



MESTRADO EM QUALIDADE E GESTÃO DO AMBIENTE

ESPECIALIZAÇÃO EM ECOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

**IMPLICAÇÕES DA SAZONALIDADE NA AVALIAÇÃO
DO ESTADO ECOLÓGICO EM RIOS DE TIPO
MEDITERRÂNEO: SERÁ A AMOSTRAGEM DE OUTONO
ADEQUADA?**

Margarida Veríssimo Gaspar

Orientador: Professor Doutor João Manuel Oliveira Bernardo, Universidade de Évora

Co-orientadora: Doutora Paula Rute Pereira Matono Alves, Universidade de Évora

Évora 2013

UNIVERSIDADE DE ÉVORA

MESTRADO EM QUALIDADE E GESTÃO DO AMBIENTE

ESPECIALIZAÇÃO EM ECOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

**IMPLICAÇÕES DA SAZONALIDADE NA AVALIAÇÃO
DO ESTADO ECOLÓGICO EM RIOS DE TIPO
MEDITERRÂNEO: SERÁ A AMOSTRAGEM DE OUTONO
ADEQUADA?**

Margarida Veríssimo Gaspar

Orientador: Professor Doutor João Manuel Oliveira Bernardo, Universidade de Évora

Co-orientadora: Doutora Paula Rute Pereira Matono Alves, Universidade de Évora

Évora 2013

Agradecimentos

Aos meus orientadores, Professor Doutor João Manuel Bernardo e Doutora Paula Matono, por terem aceitado orientar-me neste trabalho, proporcionado a sua realização, e por toda a ajuda e motivação demonstrada ao longo das várias etapas de todo este trabalho.

À Maria José Barão e à Fátima Mendes, pela ajuda no trabalho de laboratório, na realização das análises das águas.

À Anabela Pereira, pela determinação de parte das amostras de águas.

Às minhas amigas e colegas de mestrado Mónica Marques, Denise Adelino, Ana Rita Pacheco e Maria Águas, pela ajuda no trabalho de campo e de laboratório, para além do seu grande companheirismo e amizade demonstrada nesta etapa da minha vida.

Ao António Vareia, pela grande disponibilidade que sempre demonstrou em ajudar-me, desde as saídas de campo à fase da escrita do trabalho.

À Patrícia Ribeiro, ao Santiago Lledó e Mafalda Fernandes pelo enorme apoio, motivação e grande paciência por ouvirem os grandes desabafos, tendo sempre as palavras certas para me dizer nos dias menos bons, durante o longo processo de escrita.

A todos os meus amigos, que me deram sempre a força e incentivo necessário para a realização de todo este trabalho.

E por último à minha família, aos meus pais, à minha avó, aos meus tios, ao primo Zé Miguel, que desde o primeiro momento sempre me incentivaram a levar todo este trabalho para a frente, pela força, motivação nos dias mais difíceis, e apoio incondicional demonstrado a todos os níveis, nesta etapa da minha vida, pois sem eles, a concretização deste trabalho não teria sido possível.

IMPLICAÇÕES DA SAZONALIDADE NA AVALIAÇÃO DO ESTADO ECOLÓGICO EM RIOS DE TIPO MEDITERRÂNEO: SERÁ A AMOSTRAGEM DE OUTONO ADEQUADA?

Resumo

Os rios de tipo mediterrânico estão sujeitos a grandes variações sazonais e inter- anuais de caudal o que, associado à degradação antrópica, vai implicar alterações nos agrupamentos biológicos ao longo do tempo. Os protocolos de monitorização do estado ecológico estabeleceram amostragens de primavera, e os índices foram desenvolvidos nesse sentido. Este trabalho teve como objectivo principal comparar a resposta de índices piscícolas e de macroinvertebrados na primavera e no outono. Os resultados mostram que, no geral, os valores dos índices no outono não são inferiores aos de primavera, como se poderia esperar, concluindo-se que é viável monitorizar com amostragens de outono. Complementarmente, comparou-se a responsividade dos diversos índices à degradação. Nos macroinvertebrados, IBMWP e IPtI foram os mais responsivos, em oposição a IM9, e na ictiofauna foram F-IBIP e NMR mais responsivos em oposição a IBI.

Palavras-chave: ictiofauna, macroinvertebrados bentónicos, variabilidade inter-anual e sazonal das comunidades, índices bióticos, estado ecológico, incerteza na avaliação ecológica, rios de tipo Mediterrâneo.

IMPLICATIONS OF SEASONALITY IN THE ECOLOGICAL ASSESSMENT OF MEDITERRANEAN TYPE RIVERS: IS AUTUMN SAMPLING APPROPRIATE?

Abstract

Mediterranean type rivers are subject to large seasonal and inter-annual flow variations. This natural variability, with the different anthropogenic pressures, causes changes through time on the biological assemblages. The monitoring protocols for the ecological assessment refer sampling should take place in spring. The main goal of this study was to compare the response of invertebrate and fish indexes in spring and in autumn. Results show that, in general, the indexes values for autumn are not lower than the spring ones, as could be expected, which means that autumn sampling may be considered as an alternative to the usual spring sampling. The indexes response to human pressures were also compared. For macroinvertebrates, IBMWP and IPTI showed the best performances and IM9, the worse; for fishfauna, F-IBIP and NMR responded best to pressures and IBI had the worse performance.

Key words: fish assemblages, benthic macroinvertebrates, inter-annual and seasonal variability of communities, biotic indices, ecological status, uncertainty in the ecological assessment, Mediterranean-type streams.

Índice

Agradecimentos.....	i
Resumo.....	ii
Abstract.....	iii
1. Introdução.....	1
2. Metodologia.....	9
2.1. Área de estudo.....	9
2.1.1. Localização geográfica.....	9
2.1.2. Clima.....	10
2.1.3. Hidrologia.....	11
2.1.4. Flora e Vegetação.....	14
2.1.5. Principais impactes nos ecossistemas.....	14
2.2. Amostragem.....	15
2.2.1. Macroinvertebrados bentónicos.....	16
2.2.2. Fauna piscícola.....	17
2.3. Caracterização ambiental.....	18
2.4. Análise de dados.....	20
2.4.1. Persistência e Estabilidade das comunidades biológicas.....	20
2.4.2. Métricas e Índices bióticos.....	22
2.4.2.1. Índices bióticos aplicados a macroinvertebrados.....	23
2.4.2.2. Métricas e Índices bióticos aplicados à ictiofauna.....	27
2.4.3. Relação entre índices bióticos, pressão antropogénica e variáveis hidrológicas.....	33
3. Resultados.....	35
3.1. Caracterização ambiental e nível de pressão antrópica de locais.....	35
3.2. Macroinvertebrados bentónicos.....	44
3.2.1. Caracterização Estrutural.....	44
3.2.1.1. Índices de Diversidade e Estabilidade.....	47
3.2.2. Índices Bióticos.....	50
3.2.3. Relação entre os índices bióticos, pressão antropogénica e variabilidade hidrológica.....	52
3.3. Comunidades piscícolas.....	53
3.3.1. Caracterização Estrutural – análise inter-anual.....	55
3.3.1.1. Índices de Diversidade e Estabilidade – análise inter-anual.....	58
3.3.2. Caracterização Estrutural – análise sazonal.....	61
3.3.2.1. Índices de Diversidade e Estabilidade – análise sazonal.....	63
3.3.3. Índices Bióticos – análise inter-anual.....	65
3.3.4. Índices Bióticos – análise sazonal.....	67
3.3.5. Relação entre os índices bióticos, pressão antropogénica e variabilidade hidrológica.....	70
4. Discussão.....	73

4.1. Variabilidade das comunidades piscícolas e de macroinvertebrados.....	73
4.2. Aplicação e variabilidade dos Índices bióticos.....	79
4.3. Complementariedade entre os macroinvertebrados e a ictiofauna.....	85
4.4. Incerteza na avaliação do estado ecológico.....	87
5. Conclusão.....	90
6. Referências bibliográficas.....	94
7. Anexos.....	111

1. Introdução

Na Península Ibérica a grande maioria dos rios estão sob a influência do clima Mediterrâneo, que tem como principais características a variabilidade da precipitação, a escalas intra e inter-anuais (Gasith & Resh, 1999). O regime hidrológico dos cursos de água desta região está muito dependente do padrão da precipitação (Gasith & Resh, 1999) e, particularmente no Sul a maioria apresenta um carácter predominantemente temporário (Bernardo & Alves, 1999; INAG, 2008a). Consequentemente, estes ecossistemas lóticos apresentam grandes variações inter e intra-anuais de caudal, reflectindo o padrão da precipitação, por um lado a nível inter-anual (Gasith & Resh, 1999) e, por outro, pela ocorrência de ciclos anuais sazonalmente preditivos, com alternância entre eventos frequentes de caudal reduzido ou mesmo inexistente, relacionados com períodos secos, e de situações de caudal elevado, associados a períodos húmidos (e.g. Pinto *et al.*, 2004).

As comunidades biológicas destes ecossistemas apresentam elevada variabilidade a nível espacial e temporal, a escalas inter-anual e sazonal, determinada pela influência do clima Mediterrâneo (e.g. Boulton & Lake, 1992; Reynoldson & Wright, 2000; Bernardo *et al.*, 2003; Morais *et al.*, 2004). A variação do regime hidrológico, associado à disponibilidade de caudal, é um dos principais factores responsáveis por essa variabilidade e, consequentemente, pelos processos ecológicos nos rios (e.g. Statzner *et al.*, 1988; Poff & Ward, 1989; Richter *et al.*, 2003; Sabater, *et al.*, 2006; Matono *et al.*, 2012a). Desta forma, este factor é fundamental na estruturação das comunidades biológicas de cursos de água mediterrâneos, que estão naturalmente adaptadas e são relativamente tolerantes a condições ambientais significativamente constrangedoras (e.g. Puig *et al.*, 1991; Pinto *et al.*, 2004; Vieira *et al.*, 2004; Magalhães *et al.*, 2007; Magalhães *et al.*, 2008). Estas adaptações evolutivas podem expressar-se a nível morfológico e fisiológico, no desenvolvimento de estratégias comportamentais de sobrevivência, e adaptações do seu ciclo de vida, que lhes permitem fazer face a condições desfavoráveis e minimizar os seus potenciais efeitos (e.g. Williams, 1987; Boulton, 1989; Bernardo *et al.*, 2003; Ilhéu, 2004; Pinto *et al.*, 2004; Hermoso *et al.*, 2010). Para além disso, promove dinamismo na configuração dos habitats (Bernardo *et al.*, 2003).

Neste contexto, o regime de caudal determina importantes atributos estruturais nos rios (como o volume de habitat, a velocidade de corrente, a geomorfologia do canal, a estabilidade do substrato), sendo uma medida integradora das complexas condições ambientais (Poff & Ward, 1989).

Os rios das regiões mediterrâneas estão entre os ecossistemas mais ameaçados do mundo (Smith & Darwall, 2005). Estes sistemas enfrentam grandes desafios pois, para além da variabilidade natural a que estão sujeitos, estas regiões têm vindo a ser expostas desde há várias décadas a crescentes níveis de perturbação antrópica (como a intensificação da captação de água, com consequentes limitações na sua disponibilidade, a construção de barragens, a intensificação do uso do solo, modificações do canal), e a introdução de espécies não nativas (e.g. Poff *et al.*, 1997; Cows & Collares-Pereira, 2000; Vila-Gispert *et al.*, 2002; Hermoso & Clavero, 2011; Matono, 2012). Todos estes factores têm repercussões negativas nas comunidades bióticas, como o declínio das populações piscícolas nativas, particularmente nas últimas décadas (e.g. Almaça, 1995; Collares-Pereira *et al.*, 2000; Cabral *et al.*, 2005; Ribeiro *et al.*, 2009).

Como resposta à degradação generalizada dos ecossistemas lóticos, o desenvolvimento de ferramentas para avaliar o seu estado ecológico, constitui um factor chave na gestão destes ecossistemas e na proteção da vida aquática (e.g. Hermoso *et al.*, 2010; Aparicio *et al.*, 2011). Neste contexto, a Directiva-Quadro da Água (DQA) (European Commission, 2000) constituiu a nível europeu um plano de acção comunitário no domínio das políticas da água, com o objectivo de avaliar a integridade ecológica de massas de água, superficiais e subterrâneas, e promover a respectiva conservação no geral. De acordo com a DQA, todos os estados membros têm que avaliar e, quando necessário, melhorar o estado ecológico das águas de superfície, com o objectivo de estas alcançarem ou superarem o “bom estado ecológico” até 2015. Para isso têm que desenvolver sistemas de classificação do estado ecológico, baseados no biota, de forma a estimar o impacte das pressões antropogénicas, através do desvio (desvio ecológico ou rácio de qualidade ecológica - RQE) relativamente à condição de uma massa de água semelhante, na ausência de pressões significativas ou em condições de referência (CIS-WFD, 2003; Wallin *et al.*, 2003).

Neste sentido, o estado das massas de água é determinado pelo estado químico, baseado no nível de poluição causado pela presença de substâncias químicas, e pelo estado ecológico (European Commission, 2000; Henriques *et al.*, 2000). O estado ecológico reflecte a qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos associados às águas de superfície. Este deve ser avaliado e classificado em cinco níveis pré-definidos de classes de qualidade (mau, pobre, razoável, bom e excelente), tendo em conta os seguintes elementos de qualidade: elementos biológicos, elementos químicos e físico-químicos e elementos hidromorfológicos, de suporte dos elementos biológicos. Estes respondem de forma preditiva à perturbação

humana e permitem uma classificação da qualidade ecológica, baseada nas relações funcionais entre pressões e indicadores (European Commission, 2000).

Na implementação da DQA em Portugal, e de modo a atingir o seu integral cumprimento, o Instituto da Água (INAG) abordou todos os elementos de qualidade biológica (EQB) para a avaliação do estado ecológico, incluindo portanto macroinvertebrados bentónicos e ictiofauna (INAG, 2008b; 2008c). O estudo destas comunidades biológicas constitui uma ferramenta de análise ambiental muito útil (e.g. Pinto & Fernandes, 1994; Barbour *et al.*, 1999; Oberdorff *et al.*, 2002; Tejerina-Garro *et al.*, 2005). Os macroinvertebrados e a ictiofauna são considerados bons bioindicadores da qualidade ecológica de um rio (e.g. Barbour *et al.*, 1999), e como apresentam diferentes características biológicas e ecológicas, fornecem informação complementar nos estudos destes sistemas (e.g. Larsen *et al.*, 2012). Desta forma, através das complexas relações entre organismos e comunidades nos múltiplos nichos ecológicos, a diferentes escalas ambientais (Cummins, 1974; Pinto *et al.*, 2006), é possível uma avaliação global e mais integradora da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos (e.g. Griffith *et al.*, 2001; Carlisle *et al.*, 2008).

Os macroinvertebrados são utilizados desde o início do século passado (Kolkwitz & Marsson, 1908 *in* Baptista *et al.*, 2007) em inúmeros programas de monitorização (Metcalf, 1989; Loeb & Spacie, 1994; Barbour *et al.*, 1999; Griffith *et al.*, 2003). Neste contexto, destacam-se para este elemento biológico as seguintes características: respondem rapidamente a modificações da qualidade da água, da velocidade da corrente, da granulometria e estabilidade do substrato, da concentração de matéria orgânica no substrato, da heterogeneidade espacial do habitat (e.g. Boulton & Lake, 1992; Klemm *et al.*, 2002; Davis *et al.*, 2003; Graça *et al.*, 2004; Michaletz *et al.*, 2005; Beauger *et al.*, 2006; Sabater *et al.*, 2006; Bonada *et al.*, 2007; García-Roger *et al.* 2011), com alterações estruturais das comunidades, que se mantêm durante algum tempo. Estas comunidades integram um passado ecológico recente dos ecossistemas aquáticos, devido à sua reduzida mobilidade, permanência no substrato e ciclos de vida relativamente longos (Pinto & Fernandes, 1994; Barbour *et al.*, 1999). Para além disso, são ubíquos, estão presentes numa multiplicidade de habitats, possuem uma elevada variedade taxonómica, com diferentes níveis de tolerância e sensibilidade a alterações ambientais (e.g. Barbour *et al.*, 1999; Furse *et al.*, 2006; INAG, 2009).

Os grupos mais sensíveis às alterações dos ecossistemas são as larvas dos insectos aquáticos das ordens de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (e.g. Rosenberg & Resh, 1993; Puig, 1999). Por outro lado, grupos como Oligochaeta,

Diptera, Mollusca apresentam uma elevada resistência à contaminação orgânica (e.g. Hynes, 1998; Alonso & Camargo, 2005). A heterogeneidade sazonal de um rio tipicamente mediterrâneo limita o modelo de distribuição e abundância dos macroinvertebrados a escalas multi-espaciais (desde o nível da bacia de drenagem até à escala do microhabitat) (García-Roger *et al.*, 2011). As diferenças na composição e riqueza dos macroinvertebrados aquáticos entre rios temporários e permanentes são devidas sobretudo ao tipo de regime de caudal (disponibilidade de corrente), associado à extensão do período húmido, sendo mais empobrecidas nos de regime temporário (Boulton & Suter, 1986; García-Roger *et al.*, 2011). Normalmente, a situações de caudal associam-se os taxa mais sensíveis à contaminação orgânica (Coimbra *et al.*, 1996; Prenda & Gallardo-Mayenco, 1999; Ubero-Pascal *et al.*, 2000), em oposição às condições lânticas, em que a ocorrência destes taxa tendem a diminuir, e os mais tolerantes tornam-se dominantes na comunidade (e.g. Coimbra *et al.*, 1996; Morais *et al.*, 2004).

As famílias e as ordens dos macroinvertebrados bentónicos estão provavelmente presentes ao longo de todo o ano, enquanto que taxa com níveis inferiores (designadamente géneros ou espécies) podem estar presentes nos rios em períodos diferentes num ano, devido ao seu ciclo de vida (Feio *et al.*, 2006). Reece *et al.* (2001) detectou elevada sensibilidade na variação sazonal ao nível do género, em comparação com o nível da família dos macroinvertebrados.

A ictiofauna só mais recentemente começou a adquirir uma importância crescente na avaliação da qualidade das águas interiores em todo o mundo (Karr, 1981; Oberdorff & Hughes, 1992; Angermeier & Davideanu, 2004). A fauna piscícola permite um diagnóstico expedito do estado de conservação (Bernardo *et al.*, 2004), devido às seguintes particularidades (Barbour *et al.*, 1999): longevidade, fornecendo informação alargada temporalmente, mais do que qualquer outro elemento de qualidade biológica; preferência por diferentes tipos de habitats, permitindo avaliar a qualidade destes; mobilidade e comportamento migratório, que dependem da conectividade dos cursos; níveis tróficos elevados de algumas espécies, permitindo uma visão integrada do ecossistema e, estando dependentes da produtividade primária e secundária, revelam possíveis perturbações de níveis tróficos inferiores e sensibilidade a diferentes tipos de pressão. Desta forma, a ictiofauna, sendo um grupo biológico particularmente sensível, responde às alterações morfológicas do habitat, às modificações do regime de escoamento e caudal, à fragmentação das redes hídricas (perda de conectividade longitudinal) e à degradação da qualidade da água (e.g. Barbour *et al.*, 1999). Neste sentido, é um elemento de qualidade biológica a considerar na avaliação dos sistemas lóticos, com capacidade integrativa da

variabilidade ambiental a diferentes escalas espaciais, fornecendo informação essencial sobre a integridade ecológica destes ecossistemas (e.g. Oberdorff *et al.*, 2002; INAG, 2008c).

Do ponto de vista dos agrupamentos piscícolas, os rios das regiões de clima mediterrâneo são sistemas particulares (Gasith & Resh, 1999; Ilhéu, 2004). A estruturação destas comunidades nestes sistemas é influenciada por vários factores bióticos e abióticos, que actuam a vários níveis espacial e temporal (Whittaker *et al.*, 2001; Hugueny *et al.*, 2010). Os cursos de água da Península Ibérica são dos mais peculiares da Europa relativamente à ictiofauna, devido ao isolamento zoogeográfico: observa-se um elevado número de endemismos por bacia, uma riqueza específica normalmente baixa por local, diferentes composições específicas entre bacias hidrográficas, uma grande plasticidade ecológica das espécies e grandes alterações dos agrupamentos piscícolas em termos temporais e espaciais (e.g. Almaça, 1995; Moyle & Randall, 1998; Kennard *et al.*, 2006; Reyjold *et al.*, 2007). Como estratégia adaptativa, desenvolvem-se em ciclos de vida curtos, com uso generalista do habitat, com estratégias oportunistas de alimentação, elevada fecundidade e maturação sexual relativamente precoce (e.g. Vila-Gispert & Moreno-Amich, 2002; Clavero *et al.*, 2004; Hermoso *et al.*, 2010). Segundo Oberdorff *et al.* (2002) a utilização da ictiofauna como elemento de qualidade biológica é fundamental para uma discriminação entre os efeitos antropogénicos e a perturbação natural. Matono (2012) considera que a ictiofauna contribui para a avaliação da possível relação entre perturbações de origem antrópica e natural, e respectivos efeitos nas comunidades piscícolas.

A interrupção do regime de caudal acentua as condições críticas de muitos pools no período seco, ocorrendo muitas extinções locais de espécies piscícolas, durante o final da primavera e/ou nos meses de verão. Estes segmentos de rios serão normalmente recolonizados no outono-inverno seguintes (Bernardo & Alves, 1999). Desta forma, a dinâmica dos agrupamentos piscícolas está fortemente dependente de extinções locais e subsequentes recolonizações (Bernardo & Alves, 1999; Tejerina-Garro *et al.*, 2005). Os factores ambientais conduzem a variabilidade temporal nas populações, nomeadamente os associados à variação do regime hidrológico, sendo componentes chave na explicação da estrutura e riqueza dos agrupamentos piscícolas locais (Tejerina-Garro *et al.*, 2005). Mais do que qualquer outro elemento biológico, a ictiofauna é sujeita a variações inter-anuais, particularmente nas condições adversas deste tipo de clima (Bernardo *et al.*, 2003; Bernardo *et al.*, 2012).

A avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos, tendo por base a ictiofauna e os macroinvertebrados bentónicos, e de acordo com o conceito de estado

ecológico introduzido pela DQA, incorpora uma abordagem baseada nos consequentes desvios entre as comunidades observadas e as esperadas numa situação de referência (Bailey *et al.*, 2004). Este novo conceito de avaliação utiliza medidas biológicas relevantes, designadas por métricas, que reflectem importantes componentes das comunidades biológicas (como riqueza taxonómica, tolerância, composição, diversidade) e, nalguns casos, da sua ecologia, nomeadamente guildas de composição trófica e de habitat (e.g. Barbour *et al.*, 1999; Roset *et al.*, 2007). As métricas quantificam o impacto das actividades humanas no biota, respondendo de forma variada de acordo com as diversas pressões (e.g. Hughes & Noss, 1992; Barbour *et al.*, 1999; AQEM Consortium, 2002; Pinto *et al.*, 2004; INAG & AFP, 2012). Para além disso são integradas em índices multimétricos, que são expressos numa escala numérica e vão reflectir a condição ecológica dos sistemas aquáticos.

O índice de integridade biótica (IBI, *Index of Biological Integrity*, Karr, 1981; Karr *et al.*, 1986; Karr, 1991) foi o primeiro índice multimétrico amplamente utilizado para avaliar os sistemas aquáticos, e é baseado no conceito de integridade biótica (Karr & Dudley, 1981; Barbour *et al.*, 1999). Este índice usa os agrupamentos piscícolas para essa avaliação, considerando uma série de parâmetros destas comunidades. Conceptualmente, este método é um melhoramento sobre a monitorização tradicional, que se baseava apenas na avaliação de parâmetros físico-químicos de qualidade da água dos ecossistemas, uma vez que este integra vários tipos de perturbações exercidas nestes sistemas, sendo útil na sua identificação (Karr *et al.*, 1986; Karr, 1991).

O índice IBI sofreu inúmeras adaptações, de forma a ser aplicado a diferentes regiões e habitats com condições ambientais específicas (Angermeier & Karr, 1986; Miller *et al.*, 1988; Oberdorff & Hughes, 1992; Lyons *et al.*, 1995; Harris & Silveira, 1999; Angermeier & Davideanu, 2004; Bozzetti & Schulz, 2004; Ferreira *et al.*, 2007). Para além disso foi também modificado no sentido de ser aplicado em outros grupos taxonómicos, nos quais se incluem os macroinvertebrados bentónicos (e.g. Kerans & Karr, 1994; Barbour *et al.*, 1996, 1999), mas mantendo-se sempre os fundamentos ecológicos originais (e.g. Roset *et al.*, 2007).

Anteriormente a esta nova abordagem conceptual, os estudos dos macroinvertebrados eram fundamentalmente baseados apenas na presença de taxa tolerantes à poluição orgânica, principalmente na região Mediterrânea (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Wright *et al.*, 1993). Na Europa Central, foram sobretudo desenvolvidas metodologias de avaliação biológica baseadas no conceito do Sistema

Sapróbico (Kolkwitz & Marsson, 1902, 1908 *in* Friedrich *et al.*, 1996; Rolauffs *et al.*, 2004).

Nos países do Sul da Europa, nomeadamente em Portugal, dadas as características particulares dos ecossistemas lóticos, designadamente a temporalidade do regime hidrológico dos rios de tipo mediterrâneo e a variabilidade biológica das comunidades, associadas ao crescente aumento das pressões antrópicas, enfrentam-se dificuldades acrescidas na avaliação do estado ecológico (e.g. Hermoso *et al.*, 2010; Matono, 2012; Matono *et al.*, 2012b), com um possível incremento de erros e incertezas associadas à metodologia de avaliação. Acresce ainda o facto das comunidades biológicas, macroinvertebrados e fauna piscícola, exibirem uma resistência relativamente elevada a condições ambientais adversas, permitindo que se desenvolvam em ambientes extremos e/ou variáveis (e.g. Almaça, 1995; Barbour *et al.*, 1999; Morais *et al.*, 2004). Todos estes factores dificultam a sua utilização como avaliadores das pressões antrópicas exercidas sobre os sistemas, nomeadamente das de tipo hidrológico e a elas ligadas (Morais *et al.*, 2004; Matono, 2012) e constituem os principais problemas relativos às metodologias de avaliação biológica, porque podem introduzir distorções e levar a incorrectas avaliações da qualidade dos ecossistemas (Morais *et al.*, 2004; Hermoso *et al.*, 2009).

O tipo de clima mediterrâneo proporciona condições óptimas para o estudo da evolução das comunidades biológicas a níveis inter-anual e sazonal (primavera *versus* outono), e avaliar as suas potenciais consequências na avaliação ecológica. Em Portugal, os protocolos oficiais relativos à monitorização do estado ecológico em rios (INAG, 2008b, 2008c) estabeleceram que esta deve ser efectuada na primavera, estando os índices bióticos elaborados com base em dados de primavera. Para além dos condicionalismos citados anteriormente, um outro possível incremento de erro na avaliação pode estar associado a condições hidrológicas atípicas na primavera, que consequentemente irão limitar a amostragem das comunidades fluviais. Estas situações tendem a ocorrer, visto ser uma região sujeita a grande variabilidade hidrológica inter e intra-anual. De forma a minimizar esta situação, uma potencial alternativa poderá ser, uma eventual substituição do período do ano de amostragem para o outono, quando as condições assim o justificarem, procurando reduzir o erro da avaliação. Neste contexto, uma incorrecta avaliação da qualidade ecológica, poderá ter consequências negativas na forma como são dirigidos e implementados os planos de monitorização e possíveis estratégias de recuperação destes sistemas.

A elaboração de ferramentas biológicas com o objectivo de avaliar o estado ecológico dos rios mediterrâneos é um tema que está ainda relativamente pouco

desenvolvido (Rueda *et al.*, 2002; Pinto *et al.*, 2004; Matono *et al.*, 2012a). A maioria das abordagens é de carácter fortemente pericial e não baseadas em análises de sensibilidade (Ferreira *et al.*, 1996; Graça & Coimbra, 1998; Bernardo *et al.*, 2004; Applegate *et al.*, 2007; Magalhães *et al.*, 2008; Gascón *et al.*, 2009). Para isso, contribuíram os factores referidos anteriormente e também, especificamente no caso da ictiofauna, a sua baixa riqueza específica nestas regiões (Almaça, 1995), que limita o número de métricas a serem aplicadas, comparativamente com outras zonas (Karr *et al.*, 1986). Todos estes condicionantes conduziram a que os índices elaborados possam ser pouco robustos, e conseqüentemente menos atributos das comunidades poderão ser abrangidos, particularmente na ictiofauna, aumentando a incerteza na avaliação da qualidade ecológica.

Apesar das dificuldades assinaladas, vários estudos têm sido elaborados neste âmbito. De acordo com a literatura, destacam-se alguns dos índices desenvolvidos. Para a ictiofauna foram desenvolvidos índices com aplicação à bacia do Guadiana (Magalhães *et al.*, 2008; Hermoso *et al.*, 2010), outros de aplicabilidade mais abrangente a rios ibéricos (Oberdorff *et al.*, 2002; Aparicio *et al.*, 2011), o Índice Piscícola Europeu (EFI), desenvolvido no projecto FAME (FAME Consortium, 2004), com aplicabilidade a nível Europeu, e uma outra versão deste mesmo índice avançada para melhorar a sua actuação em ecoregiões Mediterrâneas, e que actualmente consiste no único índice piscícola disponível para ser usado em toda a Península Ibérica (EFI+ Consortium, 2009). Para os macroinvertebrados, destacam-se o IBMWP (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor *et al.*, 2002), com aplicação à Península Ibérica, que tem sido amplamente usado como uma ferramenta útil para a avaliação da qualidade biológica da água, o IM9 (Pinto *et al.*, 2004), o IPTI (INAG, 2009). Morais *et al.* (2004) procurou compreender a influência das condições hidrológicas nas metodologias de avaliação, tendo por base a comunidade de macroinvertebrados bentónicos, seleccionando um conjunto de métricas e índice multimétrico robustos nessa avaliação.

Este trabalho tem como principais objectivos: comparar a composição e estrutura da fauna piscícola e de macroinvertebrados bentónicos nos períodos de primavera e de outono, testar a resposta dos índices bióticos relativamente aos períodos em análise, avaliar a aplicabilidade dos índices bióticos no outono, analisar a variabilidade das comunidades piscícolas à escala inter-anual com base em dados de primavera e contribuir para a identificação de fragilidades dos índices bióticos e conseqüentes incertezas associadas à avaliação do estado ecológico com base nestes dois elementos biológicos de qualidade.

2. Metodologia

2.1. Área de estudo

2.1.1. Localização geográfica

O estudo decorreu em 8 troços de cursos de água localizados nas bacias hidrográficas dos rios Guadiana e Sado, no sul de Portugal continental, inseridos na Eco Região Ibero Macaronésica (Illies, 1978) (Figura 2.1). Apenas dois locais pertencem à bacia do rio Sado (locais 7 e 8, Figura 2.1). As bacias do Guadiana e Sado cobrem uma área de drenagem de cerca de 66 960km² e 7 696km², respectivamente (MPAT/SEARN/DGRAH, 1986).

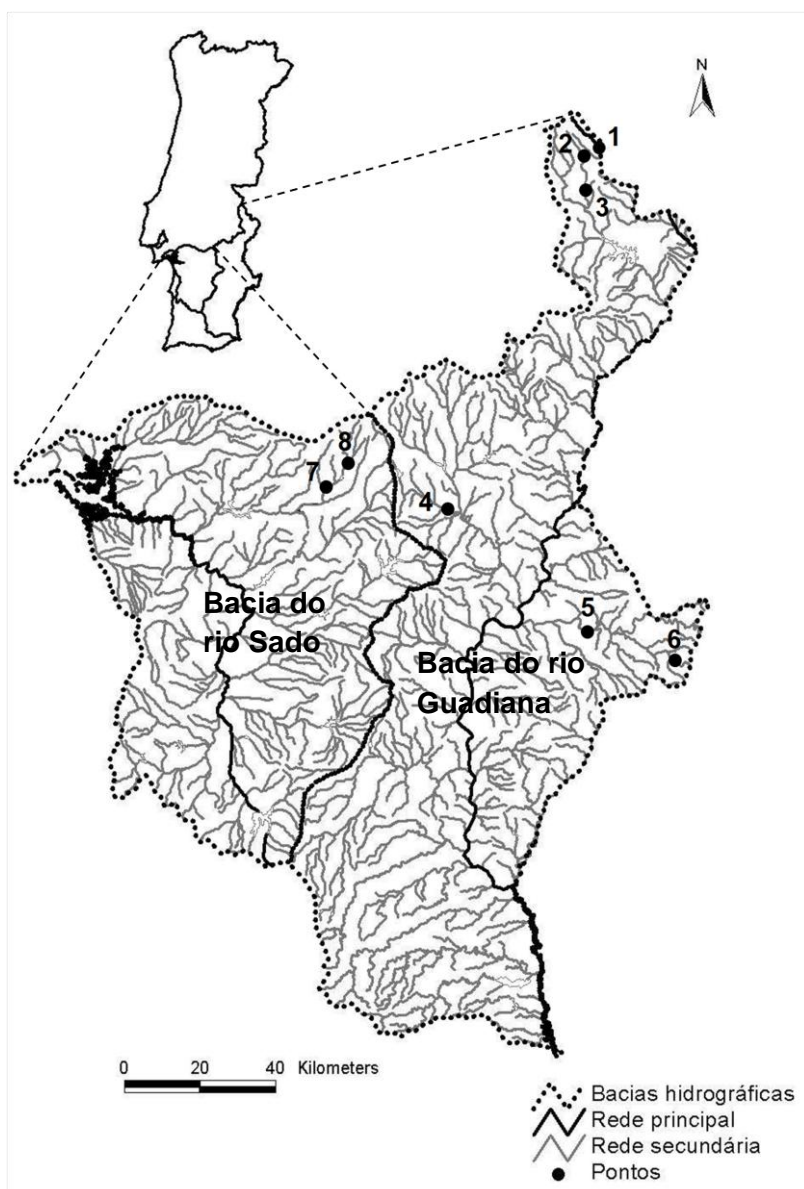


Figura 2.1 - Localização dos locais de amostragem nas bacias hidrográficas dos rios Guadiana e Sado: 1 – Cabroeira (Cbr), 2 – Alegrete (Alg), 3 – Mosteiros (Mos), 4 – Azambuja (Azb), 5 – St.º Amador (Stº Am), 6 – Murtigão (Mtg), 7 – Valverde Jusante (Val J) e 8 – Valverde Vila (Val V).

Os locais amostrados enquadram-se nas tipologias de rio S2 (Rios Montanhosos do Sul), $S1 > 100 \text{ km}^2$ (Rios do Sul de Média-Grande Dimensão) e $S1 \leq 100 \text{ km}^2$ (Rios do Sul de Pequena Dimensão) (INAG, 2008a).

Os rios da tipologia S2 são de pequena dimensão (cerca de 60 km^2 em média). Estão situados em zonas com altitudes mais elevadas e com escoamento médio anual um pouco mais elevado que os restantes tipos do Sul (entre os 200 a 300mm). Têm um regime hidrológico tendencialmente permanente. Os rios desta tipologia incluídos na área de estudo (locais 1, 2 e 3, Figura 2.1), relativamente à litologia são de natureza siliciosa e apresentam um baixo grau de mineralização (INAG, 2008a).

Os rios da tipologia $S1 \leq 100 \text{ km}^2$ têm uma área de drenagem inferior a 100 km^2 , apresentam valores de altitude baixos (cerca de 180m em média) e o escoamento médio anual varia de 100 a 200mm. Têm um regime hidrológico tendencialmente temporário. O rio desta tipologia incluído na área de estudo (local 8, Figura 2.1), no que se refere à litologia é de natureza siliciosa e com grau de mineralização intermédio (INAG, 2008a).

Os rios da tipologia $S1 > 100 \text{ km}^2$ têm uma área de drenagem superior a 100 km^2 , apresentam valores de altitude baixos (cerca de 140m em média) e o escoamento médio anual varia de 100 a 200mm. Têm um regime hidrológico tendencialmente temporário. Os rios desta tipologia incluídos na área de estudo (locais 4, 5, 6 e 7, Figura 2.1), no que se refere à litologia são de natureza siliciosa e apresentam um grau de mineralização intermédio (INAG, 2008a).

2.1.2. Clima

Esta região é caracterizada por um clima Mediterrâneo, com uma temperatura média anual elevada, de aproximadamente 16°C , e com precipitação média anual reduzida, de cerca de 600mm (INAG, 2008a). O regime da precipitação é altamente irregular, tanto a nível espacial como temporal, e reflecte-se em termos de quantidade de precipitação, e da sua distribuição por regiões (Daveau, 1977). Nesta região, as zonas húmidas localizam-se sobretudo em S. Mamede (cerca de 1000mm de precipitação média), em oposição a outras áreas em que se registam reduzidos níveis de precipitação média ($< 400 \text{ mm}$). Observa-se um decréscimo da precipitação anual do Norte de Portugal para Sul, e de Oeste (litoral) para Este (interior), enquanto que a temperatura evidencia um padrão oposto (<http://www.igeo.pt/atlas/>).

2.1.3. Hidrologia

Os rios das bacias do Guadiana e Sado são tipicamente rios Mediterrâneos, e apresentam um regime hidrológico altamente irregular, com tendência para episódios de seca extrema, contrastando com situações de elevado caudal (ocorrência de enxurradas) (e.g. Pereira *et al.*, 2006). A geologia das bacias é altamente impermeável, e o regime de escoamento está fortemente dependente da variação sazonal da precipitação, a qual está concentrada em cerca de 80% nos meses de Outubro a Março. Nestas bacias, durante a estação seca (normalmente de Junho a Setembro), os cursos de água apresentam um reduzido caudal, e a maioria dos seus tributários estão limitados a pools isolados, ou mesmo completamente secos, com ausência total de escoamento (e.g. Miranda *et al.*, 2002; Bernardo *et al.*, 2003; INAG, 2008a; Magalhães *et al.*, 2008). Um dos principais atributos dos rios Mediterrâneos consiste na variabilidade inter-anual do regime de caudal. De acordo com os registos hidrológicos existentes para a região sul de Portugal continental, essa variação inter-anual de caudal atinge uma razão de aproximadamente 100:1 (Figura 2.2) (ARHA, 2011).

Os locais Mtg, Azb, St.^o Am, Val J e Val V apresentam um regime hidrológico marcadamente temporário, enquanto que os locais Alg, Cbr e Mos mostram um carácter tendencialmente mais permanente. Na Figura 2.2 está representado o padrão geral da precipitação total anual ao longo de uma série temporal (1960/61 a 2011/12) para as estações da Amieira (rio Degebe, bacia do Guadiana), exemplificativa de cursos de água de regime temporário, e de Alegrete (ribeira de Arronches, bacia do Guadiana), como exemplo de cursos de água com regime de tendência mais permanente.

De uma forma geral, pode constatar-se que a precipitação total anual é claramente superior na estação de regime permanente, observando-se uma maior duração dos períodos secos na de regime temporário (Figura 2.2). Nos dois regimes, a duração dos eventos de seca é claramente superior à dos períodos húmidos, resultando em extensos períodos de seca (défice acumulado) (Figura 2.2) (por ex. 2008/09). Para a estação de regime temporário (a), verificou-se a ocorrência de severos eventos de seca, nomeadamente em 1980/81, 1982/83, 1994/95, 2004/05, 2008/09, com um período de retorno de cerca de 25-50 anos (de acordo com os cálculos efectuados pelo INAG, 1999). Foram também registados outros eventos, menos severos para os anos de 1991/92, 1992/93, 1998/1999 e 2003/04, com um período de retorno mais curto, de 10-25 anos. Em oposição, os registos de precipitação total anual para os anos 1995/96, 1997-98 e 2000/01 foram superiores

aos da precipitação média, e reflectiu-se na ocorrência de eventos de caudal/escoamento elevado nos cursos de água (como Janeiro de 1996, Janeiro de 1997, final de Outono/ início do Inverno em 1997/98) (Bernardo *et al.*, 2003).

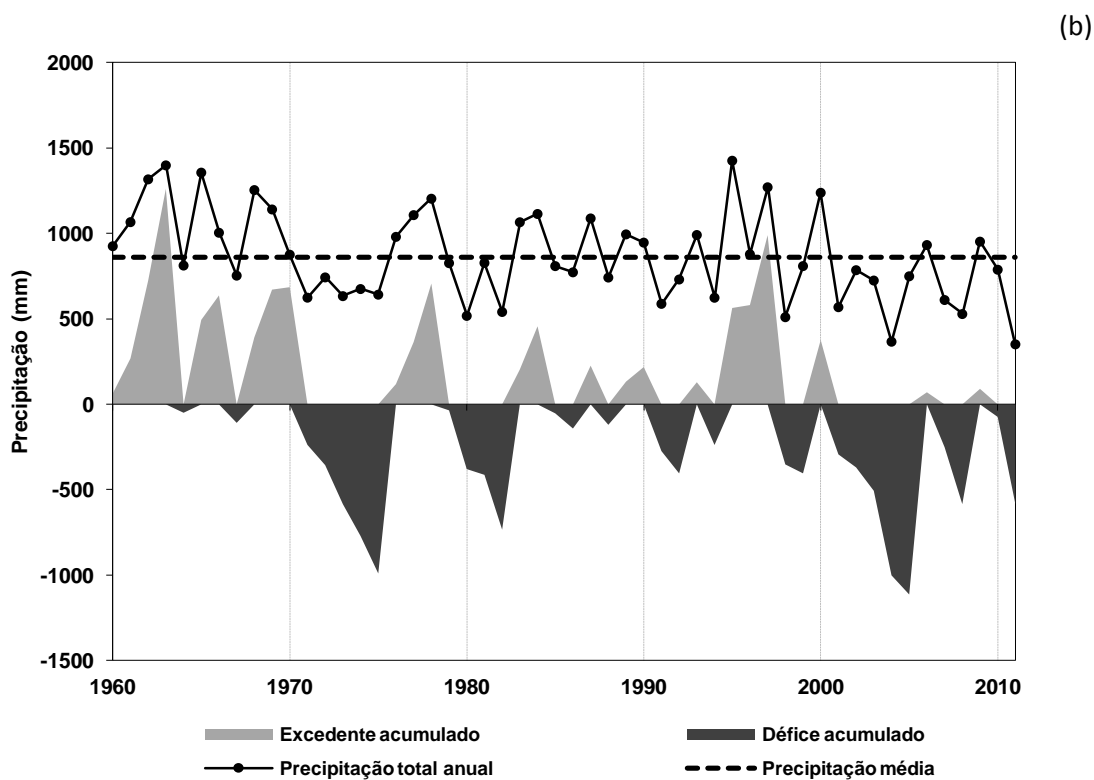
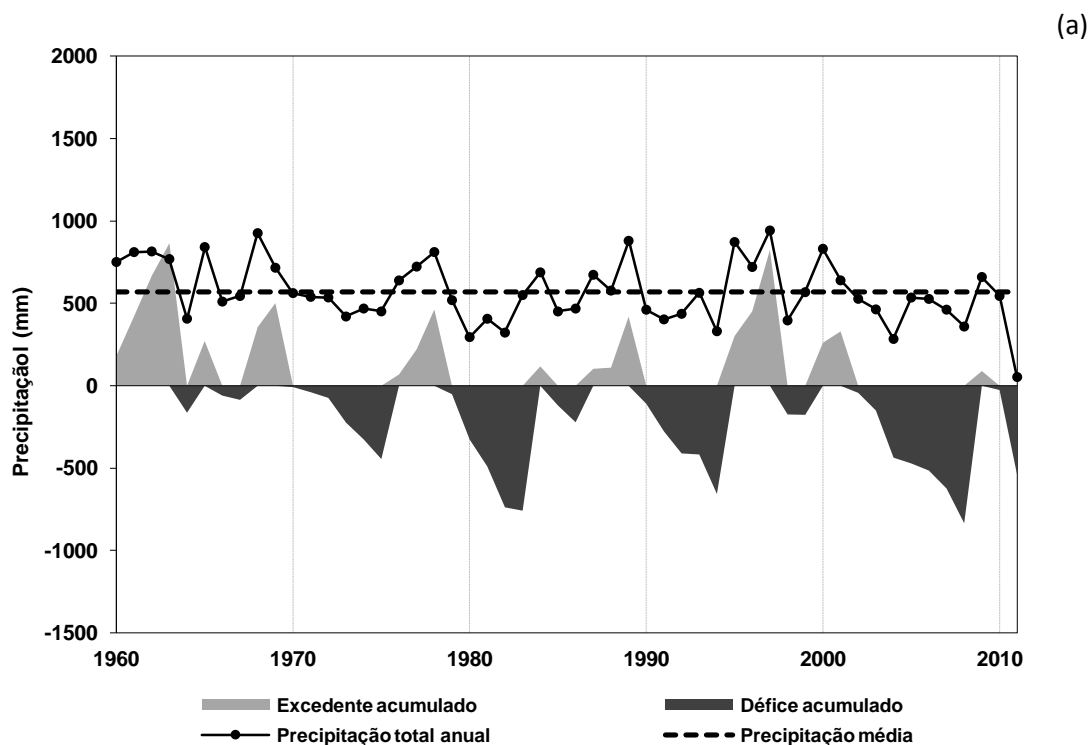


Figura 2.2 – Evolução da precipitação total anual, precipitação cumulativa excedentária e em déficit, em mm (relativamente à precipitação média dos últimos 50 anos) entre os anos hidrológicos de 1960/61 e 2011/12, para as estações da (a) Amieira (24L/01C), no rio Xévorá (bacia do Guadiana) e de (b) Alegrete (18N/02G), na ribeira de Arronches (bacia do Guadiana) (Fonte de dados: <http://snirh.pt>).

Na Figura 2.3 encontra-se o padrão geral da precipitação mensal (mm) registado nas mesmas estações meteorológicas, entre os anos hidrológicos 2003/04 e 2011/12. Observou-se a existência de um padrão sazonal similar, para as estações de regimes permanente e temporário, embora com valores absolutos bastante diferentes. Em ambas as estações, nos meses de outono, início do inverno, a precipitação mensal tende a ser superior, em oposição aos meses de verão.

As figuras 2.2 e 2.3 pretendem assim evidenciar a marcada variabilidade e irregularidade inter-anual e sazonal da precipitação nos locais amostrados, com previsíveis repercussões nos valores de caudal.

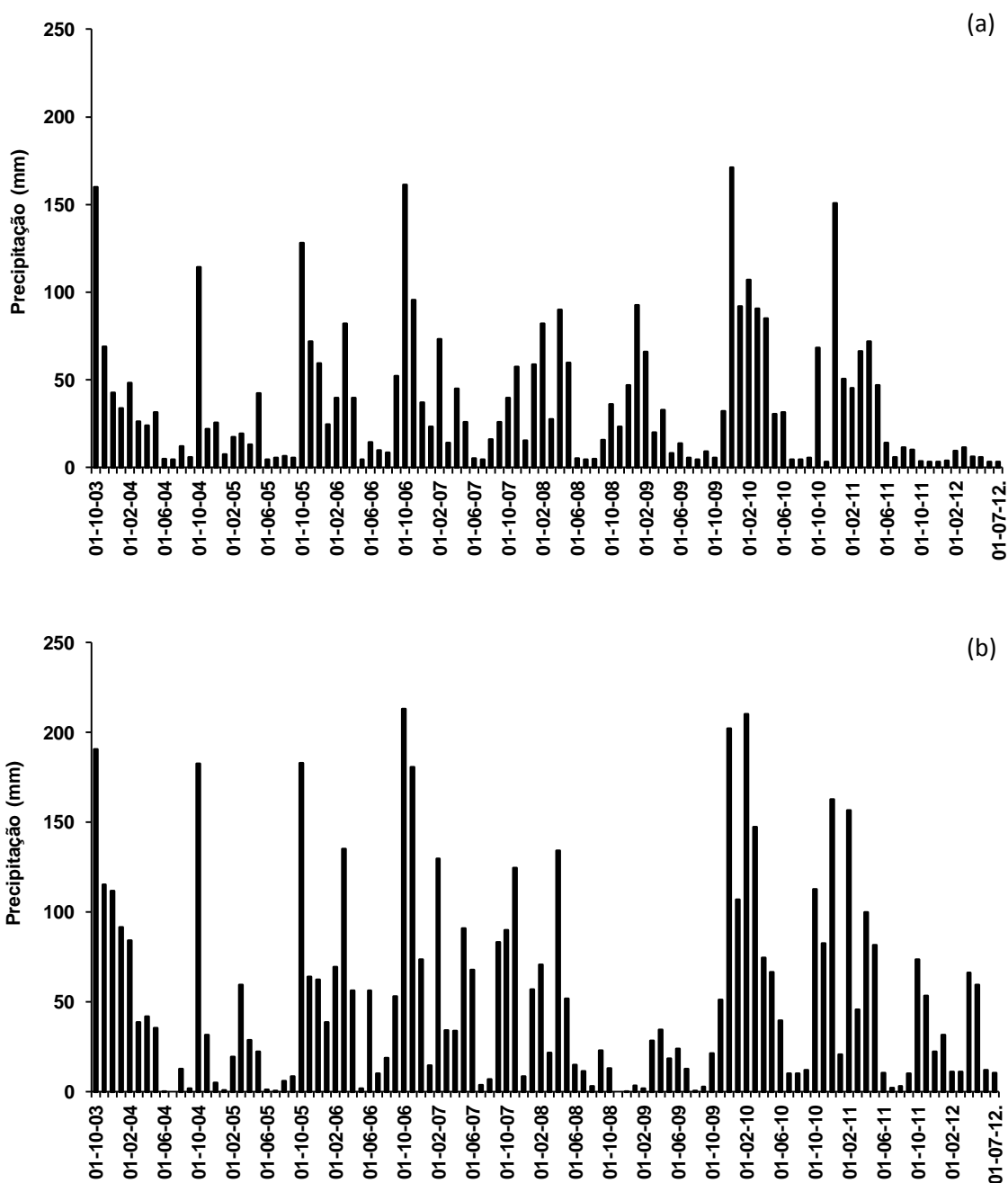


Figura 2.3 – Evolução da precipitação mensal (mm) entre os anos hidrológicos de 2003/04 e 2011/12, para as estações da (a) Amieira (24L/01C), no rio Xévorá (bacia do Guadiana) e de (b) Alegrete (18N/02G), na ribeira de Arronches (bacia do Guadiana) (Fonte: <http://snirh.pt>).

2.1.4. Flora e Vegetação

Este território é predominantemente coberto por grandes extensões de culturas cerealíferas e de pastagens, intercaladas com habitats de montado (nomeadamente *Quercus suber* e *Quercus rotundifolia*), de plantações de eucaliptos (*Eucalyptus* spp.) e de matos mediterrâneos. As galerias ripícolas dos cursos de água mostram geralmente uma estrutura arbustiva esparsa. O modelo de urbanização da região é disperso, com várias aldeias e vilas com baixa densidade populacional (cerca de 1000 a 1 500 habitantes por vila), estando concentrados sobretudo na parte superior das bacias hidrográficas (Magalhães *et al.*, 2008).

2.1.5. Principais impactes nos ecossistemas aquáticos

O crescente aumento da procura de água para fornecimento público, agropecuárias e alguma indústria, levaram à construção de numerosas albufeiras, de maiores e menores dimensões (particulares). Foram construídas cerca de 67 na bacia do Sado e 1 643 na bacia do Guadiana (ARHA, 2011), para suprimir essa crescente exigência, mas conseqüentemente com impactes negativos na conectividade longitudinal dos sistemas aquáticos.

Os cursos de água constituem muitas vezes um meio receptor de efluentes domésticos, industriais e de escorrências dos solos agrícolas e florestais (INAG, 1999, ARHA, 2011). Ao longo dos anos tem-se assistido nesta região a um incremento da construção de suiniculturas, lagares de azeite, ou outras actividades relacionadas com práticas agropecuárias ou de indústria ligadas ao sector agrícola, com conseqüente aumento dos níveis de poluição difusa, conduzindo à deterioração da qualidade da água (INAG, 1999; ENEAPAI, 2007), nomeadamente pela afluência excessiva de cargas de nutrientes, materiais sólidos e matéria orgânica aos meios hídricos. Estes factores, juntamente com o baixo escoamento e temperaturas elevadas no período de estio, poderão dar origem a uma situação com fortes sinais de eutrofização e poluição (e.g. INAG, 1999). Outros impactos humanos com efeitos negativos nos sistemas lóticos são a alteração do leito dos rios, canalização, extração de areias e de água. Todos os factores referidos anteriormente têm sido responsáveis pelo aumento da poluição nos sistemas aquáticos, pelas principais alterações estruturais e funcionais dos ecossistemas, colocando em perigo a fauna piscícola nativa (e.g. Magalhães *et al.*, 2008; Matono *et al.*, 2012a).

2.2. Amostragem

Os locais de amostragens dos macroinvertebrados bentónicos e da ictiofauna (Alegrete - Alg, Mosteiros - Mos, Murtigão - Mtg, Azambuja - Azb, St.º Amador - St.º Am., Valverde Jusante - Val J e Valverde Vila - Val V) foram coincidentes, à excepção do local Cabroeira (Cbr), onde apenas se efectuou a amostragem da fauna piscícola.

Relativamente aos macroinvertebrados bentónicos, as colheitas decorreram na primavera de 2004 (Alg, Mos, Mtg), 2005 (Azb, St.º Am e Val J) e 2011 (Val V), e no outono de 2011 (todos os locais). Na impossibilidade de se efectuar a amostragem de macroinvertebrados na maioria dos locais na primavera de 2011, foram utilizados dados produzidos por equipa do Departamento de Biologia da Universidade de Évora (coordenação Prof. Paulo Pinto), no âmbito de trabalhos promovidos pelo INAG.

No que diz respeito à ictiofauna, o principal critério de seleção dos locais de estudo baseou-se na existência de dados históricos disponíveis, de forma a permitir uma análise da evolução temporal (inter-anual), de acordo com os objectivos do presente estudo. A proximidade dos locais e a sua acessibilidade foram também factores tidos em consideração. Os locais foram amostrados num período de 2 a 12 anos, entre 1996 a 2012. Ao longo destes anos, todos os locais foram amostrados na primavera. Em 2011 foram adicionalmente efectuadas amostragens no outono, à excepção dos locais Cbr e St.º Am, onde apenas se efectuaram amostragens de primavera (Tabela 2.1). Os dados da ictiofauna no período da primavera entre 1996 a 2012 foram obtidos por equipa do Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento (DPAO) da Universidade de Évora (coordenação Prof.ª Maria Ilhéu e Dra. Paula Matono), no âmbito de estudos promovidos pelo INAG, e também no âmbito do projecto “Alterações climáticas e comunidades piscícolas de cursos de tipo Mediterrânico: Impacte potencial na bio integridade e implicações na avaliação do estado ecológico” designado por CLIMFISH (PTDC/AAC-AMB/102541/2008), financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT). No âmbito do presente estudo foram efectuadas amostragens de macroinvertebrados bentónicos e de ictiofauna no outono de 2011.

Tabela 2.1 – Locais de amostragem da ictiofauna, discriminados por anos de amostragem, efectuados na primavera (P) e no outono (O).

Ano	Alegrete (Alg)	Cabroeira (Cbr)	Mosteiros (Mos)	Murtigão (Mtg)	Azambuja (Azb)	St. Amador (St.º Am)	Valverde Jusante (Val J)	Valverde Vila (Val V)
1996			P		P	P		
1997	P		P	P	P	P		
1998	P		P	P		P		

Ano	Alegrete (Alg)	Cabroeira (Cbr)	Mosteiros (Mos)	Murtigão (Mtg)	Azambuja (Azb)	St. Amador (St.º Am)	Valverde Jusante (Val J)	Valverde Vila (Val V)
1999			P		P	P		
2000					P			
2004	P		P	P				
2005		P	P		P	P	P	
2006		P	P			P	P	
2007		P	P		P	P	P	
2008		P	P		P	P	P	
2010	P	P	P	P	P	P	P	
2011	P; O	P	P; O	P; O	P; O	P	P; O	P; O
2012	P	P	P	P	P	P	P	P

2.2.1. Macroinvertebrados bentónicos

A colheita dos macroinvertebrados bentónicos incidiu sobre um troço de 50 metros de comprimento, previamente seleccionado, representativo do tipo de curso de água a amostrar. Em cada um dos locais, foram colhidas amostras de macroinvertebrados, de acordo com o protocolo de amostragem para a monitorização deste elemento biológico (INAG, 2008b). De acordo com este protocolo, efectuaram-se 6 arrastos, utilizando uma rede de mão com malha de 0,5mm, cada um com uma área definida pela largura da rede (0,25m) e um comprimento de 1m. Os 6 arrastos foram distribuídos proporcionalmente no troço de amostragem, de forma a incluir a diversidade de habitats existentes, e de acordo com as respectivas representatividades (% de cobertura). Para efeitos de colheita deste grupo biológico consideram-se 6 tipos de habitats distintos em função dos substratos inorgânicos (4 habitats) e orgânicos (2 habitats) que cobrem o fundo do rio. As amostras colhidas foram colocadas em frascos de plástico de boca larga, devidamente etiquetados, sendo fixadas de imediato com uma solução de formol comercial a 4%.

No laboratório, o material colhido foi lavado em água corrente, de modo a remover o fixador e o sedimento fino, através de um crivo metálico com malha de 500µm. Após a lavagem, o material biológico retido no crivo, foi colocado em tabuleiros de plástico de cor branca, fazendo-se uma análise minuciosa do mesmo, de forma a serem retirados os organismos presentes, com o auxílio de pinças. Todo o processo de triagem foi efectuado a olho nu. Em casos de elevada abundância de determinados taxa, nomeadamente, pertencentes à classe Oligochaeta e às famílias Chironomidae e Simuliidae (ordem Insecta), procedeu-se a uma sub-amostragem. Esta consistiu em homogeneizar o material num tabuleiro, retirar o máximo possível da água, pesar a totalidade do material, e sucessivamente ir triando porções que correspondessem aproximadamente em peso, a 10% da totalidade do peso do material. Este processo de sub-amostragem terminava quando fossem encontrados

200 organismos nas porções analisadas. A abundância dos diferentes taxa na totalidade da amostra foi posteriormente estimada em função da proporção da amostra efectivamente triada, de acordo com o estabelecido no protocolo de amostragem (INAG, 2008b; Pinto & Feio, 2009).

Depois de triados, os organismos foram conservados em álcool etílico a 70%, dentro de frascos devidamente etiquetados. Após este procedimento, efectuou-se também uma sub-amostragem após triagem, em alguns taxa, uma vez que a sua abundância foi muito elevada. Para isso, distribuíram-se os organismos de forma homogénea sobre o fundo de uma caixa de petri, dividindo-se em 4 quadrantes iguais, e retiraram-se os organismos de 2 quadrantes em diagonal, efectuando-se a contagem dos organismos contidos nos 2 quadrantes restantes. Este processo ficava terminado quando o número de organismos era superior a 200. Quando, por estimativa, o seu número fosse muito superior a 400, realizava-se novamente uma sub-amostragem, seguindo os procedimentos anteriores.

Posteriormente, procedeu-se à identificação dos taxa com recurso a chaves de identificação taxonómica (Carchini, 1983; Merrit & Cummins, 1984; Nilsson, 1995; Tachet *et al.*, 1996; Puig, 1999; Lanero, 2000) até ao nível taxonómico de família, com excepção da classe Oligochaeta. A abundância dos diferentes taxa na totalidade da amostra triada, foi estimado em função do número de sub-amostragens efectuadas, de acordo com o estabelecido no protocolo de amostragem (INAG, 2008b). Os macroinvertebrados foram quantificados como número de indivíduos por 1m² (ind./m²). Informação mais detalhada sobre esta metodologia de amostragem e o processamento das amostras encontra-se disponível no manual publicado pelo INAG (2008b).

2.2.2. Fauna piscícola

Na amostragem da ictiofauna, em cada local foi amostrado um troço do rio representativo do sector do curso, que abrangesse todas as unidades físicas (mesohabitats) existentes – *pool*, *run* e *riffle*, englobando a máxima diversidade de habitats. O comprimento do troço amostrado foi definido como 20 vezes a largura média do curso, numa extensão máxima até 150m (INAG, 2008c). A amostragem foi efectuada com recurso a pesca eléctrica, de acordo com os critérios do protocolo para a monitorização deste elemento biológico (INAG, 2008c), e em concordância com as normas CEN (2003). Para este procedimento foi utilizado um equipamento de pesca eléctrica de transporte dorsal alimentado a bateria com corrente contínua pulsada (IG

200/2B, PDC – *Pulsed Direct Current* - Hans-Grassl GmbH, Schonau am Königssee, Germany). Em zonas pouco profundas (<0,8m) a amostragem foi realizada com os operadores a percorrerem lentamente a pé o curso, de jusante para montante, descrevendo um zig-zag entre as duas margens e, em zonas de maiores profundidades (>0,8m), estas foram realizadas com o auxílio de um barco.

Todos os indivíduos capturados foram identificados até ao nível da espécie, medidos (comprimento total) e posteriormente devolvidos vivos ao curso de água. Foram também registadas malformações ou outras patologias observadas nos indivíduos capturados. A captura da fauna piscícola foi padronizada para uma área de 100m², e expressa em densidade (número de indivíduos por 100m²). Este tipo de amostragem é o mais adequado por ser mais eficiente e menos selectivo em cursos de água de tipo Mediterrâneo (Magalhães *et al.*, 2007). Apesar do protocolo de amostragem oficial da ictiofauna ter sido apenas publicado em anos mais recentes (INAG, 2008c), as amostragens efectuadas em anos precedentes à sua publicação, seguiram exactamente os mesmos critérios e pressupostos estabelecidos no protocolo oficial (INAG, 2008c) e nas normas CEN (2003).

2.3. Caracterização ambiental

A caracterização ambiental dos locais amostrados foi baseada em variáveis regionais e locais. As variáveis regionais foram obtidas com recurso a cartografia digital de acesso livre (disponível em <http://www.igeoe.pt>). Nestas variáveis incluem-se a tipologia do curso de água, a altitude do local (m), a área da bacia de drenagem (km²), a distância à nascente (m), o declive (%), a classe de mineralização (baixa, média, alta), a temperatura média anual do ar (°C), a amplitude térmica (°C) e o escoamento médio anual (mm).

Para analisar a variabilidade hidrológica inter-anual e sazonal (primavera *versus* outono) foram recolhidos dados de precipitação mensal (mm) de sete estações meteorológicas (Alegrete – 18N/02G, Arronches – 19N/01UG, São Julião – 18N/01UG, São Manços – 23K/01UG, Alcáçovas – 23I/01C, St.º Aleixo da Restauração – 25O/01UG e Amareleja – 24N/01UG) geograficamente próximas dos locais de amostragem do presente estudo relativos ao período de 1960/61 a 2011/12 (Fonte: <http://snirh.pt>).

Com base na precipitação mensal foram calculadas a precipitação total anual (mm), pela soma da precipitação mensal registada num ano hidrológico, a precipitação média (mm) da série temporal e a precipitação relativa. Esta última foi determinada

pelo quociente entre a precipitação total anual e a precipitação média da série temporal de cada estação meteorológica, de forma a determinar níveis de precipitação superiores ou inferiores ao valor da precipitação média. Calcularam-se também as seguintes variáveis: coeficiente de variação da precipitação total anual ($CV = (\text{desvio padrão}/\text{média}) \times 100$), precipitação média cumulativa excedentária e em déficit, estas últimas calculadas de acordo com Yevjevich (1967). Optou-se pela utilização dos valores de precipitação em vez de caudal, devido à escassez de dados históricos deste último parâmetro. Nos períodos de ausência de registos históricos, estes foram determinados por modelos de regressão preditivos.

As variáveis locais foram medidas *in situ* durante a amostragem, e foram registadas tendo por base fichas de campo, que englobam parâmetros morfométricos, biofísicos, químicos e de diversidade de habitats (INAG, 2008b, 2008c). Nestas variáveis incluem-se a temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), a temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), pH, concentração de oxigénio dissolvido (mg/L), transparência da água (disco de Secchi - cm), comprimento do troço (m), largura mínima, máxima e média de área molhada (m), profundidade média e máxima da água (m), velocidade da corrente média e máxima (m/s), classe de substrato dominante e subdominante (adaptado a partir da escala Wentworth (Giller & Malmqvist, 1998): 1- vasa, areia fina, laje plana; 2- areia, areão; 3- cascalho; 4- pedras; 5- blocos/calhaus; 6- grandes blocos, superiores a 50cm), cover aquático (%), tipo de vegetação aquática (% hidrófitas, helófitas, briófitas), disponibilidade de detritos lenhosos (%), ensombramento (%), continuidade da galeria ripária e proporção dos vários tipos de mesohabitats (%) (*pool*, *riffle* e *run*).

Em cada local, o nível de pressão antropogénica foi avaliado com base em 10 variáveis semi-quantitativas desenvolvidas no âmbito do projecto FAME (*Fish-based Assessment method for Ecological Status of European Rivers*) (CIS-WFD, 2003; FAME, 2004): uso do solo, área urbana, zona ripária, conectividade do curso (rio/segmento), carga de sedimentos, regime hidrológico, acidificação e toxicidade, condição morfológica, contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes, presença de massas de água lênticas de origem artificial. Cada variável foi avaliada numa escala de 1 (perturbação nula ou mínima) a 5 (perturbação máxima) (Anexos: Tabela 7.1) (CIS-WFD, 2003; FAME, 2004). A soma das pontuações destas 10 variáveis, foi designada por FAME Total e representa a pressão total de cada local.

No período de estudo, o aumento da pressão antrópica total (FAME Total) foi quantificada, através da diferença entre o valor da FAME Total no primeiro período de amostragem (PP_{FT}) e no último período de amostragem (UP_{FT}). Foi atribuída uma

classificação abiótica aos locais de acordo com a FAME Total. Tendo em conta o aumento da pressão total observada em alguns locais durante o período de amostragem, a classificação dos locais foi modificada de pouco perturbado a perturbado. Apenas os locais com pontuação de 1 e/ou 2 e apenas uma variável com valor 3, foram considerados locais pouco perturbados, sendo os restantes classificados como perturbados.

Complementarmente, foi também analisado um conjunto de parâmetros físico-químicos, por forma a avaliar mais rigorosamente as pressões ao nível da qualidade da água (principalmente a contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes), a partir de métodos e análises laboratoriais de acordo com *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Clesceri *et al.*, 1998): oxigénio dissolvido (mg/L), fosfatos – P_2O_5 (mg/L), nitritos – NO_2^- (mg/L), nitratos – NO_3^- (mg/L), amónia – NH_4^+ (mg/L), sólidos totais em suspensão (SST, mg/L), carência bioquímica em oxigénio (CBO_5 , mg/L), concentração de clorofila *a* (mg/L) e feopigmentos (mg/L). Estes parâmetros refletem a qualidade da água dos locais amostrados e a interpretação dos seus valores teve por base o Sistema de Classificação dos Usos Múltiplos da água adoptado pelo INAG (classe A – sem poluição; classe B – fracamente poluído; classe C – poluído; classe D – muito poluído; classe E – extremamente poluído) (disponível no endereço electrónico http://snirh.pt/snirh/dadossintese/qualidadeanuario/boletim/tabela_classes.php).

Para as amostragens efectuadas antes de 2004, as variáveis de pressão humana foram avaliadas tendo por base toda a informação exaustivamente recolhida durante a amostragem dos locais (registos de fichas de campo, fotos, parâmetros físico-químicos) e também cartografia digital e informação disponível na internet (<http://snirh.pt>).

2.4. Análise de dados

2.4.1. Persistência e Estabilidade das comunidades biológicas

De forma a analisar a estabilidade das comunidades de macroinvertebrados bentónicos e dos agrupamentos piscícolas entre os diferentes períodos de amostragem, designadamente inter-anual e sazonal (primavera *versus* outono), utilizaram-se várias abordagens, nomeadamente:

i) Determinou-se a persistência (P), que descreve as sucessivas extinções e imigrações das espécies/taxa nas comunidades (Oberdorff *et al.*, 2001), entre períodos

de tempo, e é quantificada pelo inverso da taxa de substituição das espécies/taxa (T), representado pela seguinte expressão:

$$P = 1 - T$$

Segundo Oberdorff *et al.* (2001) a taxa de substituição das espécies/taxa é definida pela expressão:

$$T = (C+E) / (S_1+S_2),$$

em que C e E são o número de espécies que, respectivamente, colonizam e se extinguem, entre duas ocasiões de amostragem, e S_1 e S_2 são o valor de riqueza específica/taxonómica em cada ocasião. T varia de 0 (sem substituição) a 1 (substituição completa); e desta forma, a Persistência varia entre 0 (persistência nula) a 1 (persistência completa). Para cada local determinou-se o $P_{\text{médio}}$.

ii) A avaliação da estabilidade da composição da comunidade de macroinvertebrados e dos agrupamentos piscícolas, teve por base a abundância relativa de famílias (ou classes) e de espécies, respectivamente. Neste contexto, foi determinado o índice de similaridade no sentido de se caracterizar o grau de proximidade entre as comunidades biológicas entre os diferentes períodos de amostragem por local (inter-anual e/ou sazonal). De entre os vários índices, optou-se pelo Índice de similaridade de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957 *in* Clarke & Warwick, 1994), entre cada par de amostras possível por local, incluído no período de amostragem; e o índice de Jaccard, que se baseia numa abordagem qualitativa, em dados de presença e ausência, e representa uma medida mais conservadora, dando peso igual aos taxa. Este tem em conta a relação existente entre o número de taxa comuns e o número total de taxa encontrados quando se comparam duas amostras (Jaccard, 1901 *in* Legendre & Legendre, 1998). O índice varia entre 0 (amostras totalmente dissimilares) e 100 (totalmente similares). Posteriormente determinou-se a similaridade média por local.

iii) Procedeu-se a um Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (MDS) (Clarke & Warwick, 1994), de forma a complementar a avaliação da estabilidade das comunidades biológicas, com a aplicação do coeficiente de Bray-Curtis, como medida de similaridade. Os objectos são projectados no espaço ordenado com base numa matriz de semelhanças em função do valor de semelhança com os restantes objectos. Assim, objectos mais afastados reflectem menores semelhanças, enquanto objectos mais próximos são mais semelhantes. O modelo de dispersão de pontos no mapa permite assim identificar maiores ou menores mudanças nas comunidades entre

diferentes períodos e locais de amostragem. O resultado da análise é tanto melhor quanto menor for o valor de *stress* (função de dimensionalidade).

iv) Determinou-se o inverso do coeficiente de variação (ICV), e sendo uma medida de avaliação da estabilidade temporal das comunidades, foi determinado tendo por base dados de abundância das comunidades. Este resulta do inverso do quociente entre o desvio padrão e a média, e representa-se pela seguinte expressão:

$$ICV = [1 / (\text{desvio padrão} / \text{média})],$$

A média refere-se à abundância média, e o desvio padrão, resulta da variação temporal da abundância. Se não ocorrer variação, a estabilidade temporal é elevada (infinito) e quando a variação é relativamente elevada em relação à média, a estabilidade temporal é reduzida (próximo de zero) (Lehman & Tilman, 2000).

v) A estabilidade das comunidades biológicas entre os diferentes períodos de amostragem foi também avaliada de acordo com o índice de similaridade de Renkonen (IR) (Renkonen, 1938 *in* Wolda, 1981). Este é calculado para cada combinação de amostragens consecutivas, de acordo com a seguinte expressão:

$$IR = \sum \min (p_{1i}, p_{2i}),$$

em que p_{1i} corresponde à frequência numérica relativa do taxa i na amostra 1, p_{2i} à frequência numérica do mesmo taxa na amostra 2, e \min corresponde ao valor mínimo entre p_{1i} e p_{2i} ; O somatório é feito considerando todos os taxa da amostra. Embora seja um índice muito simples, é pouco afectado por diferenças no tamanho das amostras, e pela diversidade taxonómica entre elas (Wolda, 1981). Este varia entre 0 (nenhuma similaridade) e 100 (amostras idênticas), sendo que Wolda (1981) o considera um dos melhores índices de similaridade. Posteriormente determinou-se a percentagem de similaridade média por local.

2.4.2. Métricas e Índices bióticos

Para os dois elementos biológicos determinaram-se a riqueza (S) e densidade taxonómica/ específica. A análise da sua estrutura foi ainda efectuada com base na relação entre a riqueza, abundância e proporção entre grupos chave, ou no caso da ictiofauna a relação entre espécies nativas e exóticas. Foram também utilizados índices de diversidade, que constituem importantes métricas na análise da integridade biológica dos sistemas aquáticos, nomeadamente o índice de diversidade de Shannon-Weaver (H) (Shannon & Weaver, 1949), que é sensível à riqueza

taxonómica/específica da amostra e à regularidade da distribuição das abundâncias dos indivíduos entre taxa, o índice de diversidade de Simpson (1-D), que relaciona o número de indivíduos de cada grupo taxonómico com o número total de indivíduos (Simpson, 1949), e o índice de equitabilidade de Pielou (E) (Lloyd & Ghelardi, 1964), que é um bom indicador da diversidade, pois mede o modo como o número total de indivíduos se distribui pelos vários grupos taxonómicos que formam a comunidade e procura medir a dominância de um ou mais grupos (Barbour *et al.*, 1999).

De acordo com o elemento biológico, e tendo em conta as especificidades das comunidades, aplicaram-se métricas e índices multimétricos distintos. A aplicação dos índices em comunidades de outono constituiu num exercício de exploração da resposta dos vários índices e na comparação do seu comportamento em diferentes períodos do ano (primavera *versus* outono).

2.4.2.1. Índices bióticos aplicados a macroinvertebrados

Com o objectivo de avaliar a qualidade ecológica dos locais amostrados com base nas comunidades de macroinvertebrados bentónicos utilizaram-se os seguintes índices bióticos:

i) O índice IBMWP (*Iberian Biological Monitoring Working Party*) (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988), variante Ibérica do BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) (Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor, 1996; Alba-Tercedor, 2000; Alba-Tercedor *et al.*, 2002), resulta do somatório das pontuações das tolerâncias das famílias de macroinvertebrados presentes em determinada comunidade. A cada família é atribuída uma pontuação, que varia entre 10 e 1, segundo um gradiente de menor a maior tolerância à poluição (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Alonso & Camargo, 2005). É um índice de tolerância que avalia a qualidade biológica da água, embora não meça nenhum outro atributo das comunidades, como a riqueza, composição e preferências ecológicas. De acordo com o valor do índice é atribuído aos locais a respectiva classe de qualidade do estado ecológico (Excelente a Mau).

O critério de classificação baseou-se no trabalho desenvolvido por Alba-Tercedor *et al.* (2002), no qual de acordo com as diferentes tipologias de rios, foram estabelecidas fronteiras para cada classe de qualidade ecológica. Neste sentido, os rios Siliciosos de Cabeceira (Sil/Cab) correspondem à tipologia dos rios Montanhosos do Sul (Tipo S2). Os rios Siliciosos de cursos Médios a Baixos (Sil/Mb) têm correspondência com a tipologia de rios do Sul de Média-Grande dimensão (Tipo

S1>100km²) e os rios Temporários têm correspondência com a tipologia de rios do Sul de Pequena Dimensão (Tipo S1≤100km²) (Tabela 2.2) (Alba-Tercedor *et al.*, 2002).

Tabela 2.2 – Fronteiras entre as Classes de qualidade ecológica adoptadas para as tipologias Sil/Cab (Tipo S2), Sil/Mb (Tipo S1>100km²) e rios temporários (Tipo S1≤100km²) (adaptado de Alba-Tercedor *et al.*, 2002) para o índice IBMWP.

Classe de Qualidade Ecológica	Sil/Cab (S2)	Sil/Mb (S1>100km ²)	Temporários (S1≤100km ²)
Excelente	>109	>62	>81
Bom	66-108	38-61	50-80
Razoável	39-65	22-37	29-49
Medíocre	16-38	9-21	12-28
Mau	<16	<9	<12

ii) O índice IASPT (*Iberian Average Score per Taxa*) corresponde ao quociente entre o somatório das pontuações das tolerâncias das famílias de macroinvertebrados presentes (IBMWP) e o número de famílias pontuadas (Alba-Tercedor & Sanchez-Ortega, 1988). O índice foi padronizado a um intervalo de variação entre 0 a 1 (0 - corresponde ao pior valor e 1 - ao melhor resultado). Atribuíram-se a cada local as classes de qualidade ecológica (Excelente a Mau), de acordo com as fronteiras de classes de qualidade estabelecidas em Pinto *et al.* (2004) (Tabela 2.3). É um índice de tolerância que pondera o número de taxa e as respectivas contribuições individuais, obtendo-se uma pontuação individual média por família. Com este índice, é possível averiguar se um elevado valor de IBMWP se deve à existência de muitas famílias tolerantes à poluição, ou seja, com baixa pontuação individual (mas que por serem muitas vão contribuir para um elevado IBMWP), ou se, pelo contrário, se deve à existência de poucas famílias, mas intolerantes à poluição (com elevada pontuação individual) (AQEM consortium, 2002).

Tabela 2.3 – Fronteiras entre as Classes de qualidade ecológica adoptadas para os índices IASPT e IM9 (adaptado de Pinto *et al.*, 2004).

	Fronteiras			
	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
IASPT	0,50	0,43	0,34	0,25
IM9	0,48	0,34	0,22	0,10

iii) O índice multimétrico IM9 (Pinto *et al.*, 2004) resulta da média ponderada de três métricas: a métrica de tolerância IASPT', a de riqueza TRICF (número de famílias de Trichoptera) e a de composição GOLD (percentagem de Gastropoda, Oligochaeta e Diptera). Esta última métrica aumenta com a poluição orgânica, ao contrário das outras, logo, para inverter este padrão, teve que utilizar-se a expressão 1-GOLD. Todas as métricas foram reduzidas a um intervalo de variação de 0 a 1 (0 - corresponde ao pior valor; 1 - ao melhor resultado), à excepção de 1-GOLD, que já se encontra no respectivo intervalo.

Desta forma, IASPT' resulta da seguinte expressão:

$$\text{IASPT}' = (\text{IASPT} - 1) / 9$$

A métrica TRICF resulta do seguinte quociente:

$$\text{TRICF} = (\text{número de famílias de Trichoptera} - 0) / 21$$

Foram atribuídas a cada local as classes de qualidade ecológica, de acordo com as fronteiras de classes de qualidade estabelecidas em Pinto *et al.* (2004) (Tabela 2.3).

iv) O índice Português de Invertebrados (IPTI) tem duas configurações, IPTI_N (aplicado à maioria dos tipos de rios do Norte de Portugal, onde se inclui a tipologia S2) e IPTI_S (para os rios do Sul, onde se incluem as tipologias S1≤100km² e S1>100km²). Este resultou de vários trabalhos realizados no âmbito do exercício de Intercalibração, mais propriamente do Grupo de Intercalibração Geográfico Mediterrâneo, no qual Portugal se integra (INAG, 2009). As métricas que integram este índice permitem simultaneamente descrever gradientes de degradação geral e discriminar classes de qualidade ecológica, sendo amplamente utilizadas a nível europeu (Buffagni *et al.*, 2005; INAG, 2009). As fórmulas de cálculo das duas variantes do índice baseiam-se nas seguintes expressões (INAG, 2009):

$$(1) \text{IPTI}_N = (\text{N.º Famílias} \times 0,25) + (\text{EPT} \times 0,15) + (\text{Evenness} \times 0,1) + [(\text{IASPT}-2) \times 0,3] + [\text{Log} (\text{Sel. ETD}+1) \times 0,2]$$

$$(2) \text{IPTI}_S = (\text{N.º Famílias} \times 0,4) + (\text{EPT} \times 0,2) + [(\text{IASPT}-2) \times 0,2] + [\text{Log} (\text{Sel. EPTCD}+1) \times 0,2]$$

Em que:

- EPT – número de famílias pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera;

- Log (Sel. ETD+1) – Log₁₀ de 1 mais a soma das abundâncias das famílias selecionadas das ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Diptera (Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae);
- Log (Sel. EPTCD+1) – Log₁₀ de 1 mais soma das abundâncias das famílias selecionadas das ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera e Diptera (Chloroperlidae, Nemouridae, Leuctridae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Philopotamidae, Limnephilidae, Psychomyiidae, Sericostomatidae, Elmidae, Dryopidae, Athericidae);

No cálculo do índice IPTI são realizados dois passos de normalização, para que o seu resultado seja expresso como Rácio de Qualidade Ecológica (RQE). Antes de serem somadas as métricas parciais são divididas pelo valor da mediana das respectivas métricas, referente ao conjunto dos locais de referência, calculando-se assim os respectivos RQE parcelares (Tabela 2.4). Tal procedimento destina-se a evitar que amplitudes de variação diferentes possam vir a distorcer os resultados finais. O valor do RQE obtém-se pela soma das métricas parcelares, sendo também dividido pela mediana referente aos valores de referência (Tabela 2.5) (INAG, 2009).

O estabelecimento das fronteiras entre classes de qualidade bióticas basearam-se nas recomendações do Grupo de Trabalho Europeu REFCOND (Wallin *et al.*, 2003), segundo as quais a fronteira Excelente/Bom corresponde ao percentil 25 do conjunto de valores dos locais de referência. As restantes fronteiras estabeleceram-se dividindo em quatro o intervalo compreendido entre o valor mínimo possível que a métrica pode obter e o valor da fronteira Excelente/Bom (European Commission, 2000; INAG, 2009). As fronteiras das classes de qualidade estão indicadas na Tabela 2.5.

Tabela 2.4 – Valores das medianas das referências das métricas do IPTI para as tipologias de rio S1≤100km², S1>100km² e S2 (adaptado de INAG, 2009).

Tipos	Medianas					
	EPT taxa	N.º Famílias	IASPT-2	Evenness	Log (Sel. ETD +1)	Log (Sel. EPTCD+1)
S1≤100km²	10,00	27,00	3,29	-	-	2,48
S1>100km²	9,00	21,00	3,37	-	-	2,57
S2	10,50	26,00	3,73	0,56	1,32	-

Tabela 2.5 – Mediana das referências e fronteiras (em RQE) das classes de qualidade para o IPTI para as tipologias de rio S1≤100km², S1>100km² e S2 (adaptado de INAG, 2009).

Tipos	Índices	Mediana das referências	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
S1≤100km ²	IPtI _S	0,99	0,95	0,70	0,47	0,23
S1>100km ²	IPtI _S	0,98	0,97	0,72	0,48	0,24
S2	IPtI _N	0,99	0,82	0,56	0,38	0,19

2.4.2.2. Métricas e Índices bióticos aplicados à ictiofauna

Os agrupamentos piscícolas foram também caracterizados com base em várias métricas populacionais relativas a guildas ecológicas de habitat, reprodução, alimentação, migração, ciclo de vida, tolerância, composição e diversidade (Tabelas 2.6 e 2.7). Esta descrição permite simplificar a análise da comunidade, por associar diferentes taxa em grupos ecológica e funcionalmente semelhantes, proporcionando uma unidade operacional, entre cada espécie e a comunidade no seu todo (Austen *et al.*, 1994). A classificação das espécies nas guildas anteriores teve em linha de conta a informação disponível na literatura (FAME, 2004; Ilhéu, 2004; Cabral *et al.*, 2005; Holzer, 2008; Magalhães *et al.*, 2008; Matono *et al.*, 2012a).

Tabela 2.6 – Lista de métricas e Guildas Ecológicas onde se incluem as espécies piscícolas capturadas.

Métricas e Guildas Ecológicas	
Habitat	Bentónicas (B)
	Pelágicas (PELG)
	Generalistas (GEN)
	Limnofílicas (LIM)
	Reofílicas (FF)
Reprodução	Fitofílicas (FIT)
	Litofílicas (LIT)
Alimentação	Insectívoras (INSV)
	Omnívoras (OMNI)
Migração	Potamódromas (POTAD)
Ciclo de Vida	Longevidade - Vida longa (LL)
Tolerância	Intolerantes (INT)
	Tolerantes (TOL)
	Tolerância intermédia (TOLI)
Composição e Diversidade	Nativas (NAT)
	Endémicas (END)
	Exóticas (E)

Tabela 2.7 - Lista de espécies piscícolas capturadas, com nomes científico (com respectiva abreviatura - Abrev.) e comum, e classificação de acordo com as diferentes métricas e guildas ecológicas. B (Bentónica), PELG (Pelágica), GEN (Generalista), LIM (Limnófila), RF (Reofílica), FIT (Fitofílica), LIT (Litofílica), INSV (Insectívora), OMNI (Omnívora), POTAD (Potamódroma), LL (Longa longevidade), INT (Intolerante), TOL (Tolerante), TOLI (Tolerância intermédia), EX (Exótica), END (Endémica), NAT (Nativa).

Espécie	Abrev.	Nome comum	Classificação
<i>Anaecypris hispanica</i> (Steindachner, 1866)	Ahis	Saramugo	PELG; LIM; INT; END; NAT
<i>Barbus</i> spp. juvenis	Bspp	Barbos juvenis	PELG; GEN; LIT; OMNI; POTAD; LL; TOLI; END; NAT
<i>Barbus bocagei</i> Steindachner, 1864	Bboc	Barbo-do-Norte	B; LIM; LIT; OMNI; POTAD; LL; TOL; END; NAT
<i>Barbus comizo</i> Steindachner, 1864	Bcom	Cumba	PELG; LIM; LIT; OMNI; POTAD; LL; TOLI; END; NAT
<i>Barbus steindachneri</i> Almaça, 1967	Bstein	Barbo-de- steindachner	PELG; LIM; LIT; OMNI; POTAD; LL; TOLI; END; NAT
<i>Barbus microcephalus</i> Almaça, 1967	Bmic	Barbo-de-cabeça- pequena	B; LIM; LIT; OMNI; POTAD; LL; TOLI; END; NAT
<i>Cobitis paludica</i> (de Buen, 1930)	Cpal	Verdemã	B; LIM; INSV; TOL; END; NAT
<i>Iberochondrostoma lemmingii</i> (Steindachner, 1866)	Ilem	Boga-de-boca- arqueada	PELG; LIM; LIT; OMNI; TOLI; END; NAT
<i>Pseudochondrostoma willkommii</i> Steindachner, 1866	Pwill	Boga-do-Guadiana	B; RF; LIT; OMNI; POTAD; LL; TOLI; END; NAT
<i>Salaria fluviatilis</i> (Asso, 1801)	Sflu	Caboz-de-água- doce	B; RF; LIT; INSV; TOLI; NAT
<i>Squalius alburnoides</i> Steindachner, 1866	Salb	Bordalo	PELG; GEN; LIT; INSV; TOLI; END; NAT
<i>Squalius pyrenaicus</i> (Günther, 1868)	Spry	Escalo-do-Sul	PELG; GEN; LIT; INSV; TOLI; END; NAT
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus)	Aalb	Ablete	PELG; GEN; OMNI; TOL; EX
<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	Amel	Peixe-gato-negro	B; LIM; LIT; OMNI; TOL; EX
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus	Ccar	Carpa	B; LIM; FIT; OMNI; LL; TOL; EX
<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	Ghol	Gambúsia	PELG; LIM; INSV; TOL; EX
<i>Herichthys facetum</i> (Jenyns, 1842)	Hfac	Chanchito	PELG; LIM; INSV; TOL; EX
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus)	Lgib	Perca-sol	PELG; LIM; INSV; TOL; EX
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacépède, 1802)	Msal	Achigã	PELG; LIM; LL; TOL; EX

Com o objectivo de avaliar a qualidade ecológica dos locais amostrados utilizaram-se as seguintes métricas e índices bióticos:

i) O índice multimétrico IPP-DQA (Índice Piscícola Português, desenvolvido no âmbito da aplicação em Portugal da DQA) (Matono *et al.*, 2009) apresenta diferentes configurações, consoante o tipo ou grupos de tipos de rios em que é aplicado. No presente trabalho utilizaram-se as configurações para o Sul >100km² (que engloba o Tipo S1 >100km²) e Sul Misto (que inclui as tipologias S2 e S1 ≤100km²). Na Tabela 2.8

indicam-se as métricas incluídas em cada configuração do índice e toda a informação necessária aos cálculos do índice (adaptado de Matono *et al.* (2009)).

Tabela 2.8 - Síntese da informação relevante relativa às configurações Sul Misto e Sul > 100km² do índice piscícola nos tipos em que este é aplicável: métricas, percentis para cálculo dos valores do índice, medianas das referências e fronteiras. Resposta à degradação: ↑ significa que o valor da métrica aumenta com a elevação da pressão; ↓ significa que o valor da métrica diminui com a elevação da pressão. Fronteiras: E – Excelente, B – Bom, R – Razoável, M – Medíocre, m Mau (adaptado de Matono *et al.*, 2009).

Grupo	Tipos	Métricas	Resposta à degradação	Percentis 50 referências	Percentis 5 não-referências	Percentis 95 não-referências	Mediana das referências	Fronteiras do índice
Sul Misto	S1 ≤ 100Km ²	Indiv. Limnofílicos (%)	↑	6,5	-	100		EB : 0,93
		Indiv. Generalistas (%)	↓	83,1	0	-		BR : 0,70
	S2	Indiv. Litofílicos nativos (%)	↓	99,5	0	-	80	RM: 0,46
		Espec. Tolerantes (%)	↑	50	-	100		Mm: 0,23
		<i>Squalius pyrenaicus</i> (ind./100m ²)	↓	0,84	0	-		
Sul >100Km ²	S1 > 100Km ²	Densidade (ind./100m ²)	↓	25,5	0,6	-		EB : 0,94
		Espec. Endémicas (%)	↓	66,7	0	-		BR : 0,71
		Indiv. Limnofílicos (%)	↑	17	-	100	90,8	RM : 0,47
		Indiv. Generalistas (%)	↓	59,4	0	-		Mm: 0,24
		Indiv. Litofílicos nativos (%)	↓	90,3	0	-		
		Espec. Tolerantes (%)	↑	50	-	100		

As métricas foram padronizadas entre 0 (estado ecológico mau) e 10 (elevado estado ecológico) do seguinte modo: nas métricas que diminuem com a elevação da degradação, o limite superior é o percentil 50 das referências (50%il referência) e o limite inferior é o percentil 5 das não-referências (5%il não referências); nas métricas que aumentam com a elevação da degradação, o limite superior é o percentil 50 das referências (50%il referência) e o limite inferior é o percentil 95 das não-referências (95%il não referência). Os valores negativos são convertidos em zero e os superiores a 10 são convertidos em 10 (Matono *et al.*, 2009).

Desta forma,

- para métricas (%) que diminuem com a degradação, utiliza-se a seguinte expressão:

$$[10 \times (Xi - 5\%il \text{ não-referência})] / (50\%il \text{ referência} - 5\%il \text{ não referência})$$

- para métricas (%) que aumentam com a degradação, utiliza-se a seguinte expressão:

$$10 - [[10 \times (X_i - 50\% \text{il referência})] / (95\% \text{il não referência} - 50\% \text{il referência})]$$

O índice IPP é calculado de acordo com a seguinte expressão:

$$IPP = [(\sum Ms_i \times 10) / N]$$

Em que,

Ms_i é o *score* de cada métrica e N corresponde ao número total de métricas para esse tipo de rio.

O IPP varia entre 0 (mau estado ecológico) e 100 (elevado estado ecológico). Os seus valores foram normalizados em RQE, pelo quociente entre o valor obtido e a mediana dos valores do grupo de estações de referência (Tabela 2.8) (Matono *et al.*, 2009). As 5 classes de qualidade ecológica (Excelente a Mau) e respectivas fronteiras seguiram o método REFCONF (CIS-WFD, 2003) (Matono *et al.*, 2009).

ii) As Novas Métricas Responsivas (NMR) (Matono *et al.*, 2012a, 2012c) englobam dois conjuntos de métricas. Um conjunto é aplicado a rios do Sul de Portugal com reduzida dimensão de bacia de drenagem ($S1 \leq 100 \text{km}^2$ e S2), enquanto que o outro é aplicado a rios do Sul de Portugal com elevada dimensão de bacia ($S1 > 100 \text{km}^2$). Na Tabela 2.9 indicam-se as métricas incluídas em cada conjunto e toda a informação necessária aos cálculos, seguindo o mesmo procedimento e fórmulas utilizadas no índice multimétrico IPP-DQA (Matono *et al.*, 2009), anteriormente apresentado.

Tabela 2.9 - Síntese da informação relevante relativa aos dois conjuntos de NMR: métricas, percentis para cálculo dos valores de cada conjunto de métricas. Resposta à degradação: ↑ significa que o valor da métrica aumenta com a elevação da pressão; ↓ significa que o valor da métrica diminui com a elevação da pressão.

Tipos	Métricas	Resposta à degradação	Percentis 50 referências	Percentis 5 não-referência	Percentis 95 não-referências
S1 ≤ 100km ²	Abundância relativa de espec. nativas	↓	100,0	81,5	100,0
S2	Abundância relativa de espec. nativas insectívoras	↓	86,0	1,1	100,0
	Abundância relativa de espec. nativas generalistas	↓	83,5	0,0	100,0

Tipos	Métricas	Resposta à degradação	Percentis 50 referências	Percentis 5 não-referência	Percentis 95 não-referências
	Abundância relativa de espec. nativas pelágicas	↓	83,6	0,0	96,1
	Abundância relativa de espec. nativas litofílicas	↓	91,0	0,0	97,7
	Abundância relativa de espec. com tolerância intermédia	↓	87,4	0,0	97,7
	Proporção de espec. não nativas	↑	0,0	0,0	33,3
S1 > 100km ²	Abundância relativa de espec. nativas	↓	97,1	0,0	100,0
	Abundância relativa de espec. Potamódromas	↓	19,2	0,0	76,9
	Abundância relativa de espec. nativas generalistas	↓	80,0	0,0	64,8
	Abundância relativa de espec. nativas pelágicas	↓	80,0	0,0	99,2
	Abundância relativa de espec. nativas litofílicas	↓	94,7	0,0	100,0
	Abundância relativa de espec. com tolerância intermédia	↓	94,7	0,0	99,2
	Proporção de espec. Tolerantes	↑	0,0	0,0	100,0
	N.º espec. nativas insectívoras	↓	1,0	0,0	2,1

iii) O índice IBI (Índice de Integridade Biótica) (Magalhães *et al.*, 2008) foi desenvolvido apenas para ser aplicado a rios da Bacia hidrográfica do rio Guadiana. As métricas que compõem este índice estão indicadas na Tabela 2.10.

Tabela 2.10 - Síntese da informação relevante relativa ao índice piscícola IBI: métricas, critérios de avaliação, valores do MVL e fronteiras do índice (adaptado de Magalhães *et al.*, 2008). Resposta à degradação: ↑ significa que o valor da métrica aumenta com a elevação da pressão; ↓ significa que o valor da métrica diminui com a elevação da pressão (adaptado de Magalhães *et al.*, 2008).

Métricas	Resposta à degradação	Critério de Avaliação					MVL	Fronteiras do índice
		0	1	2	3	4		
Proporção de indivíduos nativos	↓	≤ 0,09	0,10-0,35	0,36-0,65	0,66-0,91	>0,91		Mau [0-20[
N.º de espec. intolerantes e de tolerância intermédia	↓	≤ 25% MVL	26-50% MVL	51-75% MVL	76-100% MVL	> MVL	MVL=1,5	Medíocre [20-40[
N.º de indivíduos nativos invertívoros	↓	≤ 25% MVL	26-50% MVL	51-75% MVL	76-100% MVL	> MVL	MVL=0,75	Razoável [40-60[
Número de espec. Fito-litofílicas e polifílicas	↑	≤ 25% MVL	26-50% MVL	51-75% MVL	76-100% MVL	> MVL	MVL=0,75	Bom [60-80[
Capturas de indivíduos exóticos (unidade esforço de amostragem)	↑	<16,44	16,45-27,02	27,03-44,41	44,42-73,01	>73,02		Excelente [80-100]

As métricas selecionadas foram classificadas numa escala de 0 a 4. Determinou-se o valor máximo das métricas (MVL) para o conjunto de locais de referência de rios da bacia do Guadiana. O MVL foi dividido em quatro classes iguais para determinar o intervalo de variação (Tabela 2.10). Às métricas que excederam o valor máximo (MVL) atribuiu-se a classificação de 4, e aquelas que aumentaram com o incremento da degradação inverteram-se os critérios de classificação. O IBI foi obtido pela soma da classificação atribuída a cada métrica, sendo depois ajustado numa escala de 0 a 100. As fronteiras das classes de qualidade ecológica estão indicadas na Tabela 2.10.

iv) O índice F-IBIP (Índice Piscícola de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis de Portugal Continental) (INAG & AFN, 2012) foi aplicado a 2 grupos de rios, para os quais se apresentam as métricas envolvidas:

- Grupo 4 - Ciprinícola de Pequena Dimensão das regiões Norte Interior e Sul que inclui as métricas:
 - percentagem de indivíduos exóticos;
 - percentagem de indivíduos intolerantes mais intermédios;
 - percentagem de indivíduos com reprodução generalista mais indivíduos sem reprodução em meio dulçaquícola.

- Grupo 5 - Ciprinícola de Média Dimensão da Região Sul, inclui as métricas:
 - percentagem de indivíduos exóticos;
 - percentagem de espécies ciprinícolas intolerantes mais intermédias;
 - percentagem de indivíduos invertívoros (excluindo espécies tolerantes);
 - percentagem de indivíduos litofílicos.

O resultado numérico do índice obtém-se pela média aritmética das métricas consideradas em cada agrupamento piscícola. O resultado final do F-IBIP varia numa escala contínua (tal como o valor individual de cada métrica) entre 0, correspondente a má qualidade, e 1, correspondente a excelente qualidade. O seu valor é expresso sob a forma de RQE, numa das cinco classes de qualidade definidas. Os valores das suas fronteiras foram estabelecidos de acordo com as definições normativas da DQA e estão indicados na Tabela 2.11 (INAG & AFN, 2012).

Tabela 2.11 – Valores de variação das classes de qualidade ecológica do F-IBIP (INAG & AFN, 2012).

Classes de Qualidade Ecológica	Valor em Rácio de Qualidade Ecológica
Excelente	[0,850 - 1,000]
Bom	[0,675 - 0,850]
Razoável	[0,450 - 0,675]
Medíocre	[0,225 - 0,450]
Mau	[0 - 0,225]

2.4.3. Relação entre índices bióticos, pressão antrópica e variáveis hidrológicas

O teste G (Sokal & Rohlf, 1995) foi aplicado para testar a independência da composição das comunidades de macroinvertebrados e da abundância da ictiofauna relativamente a períodos do ano (primavera *versus* outono e análise inter-anual).

Foram efectuadas correlações não paramétricas de Spearman (coeficiente de correlação de Spearman ($|r| \geq 0,5$; $P \leq 0,05$), entre os índices de estabilidade e bióticos e as variáveis de pressão antropogénica (variáveis FAME individuais e Total, variáveis físico-químicas e de qualidade da água), e os parâmetros ambientais (variáveis morfométricas locais e de larga escala).

Foram também efectuadas correlações entre os valores dos índices bióticos e os valores de precipitação total anual (dados obtidos em <http://snirh.pt>) no sentido de perceber se os resultados da avaliação do estado ecológico estão relacionados com a variabilidade hidrológica. Complementarmente foi efectuada uma Análise de Covariância (ANCOVA) unifactorial, com o objectivo de detectar se existem diferenças estatísticas significativas nos valores dos índices bióticos entre as classes de degradação, removendo o possível efeito da precipitação total anual. Foram consideradas duas classes de degradação, classificando para isso os locais como pouco perturbados ou perturbados, em cada ocasião de amostragem. Esta classificação teve por base as pontuações atribuídas a cada variável FAME e o valor de pressão total, tal como anteriormente explicado. Uma vez que o pressuposto da homogeneidade de variâncias não foi cumprido, tal como verificado com o teste de Levene, recorreu-se a uma ANCOVA não paramétrica utilizando o teste de Quade (1967).

De forma a prevenir distorções nas análises multivariadas, decorrentes de parâmetros com ordens de grandeza dispares e da ocorrência de valores extremos,

procedeu-se a transformações $\log(x+1)$ e $\arcsen(\sqrt{x})$, para dados lineares ou em percentagem, respectivamente (Sokal & Rohlf, 1995; Legendre & Legendre, 1998).

As análises estatísticas foram efetuadas com recurso aos *softwares* Statistica 7.0 (StatSoft Inc., 2001), PRIMER 6.0 (Clarke & Gorley, 2006), CANOCO 4.5 (ter Braak & Smilauer, 2002) e SPSS 20.0 (IBM Corp., 2011).

3. Resultados

3.1. Caracterização ambiental e nível de pressão antrópica dos locais

Na Tabela 3.1 apresentam-se sumariamente as características ambientais dos locais de amostragem, considerando as principais variáveis de larga escala e as morfométricas. As dimensões das bacias de drenagem variam de 10,24km² a 3 146km². Os troços de tipologia S2 (Alg, Cbr e Mos) são os que apresentam ordens de curso inferiores, as menores dimensões de área de bacia de drenagem (inferior a 50km²), as maiores altitudes e os declives mais acentuados.

O local St.^o Am tem a maior dimensão de bacia (tipo S1>100km²), a menor altitude e a ordem de curso superior. Nos locais Mtg, Azb e Val J, a dimensão da bacia varia entre os 100-200km², apresentam altitudes e declives intermédios. O local Val V é o único incluído no tipo S1≤100km² e apresenta o declive menos acentuado. Os locais com maior distância à nascente são St.^o Am (82 405m) e Val J (31 415m), em oposição a Alg (9 287m) e Cbr (13 426m). Os locais com regime hidrológico tendencialmente temporário (Mtg, Azb, St.^o Am, Val J e Val V), são os que têm as temperaturas médias anuais e as amplitudes térmicas superiores. Nestes, a precipitação média anual tende a ser inferior e o coeficiente de variação da precipitação superior. O escoamento médio anual é inferior a 100mm apenas em St.^o Am, e atinge o valor mais elevado na Cbr (350mm) (Tabela 3.1).

Relativamente às variáveis morfométricas, a profundidade média foi superior nos locais Mtg, Azb e St.^o Am, e apresentaram as profundidades máximas mais elevadas. Cbr registou a profundidade máxima superior. Os locais Alg e Val V foram os que apresentaram as profundidades médias e máximas inferiores. As velocidades de corrente média e máxima (m/s) foram das mais elevadas em St.^o Am e Cbr, em oposição a Mtg, Azb e Val V. Relativamente ao substrato dominante, destacou-se Val V, com classe de dimensão inferior (vasa/ areia fina), em oposição a Mtg (pedras/ blocos) (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 – Caracterização ambiental tendo em conta as principais variáveis de larga escala e as morfométricas dos locais de amostragem.

Locais	Alegrete (Alg)	Cabroeira (Cbr)	Mosteiros (Mos)	Murtigão (Mtg)	Azambuja (Azb)	St. ^o Amador (St. ^o Am)	Valverde Jusante (Val J)	Valverde Vila (Val V)
N. ^o anos	6	7	12	6	10	11	7	2
Bacia hidrográfica	Guadiana	Guadiana	Guadiana	Guadiana	Guadiana	Guadiana	Sado	Sado
Linha de água	Ribeira de Arronches	Rio Xévorá	Ribeira de Arroches	Ribeira do Murtigão	Ribeira da Azambuja	Rio Ardila	Ribeira de São Brissos	Ribeira de Valverde

Locais	Alegrete (Alg)	Cabroeira (Cbr)	Mosteiros (Mos)	Murtigão (Mtg)	Azambuja (Azb)	St.º Amador (St.º Am)	Valverde Jusante (Val J)	Valverde Vila (Val V)
Coordenadas (x; y)	271408,0; 254215,0	276785,3; 256097,9	272961,0; 248080,0	290993,0; 125403,0	236315,3; 161935,0	273173,8; 131704,9	203979,3; 164938,0	209853,9; 174087,3
Tipologia	S2	S2	S2	S 1; >100	S 1; >100	S 1; >100	S 1; >100	S 1; ≤100
Ordem de curso	1,0	1,0	2,0	2,0	3,0	4,0	3,0	2,0
Altitude (m)	460	365	329	220	168	125	157	225
Escoamento médio anual (mm)	250,0	350,0	250,0	125,0	125,0	75,0	250,0	250,0
Classe de Mineralização	Baixa	Baixa	Baixa	Média	Média	Média	Média	Média
Dimensão da bacia de drenagem (km²)	10,24	30,62	46,44	112,40	192,93	3146,00	178,11	89,00
Distância à nascente (m)	9 287,19	13 426,81	19 286,55	18 833,10	28 001,90	82 405,00	31 415,42	14 000,00
Declive (%)	1,14	1,23	1,15	0,34	0,22	0,87	0,38	0,013
Regime hidrológico	Permanente	Permanente	Permanente	Temporário	Temporário	Temporário	Temporário	Temporário
Amplitude térmica (° C)	9,04	9,45	9,65	10,32	12,81	13,35	12,59	12,59
Coefficiente de variação da precipitação	0,29	0,28	0,28	0,32	0,30	0,31	0,28	0,28
Temperatura média anual (°C)	15,06	15,16	15,63	16,21	15,66	16,31	15,74	15,74
Precipitação média anual (mm)	793,00	702,00	696,00	576,00	562,00	534,00	699,00	699,00
Profundidade média (m) (média ± desvio padrão)	0,32 ± 0,07	0,46 ± 0,16	0,43 ± 0,17	0,60 ± 0,32	0,63 ± 0,25	0,61 ± 0,17	0,38 ± 0,12	0,35 ± 0,04
Profundidade máxima (m) (média ± desvio padrão)	0,71 ± 0,20	1,45 ± 0,22	1,11 ± 0,27	1,27 ± 0,16	1,09 ± 0,39	1,35 ± 0,47	0,83 ± 0,17	0,68 ± 0,04
Velocidade de corrente média (m/s) (média ± desvio padrão)	0,34 ± 0,19	0,42 ± 0,13	0,31 ± 0,11	0,15 ± 0,12	0,13 ± 0,07	0,49 ± 0,38	0,26 ± 0,14	0,15 ± 0,21
Velocidade de corrente máxima (m/s) (média ± desvio padrão)	0,63 ± 0,34	0,74 ± 0,64	0,92 ± 0,19	0,64 ± 0,35	0,63 ± 0,24	0,86 ± 0,32	0,74 ± 0,36	0,25 ± 0,35
Substrato dominante	Cascalho e pedras miúdas	Cascalho e pedras miúdas/ pedras	Cascalho e pedras miúdas/ pedras	Pedras/ blocos	Areia, areão, cascalho/ pedras	Cascalho e pedras miúdas/ pedras	Cascalho e pedras miúdas/ pedras	Vasa/ Areia Fina

Relativamente à pressão antrópica (Figura 3.1; Tabela 3.2), observou-se que os locais Val V, St.º Am, Azb e Val J foram sujeitos a maiores pressões antrópicas, devido sobretudo a contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes, carga de sedimentos, uso do solo e zona ripária. Pelo contrário, os locais Alg, Mos e Cbr registaram as menores pressões (Figura 3.1; Tabela 3.2). As pressões de tipo

hidromorfológico (nomeadamente relacionadas com alterações do regime hidrológico e proximidade de massas de água lânticas) foram mais evidentes na Azb (Tabela 3.2).

Durante o período em estudo, na maioria dos locais registou-se um aumento da pressão antrópica, com excepção de Val V, que se manteve constante. St.º Am e Val J, registaram um ligeiro decréscimo entre o primeiro e o último período de amostragem, mas mantiveram a classificação de perturbados. Todos os locais inicialmente classificados abioticamente como pouco perturbados, alteraram a sua classificação para perturbados (Alg, Cbr, Mos, Mtg e Azb) no decorrer dos anos. Estes foram os locais sujeitos a um maior aumento de pressão, sobretudo Azb, Alg e Mos. As pressões mais responsáveis por esse aumento global foram uso do solo, contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes e carga de sedimentos (Figura 3.1, Tabela 3.2).

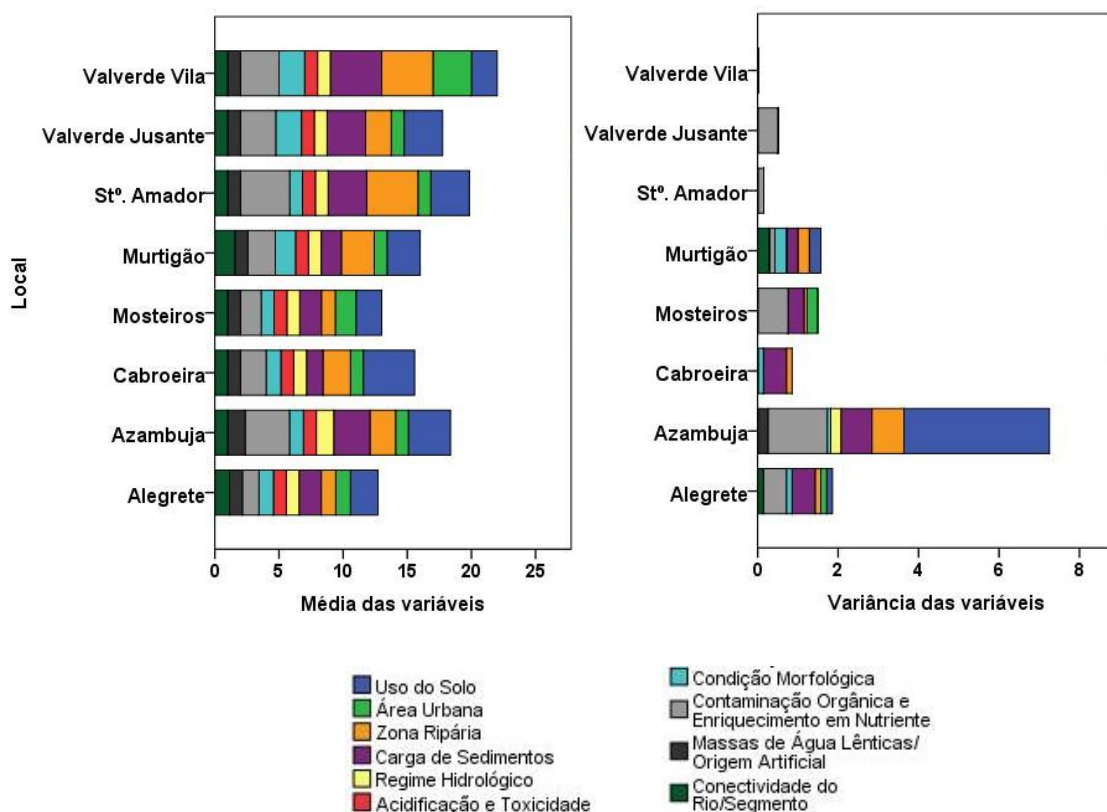


Figura 3.1 – Classificação média entre 1996 e 2012 e variância das 10 variáveis FAME, nos locais de estudo.

Tabela 3.2 - Classificação média, mínima e máxima (mín. - máx.) entre 1996 e 2012 para as 10 variáveis FAME e FAME Total, atribuídas aos locais em estudo; diferença entre o valor da FAME Total no primeiro período de amostragem (PP_{FT}) e no último período de amostragem (UP_{FT}), $|PP_{FT} - UP_{FT}|$; número de caracterizações por local (N° caract.), e respectiva classificação abiótica.

Variáveis FAME	Locais							
	Alegrete	Cabroeira	Mosteiros	Murtigão	Azambuja	Stº Amador	Valverde Jusante	Valverde Vila
Uso do Solo	2,1 (2-3)	4	2	2,6 (2-3)	3,3 (1-5)	3	3	2
Área Urbana	1,1 (1-2)	1	1,6 (1-2)	1	1	1	1	3
Zona Ripária	1,1 (1-2)	2,1 (2-3)	1,1 (1-2)	2,6 (2-3)	2 (1-3)	4	2	4
Carga de Sedimentos	1,7 (1-3)	1,3 (1-3)	1,7 (1-3)	1,6 (1-2)	2,8 (2-5)	3	3	4
Regime Hidrológico	1	1	1	1	1,4 (1-2)	1	1	1
Acidificação e Toxicidade	1	1	1	1	1	1	1	1
Condição Morfológica	1,1 (1-2)	1,1 (1-2)	1	1,6 (1-2)	1,1 (1-2)	1	2	2
Contaminação Orgânica/ Nutrientes	1,3 (1-3)	2	1,6 (1-3)	2,1 (2-3)	3,5 (2-5)	3,8 (3-4)	2,8 (2-4)	3
Massas de Água Lênticas/ Origem Artificial	1	1	1	1	1,4 (1-2)	1	1	1
Conectividade do Rio/Segmento	1,1 (1-2)	1	1	1,6 (1-2)	1	1	1	1
FAME Total	12,7 (11-18)	15,6 (15-19)	13 (11-17)	16 (13-18)	18,4 (12-24)	19,8 (19-20)	17,8 (17-19)	22
$ PP_{FT} - UP_{FT} $	7 (11-18)	4 (15-19)	6 (11-17)	5 (13-18)	11 (12-23)	1 (20-19)	2(19-17)	0 (22-22)
N.º caract.	6	7	12	6	10	11	7	2
Classificação abiótica	Pouco perturbado/ perturbado	Pouco perturbado/ perturbado	Pouco perturbado/ perturbado	Pouco perturbado/ perturbado	Pouco perturbado/ Perturbado	Perturbado	Perturbado	Perturbado

Os parâmetros físico-químicos registados nas amostragens de primavera e nas amostragens sazonais de 2011 estão apresentados nas Tabelas 3.3 e 3.4, respectivamente. Observou-se que a condutividade média foi mais elevada nos locais sujeitos a maiores pressões antrópicas (Azb, St.º Am, Val J e Val V) (Tabela 3.2). De acordo com este parâmetro todos os locais são classificados na classe A (Classes de acordo com o Sistema de Classificação dos Usos Múltiplos da água adoptado pelo INAG (<http://snirh.pt>)). Os locais apresentaram valores médios similares de oxigénio dissolvido (OD) (classes A e B). Registaram-se os valores mais elevados de

temperatura média da água, em St.º Am, Mtg e Val V, que corresponderam aos locais que apresentaram uma galeria ripícola menos estruturada e mais fragmentada. O pH variou entre 6,99 e 8,27 (classe A) (Tabela 3.3).

Em todos os locais se registaram baixas concentrações médias de amónia, assim como de nitratos. As concentrações médias de nitritos foram mais elevadas na Azb, Mos e Val J (classe C). Os fosfatos apresentaram concentrações mais elevadas em St.º Am (classe E) e Azb (classe C). Nestes locais foram também registados os valores médios mais elevados de CBO₅ (classe C). Os valores mais elevado de clorofila *a* e feopigmentos foram registados em St.º Am, em oposição aos locais Alg, Cbr e Mos. A percentagem média do índice de degradação foi superior na Cbr e Val V e registou-se o valor mais baixo na Azb. A concentração média de SST foi superior em Val V (classe D) e Azb (classe C), em oposição aos locais da tipologia S2.

De um modo geral, as concentrações médias de nutrientes e dos restantes parâmetros associados à degradação da qualidade da água dos sistemas aquáticos foram tendencialmente mais elevados nos locais sujeitos a maiores pressões das variáveis de contaminação orgânica e enriquecimento de nutrientes, da carga de sedimentos, uso do solo e da zona ripária. Destaca-se a Azb pelas elevadas concentrações médias da maioria dos nutrientes, sendo igualmente aquele onde se registou o maior incremento de pressão antrópica no período de estudo. Este padrão está também claramente relacionado com as características dos locais e da sua posição na rede hídrica. Com efeito, a pressão antrópica é geralmente menor nos locais de maior altitude e declive, com menor dimensão de bacia e ordem de curso, e escoamento médio e precipitação total mais elevados. Nestes locais o regime hidrológico é mais permanente, verificando-se velocidades de corrente mais elevadas, associadas a substrato mais grosseiro.

Tabela 3.3 - Parâmetros físico-químicos (média ± desvio padrão) dos locais, considerando a série temporal das amostragens de primavera e respectivas Classes de acordo com o Sistema de Classificação dos Usos Múltiplos da água adoptado pelo INAG (<http://snirh.pt>).

Parâmetros (média ± desvio padrão) / Classes	Locais							
	Alegrete	Cabroeira	Mosteiros	Murtigão	Azambuja	St.º Amador	Valverde Jusante	Valverde Vila
N.º anos	6	7	12	6	10	11	7	2
Temperatura da água (°C)	15,44 ± 1,51	16,38 ± 2,68	16,33 ± 2,89	19,79 ± 4,29	15,79 ± 2,06	22,31 ± 4,55	15,18 ± 3,56	19,20 ± 3,25

Parâmetros (média ± desvio padrão) / Classes	Locais							
	Alegrete	Cabroeira	Mosteiros	Murtigão	Azambuja	St.º Amador	Valverde Jusante	Valverde Vila
Condutividade (uS/cm)/ Classes	60,02 ± 21,86 (A)	151,77 ± 34,20 (A)	79,64 ± 29,82 (A)	121,47 ± 35,15 (A)	687,27 ± 136,45 (A)	399,27 ± 106,89 (A)	351,93 ± 139,11 (A)	283,50 ± 92,63 (A)
Oxigénio dissolvido (mg/L)/ Classes	9,20 ± 1,69 (A)	8,96 ± 0,84 (A)	9,13 ± 1,86 (A)	11,28 ± 1,62 (A)	8,56 ± 1,76 (B)	9,87 ± 2,63 (A)	9,00 ± 2,63 (A)	9,13 ± 0,46 (A)
pH/ Classes	6,99 ± 1,30 (A)	7,94 ± 1,00 (A)	7,14 ± 0,74 (A)	8,22 ± 0,64 (A)	7,94 ± 0,38 (A)	8,27 ± 0,65 (A)	7,86 ± 0,24 (A)	7,29 ± 0,30 (A)
Amónia (mg/L)/ Classes	0,03 ± 0,02 (A)	0,24 ± 0,31 (B)	0,23 ± 0,16 (B)	0,03 ± 0,03 (A)	0,12 ± 0,07 (B)	0,04 ± 0,06 (A)	0,04 ± 0,04 (A)	0,02 ± 0,03 (A)
Nitritos (mg/L)/ Classes	0,01 ± 0,01 (A)	0,01 ± 0,01 (A)	0,03 ± 0,02 (C)	0,01 ± 0,01 (A)	0,10 ± 0,07 (C)	0,01 ± 0,01 (A)	0,08 ± 0,08 (C)	0,00 (A)
Nitratos (mg/L)/ Classes	1,20 ± 0,91 (A)	2,02 ± 2,57 (A)	1,28 ± 1,21 (A)	0,61 ± 0,89 (A)	4,40 ± 2,77 (A)	0,64 ± 0,82 (A)	4,03 ± 7,01 (A)	0,002 (A)
Fosfatos (mg/L)/ Classes	0,11 ± 0,10 (A)	0,22 ± 0,40 (A)	0,12 ± 0,10 (A)	0,16 ± 0,26 (A)	0,69 ± 0,49 (C)	1,33 ± 2,18 (E)	0,25 ± 0,39 (A)	0,23 ± 0,11 (A)
Clorofila a (mg/L)	0,88 ± 0,53	0,46 ± 0,50	1,07 ± 0,89	6,64 ± 5,28	2,80 ± 2,84	24,15 ± 31,78	6,28 ± 8,08	1,25 ± 1,25
Feopigmentos (mg/L)	0,85 ± 0,27	0,61 ± 0,47	1,77 ± 1,36	8,06 ± 5,68	5,75 ± 3,32	35,23 ± 51,73	8,93 ± 13,15	8,29 ± 10,65
Índice degradação (%)	52,23 ± 23,71	68,51 ± 27,28	62,04 ± 7,59	54,79 ± 35,44	48,03 ± 33,18	57,65 ± 22,98	58,62 ± 31,41	77,70 ± 14,71
SST (mg/L)/ Classes	5,07 ± 4,50 (A)	4,61 ± 4,31 (A)	4,20 ± 3,97 (A)	18,64 ± 17,48 (A)	36,10 ± 34,62 (C)	13,55 ± 5,28 (A)	20,86 ± 29,16 (A)	59,38 (D)
BOD₅ (mg/L)/ Classes	5,70 ± 9,55 (C)	3,70 ± 4,95 (B)	1,55 ± 1,29 (A)	2,59 ± 2,50 (A)	6,72 ± 2,43 (C)	6,38 ± 3,87 (C)	1,58 ± 1,55 (A)	0,85 ± 1,20 (A)

Relativamente à amostragem sazonal efectuada em 2011, observou-se que os parâmetros *in situ* variaram de modo similar entre os locais (Tabela 3.4). A temperatura da água e o pH registaram valores superiores na primavera. A condutividade foi mais elevada nos locais mais perturbados, registando valores tendencialmente mais elevados no outono. A concentração de oxigénio dissolvido foi tendencialmente mais elevada no outono nos locais sujeitos às menores pressões, enquanto que nos mais perturbados foi na primavera (classes A e B).

Foi sobretudo nos locais mais perturbados que se observaram as concentrações mais elevadas de nutrientes (Tabelas 3.2 e 3.4). As concentrações médias de amónia mantiveram-se baixas, à excepção de Alg (outono, classe D), Mos (primavera, classe B) e Azb (classe B). Observou-se uma tendência para as concentrações deste parâmetro serem mais elevadas na primavera, nos locais menos degradados, em oposição aos locais mais degradados. As concentrações médias de nitratos mantiveram-se baixas e com tendência para serem superiores no outono. Na Azb registaram-se os valores mais elevados (outono, classe B). Neste local foram também registadas as concentrações tendencialmente mais elevadas de nitritos (classes D e C). Este parâmetro tem tendência a ter concentrações superiores no outono nos locais mais degradados, em oposição aos de melhor qualidade. Registaram-se baixas concentrações médias de fosfatos, à excepção da Azb (classe E na primavera e B no outono). Observou-se uma tendência para este parâmetro ser mais concentrado na primavera, num maior número de locais (mais degradados).

Na maioria dos locais, as concentrações de clorofila *a*, de feopigmentos, de SST, CBO₅ e a percentagem do índice de degradação foram superiores na primavera. Em St.^o Am registaram-se as concentrações tendencialmente mais elevadas de clorofila *a*, feopigmentos, SST e CBO₅. Os valores mais baixos de clorofila *a* foram registados em Val V (primavera) e Mos (outono). Em Alg e Val V foram observadas as concentrações mais baixas de feopigmentos. Todos os locais apresentaram valores reduzidos de SST (classe A). O índice de degradação foi superior em Mtg (outono) e na primavera (St.^o Am e Val V). As concentrações médias mais elevadas de CBO₅ foram registadas na Azb e St.^o Am (primavera, Classe D).

Tabela 3.4 - Parâmetros físico-químicos dos locais de amostragem na primavera (P) e outono (O) de 2011 e respectivas Classes de acordo com o Sistema de Classificação dos Usos Múltiplos da água adoptado pelo INAG (<http://snirh.pt>).

Parâmetros/ Classes	Alegrete		Mosteiros		Murtigão		Azambuja		St.º Amador		Valverde Jusante		Valverde Vila	
	P	O	P	O	P	O	P	O	P	O	P	O	P	O
Temperatura da água (°C)	15,12	12,60	15,38	15,00	19,23	11,80	19,33	12,10	28,60	12,00	20,00	13,20	16,90	12,50
Condutividade (uS/cm)/ Classes	53,20 (A)	89,60 (A)	84,00 (A)	100,00 (A)	121,33 (A)	137,00 (A)	731,50 (A)	770,00 (B)	336,00 (A)	461,00 (A)	231,50 (A)	415,00 (A)	218,00 (A)	274,00 (A)
Oxigénio dissolvido (mg/L)/ Classes	8,82 (B)	10,00 (A)	8,08 (B)	10,80 (A)	10,28 (A)	11,45 (A)	9,65 (A)	9,50 (B)	13,29 (A)	11,30 (A)	10,69 (A)	10,00 (A)	8,80 (A)	9,20 (B)
pH/ Classes	7,63 (A)	6,70 (A)	8,03 (A)	7,10 (A)	8,13 (A)	6,97 (A)	7,68 (A)	7,34 (A)	9,20 (D)	7,90 (A)	7,76 (A)	7,10 (A)	7,50 (A)	6,97 (A)
Amónia (mg/L)/ Classes	0,02 (A)	2,94 (D)	0,22 (B)	0,07 (A)	0,01 (A)	0,001 (A)	0,15 (B)	0,16 (B)	0,03 (A)	0,001 (A)	0,04 (A)	0,07 (A)	0,05 (A)	0,10 (A)
Nitritos (mg/L)/ Classes	0,01 (A)	0,001 (A)	0,05 (C)	0,01 (A)	0,001 (A)	0,02 (B)	0,08 (C)	0,27 (D)	0,001 (A)	0,04 (C)	0,14 (C)	0,02 (B)	-	0,05 (C)
Nitratos (mg/L)/ Classes	0,43 (A)	0,90 (A)	0,56 (A)	0,10 (A)	0,03 (A)	1,77 (A)	3,69 (A)	5,03 (B)	0,01 (A)	2,11 (A)	0,13 (A)	0,83 (A)	-	1,33 (A)
Fosfatos (mg/L)/ Classes	0,02 (A)	0,04 (A)	0,09 (A)	0,002 (A)	0,03 (A)	0,08 (A)	1,04 (E)	0,41 (B)	0,37 (A)	0,36 (A)	0,15 (A)	0,10 (A)	0,15 (A)	0,15 (A)

Parâmetros/ Classes	Alegrete		Mosteiros		Murtigão		Azambuja		St.º Amador		Valverde Jusante		Valverde Vila	
	P	O	P	O	P	O	P	O	P	O	P	O	P	O
Clorofila a (mg/L)	0,96	0,46	1,88	0,33	10,95	0,50	5,84	1,54	60,49	5,15	15,44	0,56	0,37	0,64
Feopigmentos (mg/L)	1,04	0,61	2,42	0,29	13,59	0,90	6,84	0,26	94,97	2,71	24,11	0,28	0,76	0,33
Índice de degradação (%)	52,11	57,14	54,02	46,43	50,95	64,29	53,69	14,29	60,60	34,48	58,76	33,33	67,30	34,07
SST (mg/L)/ Classes	1,05 (A)	2,00 (A)	2,01 (A)	-	16,22 (A)	1,83 (A)	24,96 (A)	5,64 (A)	20,82 (A)	6,24 (A)	5,80 (A)	0,73 (A)	-	3,69 (A)
CBO₅ (mg/L)/ Classes	1,70 (A)	1,10 (A)	2,83 (A)	-	1,95 (A)	0,30 (A)	8,43 (D)	1,10 (A)	12,15 (D)	2,00 (A)	2,83 (A)	0,80 (A)	0,00 (A)	1,10 (A)

3.2. Macroinvertebrados Bentónicos

Durante o período de estudo foram identificados 57 063 indivíduos (45 990 no outono e 11 073 na primavera) distribuídos por 80 taxa. Nos dois períodos foram detectadas as mesmas classes, sub-ordem, mas mais uma ordem (Megaloptera) no Outono (Figura 3.2). A maioria das famílias foram capturadas em ambos os períodos. Contudo registaram-se 13 famílias (incluídas nas classes Gastropoda, Crustacea, nas ordens Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Diptera e sub-ordem Heteroptera) particulares para a primavera. No outono foram capturadas exclusivamente 20 famílias (incluídas nas classes Bivalvia e Crustacea, nas ordens Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Megaloptera, Coleoptera, Trichoptera e Diptera).

3.2.1. Caracterização Estrutural

O número total de taxa entre os locais amostrados variou de 7 (Azb) a 43 (Alg), considerando os dois períodos do ano. A riqueza taxonómica e abundância total foram tendencialmente superiores no outono (Figuras 3.2 e 3.3). A densidade dos macroinvertebrados foi muito variável entre locais (CV entre 5% e 140%), sobretudo nos mais degradados.

Na Figura 3.2 apresenta-se a estrutura taxonómica da comunidade de macroinvertebrados para os locais em estudo, na primavera (Prim) e no outono (Out). Registaram-se diferenças estatísticas significativas na composição da comunidade entre os dois períodos do ano, em todos os locais de amostragem ($P < 0,001$). Observou-se que nos locais menos degradados, a estrutura taxonómica da comunidade é tendencialmente mais similar entre períodos (Anexo: Figuras 7.2-7.8).

Em Alg a comunidade no outono foi mais heterogénea, relativamente à composição dos grupos taxonómicos. Na primavera a comunidade foi dominada pelas ordens Ephemeroptera (49%) e Diptera (20%), sobretudo pelas famílias Baetidae e Chironomidae, respectivamente. No outono, a comunidade foi constituída equitativamente pelas ordens Plecoptera (dominada pela família Leuctridae), Ephemeroptera, Diptera (sobretudo Chironomidae) e Trichoptera, com frequências entre os 20% e 30%.

Nos locais Mos e Mtg a comunidade foi dominada pela ordem Diptera, nos dois períodos do ano, com destaque para as famílias Chironomidae e Simuliidae, para a primavera e outono, respectivamente. Na Azb a comunidade foi mais heterogénea no outono, observando-se as maiores abundâncias na classe Oligochaeta (36%), e

ordens Diptera (19%) e Ephemeroptera (18%). Na primavera 90% da comunidade foi constituída pela ordem Ephemeroptera (família Caenidae) (Figura 3.2).

Em St.^o Amador a dominância dos grupos taxonómicos foi distinta nos dois períodos. Na primavera observou-se um maior predomínio das ordens Ephemeroptera (36%, sobretudo da família Ephemerellidae), Plecoptera (33%, principalmente da família Leuctridae) e Gastropoda (24%, em particular da família Hydrobiidae). No outono, a comunidade foi dominada pelas ordens Diptera (49%, sobretudo pelas famílias Chironomidae e Simuliidae) e Trichoptera (18%, com destaque para a família Hydropsychidae) e a classe Oligochaeta (25%) (Figura 3.2).

No local Val J, na primavera a comunidade foi dominada pela classe Oligochaeta (75%) e no outono pela ordem Diptera (87%), com relevância para a família Simuliidae. Em Val V a comunidade foi mais heterogénea na primavera, com predomínio da classe Gastropoda (31%, sobretudo pela família Physidae), ordens Ephemeroptera (31%) e Diptera (22%). No outono a comunidade foi dominada pela ordem Diptera (94%), com destaque para a família Simuliidae (79%) (Figura 3.2).

Em suma, a composição taxonómica das comunidades de macroinvertebrados foi variável entre locais e períodos e é tendencialmente mais similar nos locais menos degradados. A estrutura taxonómica é mais heterogénea na primavera num maior número de locais.

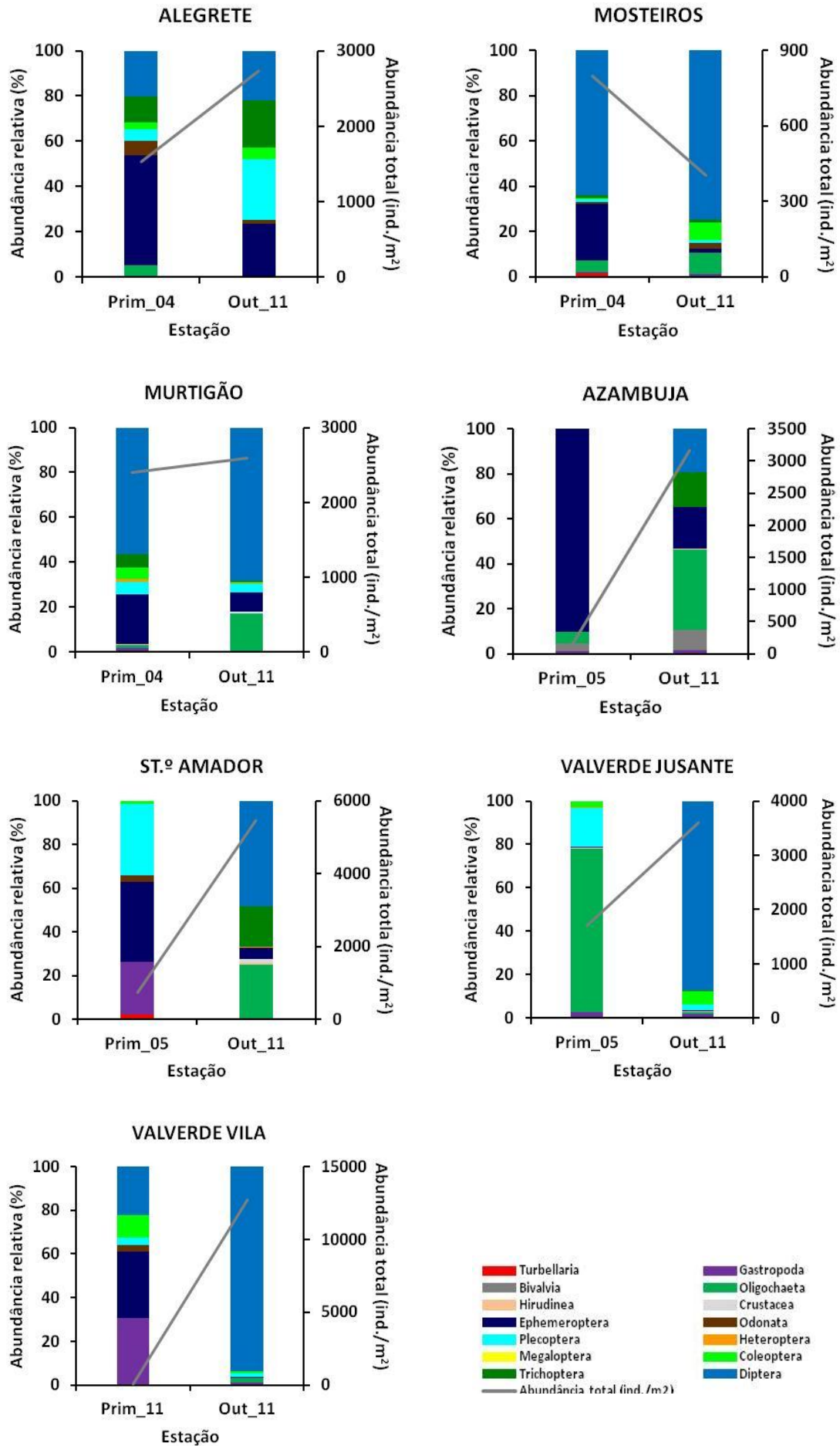


Figura 3.2 – Estrutura taxonômica da comunidade de macroinvertebrados para os locais em estudo na Primavera (Prim) e no Outono (Out), com respectivo ano de amostragem (2004 (04); 2005 (05); 2011 (11)).

3.2.1.1. Índices de Diversidade e Estabilidade

Registaram-se tendencialmente em Alg (P e O) e em Val V (P) os valores mais elevados destas métricas, em oposição Azb (P), Val J (P e O) e Val V (O) (Figura 3.3). Observou-se que a variação dos índices, entre períodos foi relativamente baixa (CV<16%), à exceção de Val V (CV: 59%-74%) e Azb (CV: 20%-45%).

Nos locais menos degradados, os índices tendem a ser superiores na primavera e tendencialmente mais elevados do que nos locais mais perturbados. Os locais mais degradados tendem a ter maior diversidade no outono, particularmente na Azb e St.^o Am. Em Val V observa-se um padrão contrário. A equitabilidade foi superior em todos os locais na primavera, à exceção de Alg e Azb, que correspondem respectivamente aos locais com maior e menor riqueza taxonómica (Figura 3.3).

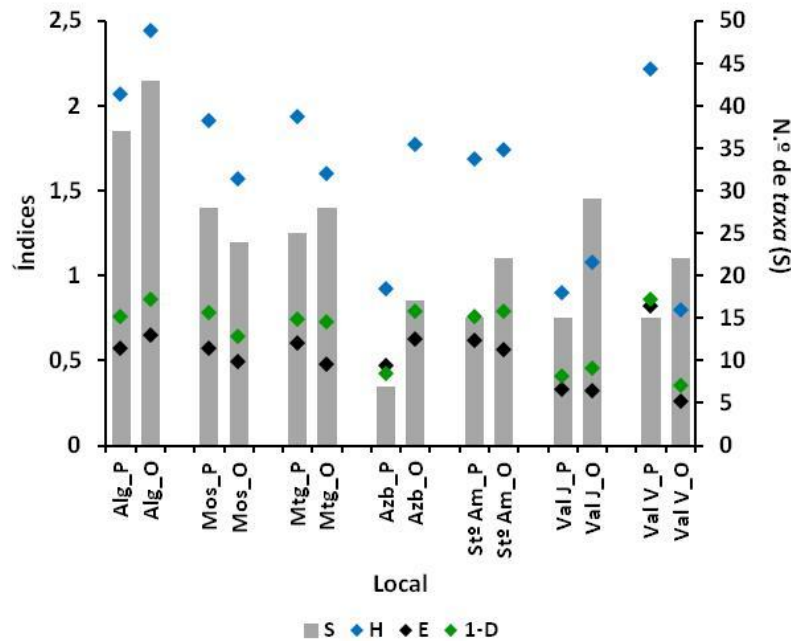


Figura 3.3 – Caracterização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos relativamente ao número de taxa (Riqueza taxonómica - S), índice de diversidade de Shannon-Weaver (H), Equitabilidade (E), Índice de diversidade de Simpson (1-D), na primavera (P) e outono (O).

Em Alg registaram-se as maiores abundâncias de EPT, em oposição aos locais Mos, Val J, Val V e Azb (P) (Figura 3.4). Nos locais mais perturbados evidenciou-se uma tendência para a abundância ser superior no outono e nos menos perturbados ser mais elevada na primavera. A riqueza de EPT foi tendencialmente inferior nos locais mais perturbados, particularmente na Azb e Val V. Registou-se uma tendência para a riqueza de EPT ser mais elevada no outono, nos locais de melhor qualidade,

enquanto que nos restantes locais não se observou nenhum padrão. Considerando a globalidade dos locais, observou-se num maior número de locais, uma maior riqueza de EPT no outono.

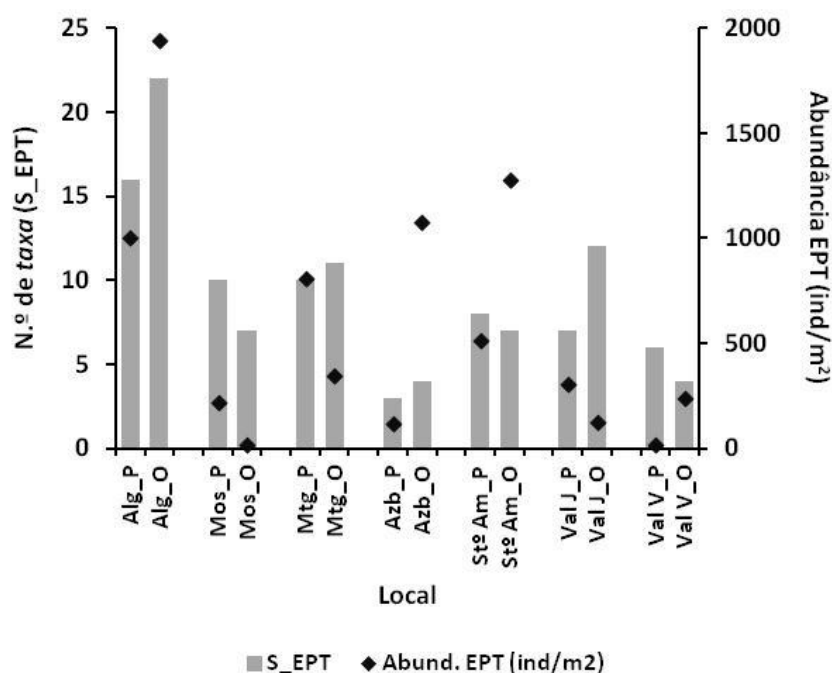


Figura 3.4 – Caracterização da comunidade de macroinvertebrados bentónicos relativamente ao número de taxa (S) de Ephemeroptera (E), Plecoptera (P) e Trichoptera (T) (S_EPT) e abundância de EPT (ind/m²), na primavera (P) e outono (O).

Os grupos taxonómicos superiores (classes/ordens) revelaram-se mais estáveis e persistentes, comparativamente às famílias (Tabela 3.5). Ao nível das famílias, os locais de melhor qualidade (Alg, Mos e Mtg) evidenciaram maior persistência (0,62-0,73) e similaridade (estabilidade de Jaccard: 44,44-56,86; Bray-Curtis: 50,17-57,82; índice de Renkonen: 28,85-55,82), revelando a existência de uma relação com a pressão total (índice Bray-Curtis: $r=-0,65$, $P<0,05$; índice de Renkonen: $r=-0,59$, $P<0,05$). Um padrão tendencialmente similar foi observado ao nível das classes/ordens. O ICV apresentou pouca capacidade de análise descritiva. Este registou o valor mais elevado em Mtg (19,18) e nos restantes locais variou de 0,71-2,53, não se evidenciando nenhum padrão de variação. Contrariamente, os restantes locais sujeitos a maiores pressões antrópicas e com regime tendencialmente temporário, apresentaram valores mais baixos de persistência (0,38-0,49) e estabilidade (Jaccard: 23,33-32,14; Bray-Curtis: 14,20-23,97; índice de Renkonen: 2,44-11,03). O índice de Jaccard e a persistência apresentaram a menor variação entre os locais, seguido do índice de Bray-Curtis e do índice de Renkonen (Tabela 3.5).

Tabela 3.5 – Persistência (P) e estabilidade sazonal (índice de Jaccard, coeficiente de similaridade de Bray-Curtis, índice de Renkonen (% de similaridade)) e o Inverso do Coeficiente de Variação (ICV) da comunidade de macroinvertebrados, em termos de Classes /Ordens e Famílias, para cada local. Nota: (a) valor do ICV é igual para as classes/ordens e famílias.

Locais	Persistência (P)	Estabilidade de Jaccard (similaridade)	Estabilidade de Bray-Curtis (similaridade)	Índice de Renkonen (% de similaridade)	ICV
Classes /ordens					
Alegrete	0,76	61,54	74,52	64,62	(a)
Mosteiros	0,89	80,00	76,22	75,13	(a)
Murtigão	0,91	83,33	73,49	72,13	(a)
Azambuja	0,67	50,00	45,96	28,43	(a)
St.º Amador	0,80	66,67	19,56	5,95	(a)
Valverde Jusante	0,75	60,00	31,81	8,60	(a)
Valverde Vila	0,80	66,67	42,79	26,56	(a)
Famílias					
Alegrete	0,73	56,86	50,17	28,85	2,53
Mosteiros	0,62	44,44	57,82	55,82	2,15
Murtigão	0,64	47,22	54,09	45,94	19,18
Azambuja	0,42	26,32	23,97	11,03	0,77
St.º Amador	0,38	23,33	14,20	4,67	0,93
Valverde Jusante	0,45	29,41	16,03	2,44	1,97
Valverde Vila	0,49	32,14	23,03	7,67	0,71

A ordenação dos 7 locais em estudo utilizando o Escalonamento Multidimensional Não-métrico (MDS) tendo por base as famílias de macroinvertebrados, revelou (2D stress: 0,12) que os locais amostrados na primavera tiveram uma maior dispersão que os amostrados no outono (Figura 3.5). Ou seja, de um modo geral, observou-se que as comunidades de macroinvertebrados no outono, foram mais similares do que as de primavera, tal como se observou na Figura 3.2. Esta análise evidenciou também que os locais menos degradados foram mais similares entre períodos do ano, do que os que foram sujeitos a maior nível de pressão, corroborando o resultado da Tabela 3.5.

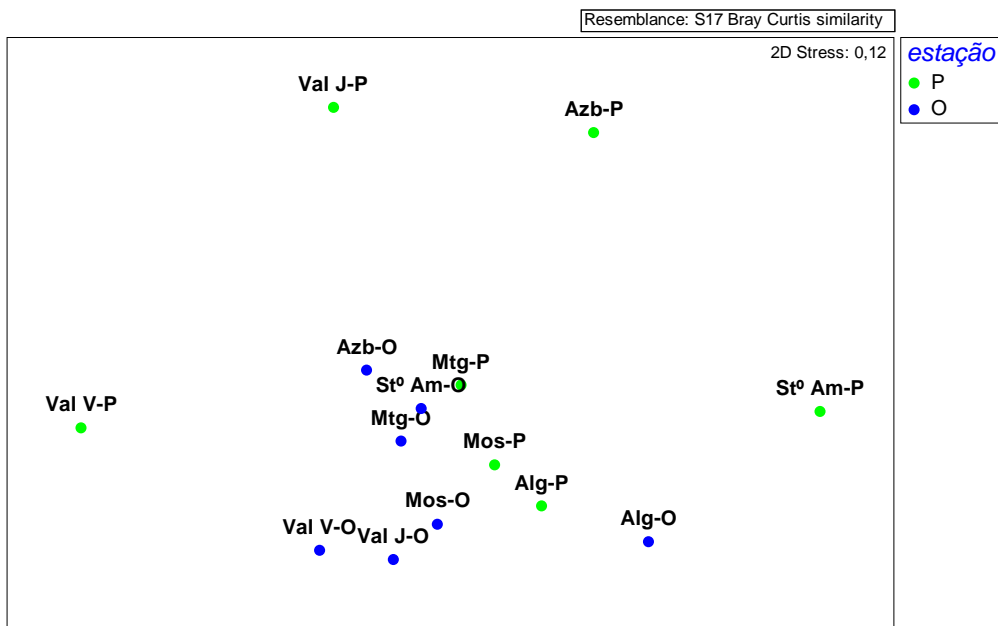


Figura 3.5 – Diagrama bi-dimensional do Escalonamento Multidimensional Não-métrico (MDS) dos locais, tendo por base a comunidade de macroinvertebrados bentônicos nas amostragens de primavera (P) e outono (O).

3.2.2. Índices Bióticos

O índice IBMWP revelou ser o menos exigente (93% das amostragens classificadas de Excelente a Bom) e menos variável em termos de classes de qualidade, independentemente do local, em oposição ao IM9 (36% das amostragens entre Excelente e Bom) (Tabela 3.6). A classificação ecológica dos locais variou de Excelente a Razoável no IBMWP e nos restantes índices de Excelente a Medíocre.

Tendo em conta as variações individuais dentro de cada índice, o IM9 foi o que evidenciou um comportamento mais distinto, considerando os dois períodos do ano de todos os locais. Tendencialmente os valores dos índices foram melhores no outono, à excepção do IM9. O IASPT obteve valores superiores no outono, na maioria dos locais de melhor qualidade. Também se observou nesse período uma maior ocorrência de S_EPT, num maior número de locais, a maioria dos locais de melhor qualidade (Figura 3.4). Todos os índices estão muito significativamente correlacionados com a S_EPT ($r > 0,5$; $P < 0,001$), à excepção do IM9.

Globalmente, Alg e Mos foram os locais que apresentaram melhor qualidade ecológica, seguida de Val J, Mtg, St.º Am, e por último Val V e Azb. Mais uma vez se verificou que os locais com menor pressão antrópica também tiveram a melhor classificação do estado ecológico (Tabela 3.6). De uma forma geral, está de acordo com a tendência dos valores de pressão média e individuais desses locais (Tabelas

3.2 e 3.6) (IBMWP: $r=-0,86$, $P<0,001$; IASPT: $r=-0,65$, $P<0,05$; IPtl: $r=-0,79$, $P<0,001$), o IM9 não se correlacionou com FAME Total (Tabela 3.7).

Em Alg os índices apresentaram uma variação sazonal entre os 7% (IASPT) e 16% (IBMWP). Registou-se um ligeiro aumento de pressão entre a primavera e o outono, sobretudo devido às pressões contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes e carga de sedimentos. Esse aumento de pressão não se reflectiu na classificação da qualidade ecológica, e observou-se um aumento do valor dos índices entre períodos. Em Mos os índices variaram sazonalmente entre os 4% (IASPT) e os 19% (IPtl). Registou-se um ligeiro aumento das pressões antrópicas, reflectindo-se numa diminuição da qualidade ecológica nos índices IM9 e IPtl. Em Mtg, com uma variabilidade sazonal similar aos índices anteriores, observou-se um acentuado aumento das pressões totais da primavera para o outono, não se reflectindo na classificação ecológica. Em termos numéricos a maioria dos índices tiveram um aumento no outono (Tabela 3.6).

Os locais Azb e Val J foram os que apresentaram maior variabilidade sazonal dos índices entre períodos. Na Azb observou-se um ligeiro aumento da pressão, reflectindo-se numa resposta variável em termos de qualidade ecológica, dependendo do índice. Em Val J, observou-se um ligeiro decréscimo da pressão no outono, e de acordo com os índices, a classe de qualidade manteve-se ou melhorou. Registou-se um aumento no valor dos índices no outono. Em Val V, com uma variação sazonal similar aos locais anteriores, a pressão total manteve-se estável entre os dois períodos, mas registou-se um comportamento variável em termos da classificação ecológica, de acordo com os índices. Em St.^o Am, os índices apresentam uma variação sazonal dos 5% (IPtl) aos 30% (IM9). Apesar da pressão total ser estável entre os dois períodos, observou-se um decréscimo da classe de qualidade em IASPT e IM9.

Em suma, nos locais de melhor qualidade Alg, Mos e Mtg, os índices apresentaram baixa variabilidade, registando-se em Mtg um maior aumento das pressões, que não se reflectiu na classificação da qualidade ecológica. Nos locais mais degradados Azb, Val J, Val V e St.^o Am, os índices foram mais variáveis, as pressões mantiveram-se relativamente similares, observando-se tendencialmente uma resposta variável dos índices, entre períodos, reflectindo-se nas classes de qualidade ecológica. Este facto está relacionado com a menor estabilidade dessas comunidades.

Tabela 3.6 – Índices bióticos (IBMWP, IASPT, IM9 e IPTl (EQR) na primavera (Prim) e outono (Out), para os locais, nos anos de 2004 (04), 2005 (05), 2011 (11), das comunidades de macroinvertebrados, com as respectivas classes de qualidade ecológica (Excelente - Azul, Bom - Verde, Razoável - Amarelo, Mediocre – Laranja), a tendência geral (variação das classes de qualidade entre períodos do ano: = igual; ↓ decrescente; ↑ crescente), a FAME Total.

Índices Bióticos							
Local	Amostragem	IBMWP	IASPT (0-1)	IM9	IPTl (EQR)	Tendência geral (classes)	FAME Total
Alegrete	Prim_04	233	0,59	0,57	1,34	=	11
	Out_11	293	0,65	0,68	1,66		14
Mosteiros	Prim_04	164	0,54	0,34	1,04	= / ↓	12
	Out_11	134	0,51	0,27	0,79		14
Murtigão	Prim_04	124	0,44	0,33	1,09	=	14
	Out_11	144	0,48	0,26	1,11		18
Azambuja	Prim_05	28	0,33	0,42	0,43	variável	22
	Out_11	58	0,32	0,28	0,53		24
Stº Amador	Prim_05	90	0,56	0,44	0,94	= / ↓	20
	Out_11	103	0,43	0,28	0,88		20
Valverde Jusante	Prim_05	77	0,50	0,24	0,87	= / ↑	19
	Out_11	159	0,52	0,25	1,27		17
Valverde Vila	Prim_11	86	0,53	0,33	0,61	variável	22
	Out_11	99	0,41	0,16	0,71		22

3.2.3. Relação entre os índices bióticos, pressão antropogénica e variabilidade hidrológica

A maioria dos índices bióticos respondeu de um modo geral às mesmas pressões (Tabela 3.7). O IBMWP apresentou as correlações mais elevadas e significativas, em oposição ao IM9. Os índices estão significativamente correlacionados, em termos negativos, sobretudo com as variáveis de pressão FAME Total, contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes e carga de sedimentos, particularmente o IBMWP ($P < 0,01$; $P < 0,001$) e IPTl ($P < 0,05$; $P < 0,01$; $P < 0,001$).

Adicionalmente verificou-se que os índices bióticos correlacionaram-se também significativamente com variáveis hidrológicas (Tabela 3.7). Os resultados relativamente aos índices sugerem que os cursos de carácter mais permanente foram aqueles que apresentaram classes de qualidade ecológica superior, e foram sujeitos tendencialmente a níveis superiores de precipitação total anual. Verificaram-se correlações positivas dos índices com essa variável (IBMWP: $r = 0,79$, $P < 0,001$; IPTl: $r = 0,58$, $P < 0,05$) e com a variável velocidade de corrente máxima (IBMWP: $r = 0,87$, $P < 0,05$; IASPT: $r = 0,87$, $P < 0,05$; IPTl: $r = 0,77$, $P < 0,05$) (Tabela 3.7). Nas variáveis de qualidade destacou-se a condutividade, correlacionada negativamente ($|r| > 0,5$) com

a maioria dos índices bióticos ($P < 0,05$; $P < 0,01$; $P < 0,001$). As variáveis que não foram referidas correlacionaram-se pontualmente significativamente com os vários índices.

Tabela 3.7 – Correlações de Spearrman mais relevantes ($|r| \geq 0,5$; $P \leq 0,05$, em que * $\leq 0,05$; ** $\leq 0,01$; *** $\leq 0,001$; n.s.: não significativo) entre os índices bióticos dos macroinvertebrados, com as variáveis de pressão, de qualidade e hidrológicas.

	IBMWP	IASPT	IM9	IPtl
Variáveis de Pressão				
FAME Total	-0,86***	-0,65*	n.s.	-0,79***
Zona ripária	-0,59*	n.s.	n.s.	n.s.
Carga de sedimentos	-0,75**	n.s.	n.s.	-0,71**
Condição morfológica	n.s.	n.s.	-0,54*	n.s.
Contaminação orgânica e Enriquecimento em Nutrientes	-0,82***	-0,55*	n.s.	-0,64*
Variáveis de Qualidade e Hidrológicas				
Condutividade (uS/cm)	-0,89***	-0,62*	n.s.	-0,70**
N-Total (mg/L N)	n.s.	n.s.	n.s.	-0,89*
Velocidade de corrente máxima (m/s)	0,87*	0,87*	n.s.	0,77*
Precipitação total anual (mm)	0,79***	n.s.	n.s.	0,58*

No sentido de retirar a possível influência da precipitação na resposta dos índices bióticos, efectuou-se uma ANCOVA, onde se verificaram valores significativamente mais elevados (melhor estado ecológico) na classe de degradação 1, que na classe de degradação 2, para os índices IBMWP [$F(1;12)=6,54$; $P=0,02$] e IPtl [$F(1;12)=3,04$; $P=0,05$]. Para o IASPT não se detectaram diferenças significativas [$F(1;12)=0,78$; $P=0,40$], apesar de se verificar em termos médios uma tendência para menores valores (pior classificação do estado ecológico) para a classe de degradação 2 (classe degradação 1= $0,54 \pm 0,07$; classe degradação 2= $0,45 \pm 0,09$). Para o IM9 não se verificaram diferenças significativas nos resultados, nem nenhuma tendência dos valores entre classes [$F(1;12)= 0,009$; $P=0,92$] (classe degradação 1= $0,41 \pm 0,18$; classe degradação 2= $0,30 \pm 0,09$).

3.3. Comunidades Piscícolas

No presente estudo foram capturadas 18 espécies piscícolas, 11 nativas e 7 não nativas (Tabela 3.8). Na maioria dos locais a espécie mais abundante e com uma

maior frequência de ocorrência foi *Squalius alburnoides*, particularmente em Alg, Cbr e Mos e Mtg. As espécies de barbos estão amplamente distribuídas, registando-se elevadas abundâncias e frequências de ocorrência para *Barbus microcephalus*. Na área de estudo, *Barbus bocagei* tem a distribuição restrita à bacia do Sado, e ocorreu nos dois locais amostrados nesta bacia.

Com frequências de ocorrência elevadas destacam-se também *Pseudochondrostoma willkommii*, com densidades médias elevadas nos locais Mos, Cbr e Azb, e *Squalius pyrenaicus*, especialmente abundante em Alg, Cbr e Mtg. *Cobitis paludica* apresentou frequência de ocorrência e abundância elevadas sobretudo nos locais Mos e Cbr, embora com valores inferiores às espécies referidas anteriormente. A espécie endêmica *Anaocypris hispanica*, com elevado estatuto de conservação, foi a nativa com menor frequência de ocorrência, apenas registada na Cbr e com a menor abundância média (0,04 ind/100m²). As espécies não nativas com maior representatividade e abundância média foram *Lepomis gibbosus* e *Gambusia holbrooki*, sobretudo em Val V e Val J, comparativamente à comunidade total de cada local. A espécie menos frequente foi *Micropterus salmoides*, apenas presente em Val J e a menos abundante foi *Ameiurus melas* (0,002 ind/100m²) (Tabela 3.8).

Tabela 3.8 - Espécies piscícolas capturadas, tipo de ocorrência (Nat – nativas; nNat – não nativas) nas bacias dos rios Guadiana e Sado, frequência de ocorrência (Freq. Oc.) e densidade média.

Espécie	Nome comum	Tipo	Bacias de ocorrência		Freq. Oc. (%)	Densidade média (ind/100 m ²)
			Sado	Guadiana		
<i>Anaocypris hispanica</i>	Saramugo	Nat		x	1,79	0,04
<i>Barbus</i> spp.	Barbos juvenis	Nat		x	66,07	7,04
<i>Barbus bocagei</i>	Barbo-do-Norte	Nat	x		81,82	3,21
<i>Barbus comizo</i>	Cumba	Nat		x	21,43	2,63
<i>Barbus steindachneri</i>	Barbo-de-steindachner	Nat		x	14,29	0,28
<i>Barbus microcephalus</i>	Barbo-de-cabeça-pequena	Nat		x	62,50	4,90
<i>Cobitis paludica</i>	Verdemã	Nat	x	x	41,79	1,67
<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>	Boga-de-boca-arqueada	Nat		x	17,86	0,59
<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>	Boga-do-Guadiana	Nat		x	55,36	3,46
<i>Salaria fluviatilis</i>	Caboz-de-água-doce	Nat		x	10,71	0,11
<i>Squalius alburnoides</i>	Bordalo	Nat	x	x	80,60	38,64
<i>Squalius pyrenaicus</i>	Escalo-do-Sul	Nat	x	x	50,75	3,17
<i>Alburnus alburnus</i>	Ablete	Nnat		x	10,71	0,57
<i>Ameiurus melas</i>	Peixe-gato-negro	Nnat	x	x	2,99	0,002
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	Nnat	x	x	2,99	0,02
<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambúsia	Nnat	x	x	26,87	1,67

Espécie	Nome comum	Tipo	Bacias de ocorrência			Freq. Oc. (%)	Densidade média (ind./100 m ²)
			Sado	Guadiana			
<i>Herichthys facetum</i>	Chanchito	Nnat	x	x		2,99	0,01
<i>Lepomis gibbosus</i>	Perca-sol	Nnat	x	x		47,76	3,25
<i>Micropterus salmoides</i>	Achigã	Nnat	x	x		1,49	0,01

3.3.1. Caracterização Estrutural – análise inter-anual

O número total de espécies piscícolas nas amostragens inter-anuais de primavera variou entre 1 e 9. Registaram-se os valores médios mais baixos em Alg e Val V, em oposição a St.º Am (Tabela 3.9), evidenciando uma relação com a dimensão de bacia ($r=0,5$; $P<0,001$). Nos restantes locais a riqueza específica média foi similar. Esta métrica manteve-se relativamente estável durante os anos amostrados, particularmente nos locais menos degradados. Apenas em Mtg se registou maior variabilidade ($CV>50\%$). À excepção de Val J e Val V, observou-se um predomínio de espécies nativas, observando-se mesmo ausência de exóticas em Alg e Cbr. As espécies não nativas ocorreram sobretudo nos locais mais perturbados. A densidade piscícola evidenciou elevada variabilidade em todos os locais (CV entre 79% e 161%).

Tabela 3.9 – Riqueza específica (S) total, de nativas e de exótica (média, valor mínimo (Mín.), valor máximo (Máx.)) e densidade piscícola (ind./100m²) (média \pm desvio padrão) das amostragens interanuais de primavera, entre 1996 e 2012 (de 2 a 12 anos, dependendo do local em estudo).

Locais	N.º anos	S total (média) (Min.-Máx.)	S nativas (média) (Min.-Máx.)	S exóticas (média) (Min.-Máx.)	Densidade piscícola (ind./100 m ²) (média \pm desvio padrão)
Alegrete	6	2	2	0	84,04 \pm 121,32
Cabroeira	7	4,86 (3-6)	4,86 (3-6)	0	120,16 \pm 95,22
Mosteiros	12	4,67 (2-6)	4,42 (2-6)	0,25 (0-1)	91,52 \pm 112,16
Murtigão	6	3,5 (1-9)	2,83 (1-7)	0,67 (0-2)	18,27 \pm 26,56
Azambuja	10	5,1 (4-8)	3,4 (3-4)	1,7 (1-4)	58,76 \pm 95,00
St.º Amador	11	6,82 (4-8)	5,18 (4-7)	1,64 (0-3)	54,52 \pm 44,82
Valverde Jusante	7	3 (1-5)	1,43 (1-3)	1,57 (0-2)	10,61 \pm 10,63
Valverde Vila	2	2,5 (2-3)	0,5 (0-1)	2	13,37 \pm 11,05

A evolução temporal (inter-anual) das abundâncias relativas das espécies piscícolas com base em amostragens de primavera apresenta-se na Figura 3.6. Detectaram-se diferenças estatísticas significativas na composição dos agrupamentos

piscícolas ao longo dos anos ($P < 0,001$) para a maioria dos locais, à exceção de Val V ($P > 0,05$). Salienta-se também Alg com uma menor variabilidade, já que sendo tipicamente representativo de cursos de cabeceira, apresenta uma baixa riqueza e diversidade específicas. A grande variabilidade dos agrupamentos foi particularmente visível em Mtg, Azb, St.^o Am e Val J, estando geralmente associada a um decréscimo da proporção de espécies nativas e consequente aumento de espécies exóticas. Para Azb, St.^o Am e Val J é importante referir a ocorrência de *Alburnus alburnus* a partir dos últimos anos com abundâncias muito expressivas. Refira-se ainda que em Mos foi evidente uma marcada redução da ocorrência e abundância de *Pseudochondrostoma willkommii*.

Em Alg, Cbr, Mos e Mtg, a espécie *Squalius alburnoides* foi a que apresentou tendencialmente as abundâncias relativas superiores (Figura 3.6). Na Azb foi observada uma situação similar, mas a partir de 2010 a comunidade passou a ter abundâncias superiores de *Alburnus alburnus*. Em St.^o Am observou-se um predomínio de barbos (*Barbus microcephalus*, *Barbus comizo*), tipicamente mais associados a maiores dimensões de bacia. Tendencialmente, em Val J e Val V, *Lepomis gibbosus*, foi a espécie que apresentou abundâncias relativas superiores.

Verificou-se que a proporção de espécies nativas e exóticas está claramente relacionada com a variação do nível de pressão antropogénica dos locais (Figura 3.6 e Tabela 3.2). Enquanto a proporção de espécies nativas revelou uma relação negativa com a pressão antrópica total ($r = -0,52$; $P < 0,001$), a proporção de espécies exóticas evidenciou uma relação inversa ($r = 0,57$; $P < 0,001$).

Por outro lado, esta relação entre espécies nativas e exóticas também se associou à variabilidade hidrológica. Observou-se um incremento da proporção de espécies exóticas em anos hidrológicamente mais secos, ou seja, com menores valores de precipitação total anual ($r = -0,5$; $P < 0,01$) (Figura 2.2). Assim, é compreensível que, ao contrário das espécies exóticas, a proporção de nativas seja superior nos locais de regime permanente ($r = 0,75$; $P < 0,001$) (Tabela 3.1).

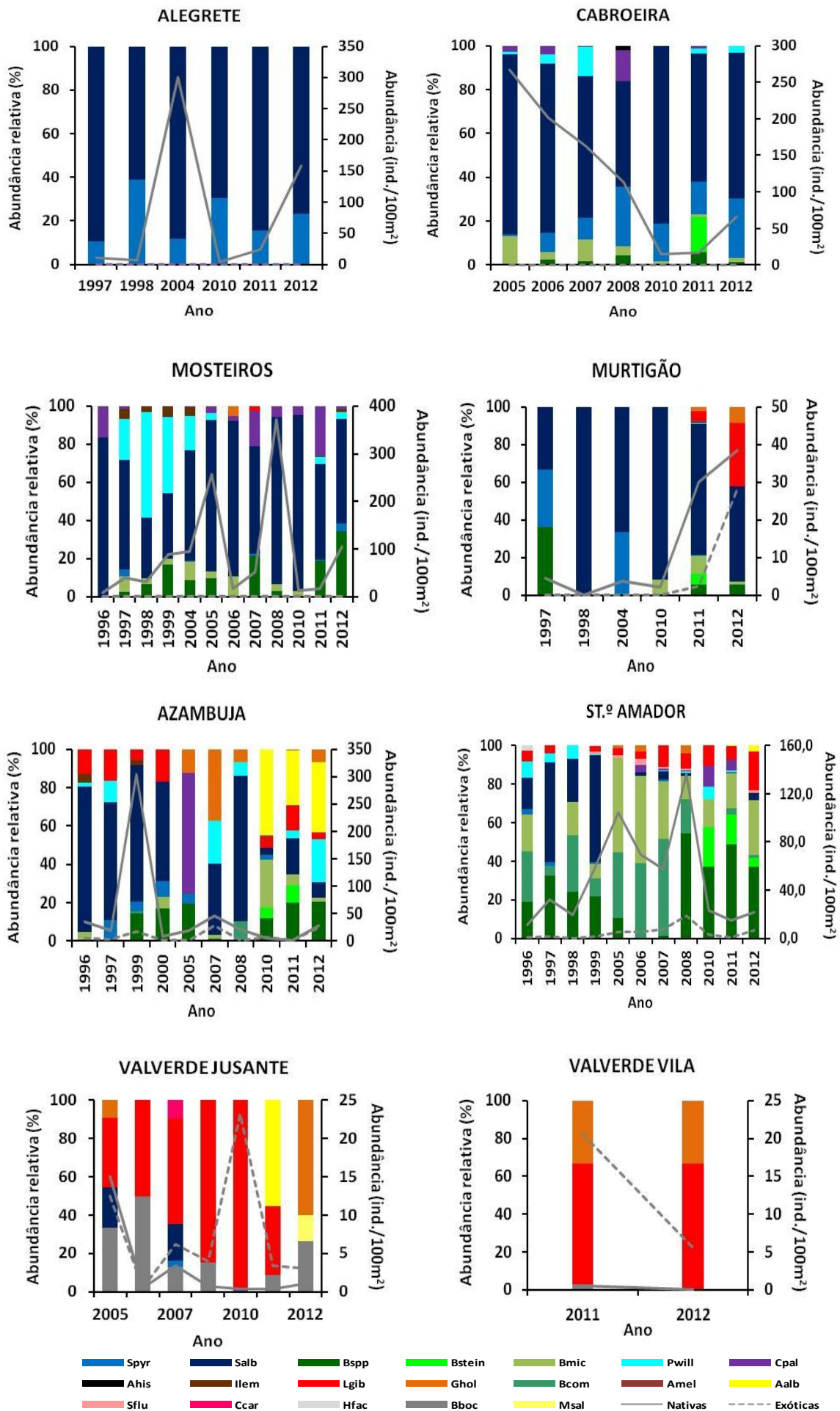


Figura 3.6 - Evolução temporal das abundâncias relativas das espécies piscícolas com base em amostragens de primavera. As abreviaturas na legenda têm correspondência ao nome científico das espécies na Tabela 3.8. 57

3.3.1.1. Índices de Diversidade e Estabilidade – análise inter-anual

Na Figura 3.7 verificou-se que o índice H foi o que registou tendencialmente valores mais elevados, seguido de E, e de 1-D. A diversidade tende a variar inter-anualmente mais que a equitabilidade. Apenas em Alg se observou em todos os anos amostrados, que a comunidade piscícola teve valores mais elevados de E do que de diversidade, mas trata-se de um local com apenas duas espécies (*Squalius alburnoides* e *Squalius pyrenaicus*). Também se observaram comunidades mais homogéneas em Mos (1996), Mtg (2004; 2010), Val J (2008 e 2010) e Val V (2012).

Tendo em consideração a evolução temporal dos índices no período de amostragem, em St.^o Am e Azb mantiveram-se globalmente os agrupamentos piscícolas com maiores diversidades e equitabilidade. Registaram-se nestas comunidades um maior número de espécies e da semelhança entre as espécies. Alg e Val V foram os locais que apresentaram as menores diversidades, associado às menores riquezas. Em relação à equitabilidade não se verificou nenhuma tendência.

Entre a primavera de 2011 e 2012, os agrupamentos piscícolas tiveram tendência para aumentar a diversidade e equitabilidade em Alg, St.^o Am, Val J e Mtg, reflectindo-se num maior registo de espécies na comunidade e numa maior equitatividade na sua proporção. Nos restantes locais verificou-se um padrão oposto. Observou-se que essa variação não está tendencialmente associada à pressão dos locais.

Apesar dos anos de amostragem não coincidirem para todos os locais em estudo, registou-se no ano de 2010 uns dos mais baixos valores de diversidade e equitabilidade. Em relação aos valores mais elevados não se destacou nenhum ano em particular. De um modo global estes índices reflectiram a existência de variabilidade estrutural inter-anual nos agrupamentos piscícolas mas com intensidades diferentes de acordo com os locais, não estando tendencialmente associados ao nível de degradação.

Observaram-se as menores variabilidades estruturais das comunidades em St. Am, Azb e Val V (CV de 5% a 28%), que correspondem aos locais mais perturbados (Figura 3.1). Contudo, é importante referir que em Val V apenas se efectuaram amostragens em dois anos, ficando a análise temporal limitada. No período em análise, o local Mtg foi o que tendencialmente apresentou maior variabilidade inter-anual (CV de 36% a 69%), seguindo-se Val J (Figura 3.7).

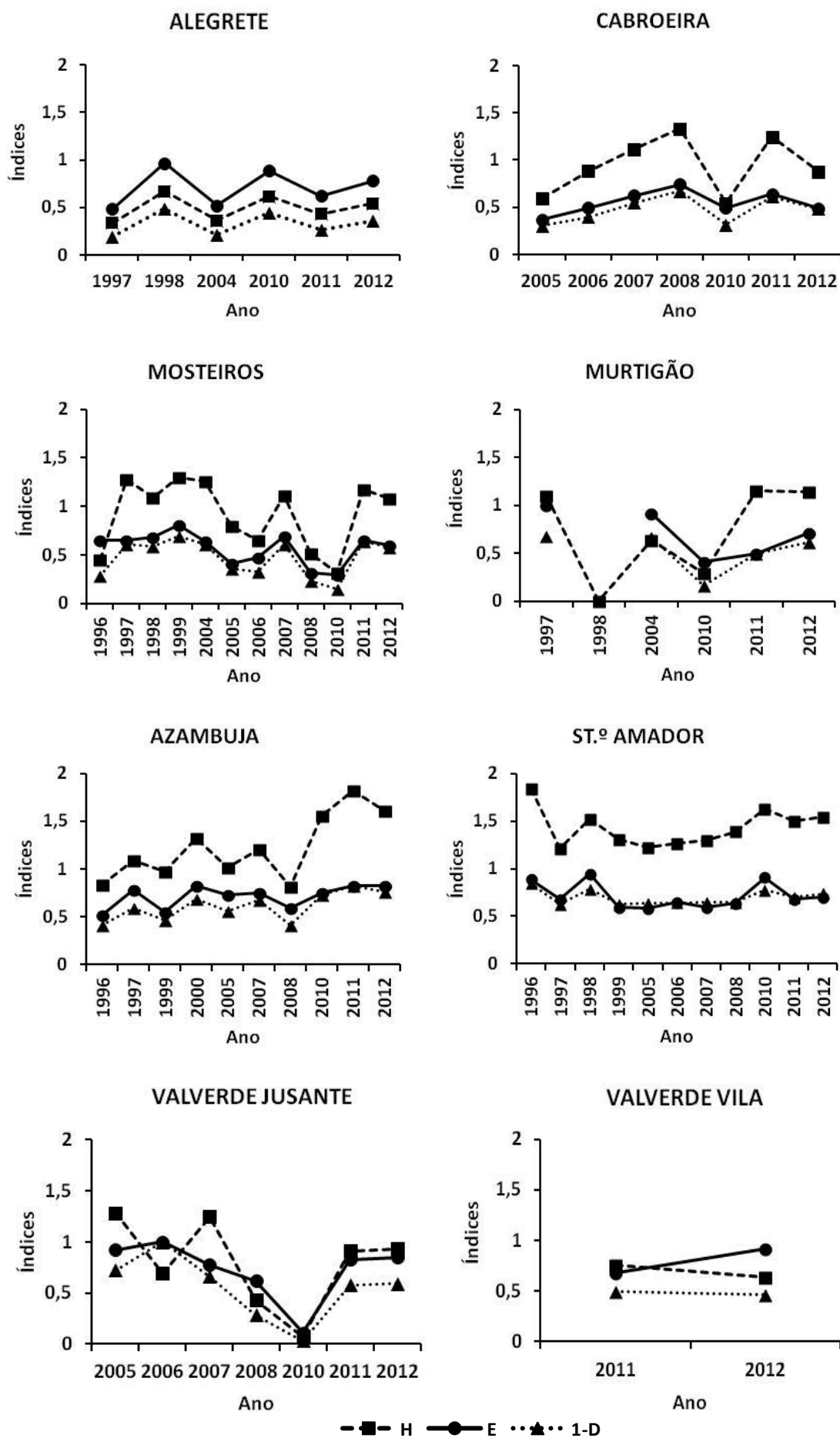


Figura 3.7 – Evolução temporal dos índices de diversidade de Shannon-Weaver (H), e de Simpson (1-D), e de Equitabilidade (E), com base em amostragens inter-anuais de primavera.

Na Tabela 3.10 observa-se que os locais Alg, Cbr e Mos evidenciaram maior persistência (0,75-1) e maiores valores de similaridade (estabilidade de Jaccard: 55-100; Bray-Curtis: 63,82-89,31; índice de Renkonen: 71,23-80,62). Contrariamente, os locais Mtg, Azb, St.º Am e Val J apresentaram menor persistência (0,51-0,75) e estabilidade (Jaccard: 33,22-53,90; Bray-Curtis: 43,26-57,34; índice de Renkonen: 49,20-63,71). Em Val V os valores de persistência e dos índices incluíram-se ou excederam o intervalo de variação dos índices dos locais de regime permanente. Este local é relativamente homogêneo em termos taxonômicos. Estes resultados permitem, assim, demonstrar a existência de uma relação entre estes índices e a pressão antrópica (persistência: $r=-0,58$, $P<0,01$; índice de Jaccard: $r=-0,57$, $P<0,01$; índice de Bray-Curtis: $r=-0,50$, $P<0,05$; índice de Renkonen: $r=-0,52$, $P<0,05$).

O índice de Renkonen e a persistência apresentaram a menor variação entre os locais, seguido da estabilidade de Bray-Curtis e do índice de Jaccard. O ICV apresentou pouca capacidade de análise descritiva entre locais (0,62-1,26), e não evidenciou nenhum padrão de variação.

Tabela 3.10 – Persistência (P) e estabilidade (índice de Jaccard, coeficiente de similaridade de Bray-Curtis, índice de Renkonen (% de similaridade)) (média \pm desvio padrão) e o Inverso do Coeficiente de Variação (ICV), da comunidade piscícola, em amostragens inter-anuais de primavera.

Locais	Persistência (P) (média \pm desvio padrão)	Estabilidade de Jaccard (similaridade média) (média \pm desvio padrão)	Estabilidade de Bray- Curtis (similaridade média) (média \pm desvio padrão)	Índice de Renkonen (% de similaridade) (média \pm desvio padrão)	ICV
Alegrete	1,00	100,00	89,31 \pm 6,37	80,62 \pm 8,68	0,69
Cabroeira	0,85 \pm 0,14	72,16 \pm 18,09	74,26 \pm 7,28	75,45 \pm 8,09	1,26
Mosteiros	0,75 \pm 0,22	55,00 \pm 21,29	63,82 \pm 14,38	71,23 \pm 12,99	0,82
Murtigão	0,53 \pm 0,12	33,22 \pm 15,64	53,31 \pm 13,38	61,91 \pm 16,79	0,69
Azambuja	0,57 \pm 0,26	36,38 \pm 16,75	43,26 \pm 19,15	49,20 \pm 28,66	0,62
St.º Amador	0,75 \pm 0,12	53,90 \pm 14,84	57,34 \pm 12,83	63,71 \pm 18,33	1,22
Valverde Jusante	0,51 \pm 0,12	37,59 \pm 21,92	47,04 \pm 20,44	54,92 \pm 27,67	1,00
Valverde Vila	0,80	66,67	94,01	97,22	1,21

A ordenação dos locais por Escalonamento Multidimensional Não-métrico (MDS), tendo por base a comunidade piscícola amostrada na primavera em anos distintos, mostrou (2D stress: 0,15) uma evidente separação entre os locais amostrados na bacia do Sado (Val J e Val V), em relação aos da bacia do Guadiana, dadas as particularidades faunísticas dos agrupamentos de cada bacia (Figura 3.8). Esta análise veio corroborar o resultado da Tabela 3.10, observando-se que nos locais

sujeitos a menores pressões antrópicas (Alg, Cbr, Mos) a composição dos agrupamentos piscícolas foi mais estável.

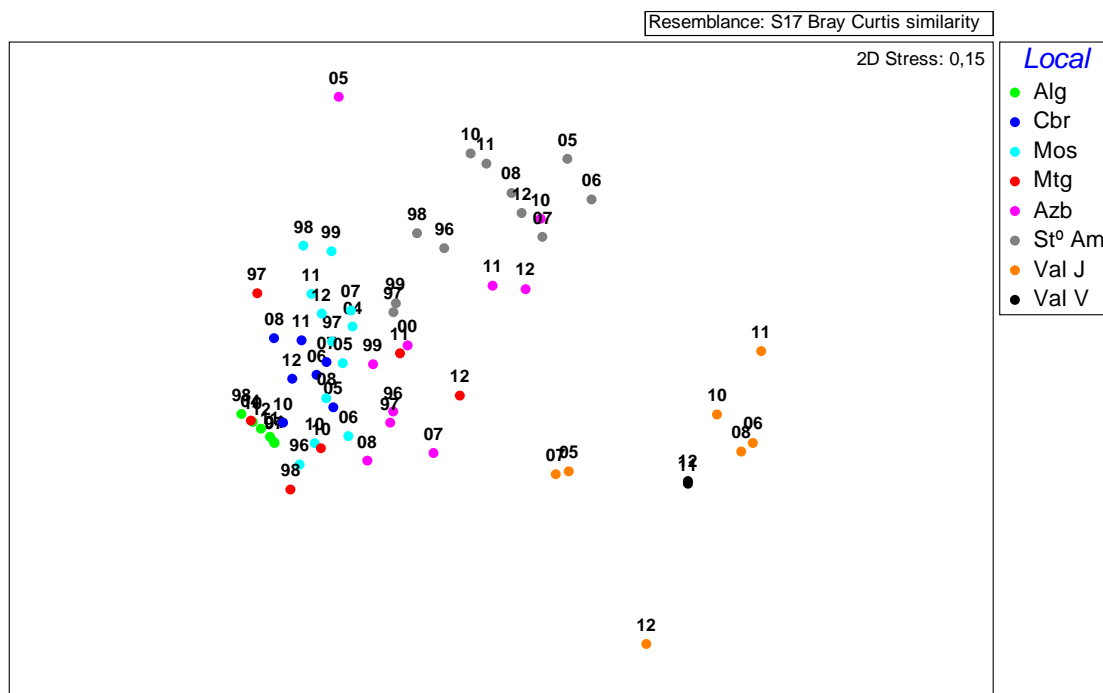


Figura 3.8 – Diagrama bi-dimensional do Escalonamento Multidimensional Não-métrico (MDS) dos locais, tendo por base a composição piscícola nas diversas amostragens de primavera. Os objectos foram codificados em função do local com diferentes cores e identificado com base no ano de amostragem.

3.3.2. Caracterização Estrutural – análise sazonal

O número total de espécies piscícolas nas amostragens sazonais variou entre 2 e 9. Registaram-se os valores médios sazonais mais baixos em Alg, Val V e Val J (Figuras 3.9 e 3.10). Nos restantes locais a riqueza específica média foi idêntica. Esta métrica manteve-se relativamente estável entre a primavera e outono. Registou-se apenas em Mtg um $CV > 50\%$. À excepção de Val J, Val V e Azb, observou-se um predomínio de espécies nativas, com ausência de exóticas em Alg e Mos. Entre os dois períodos do ano, o número de espécies nativas foi mais variável em Mtg ($CV = 57\%$) e de espécies exóticas em Mtg e Val V ($CV = 47\%$). A densidade piscícola evidenciou uma elevada variabilidade entre períodos (CV de 71% a 129%), à excepção de Val V ($CV = 36\%$) (Figuras 3.9 e 3.10).

De acordo com as amostragens efectuadas na primavera e outono de 2011, observou-se nestes dois períodos, que as comunidades piscícolas de Alg, Mos e Mtg foram dominadas por espécies nativas (*Squalius alburnoides*). Registou-se uma predominância de exóticas nos restantes locais (Figura 3.9). Detectaram-se em todos

os locais diferenças estatísticas significativas na composição da comunidade entre períodos do ano ($P < 0,001$). As abundâncias totais foram superiores no outono.

Em Alg foram capturadas as mesmas espécies nos dois períodos do ano (Figura 3.9). Em Mos, no outono, capturaram-se mais duas espécies (*Barbus steindachneri* e *Barbus microcephalus*) e em Val J no mesmo período, capturou-se mais uma espécie (*Gambusia holbrooki*). Em Mtg e na Azb registou-se um maior número de espécies na primavera, evidenciando uma maior variabilidade sazonal, que os locais anteriores. Em Mtg registaram-se cinco espécies nativas (*Barbus steindachneri*, *Barbus microcephalus*, *Squalius pyrenaicus*, *Iberochondrostoma lemmingii*, *Cobitis paludica*) e uma exótica (*Gambusia holbrooki*), ocorrendo apenas na primavera. Na Azb foram capturadas só para este período *Barbus steindachneri*, *Barbus microcephalus*, *Squalius alburnoides*, *Pseudochondrostoma willkommii* e *Ameiurus melas*. Em Val V registaram-se nos dois períodos três espécies, com dominância de *Lepomis gibbosus*. Observou-se na primavera a presença de mais uma espécie exótica (*Gambusia holbrooki*) e no outono de mais uma nativa (*Cobitis paludica*). As espécies de bogas foram preferencialmente capturadas na primavera, com tendência oposta em Mos. Enquanto que os barbos foram em ambos os períodos.

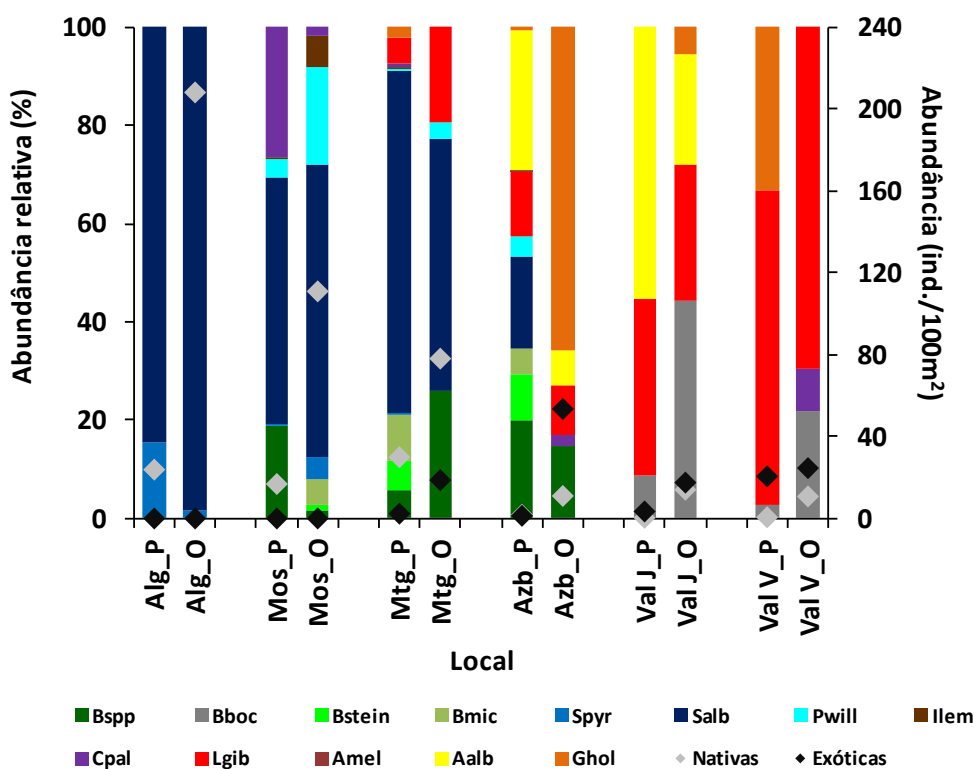


Figura 3.9 – Abundâncias relativas das espécies piscícolas na primavera (P) e outono (O) de 2011. As abreviaturas na legenda têm correspondência ao nome científico das espécies na Tabela 3.8.

3.3.2.1. Índices de Diversidade e Estabilidade – análise sazonal

Observou-se uma tendência para a diversidade de H ser superior, seguido de E e da diversidade de 1-D. Em Alg e Val V registaram-se tendencialmente os valores mais baixos destas métricas, que se associam às baixas riquezas específicas e à menor semelhança das comunidades, em oposição a Azb (P). De salientar que este padrão foi mais evidente nos índices de H e 1-D do que na E. Nos restantes locais observou-se uma amplitude de variação relativamente similar entre as várias métricas. Os locais sujeitos às menores pressões, tendencialmente evidenciaram maior diversidade de H e 1-D e E na primavera. Nos locais mais degradados, apenas a Azb manteve essa tendência. Observou-se que a variabilidade sazonal das métricas foi menor em Mos (CV de 4% a 7%) e Val V (CV de 2% a 4%), mantendo uma diversidade e equitabilidade mais similar entre períodos, em oposição a Alg (CV de 94% a 110%).

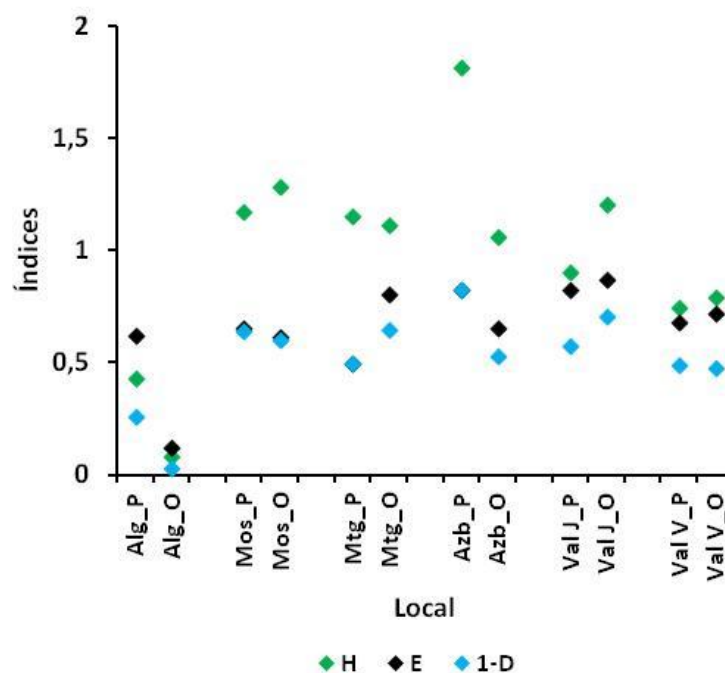


Figura 3.10 - Índices de diversidade na Primavera (P) e Outono (O) de 2011 (Índice de diversidade de Shannon-Weaver (H), Equitabilidade (E), Índice de diversidade de Simpson (1-D) para os locais amostrados.

Os locais Alg, Mos e Val J evidenciaram maior persistência (0,77-1), maiores valores de similaridade (estabilidade de Jaccard: 75-100; Bray-Curtis: 60,77-82,54). Contrariamente, os restantes locais (Mtg, Azb, Val V) apresentaram menor persistência (0,46-0,67) e estabilidade (Jaccard: 40-50; Bray-Curtis: 44,76-59,96). O índice de Renkonen não seguiu essa tendência, registando valores mais elevados em Alg, Mtg e Val V (66,70-86,18). O ICV apresentou pouca capacidade de análise descritiva entre locais (0,78-2,81), tal como na análise inter-anual. O índice de Bray-

Curtis apresentou a menor variação entre os locais, seguido da persistência, do índice de Renkonen e por fim o índice de Jaccard.

Tabela 3.11 – Persistência (P) (média) e estabilidade (índice de Jaccard, coeficiente de similaridade de Bray-Curtis, índice de Renkonen (% de similaridade)) (média), e o Inverso do Coeficiente de Variação (ICV) da comunidade piscícola, em amostragens sazonais, de primavera e outono de 2011.

Locais	Persistência (P) (média)	Estabilidade de Jaccard (similaridade média)	Estabilidade de Bray-Curtis (similaridade média)	Índice de Renkonen (% de similaridade) (média)	ICV
Alegrete	1,00	100,00	82,54	86,18	0,89
Mosteiros	0,77	75,00	60,77	59,00	0,96
Murtigão	0,46	40,00	59,96	68,61	1,41
Azambuja	0,46	44,44	44,76	32,43	0,78
Valverde Jusante	0,86	75,00	70,90	58,70	0,90
Valverde Vila	0,67	50,00	59,85	66,70	2,81

A ordenação dos locais por Escalamento Multidimensional Não-Métrico (MDS) efectuada sobre os dados de primavera e outono de 2011 evidenciou (2D stress: 0,05), tal como para a análise inter-anual, uma menor variabilidade na composição dos agrupamentos piscícolas, nos locais menos perturbados (com excepção de Val J), em oposição aos locais sujeitos a maiores pressões (Figura 3.11).

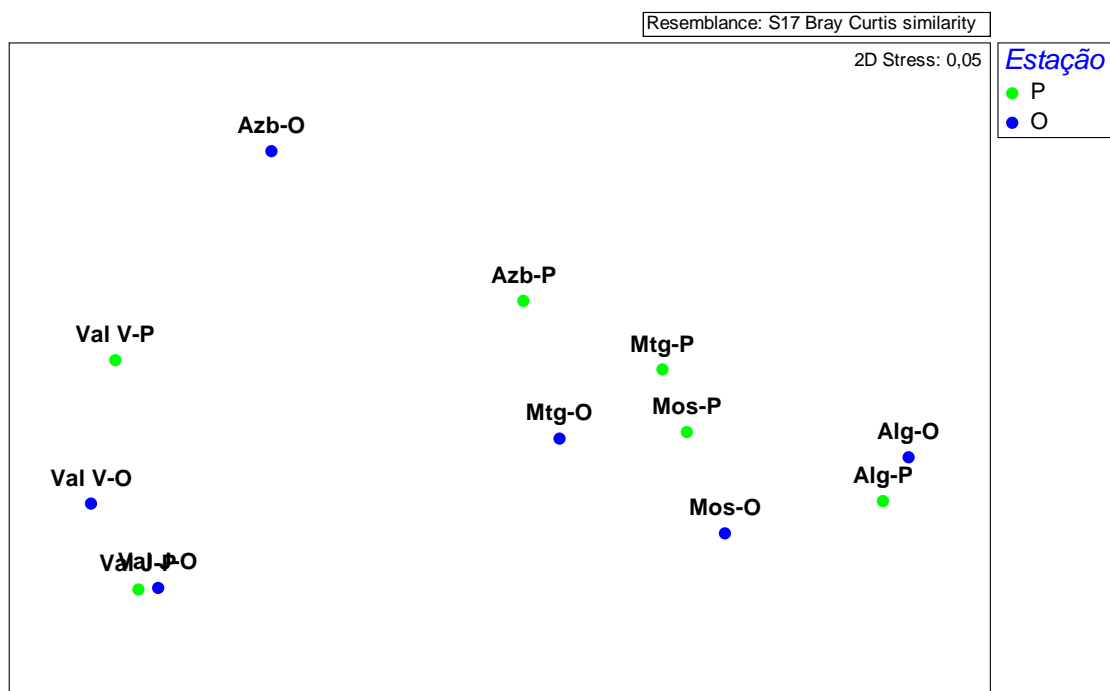


Figura 3.11 – Diagrama bi-dimensional do Escalonamento Multidimensional Não-métrico (MDS) dos locais, tendo por base a composição piscícola nas amostragens de primavera (P) e outono (O) de 2011.

3.3.3. Índices Bióticos – análise inter-anual

Dos índices em estudo, observou-se que todos à excepção do IBI diferenciaram as amostragens nas cinco classes de qualidade ecológica (Excelente a Mau) (Tabela 3.12). Este índice apenas pode ser aplicado aos rios da bacia do Guadiana, tendo-se excluído desta análise os locais Val J e Val V, que correspondem a dois dos mais degradados. Considerando o total das amostragens efectuadas, observou-se que o índice IBI se revelou o menos exigente (86% das amostragens classificadas de Excelente a Bom) e o menos variável independentemente do local (CV= 15%). Em oposição, o índice F-IBIP foi o mais exigente, apresentando cerca de 45% do total das amostragens com classificação inferior a Bom, sendo globalmente o mais variável (CV= 52%). Neste contexto, e tendo em conta as variações individuais dentro de cada índice, o IBI foi o que evidenciou um comportamento mais distinto, não se correlacionando com a variável FAME Total. O índice F-IBIP e NMR foram os que aparentemente melhor responderam à degradação (Tabelas 3.12 e 3.13)

Os locais Alg, Cbr e Mos apresentaram melhor qualidade ecológica, seguida de Mtg, St.^o Am, Azb, e por último Val J e Val V. Mais uma vez se verificou que os locais com menor pressão antrópica também tiveram a melhor classificação do estado ecológico, em oposição aos locais mais degradados (Tabela 3.12).

Os locais que apresentaram maior variabilidade inter-anual, de acordo com os índices bióticos foram os locais mais degradados, particularmente em Val J (CV de 50% a 107%) e Val V (CV=141%). Uma tendência similar foi observada na análise sazonal, o que está relacionado com a menor persistência e estabilidade das comunidades. Os resultados obtidos apontam também para que os locais com as comunidades tendencialmente mais estáveis e com maior persistência estejam associados às menores variações dos índices bióticos, nomeadamente nos índices IBI (persistência: $r=-0,96$, $P<0,001$; índice de Jaccard: $r=-0,89$; $P<0,001$; índice de Bray-Curtis: $r=-0,73$, $P<0,05$) e F-IBIP (persistência: $r=-0,54$, $P<0,05$).

Em Alg registou-se a maior estabilidade ao longo do período de estudo, tendo por base os agrupamentos piscícolas muito simples deste local (*Squalius alburnoides* e *Squalius pyrenaicus*). No período de amostragem, as pressões mantiveram-se similares. Só em 2012 se registou um aumento, mas não se registaram alterações na classificação ecológica. Este local, em termos de qualidade ecológica foi classificado de Bom (IBI) e Excelente (IPP, F-IBIP e NMR) (Tabela 3.12).

Na Cbr os índices apresentaram uma baixa variabilidade inter-anual (CV de 2% a 6%), o que está relacionado com a elevada persistência e estabilidade desta

comunidade (Tabela 3.10). Os índices IBI e F-IBIP registaram a maior variação, em oposição a NMR. As pressões mantiveram-se relativamente baixas, só com um aumento em 2012, devido sobretudo a um incremento da carga de sedimentos. Esse aumento de pressão não se reflectiu na alteração das classes de qualidade. O local em termos de qualidade ecológica foi classificado de Excelente. Apenas foi classificado de Bom na primavera de 2010 (IBI) (Tabela 3.12).

Em Mos os índices apresentaram uma variação inter-anual de 8% (F-IBIP) a 14% (IPP), o que está relacionado com a elevada persistência e estabilidade desta comunidade (Tabela 3.10). Observou-se um padrão de variação irregular ao longo do período de amostragem, sobretudo do índice IPP e de NMR. Registou-se um aumento da pressão a partir de 2004. Em 2010 esse aumento intensificou-se, devido sobretudo à pressão contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes e registaram-se os maiores valores de pressão em 2012. Nesse ano o local foi classificado de Excelente, de acordo com os índices. Observaram-se em alguns anos uma classificação ecológica mais baixa, estando os locais sujeitos a pressões inferiores. Este local, em termos de qualidade ecológica, foi classificado entre Bom e Excelente, à excepção de NMR, que classificou todas as amostragens de Excelente (Tabela 3.12).

Em Mtg os índices apresentaram uma variação inter-anual entre os 7% (IPP) e os 25% (F-IBIP e NMR). Registou-se uma relativa estabilidade dos índices entre 1997 a 2010, com tendência para diminuírem nos anos seguintes, particularmente em 2012. As pressões aumentaram consideravelmente a partir de 2010, resultando da acção conjunta de várias variáveis de pressão. Foi sobretudo a partir desta data que os índices decresceram, reflectindo esse aumento de pressão, em especial em 2012. Nas amostragens de primavera de 1997 a 2011, o local em termos de qualidade ecológica foi classificado de Bom a Excelente e em 2012 foi classificado de Medíocre a Bom (Tabela 3.12).

Na Azb os índices registaram uma variabilidade inter-anual de 12% (IBI) a 47% (F-IBIP), o que está relacionado com uma menor persistência e estabilidade das suas comunidades (Figura 3.10). Os índices mantiveram-se relativamente estáveis de 1996 a 2000. Observou-se uma tendência para diminuírem até 2005, com a intensificação das pressões, sobretudo da contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes e carga de sedimentos (2 para 5). A partir desse ano evidenciaram grandes variações, particularmente o F-IBIP. Ao longo do período de amostragem os índices e as classes de qualidade ecológica reflectiram de um modo geral a intensificação das pressões, observando-se um aumento do número de classes inferiores a Bom a partir de 2005 (Tabela 3.12).

Em St.^o Am os índices registaram uma variação inter-anual de 7% (IBI) a 27% (F-IBIP). A partir de 1999 registou-se um aumento da variabilidade dos índices, com comportamento irregular e com tendência decrescente na sua maioria em 2012. A pressão total manteve-se estável ao longo do período de amostragem. Observou-se para um mesmo ano de amostragem variabilidade na classificação dos índices, sobretudo no F-IBIP (Bom a Medíocre), com tendência para uma classificação inferior, relativamente aos restantes. O local foi classificado de Bom de acordo com o índice IBI, à excepção do ano de 2007. Os índices IPP e conjunto de métricas NMR classificaram o local de Bom a Excelente (excepção de 2005 no índice IPP, que foi classificado de Razoável) (Tabela 3.12).

Em Val J os índices registaram uma variação inter-anual de 50% (IPP) a 107% (F-IBIP), o que está relacionado com a menor persistência e estabilidade desta comunidade (Tabela 3.10). Observou-se uma elevada variabilidade dos índices, sobretudo de 2005 a 2008. A partir de 2008, estes obtiveram valores tendencialmente mais baixos, mantendo esse padrão até 2012. Em termos de pressões, estas mantiveram-se relativamente estáveis, observando-se uma ligeira melhoria em 2012, não se reflectindo em termos de qualidade ecológica. Este local, em termos de qualidade ecológica, foi classificado de Razoável a Mau, com predomínio da classe Mau, a partir de 2008 (Tabela 3.12).

Em Val V todos os índices apresentaram uma elevada variação inter-anual (CV=141%). O local apresenta uma persistência e estabilidade elevada, que se associa aos agrupamentos písícolas muito simples. Este local em termos de qualidade ecológica foi classificado de Mau. Foi dos locais sujeito às maiores pressões, devido sobretudo às pressões zona ripária e carga de sedimentos, tendo-se mantido estável entre amostragens (Tabela 3.12).

3.3.4. Índices Bióticos – análise sazonal

Na análise sazonal os índices foram superiores na primavera apenas em Mtg e Azb. Em Alg os valores foram idênticos entre períodos do ano, e nos restantes locais observou-se uma melhoria dos índices no outono (Tabela 3.12).

Em Mos o índice IPP apresentou a maior variação sazonal (CV=22%), em oposição aos restantes (CV<8%), o que está relacionado com a elevada persistência e estabilidade desta comunidade (Tabela 3.11). De um modo geral, os índices obtiveram valores superiores no outono. Observou-se um ligeiro decréscimo da pressão da primavera para o outono, nomeadamente da contaminação orgânica e enriquecimento

em nutrientes. Registou-se uma melhoria da classificação ecológica nesse período (Tabela 3.12).

Em Mtg os CV dos índices variam sazonalmente entre 1% (IPP) e 28% (F-IBIP). Os índices foram inferiores no Outono, não se registando qualquer aumento de pressão entre estes dois períodos. Este local na primavera, em termos de qualidade ecológica, foi classificado de Excelente, à excepção do F-IBIP (Bom). No outono variou de Excelente a Razoável (Tabela 3.12).

Na Azb os índices variaram sazonalmente entre 16% (IBI) e 108% (F-IBIP), o que está relacionado com os baixos valores de persistência e estabilidade da comunidade (Tabela 3.11). Da primavera para o outono, verificou-se um ligeiro aumento da pressão, nomeadamente da contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes. Observou-se um decréscimo da classe ecológica da maioria dos índices. Na primavera variaram de Bom a Medíocre, enquanto que no outono, de Razoável a Mau (Tabela 3.12).

Em Val J os índices variam sazonalmente entre 5% (IPP) e 98% (F-IBIP), embora se tenha observado uma elevada persistência e estabilidade desta comunidade (Tabela 3.11). Da primavera para o outono, verificou-se um ligeiro decréscimo da pressão. Nos dois períodos a classe de qualidade ecológica variou de Medíocre a Mau. Em Val V os índices apresentaram uma elevada variação sazonal (CV>100%), estando de acordo com os valores relativamente baixos da persistência e estabilidade da comunidade. A pressão total e a classificação dos índices (classe Mau) mantiveram-se sem alteração nos dois períodos (Tabela 3.12).

Tabela 3.12 – Índices bióticos ictiológicos para os locais amostrados na primavera (P) e no outono (O), e classes de qualidade ecológica (Excelente - Azul, Bom - Verde, Razoável - Amarelo, Medíocre – Laranja, Mau – Vermelho). Nota: Não aplicável - N. a.

Local	Amostragem	Índices Bióticos			
		IPP-DQA (EQR)	IBI	F-IBIP	NMR (EQR)
Alegrete	1997 – P	1,25	70,00	0,98	1,25
Alegrete	1998 – P	1,25	70,00	0,98	1,25
Alegrete	2004 – P	1,25	70,00	0,98	1,25
Alegrete	2010 – P	1,25	70,00	0,98	1,25
Alegrete	2011 – P	1,25	70,00	0,98	1,25
Alegrete	2011 – O	1,25	70,00	0,98	1,25
Alegrete	2012 – P	1,25	70,00	0,98	1,25
Cabroeira de Baixo	2005 – P	1,22	80,00	0,90	1,25
Cabroeira de Baixo	2006 – P	1,24	80,00	0,94	1,25
Cabroeira de Baixo	2007 – P	1,22	80,00	0,93	1,20

		Índices Bióticos			
Local	Amostragem	IPP-DQA (EQR)	IBI	F-IBIP	NMR (EQR)
Cabroeira de Baixo	2008 – P	1,16	80,00	0,86	1,22
Cabroeira de Baixo	2010 – P	1,25	70,00	0,99	1,25
Cabroeira de Baixo	2011 – P	1,20	85,00	0,85	1,22
Cabroeira de Baixo	2012 – P	1,25	80,00	0,98	1,25
Mosteiros	1996 – P	0,93	65,00	0,75	1,23
Mosteiros	1997 – P	1,17	85,00	0,88	1,13
Mosteiros	1998 – P	0,86	70,00	0,74	0,95
Mosteiros	1999 – P	0,90	70,00	0,74	1,02
Mosteiros	2004 – P	1,06	85,00	0,87	1,14
Mosteiros	2005 – P	1,24	80,00	0,87	1,15
Mosteiros	2006 – P	0,94	70,00	0,73	1,05
Mosteiros	2007 – P	1,09	70,00	0,72	1,04
Mosteiros	2008 – P	0,98	70,00	0,82	1,25
Mosteiros	2010 – P	0,99	70,00	0,78	1,25
Mosteiros	2011 – P	0,86	85,00	0,79	1,11
Mosteiros	2011 – O	1,17	85,00	0,88	1,15
Mosteiros	2012 – P	1,25	85,00	0,88	1,20
Murtigão	1997 – P	0,95	70,00	0,82	1,20
Murtigão	1998 – P	0,92	60,00	0,79	1,25
Murtigão	2004 – P	0,94	70,00	0,83	1,25
Murtigão	2010 – P	0,93	65,00	0,79	1,25
Murtigão	2011 – P	1,09	80,00	0,84	1,01
Murtigão	2011 – O	1,08	55,00	0,56	0,80
Murtigão	2012 – P	0,92	50,00	0,37	0,58
Azambuja	1996 – P	1,08	60,00	0,73	0,94
Azambuja	1997 – P	1,08	60,00	0,70	0,93
Azambuja	1999 – P	1,10	50,00	0,81	1,04
Azambuja	2000 – P	0,97	60,00	0,62	1,00
Azambuja	2005 – P	0,70	70,00	0,27	0,62
Azambuja	2007 – P	0,93	55,00	0,38	0,78
Azambuja	2008 – P	1,08	65,00	0,76	1,04
Azambuja	2010 – P	0,85	55,00	0,23	0,63
Azambuja	2011 – P	0,80	50,00	0,30	0,74
Azambuja	2011 – O	0,51	40,00	0,04	0,39
Azambuja	2012 – P	0,98	50,00	0,25	0,67
St.º Amador	1996 – P	0,86	70,00	0,61	0,95
St.º Amador	1997 – P	1,10	70,00	0,78	1,07
St.º Amador	1998 – P	0,95	70,00	0,66	1,04
St.º Amador	1999 – P	1,08	75,00	0,80	1,06
St.º Amador	2005 – P	0,70	70,00	0,45	0,84
St.º Amador	2006 – P	0,72	75,00	0,48	0,82
St.º Amador	2007 – P	0,77	80,00	0,53	0,87
St.º Amador	2008 – P	1,02	75,00	0,46	0,96

Local	Amostragem	Índices Bióticos			
		IPP-DQA (EQR)	IBI	F-IBIP	NMR (EQR)
St.º Amador	2010 – P	0,92	60,00	0,40	0,88
St.º Amador	2011 – P	0,93	75,00	0,50	0,95
St.º Amador	2012 – P	0,93	70,00	0,35	0,86
Valverde Jusante	2005 – P	0,64	N. a.	0,30	0,57
Valverde Jusante	2006 – P	0,24	N. a.	0,13	0,28
Valverde Jusante	2007 – P	0,57	N. a.	0,34	0,50
Valverde Jusante	2008 – P	0,20	N. a.	0,04	0,15
Valverde Jusante	2010 – P	0,31	N. a.	0,00	0,14
Valverde Jusante	2011 – P	0,43	N. a.	0,02	0,09
Valverde Jusante	2011 – O	0,46	N. a.	0,11	0,27
Valverde Jusante	2012 – P	0,17	N. a.	0,07	0,21
Valverde Vila	2011 – P	0,01	N. a.	0,01	0,01
Valverde Vila	2011 – O	0,05	N. a.	0,06	0,06
Valverde Vila	2012 – P	0,00	N. a.	0,00	0,00

3.3.5. Relação entre os índices bióticos, pressão antropogénica e variabilidade hidrológica

A maioria dos índices respondeu de um modo geral às mesmas pressões (Tabela 3.13). O F-IBIP e as métricas NMR foram os que apresentaram as correlações mais elevadas e significativas, com um maior número de variáveis de pressão, em oposição ao IBI. Os índices estão significativamente correlacionados, em termos negativos, sobretudo com as variáveis de pressão FAME Total, contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes e carga de sedimentos.

Adicionalmente verificou-se que os índices bióticos se correlacionaram também significativamente com variáveis hidrológicas (Tabela 3.13). Os resultados relativos aos índices piscícolas sugerem que os cursos de carácter permanente apresentaram classes de qualidade ecológica superior, associando-se a valores superiores de precipitação total anual. Verificaram-se correlações positivas dos índices com essa variável (IPP: $r=0,50$, $P<0,001$; F-IBIP: $r=0,52$, $P<0,001$; NMR: $r=0,50$, $P<0,001$) (Tabela 3.13). Nas variáveis de qualidade destacou-se a condutividade, correlacionada negativamente ($|r|>0,5$) com a maioria dos índices bióticos ($P<0,001$). As restantes variáveis que não foram referidas, correlacionaram-se pontualmente significativamente com os índices.

Nas Tabelas 3.7 e 3.13, observou-se que as correlações entre os vários índices com base na ictiofauna com as variáveis, foram mais ténues e menos consistentes,

que em relação aos índices de macroinvertebrados. A maioria dos índices respondeu de um modo geral às mesmas pressões (FAME Total, contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes e carga de sedimentos).

Tabela 3.13 – Correlações de Spearman mais relevantes ($|r| \geq 0,5$; $P \leq 0,05$, em que * $\leq 0,05$; ** $\leq 0,01$; *** $\leq 0,001$; n.s.: não significativo) entre os índices bióticos da ictiofauna, com as variáveis de pressão, de qualidade e hidrológicas.

	IPP - DQA	IBI	F-IBIP	NMR
Variáveis de Pressão				
FAME Total	-0,55***	n.s.	-0,66***	-0,62***
Zona ripária	n.s.	n.s.	-0,52***	-0,50***
Carga de sedimentos	-0,57***	n.s.	-0,70***	-0,68***
Regime hidrológico	n.s.	-0,50***	n.s.	n.s.
Condição morfológica	-0,50***	n.s.	-0,50***	-0,51***
Contaminação orgânica e Enriquecimento em Nutrientes	-0,56***	n.s.	-0,61***	-0,55***
Massas de água lânticas/ origem artificial	n.s.	-0,50***	n.s.	n.s.
Variáveis de Qualidade e Hidrológicas				
Condutividade (uS/cm)	-0,51***	n.s.	-0,67***	-0,66***
SST (mg/L)	n.s.	-0,55***	n.s.	-0,50**
Precipitação total anual (mm)	0,50***	n.s.	0,52***	0,50***

Na Figura 3.12 está representada a distribuição da classificação ecológica (classes de excelente a mau) de acordo com os vários índices bióticos, segundo as classes de degradação abióticas 1 (melhor qualidade) e 2 (pior qualidade), e a precipitação (abaixo ou acima da média). Observaram-se maiores alterações na classificação do estado ecológico nos locais mais perturbados (classe de degradação 2). Essa classificação tende a ser pior em anos em que se registaram valores de precipitação abaixo do valor médio. No índice IBI não se verificou esse padrão, corroborando os resultados das correlações dos índices bióticos com a precipitação total anual (Tabela 3.13).

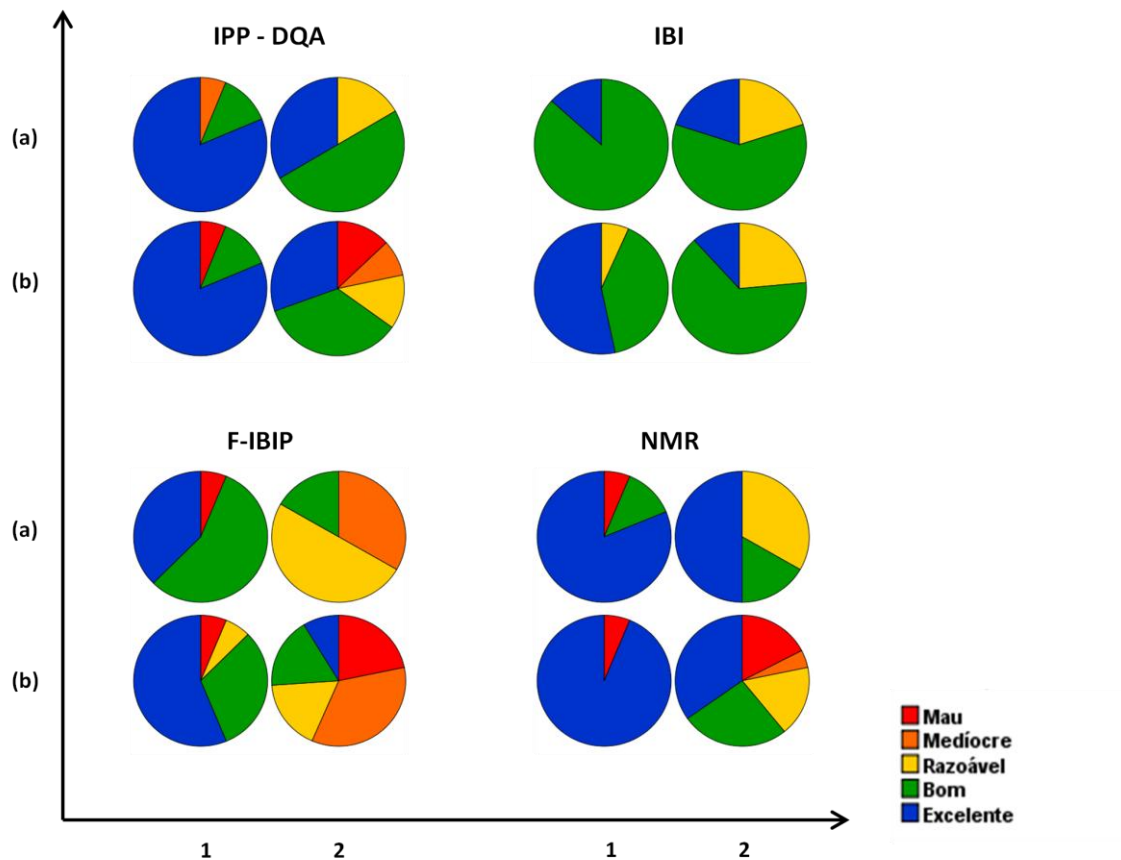


Figura 3.12 – Distribuição da classificação ecológica (classes de Excelente a Mau) dos índices bióticos, segundo as classes de degradação abióticas 1 (locais pouco perturbados) e 2 (locais perturbados), e considerando (a) precipitação acima da média e (b) precipitação abaixo da média.

No sentido de retirar a possível influência da precipitação na resposta dos índices bióticos, efectuou-se uma ANCOVA, onde se verificaram valores significativamente mais elevados (melhor estado ecológico) na classe de degradação 1, que na classe de degradação 2, para a maioria dos índices [IPP: $F(1;59)$, $P=0,02$; F-IBIP: $F(1;59)=10,13$, $P=0,002$; NMR: $F(1;59)=10,34$, $P=0,02$]. Apenas para o IBI não se detectaram diferenças significativas [$F(1;50)=0,63$, $P=0,43$], apesar de se verificar em termos médios uma tendência para menores valores (pior classificação do estado ecológico) na classe de degradação 2 (classe degradação 1= $72 \pm 8,96$; classe degradação 2= $67,3 \pm 9,85$).

4. Discussão

4.1. Variabilidade das comunidades piscícolas e de macroinvertebrados

De acordo com o presente trabalho as comunidades de macroinvertebrados e de ictiofauna variaram temporalmente (entre períodos/anos de amostragem), de forma distinta entre locais. Estudos anteriores também evidenciaram a variabilidade destas comunidades a estes níveis (e.g. Boulton & Lake, 1992; Reynoldson & Wright, 2000; Bernardo *et al.*, 2003; Morais *et al.*, 2004).

As alterações na composição dos agrupamentos reflectiram-se a nível inter-anual e sazonal em diversos índices da comunidade analisados, designadamente diversidade e equitabilidade. A nível sazonal, nas comunidades de macroinvertebrados dos locais menos degradados, estes índices tendem a apresentar valores superiores na primavera, e nos locais mais degradados tendem a ter maior diversidade no outono. As maiores variações sazonais para estas comunidades ocorreram em Val V e Azb, constatando-se que nos restantes locais as variações foram relativamente baixas. Na ictiofauna entre a primavera e o outono, os locais sujeitos às menores pressões, tendencialmente evidenciaram maior diversidade (H e 1-D) e equitabilidade (E) na primavera. Nos locais mais degradados, apenas a Azb manteve essa tendência. Estes índices foram mais variáveis em Alg e Azb, que correspondem aos locais de melhor e pior qualidade, respectivamente, evidenciando-se para os restantes locais variações relativamente baixas. A precipitação foi praticamente nula no mês da amostragem de outono, na Azb, enquanto que no mês da amostragem da primavera, a precipitação foi superior, observando-se a mesma tendência em Alg, mas com valores absolutos superiores de precipitação (Figura 2.3), o que pode estar relacionado com os baixos valores de diversidade desses locais no outono comparativamente à primavera. Na ictiofauna, nas amostragens de primavera (inter-anual), estes índices foram mais variáveis em Mtg e Val J, registando mesmo as menores variações nos locais mais perturbadas (como Val V, St.º Am e Azb). Os resultados indicam que as variações na diversidade e equitabilidade em termos sazonais e inter-anuais reflectem-se em locais com diferentes níveis de pressão. Tendencialmente as maiores variações da ictiofauna tendo em conta os índices anteriores são inter-anuais.

Os resultados do presente estudo mostram que a variabilidade hidrológica tem influência na estruturação das comunidades biológicas, obtendo-se correlações positivas significativas entre a variável precipitação total anual/mensal e os índices de persistência e estabilidade das comunidades de macroinvertebrados e fauna piscícola. Os cursos de água em estudo estão sob a influência do clima Mediterrâneo, pelo que

o seu regime hidrológico está muito dependente do padrão de distribuição da precipitação, que é muito variável a nível sazonal e inter-anual (Gasith & Resh, 1999). Este padrão vai reflectir-se particularmente na disponibilidade de caudal/ escoamento dos rios da região Mediterrânea, sendo uma das variáveis ambientais mais importantes na estruturação das comunidades biológicas e responsáveis pela sua variabilidade temporal (e.g. Bunn *et al.*, 1986; Mazor *et al.*, 2009; Morais, 1995; Richter *et al.*, 2003; Sabater, *et al.*, 2006; Matono *et al.*, 2012a).

Por outro lado, os índices de estabilidade e persistência aplicados permitiram também quantificar a variabilidade dos agrupamentos biológicos, evidenciando-se para os mesmos uma forte associação aos níveis de pressão antrópica. Com efeito, observaram-se correlações negativas significativas entre as variáveis de pressão e os índices de estabilidade e persistência para as comunidades de macroinvertebrados e de icitofauna. Apenas o ICV não evidenciou qualquer padrão de variação espacial e temporal, demonstrando-se pouco adequado e conclusivo.

Relativamente às comunidades de macroinvertebrados, a partir dos resultados do teste G, observou-se que as comunidades de macroinvertebrados diferem significativamente entre a primavera e outono, e os resultados dos índices de persistência e estabilidade e pela análise de MDS, demonstraram que as comunidades são mais estáveis nos locais menos degradados. Observou-se maior complexidade destas comunidades principalmente no outono, embora nos locais de melhor qualidade, a comunidade na primavera tenda a ser mais complexa, e nos locais mais degradados é no outono. Em relação aos taxa mais sensíveis (EPT) só em Alg e Val J é que se observaram maiores diferenças em termos de riqueza entre a primavera e o outono, sendo superior no outono. Os outros locais apresentaram riquezas relativamente similares (diferenças entre 1 a 3 taxa). Considerando a globalidade dos locais, a riqueza de EPT foi superior no outono nos locais menos degradados, e quanto aos locais mais degradados não se observou nenhum padrão.

Em termos gerais, no presente trabalho a maioria das famílias de macroinvertebrados foi capturada na primavera e no outono, e aquelas que foram apenas capturadas num período do ano, relacionam-se possivelmente a factores ambientais (naturais/ antropogénicos) associados às particularidades dos seus ciclos de vida. De acordo com trabalhos anteriores (e.g. Bunn *et al.*, 1986; Mazor *et al.*, 2009) a variabilidade sazonal destas comunidades bentónicas é determinada por factores climáticos que variam no decorrer do ano, como a precipitação, e consequentemente o regime de caudal ou a temperatura, e também às elevadas amplitudes sazonais de parâmetros físico-químicos relacionados com a variabilidade

do regime hidrológico (e.g. Williams & Hynes, 1977 *in* Morais, 1995; Matthews, 1988). Segundo Soulsby *et al.* (2001) a variabilidade sazonal destas comunidades resulta da variação do seu ciclo de vida.

Como a maioria dos macroinvertebrados tem ciclos de vida larvar relativamente longos (Barbour *et al.*, 1999), geralmente de um ano ou mais, dependendo das espécies (Tachet *et al.*, 1996), justifica-se que grande parte das famílias tivessem sido registadas em ambos os períodos em estudo. Os estudos acerca de ciclos de vida dos macroinvertebrados baseiam-se em níveis taxonómicos inferiores ao nível da família (e.g. Morais, 1995; Lanero, 2000). No presente trabalho utilizou-se o nível taxonómico da família, e dentro de cada família incluem-se géneros/espécies com ciclos de vida particulares. De facto, a duração do ciclo de vida dos macroinvertebrados pode fornecer informação sobre a explicação da permanência das famílias preferencialmente em determinados períodos do ano. Neste sentido, e de acordo com o que anteriormente foi referido, apenas é possível neste trabalho fazer uma análise generalizada de grandes grupos, acerca da duração dos seus ciclos de vida.

As famílias da ordem Odonata permanecem nos rios durante longos períodos (ciclo larvar de 1 a 5 anos) (Tachet *et al.*, 1996), e detectaram-se famílias exclusivas em cada período. As famílias registadas na primavera, particularmente a família Libellulidae (ciclos de vida de 1 a 2 anos), apresentam um desenvolvimento da fase larvar com preferência por condições de primavera (Morais *et al.*, 1995; Tachet *et al.*, 1996), associados a habitats com menor corrente. As famílias incluídas nesta ordem foram registadas em locais de boa qualidade, em ambos os períodos, mas a maioria foi registadas particularmente no outono, deve-se possivelmente por particularidades dos ciclos de vida dessas espécies e a situações de recolonização populacional.

Algumas espécies da ordem Plecoptera têm ciclos de vida de 6 meses a 1 ano (Tachet *et al.*, 1996), e têm preferências por épocas do ano com caudal (Morais, 1995), e foi sobretudo no outono que se registaram capturas superiores destas famílias. E as que foram apenas capturadas num período do ano (Chloroperlidae apenas capturada na primavera e Taeniopterygidae apenas registada no outono) pode estar relacionado com a duração do seu ciclo de vida e preferência por habitats que ocorram preferencialmente nesses períodos.

Relativamente à ordem Trichoptera todas as famílias foram capturadas em ambos os períodos, à excepção de quatro famílias apenas registadas no outono. A maior diversidade de famílias da ordem Trichoptera registou-se em Alg, no outono. Esta ordem inclui taxa com famílias que ocorrem preferencialmente na estação húmida

em habitats de corrente e turbulência (*riffles*). Possivelmente adaptam o seu ciclo de vida ao período em que este tipo de habitat poderá estar mais disponível.

Quanto à ordem Diptera, segundo Bonada *et al.* (2007) estão presentes todo o ano, e de facto apenas poucas famílias foram exclusivas de cada período do ano. Segundo Tachet *et al.* (1996) o ciclo de vida das espécies desta ordem é bastante variável, podendo ir de algumas semanas a anos. As diferenças encontradas sazonalmente, associam-se possivelmente às particularidades dos seus ciclos de vida, explicando as capturas apenas num determinado período.

Na ordem Ephemeroptera a duração da vida larvar pode ultrapassar um ano, mas a maioria é normalmente de 3 a 6 meses, podendo ter mais de uma geração por ano (Tachet *et al.*, 1996). Poucas foram as famílias exclusivamente capturadas no outono e na primavera. A presença particular num dado período poderá associar-se à duração do seu ciclo de vida (algumas de 3 meses) ou relacionar-se a processos de recolonização.

Quanto à ordem Coleoptera, os taxa apresentam um ciclo de vida de cerca de um ano (Tachet *et al.*, 1996), e foram detectadas famílias exclusivas apenas no outono. Possivelmente neste período o meio proporcionou as condições de habitat preferenciais ao seu estabelecimento. Apenas foi registada uma família exclusiva para a sub ordem Heteroptera (Família Veliidae), e que segundo Morais (1995) tem afinidades com situações mais lênticas, adaptando a seu ciclo de vida a essas condições, possibilitando que sejam mais abundantes na primavera, e foi nesse período do ano que se registou a sua presença. Quanto à classe Gastropoda, a duração do seu ciclo de vida pode ser superior a um ano (Tachet *et al.*, 1996), e incluem taxa que surgem preferencialmente na primavera, associados a ambientes mais lênticos (Morais, 1995), e foi neste período no presente trabalho que se capturaram famílias exclusivas. Segundo Morais (1995) espécies da família Planorbidae foram encontradas preferencialmente na primavera, e no presente estudo esta família apenas foi capturada nesse período. A classe Crustacea inclui espécies com ciclos de vida superiores a um ano (Tachet *et al.*, 1996), tendo sido detectadas famílias exclusivas para cada período. Este resultado pode estar associado com adaptações do seu ciclo de vida, ou a sensibilidade a perturbação natural ou antrópica, ou processos de recolonização que possam ter ocorrido.

A variabilidade sazonal das comunidades de macroinvertebrados depende da conjugação de vários factores, nomeadamente dos seus ciclos de vida, adaptações que possam ter sido feitas de acordo com os constrangimentos ambientais a que são sujeitas, por preferências ecológicas, habitats disponíveis, disponibilidade de alimento,

que ocorram preferencialmente num determinado período do ano, ou a sua ausência/presença seja uma resposta a determinadas pressões antrópicas de que o sistema foi alvo, ou resultar de processos de recolonização/ desalojamento, pois existem espécies que apresentam mais de uma geração por ano.

De acordo com Feio *et al.* (2006), a variabilidade inter-anual da comunidade de macroinvertebrados é superior à variabilidade sazonal, tendo por base o nível taxonómico família. Este estudo realça que para níveis taxonómicos inferiores mais facilmente se analisa a variabilidade sazonal destas comunidades biológicas.

Os agrupamentos piscícolas, à semelhança do verificado para as comunidades de macroinvertebrados, diferem significativamente entre a primavera e outono e nas amostragens inter-anuais de primavera. Estes resultados são corroborados por estudos anteriores que referem que a variabilidade inter-anual se associa às típicas flutuações hidrológicas observadas inter-anualmente em rios de tipo Mediterrânico (Filipe *et al.*, 2002; Magalhães *et al.*, 2002, 2003, 2007; Bernardo *et al.*, 2003; Clavero *et al.*, 2005; Mesquita *et al.*, 2006; Ferreira *et al.*, 2007; Matono *et al.*, 2012a). Ainda assim, as comunidades dos locais menos degradados tenderam a ser mais semelhantes e mais estáveis que nos locais mais degradados, tanto a nível inter-anual, como sazonal, reflectindo a influência da pressão antrópica confirmada pela análise de correlação. Em agrupamentos piscícolas lóticos é frequente observarem-se variações na estabilidade, decorrentes das pressões/perturbações a que o sistema está sujeito, mas mantendo uma elevada persistência, mesmo em cursos de carácter temporário (Ross *et al.*, 1985). No presente estudo não se evidenciou essa tendência, pois a estabilidade e persistência mantiveram um padrão similar. Paller (2002) concluiu que a avaliação da variação temporal na estrutura dos agrupamentos piscícolas pode servir como um indicador de perturbação ambiental. Há que referir que em agrupamentos constituídos por poucas taxa e com espécies claramente dominantes (por exemplo *Squalius alburnoides* em Alg e *Lepomis gibbosus* em Val V), os valores para a estabilidade e persistência foram elevados. Foram obtidos resultados similares em Bernardo *et al.* (2004).

A relação entre espécies piscícolas nativas e exóticas, a nível inter-anual evidenciou diferenças entre locais e ao longo dos anos. Verificou-se que os locais situados em cursos de maior declive, e portanto mais energia, e que mantêm o caudal durante o período seco (regime tendencialmente permanente), evidenciaram menos espécies exóticas, ou mesmo nenhuma, com dominância de nativas. Nestes locais o baixo número de espécies exóticas deve estar mais associado às características particulares dos locais, do que propriamente às baixas pressões. Por outro lado, nos

locais de regime hidrológico mais temporário, e também sujeitos às maiores pressões antrópicas, pois são intensificadas por esse mesmo tipo de regime, a presença de exóticas foi sempre registada, embora variável ao longo dos anos e podendo dominar ou não os agrupamentos. Nestes locais as pressões elevadas e crescentes, sobretudo a partir de 2005, juntamente com a frequência de anos secos verificada durante a última década (Figura 2.2), podem estar associados a uma tendência crescente de exóticas. Como exemplo ilustrativo, em Mtg, apenas em 2012, as espécies exóticas foram mais representativas, embora não dominantes, o que pode estar associado ao aumento das pressões a partir de 2010 neste local, que associado ao regime de carácter temporário e a baixa precipitação registada no ano hidrológico de 2011/12, intensificaram as pressões antrópicas, reflectindo-se na maior ocorrência de exóticas.

Com efeito, para além da pressão antrópica, verificou-se também uma relação entre as proporções de espécies nativas e exóticas e a variabilidade hidrológica inter-anual (Figura 2.2 e Figura 3.6), sendo estas últimas claramente beneficiadas por menores valores de caudal/escoamento. Os cursos do sul de Portugal aumentam rapidamente o caudal durante os períodos de grande precipitação, ocorrendo frequentemente enxurradas súbitas. À semelhança de outras espécies, é provável que a ictiofauna nativa tenha desenvolvido comportamentos adaptativos ao carácter torrencial destes cursos. Como consequência, estas espécies deverão ser menos afectadas por elevados caudais do que as espécies exóticas (Bernardo *et al.*, 2003), maioritariamente originária de sistemas lênticos (Moyle, 2002). Assim, estas espécies estão menos habilitadas para lidar com eventos de intenso escoamento, apresentando muito maior probabilidade de serem arrastadas que as espécies nativas (Bernardo *et al.*, 2003).

No que respeita à análise sazonal da ictiofauna, o número de espécies foi variável entre períodos do ano, mas não se verificou a existência de nenhuma espécie que, no conjunto dos locais, tivesse sido exclusivamente capturada apenas num período do ano, à excepção da exótica *Ameiurus melas*, apenas registada na primavera na Azb. Estes resultados apontam para que as diferenças obtidas entre locais e o período do ano de ocorrência mais provável das diferentes espécies piscícolas, pode estar associado a movimentos ao longo do curso de água (migrações potamódromas), de acordo com as suas preferências ecológicas, em termos de habitat e alimento (com destaque para as migrações potamódromas efectuadas por barbos e bogas no período reprodutivo durante a primavera) (Ilhéu, 2004). A partir dos resultados do teste G, foi possível detectar que os agrupamentos piscícolas diferem significativamente entre a primavera e outono, apesar dos índices de persistência e estabilidade evidenciarem que as comunidades piscícolas dos locais menos

degradados são mais estáveis. Os locais de melhor qualidade, tendencialmente evidenciaram maior diversidade e equitabilidade na primavera. Nos locais mais degradados, apenas a Azb manteve essa tendência. Em Mtg e Azb, registou-se um maior número de espécies de barbos também neste período, e particularmente em Mtg, as espécies de *Iberochondrostoma lemmingii* e *Cobitis paludica*. Um padrão oposto foi registado em Mos. Nos locais mais degradados, registou-se uma tendência para a diversidade e equitabilidade serem superiores no outono. No outono, capturaram-se mais *Barbus bocagei* em Val J e Val V, embora as exóticas tenham sido capturadas preferencialmente na primavera.

4.2. Aplicação e variabilidade dos Índices bióticos

Os índices bióticos utilizados no presente trabalho para os macroinvertebrados e ictiofauna reflectem em termos gerais a variabilidade das comunidades biológicas (a nível sazonal e/ou inter-anual). Nos locais de melhor qualidade ambiental as comunidades apresentam globalmente uma maior persistência e estabilidade, e também é tendencialmente nestes locais que os índices bióticos são menos variáveis, traduzindo-se numa menor discordância entre as classificações de estado ecológico.

A maioria dos índices bióticos dos macroinvertebrados e da ictiofauna responderam às pressões antrópicas exercidas sobre as comunidades biológicas.

Os índices bióticos dos macroinvertebrados foram tendencialmente mais elevados nos locais de melhor qualidade biológica. Esses locais apresentam um regime mais permanente e estão sujeitos anualmente a níveis superiores de precipitação, com caudais e escoamento conseqüentemente superiores (Figuras 2.2. e 2.3). Os índices IBMWP, IASPT e IPTI evidenciaram serem superiores no outono, mas com resposta variável entre cada índice. Apenas o IM9 registou valores superiores na primavera. Estes resultados podem-se associar à maior riqueza total e de EPT registada sobretudo no outono e também principalmente nos locais de melhor qualidade. Uma resposta típica das comunidades de macroinvertebrados em sistemas degradados é a redução da diversidade e riqueza (e.g. Morse *et al.*, 2003; Cuffney *et al.*, 2005). Os taxa incluídos no grupo EPT associam-se preferencialmente a habitats de *riffle*, e estão presentes com maior predominância na estação húmida (Bonada *et al.* 2007). Feminella (1996) encontrou elevadas correlações entre EPT e um aumento da permanência do caudal. As maiores discrepâncias nas classes de qualidade ecológica atribuídas aos locais entre a primavera e o outono, pelos índices ocorrem nos locais mais degradados. Estes resultados apontam que possivelmente uma maior

incerteza na avaliação do estado ecológico pode estar associada aos locais sujeitos a maiores níveis de degradação.

A maioria dos índices bióticos dos macroinvertebrados bentônicos responderam às pressões antrópicas, correlacionando-se negativamente com a pressão total, contaminação orgânica e enriquecimento de nutrientes e carga de sedimentos. IBMWP foi o mais responsivo à degradação (correlações mais elevadas com FAME Total e contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes), seguido do IPTI (correlações superiores com FAME total e carga de sedimentos), IASPT (correlações mais elevadas com FAME Total e contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes) e por último o IM9 (apenas correlacionado com a condição morfológica).

Os referidos índices não reagem todos de modo coerente em função das pressões, atribuindo diferentes estados ecológicos para um mesmo local em situações idênticas ou relativamente similares de pressão. IBMWP atribuiu em termos gerais melhores classificações aos locais, seguindo-se o IASPT, IPTI e finalmente o IM9. Em termos comparativos, IBMWP e IASPT foram os menos variáveis na atribuição de classes de qualidade entre a primavera e o outono. IBMWP atribuiu a mesma classe de qualidade a todos os locais entre a primavera e o outono, só evidenciando para a Azb diferença de uma classe de qualidade ecológica entre a primavera e outono (Razoável-Bom, respectivamente). Este índice evidenciou pouca variabilidade na classificação entre períodos. IBMWP teve valores superiores no outono. Vários estudos demonstraram a eficiência deste índice na avaliação de diferentes perturbações humanas, apresentando uma reduzida variabilidade relativamente à sazonalidade (Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor, 1996; Alonso & Camargo, 2005).

IASPT na maioria dos locais manteve a classificação ecológica entre períodos do ano, só diferindo em dois locais na atribuição do estado ecológico, que variaram em 1 e 2 classes (St.^o Am. e Val V, respectivamente). Segundo Armitage *et al.* (1983) este índice correlaciona-se com gradientes de pressão e mostrou poucas variações sazonais, sendo consistente em diferentes tipos de rios (Birk & Hering, 2006 *in* Callanan *et al.*, 2008). Segundo Morais *et al.* (2004) IASPT é mais útil na avaliação de rios temporários que IBMWP, sendo uma métrica mais estável porque é independente do número de taxa.

IM9 e IPTI foram os mais variáveis na atribuição das classes de qualidade ecológica entre a primavera e outono. Apresentaram essas diferenças em quatro locais, e essas diferenças nas classes do estado ecológico significaram 1 classe de diferença, com o IM9 a classificar no geral os locais com estado ecológico inferior.

Segundo Pinto & Feio (2009), os índices IPTI_N e IPTI_S podem ser boas ferramentas de avaliação ambiental. As métricas que integram o índice IPTI incluem informação relativa a composição e abundância, tal como previsto pela DQA para as comunidades de macroinvertebrados, e permitem, simultaneamente, descrever gradientes de degradação geral e discriminar classes de qualidade ecológica, tal como verificado nos resultados obtidos no presente estudo.

O IM9 foi desenvolvido para ser aplicado apenas a dados de primavera (Pinto *et al.* 2004), e foi sobretudo na primavera que este índice obteve valores superiores na maioria dos locais. De acordo com os resultados do presente estudo, o IM9 não evidenciou ser uma ferramenta eficaz na avaliação da qualidade ecológica no outono. Resultados contrários foram obtidos em Morais *et al.* (2004), que utilizou o IM9 para compreender a influência das condições hidrológicas nas metodologias de avaliação, em locais com diferentes degradações. No referido estudo, IM9 evidenciou ser robusto, discriminando claramente os locais relativamente ao estado de qualidade, considerando-o mesmo a melhor metodologia para a avaliação de rios de tipo Mediterrâneo. Os melhores resultados obtidos para o IM9 na primavera podem ser justificados pelas afinidades das métricas a taxa que têm ocorrência preferencial neste período. Para além disso, uma possível explicação relaciona-se com o facto das fronteiras entre classes de qualidade não serem adequadas para dados de outono, com tendência para classificar o local pior do que ele realmente poderá ser. Esses limites possivelmente teriam que ser calculados com base em dados de outono.

Os resultados apontam para que parte da variabilidade sazonal dos índices bióticos dos macroinvertebrados possa não ser explicada por alterações das pressões, uma vez que a nível sazonal ocorrem situações em que a pressão se mantém relativamente constante, mas os índices tendem a variar, e de forma distinta para cada índice. Este facto poderá significar que estes estão possivelmente a responder a outras variáveis, nomeadamente a variabilidade hidrológica. Com efeito os índices correlacionam-se na sua maioria significativamente com a precipitação, ainda que o valor dos índices continue a responder à pressão, quando se retira das análises o possível efeito da variabilidade hidrológica. De acordo com as correlações, os índices IBMWP e IPTI são aqueles que mais sofrem a influência deste factor. Maiores valores de precipitação foram registados nos locais de regime permanente, associando-se a valores superiores dos índices. Nos sistemas com caudal, as comunidades encontram condições mais favoráveis para se estabelecerem, no sentido em que o substrato do rio tem tendência a acumular menos sedimentos finos, a contaminação por nutrientes também é possivelmente mais diluída, havendo uma maior possibilidade de um mosaico de habitat mais heterogéneo.

Em suma, os resultados apontam para que a variabilidade dos índices bióticos dos macroinvertebrados resulte da responsividade à pressão antrópica (sobretudo IBMWP e IPtl), mas seja também influenciada pelo ruído causado por variações ambientais naturais (nomeadamente o caudal/escoamento) na resposta do índice (sobretudo no IBMWP e IPtl), detectável quando a pressão é relativamente similar entre a primavera e outono.

Nesta abordagem tem que se ter em consideração que as amostragens de primavera e outono foram efectuadas em anos distintos, à excepção de Val V. Idealmente deveriam ter sido efectuadas no mesmo ano para reduzir o ruído da variabilidade natural. Mas este facto foi minimizado devido às amostragens terem sido efectuadas em anos hidrológicos igualmente secos, apesar da intensidade e duração do período seco ter sido superior em 2011, comparativamente a 2004 e 2005 (Figuras 2.2 e 2.3). Desta forma, o facto das amostragens terem sido efectuadas em anos distintos, não vai ter influencia nos resultados.

A variação dos índices entre locais pode ser explicada possivelmente como o resultado de diferentes factores que exercem grandes influências na distribuição e abundância das comunidades de macroinvertebrados (como presença/ausência de macrófitos, as características do substrato e sua estabilidade, a profundidade da água, a velocidade de corrente, tempo decorrido após estabelecimento ou interrupção do caudal) (e.g. Boulton & Lake, 1992; Sabater *et al.*, 2006; Bonada *et al.*, 2007). Segundo Hawkins *et al.* (1982) os padrões de abundância e distribuição de invertebrados num rio dependem das necessidades específicas dos diversos taxa e das complexas características ambientais que existam numa determinada secção ou troço de rio.

Dos índices bióticos piscícolas utilizados no presente trabalho todos são responsivos à pressão antrópica (nomeadamente FAME Total, contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes e carga de sedimentos) à excepção do IBI. Globalmente, o índice IBI foi o menos variável na resposta às pressões traduzido em menores alterações da qualidade do estado ecológico, em oposição ao F-IBIP. O índice F-IBIP e conjunto de métricas NMR foram os que responderam melhor à degradação (correlações mais significativas e com um maior número de variáveis de pressão) em oposição ao IBI. Contudo no trabalho desenvolvido por Magalhães *et al.* (2008), IBI evidenciou ser responsivo à pressão antrópica, produzindo resultados consistentes na distinção de diferentes níveis de integridade biótica ao longo da bacia do Guadiana. No mesmo estudo considera-se que este índice é uma ferramenta técnica e prática de bioavaliação de rios Mediterrâneos. Contudo, este índice apenas

pode ser aplicado à bacia do Guadiana, e as fronteiras não estão em RQE, sendo necessários mais estudos para apurar o poder de discriminação das classes de qualidade para outras regiões, como Magalhães *et al.* (2008) reforça. Este índice apenas inclui métricas ajustadas à área de bacia, necessitando de processos de calibração mais exigentes, numa bioavaliação a maior escala (Magalhães *et al.*, 2008).

Constatou-se que a resposta dos vários índices piscícolas às pressões é variável (inter-anualmente e sazonalmente), e é consideravelmente menos variável nos locais de melhor qualidade, existindo uma maior concordância na avaliação do estado ecológico. Pois nos locais menos degradados, os agrupamentos piscícolas podem eventualmente ter melhor capacidade de resistir ao incremento de pressão, visto o ecossistema estar mais estruturado (indo de encontro com as suas exigências ecológicas), e desta forma, os locais menos degradados mantêm, apesar desse aumento de pressão, uma boa qualidade ecológica e baixa variabilidade da avaliação entre anos. Em Mos, esta situação é bem ilustrada. Neste sentido, a nível inter-anual, nos locais de melhor qualidade a classificação ecológica apresentou uma discrepância de apenas 1 classe de qualidade (Excelente-Bom), mesmo nos locais, como Mos, que registaram um incremento na pressão ao longo dos anos. Por outro lado, nos locais mais degradados a resposta dos índices à pressão é bastante mais variável. Essa discrepância pode ser de 1 e/ou 2 e/ou 3 classes de qualidade, variável dependendo do índice, particularmente nos locais com um maior incremento de pressões ao longo dos anos, como na Azb (como exemplo, Excelente a Bom, no IPP em Azb ou mesmo de Bom a Medíocre, no F-IBIP em St.º Am). Estes resultados indicam que a incerteza na avaliação do estado ecológico é superior nos locais de menor qualidade.

A nível inter-anual, para uma mesma ocasião de amostragem não se observou coerência na atribuição do estado ecológico entre os vários índices, particularmente nos locais onde o nível de degradação foi superior. Desta forma, os resultados evidenciam a incerteza na avaliação da qualidade ecológica. Numa mesma ocasião de amostragem (com as mesmas condições ambientais), com os mesmos procedimentos de amostragem, com valores similares de pressão antrópica, são obtidos estados ecológicos distintos de acordo com o índice utilizado.

Isto aponta, que à semelhança dos resultados verificados para os macroinvertebrados, os valores dos índices piscícolas não são apenas o resultado das pressões antrópicas, respondendo também a variações hidrológicas. F-IBIP, IPP e NMR foram responsivos à variável precipitação, em oposição ao IBI.

Com base nas amostragens de primavera (inter-anual) menores valores de precipitação foram observados em locais/ períodos com os menores valores dos

índices, em particular quando os locais são mais degradados. Desta forma, nos locais mais degradados as situações de baixo escoamento anual se traduzem no abaixamento dos valores dos índices ictiológicos. Em contrapartida, o efeito do incremento das pressões parece ser minimizado nos locais de melhor qualidade, o que poderá estar relacionado com o facto destes locais apresentarem regime hidrológico permanente. A existência de caudal pode promover a diluição da carga de nutrientes, melhorando a qualidade da água, e reduzindo o impacto da carga de nutrientes e componente orgânica sobre o biota, indo ao encontro dos resultados obtidos por Matono *et al.* (2012a). Salienta-se assim a importância de disponibilidade de água para a ictiofauna em cursos temporários (Bernardo *et al.*, 2004).

De facto, em locais com regime temporário, e sobretudo sujeitos a perturbação, podem ser obtidas conclusões substancialmente diferentes, a partir de diferentes anos, tendo por base dados recolhidos de forma idêntica em cada ocasião de amostragem, sem que haja alteração da perturbação. Nos locais St.^o Am, Azb, Mtg (2010 a 2012) foi observado esse padrão, podendo comprometer os objectivos estabelecidos pela DQA, já que a classificação do estado ecológico varia entre Bom e Razoável. Este facto pode estar associado à menor capacidade estrutural que locais mais degradados têm de fazer face a estes constrangimentos hidrológicos, fazendo com que o efeito das pressões seja amplificado e se reflecta nas comunidades biológicas menos estruturadas e com menor capacidade de recuperarem perante uma perturbação natural/ antropogénica.

A nível sazonal registou-se um maior número de locais com valores tendencialmente superiores dos índices no outono. Tal como na abordagem inter-anual, a resposta dos índices foi particularmente variável na maioria dos locais mais degradados. Em Alg e Val V, a classificação manteve-se entre períodos. Apesar de nestes locais terem sido detectadas diferenças estatísticas significativas na composição e estrutura dos agrupamentos piscícolas, isto não se traduziu em alterações das classes de qualidade ecológica. Nos restantes locais essas diferenças foram relevantes com alteração na classificação do estado ecológico. Em Mos a diferença foi numa classe de qualidade (Excelente-Bom), tal como verificado em Val J (Medíocre-Mau). Em Mtg e Azb observaram-se as maiores discrepâncias na atribuição do estado ecológico entre períodos do ano (Mtg e Azb – 1 a 2 classes).

Os resultados indicam que parte da variabilidade sazonal dos índices bióticos piscícolas possa não ser explicada por alterações das pressões, pois ocorrem situações em que a pressão se mantém similar, mas os índices tendem a variar, e de forma distinta para cada índice. Este facto poderá significar que estes estão

possivelmente a responder a outras variáveis, nomeadamente a variabilidade hidrológica.

Desta forma, parte das alterações verificadas entre a primavera e o outono na composição piscícola e nos índices bióticos é explicada por factores ambientais ou relações bióticas que possam estar associadas à organização dos agrupamentos piscícolas. Esta questão é bem ilustrada pelos resultados obtidos nos locais Mtg e Azb onde os índices obtiveram valores superiores de estado ecológico na primavera, e as pressões mantiveram-se similares entre períodos. De acordo com o registo mensal da precipitação para estes locais (Figura 2.3), no outono foi registado um considerável decréscimo da precipitação. Estes exemplos evidenciam que a variabilidade detectada sazonalmente pelos índices pode ser interpretada em função da variabilidade ambiental, associada à precipitação mensal. Estes resultados apontam para que a reduzida precipitação no outono tenha influenciado negativamente a resposta das comunidades à pressão antrópica.

Em suma, observou-se que nas situações em que as pressões mantiveram valores similares, as alterações verificadas entre a primavera e o outono na composição e índices piscícolas é explicada por variáveis ambientais, sobretudo associadas ao caudal.

Constatou-se que nos locais menos degradados a variabilidade dos índices piscícolas foi similar entre as análises inter-anual e sazonal. Relativamente aos locais mais degradados a variabilidade tende a ser superior na análise inter-anual.

4.3. Complementaridade entre os macroinvertebrados e a ictiofauna

Hughes *et al.* (1998) e Roset *et al.* (2007) defendem que a variabilidade temporal dos índices e métricas assume uma grande importância na avaliação ecológica. No presente estudo considerando os macroinvertebrados e a ictiofauna na avaliação do estado ecológico, conclui-se em termos gerais, que não houve a nível sazonal uma concordância entre as classes de qualidade atribuídas aos locais, tendo por base os índices de macroinvertebrados e da ictiofauna, particularmente nos locais de pior qualidade. Este facto deve relacionar-se com a escala de análise espacial e temporal distinta de cada elemento de qualidade biológica, fornecendo uma avaliação complementar do ecossistema. Os índices piscícolas classificaram no geral os locais com classes de qualidade inferiores à dos índices de invertebrados.

Em termos gerais, os valores dos índices piscícolas apresentam uma variação sazonal superior e diferenças entre classes de qualidade ecológica entre períodos, e possivelmente terão mais erros associados à avaliação ecológica, aumentando a incerteza da avaliação, relativamente aos índices de macroinvertebrados. Verificou-se que não ocorreu uma concordância no estado ecológico atribuído aos locais, entre os índices piscícolas e os índices de macroinvertebrados. Desta forma, essa não concordância em termos de alteração do estado ecológico foi muito variável entre locais, particularmente nos mais degradados. Em Alg a discrepância foi a mesma em ambos os períodos (Excelente-Bom). Em Mos variou só no outono (macroinvertebrados: Excelente-Razoável e ictiofauna: Excelente). Em Mtg variou apenas na primavera (macroinvertebrados: Excelente-Razoável; ictiofauna: Excelente-Bom), na Azb variou apenas no outono (macroinvertebrados: Bom-Medíocre e ictiofauna: Razoável-Mau), em Val J registou-se variação nas classes em ambos os períodos, (para os macroinvertebrados essa variação foi de Excelente a Razoável e para a ictiofauna de Medíocre a Mau. Considerando a variação sazonal entre os índices piscícolas e de macroinvertebrados, Val V foi o mais variável entre períodos (para a ictiofauna, teve sempre a classificação Mau, para os macroinvertebrados variou de Excelente a Razoável na primavera, e de Excelente a Medíocre para o outono).

As comunidades piscícolas movimentam-se ao longo do curso de água, podendo mais facilmente não ser amostrados, comparativamente às comunidades de macroinvertebrados, que vivem nos interstícios dos substratos do rio ou entre as macrófitas. Desta forma podem ocorrer mais facilmente erros inerentes aos processos de amostragem, que podem conduzir ao maior incremento de erros na avaliação do estado ecológico. Tendo em conta os macroinvertebrados e a ictiofauna, estes são coincidentes no sentido que nos locais de melhor qualidade os índices bióticos evidenciam menor variabilidade, relacionando-se com a composição e estrutura mais estável destas comunidades. Entre os locais analisados no presente trabalho, as maiores discrepâncias em termos de variabilidade dos valores dos índices entre a primavera e outono, considerando os macroinvertebrados e ictiofauna, observaram-se em Val J e Val V (CV superiores para os índices piscícolas). Estes resultados parecem sugerir que a complementaridade entre macroinvertebrados e fauna piscícola é mais necessária em locais de maior degradação.

Os índices bióticos dos macroinvertebrados bentónicos e da ictiofauna têm tendência a responder às mesmas variáveis de pressão (FAME Total, contaminação e enriquecimento em nutrientes, carga de sedimentos) mas com sensibilidades distintas, ou seja, registou-se que as correlações dos índices ictiológicos com as variáveis

analisadas foram mais ténues estatisticamente e menos consistentes, que em relação aos índices de macroinvertebrados com essas mesmas variáveis. Os agrupamentos piscícolas e os macroinvertebrados bentónicos apresentam comunidades que variam em termos morfológicos, comportamentais e de características dos seus ciclos de vida, sendo por isso compreensível que possam ter sensibilidades diferentes a vários tipos de pressões (Griffith *et al.*, 2001; Feio *et al.*, 2007). A sua utilização conjunta em estudos de avaliação da qualidade ecológica poderia complementar a análise do ecossistema a diferentes níveis.

O estudo desenvolvido por Larsen *et al.* (2012) apontou para que a composição e a riqueza dos macroinvertebrados bentónicos e da ictiofauna sejam influenciadas por diferentes gradientes ambientais. Os invertebrados respondem a factores como o enriquecimento de nutrientes, deposição de sedimentos, características do substrato e do canal, enquanto que a ictiofauna se relaciona mais com a temperatura (gradiente de altitude) e uso do solo a nível local e alterações morfológicas dos sistemas (erosão) (Burcher *et al.*, 2007; Larsen *et al.* 2012). Diversos estudos defendem que estes dois elementos biológicos devem complementar-se em estudos de avaliação ambiental, pois parecem ser sensíveis a diferentes factores ambientais, e a sua resposta biológica pode estar dependente da escala de avaliação (Griffith *et al.*, 2001; Carlisle *et al.*, 2008).

4.4. Incerteza na avaliação do estado ecológico

A análise da incerteza na avaliação do estado ecológico com base nos macroinvertebrados bentónicos e na ictiofauna pode estar relacionada com várias fontes de variabilidade. Como fontes potenciais de variabilidade incluem-se os métodos usados na amostragem de campo e no processamento laboratorial das amostras (Kerans *et al.*, 1992; Reynolds *et al.*, 2003; Cao *et al.*, 2005). O rigor da amostragem (eficiência e esforço de amostragem) reflecte-se não só nos resultados da bioavaliação, como também na sensibilidade da avaliação (Lenat, 1993 *in* Hermoso *et al.*, 2009; Reynolds *et al.*, 2003). No presente trabalho as metodologias de amostragem da fauna piscícola e dos invertebrados bentónicos foram mantidas em todas as ocasiões de amostragem, mas o facto da amostragem e processamento laboratorial serem efectuados por diferentes equipas, com diferentes sensibilidades, constitui outra fonte potencial de variabilidade (Trigal *et al.*, 2006). No entanto, a principal fonte de incerteza no âmbito deste trabalho relaciona-se com a variabilidade da amostragem causada pela distribuição espacial e temporal das comunidades

aquáticas (e.g. Canton & Chadwick, 1988; Lindstrom *et al.*, 2004; Keizer-Vleck *et al.*, 2012).

Observou-se em alguns locais para um mesmo nível de pressão ao longo do tempo que a classificação do estado ecológica foi variável. Obteve-se com cada um dos índices um estado ecológico variável. Estas diferenças na classificação ecológica têm importância sobretudo na classificação entre Bom e Razoável, já que esta é a fronteira crítica para o cumprimento dos objectivos estabelecidos pela DQA, os quais só serão cumpridos se o respectivo estado ecológico for Bom ou superior a Bom. Conclui-se que a escolha do índice no processo de avaliação é crítica, podendo ser cumpridos os objectivos da DQA ou não consoante o índice utilizado. Neste sentido, uma escolha adaptada das ferramentas ecológicas sensíveis às características particulares dos locais em estudo, nomeadamente do tipo de pressões e da variabilidade natural é essencial para uma melhor avaliação, e um menor erro associado.

A capacidade de distinguir a influência das perturbações de origem natural ou antropogénica na composição das comunidades biológicas é um ponto crítico na bioavaliação (Resh & Rosenberg, 1989; Norris & Hawkins, 2000; Matono *et al.*, 2012a). Neste sentido, uma menor eficiência de discriminação dificulta a sensibilidade das ferramentas biológicas em detectar perturbações humanas (Roset *et al.*, 2007), com implicações na avaliação da integridade ecológica por reduzir a sua precisão (Bailey *et al.*, 2004).

Outro factor a ter em conta está associado às fronteiras estabelecidas para cada índice. Neste sentido, podem ocorrer situações em que valores relativamente próximos correspondam a classes de qualidade ecológica distintas, mas não quer dizer que os locais em termos ecológicos sejam muito diferentes. O desenvolvimento de estudos futuros, de ajustamento das fronteiras dos índices bióticos entre classes ecológicas, pode ser uma solução possível para melhorar as metodologias de avaliação, e também mais adaptadas às alterações temporais.

Segundo Roset *et al.* (2007) no desenvolvimento de ferramentas biológicas e metodologias de avaliação deve ser dada mais atenção à variabilidade temporal, tendo por base os agrupamentos piscícolas. É considerada mais problemática que os macroinvertebrados bentónicos. As peculiaridades dos agrupamentos piscícolas de muitas bacias (Almaça, 1995), relacionados com o regime hidrológico de carácter temporário em muitos cursos do Sul de Portugal (Matono, 2012) traduzem-se em dificuldades acrescidas no estabelecimento de eficazes ferramentas de avaliação da qualidade ecológica (e.g. Hermoso *et al.*, 2010).

Existem outros problemas decorrentes da amostragem da fauna piscícola que se podem reflectir na sua variabilidade temporal, designadamente diferentes graus de eficiência de captura em função de parâmetros da água (como a reduzida condutividade) e dos habitats existentes no troço. Estas situações podem traduzir-se em diferentes níveis de captura, podendo ser muito baixas ou nulas nalguns tipos de cursos de água, sem que tal se deva a pressões humanas (Ilhéu *et al.*, 2009). A falta de água e de comunidades piscícolas em alguns segmentos de rio podem ser fenómenos naturais nos rios Mediterrâneos, durante o período de estio, não estando necessariamente relacionado com a influência humana (Gasith & Resh, 1999). Nestas circunstâncias, a captura de indivíduos nestes troços está dependente da recolonização, desde que a conectividade longitudinal consiga ser efectivamente restabelecida na estação húmida. Em situações de baixo caudal, a recuperação pode por isso não se concretizar, como seria previsível. Por outro lado, as espécies que maturam mais tardiamente demoram mais tempo a recuperar as respectivas populações (Matono *et al.*, 2009). Todos estes factores contribuem para aumentar a incerteza na avaliação da qualidade ecológica, pela dificuldade acrescida no estabelecimento de ferramentas de avaliação que sejam sensíveis a todos os constrangimentos associados.

O período de primavera foi seleccionado nos protocolos oficiais de amostragem para avaliação do estado ecológico utilizando os macroinvertebrados bentónicos e a ictiofauna, no pressuposto de que seria na primavera que se encontrariam as comunidades mais complexas, integrando os taxa mais sensíveis, as espécies piscícolas envolvidas nas recolonizações anuais da rede fluvial (desaparecendo de parte dos segmentos lóticos no verão) assim como incluindo as que executam migrações potamódromas reprodutivas. No entanto, os resultados obtidos mostram que, no geral, os valores dos índices no outono não são inferiores aos de primavera. Para além disso, as maiores variações estruturais da ictiofauna são inter-anuais, e a variabilidade sazonal dos índices bióticos piscícolas evidenciaram ser menores que no contexto inter-anual, nos locais mais degradados. Nesse sentido, deve-se considerar que o outono é um período adequado para realização de amostragens no âmbito de programas de monitorização do estado ecológico. Será conveniente confirmar esta questão com dados para mais locais e anos com outras condições hidrológicas. Importa ainda referir que o período para execução das amostragens de outono está dependente do restabelecimento de caudal, não devendo estender-se até ao final desta estação já que a descida da temperatura da água afecta a eficiência da amostragem, particularmente nos agrupamentos piscícolas.

5. Conclusão

Utilizaram-se métricas e índices bióticos aplicados a comunidades de macroinvertebrados bentónicos e de fauna piscícola, e concluiu-se:

- a composição e estrutura da fauna piscícola e de macroinvertebrados bentónicos nos períodos de primavera e de outono foi variável e reflectiu-se em termos dos índices de diversidade e equitabilidade. As diferenças entre a composição das comunidades biológicas entre estes dois períodos foi estatisticamente significativa, em que nos locais menos degradados, a estrutura taxonómica foi tendencialmente mais similar entre períodos. As comunidades dos locais de melhor qualidade evidenciaram maior persistência e estabilidade, que nos locais mais degradados.

- a composição dos agrupamentos piscícolas ao longo dos anos evidenciaram diferenças estatísticas significativas, com os locais de melhor qualidade a evidenciar maior persistência e estabilidade que os locais de pior qualidade. No geral, as maiores variações estruturais da icitofauna, tendo em conta as análises sazonal e inter-anual, foram inter-aneais.

- a maioria dos índices bióticos dos macroinvertebrados e da fauna piscícola responderam negativamente às pressões antrópicas exercidas sobre as comunidades biológicas.

- os índices bióticos de macroinvertebrados não reagem todos de modo coerente em função das pressões, atribuindo diferentes estados ecológicos aos mesmos locais em situações similares de pressão. IBMWP foi o mais responsivo à degradação, seguido do IPTI, IASPT e por último o IM9.

- IBMWP e IASPT foram os menos variáveis na atribuição de classes de qualidade ecológica entre a primavera e o outono. IBMWP atribuiu, à excepção de um local (Azambuja), a mesma classe de qualidade aos locais entre a primavera e o outono (classe Excelente). IASPT na maioria dos locais manteve a classificação ecológica. IM9 e IPTI foram os mais variáveis na atribuição das classes de qualidade ecológica entre a primavera e outono.

- IBMWP e IPTI registaram valores tendencialmente superiores no outono; no IPTI a diferença obtida nos valores dos índices entre períodos do ano reflectiu-se em alterações da classe de qualidade ecológica num maior número de locais que o IBMWP (4 e 1 locais respectivamente). IASPT registou valores superiores no outono tendencialmente nos locais de melhor qualidade, enquanto que nos de pior qualidade os valores mais elevados se registaram geralmente na primavera. A classe de

qualidade ecológica atribuída por este índice foi idêntica na maioria dos locais. IM9 evidenciou valores superiores na primavera, observando-se neste índice a menor concordância de classes de estado ecológico, abaixo da fronteira crítica (Bom-Razoável) de acordo com os objectivos da DQA, registando-se essa situação em 4 locais (Mosteiros, Azambuja, St.º Amador e Valverde Vila).

- os índices de macroinvertebrados em estudo foram mais concordantes na atribuição da classificação ecológica nos locais de melhor qualidade (discrepância de 1 classe de qualidade), apontando aparentemente para uma maior incerteza na avaliação do estado ecológico associada aos locais mais degradados (discrepância entre 1 e 2 classes de qualidade, variável de acordo com índice).

- a variabilidade dos índices bióticos dos macroinvertebrados pode resultar da responsividade à pressão antrópica (sobretudo IBMWP e IPtl), mas também pelo ruído causado por variações ambientais naturais (caudal) na resposta dos índices (sobretudo no IBMWP e IPtl), observando-se quando a pressão é constante/ similar entre a primavera e outono.

- os índices ictiológicos ou conjunto de métricas mais responsivos à degradação foram F-IBIP e NMR, em oposição a IBI. Os índices foram sensíveis a vários tipos de pressões; as principais foram FAME Total, contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes e carga de sedimentos, à semelhança do constatado para os macroinvertebrados bentónicos.

- valores dos índices piscícolas a nível inter-anual e sazonal não são apenas o resultado das pressões antrópicas, sendo também influenciados por condições hidrológicas (precipitação). F-IBIP, IPP e NMR foram responsivos à variável precipitação.

- a nível inter-anual a resposta dos índices ictiológicos às pressões é variável. Nos locais de melhor qualidade a classificação tem a discrepância apenas numa classe de qualidade (Excelente-Bom), mesmo nos locais, como Mosteiro, que registaram um incremento na pressão ao longo dos anos. Nos locais mais degradados a resposta dos índices à pressão é bastante mais variável (discrepância em 1, 2 e 3 classes de qualidade, variável dependendo do índice).

- índices com variabilidades reduzidas associam-se a locais de baixas pressões ou baixos incrementos de pressão e índices com elevada variabilidade associam-se a locais com maiores pressões ou incrementos de pressão; concluiu-se que nos locais menos degradados os agrupamentos mais facilmente resistem a esse

incremento de pressão, mantendo uma boa qualidade ecológica e baixa variabilidade do estado ecológico.

- para uma mesma ocasião de amostragem, não se observou coerência na classificação do estado ecológico na maioria dos locais, particularmente naqueles onde o nível de degradação foi superior; está evidente a incerteza na avaliação da qualidade ecológica, pois para uma mesma situação/data de amostragem (com as mesmas condições ambientais), com os mesmos procedimentos de amostragem e sujeitos a níveis similares de pressão, são obtidos estados ecológicos distintos de acordo com o índice utilizado.

- com base nas amostragens inter-anuais foi observada uma relação mais directa entre os baixos valores dos índices bióticos e os baixos valores da precipitação anual nos locais mais degradados, reflectindo que situações de baixo escoamento anual, traduzem-se no abaixamento dos valores dos índices ictiológicos.

- a resposta dos índices piscícolas reflectida na atribuição do estado ecológico entre a primavera e o outono, foi variável particularmente na maioria dos locais mais degradados, concluindo-se que a incerteza da avaliação é superior que nos locais de melhor qualidade.

- conclui-se que a variabilidade sazonal dos índices piscícolas, não é apenas o resultado das pressões antrópicas; observou-se que nas situações em que as pressões mantiveram valores similares, as alterações verificadas entre a primavera e o outono na composição e índices piscícolas é explicada por variáveis ambientais, sobretudo associadas ao caudal; F-IBIP, IPP e NMR foram os índices mais responsivos à variável hidrológica.

- entre a primavera e o outono, não houve concordância no estado ecológico atribuído aos locais, entre os índices piscícolas e os índices de macroinvertebrados; essa não concordância em termos de números de classe foi muito variável entre locais, particularmente naqueles mais degradados, evidenciando a importância da complementariedade entre os macroinvertebrados bentónicos e a fauna piscícola nos programas de monitorização biológica.

- os índices piscícolas, comparando com os de macroinvertebrados, têm uma maior variabilidade sazonal, reflectindo-se em maiores discrepâncias na atribuição do estado ecológico, e têm portanto uma maior incerteza na avaliação da qualidade ecológica; a avaliação tendo em conta os níveis de análise sazonal e inter-anual para a icitofauna, tende a ser mais variável na abordagem inter-anual, nos locais mais degradados.

- na primavera e no outono observaram-se diferenças entre índices na classificação da qualidade ecológica, para uma mesma ocasião/data de amostragem; apontando que a incerteza na avaliação está patente em ambos os períodos.

De acordo com os resultados obtidos considera-se que o outono é um período adequado para a realização de amostragens no âmbito de programas de monitorização do estado ecológico. Este período do ano constitui uma alternativa viável à amostragem de primavera, principalmente perante a ocorrência de condições ambientais particulares, como caudais de primavera extremamente baixos que inviabilizem uma eficiente amostragem. De facto, nestas situações, a ausência de capturas dos elementos biológicos em estudo (macroinvertebrados e ictiofauna), particularmente no caso da fauna piscícola pode ser consequência da ausência de escoamento e não o resultado de pressões antrópicas elevadas, condicionando a avaliação da qualidade ecológica.

De forma a comprovar as conclusões obtidas neste trabalho, será conveniente considerar mais locais com diferentes níveis de degradação e mais anos com diferentes condições hidrológicas. Apesar do reduzido número de locais, o presente trabalho contribui para realçar a importância de se utilizar outro período do ano na amostragem dos macroinvertebrados bentónicos e da ictiofauna, a ser incluído nos programas de monitorização. Haverá naturalmente que confirmar a aplicabilidade dos índices no período de outono, à medida que mais dados forem sendo produzidos.

Importa ainda referir que o período para a execução das amostragens de outono está dependente do restabelecimento de caudal, não devendo estender-se até ao final desta estação já que a descida da temperatura da água, tal como a ocorrência de caudais demasiado elevados, bem como a elevada turbidez, afectam a eficiência da amostragem.

É pois essencial serem elaborados programas de amostragem para alargar a base de dados. Numa perspectiva futura seria importante avaliar se a elevada variabilidade natural das condições dos ecossistemas lóticos compromete a adequação das fronteiras estabelecidas para os índices bióticos.

6. Referências bibliográficas

- Alba-Tercedor, J. 2000. BMWP', un adattamento spagnolo del British Biological Monitoring Working Party (BMWP) Score System. *Biol. Amb.*, **14**: 2.
- Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, **4**: 51-56.
- Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Vivas, S. & Zamora-Muñoz, C. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, **21 (3-4)**: 175-185.
- Almaça, C. 1995. Freshwater fish and their conservation in Portugal. *Biological Conservation*, **72**: 125-127.
- Alonso, A. & Camargo, J. A. 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*, **14(3)**: 87-99.
- Angermeier, P.L. & Davideanu, G. 2004. Using fish communities to assess streams in Romania: initial development of an index biotic integrity. *Hydrobiologia*, **511**: 65-78.
- Angermeier, P.L. & Karr, J.R. 1986. Applying an index of biotic integrity based on stream-fish communities: considerations in sampling and interpretation. *North American Journal of Fisheries Management*, **6**: 418-429.
- Aparicio, E., Carmona-Catot, G., Moyle, P.B. & García-Berthou, E. 2011. Development and Evaluation of a fish-based index to assess biological integrity of Mediterranean streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **21**: 324-337.
- Applegate, J.M., Baumann, P.C., Emery, E.B. & Wooten, M.S. 2007. First steps in developing a multimetric macroinvertebrate index for the Ohio River. *River. Res. Applic.*, **23**: 683-697.
- AQEM consortium. 2002. *Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive*. Version 1.0, February 2002 (disponible no endereço electrónico www.aqem.de).

ARHA. 2011. *Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas integradas nas Regiões Hidrográficas 6 e 7*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Administração da Região Hidrográfica do Alentejo, Évora.

Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Resources*, **17**: 333-347.

Austen, D.J., Bayley, P.B. & Menzel, B.W. 1994. Importance of the guild concept to fisheries. *Research and Management. Fisheries*, **19**:12-20.

Bailey, R.C., Norris, R.H. & Reynoldson, T.B. 2004. *Bioassessment of Freshwater Ecosystems: Using the Reference Condition Approach*. Kluwer Academic Publishers: New York.

Baptista, D.F., Buss, D.F., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M.P. & Nessimian, J.L. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, **575**: 83-94.

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Griffith, G.E., Frydenburg, R., McCarron, E., White, J.S. & Bastian, M.L. 1996. A Framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, **15**: 185-211.

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D. & Stribling, J.B. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish* (2nd edition). EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.

Beauger, A., Lair, N., Reyes-Marchant, P. & Peiry, J.L. 2006. The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the River Allier (France), in relation to riverbed characteristics. *Hydrobiologia*, **571**: 63-76.

Bêche, L.A., McElravy, E.P. & Resh, V.H. 2006. Long-term seasonal variation in biological traits of benthic-macroinvertebrates in two Mediterranean-climate streams in California. USA. *Freshwater Biology*, **51**: 56-75.

Bernardo, J.M. & Alves, M.H. 1999. New perspectives for ecological flow determination in semi-arid regions: a preliminar approach. *Regul. River*, **15**: 221-229.

Bernardo, J.M., Gaspar, M., Matono, P. & Ilhéu, M. 2012. Stability of fish assemblages in Mediterranean-Type streams and uncertainty in the ecological assessment. In International Conference on Temporary Rivers *TEMPRIV 2012. Ecohydrology and*

Ecological Quality in Temporary Rivers, 12-14 September, University of Evora, Portugal.

Bernardo, J.M., Ilhéu, M. & Costa, A.M. 2004. Ictiofauna do rio Sado: características gerais e valor de conservação, *In: Moreira, I., Saraiva, M.G. & Nunes Correia, F. (ed.). Gestão ambiental dos sistemas fluviais. Aplicação à bacia hidrográfica do rio Sado.* Lisboa, ISA Press.

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

Bonada, N. 2003. *Ecology of the macroinvertebrate communities in Mediterranean rivers at different scales and organization levels.* PhD. Dissertation. University of Barcelona. Barcelona. Spain.

Bonada, N., Rieradevall, M. & Prat, N. 2007. Macroinvertebrates community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia*, **589**: 91-106.

Boulton, A.J. 1989. Over-summering refuges of aquatic macroinvertebrates in two intermittent streams in central Victoria. *Transactions of the Royal Society of South Australia*, **31**: 23-34.

Boulton, A.J. & Lake, P.S. 1992. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. III. Temporal changes in faunal composition. *Freshw. Biol.*, **27**: 123-138.

Boulton, A.J. & Suter, P.J. 1986. Ecology of temporary streams: An Australian perspective. *In Decker, P.D. & Williams, W.D. (eds), Limnology in Australia.* CSIRO, Melbourne.

Bozzetti, M. & Schulz, U.H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in Southern Brazil. *Hydrobiologia*, **529**: 133-144.

Bunn, S.E., Edward, D.H. & Loneragan, N. R. 1986. Spatial and temporal variation in the macroinvertebrate fauna of streams of the northern jarrah forest, Western Australia: community structure. *Freshwater Biology*, **16**: 67-91.

Burcher, C.L., Valett, H.M. & Benfield, E.F. 2007. The land-cover cascade: relationships coupling land and water. *Ecology*, **88**: 228-242.

Cabral, M.J. (coord.), Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T.R., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M., Palmeirim, J.M., Queiroz, A.I., Rogado, L. & Santos-Reis, M. 2005.

Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal, Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.

Caetano, M., Nunes, V. & Nunes, A. 2009. *CORINE Land Cover 2006 for Continental Portugal*. Instituto Geográfico Português, Lisboa.

Callanan, M., Baars, J.R. & Kelly-Quinn, M. 2008. Critical influence of seasonal sampling on the ecological quality assessment of small headwater streams. *Hydrobiologia*, **610**: 245-255.

Canton, S.P. & Chadwick, J.W. 1988. Variability in benthic invertebrate density estimates from stream samples. *Journal of Freshwater Ecology*, **4**: 291-297.

Cao, Y., Hawkins, C.P. & STOREY., A.W. 2005. A method for measuring the comparability of different sampling methods used in biological surveys: implications for data integration and synthesis. *Freshwater Biology*, **50**: 1105-1115.

Carchini, G. 1983. *A key to the italian odonate larvae*. Societas Internationalis Odonatologica. Rapid Communications (n.º1). Utrecht.

Carlisle, D.M., Hawkins, C.P., Meador, M.R., Potapova, M. & Falcone, J. 2008. Biological assessments of Appalachian streams based on predictive models for fish, macroinvertebrate, and diatom assemblages. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **27**: 16-37.

CEN. 2003. *Water Quality – Sampling of Fish with Electricity. European Standard – EN 14011:2003*. European Committee for Standardization, Brussels.

CIS-WFD. 2003. *Guidance on Establishing Reference Conditions and Ecological Status Class Boundaries for Inland Surface Waters. Final Version*. EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive.

Clarke, K.R. & Gorley, R.N. 2006. *Primer v6: User Manual/Tutorial*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK.

Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 1994. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK.

Clavero, M., Blanco-Garrido, F. & Prenda, J. 2004. Fish fauna in Iberian Mediterranean basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **14**: 575-585.

Clavero, M., Blanco-Garrido, F., Zamoral, L. & Prenda, J. 2005. Size-related and diel variations in microhabitat use of three endangered small fishes in a Mediterranean Coastal stream. *J.Fish Biol.*, **67**: 72-85.

Clesceri, L.S., Greenberg, A.E. & Eaton, A.D. (Eds.). 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.*, 20th ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, Washington, DC.

Coimbra, C.N., Graça, M.A.S. & Cortes, R.M. 1996. The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary Mediterranean river. *Env. Poll.*, **94**: 301-307.

Collares-Pereira, M.J., Cowx, I.G., Ribeiro, F., Rodrigues, J.A. & Rogado, L. 2000. Threats imposed by water resource development schemes on the conservation of endangered fish species in the Guadiana river Basin in Portugal. *Fisheries Management and Ecology*, **7**: 167-178.

Cowx, I.G. & Collares-Pereira, M.J. 2000. Conservation of endangered fish species in the face of water resource development schemes in the Guadiana river, Portugal: harmony of the incompatible. In: Cowx, I.G. (ed.). 2000. *Management and Ecology of River Fisheries*. Oxford: Fishing News Books, Blackwell Science.

Cuffney, T.F., Zappia, H., Giddings, E.M.P. & Coles, J.F. 2005. Effects of urbanization on benthic macroinvertebrate assemblages in contrasting environmental settings: Boston, Massachusetts; Birmingham, Alabama; and Salt Lake City, Utah. In Brown, L.R., Hughes, R.M., Gray, R. & Meador, M.R. (eds.) *Effects of Urbanization on Stream Ecosystems*. American Fisheries Society. Symposium 47. Bethesda, MD.

Cummins, K.W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, **24**: 631-641.

Daveau, S. 1977. *Répartition et rythme des précipitations au Portugal*, Memórias. C.E.G. Lisbon.

Davis, N.M., Weaver, V., Parks, K. & Lydy, M.J. 2003. An Assessment of Water Quality, Physical Habitat, and Biological Integrity of an Urban Stream in Wichita, Kansas, Prior to Restoration Improvements (Phase I). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **44**: 351-359.

EFI+ Consortium. 2009. *Manual for the application of the new European Fish Index – EFI+*. A fish-based method to assess the ecological status of European running waters in support of the Water Framework Directive. Disponível em <http://efi-plus.boku.ac.at/software/doc/EFI+Manual.pdf> (Consultado em Janeiro de 2013).

ENEAPAI. 2007. *Estratégia Nacional para os efluentes de Agro-pecuarias e Agro-industriais*, Ministério do Ambiente e Ordenamento do território e do Desenvolvimento Regional.

European Commission. 2000. *Directive 2000/60/EC of the European Council and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy*. Official Journal of the European Communities, L3271–72. Available at http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html (Consultado em Dezembro de 2012).

FAME. 2004. *Development, Evaluation & Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers - A Contribution to the Water Framework Directive. Final Report*. scientific achievements (Sections 5 & 6) (Co-ordinator: Stefan Schmutz). Vienna, Institute for Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna.

FAME Consortium. 2004. *Manual for the application of the European Fish Index - EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1*. Disponível em http://fame.boku.ac.at/downloads/manual_Version_Februar2005.pdf (Consultado em Janeiro de 2013).

Feio, M.J., Almeida, S.F.P., Craveiro, S.C. & Calado, A.J., 2007. Diatoms and macroinvertebrates provide consistent and complementary information on environmental quality. *Fundamen. Appl. Limnol.*, **169**: 247-258.

Feio, M.J., Reynoldson, T.B. & Graça, M.A. 2006. Effect of Seasonal Changes on Predictive Model Assessments of Streams Water Quality with Macroinvertebrates. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, **6**: 509-520.

Feminella, J.W. 1996. Comparision of benthic macroinvertebrates assemblages in small streams along a gradient of flow permanence. *Journal of the North American Benthological Society*, **15**: 651-669.

Ferreira, M.T., Cortes, R.M., Godinho, F.N. & Oliveira, J.M. 1996. Indicadores da qualidade biológica da água aplicados à bacia do Guadiana. *Recursos Hídricos*, **17**: 9-20.

Ferreira, T., Caiola, N., Casals, F., Cortes, R., Economou, A., Garcia-Jalon, D., Ilhéu, M., Martinez-Capel, F., Oliveira, J., Pont, D., Prenda, J., Rogers, C., De Sostoa, A. & Zogaris, S. 2007. Ecological traits of fish assemblages from Mediterranean Europe and

its implications when assessing human pressure. *Fisheries Management and Ecology*, **14**: 473-481.

Filipe, A.F., Cowx, I.G. & Collares-Pereira, M.J. 2002. Spatial modelling of freshwater fish in semiarid river systems: a tool for conservation. *River Res. Appl.*, **18**: 123-136.

Friedrich, G., Chapman, D. & Beim, A. 1996. The use of biological material (Chapter 5). In Chapman, D. (Ed.). 1996. *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Second Edition. ISBN 0 419 21590 5. UNESCO/WHO/UNEP.

Furse, M., Hering, D., Moog, O., Verdonschot, P., Johnson, R.K., Brabec, K., Gritzalis, K., Buffagni, A., Pinto, P., Friberg, N., Murray-Bligh, J., Kokes, J., Alber, R., Usseglio-Polatera, P., Haase, P., Sweeting, R. Bis, B., Szoskiewicz, K., Soszka, H., Springe, G., Sporka, F. & Kmo, I. 2006. The STAR Project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia*, **566**: 3-29.

García-Roger, E.M., Sánchez-Montoya, M.d.M., Gómez, R., Suárez, M.L., Vidal-Abarca, M.R., Latron, J., Rieradevall, M. & Prat, N. 2011. Do seasonal changes in habitat features influence aquatic macroinvertebrate assemblages in perennial versus temporary Mediterranean streams? *Aquatic Sciences*, **73**: 567-579.

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.

Gasith, A. & Resh, V.H. 1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **30**: 51-81.

Giller, P.S. & Malmqvist, B. 1998. *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford University Press, New York.

Graça, M.A.S. & Coimbra, C.N. 1998. The elaboration of indices to assess biological water quality. A case study. *Wat. Res.*, **32**: 380-392.

Graça, M.A.S., Pinto, P., Cortes, R., Coimbra, N., Oliveira, S., Morais, M., Carvalho, M.J. & Malo, J. 2004. Factors Affecting Macroinvertebrate Richness and Diversity in Portuguese Streams: a Two-Scale Analysis. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, **89**: 151-164.

Griffith, M.B., Husby, P., Hall, R.K., Kaufmann, P.R. & Hill, B.H. 2003. Analysis of macroinvertebrate assemblages in relation to environmental gradients among lotic

habitats of California's Central Valley. *Environmental Monitoring and Assessment*, **82**: 281-309.

Griffith, M.B., Kaufmann, P.R., Herlihy, A.T. & Hill, B.H. 2001. Analysis of macroinvertebrate assemblages in relation to environmental gradients in Rocky Mountain streams. *Ecol. Appl.* **11**: 489-505.

Harris, J.H. & Silveira, R. 1999. Large-scale assessments of river health using an Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities. *Freshwater Biology*, **41**: 235-252.

Hawkins, C.P., Murphy, M.L. & Anderson, N.H. 1982. Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in Cascade Range streams of Oregon. *Ecology*, **63**: 1840-1856.

Henrique, A.G., West, C.A. & Pio, S. 2000. *Directiva Quadro da Água – Um Instrumento Integrador da Política de Água da União Europeia*. Congresso da Água. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (dqa.inag.pt/dqa2002/pdf).

Hermoso, V. & Clavero, M. 2011. Threatening processes and conservation management of endemic freshwater fish in the Mediterranean basin: a review. *Marine and Freshwater Research*, **62**: 244-254.

Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F. & Prenda, J. 2009. Assessing freshwater fish sensitivity to different sources of perturbation in a Mediterranean basin. *Ecology of Freshwater Fish*, **18**: 269-281.

Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F. & Prenda, J. 2010. Assessing the ecological status in species-poor systems: A fish-based index for Mediterranean Rivers (Guadiana River, SW Spain). *Ecological Indicators*, **10**: 1152-1161.

Holzer, S. 2008. *European fish species: taxa and guilds classification regarding fish-based assessment methods*. PhD Thesis. Universitat fur Bodenkultur, Wien.

Hughes, R.M. & Noss, R.F. 1992. Biological diversity and biological integrity: current concerns for lakes and streams. *Fisheries*, **17**: 11-19.

Hughes, R.M., Kaufman, P.R., Herlihy, A.T., Kincaid, T.M., Reynolds, L. & Larsen, D.P. 1998. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55**: 1618-1631.

Hugueny, B., Oberdorff, T. & Tedesco, P.A. 2010. Community ecology of river fishes: a large scale perspective. In Gido K, Jackson DA (eds.) *Community Ecology of Stream*

Fishes: Concepts, Approaches and Techniques. *American Fisheries Society Symposium*, **73**:23-62.

Hynes, K.E. 1998. Benthic macroinvertebrate diversity and biotic indices for monitoring of 5 urban and urbanizing lakes within the Halifax Regional Municipality (HRM), Nova Scotia, Canada. *Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax*, **14**: 114.

IBM Corp. 2011. *SPSS Statistics for Windows. version 20.0*. Armonk. NY.

Ilhéu, M. 2004. *Padrões de Uso de Habitat da Ictiofauna em Rios de Tipo Mediterrânico*. Tese de Doutoramento. Universidade de Évora. Évora.

Ilhéu, M., Matono, P., Formigo, N., Ferreira, M.T., Almeida, P.R., Cortes, R. & Bernardo, J.M. 2009. Tipologia Fluvial para Portugal Continental com base no Elemento Peixes. *Revista de Recursos Hídricos*, **30(2)**: 39-46.

Illies, J. 1978. *Limnofauna Europaea. A Checklist of the Animals Inhabiting European Inland Waters, with Accounts of their Distribution and Ecology (except Protozoa)*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York, Swets & Zeitlinger B. V., Amsterdam.

INAG, I.P. 1999. *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana*. Instituto Nacional da Água, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Lisboa.

INAG, I.P. 2008a. Tipologia de Rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água. I – Caracterização Abiótica. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.

INAG, I.P. 2008b. *Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.

INAG, I.P. 2008c. *Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.

INAG, I.P. 2009. *Critérios para a classificação do estado das massas de água superficiais – Rios e Albufeiras*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P. (<http://www.inag.pt>).

- INAG, I.P. & AFN. 2012. *Desenvolvimento de um Índice de Qualidade para a Fauna Piscícola*. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, **6**: 21-27.
- Karr, J.R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, **1**: 66-84.
- Karr, J.R. & Dudley, D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, **5**: 55-68.
- Karr, J.R., Fausch, K.D., Angermeier, P.L., Yant, P.R. & Schlosser, I.J. 1986. *Assessing biological integrity in running water. A method and its rationale*. Illinois Natural History Survey Campaigne. Illinois, USA.
- Keizer-Vlek, H.E., Verdonschot, P.F.M., Verdonschot, R.C.M. & Goedhart, P.W. 2012. Quantifying spatial and temporal variability of macroinvertebrate metrics. *Ecological Indicators*, **23**: 384-393.
- Kennard, M.J., Pusey, B.J., Arthington, A.H., Harch, B.D. & Mackay, S.J. 2006. Development and application of a predictive model of freshwater fish assemblage composition to evaluate river health in eastern Australia. *Hydrobiologia*, **572**: 33-57.
- Kerans, B.L. & Karr, J.R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications*, **4**: 768-785.
- Kerans, B.L., Karr, J.R. & AHLSTEDT, S. A. 1992. Aquatic invertebrate assemblages: spatial and temporal differences among sampling protocols. *Journal of the North American Benthological Society*, **11**:377-390.
- Klemm, D.J., Blocksom, K.A., Thoeny, W.T., Fulk, F.A., Herlihy, A.T., Kaufmann, P.R. & Cormier, S.M. 2002. Methods Development and Use of Macroinvertebrates as Indicators of Ecological Conditions for Streams in The Mid-Atlantic Highlands Region. *Environmental Monitoring and Assessment*, **78**: 169-212.
- Lanero, R.V. 2000. *Las larvas de los tricópteros de Galicia (Insecta: Trichoptera)*. Tesis Doctoral. Faculdade de Biología. Universidade de Santiago de Compostela.
- Larsen, S., Mancini, L., Pace, G., Scalici, M. & Tancioni, L. 2012. Weak Concordance between Fish and Macroinvertebrates in Mediterranean Streams. *PLoS ONE*, **7(12)**: e51115. doi:10.1371/journal.pone.0051115.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. 2nd ed. Amsterdam, Elsevier.

- Lehman, C.L. & Tilman, D. 2000. Biodiversity, Stability, and Productivity in Competitive Communities. *The American Naturalist*, **156(5)**: 534-552.
- Lindstrom, E., Johansen, S.W. & Saloranta, T. 2004. Periphyton in running waters - long-term studies of natural variation. *Hydrobiologia*, **521**:63-86.
- Lloyd, M. & Ghelardi, R.J. 1964. A table for calculation the equitability component of species diversity. *Journal of Animal Ecology*, **33**: 217-225.
- Loeb, S.L. & Spacie, A. (eds.). 1994. *Biological Monitoring of Aquatic Systems*. Lewis Publishers, Michigan, U.S.A.
- Lyons, J., Navarro-Perez, S., Cochran, P.A., Santana, E. & Guzmán-Arroyo, M. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central Mexico. *Conservation Biology*, **9**: 569-584.
- Magalhães, M.F., Batalha, D.C. & Collares-Pereira, M.J. 2002. Gradients in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: contributions of environmental factors and spatial structure. *Freshwater Biology*, **47**: 1015-1031.
- Magalhães, M.F., Beja, P., Schlosser, I.J. & Collares-Pereira, M.J. 2007. Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, **52**: 1494-1510.
- Magalhães, M.F., Ramalho, C.E. & Collares-Pereira, M.J. 2008. Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: development and evaluation of a fish-based index. *Fisheries Management and Ecology*, **15**: 273-289.
- Magalhães, M.F., Schlosser, I.J. & Collares-Pereira, M.J. 2003. The role of life history in the relationship between population dynamics and environmental variability in two Mediterranean stream fishes. *Journal of Fish Biology*, **63**: 300-307.
- Matono, P. 2012. *Fish Assemblages as biological indicators of ecological quality in Portuguese rivers*. PhD Thesis, University of Evora, Evora.
- Matono, P., Bernardo, J.M., Oberdorff, T. & Ilhéu, M. 2012a. Effects of natural hydrological variability on fish assemblages in small Mediterranean streams: Implications for ecological assessment. *Ecological Indicators*, **23**: 467-481.
- Matono, P., Bernardo, J.M., Ferreira, M.T., Formigo, N., Raposo de Almeida, P., Cortes, R. & Ilhéu, M. 2012b. Fish-based groups for ecological assessment in rivers: the importance of environmental drivers on taxonomic and functional traits of fish assemblages. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, **405**: 04

Matono, P., Bernardo, J.M., Costa, A.M. & Ilhéu, M. 2012c. Spatial and temporal variability of fish assemblage in temporary streams: the relative importance of natural disturbance and anthropogenic pressure. *In International Conference on Temporary Rivers TEMPRIV 2012. Ecohydrology and Ecological Quality in Temporary Rivers*, 12-14 September, University of Evora, Portugal.

Matono, P., Ilhéu, M., Formigo, N., Ferreira, M.T., Almeida, P.R., Cortes, R. & Bernardo, J.M. 2009. Desenvolvimento de um Índice Piscícola para os rios de Portugal Continental. *Revista de Recursos Hídricos*, **30(2)**: 77-84.

Matthews, W.J. 1988. North American prairie streams as systems for ecological study. *North American Benthological Society*, **7**: 387-409.

Mazor, R.D., Purcell, A.H. & Resh, V.H. 2009. Long-Term Variability in Bioassessments: A Twenty-Year Study from Two Northern California Streams. *Environmental Management*, **43**: 1269-1286.

Merritt, R.W. & Cummins, K.W. 1984. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3rd Ed. Kendall & Hunt Publishing Company. Dubuque. Iowa.

Mesquita, N.M., Coelho, M. & Magalhães, M.F. 2006. Spatial Variation in Fish Assemblages across small Mediterranean Drainages: Effects of Habitat and Landscape Context. *Environ. Biol. Fishes*, **77**: 105-120.

Metcalfe, J.L. 1989. Biological Water Quality Assessment of Running Waters Based on Macroinvertebrate Communities: History and Present status in Europe. *Environmental Pollution*, **60**: 101-139.

Michaletz, P.H., Doisy, K.E. & Rabeni, C.F. 2005. Influences of productivity, vegetation, and fish on macroinvertebrate abundance and size in Midwestern USA impoundments. *Hydrobiologia*, **543**: 147-157.

Miller, D.L., Leonard, P.M., Hughes, R.M., Karr, J., Moyle, P.B., Schrader, L.H., Thompson, B.A., Daniels, R.A., Fausch, K.D., Fitzhugh, G.A., Gammon, J.R., Halliwell, D.B., Angermeier, P.L. & Orth, D.J. 1988. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries*, **13**: 12-20.

Miranda, P., Coelho, F.S., Tome, A.R. & Valente, M.A. 2002. *20th century Portuguese climate and climate scenarios*. In: Santos, F.D., Forbes, K. & Moniz, R. (Eds.) *Climate change in Portugal: scenarios, impacts and adaptation measures – SIAM project*. Gradiva, Lisboa.

Morais, M. 1995. *Organização espacial e temporal de um rio temporário mediterrânico (rio Degebe, Bacia hidrográfica do Guadiana)*. Tese de Doutoramento. Universidade de Évora. Évora.

Morais, M., Pinto, P., Guilherme, P., Rosado, J. & Antunes, I. 2004. Assessment of temporary streams: the robustness of metric and multimetric indices under different hydrological conditions. *Hydrobiologia*, **516**: 229-249.

Morse, C.C., Hury, A.D. & Cronan, C. 2003. Impervious surface area as a predictor of the effects of urbanization on stream insect communities in Maine U.S.A. *Environ. Monit. Assess.*, **89**: 95-127.

Moyle, P.B. 2002. *Inland fishes of California. Revised and expanded*. University of California, Berkeley, CA, USA.

Moyle, P.B. & Randall, P.J. 1998. Evaluating the biotic integrity of watersheds in the Sierra Nevada, California. *Conservation Biology*, **6**: 1318-1326.

MPAT/SEARN/DGRAH. 1986. *Monografias Hidrológicas dos principais cursos de Portugal Continental*. Divisão de Hidrometria. Lisboa.

Nilsson, A. 1995. *Advanced courses in Taxonomy and Ecology of Aquatic Organisms*. Block I: Aquatic Coleoptera. Universidade de Coimbra. Portugal.

Norris, R.H. & Hawkins, C.P. 2000. Monitoring river health. *Hydrobiologia*, **435**: 5-17.

Oberdorff, T. & Hughes, R.M. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*, **228**: 117-30.

Oberdorff, T., Hugueny, B. & Vigeron, T. 2001. Is assemblage variability related to environmental variability? An answer to riverine fish. *Oikos*, **93**: 419-428.

Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B. & Porchers, J.P. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biology*, **47**: 1720-1734.

Paller, M.H. 2002. Temporal variability in fish assemblages from disturbed and undisturbed streams. *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recov.*, **9**: 149-158.

Pereira, L.S., Louro, V., Rosário, L. & Almeida, A. 2006. Desertification, territory and people, a holistic approach in the Portuguese context. In: Kepner, W.G., Rubio, J.L., Mouat, D.A. & Pedrazzini, F. (Eds.), *Desertification in the Mediterranean Region: A Security Issue*. Nato Sc.Com., AK/Nato Publishing Unit, Springer-Verlag, Dordrecht.

Pinto, P. & Feio, M.J. 2009. Eficiência dos índices de macroinvertebrados desenvolvidos no exercício de intercalibração na avaliação do estado ecológico dos rios de Portugal Continental. *Revista de Recursos Hídricos*, **30(2)**: 65-75.

Pinto, P. & Fernandes, J. 1994. Comunidades de macroinvertebrados bentónicos do rio Guadiana: influência do regime hidrológico e das fontes de poluição pontuais sobre a qualidade da água. *Debate sobre o Rio Guadiana: Passado, Presente e Futuro*.

Pinto, P., Morais, M., Ilhéu, M. & Sandin, L. 2006. Relationships among biological elements (macrophytes, macroinvertebrates and ichthyofauna) for different core river types across Europe at two different spatial scales. *Hydrobiologia*, **566**: 75-90.

Pinto, P., Rosado, J., Morais, M. & Antunes, I. 2004. Assessment methodology for southern siliceous basins in Portugal. *Hydrobiologia*, **516**: 191-214.

Poff, N.L. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **16**: 391-409.

Poff, N.L. & Ward, J.V. 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **46**: 1805-1818.

Prenda, J. & Gallardo-Mayenco, A. 1999. Distribution patterns, species assemblages and habitat selection of the stoneflies (Plecoptera) from two Mediterranean river basins in southern Spain. *Int. Rev. Hydrobiol.*, **84**: 595-608.

Puig, M.A. 1999. *Els macroinvertebrats dels rius Catalans*. Guia il.lustrada. Generalitat da Catalunya, Departament de Medi Ambient.

Puig, M.A., Aboal, M. & Sostoa, A. 1991. New approaches to Mediterranean fluvial communities. *Oecol. Aquat.*, **10**: 13-20.

Quade, D. 1967. Rank analysis of covariance. *Journal of the American Statistical Association*, **62(320)**: 1187-1200.

Reece, P.F., Reynoldson, T.B., Richarddson, J.S. & Rosenberg, D.M. 2001. Implications of seasonal variation for biomonitoring with predictive models in the Fraser River catchment, British Columbia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **58**: 1411-1418.

Resh, V.H. & Rosenberg, D.M. 1989. Spatial-temporal variability and the study of aquatic insects. *Can. Entomol.*, **121**: 941-963.

Reybold, Y., Hugueny, B., Pont, D., Bianco, P.G., Beier, U., Caiola, N., Casals, F., Cowx, I., Economou, A., Ferreira, M.T., Haidvolg, G., Noble, R., de Sostoa, A.,

Vigneron, T. & Virbickas, T. 2007. Patterns in species richness and endemism of European freshwater fish. *Global Ecol. Biogeogr.*, **16**: 65-75.

Reynolds, L., Herlihy, A.T., Kaufmann, P.R., Gregory, S.V. & Hughes, R.M. 2003. Electrofishing effort requirements for assessing species richness and biotic integrity in western Oregon streams. *North American Journal of Fisheries Management*, **23**: 450-461.

Reynoldson, T.B. & Wright, J.F. 2000. The reference condition: problems and solutions. In Wright, J.F., Sutcliffe, D.W. & Furse, M.T. (eds.), *RIVPACS and similar techniques for assessing the biological quality of freshwaters*. Freshwater Biological Association and Environment Agency, Ambleside, Cumbria, UK.

Ribeiro, F., Collares-Pereira, M.J. & Moyle, P.B. 2009. Non-native fish in the fresh waters of Portugal, Azores and Madeira Islands: a growing threat to aquatic biodiversity. *Fish. Manag. Ecol.*, **16**: 255-264.

Richter, B.D., Mathews, R., Harrison, D.L. & Wigington, R. 2003. Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity. *Ecological Applications*, **13**: 206-224.

Rolauffs, P., Stubauer, I., Zahrádková, S., Brabec, K. & Moog, O. 2004. Integration of the saprobic system into the European Union Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, **516**: 285-298.

Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall. New York.

Roset, N., Grenouillet, G., Goffaux, D., Pont, D. & Kestemont, P. 2007. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology*, **14**: 393-405.

Ross, S.T., Matthews, W.J. & Echelles, A.A. 1985. Persistence of stream fish assemblages: effects of environmental change. *American Naturalist*, **126**: 24-40.

Rueda, J., Camacho, A., Mezquita, F., Hernandez R. & Roca, J.R. 2002. Effect of episodic and regular sewage discharges on the water chemistry and macroinvertebrate fauna of a Mediterranean stream. *Wat. Air Soil Pollut.*, **140**: 425-444.

Sabater, S., Guasch, H., Muñoz, I. & Romani, A. 2006. Hydrology, light and the use of organic and inorganic materials as structuring factors of biological communities in Mediterranean streams. *Limnetica*, **25(1-2)**: 335-348.

- Shannon, C.E. & Weaver, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. The University of Illinois Press, Urbana, IL.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of species diversity. *Nature*, **163**: 688.
- Smith, K.G. & Darwall, W.R.T. 2005. *The Status and Distribution of Freshwater Fish Endemic to the Mediterranean Basin*. Gland: IUCN-The World Conservation Union.
- SNIRH, Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos. Disponível no endereço electrónico: <http://snirh.pt>.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. *Biometry*, 3rd ed. W.H. Freeman. New York.
- Soulsby, C., Malcolm, R., Gibbins, C., & DILKS, C. 2001. Seasonality, water quality trends and biological responses in four streams in the Cairngorm Mountains, Scotland. *Hydrology and Earth Sciences*, **5**: 433-450.
- StatSoft Inc. 2001. *Statistica (Data analysis software system)*, version 6.0.
- Statzner, B., Gore, J.A. & Resh, V.H. 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *J. North Am. Benth. Soc.*, **7**: 307-360.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M. & Usseglio-Polatera, P. 1996. *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris.
- Tejerina-Garro, F.L., Maldonado, M., Ibañez, C., Pont, D., Roset, N. & Oberdorff, T. 2005. Effects of Natural and Anthropogenic Environmental Changes on Riverine Fish Assemblages: a Framework for Ecological Assessment of Rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **48(1)**: 91-108.
- ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA.
- Trigal, C., García-Criado, F. & Fernandez-Aláez, C. 2006. Among-habitat and temporal variability of selected macroinvertebrate based metrics in a Mediterranean shallow lake (NW Spain). *Hydrobiologia*, **563**: 371-384.
- Ubero-Pascal, N., Torralva, M., Oliva-Paterna F. & Malo, J. 2000. Seasonal and diel periodicity of the drift of pupal exuviae of chironomid (Diptera) in the Mundo River (SE Spain). *Arch. Hydrobiol.*, **147**: 161-170.

Vieira, N.K.M., Clements, W.H., Guevara, L.S. & Jacobs, B.F. 2004. Resistance and resilience of stream insect communities to repeated hydrologic disturbances after a wildfire. *Freshwater Biology*, **49**: 1234-1259.

Vila-Gispert, A. & Moreno-Amich, R. 2002. Life-history patterns of 25 species from European freshwater fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, **65**: 387-400.

Vila-Gispert, A., García-Berthou, E. & Moreno-Amich, R. 2002. *Aquat. Sci.*, **64**: 163-170.

Wallin, M., Wiederholm, T. & Johnson, R.K. 2003. *Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland waters*, report produced by CIS Working Group 2.3 – REFCOND.

Whittaker, R.J., Willis, K.J. & Field, R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, **28**: 453-470.

Williams, D.D. 1987. *The Ecology of Temporary Waters*. Croom Helm, London.

Wolda, H. 1981. Similarity Indices, Sample Size and Diversity. *Oecologia (Berl.)*, **50**: 296-302.

Wright, J.F., Furse, M.T. & Armitage, P.D. 1993. A technique for evaluating the biological quality of rivers in UK. *Wat. Res.*, **3**: 15-25.

Yevjevich, V. 1967. An objective approach to definitions and investigations of continental hydrologic droughts. Colorado State Univ. *Hydrol.*, **23**: 1-18.

Zamora-Muñoz, C. & Alba-Tercedor, J. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **15(3)**: 332-352.

Referências electrónicas

http://snirh.pt/snirh/_dadossintese/qualidadeanuário/boletim/tabela_classes.php

(consultado em Janeiro de 2013)

<http://www.igeoe.pt/> (consultado em Dezembro de 2012)

<http://www.igeo.pt/atlas/> (consultado em Janeiro de 2013)

7. Anexos

Apêndice I – Variáveis de caracterização ambiental

Tabela 7.1 – Descrição, escala de avaliação e métodos, critérios de atribuição dos scores, para as 10 variáveis desenvolvidas no âmbito do projecto FAME (*Fish-based Assessment method for Ecological Status of European Rivers*) usadas para avaliar o nível de perturbação antropogénica nos locais amostrados.

Variáveis	Descrição	Escala de avaliação	Score	Critério	Métodos
Uso do solo	Impacto de práticas agrícolas/silvícolas	Porção do segmento a montante do local	5	>40% Uso agrícola (agricultura intensiva), impacto muito severo (arrozal)	Avaliação especializada no local, complementada com Corine Land Cover (2000, 2006) ^a
			4	>40% Forte impacto (área com forte exploração florestal, incluindo cortes rasos)	
			3	<40% Impacto moderado (hortas de subsistência, pastagens)	
			2	<40% Pequeno impacto (montado, floresta de crescimento rápido)	
			1	<10% Sem impactos significativos (matos e floresta natural)	
	Ocupação do solo e caracterização do bankface (a partir da margem)	Local	5	Culturas de regadio e/ou elevada carga animal	
			4	Culturas hortícolas, pastoreio semi-intensivo	
			3	Culturas em extensivo (por exemplo, pastagens, culturas cerealíferas, pinhal, eucaliptal), pastoreio extensivo	
			2	Montado	
			1	Natural	
Área Urbana	Impacto dos aglomerados urbanos	Porção do segmento a montante do local	5	Muito severo (local junto a uma urbe com carências ao nível do saneamento básico)	Avaliação especializada no local, complementada com Corine Land Cover (2000, 2006) ^a
			4	Vila	
			3	Aldeia	
			2	Lugarejo	
			1	Negligenciável (habitações isoladas)	
Zona ripária	Desvio relativamente ao estado natural da zona ripária	Porção do segmento a montante do local	5	Ausência de vegetação ripária arbustiva e arbórea (apenas presença de plantas anuais)	Avaliação especializada no local
			4	Vegetação fragmentada com silvados e/ou presença de caniços	
			3	Segunda etapa de substituição (dominância de silvado denso)	
			2	Primeira etapa de substituição (presença de estrato arbustivo ou arbóreo com algum estado de conservação).	
			1	Vegetação potencial (apresenta estratos arbustivo e arbóreo de acordo com a geo-série)	

Variáveis	Descrição	Escala de avaliação	Score	Critério	Métodos		
Condição morfológica	Desvio relativamente ao estado natural do leito e das margens do rio	Local	5	Perfil transversal e longitudinal do canal completamente alterado, existem muito poucos habitats	Avaliação especializada no local		
			4	Sector canalizado, faltam a maior parte dos habitats naturais			
			3	Sector canalizado, faltam alguns tipos de habitats naturais; mantém grande parte da forma do canal natural			
			2	Sector pouco modificado, mosaico de habitat próximo do natural			
			1	Alterações morfológicas ausentes ou desprezáveis			
Carga de sedimento	Desvio relativamente à carga natural de sedimentos (tanto a transportada na coluna de água como a depositada no leito do rio)	Porção do segmento a montante do local/ e Local	5	>75% das partículas grosseiras do leito estão cobertas por sedimentos finos (areia, silt, argila)	Avaliação especializada no local		
			4	50-75% das partículas grosseiras do leito estão cobertas por sedimentos finos (areia, silt, argila)			
			3	25-50% das partículas grosseiras do leito estão cobertas por sedimentos finos (areia, silt, argila)			
			2	5-25% das partículas grosseiras do leito estão cobertas por sedimentos finos (areia, silt, argila)			
			1	<5% das partículas grosseiras do leito estão cobertas por sedimentos finos (areia, silt, argila)			
Regime hidrológico	Desvio relativamente ao regime hidrológico natural (padrão de escoamento e/ou quantidade). Inclui todas as fontes de alteração hidrológica, como por exemplo, captações significativas de água	Local ^(c)	5	<50% e forte desvio da variação natural do regime de escoamentos	Avaliação especializada no local, complementada com informação do SNIRH		
			4	<50% e desvio da variação natural do regime de escoamentos			
			3	>50% e duração próxima do natural dos períodos de cheia			
			2	>75% e duração próxima do natural dos períodos de cheia			
			1	>90% e duração natural dos períodos de cheia			
		Local ^(d)	5	<10% da descarga média annual			
			4	<15% da descarga média annual			
			3	>15% da descarga média annual			
			2	>30% da descarga média annual			
			1	>90% da descarga média annual			
			Local	3		Com captação de água por pivots para agricultura intensiva	Avaliação especializada no local, complementada com informação do SNIRH
				2		Com captação de água para culturas hortícolas	
				1		Sem captação	

Variáveis	Descrição	Escala de avaliação	Score	Critério	Métodos
Níveis de acidificação e toxicidade	Desvio relativamente ao estado natural de condições de toxicidade, incluindo acidificação e níveis de oxigénio	Local	5	Constante/ períodos longos (meses) ou frequente ocorrência de fortes desvios relativamente às condições naturais (por exemplo pH <5,0, oxigénio dissolvido <30%)	Avaliação especializada no local, complementada com informação do SNIRH
			4	Constante/ períodos longos (meses) ou frequente ocorrência de fortes desvios relativamente às condições naturais (por exemplo pH <5,5, oxigénio dissolvido <30-50%)	
			3	Desvios ocasionais (medições únicas ou episódicas) relativamente às condições naturais (por exemplo pH <5,5, oxigénio dissolvido <30-50%)	
			2	Desvios ocasionais (medições únicas ou episódicas) relativamente às condições naturais (por exemplo pH <6,0)	
			1	Condições dentro do intervalo normal de variação	
Contaminação orgânica e carga de nutrientes	Desvio relativamente ao estado natural dos valores de CBO ₅ (carência biológica de oxigénio), CQO (carência química de oxigénio), concentrações de nitratos, fosfatos e amónia	Local	5	>20% dos valores na classe D ou E	SNIRH (classificação da qualidade da água para usos múltiplos, de acordo com as directrizes estabelecidas no Instituto Nacional da Água ^b), complementado com avaliação especializada no local
			4	>10% dos valores na classe D ou E	
			3	>10% dos valores na classe C	
			2	Sinais pouco evidentes ou muito pequenos de eutrofização e carga orgânica	
			1	Não há sinais de eutrofização e carga orgânica	
Massas de água lânticas/ artificiais	Impacto relacionado com a presença de massas de água superficiais a montante e/ou a jusante do local (a montante, alteração do regime térmico e dos caudais; a jusante, invasão do troço por espécies exóticas de carácter lântico)	Local	5	Local imediatamente a jusante de uma grande albufeira ou na área de influencia directa de um grande regolfo	SNIRH e cartografia disponível
			4	Local imediatamente a jusante de uma mini-hídrica ou na área de influencia directa do regolfo	
			3	Local a jusante de uma grande massa lântica ou na "área de influencia da albufeira"	
			2	Local a jusante de uma mini-hídrica ou na área de influencia do regolfo	
			1	Sem influencia de albufeiras	
Conectividade	Impacto de barreiras artificiais à migração piscícola	Bacia Hidrográfica/ Segmento	5	Barreira artificial definitiva	SNIRH, cartografia disponível, dados documentais, e avaliação especializada no local
			4	Passagem ocasional de determinadas espécies piscícolas	
			3	Passagem para determinadas espécies piscícolas ou apenas em determinados anos	
			2	Passagem para a maior parte das espécies piscícolas na maior parte dos anos	
			1	Não existem barreiras ou existência de um dispositivo de passagem eficaz	

^(a) Caetano *et al.* (2009)

^(b) Informação disponível em <http://snirh.pt/snirh/dadossintese/qualidadeanuário/boletim/tabela.classes.php>.

^(c) Classes para o desvio em relação ao padrão natural de escoamento;

^(d) Classes para o desvio em relação à quantidade natural do escoamento;

Apêndice II – Comunidades biológicas

Tabela 7.2 – Abundância relativa em percentagem (%) de macroinvertebrados bentônicos no local Alegrete na primavera de 2004 (Prim - 04) e no outono de 2011 (Out - 11).

Taxon	Alegrete (%)	
	Prim - 04	Out - 11
Cl. Turbellaria	0,22	0,00
Dugesidae	0,22	0,00
Cl. Gastropoda	0,17	0,00
Physidae	0,04	0,00
Planorbidae	0,13	0,00
Cl. Bivalvia	0,17	0,00
Sphaeriidae	0,17	0,00
Cl. Oligochaeta	4,65	0,20
Oligochaeta	4,65	0,20
Cl. Hirudinea	0,00	0,02
Glossiphoniidae	0,00	0,02
O. Ephemeroptera	48,70	23,39
Baetidae	45,61	0,78
Caenidae	0,17	0,90
Ephemerellidae	2,61	6,31
Ephemeridae	0,00	0,24
Heptageniidae	0,22	9,88
Leptophlebiidae	0,09	5,28
O. Odonata	6,43	1,52
Aeshnidae	0,30	0,32
Calopterygidae	0,00	0,29
Cordulegasteridae	0,00	0,02
Gomphidae	6,13	0,88
O. Plecoptera	4,87	27,03
Leuctridae	4,78	26,69
Nemouridae	0,04	0,24
Perlodidae	0,04	0,10
sO. Heteroptera	0,17	0,02
Aphelocheiridae	0,13	0,02
Veliidae	0,04	0,00
O. Megaloptera	0,00	0,05
Sialidae	0,00	0,05
O. Coleoptera	2,87	5,06
Curculionidae	0,00	0,02
Dryopidae	0,00	0,02
Elmidae	2,82	2,88
Hydraenidae	0,04	1,39
Hydrophilidae	0,00	0,02
Scirtidae	0,00	0,71

Taxon	Alegrete (%)	
	Prim - 04	Out - 11
O. Trichoptera	11,73	20,78
Beraeidae	0,00	0,02
Calamoceratidae	7,25	1,52
Glossosomatidae	0,00	0,46
Goeridae	0,00	0,49
Hydropsychidae	0,43	7,31
Lepidostomatidae	0,13	2,30
Leptoceridae	0,00	0,73
Limnephilidae	2,13	0,17
Philopotamidae	0,13	6,75
Polycentropodidae	0,00	0,07
Psychomyiidae	0,30	0,02
Rhyacophilidae	0,39	0,12
Sericostomatidae	0,96	0,81
O. Diptera	20,03	21,93
Athericidae	1,22	1,08
Blephariceridae	0,39	0,00
Ceratopogonidae	0,17	0,05
Chironomidae	10,17	19,58
Dolichopodidae	0,09	0,00
Empididae	0,09	0,05
Limoniidae	0,09	0,02
Simuliidae	7,56	1,00
Tabanidae	0,17	0,15
Tipulidae	0,09	0,00

Tabela 7.3 – Abundância relativa em percentagem (%) de macroinvertebrados bentônicos no local Mosteiros na primavera de 2004 (Prim - 04) e no outono de 2011 (Out - 11).

Mosteiros (%)		
Taxon	Prim - 04	Out - 11
Cl. Turbellaria	1,42	0,00
DugesIIDae	1,42	0,00
Cl. Gastropoda	0,67	1,00
Ancylidae	0,00	0,50
Physidae	0,33	0,50
Planorbidae	0,33	0,00
Cl. Bivalvia	0,00	0,33
Sphaeriidae	0,00	0,33
Cl. Oligochaeta	5,02	9,29
Oligochaeta	5,02	9,29
O. Ephemeroptera	25,10	1,66
Baetidae	13,81	1,33
Caenidae	2,85	0,17
Ephemerellidae	8,37	0,00
Ephemeridae	0,00	0,17
Leptophlebiidae	0,08	0,00
O. Odonata	0,92	2,49
Aeshnidae	0,08	0,33
Calopterygidae	0,00	0,17
Gomphidae	0,75	1,99
Libellulidae	0,08	0,00
O. Plecoptera	1,26	1,33
Leuctridae	1,00	1,33
Perlodidae	0,25	0,00
O. Coleoptera	0,50	7,79
Curculionidae	0,08	0,17
Dryopidae	0,00	0,50
Elmidae	0,42	6,80
Hydraenidae	0,00	0,33
O. Trichoptera	0,92	1,33
Glossosomatidae	0,00	0,66
Hydropsychidae	0,00	0,17
Limnephilidae	0,08	0,00
Polycentropodidae	0,08	0,00
Psychomyiidae	0,33	0,00
Rhyacophilidae	0,42	0,50
O. Diptera	64,18	74,79
Athericidae	0,75	0,17
Ceratopogonidae	1,42	0,00
Chironomidae	31,46	16,25
Dolichopodidae	0,25	0,00
Empididae	0,50	0,00
Limoniidae	0,17	1,16

Mosteiros (%)		
Taxon	Prim - 04	Out - 11
Simuliidae	29,46	56,38
Tabanidae	0,08	0,17
Tipulidae	0,08	0,66

Tabela 7.4 – Abundância relativa em percentagem (%) de macroinvertebrados bentônicos no local Murtigão na primavera de 2004 (Prim - 04) e no outono de 2011 (Out - 2011).

Taxon	Murtigão (%)	
	Prim - 04	Out - 11
Cl. Turbellaria	0,00	0,03
Dugesiidae	0,00	0,03
Cl. Gastropoda	1,77	0,05
Ancylidae	0,00	0,03
Physidae	0,22	0,03
Planorbidae	1,55	0,00
Cl. Oligochaeta	1,47	17,00
Oligochaeta	1,47	17,00
Cl. Hirudinea	0,36	0,18
Erpobdellidae	0,33	0,18
Glossiphoniidae	0,03	0,00
Cl. Crustacea	0,11	0,62
Atyidae	0,11	0,00
Cambaridae	0,00	0,62
O. Ephemeroptera	21,94	8,58
Baetidae	15,34	1,16
Caenidae	4,02	7,39
Ephemerellidae	0,55	0,00
Heptageniidae	0,36	0,00
Leptophlebiidae	1,66	0,03
O. Odonata	0,00	0,08
Coenagrionidae	0,00	0,08
O. Plecoptera	5,71	4,07
Capniidae	0,00	1,34
Leuctridae	0,00	0,44
Nemouridae	0,64	0,31
Perlodidae	5,07	1,52
Taeniopterygidae	0,00	0,46
sO. Heteroptera	1,00	0,18
Corixidae	1,00	0,18
O. Coleoptera	5,13	0,33
Dytiscidae	0,17	0,28
Elmidae	4,85	0,00
Hydraenidae	0,11	0,00
Scirtidae	0,00	0,05
O. Trichoptera	6,02	0,67
Hydropsychidae	4,94	0,36
Hydroptilidae	0,47	0,23
Polycentropodidae	0,00	0,08
Rhyacophilidae	0,61	0,00
O. Diptera	56,49	68,21
Ceratopogonidae	0,47	0,03
Chironomidae	46,17	26,84

Taxon	Murtigão (%)	
	Prim - 04	Out - 11
Ephyridae	0,00	0,03
Limoniidae	0,06	0,05
Muscidae	0,44	0,03
Simuliidae	9,35	41,16
Tabanidae	0,00	0,08

Tabela 7.5 – Abundância relativa em percentagem (%) de macroinvertebrados bentônicos no local Azambuja na primavera de 2005 (Prim - 05) e no outono de 2011 (Out - 11).

Taxon	Azambuja (%)	
	Prim - 05	Out - 11
Cl. Gastropoda	1,00	1,60
Ancylidae	0,00	1,50
Physidae	0,50	0,11
Planorbidae	0,50	0,00
Cl. Bivalvia	3,48	8,82
Corbiculidae	0,00	8,77
Sphaeriidae	3,48	0,04
Cl. Oligochaeta	5,47	36,07
Oligochaeta	5,47	36,07
Cl. Hirudinea	0,00	0,08
Erpobdellidae	0,00	0,08
Cl. Crustacea	0,00	0,11
Asellidae	0,00	0,02
Cambaridae	0,00	0,08
O. Ephemeroptera	90,05	18,48
Baetidae	4,48	17,55
Caenidae	75,12	0,93
Leptophlebiidae	10,45	0,00
O. Trichoptera	0,00	15,61
Hydropsychidae	0,00	15,57
Hydroptilidae	0,00	0,04
O. Diptera	0,00	19,24
Chironomidae	0,00	10,15
Limoniidae	0,00	0,08
Simuliidae	0,00	8,94
Tabanidae	0,00	0,04
Tipulidae	0,00	0,02

Tabela 7.6 – Abundância relativa em percentagem (%) de macroinvertebrados bentônicos no local St.º Amador na primavera de 2005 (Prim - 05) e no outono de 2011 (Out - 11).

Taxon	St.º Amador (%)	
	Prim - 05	Out - 11
Cl. Turbellaria	2,41	0,05
Dugesiidae	2,41	0,05
Cl. Gastropoda	23,80	0,19
Hydrobiidae	23,62	0,00
Physidae	0,00	0,19
Planorbidae	0,18	0,00
Cl. Oligochaeta	0,09	24,59
Oligochaeta	0,09	24,59
Cl. Hirudinea	0,09	1,00
Erpobdellidae	0,09	0,37
Glossiphoniidae	0,00	0,63
Cl. Crustacea	0,00	1,83
Cambaridae	0,00	0,07
Ostracoda	0,00	1,75
O. Ephemeroptera	36,54	5,14
Baetidae	2,50	2,80
Caenidae	1,87	2,34
Ephemerellidae	31,02	0,00
Heptageniidae	1,16	0,00
O. Odonata	3,12	0,07
Coenagrionidae	0,00	0,07
Gomphidae	3,12	0,00
O. Plecoptera	32,62	0,07
Capniidae	1,78	0,02
Leuctridae	29,86	0,00
Nemouridae	0,89	0,00
Perlodidae	0,09	0,05
sO. Heteroptera	0,00	0,22
Corixidae	0,00	0,22
O. Coleoptera	1,34	0,24
Dryopidae	0,00	0,22
Elmidae	0,00	0,02
Hydraenidae	1,34	0,00
O. Trichoptera	0,00	18,10
Hydropsychidae	0,00	17,98
Leptoceridae	0,00	0,02
Psychomyiidae	0,00	0,10
O. Diptera	0,00	48,49
Chironomidae	0,00	24,54
Limoniidae	0,00	0,02
Simuliidae	0,00	23,64
Tabanidae	0,00	0,29

Tabela 7.7 – Abundância relativa em percentagem (%) de macroinvertebrados bentônicos no local Valverde Jusante na primavera de 2005 (Prim - 05) e no outono de 2011 (Out - 11).

Taxon	Valverde Jusante (%)	
	Prim - 05	Out - 11
Cl. Gastropoda	2,90	1,85
Ancylidae	0,00	1,65
Physidae	0,00	0,20
Planorbidae	2,90	0,00
Cl. Oligochaeta	75,16	1,13
Oligochaeta	75,16	1,13
Cl. Hirudinea	0,00	0,04
Glossiphoniidae	0,00	0,04
Cl. Crustacea	0,63	0,02
Cambaridae	0,04	0,02
Gammaridae	0,59	0,00
O. Ephemeroptera	0,43	0,78
Baetidae	0,12	0,17
Caenidae	0,04	0,04
Ephemerellidae	0,08	0,11
Heptageniidae	0,00	0,35
Leptophlebiidae	0,20	0,11
O. Plecoptera	17,79	2,28
Capniidae	0,00	0,04
Leuctridae	0,08	1,85
Nemouridae	15,28	0,00
Perlodidae	2,43	0,13
Taeniopterygidae	0,00	0,26
sO. Heteroptera	0,20	0,00
Corixidae	0,20	0,00
O. Coleoptera	2,90	6,46
Dytiscidae	1,18	0,61
Elmidae	0,00	5,70
Halplidae	1,57	0,00
Hydraenidae	0,16	0,13
Scirtidae	0,00	0,02
O. Trichoptera	0,00	0,39
Hydropsychidae	0,00	0,15
Lepidostomatidae	0,00	0,11
Philopotamidae	0,00	0,13
O. Diptera	0,00	87,07
Ceratopogonidae	0,00	0,04
Chironomidae	0,00	13,58
Limoniidae	0,00	0,81
Rhagionidae	0,00	0,02
Simuliidae	0,00	72,43
Sciomyzidae	0,00	0,09
Tabanidae	0,00	0,07

Taxon	Valverde Jusante (%)	
	Prim - 05	Out - 11
Tipulidae	0,00	0,02

Tabela 7.8 – Abundância relativa em percentagem (%) de macroinvertebrados bentônicos no local Valverde Vila na primavera de 2011 (Prim - 11) e no outono de 2011 (Out - 11).

Taxon	Valverde Vila (%)	
	Prim_11	Out_11
Cl. Gastropoda	30,53	1,32
Ancylidae	1,05	0,07
Lymnaeidae	2,11	0,16
Physidae	27,37	1,09
Cl. Oligochaeta	0,00	1,94
Oligochaeta	0,00	1,94
Cl. Crustacea	0,00	0,07
Cambaridae	0,00	0,03
Ostracoda	0,00	0,04
O. Ephemeroptera	30,53	0,45
Baetidae	12,63	0,45
Leptophlebiidae	1,05	0,00
Oligoneuriidae	6,32	0,00
Siphonuridae	10,53	0,00
O. Odonata	3,16	0,01
Corduliidae	0,00	0,01
Lestidae	3,16	0,00
O. Plecoptera	3,16	1,46
Chloroperlidae	1,05	0,00
Perlodidae	2,11	0,19
Taeniopterygidae	0,00	1,27
O. Coleoptera	10,53	1,23
Dytiscidae	2,11	1,00
Elmidae	0,00	0,21
Halplidae	0,00	0,01
Hydrophilidae	8,42	0,01
O. Trichoptera	0,00	0,01
Psychomyiidae	0,00	0,01
O. Diptera	22,11	93,53
Ceratopogonidae	0,00	0,05
Chironomidae	0,00	13,85
Limoniidae	1,05	0,50
Psychodidae	0,00	0,01
Simuliidae	4,21	79,07
Tabanidae	0,00	0,04
Thaumaleidae	16,84	0,00
Tipulidae	0,00	0,02

