\text{s}/\text{cm}$ (Pérez-Bilbao *et al.*, 2015), podendo verificar-se essa gama de valores nos CTM em bom estado de conservação, mas não nos em mau estado.

O aumento da condutividade deve-se ao aumento de iões solúveis, sendo que tal pode dever-se ao aumento da concentração de nutrientes (quer pela intensificação da

agricultura quer do pastoreio) e/ou a elevadas taxas de evapotranspiração e consequente dessecação do charco (Spencer e Blaustein, 2001; Bouahim *et al.*, 2014). Porém, neste estudo, não é possível relacionar este aumento da condutividade com o aumento de um ião específico (ex: sódio, fosfato...), uma vez que este tipo de análise não foi realizado.

Contudo esta diferença de valores na condutividade da água pode estar relacionada, em alguns charcos, com uma maior evapotranspiração nos CTM degradados no momento da amostragem, devido a uma maior abundância de vegetação atípica dos CTM quer no charco quer na sua orla, como sugerido por Marty (2005), o que pode ser corroborado por um menor número de espécies características dos CTM e de hidrófitos, e um maior número de caméfitos e fanerófitos, nos charcos em mau estado de conservação.

2.5.3 Ferramenta de Avaliação dos Estados de Conservação dos CTM

A ferramenta de conservação proposta baseia-se num sistema de presença/ausência e em 14 plantas (2 géneros e 12 espécies) indicadoras de CTM bem conservados: *Isoetes* sp., *Myosotis* sp., *Agrostis castellana*, *Carum verticillatum*, *Chaetopogon fasciculatus*, *Cuscuta planiflora*, *Eryngium corniculatum*, *Exaculum pusillum*, *Hyacinthoides vicentina*, *Illecebrum verticillatum*, *Littorella uniflora*, *Polypogon maritimus*, *Ranunculus peltatus* e *Solenopsis laurentia*. Estipulou-se um mínimo de cinco plantas indicadoras para que um CTM possa ser considerado em bom estado de conservação, de forma a minimizar o erro de classificar CTM degradados como bons e vice-versa. Devido à permanência no banco de sementes e a várias das plantas indicadoras estabelecidas serem características deste habitat, um número muito reduzido de indicadores tornaria provável classificar CTM degradados como bons (erro tipo II), enquanto que estabelecer um número mínimo de indicadores muito elevado, num habitat variável como os CTM, aumentaria a probabilidade de classificar CTM bons como degradados (erro tipo I).

Os CTM estão sujeitos a uma grande variedade de pressões que levam a diferentes formas de degradação deste habitat e alteram o seu funcionamento a diferentes níveis (Ruiz, 2008; Rhazi *et al.*, 2011; Pérez-Bilbao *et al.*, 2015). Assim, a avaliação prévia dos estados de conservação foi feita considerando três categorias de conservação de forma a considerar vários níveis de impacte e não apenas os seus extremos (Kantrud e Newton, 1996), não se tendo agrupado os CTM consoante o tipo de pressão exercida. Porém, devido ao reduzido número de espécies indicadoras de CTM intermédios ou maus, a ferramenta proposta baseia-se apenas nas espécies indicadoras de CTM bons, como tal a classificação sugerida divide os CTM em bom estado de conservação de CTM degradados, não diferenciando estes últimos em intermédios ou maus.

A obtenção de um reduzido número de espécies vegetais associadas a CTM degradados e a falta de diferenças significativas entre os diferentes estados de conservação nos fatores abióticos pode ser justificada pela existência de múltiplas causas de degradação que originam cenários ecológicos significativamente distintos. Um exemplo disto, pode ser o afundamento e a colmatação de charcos que representam um elevado grau de ameaça aos CTM, mas têm resultados ecológicos totalmente diferentes. É assim provável que a composição de espécies de charcos degradados seja diferente consoante o tipo de degradação, não se encontrando um número de indicadores comuns significativo.

Os CTM bons apresentaram uma maior riqueza específica, bem como um maior número de espécies características de zonas húmidas, podendo estas variáveis ser utilizadas como indicadoras do estado de conservação dos CTM, como verificado noutras zonas húmidas (ex.: Kantrud e Newton, 1996; DeKeyser *et al.*, 2003). No caso dos CTM também já se relacionou a riqueza específica com o estado de conservação (Rhazi *et al.*, 2001; Serrano e Zunzunegui, 2008), onde CTM degradados apresentaram uma riqueza específica menor. No entanto, o uso destas variáveis como indicadores implicaria a identificação dum elevado número de espécies, várias delas complexas de identificar, enquanto o uso de espécies indicadoras implica apenas a verificação da presença das espécies indicadoras no charco, possibilitando uma verificação acessível e rotineira.

Assim, considerando que os indicadores devem ser fáceis de aferir (Dale e Beyeler, 2001) e utilizáveis por pessoas não especializadas (Lawton *et al.*, 1988; Gardner *et al.*, 2008), e que este tipo de ferramenta não deve requerer a aplicação e interpretação por especialistas (Stork *et al.*, 1997), a riqueza específica e as espécies características de zonas húmidas não são consideradas como indicadoras na presente proposta.

Esta ferramenta considera apenas a flora, visto que dos fatores abióticos analisados apenas a condutividade da água reflete o estado de conservação dos CTM do SIC Costa Sudoeste. Tal decisão também se baseou no facto de a condutividade da água sofrer alterações significativas consoante a época de amostragem devido às alterações na relação entre a entrada de água no charco e a taxa de evapotranspiração (Keeley e Zedler, 1998). Além disso, na época de amostragem sugerida para a flora (primavera), o charco está a iniciar o processo de secagem o que leva a um aumento da condutividade da água, potenciando a classificação de CTM bons como degradados.

Apesar da condutividade da água não ser incorporada na ferramenta de conservação, uma condutividade da água superior à normalmente registada em CTM conservados ($>500\mu\text{s}/\text{cm}$, Camacho *et al.*, 2009) deve ser tida em conta em CTM considerados bem conservados pelas espécies indicadoras, visto que os parâmetros abióticos são úteis para detetar e quantificar níveis de *stress* ou perturbação ambiental (Feld *et al.*, 2009). Assim, uma condutividade da água elevada pode indicar que o

ecossistema ainda não está a ser afetado significativamente pelas perturbações presentes, mas estas já influenciam os parâmetros abióticos e como tal, o ecossistema pode estar potencialmente em risco de degradação.

O uso de duas tipologias de análises de espécies indicadoras (AEI e AF) promoveu a robustez dos resultados (Podani e Csányi, 2010) e permitiu estabelecer um número de espécies indicadoras que permite ter em conta a complexidade do ecossistema e, simultaneamente, é reduzido o suficiente para estabelecer e monitorizar os estados de conservação deste habitat de forma prática, acessível e rotineira, como sugerido por Dale e Beyeler (2001). A relevância e robustez destas espécies, bem como a não redundância da análise, também são asseguradas pelo facto de a classificação prévia dos CTM ter sido feita com base em quatro parâmetros distintos, e não com base na flora. O uso de um grupo de espécies indicadoras transmite informação mais fiável do que uma espécie única (McGeoch *et al.*, 2002), minimiza a dependência de um táxon individual, tem como base estratégias de vida diferentes e permite obter uma variada gama de respostas, tornando as conclusões obtidas mais confiáveis e assertivas (Hilty e Merenlander, 2000; McGeoch *et al.*, 2002).

Além disso, o uso do sistema presença/ausência é um método mais prático e inequívoco, pois é menos afetado por flutuações temporais e pela capacidade de observação e experiência do técnico e/ou investigador (Chytrý *et al.*, 2002), sendo que os dados são facilmente recolhidos e publicados de forma eficiente (Bakker, 2008). Propõe-se este sistema de amostragem pelas razões acima referidas e porque apenas uma espécie (*Glyceria declinata*) foi estabelecida como indicadora de CTM bons pelos dados das abundâncias e não pelos dados das presenças.

A usabilidade da ferramenta também é promovida pelo uso de géneros indicadores (*Isoetes* e *Myosotis*) no caso de espécies de identificação mais complexa. Este uso de níveis taxonómicos mais elevados como indicadores na monitorização de zonas húmidas também já tem sido verificado noutros estudos (ex.: Criado e Alaez, 1995; Gutiérrez-Estrada e Bilton, 2010).

A ferramenta proposta é, assim, suficientemente robusta e permite estabelecer e monitorizar estados de conservação dos CTM de forma prática e eficaz não sendo, por um lado, necessário recorrer a fatores de ponderação de espécies indicadoras e, por outro lado, não é possível integrar de forma coerente e significativa os fatores abióticos.

Assim, não só a ferramenta é de acessível e prática utilização, diminuindo os recursos humanos e financeiros necessários, como pode ser utilizada por pessoas não especializadas no habitat e na identificação de plantas. Em termos de aplicabilidade esta ferramenta tem como utilidade a determinação do estado de conservação dos CTM, em particular os da Costa Sudoeste, quer numa fase inicial quer em termos de monitorização, e permite facilitar a estipulação de prioridades de conservação. Ao

permitir separar CTM bem conservados de degradados, a ferramenta possibilita distinguir os charcos com prioridade de conservação (CTM bons) daqueles que necessitam de um plano de gestão ou de medidas de recuperação (CTM degradados).

Apesar da ferramenta ser robusta, pode ser futuramente enriquecida. Para tal sugere-se a análise de outros parâmetros abióticos, como por exemplo a percentagem de nutrientes limitantes (fósforo e azoto, mais especificamente fosfatos e nitratos), a concentração de cálcio ou o teor de oxigénio dissolvido. A determinação de espécies indicadoras de fauna também pode ser uma mais valia, pois permite avaliar o impacto da pressão humana noutros níveis tróficos presentes nos CTM e englobar uma maior amplitude de respostas por parte das espécies.

2.6 Referências Bibliográficas

- Aláez M.F., Aláez C.F., 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).
- Baggella S., Gascón S., Caria M.C., Sala J., Mariani M.A., Boix D. (2010). Identifying key environmental factors related to plant and crustacean assemblages in Mediterranean temporary ponds. *Biodiversity and Conservation*. 19 (1749-1768).
- Baggella S., Caria M.C. (2012). Diversity and ecological characteristics of vascular flora in Mediterranean temporary pools. *Comptes Rendus Biologies*. 335 (69-76).
- Bakker J.D. (2008). Increasing the utility of indicator species analysis. *Journal of Applied Ecology*. 45 (1829-1835).
- Barbour M., Solomeshch A., Witham C., Holland R., Macdonald R., Cilliers S., Molina J.A., Buck J., Hillman J. (2003). Vernal pool vegetation of California: variation within pools. *Madroño*. 50 (129-146).
- Beja P., Alcazar R. (2003). Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*. 114 (317-326).
- Bernáldez F.G. (1992). Ecological aspects of wetland/groundwater relationships in Spain. *Limnetica*. 8 (11-26).
- Boix D., Gascón S., Sala J., Martinoy M., Gifre J., Quintana X.D. (2005). A new index of water quality assessment in Mediterranean wetlands based on crustacean and insect assemblages: the case of Catalunya (NE Iberian Peninsula). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 15 (635-651).

- Bouahim S., Rhazi L., Amami B., Waterkeyn A., Rhazi M., Saber E.R., Zouahri A., Van den Broeck M., Muller S.D., Brendonck L., Grillas P. (2014). Unravelling the impact of anthropogenic pressure on plant communities in Mediterranean temporary ponds. *Marine and Freshwater Research*. 65 (918–929).
- Braun-Blanquet J. (1964). *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. 3rd ed. Springer. Nova Iorque, EUA.
- Cáceres M.D., Oliva F., Font X., Vives S. (2007). Ginkgo, a program for non-standard multivariate fuzzy analysis. *Advances in Fuzzy Sets and Systems*. 2 (41–56).
- Cáceres M.D., Legendre P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*. 90 (3566-3574).
- Camacho A., Borja C., Valero-Garcés B., Sahuquillo M., Cirujano S., Soria J.M., Rico E., De La Hera A., Santamans A.C., García de Domingo A., Chicote A., Gosálvez R.U. (2009). 3170* Lagunas y charcas temporales Mediterráneas (*). In: VV.AA. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de habitat de interés comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid, Espanha.
- 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., Pinto-Cruz C. (2010). Plano de Gestão de Charcos Temporários Mediterrânicos no Concelho de Odemira. Universidade de Évora. Évora, Portugal.
- Castroviejo S. (coord. ger.). (1986–2012). *Flora Ibérica*. Vols. I-VIII, X-XV, XVII-XVIII, XXI. Real Jardín Botánico. CSIC. Madrid, Espanha.
- Chytrý M., Tichý L., Holt J., Botta-Dukát Z. (2002). Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. *Journal of Vegetation Science*. 13 (79-90).
- Chytrý M. (ed.). (2007). *Vegetation of the Czech Republic*. Academia. Praga, República Checa.
- Collinson N.H., Biggs J., Corfield A., Hodson M.J., Walker D., Whitfield M., Williams P.J. (1995). Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation*. 74 (125-133).
- Criado F.G., Alaez M.F. (1995). Aquatic Coleoptera (*Hydraenidae* and *Elmidae*) as indicators of the chemical characteristics of water in the Orbigo River basin (N-W Spain). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 31 (185-199).
- Croel R.C., Kneitel J.M. (2011). Cattle waste reduces plant diversity in vernal pool mesocosms. *Aquatic Botany*. 95 (140-145).

- Dale V.H., Beyeler S.C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*. 1 (3-10).
- Daoud-Bouattour A., Muller S.D., Jamaa H.F.B., Saad-Limam S.B., Rhazi L., Soulié-Märsche I., Rouissi M., Touati B., Jilani I.B.H., Gammar A.M., Ghrabi-Gammar Z. (2011). Conservation of Mediterranean wetlands: interest of historical approach. *Comptes Rendus Biologies*. 334 (742-756).
- Decreto-Lei nº 101/80, de 9 de outubro. Diário da República Nº 234 - I Série. Ministério dos Negócios Estrangeiros. Lisboa, Portugal.
- Decreto-Lei nº 316/89, de 22 de setembro. Diário da República Nº 219 - I Série. Ministério do Planeamento e da Administração do Território. Lisboa, Portugal.
- Decreto-Lei nº 49/2005, de 24 de fevereiro. Transposição para a ordem jurídica interna da Diretiva nº 79/409/CEE, do Conselho, de 2 de abril, relativa à conservação das aves selvagens (Diretiva Aves) e da Diretiva nº 92/43/CEE, do Conselho, de 21 de maio, relativa à preservação dos habitats naturais e da fauna e flora selvagens (Diretiva Habitats). Diário da República Nº 39 - I Série-A. Ministérios do Ambiente e do Ordenamento do Território. Lisboa, Portugal.
- DeKeyser E.S., Kirby D.R., Ell M.J. (2003). An index of plant community integrity: development of the methodology for assessing prairie wetland plant communities. *Ecological Indicators*. 3 (119-133).
- Della Bella V., Bazzanti M., Dowgiallo M.G., Iberite M. (2008). Macrophyte diversity and physico-chemical characteristics of Tyrrhenian coast ponds in central Italy: implications for conservation. *Hydrobiologia*. 597 (85-95).
- Dimitriou E., Karaouzas I., Skoulikidis N., Zacharias I. (2006). Assessing the environmental status of Mediterranean temporary ponds in Greece. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 42 (33-41).
- Diretiva 2000/61/CE, de 23 de outubro. Jornal Oficial das Comunidades Europeias. Parlamento Europeu e do Conselho da União Europeia.
- Dix R.L., Smeins F.E. (1967). The prairie, meadow, and marsh vegetation of Nelson County, North Dakota. *Canadian Journal of Botany*. 45 (21-58).
- Dufrêne M., Legendre P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*. 67 (345-366).
- EPCN (European Pond Conservation Network). (2008). The Pond Manifesto. Disponível em: www.europeanponds.org. Acedido a: 05 de setembro de 2015.

- Evans D., Arvela M. (2011). Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Explanatory Notes and Guidelines for the period 2007-2012. European Topic Centre on Biological Diversity. Paris, França.
- Feld C.K., Martins da Silva P., Sousa J.P., de Bello F., Bugter R., Grandin U., Hering D., Lavorel S., Mountford O., Pardo I., Pärtel M., Römbke J., Sandin L., Jones K.B., Harrison P. (2009). Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos*. 118 (1862-1871).
- Fennessy M.S., Jacobs A.D., Kentula M.E. (2007). An evaluation of rapid methods for assessing the ecological condition of wetlands. *Wetlands*. 27 (543-560).
- Flora-On (Flora de Portugal Interativa). (2014). Sociedade Portuguesa de Botânica. Disponível em: www.flora-on.pt. Acedido a: 25 de setembro de 2015.
- 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, Portugal.
- Franco J. A., M. L. Rocha Afonso. (1994–2003). Nova Flora de Portugal. Vol. III (I–III). Escolar Editora. Lisboa, Portugal.
- Gardner T.A., Barlow J., Araujo I.S., Ávila-Pires T.C., Bonaldo A.B., Costa J.E., Esposito M.C., Ferreira L.V., Hawes J., Hernandez M.I.M., Hoogmoed M.S., Leite R.N., Lo-Man-Hung N.F., Malcolm J.R., Martins M.B., Mestre L.A.M., Miranda-Santos R., Overall W.L., Parry L., Peters S.L., Ribeiro-Junior M.A., Silva M.N.F., Motta C.S., Peres C.A. (2008). The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters*. 11 (139-150).
- Gascón S., Boix D., Sala J. (2009). Are different biodiversity metrics related to the same factors? A case study from Mediterranean wetlands. *Biological Conservation*. 142 (2602-2612).
- Gibbons D.W., Wilson J.D., Green R.E. (2011). Using conservation science to solve conservation problems. *Journal of Applied Ecology*. 48 (505-508).
- 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).
- Grillas P., Gauthier P., Yavercovski N., Perennou C. (eds.). (2004). Mediterranean temporary pools I: issues relating to conservation, functioning and management. Station biologique de la Tour du Valat. Arles, França.
- Gutiérrez-Estrada J.C., Bilton D.T. (2010). A heuristic approach to predicting water beetle diversity in temporary and fluctuating waters. *Ecological Modelling*. 221 (1451-1462).

- Hidroprojecto. (2008). Plano de Ordenamento do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina – Estudo de Base. Etapa 1 - Descrição. Vol. I/III. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade. Lisboa, Portugal.
- Hilty J., Merenlender A. (2000). Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation*. 92 (185-197).
- IPMA (Instituto Português do Mar e da Atmosfera). (2015). Normais Climatológicas: 1971-2000 (Beja e Faro). Disponível em: <https://www.ipma.pt/>. Acedido a: 20 de agosto de 2015.
- Isbell F., Calcagno V., Hector A., Connolly J., Harpole W.S., Reich P.B., Scherer-Lorenzen M., Schmid B., Tilman D., Van Ruijven J., Weigelt A., Wilsey B.J., Zavaleta E.S., Loreau M. (2011). High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*. 477 (199–202).
- 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). Genebra (Suíça). International Dairy Federation. Bruxelas, Bélgica.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). (2015). The IUCN Red of List of Threatened Species. Versão 2015-3. Disponível em: www.iucnredlist.org. Acedido a: 25 de setembro de 2015.
- Kantrud H.A., Newton W.E. (1996). A test of vegetation-related indicators of wetland quality in the Prairie Pothole Region. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*. 5 (177–191).
- Keddy P.A., Fraser L.H., Solomeshch A.I., Junk W.J., Campbell D.R, Arroyo M.T.K., Alho C.J.R. (2009). Wet and Wonderful: the world's largest wetlands are conservation priorities. *BioScience*. 59 (39-51).
- Keeley J.E., Zedler P.H. (1998). Characterization and global distribution of vernal pools. In: Witham C.W., Bauder E.T., Belk D., Ferren Jr. W.R., Ornduff R. (eds.) *Ecology, conservation, and management of vernal pool ecosystems – proceedings from a 1996 conference*. California Native Plant Society. Sacramento, EUA. pp. 1-14.
- Lawton J.H., Bignell D.E., Bolton B., Bloemers G.F., Eggleton P., Hammond P.M., Hodda M., Holt R.D., Larsen T.B., Mawdsley N.A., Stork N.E., Srivastava D.S., Watt A.D. (1998). Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature*. 391 (72-76).
- Le Saout S., Hoffmann M., Shi Y., Hughes A., Bernard C., Brooks T.M., Bertzky B., Butchart S.H.M., Stuart S.N., Badman T., Rodrigues A.S.L. (2013). Protected areas and effective biodiversity conservation. *Science*. 342 (803-805).

- Lumbreras A., Olives A.I., Quintana J.R., Pardo C., Molina J.A. (2009). Ecology of aquatic *Ranunculus* communities under the Mediterranean climate. *Aquatic Botany*. 90 (59-66).
- Lumbreras A., Navarro G., Pardo C., Molina J.A. (2011). Aquatic *Ranunculus* communities in the northern hemisphere: a global review. *Plant Biosystems – An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*. 145 (118-122).
- Lumbreras A., Pardo C., Molina J.A. (2013). Bioindicator role of aquatic *Ranunculus* in Mediterranean freshwater habitats. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 23 (582-593).
- Mack J.J. (2007). Developing a wetland IBI with statewide application after multiple testing iterations. *Ecological Indicators*. 7 (864-881).
- Maes J., Hauch J., Paracchini M.L., Ratamáki O., Termansen M., Perez-Soba M., Kopperoinen L., Rankinen K., Schägner J.P., Henrys P., Cisowska I., Zandersen M., Jax K., Notte A.L., Leikola N., Pouta E., Smart S., Hasler B., Lankia T., Andersen H.E., Lavalle C., Vermaas T., Alemu M.H., Scholefield P., Batista F., Pywell R., Hutchins M., Blemmer M., Fonnesbech-Wulff A., Vanbergen A.J., Münier B., Baranzelli C., Roy D., Thieu V., Zulian G., Kuussaari M., Thodsen H., Alanen E.L., Egoh B., Sorensen P.B., Braat L., Bidoglio G. (2012). A spatial assessment of ecosystem services in Europe: methods, case studies and policy analysis - phase 2. Synthesis report. PEER Report No 4. Ispra: Partnership for European Environmental Research.
- Maes J. (2013). A model for the assessment of habitat conservation status in the EU. Publications Office of the European Union. Luxemburgo, Luxemburgo.
- Marty J.T. (2005). Effects of cattle grazing on diversity in ephemeral wetlands. *Conservation Biology*. 19 (1626-1632).
- McGeoch M.A., Chown S.L. (1998). Scaling up the value of bioindicators. *Tree*. 13 (46-47).
- McGeoch M.A., Rensburg B.J.V., Botes A. (2002). The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *Journal of Applied Ecology*. 39 (661-672).
- Menezes de Sequeira M., Espírito-Santo D., Aguiar C., Capelo J., Honrado J. (2011). Checklist da Flora de Portugal (Continental, Açores e Madeira). Associação Lusitana de Fitossociologia. Lisboa, Portugal.
- Nicolet P., Ruggiero A., Biggs J. (2007). Second European Pond Workshop: conservation of pond biodiversity in a changing European landscape. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 43 (77-80).

- Niemeijer D., S. de Groot R. (2008). A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators*. 8 (14-25).
- Oertli B., Céréghino R., Hull A., Miracle R. (2009). Pond conservation: from science to practice. *Hydrobiologia*. 634 (1-9).
- Panitsa M., Koutsias N., Tsiripidis I., Zotos A., Dimopoulos P. (2011). Species-based versus habitat-based evaluation for conservation status assessment of habitat types in the East Aegean islands (Greece). *Journal for Nature Conservation*. 19 (269-275).
- Pérez-Bilbao A., Benetti C.J., Garrido J. (2015). Biodiversity and conservation of temporary ponds – assessment of the conservation status of “Veiga de Ponteliñares”, NW Spain (Natura 2000 Network), using freshwater invertebrates. In: Lo Y.H., Blanco J.A., Roy S. (eds.). *Biodiversity in Ecosystems - Linking Structure and Function*. Agricultural and Biological Sciences. pp. 241-269.
- 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).
- Pinto-Cruz C., Barbosa A.M., Molina J.A., Espírito-Santo M.D. (2011a). Biotic and abiotic parameters that distinguish types of temporary ponds in a Portuguese Mediterranean ecosystem. *Ecological Indicators*. 11 (1658-1663).
- Pinto-Cruz C., Silva V., Pedroso N., Canha P. (2011b). Charcos Temporários do Sul de Portugal. Universidade de Évora. Évora, Portugal.
- Podani J. (2006). Braun-Blanquet’s legacy and data analysis in vegetation science. *Journal of Vegetation Science*. 17 (113-117).
- Podani J., Csányi B. (2010). Detecting indicator species: some extensions of the IndVal measure. *Ecological Indicators*. 10 (1119-1124).
- Ramsar (2013). *The Ramsar Convention Manual: A guide to the convention on wetlands (Ramsar, Iran, 1971)*. 6th ed. Ramsar Convention Secretariat. Gland, Suíça.
- Rhazi L., Grillas P., Toure A.M., Ham L.T. (2001). Impact of land use in catchment and human activities on water, sediment and vegetation of Mediterranean temporary pools. *Life Sciences*. 324 (165-177).
- 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).

- Rhazi L., Grillas P., Saber E.R., Rhazi M., Brendonck L., Waterkeyn A. (2011). Vegetation of Mediterranean temporary pools: a fading jewel?. *Hydrobiologia*. 689 (23-36).
- Rosset V., Angélibert S., Arthaud F., Bornette G., Robin J., Wezel A., Vallod D., Oertli B. (2014). Is eutrophication really a major impairment for small waterbody biodiversity?. *Journal of Applied Ecology*. 51 (415-425).
- 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>. Acedido a: 30 de agosto de 2015.
- Sala J., Gascón S., Boix D., Gesti J., Quintana X.D. (2004). Proposal of a rapid methodology to assess the conservation status of Mediterranean wetlands and its application in Catalunya (NE Iberian Peninsula). *Archives des Sciences*. 57 (141-152).
- Sand-Jensen K., Riis T., Vestergaard O., Larsen S.E. (2000). Macrophyte decline in Danish lakes and streams over the past 100 years. *Journal of Ecology*. 88 (1030-1040).
- 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 and Freshwater Ecosystems*. 18 (261-279).
- Spencer M., Blaustein L. (2001). Hatching responses of temporary pool invertebrates to signals of environmental quality. *Israel Journal of Zoology*. 47 (397-417).
- Stork N.E., Boyle T.J.B., Dale V., Eeley H., Finegan B., Lawes M., Manokaran N., Prabhu R., Soberon J. (1997). Criteria and indicators for assessing the sustainability of forest management: conservation of biodiversity. Center for International Forestry Research. Working Paper Nº 17. Bogor, Indonésia.
- Van den Broeck M., Waterkeyn A., Rhazi L., Grillas P. Brendonck L. (2015). Assessing the ecological integrity of endorheic wetlands, with focus on Mediterranean temporary ponds. *Ecological Indicators*. 54 (1-11).
- Walker B.H., Coupland R.T. (1968). An analysis of vegetation–environment relationships in Saskatchewan sloughs. *Canadian Journal of Botany*. 46 (509-522).
- Willner W., Tichý L., Chutrý M. (2009). Effects of different fidelity measures and contexts on the determination of diagnostic species. *Journal of Vegetation Science*. 20 (130-137).
- Zacharias I., Zamparas M. (2010). Mediterranean temporary ponds. A disappearing ecosystem. *Biodiversity and Conservation*. 19 (3827 – 3834).

3 Considerações Finais

A proposta dum ferramenta para estabelecer o estado de conservação dos CTM para o Sítio Costa Sudoeste é pertinente e pode vir a representar uma ferramenta valiosa para a conservação deste habitat prioritário, em particular dentro da área protegida PNSACV e no SIC Costa Sudoeste.

Propõe-se uma ferramenta baseada na prospeção de 2 géneros e 12 espécies de flora indicadoras do bom estado de conservação dos CTM. Um CTM deverá ser considerado em bom estado de conservação se apresentar cinco ou mais das seguintes espécies/géneros: *Isoetes* sp., *Myosotis* sp., *Agrostis castellana*, *Carum verticillatum*, *Chaetopogon fasciculatus*, *Cuscuta planiflora*, *Eryngium corniculatum*, *Exaculum pusillum*, *Illecebrum verticillatum*, *Hyacinthoides vicentina*, *Littorella uniflora*, *Polypogon maritimus*, *Ranunculus peltatus* e *Solenopsis laurentia*. Caso contrário, o estado de conservação do CTM deverá ser de degradado. Esta seleção de espécies baseia-se nas espécies indicadoras identificadas por ambas as análises (AEI e AF) e pelos dados das presenças e permite diferenciar CTM em bom estado de conservação de CTM degradados. Porém não permite diferenciar estes últimos uma vez que não foram estabelecidas plantas indicadoras suficientes para o estado de conservação intermédio e mau.

Os CTM bem conservados apresentam ainda uma elevada diversidade de espécies, um maior número de espécies características de CTM, mais espécies hidrófitas, bem como mais espécies com interesse de conservação. Optou-se por não integrar estas variáveis na presente proposta, uma vez que este método implicaria sempre a identificação de todas as espécies de cada charco. Identificação essa que é normalmente morosa e complexa.

Uma vez que os parâmetros abióticos não revelaram afinidade com os estados de conservação dos CTM (exceto a condutividade da água), estes não foram considerados na construção da ferramenta de avaliação dos estados de conservação. No entanto, apesar da condutividade da água não estar integrada na ferramenta de conservação, esta não deve ser ignorada, podendo ser utilizada para sinalizar charcos bons potencialmente em risco de degradação, se a condutividade da água for superior ao normal da generalidade dos CTM ($>500\mu\text{s}/\text{cm}$, Camacho *et al.*, 2009).

A ferramenta proposta é fácil de utilizar, podendo ser usada de forma acessível e rotineira por pessoas não especializadas no habitat e/ou na área de estudo, quer para avaliação do estado de conservação ou para a monitorização deste ao longo do tempo. Apesar disto é fundamental que os usuários da ferramenta sejam treinados e instruídos no reconhecimento destas espécies. Algumas das espécies indicadoras estabelecidas

apresentam morfologia distinta entre o inverno e a primavera (ex.: *Eryngium corniculatum* ou *Illecebrum verticillatum*) e outras podem ser difíceis de distinguir dentro do género (*Agrostis castellana*, *Isoetes setaceum*, *Myosotis debilis*, *Polypogon maritimus* e *Ranunculus peltatus*). No caso do *Isoetes setaceum* e do *Myosotis debilis*, o uso do género como indicador também foi validado por ambas as análises, o que facilita a amostragem e o uso desta ferramenta.

Para que a ferramenta seja utilizada corretamente é conveniente amostrar no período de maior diversidade florística do charco, e como tal recomenda-se que a amostragem ocorra durante a primavera. Além disso, várias das plantas indicadoras estabelecidas têm uma maior percentagem de cobertura na primavera, o que torna mais fácil detetar a sua presença.

Esta ferramenta foi desenvolvida para o Sítio Costa Sudoeste, mas a sua área de abrangência poderá ser alargada ao Sul de Portugal se estas espécies indicadoras forem aferidas para essa área mais extensa. Salienta-se, que as mesmas espécies vegetais não poderão ser extrapoladas para os CTM de outras zonas da região Mediterrânica, e que o uso deste tipo de ferramenta está dependente da seleção e validação de espécies indicadoras dos vários estados de conservação nessas mesmas zonas, devendo tal ser feito por especialistas neste tipo de habitat e na área de estudo pretendida.

Futuros estudos devem ser feitos para validar o valor indicador das presentes espécies na zona Sul de Portugal, e possível ajuste da ferramenta apresentada. Além disso, a análise de outros parâmetros abióticos (ex.: teor de nitratos e fosfatos) e o possível estabelecimento de espécies indicadoras de fauna, podem ser fatores relevantes a acrescentar a esta ferramenta de conservação, tornando-a mais abrangente e sensível às alterações nos CTM.

Estudos mais abrangentes poderão recorrer à utilização da metodologia apresentada para estabelecer este tipo de ferramenta de forma a obter espécies indicadoras comparáveis dentro da região Mediterrânica, podendo mesmo obter-se *taxa* comuns indicadores de CTM bem conservados nessa região.

4 Referências Bibliográficas Citadas no Enquadramento e Considerações Finais

- ALFA (Associação Lusitana de Fitossociologia). (2015). Plano Sectorial da Rede Natura 2000 – Charcos Temporários Mediterrânicos 3170*. Disponível em: <http://www.icnf.pt>. Acedido a: 19 de agosto de 2015.
- Baggela S., Caria M.C. (2012). Diversity and ecological characteristics of vascular flora in Mediterranean temporary pools. *Comptes Rendus Biologies*. 335 (69-76).
- Bakker J.D. (2008). Increasing the utility of indicator species analysis. *Journal of Applied Ecology*. 45 (1829-1835).
- Barbour M., Solomeshch A., Witham C., Holland R., Macdonald 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., Solomeshch A.I., Holland R.F., Witham C.W., Macdonald R.L., Cilliers S.S., Molina J.A., Buck J.J., Hillman J.M. (2005). Vernal pool vegetation of California: communities of long-inundated deep habitats. *Phytocoenologia*. 35 (177-200).
- Barret. S.C.H., Eckert C.G., Husband B.C. (1993). Evolutionary processes in aquatic plant populations. *Aquatic Botany*. 44 (105-145).
- Beja P., Alcazar R. (2003). Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*. 114 (317-326).
- Biggs J., Corfield A., Walker D., Whitfield M., Williams P. (1994). New approaches to the management of ponds. *British Wildlife*. 5 (273-287).
- Cáceres M.D., Legendre P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*. 90 (3566-3574).
- Cáceres M.D., Legendre P., Moretti M. (2010). Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos*. 119 (1674-1684).
- Camacho A., Borja C., Valero-Garcés B., Sahuquillo M., Cirujano S., Soria J.M., Rico E., De La Hera A., Santamans A.C., García de Domingo A., Chicote A., Gosálvez R.U. (2009). 3170* Lagunas y charcas temporales Mediterráneas (*). In: VV.AA. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de habitat de interés comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid, Espanha.

- 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., Pinto-Cruz C. (2010). Plano de Gestão de Charcos Temporários Mediterrânicos no Concelho de Odemira. Universidade de Évora. Évora, Portugal.
- Céréghino 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).
- Céréghino R., Boix D., Cauchi H.M., Martens K., Oertli B. (2014). The ecological role of ponds in a changing world. *Hydrobiologia*. 723 (1-6).
- Chytrý M., Tichý L., Holt J., Botta-Dukát Z. (2002). Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. *Journal of Vegetation Science*. 13 (79-90).
- Chytrý M. (ed.). (2007). *Vegetation of the Czech Republic*. Academia. Praga, República Checa.
- 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., Biggs J., Williams P., Whitfield M., Nicolet P., Sear D., Bray S., Maund S. (2008). Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 125 (1-8).
- Decreto-Lei nº 101/80, de 9 de outubro. Diário da República Nº 234 - I Série. Ministério dos Negócios Estrangeiros. Lisboa, Portugal.
- Decreto-Lei nº 49/2005, de 24 de fevereiro. Transposição para a ordem jurídica interna da Diretiva nº 79/409/CEE, do Concelho, de 2 de abril, relativa à conservação das aves selvagens (Diretiva Aves) e da Diretiva nº 92/43/CEE, do Concelho, de 21 de maio, relativa à preservação dos habitats naturais e da fauna e flora selvagens (Diretiva Habitats). Diário da República Nº 39 - I Série-A. Ministérios do Ambiente e do Ordenamento do Território. Lisboa, Portugal.
- Dimitriou E., Karaouzas I., Skoulikidis N., Zacharias I. (2006). Assessing the environmental status of Mediterranean temporary ponds in Greece. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 42 (33-41).
- Diretiva 2000/61/CE, de 23 de outubro. Jornal Oficial das Comunidades Europeias. Parlamento Europeu e do Concelho da União Europeia.

- 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). Interpretation Manual of European Union Habitats – EUR27. European Commission DG Environment. Natura 2000. Disponível em: <http://ec.europa.eu>. Acedido a: 24 de setembro de 2015.
- EPCN (European Pond Conservation Network). (2008). The Pond Manifesto. Disponível em: www.europeanponds.org. Acedido a: 05 de setembro de 2015.
- Feld C.K., Martins da Silva P., Sousa J.P., de Bello F., Bugter R., Grandin U., Hering D., Lavorel S., Mountford O., Pardo I., Pärtel M., Römbke J., Sandin L., Jones K.B., Harrison P. (2009). Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos*. 118 (1862-1871).
- Ferreira M., Beja P. (2013). Mediterranean amphibians and the loss of temporary ponds: are there alternative breeding habitats?. *Biological Conservation*. 165 (179-186).
- Flora-On (Flora de Portugal Interativa). (2014). Sociedade Portuguesa de Botânica. Disponível em: www.flora-on.pt. Acedido a: 25 de setembro de 2015.
- 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).
- Game E.T., Kareiva P., Possingham H.P. (2013). Six common mistakes in conservation priority setting. *Conservation Biology*. 27 (480-485).
- Gibbons D.W., Wilson J.D., Green R.E. (2011). Using conservation science to solve conservation problems. *Journal of Applied Ecology*. 48 (505-508).
- 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).
- Grillas P., Gauthier P., Yavercovski N., Perennou C. (eds.). (2004). Mediterranean temporary pools I: issues relating to conservation, functioning and management. Station biologique de la Tour du Valat. Arles, França.
- Heink U., Kowarik I. (2010). What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*. 10 (584-593).
- Herrick J.E. (2000). Soil quality: an indicator of sustainable land management?. *Applied Soil Ecology*. 15 (75-83).
- Hidroprojecto. (2008). Plano de Ordenamento do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina – Estudo de Base. Etapa 1 - Descrição. Vol. I/III. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade. Lisboa, Portugal.

- IPMA (Instituto Português do Mar e da Atmosfera). (2015). Normais Climatológicas: 1971-2000 (Beja e Faro). Disponível em: <https://www.ipma.pt/>. Acedido a: 20 de agosto de 2015.
- Jeffries M. (2005). Small ponds and big landscapes: the challenge of invertebrate spatial and temporal dynamics for European pond conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 15 (541-547).
- Keddy P.A., Fraser L.H., Solomeshch A.I., Junk W.J., Campbell D.R, Arroyo M.T.K., Alho C.J.R. (2009). Wet and Wonderful: the world's largest wetlands are conservation priorities. *BioScience*. 59 (39-51).
- King J.L. (1998). Loss of diversity as a consequence of habitat destruction in California vernal pools. In: Witham C.W., Bauder E.T., Belk D., Ferren Jr. W.R., and Ornduff R. (Eds.). *Ecology, Conservation, and Management of Vernal Pool Ecosystems – Proceedings from a 1996 Conference*. California Native Plant Society. Califórnia, EUA. pp. 119-123.
- Lavorel S., McIntyre S., Landsberg J., Forbes T.D.A. (1997). Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Tree*. 12 (474-478).
- Le Saout S., Hoffmann M., Shi Y., Hughes A., Bernard C., Brooks T.M., Bertzky B., Butchart S.H.M., Stuart S.N., Badman T., Rodrigues A.S.L. (2013). Protected areas and effective biodiversity conservation. *Science*. 342 (803-805).
- Levin N., Watson J.E.M., Joseph L.N., Grantham H.S., Hadar L., Apel N., Perevolotsky A., DeMalach N., Possingham H.P., Kark S. (2013). A framework for systematic conservation planning and management of Mediterranean landscapes. *Biological Conservation*. 158 (371-383).
- Mace G.M., Possingham H.P., Leader-Williams N. (2006). Prioritizing choices in conservation. In: Macdonald D.W., Service K. (eds.). *Key Topics in Conservation Biology*. Blackwell Publishing Ltd. Oxford, Inglaterra. pp. 17-34.
- Maes J. (2013). *A model for the assessment of habitat conservation status in the EU*. Publications Office of the European Union. Luxemburgo, Luxemburgo.
- McCune B., Grace J.B. (2002). Indicator Species Analysis. In: McCune B., Grace J.B. (eds.). *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software, Gleneden Beach. Oregon, USA. pp. 198-205.
- Nicolet P., Ruggiero A., Biggs J. (2007). Second European Pond Workshop: conservation of pond biodiversity in a changing European landscape. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 43 (77-80).

- Niemeijer D., S. de Groot R. (2008). A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators*. 8 (14-25).
- OECD (Organisation for Economic Co-Operation and Development). (2003). *OECD Environmental Indicators, Development, Measurement and Use*. OECD. Paris, França. Disponível em: <http://www.oecd.org>. Acedido a: 20 de agosto de 2015.
- Oertli B., Joye D.A., 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).
- Oertli B., Céréghino R., Hull A., Miracle R. (2009). Pond conservation: from science to practice. *Hydrobiologia*. 634 (1-9).
- Pereira A.R. (2000). A geomorfologia e o ordenamento da Costa Alentejana. Seminário “A Zona Costeira do Alentejo”. Associação EUROCOAST. Porto, Portugal. (9-26).
- Pérez-Bilbao A., Benetti C.J., Garrido J. (2015). Biodiversity and conservation of temporary ponds – assessment of the conservation status of “Veiga de Ponteliñares”, NW Spain (Natura 2000 Network), using freshwater invertebrates. In: Lo Y.H., Blanco J.A., Roy S. (eds.). *Biodiversity in Ecosystems - Linking Structure and Function*. Agricultural and Biological Sciences. pp. 241-269.
- 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).
- Podani J., Csányi B. (2010). Detecting indicator species: some extensions of the IndVal measure. *Ecological Indicators*. 10 (1119-1124).
- Ramsar (2013). *The Ramsar Convention Manual: A guide to the convention on wetlands (Ramsar, Iran, 1971)*. 6th ed. Ramsar Convention Secretariat. Gland, Suíça.
- 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., Grillas P., Saber E.R., Rhazi M., Brendonck L., Waterkeyn A. (2011). Vegetation of Mediterranean temporary pools: a fading jewel?. *Hydrobiologia*. 689 (23-36).
- Rivas-Martínez S. (2007). Mapa de series, geosséries y geopermaseries de vegetación de España. *Itinera Geobotanica*. 17 (5-436).
- 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>. Acedido a: 30 de agosto de 2015.

- 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 (81-88).
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J. (1995). *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 3rd eds. W.H. Freeman. Nova Iorque, EUA.
- Strobl R.O., Robillard P.D. (2008). Network design for water quality monitoring of surface freshwaters: a review. *Journal of Environmental Management*. 87 (639-648).
- Turnhout E., Hisschemöller M., Eijsackers H. (2007). Ecological indicators: between the two fires of science and policy. *Ecological Indicators*. 7 (215-228).
- Urban N.A., Swihart R.K., Malloy M.C., Dunning Jr. J.B. (2012). Improving selection of indicator species when detection is imperfect. *Ecological Indicators*. 15 (188-197).
- Williams P., Biggs J., Fox G., Nicolet P., Whitfield M. (2001). History, origins and importance of temporary ponds. *Freshwater Forum*. 17 (7-15).
- 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 Environment Biology*. 28 (1-9).
- Zacharias I., Zamparas M. (2010). Mediterranean temporary ponds. A disappearing ecosystem. *Biodiversity and Conservation*. 19 (3827 – 3834).

5 Anexos

Anexo I – Elenco Florístico

Tabela I.1 – Elenco Florístico. Lista de espécies registadas e respetiva classificação. As plantas com interesse de conservação incluem plantas endémicas, plantas de zonas húmidas com estatuto de conservação no IUCN (2015), plantas listadas nos anexos II e IV da Diretiva Habitats (Decreto-Lei nº49/2005 de 24 de fevereiro) ou anexo I da Convenção de Berna (Decreto-Lei nº316/89 de 22 de setembro), e/ou com áreas restritas de distribuição. Espécies nas categorias Pouco Preocupante ou Quase Ameaçada do IUCN e/ou com área restrita de distribuição estão apenas assinaladas com X. As siglas VU – Vulnerável, EN – Em Perigo e CR – Criticamente em Perigo dizem respeito às categorias de ameaça do IUCN. A nomenclatura da flora seguiu a Flora Ibérica (Castroviejo *et al.*, 1986–2012) e a Nova Flora de Portugal (Franco, 1984; Franco e Rocha Afonso, 1994–2003). As estratégias de vida seguiram a Flora-On (2014). As espécies exóticas, espécies de zonas húmidas e características de CTM seguiram Pinto-Cruz *et al.* (2009; 2011b) e Flora-On (2014). As espécies com interesse de conservação seguiram Convenção de Berna (Decreto-Lei nº316/89 de 22 de setembro), Diretiva Habitats (Decreto-Lei nº49/2005 de 24 de fevereiro), Menezes de Sequeira *et al.* (2011), Flora-On (2014) e IUCN (2015).

Família	Espécie	Estratégia de Vida	Exótica	Zonas Húmidas	Característica de CTM	Interesse de Conservação
Aizoaceae	<i>Carpobrotus edulis</i> (L.) N.E. BR.	Caméfito	X			
Alismataceae	<i>Alisma lanceolatum</i> With.	Hidrófito		X		
	<i>Baldellia ranunculoides</i> (L.) Parl.	Helófito		X	X	
Amaranthaceae	<i>Atriplex prostrata</i> Boucher ex DC.	Terófito				
Amaryllidaceae	<i>Leucojum autumnale</i> L.	Geófito		X		
	<i>Narcissus bulbocodium</i> F. Casas	Geófito		X	X	
Anacardiaceae	<i>Pistacia lentiscus</i> L.	Fanerófito				
Araceae	<i>Lemna minor</i> L.	Hidrófito		X		
Asparagaceae	<i>Asparagus aphyllus</i> L.	Fanerófito				
	<i>Scilla monophyllos</i> Link	Geófito				
	<i>Scilla verna</i> subsp. <i>ramburii</i> (Boiss.) K. Richt.	Geófito				
Boraginaceae	<i>Echium plantagineum</i> L.	Terófito				
	<i>Myosotis debilis</i> Pomel	Terófito		X	X	
	<i>Myosotis discolor</i> Pers.	Terófito		X	X	
	<i>Myosotis laxa</i> Lehm	Terófito		X	X	

	<i>Myosotis retusifolia</i> Rocha Afonso	Terófito		X	X	X (Endémica da Costa SW; Anexo II e IV – Diretiva Habitats)
	<i>Myosotis welwitschii</i> Boiss. e Reut.	Hemicriptófito		X	X	
Callitrichaceae	<i>Callitriche brutia</i> Petagna	Hidrófito		X	X	
	<i>Callitriche stagnalis</i> Scop.	Hidrófito		X	X	
Campanulaceae	<i>Lobelia urens</i> L.	Hemicriptófito		X		
	<i>Solenopsis laurentia</i> (L.) C. Presl	Terófito		X	X	
Caryophyllaceae	<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	Terófito				
	<i>Corrigiola litoralis</i> L.	Hemicriptófito				
	<i>Illecebrum verticillatum</i> L.	Terófito		X	X	
	<i>Paronychia argentea</i> Lam.	Hemicriptófito				
	<i>Silene gallica</i> L.	Terófito				
	<i>Silene laeta</i> (Aiton) Godron	Terófito		X	X	
	<i>Spergula arvensis</i> L.	Terófito				
Characeae	<i>Chara</i> sp.	Hidrófito		X		
	<i>Nitella</i> sp. C. Agardh	Hidrófito		X		
Cistaceae	<i>Cistus salviifolius</i> L.	Fanerófito				
	<i>Halimium calycinum</i> (L.) K.Koch	Fanerófito				
	<i>Tuberaria lignosa</i> (Sweet) Samp.	Proto-hemicriptófito				
	<i>Xolantha guttata</i> (L.) Raf.	Terófito				
Compositae	<i>Anacyclus radiatus</i> Loisel.	Terófito				
	<i>Andryala arenaria</i> (DC.) Boiss. e Reuter	Terófito				
	<i>Arctotheca calendula</i> (L.) Levyns	Terófito	X			
	<i>Aster squamatus</i> (Sprengel) Hieron.	Hemicriptófito	X			
	<i>Bellis annua</i> (L.)	Terófito		X		
	<i>Carlina racemosa</i> L.	Terófito				

	<i>Chamaemelum fuscatum</i> (Brot.) Vasc.	Terófito		X		
	<i>Chamaemelum mixtum</i> (L.) All.	Terófito				
	<i>Chamaemelum nobile</i> (L.) All.	Hemicriptófito		X		
	<i>Coleostephus myconis</i> (L.) Reichenb. fil.	Terófito				
	<i>Conyza</i> sp.	Terófito	X			
	<i>Cotula coronopifolia</i> L.	Terófito	X			
	<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr.	Hemicriptófito				
	<i>Dittrichia viscosa</i> (L.) W. Greuter	Caméfito				
	<i>Galactites tomentosus</i> Moench	Terófito				
	<i>Gamochaeta subfalcata</i> (Cabrera) Cabrera	Terófito	X	X		
	<i>Hypochaeris glabra</i> L.	Terófito				
	<i>Hypochaeris radicata</i> L.	Hemicriptófito				
	<i>Leontodon taraxacoides</i> (Vill.) Mérat	Hemicriptófito		X	X	
	<i>Logfia gallica</i> (L.) Coss. e Germ.	Terófito				
	<i>Picris echioides</i> L.	Terófito				
	<i>Pseudognaphalium luteo-album</i> (L.) Hilliard e B.L.Burt	Terófito				
	<i>Pulicaria paludosa</i> Link	Terófito		X	X	
	<i>Senecio jacobaea</i> L.	Hemicriptófito				
	<i>Senecio sylvaticus</i> L.	Terófito				
	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Terófito				
	<i>Tolpis barbata</i> (L.) Gaertner	Terófito				
Convolvulaceae	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	Proto-hemicriptófito				
	<i>Convolvulus tricolor</i> L.	Terófito				
	<i>Cuscuta planiflora</i> Yuncker	Terófito		X		

Cruciferae	<i>Hirschfeldia incana</i> (L.) Lagr-Foss.	Hemicriptófito				
	<i>Matthiola sinuata</i> (L.) R. Br.	Hemicriptófito				
	<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	Terófito				
Cupressaceae	<i>Juniperus phoenicea subsp. turbinata</i> (Guss.) Nyman	Fanerófito				
Cyperaceae	<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla	Geófito		X		
	<i>Carex flacca</i> Schreber	Hemicriptófito		X		
	<i>Cladium mariscus</i> (L.) Pohl	Geófito		X		
	<i>Cyperus longus</i> L.	Geófito		X		
	<i>Eleocharis multicaulis</i> (Sm.) Desv.	Helófito		X		
	<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem.e Schult.	Helófito		X	X	
	<i>Isolepis cernua</i> (Vahl) Roem. e Schult.	Terófito		X	X	
	<i>Isolepis fluitans</i> (L.) R. Br.	Helófito		X		
	<i>Isolepis pseudosetacea</i> (Duveau) Vasc.	Terófito		X	X	
	<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	Helófito		X		
	<i>Schoenus nigricans</i> L.	Hemicriptófito		X		
	<i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják	Geófito		X		
	Elatinaceae	<i>Elatine brochonii</i> Clavaud	Helófito		X	X
<i>Elatine macropoda</i> Guss.		Terófito		X	X	
Ericaceae	<i>Erica ciliaris</i> L.	Fanerófito				
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia exigua</i> L.	Terófito		X	X	
Gentianaceae	<i>Centaurium erythraea</i> Rafin	Hemicriptófito				
	<i>Centaurium maritimum</i> (L.) Fritsch	Terófito		X		
	<i>Cicendia filiformis</i> (L.) Delarbre	Terófito		X	X	X
	<i>Exaculum pusillum</i> (Lam.) Caruel	Terófito		X	X	X

Geraniaceae	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér.	Terófito				
	<i>Geranium molle</i> L.	Terófito				
	<i>Geranium robertianum</i>	Terófito				
Gramineae	<i>Agrostis castellana</i> Boiss. e Reuter	Proto-hemicriptófito		X		
	<i>Agrostis pourretii</i> Willd.	Terófito		X		
	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Hemicriptófito		X	X	
	<i>Anthoxanthum aristatum</i> Boiss.	Terófito		X		
	<i>Antinoria agrostidea</i> (DC.) Parl.	Terófito		X		
	<i>Avena barbata</i> Pott ex Link	Terófito				
	<i>Brachypodium distachyon</i> (L.) P.Beauv.	Terófito				
	<i>Briza maxima</i> L.	Terófito				
	<i>Briza minor</i> L.	Terófito		X		
	<i>Bromus diandrus</i> Roth	Terófito				
	<i>Bromus hordeaceus</i> L.	Terófito				
	<i>Bromus matritensis</i> L.	Terófito				
	<i>Bromus scoparius</i> L.	Terófito				
	<i>Chaetopogon fasciculatus</i> (Link) Hayek	Terófito		X	X	
	<i>Corynephorus canescens</i> (L.) Beauv.	Hemicriptófito				
	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Hemicriptófito		X		
	<i>Festuca arundinacea</i> Schreber	Hemicriptófito				
	<i>Gaudinia fragilis</i> (L.) Beauv.	Terófito		X		
	<i>Glyceria declinata</i> Bréb.	Helófito		X	X	
	<i>Holcus lanatus</i> L.	Hemicriptófito		X		
<i>Hordeum geniculatum</i> All.	Terófito					
<i>Lagurus ovatus</i> L.	Terófito					
<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	Terófito					

	<i>Lolium perenne</i> L.	Hemicriptófito				
	<i>Lolium rigidum</i> Gaudin	Terófito				
	<i>Panicum repens</i> L.	Hemicriptófito		X		
	<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx) Scribner	Proto-hemicriptófito	X			
	<i>Phalaris coeruleascens</i> Desf.	Hemicriptófito		X		
	<i>Phalaris minor</i> Retz.	Terófito				
	<i>Poa annua</i> L.	Terófito				
	<i>Polypogon maritimus</i> Wild.	Terófito		X	X	
	<i>Polypogon monspeliensis</i> Scop.	Terófito		X		
	<i>Vulpia alopecuros</i> (Schousboe) Dumort.	Terófito				
	<i>Vulpia bromoides</i> (L.) S.F. Gray	Terófito				
	<i>Vulpia fontquerana</i> Melderis e Stace	Terófito				
	<i>Vulpia geniculata</i> (L.) Link	Terófito				
	<i>Vulpia muralis</i> (Kunth) Nees	Terófito				
	<i>Vulpia myuros</i> (L.) C.C. Gmelin	Terófito				
Guttiferae	<i>Hypericum elodes</i> L.	Helófito		X		
	<i>Hypericum humifusum</i> L.	Caméfito		X		
Haloragaceae	<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DC.	Hidrófito		X	X	
Iridaceae	<i>Iris pseudacorus</i> L.	Helófito		X		
	<i>Romulea bulbocodium</i> (L.) Sebast. e Mauri	Geófito				
	<i>Romulea ramiflora</i> Ten.	Geófito				
	<i>Watsonia bulbifera</i> Mathews e L.Bolus	Geófito	X			
Isoetaceae	<i>Isoetes histrix</i> Bory	Hemicriptófito		X	X	
	<i>Isoetes setaceum</i> Lam.	Hidrófito		X	X	X
	<i>Isoetes velatum</i> A. Braun	Hemicriptófito		X	X	
Juncaceae	<i>Juncus acutus</i> L.	Hemicriptófito		X		

	<i>Juncus articulatus</i> L.	Hemicriptófito		X		
	<i>Juncus bufonius</i> L.	Terófito		X		
	<i>Juncus bulbosus</i> L.	Hemicriptófito		X		
	<i>Juncus capitatus</i> Weigel	Terófito		X	X	
	<i>Juncus effusus</i> L.	Hemicriptófito		X		
	<i>Juncus emmanuelis</i> A. Fernandes e J.G. Garcia	Proto- hemicriptófito		X	X	X (Endémica do SW da Península Ibérica)
	<i>Juncus heterophyllus</i> Dufour	Helófito		X	X	
	<i>Juncus inflexus</i> L.	Hemicriptófito		X		
	<i>Juncus maritimus</i> Lam.	Geófito		X		
	<i>Juncus pygmaeus</i> Rich. ex Thuill	Terófito		X	X	
	<i>Juncus rugosus</i> Steud.	Hemicriptófito		X		X (Endémica do SW da Península Ibérica)
	<i>Juncus tenageia</i> Ehrh. ex L. fil.	Terófito		X	X	
Labiatae	<i>Lavandula stoechas</i> L.	Fanerófito				
	<i>Mentha pulegium</i> L.	Hemicriptófito		X	X	
	<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh.	Hemicriptófito		X		
	<i>Prunella vulgaris</i> L.	Hemicriptófito		X		
	<i>Stachys arvensis</i> (L.) L.	Terófito				
Leguminosae	<i>Acacia longifolia</i> (Andrews) Wild.	Fanerófito	X			
	<i>Acacia melanoxylon</i> R. Br.	Fanerófito	X			
	<i>Lathyrus ochrus</i> (L.) DC. in Lam. & DC.	Proto- hemicriptófito				
	<i>Lotus hispidus</i> Desf. ex DC.	Terófito		X	X	
	<i>Lotus parviflorus</i> Desf.	Terófito				
	<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	Proto- hemicriptófito		X		
	<i>Lupinus luteus</i> L.	Terófito				

	<i>Medicago polymorpha</i> L.	Terófito				
	<i>Melilotus albus</i> Medik.	Terófito				
	<i>Melilotus elegans</i> Salzm. ex Ser.	Terófito				
	<i>Melilotus sulcatus</i> Desf.	Terófito				
	<i>Ornithopus compressus</i> L.	Terófito				
	<i>Ornithopus pinnatus</i> (Miller) Druce	Terófito				
	<i>Ornithopus sativus</i> Brot.	Terófito				
	<i>Scorpiurus vermiculatus</i> L.	Terófito				
	<i>Trifolium angustifolium</i> L.	Terófito				
	<i>Trifolium campestre</i> Schreber	Terófito				
	<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	Terófito		X		
	<i>Trifolium lappaceum</i> L.	Terófito				
	<i>Trifolium obscurum</i> Savi	Terófito				
	<i>Trifolium repens</i> L.	Hemicriptófito				
	<i>Trifolium resupinatum</i> L.	Terófito		X	X	
	<i>Trifolium tomentosum</i> L.	Terófito				
	<i>Ulex minor</i> Roth	Fanerófito				
	<i>Vicia angustifolia</i> L.	Terófito				
	<i>Vicia benghalensis</i> L.	Proto-hemicriptófito				
	<i>Vicia sativa</i> L.	Terófito				
Lentibulariaceae	<i>Pinguicula lusitanica</i> L.	Hemicriptófito		X		X
Liliaceae	<i>Hyacinthoides vicentina</i> (Hoffmanns. e Link) Rothm.	Geófito		X	X	X (Endémica de Portugal Continental; Anexo II e IV-Diretiva Habitats)
	<i>Linum bienne</i> Miller	Hemicriptófito				
	<i>Radiola linoides</i> Roth	Terófito		X		

Lythraceae	<i>Lythrum borysthenticum</i> (Schrank) Litv.	Terófito		X	X	
	<i>Lythrum hyssopifolia</i> L.	Terófito		X	X	
	<i>Lythrum junceum</i> Banks e Solander	Hemicriptófito		X		
	<i>Lythrum portula</i> (L.) D.A.Webb	Terófito		X		
	<i>Lythrum salicaria</i> L.	Helófito		X		
Malvaceae	<i>Malva hispanica</i> L.	Terófito				
Marsileaceae	<i>Pilularia minuta</i> Durieu in Bory e Durieu	Hidrófito		X	X	X (EN; Anexo I - Convenção de Berna)
Oleaceae	<i>Phillyrea angustifolia</i> L.	Fanerófito				
Orchidaceae	<i>Serapias cordigera</i> L.	Geófito		X	X	
	<i>Serapias lingua</i> L.	Geófito		X	X	X (CR)
	<i>Serapias parviflora</i> Parl.	Geófito		X	X	
	<i>Serapias</i> sp.	Geófito		X	X	
	<i>Serapias strictiflora</i> Welw. ex Veiga	Geófito		X	X	
Plantaginaceae	<i>Linaria algarviana</i> Chav.	Terófito				X (Endémica de Portugal)
	<i>Littorella uniflora</i> (L.) Ascherson	Hidrófito		X	X	
	<i>Misopates orontium</i> (L.) Raf.	Terófito				
	<i>Plantago coronopus</i> L.	Terófito				
	<i>Plantago lagopus</i> L.	Hemicriptófito				
	<i>Plantago lanceolata</i> L.	Hemicriptófito		X		X (VU)
	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	Helófito		X		
Polygonaceae	<i>Polygonum persicaria</i> L.	Terófito		X		
	<i>Rumex acetosella</i> L.	Hemicriptófito				
	<i>Rumex bucephalophorus</i> L.	Terófito				
	<i>Rumex conglomeratus</i> Murray	Hemicriptófito		X		
	<i>Rumex pulcher</i> L.	Hemicriptófito				
Primulaceae	<i>Anagallis arvensis</i> L.	Terófito				

	<i>Anagallis monelli</i> L.	Hemicriptófito				
	<i>Anagallis tenella</i> (L.) L.	Caméfito		X		
	<i>Samolus valerandi</i> L.	Hemicriptófito		X		
Ranunculaceae	<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	Geófito		X		
	<i>Ranunculus flammula</i> L.	Helófito		X		
	<i>Ranunculus longipes</i> Lange ex Cutanda	Terófito		X		X (Endémica da Península Ibérica)
	<i>Ranunculus muricatus</i> L.	Terófito		X		
	<i>Ranunculus ophioglossifolius</i> Vill.	Helófito		X		
	<i>Ranunculus paludosus</i> Poirlet	Geófito		X		
	<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	Hidrófito		X	X	
	<i>Ranunculus saniculifolius</i> Viv.	Hidrófito		X	X	
	<i>Ranunculus trilobus</i> Desf.	Terófito		X		
	<i>Ranunculus tripartitus</i> DC.	Terófito		X		
Resedaceae	<i>Reseda luteola</i> L.	Terófito				
Rosaceae	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Raeuschel	Hemicriptófito		X	X	
	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	Caméfito				
Rubiaceae	<i>Galium aparine</i> L.	Terófito				
	<i>Galium debile</i> Desv.	Proto-hemicriptófito		X		
	<i>Galium palustre</i> L.	Geófito		X	X	
Salicaceae	<i>Salix</i> sp. L.	Caméfito				
Salviniaceae	<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	Hidrófito	X			
	<i>Bellardia trixago</i> (L.) All.	Terófito				
	<i>Kickxia cirrhosa</i> (L.) Fritsch	Terófito		X		
	<i>Parentucellia viscosa</i> (L.) Caruel	Terófito				
Typhaceae	<i>Typha domingensis</i> Pers.	Helófito		X		
Umbelliferae	<i>Apium nodiflorum</i> (L.) Lag.	Helófito		X		

	<i>Caropsis verticillato-inundata</i> (Thore) Rauschert	Hemicriptófito		X	X	X (VU; Endémica da parte Ocidental da Europa; Anexo I – Convenção de Berna e Anexo II e IV – Diretiva Habitats)
	<i>Carum verticillatum</i> (L.) Koch	Hemicriptófito		X	X	
	<i>Daucus carota</i> L.	Terófito				
	<i>Daucus muricatus</i> (L.) L.	Terófito				
	<i>Eryngium corniculatum</i> Lam.	Hemicriptófito		X	X	X
	<i>Eryngium dilatatum</i> Lam.	Hemicriptófito				
	<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L.	Helófito		X		
	<i>Oenanthe crocata</i> L.	Geófito				

Anexo II – Listagem de Espécie Indicadoras pela AEI

Tabela II.1 - Espécies Indicadoras do Estado de Conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos obtidas pela AEI usando as Presenças. Espécies indicadoras e respetivos valores indicadores (IndVal) e valores P obtidos pela Análise de Espécies Indicadoras (AEI).

Estado de Conservação	Espécies Indicadoras	AEI	
		IndVal	Valor P
Bom	<i>Eryngium corniculatum</i>	0,787	0,0005
	<i>Myosotis debilis</i>	0,709	0,0005
	<i>Illecebrum verticillatum</i>	0,658	0,0005
	<i>Hyacinthoides vicentina</i>	0,645	0,0005
	<i>Isoetes setaceum</i>	0,645	0,0005
	<i>Polypogon maritimus</i>	0,641	0,0005
	<i>Baldellia ranunculoides</i>	0,639	0,0035
	<i>Carum verticillatum</i>	0,631	0,0005
	<i>Ranunculus peltatus</i>	0,630	0,001
	<i>Eleocharis palustris</i>	0,605	0,014
	<i>Cuscuta planiflora</i>	0,603	0,0005
	<i>Exaculum pusillum</i>	0,603	0,0005
	<i>Leontodon taraxacoides</i>	0,598	0,037
	<i>Chaetopogon fasciculatus</i>	0,591	0,0005
	<i>Glyceria declinata</i>	0,580	0,0035
	<i>Phalaris coerulescens</i>	0,562	0,0015
	<i>Parentucellia viscosa</i>	0,555	0,01
	<i>Lythrum borysthenicum</i>	0,552	0,002
	<i>Briza maxima</i>	0,546	0,0265
	<i>Chamaemelum nobile</i>	0,546	0,001
<i>Isoetes velatum</i>	0,538	0,0045	

<i>Lolium rigidum</i>	0,535	0,0045
<i>Littorella uniflora</i>	0,515	0,0005
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	0,514	0,0005
<i>Linum bienne</i>	0,511	0,002
<i>Myosotis laxa</i>	0,511	0,0095
<i>Agrostis castellana</i>	0,499	0,001
<i>Solenopsis laurentia</i>	0,499	0,002
<i>Galactites tomentosus</i>	0,493	0,01
<i>Avena barbata</i>	0,477	0,011
<i>Cicendia filiformis</i>	0,470	0,004
<i>Carlina racemosa</i>	0,460	0,002
<i>Agrostis pourretii</i>	0,453	0,025
<i>Plantago lanceolata</i>	0,451	0,0015
<i>Sonchus oleraceus</i>	0,446	0,023
<i>Euphorbia exigua</i>	0,426	0,006
<i>Gaudinia fragilis</i>	0,426	0,0035
<i>Trifolium campestre</i>	0,419	0,0495
<i>Centaurium maritimum</i>	0,413	0,0405
<i>Silene gallica</i>	0,411	0,029
<i>Malva hispanica</i>	0,399	0,0125
<i>Romulea ramiflora</i>	0,399	0,0065
<i>Radiola linoides</i>	0,389	0,0195
<i>Geranium molle</i>	0,388	0,0445
<i>Scilla monophyllos</i>	0,376	0,029
<i>Lagurus ovatus</i>	0,369	0,016
<i>Elatine brochonii</i>	0,338	0,041

	<i>Logfia gallica</i>	0,338	0,0345
Intermédio	<i>Serapias parviflora</i>	0,393	0,0405
	<i>Juncus articulatus</i>	0,380	0,024
	<i>Erica ciliaris</i>	0,333	0,0455
Mau	<i>Lythrum junceum</i>	0,587	0,024
	<i>Holcus lanatus</i>	0,562	0,0395
	<i>Poa annua</i>	0,453	0,0045
	<i>Ranunculus muricatus</i>	0,438	0,022
	<i>Alisma lanceolatum</i>	0,395	0,0285