



**Estudo das populações de bivalves
(Unionidae) de rios do Norte de Portugal:
Importância da qualidade ambiental na
conservação de espécies ameaçadas**

PATRÍCIA ISABEL DE ALMEIDA RAMOS

Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança
para obtenção do grau de Mestre em TECNOLOGIA AMBIENTAL

**BRAGANÇA
OUTUBRO 2011**



**Estudo das populações de bivalves
(Unionidae) de rios do Norte de Portugal:
Importância da qualidade ambiental na
conservação de espécies ameaçadas**

PATRÍCIA ISABEL DE ALMEIDA RAMOS

Dissertação apresentada à Escola Agrária de Bragança
para obtenção do grau de Mestre em TECNOLOGIA AMBIENTAL

Orientador: Professor Doutor Amílcar António Teiga Teixeira (ESA-IPB)

Co-orientador: Professora Doutora Simone da Graça Pinto Varandas (UTAD)

**BRAGANÇA
OUTUBRO 2011**

Editado por

INSTITUTO POLITÉCNICO DE BRAGANÇA – ESCOLA SUPERIOR AGRÁRIA DE BRAGANÇA

Campos de Santa Apolónia Apartado - 1172

5301-855 BRAGANÇA

Portugal

Telefone: (+351) 273 303 200 ou (+351) 273 331 570

✉ sacd@ipb.pt ou grei@ipb.pt

🌐 <http://www.esa.ipb.pt>

Reproduções parciais deste documento serão autorizadas na condição que seja mencionado o Autor e feita referência a *Mestrado de Tecnologia Ambiental – 2010/2011 – Escola Superior Agrária de Bragança, Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, Portugal, 2011*.

As opiniões e informações incluídas neste documento representam unicamente o ponto de vista do respetivo Autor, não podendo o Editor aceitar qualquer responsabilidade legal ou outra em relação a erros ou omissões que possam existir.

Este documento foi produzido a partir de versão eletrónica cedida pelo respetivo Autor.

AGRADECIMENTOS

Esta dissertação não seria possível sem o contributo, compreensão e apoio de quem, de forma direta ou indireta, contribuiu para que este trabalho chegasse ao fim.

Antes de mais, quero agradecer ao meu orientador, Professor Doutor Amílcar Teixeira, da Escola Superior Agrária de Bragança, pela disponibilidade, paciência e pelos ensinamentos prestados durante a realização desta dissertação.

À minha co-orientadora, Professora Doutora Simone Varandas, da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro pela disponibilidade, colaboração no trabalho de campo, tratamento de dados e demais conhecimentos transmitidos.

Ao Dr. Manuel Lopes-Lima e Dra. Mariana Hinzmann, do Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar e ao Professor Doutor Ronaldo Sousa, da Universidade do Minho, pela colaboração no trabalho de campo e de laboratório, especialmente na componente dos bivalves de água doce onde desenvolvem uma notável investigação.

À Professora Doutora Ana Geraldes e ao Mestre Ângelo Saraiva, da Escola Superior Agrária de Bragança, pelos ensinamentos e colaboração no trabalho laboratorial e de campo.

Aos meus pais que me fazem feliz e aos quais agradeço a disponibilidade, a dedicação e os ensinamentos de toda a vida.

Aos meus irmãos, pelo carinho, amor, amizade, compreensão, determinação e pela ajuda sempre que necessário e por me fazerem rir nos momentos em que mais preciso. A eles, o meu muito obrigado. Adoro-vos!

À Cláudia e à Rita, que tornaram os momentos vividos em Bragança doces e eternos. Amigas para Sempre.

Aos Meus amigos de turma, de laboratório e da vida, Tiago, Telmo, Maria e Mónica. O Laboratório sem vocês não é o mesmo...

À Nazareth Crespo, porque vale sempre a pena conhecer pessoas maravilhosas como tu.

Aos meus amigos, que tornam a minha vida bem mais agradável e que sem eles não teria força e coragem para chegar até aqui.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização desta tese.

Mas, principalmente, quero agradecer ao Daniel que mesmo já não estando entre nós (são nestes momentos que me lembro que a vida pode ser bem injusta), sei que, esteja onde estiver, está feliz por mim, por nós. Sei que estará sempre ao meu lado, ao nosso lado para nos apoiar em todos os momentos da vida. Sinto muito a TUA falta. Descansa em paz.

Esta dissertação é dedicada a ti, meu amigo.

RESUMO GERAL

No verão de 2010 e 2011, procedeu-se à avaliação da qualidade ambiental de ecossistemas lóticos do Norte de Portugal, onde ocorrem populações viáveis de náíades (Mollusca, Bivalvia, Unionoidea), ameaçadas por vários impactos de natureza antrópica. Com base em diferentes métricas responsivas à degradação ambiental (e.g. riqueza taxonómica, biodiversidade, % EPT, índices bióticos), foi determinada a integridade biológica de cursos de água da bacia hidrográfica do rio Sabor, usando uma rede de 35 locais de amostragem. A análise integrada de parâmetros abióticos (*i.e.* qualidade da água e dos habitats aquáticos e ribeirinhos) e bióticos (comunidade de macroinvertebrados) permitiu identificar uma melhor qualidade ecológica dos cursos de água do Alto Sabor, quando comparados com troços localizados no Baixo Sabor. Foram identificados e mensurados os impactos de diferentes fenómenos de perturbação nos setores do Médio e Baixo Sabor nomeadamente relacionados com agregados rurais e urbanos (efluentes domésticos e industriais) e a regularização de caudais. O cenário futuro, com a construção dos Aproveitamentos Hidroelétricos do Baixo Sabor (AHBS), de Foz Tua (AHFT) e da Cascata do Tâmega, vão reduzir e modificar severamente o habitat atualmente disponível para algumas espécies, cuja distribuição natural se confina aos setores médios e terminais destes afluentes do rio Douro. No presente estudo, foi dada especial atenção à espécie sentinela, caso dos mexilhões de água-doce, no sentido de colmatar várias lacunas na definição dos requisitos ecológicos e do ciclo de vida destas espécies. Foi feita uma análise especificamente orientada para o habitat e microhabitat usado pelas espécies *Unio delphinus*, *Anodonta anatina* e *Potomida littoralis*, aplicando fundamentalmente a metodologia River Habitat Survey (RHS). Foram identificadas zonas típicas onde a densidade destas populações é elevada, especialmente em braços permanentemente inundados com características ecológicas singulares. As curvas de preferência elaboradas permitiram detetar diferenças entre as populações de *Unio delphinus* e *Anodonta anatina*, que colonizam preferencialmente pools com substrato muito fino em margens escavadas e entre raízes submersas e as populações de *Potomida littoralis* que apresentaram densidades superiores em zonas de maior corrente (*riffles*) e substrato mais grosseiro (seixos e pedras). Verificou-se ainda alguma plasticidade ecológica que permite a adaptação destas espécies a águas com teores em sais dissolvidos e nutrientes relativamente elevados, sempre que não ocorram fenómenos de anóxia no leito dos rios. De forma complementar, foi realizado um estudo de identificação dos peixes hospedeiros de *Unio delphinus* e *Potomida littoralis*, do qual se obteve uma afinidade quase exclusiva destas náíades com a fauna piscícola autóctone (escaló, barbo, boga, bordalo e ruivaco). Face à severa redução do habitat disponível para estes bivalves e para os peixes hospedeiros dos rios Sabor, Tua e Tâmega,

a conservação dos ecossistemas e de todas as espécies ameaçadas deve incluir a preservação de habitats fora da influência das albufeiras e a requalificação ambiental de troços degradados.

Palavras-chave: *ecossistemas lóticos, integridade ecológica, náíades, peixes hospedeiros*

ABSTRACT

In the summer of 2010 and 2011, we evaluated the environmental quality of lotic ecosystems of northern Portugal, where there are viable populations of naiads (Mollusca, Bivalvia, Unionoidea), threatened by various anthropogenic impacts. Based on different metrics, responsive to environmental disturbance (e.g. taxonomic richness, biodiversity, % EPT, biotic indices), it was evaluated the ecological integrity of streams in the Sabor river basin, using a network of 35 sampling sites.

Integrated analysis of abiotic parameters (*i.e.* water quality and aquatic and riparian habitats) and biotic (macroinvertebrate communities) identified a better ecological quality of streams in the Upper Sabor, compared to stretches located in the Lower Sabor. The impacts of different disturbances (domestic and industrial effluents, agro-pasture land, presence and spread of invasive alien species and the flow regularization) in areas of Middle and Lower Sabor were identified and measured. The future scenario, with the construction of the Lower Sabor (AHBS), Foz Tua (AHFT) and Tâmega Cascade Hydroelectric Power, will severely reduce and modify the habitat currently available to native species, whose natural distribution is confined to the middle and lower sections of these river Douro tributaries. In the present study, special attention was given to the sentinel species (freshwater mussels) towards various shortcomings in the definition of the ecological requirements and life cycle of these species. An analysis of habitat and microhabitat used by the bivalve species *Unio delphinus*, *Anodonta anatina* and *Potomida littoralis* was made applying essentially the River Habitat Survey (RHS) methodology.

We identified areas where the typical density of these populations is high, especially in permanently flooded secondary channel with unique ecological characteristics. The preference curves allowed detecting differences between *Unio delphinus* and *Anodonta anatina*, which preferentially colonize pools with fine substrate into excavated margins and between submerged roots and *Potomida littoralis*, that presented higher densities in areas of higher current (*riffles*) and coarser substrate (pebbles and stones). It was also verified some ecological plasticity that allows adaptation of these species in waters with relatively high levels of dissolved salts and nutrients, when anoxia phenomena do not occur in the riverbed. In addition, a pioneering study was conducted to identify the host fishes of *Unio delphinus* and *Potomida littoralis*. The results showed an almost exclusive affinity of these naiads with indigenous fishes (*Squalius carolitertii*, *Luciobarbus bacagei*, *Pseudochondrostoma durienses*, *Squalius alburnoides* and *Chondrostoma oligolepis*).

Taking into account the severe reduction of available habitat for these bivalves and host fishes from Sabor, Tua and Tâmega rivers, the conservation of ecosystems and all endangered species should include the preservation of habitats, outside the influence of dams and environmental restoration of degraded sites.

Keywords: *lotic ecosystems, ecological integrity, naiads, host fishes*

Índice

AGRADECIMENTOS	I
RESUMO GERAL	III
ABSTRACT	V
Índice	VII
CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1.1. AVALIAÇÃO AMBIENTAL E DIRETIVA-QUADRO DA ÁGUA	1
1.2. ELEMENTO BIOLÓGICO: Macroinvertebrados - bivalves de água-doce	5
1.3. OBJETIVOS E ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	10
BIBLIOGRAFIA	11
CAPÍTULO 2: AVALIAÇÃO ECOLÓGICA DE IMPACTOS AMBIENTAIS NOS ECOSSISTEMAS LÓTICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SABOR (BACIA DO DOURO, NE PORTUGAL)	13
RESUMO	13
ABSTRACT	14
INTRODUÇÃO	15
2. MATERIAL E MÉTODOS	17
2.1. Área de estudo	17
2.2. METODOLOGIA.....	18
2.2.1. Localização e caracterização dos troços de amostragem	18
2.2.2. Qualidade físico-química da água.....	25
2.2.3. Caracterização dos habitats fluviais e ribeirinhos.....	26
2.2.4. Amostragem das comunidades macrobentónicas.....	28
2.2.5. Métricas potencialmente responsivas à degradação ambiental	29
2.2.6. Tratamento estatístico dos dados	33
3. Resultados	34
3.1. Qualidade físico-química da água.....	34
3.2. Qualidade dos habitats aquáticos e ribeirinhos	37
3.3. Comunidades de macroinvertebrados	40

3.3.1. Riqueza taxonómica	40
Nos locais menos perturbados (e.g. S2, Az1, F1) foi detectado, em termos médios, um número superior de taxa, sem corresponder ao maior número de indivíduos.	41
3.3.2. Composição faunística e métricas %EPT e % (Diptera e Oligochaeta)	41
3.3.2. Índices de diversidade e equitabilidade.....	46
3.3.3. Índices bióticos: IBMWP e IPT _N	47
3.3.4. Grupos funcionais e Índices Tróficos	50
3.3.5. Biotipologia da comunidade de macroinvertebrados	54
4. DISCUSSÃO	57
BIBLIOGRAFIA	60
CAPÍTULO 3: BIO-ECOLOGIA DAS POPULAÇÕES DE <i>Unio delphinus</i> , <i>Potomida littoralis</i> E <i>Anodonta anatina</i> DOS RIOS SABOR, TUA E TÂMEGA (BACIA DO DOURO, PORTUGAL).64	
RESUMO	64
ABSTRACT	65
1. INTRODUÇÃO	66
2.1. Área de estudo	72
2.2. Caracterização físico-química da água e dos sedimentos	74
2.4. Determinação dos peixes hospedeiros de <i>Unio delphinus</i> e <i>Potomida littoralis</i>	78
2.5. Análise estatística dos dados.....	82
3. RESULTADOS	83
3.1. Qualidade da água e sedimentos	83
3.2. Qualidade do Habitat e microhabitat disponível e usado pelas náíades.....	83
3.3. Determinação dos peixes hospedeiros de <i>U. delphinus</i> e <i>P. littoralis</i>	87
4. DISCUSSÃO	90
BIBLIOGRAFIA	94
CAPÍTULO 4	98
CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	98
ANEXOS	102

CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. AVALIAÇÃO AMBIENTAL E DIRETIVA-QUADRO DA ÁGUA

Na atualidade, o uso sustentável da água possui uma importância chave, em torno do qual se articulam aspetos de ordem física, natural, ecológica, económica, social, cultural e estética. A correta utilização da água como um bem comum e indispensável, levou a Comunidade Europeia, através da Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de outubro, a estabelecer um Quadro de Ação Comunitária no domínio da política da água, designada por Water Framework Directive (WFD), que entrou em vigor no dia 22 de dezembro de 2000. No âmbito nacional, a transposição da Diretiva-Quadro da Água (DQA) foi assegurada pela Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro, e pelo Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de março, que estabelecem as bases para a gestão sustentável das águas. Fazem parte dos objetivos ambientais da DQA garantir a operacionalidade dos programas de medidas especificados em Planos de Gestão definidos ao nível da Bacia Hidrográfica. Entre outros aspetos focados pela DQA destaca-se a (INAG 2009):

- Abordagem integrada de proteção das águas (águas de superfície e subterrâneas);
- Avaliação do estado das águas através de uma abordagem ecológica;
- Estratégia para a eliminação da poluição causada por substâncias perigosas.

Ao nível das águas superficiais, um dos objetivos prioritários da DQA, definido para todos os Estados-membros da Comunidade Europeia, consiste em atingir até ao ano de 2015, o designado Bom Estado Químico e Ecológico, com base na definição de medidas que possam: 1) prevenir a deterioração do estado ecológico e químico; 2) proteger, melhorar e recuperar todos os meios hídricos; 3) proteger e melhorar todos os meios hídricos fortemente modificados e artificializados com o objetivo de alcançar o bom potencial ecológico e químico; e 4) reduzir progressivamente a poluição causada por substâncias prioritárias e eliminar as emissões e descargas de substâncias perigosas (INAG 2009).

A DQA veio tornar mais premente a avaliação ambiental e melhoria do estado ecológico para a determinação da correta gestão dos corpos de água interiores. Contudo, a definição de medidas só é possível pelo conhecimento aprofundado da qualidade química e ecológica das águas superficiais. Neste particular, Portugal não dispõe da informação requerida, pela inexistência de séries continuadas de dados físico-químicos e biológicos. Esta realidade, associada aos impactos de natureza

antrópica (e.g. poluição tóxica e difusa, eutrofização, degradação da galeria ripícola, extração de inertes, regularização, sedimentação e introdução de espécies exóticas) dificultam a obtenção do Bom Estado Químico e Ecológico e põem em causa o cumprimento da DQA (CORTES *et al.* 2002) - (Figura 1.1).



Figura 1.1. Fatores de perturbação e diminuição da qualidade das águas superficiais (A. Regularização de caudais; B. poluição tóxica; C. eutrofização; D. corte da vegetação ripícola).

Na nova visão incorporada pela DQA, mais ecocêntrica, a classificação do estado ecológico baseia-se nos seguintes indicadores (Figuras 1.2, 1.3 e 1.4) (INAG 2009):

1) Elementos de qualidade biológica;

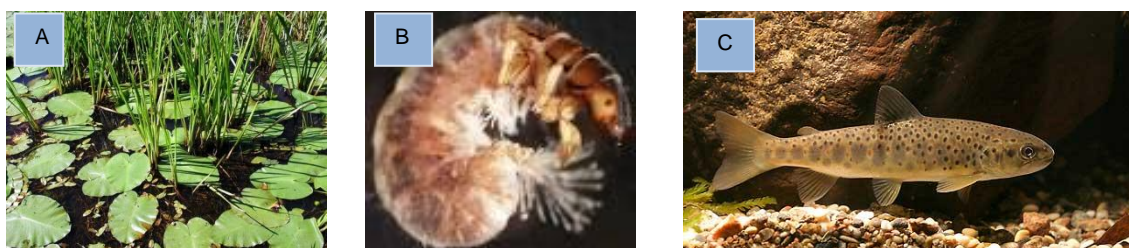


Figura 1.2. Elementos de qualidade biológica (A. Plantas; B. Invertebrados; C. Peixes).

2) Elementos químicos e físico-químicos de suporte dos elementos biológicos, incluindo elementos físico-químicos gerais e poluentes descarregados em quantidades significativas, designados por poluentes específicos;



Figura 1.3. Poluentes específicos descarregados em rios.

3) Elementos hidromorfológicos de suporte dos elementos biológicos.



Figura 1.4. Elementos hidromorfológicos de suporte dos elementos biológicos (A. Vegetação ripícola; B. Condições de escoamento, C. ligação a massas de água subterrâneas)

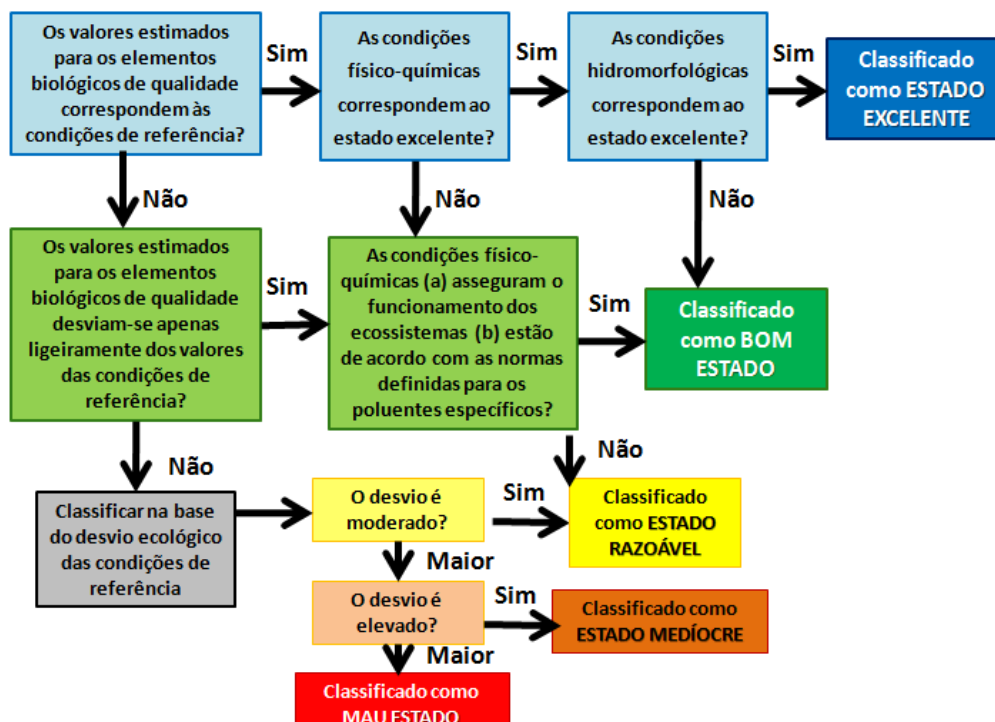


Figura 1.5. Relação entre os elementos de qualidade, elementos biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos, que interferem na classificação do Estado Ecológico (INAG 2009).

O Estado Ecológico é expresso nas classes: Excelente, Bom, Razoável, Medíocre e Mau. Para efeitos de comunicação gráfica, a estas classes correspondem respetivamente as cores azuis, verde, amarelos, laranja e vermelho (Figura 1.5).

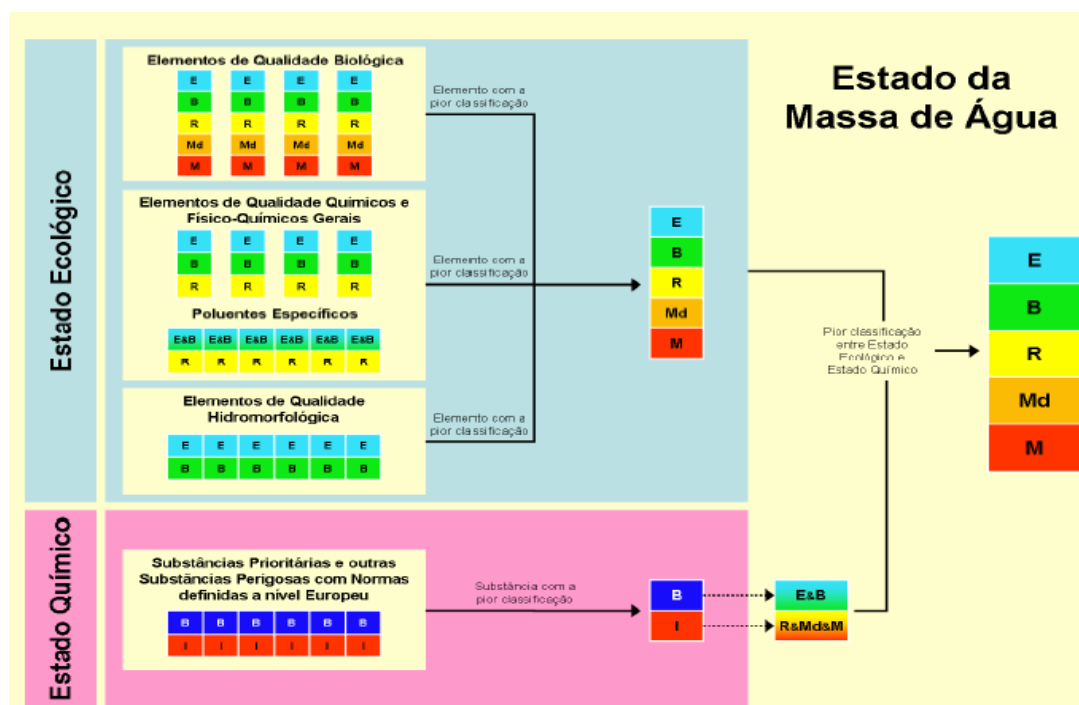


Figura 1.6. Esquema conceptual do sistema de classificação no âmbito da Diretiva-Quadro da Água/Lei da Água (adaptado de INAG 2009).

Na Figura 1.6 está representado, de forma esquemática, o sistema de classificação assim como os diferentes elementos de qualidade que devem ser combinados para classificar o Estado Ecológico, o Estado Químico e obter o Estado da massa de água de superfície. A Diretiva requer que o Estado Ecológico de uma massa de água seja sempre determinado pelo elemento de qualidade ecológica que apresente a pior classificação. Este princípio é designado por **one out – all out** (INAG 2009).

Em Portugal, a implementação do Programa Nacional de Barragens com Elevado Potencial Hidroelétrico (PNBEPH) vai afetar de sobremaneira a qualidade ambiental dos ecossistemas, especialmente na região Norte. De facto, nos 3 afluentes mais importantes da margem direita do rio Douro, os rios Tâmega, Tua e Sabor, estão já em construção barragens que irão reduzir severamente, o habitat disponível para a sobrevivência de muitas espécies, cuja distribuição natural está confinada aos setores médios e terminais de rios. Por isso, nos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica é fundamental que esteja incorporada a integração de interesses nacionais tão diversos como a articulação da política energética (e.g. 7 000 MW de potência instalada com as

barragens), com a qualidade ambiental das águas superficiais. O abandono da construção do Aproveitamento Hidroelétrico de Padroselos no rio Beça (que faria parte da denominada Cascata do Tâmega) surgiu na sequência da descoberta de populações de espécies autóctones ameaçadas, que usufruem de estatuto de conservação (o caso do mexilhão-de-rio *Margaritifera margaritifera*). Paralelamente, a Declaração de Impacte Ambiental (DIA) destes empreendimentos incorpora medidas minimizadoras e compensatórias para habitats e espécies ameaçadas. No entanto, nos dias de hoje, permanecem ainda muito pouco esclarecidos e estudados aspetos da bio-ecologia destas espécies, cuja conservação só poderá ter sucesso caso exista informação mais detalhada e credível decorrente da avaliação ambiental orientada para espécies-alvo e especialmente para os ecossistemas onde estão integradas. Para tal, é fundamental o domínio de diversas tecnologias ambientais, que permitam a avaliação da qualidade ambiental dos ecossistemas, entre as quais assumem destaque, por exemplo, as análises físico-químicas e microbiológicas da água e sedimentos, a avaliação hidromorfológica de habitats e o estudo dos elementos biológicos e sua relação com o ambiente. Num patamar superior a monitorização, com a definição de métricas responsivas à degradação ambiental, permitirá, no futuro, identificar os locais perturbados e facilitar a definição de medidas adequadas à correta gestão de habitats e espécies. Todas as metodologias empregues deverão estar enquadradas na legislação.

1.2. ELEMENTO BIOLÓGICO: Macroinvertebrados - bivalves de água-doce

A diversidade dos bivalves de água-doce reflete-se em três aspetos fundamentais: 1) ciclo de vida; 2) estrutura sexual das populações e 3) longevidade. No que respeita ao ciclo de vida, as espécies exóticas (e.g. *Corbicula fluminea*), possuem uma larva que é largada na coluna de água permitindo uma dispersão mais eficaz em habitats caracterizados por águas calmas com correntes fracas (Figura 1.7).

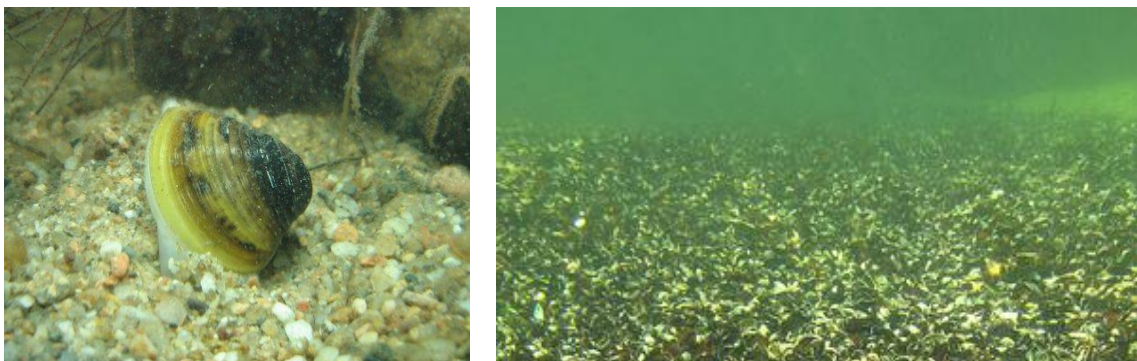


Figura 1.7. Ameijoia-asiática (*Corbicula fluminea*), espécie exótica presente em Portugal.

Segundo ARAÚJO *et al.* (1993) estas larvas são retidas no interior do progenitor até uma fase mais avançada do seu desenvolvimento, permitindo deste modo minimizar as perdas de bivalves juvenis para jusante. No entanto, espécies da ordem UNIONOIDA (náíades) vivem em muitos cursos de água com corrente, pelo que o tipo de reprodução anteriormente referido não é o mais eficaz, tendo aperfeiçoado uma adaptação admirável que passa pelo desenvolvimento de uma larva parasita (Figura 1.8). As larvas deste grupo, designadas por gloquídeos, são parasitas obrigatórias de peixes, por um período de tempo muito variável.

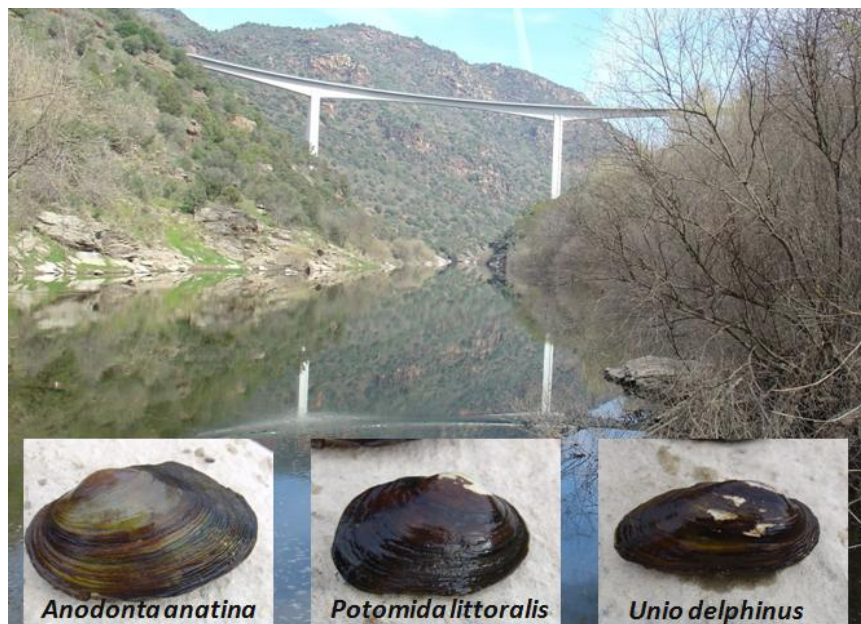


Figura 1.8. Náíades presentes no Baixo Sabor (Meirinhos).

Segundo ELLIS *et al.* (1978) o período de tempo que os gloquídeos se fixam às brânquias dos peixes varia de alguns dias até um máximo de 10 meses.

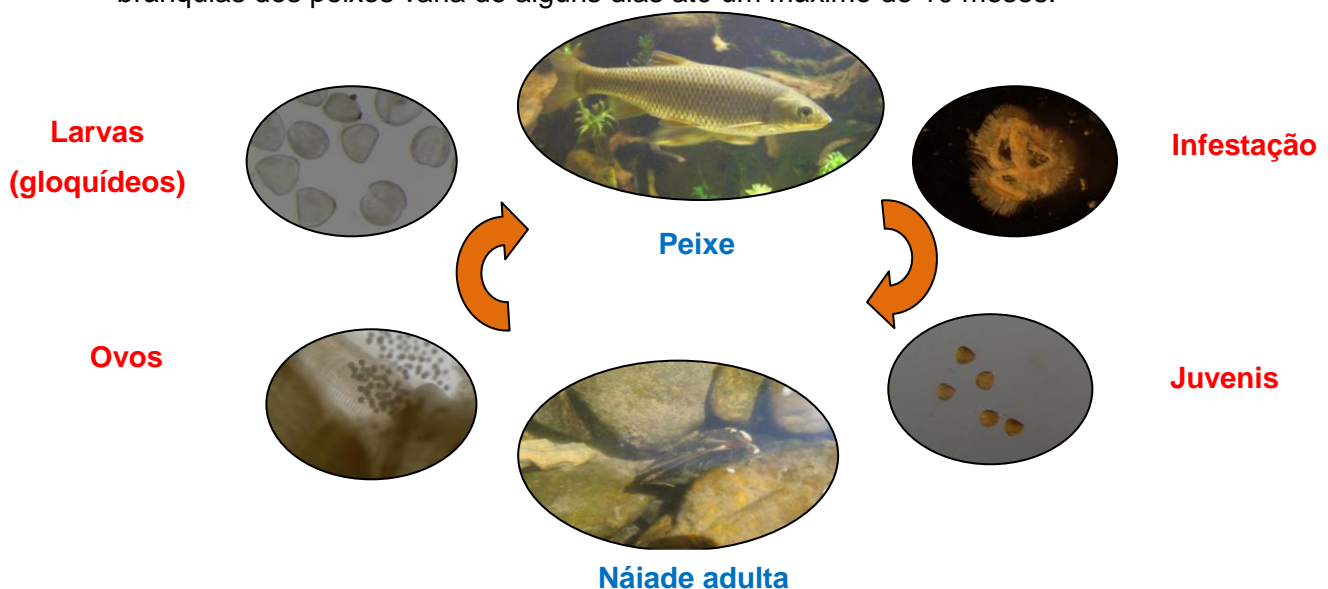


Figura 1.9. Ciclo de vida da náíade *Unio delphinus*.

Durante o período em que os gloquídeos se encontram enquistados no peixe, sofrem uma metamorfose, transformando-se assim em bivalves juvenis (Figura 1.9). Esta relação *parasita-hospedeiro* varia com as espécies. Assim sendo, há náíades que parasitam várias espécies de peixes, enquanto outras são mais específicas, como é o caso da *Margaritifera margaritifera* que parasita apenas peixes da família Salmonidae (ALTABA & LÓPEZ 2001; ARAÚJO *et al.* 2001).

Esta estratégia permite assim uma dispersão mais eficaz dos bivalves, podendo assim ser colonizados locais muito distintos em regiões a montante da ocorrência dos seus progenitores (REIS 2006).

Ao nível da estrutura sexual das populações verifica-se que ocorre hermafroditismo na ordem VENEROIDA. De acordo com BURKY (1983), algumas espécies da ordem VENEROIDA (*e.g.* *Corbicula fluminalis*) começam por ser hermafroditas, evoluindo para fêmeas ao longo da sua vida. No entanto, a maioria das náíades (UNIONOIDA) são dióicas, sendo a população composta por machos e fêmeas. O processo de reprodução destes organismos resume-se à libertação dos gâmetas masculinos para a água sendo posteriormente captados por uma fêmea que fertiliza os seus óvulos. Algumas espécies como *M. margaritifera* podem também ser hermafroditas (BAUER 1988).

Relativamente à longevidade, os bivalves da ordem VENEROIDA vivem poucos anos e crescem depressa. No caso da família Sphaeriidae, os organismos têm um ciclo de vida anual, mas as espécies pertencentes à família Corbiculidae possuem uma longevidade maior. Já os bivalves pertencentes à ordem UNIONOIDA possuem uma longevidade considerável e um crescimento mais lento.

Dentro do grupo dos bivalves de água-doce, os mexilhões de água-doce (Mollusca, Bivalvia, Unionoidea) são provavelmente o grupo de animais mais ameaçado e aquele que apresenta maior perigo de extinção (BOGAN 1993; WILLIAMS *et al.* 1993; NEVES *et al.* 1997; STRAYER *et al.* 2004). Estima-se que até aos anos 1990 houve uma queda de mais de 90% das populações Europeias destes organismos (BAUER 1988), uma tendência que obviamente se manteve ou aumentou até aos nossos dias. Entre elas, a espécie de mexilhão-de-água doce *Margaritifera margaritifera* (LINNAEUS 1758) encontra-se muito ameaçada a nível nacional e mundial, estando classificada como "Em Perigo" pelo Livro Vermelho da IUCN (2006). Como já foi referido, as populações de náíades, estão intimamente relacionadas com a ictiofauna. No entanto, ainda não são conhecidas as espécies piscícolas de Portugal que funcionam como hospedeiros efetivos destes bivalves. A fauna piscícola do Norte de Portugal é

composta por várias espécies autóctones, residentes e migradoras e por espécies exóticas ou introduzidas. As principais espécies autóctones residentes estão distribuídas pelas famílias: 1) Salmonidae, caso da truta-do-rio (*Salmo trutta*); 2) Cyprinidae, caso do escalo (*Squalius carolitertii*), do bordalo (*Squalius alburnoides*) do barbo (*Luciobarbus bocagei*), da boga (*Pseudochondrostoma duriense*) e do ruivaco (*Achondrostoma oligolepis*); 3) Cobitidae como verdemã-do-norte (*Cobitis calderoni*). Entre as espécies migradoras, destacam-se as famílias 1) Salmonidae, caso do salmão (*Salmo salar*) e truta marisca (*Salmo trutta*); 2) Petromyzontidae, caso da lampreia (*Petromyzon marinus*) 3) Anguillidae, caso da enguia (*Anguilla anguilla*) e 4) Mugilidae, caso da tainha (*Mugil cephalus*) (Figura 1.10).

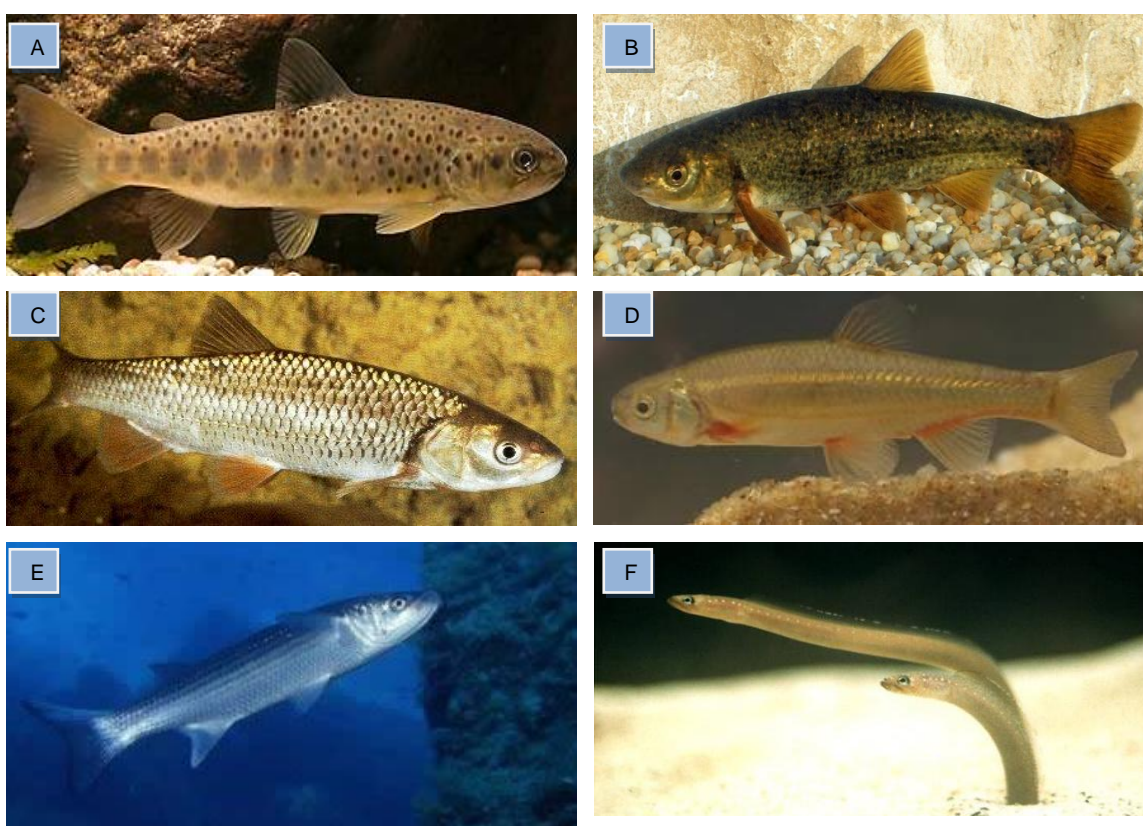


Figura 1.10. Espécies piscícolas autóctones, residentes e migradoras (A- Truta-de-rio; B- Boga; C- Escalo; D- Ruivaco; E- Tainha; F- Enguia).

As espécies exóticas pertencem às famílias Centrarchidae, caso do achigã (*Micropterus salmoides*) e da perca-sol (*Lepomis gibbosus*), Poeciliidae, como o peixe-mosquito (*Gambusia holbrooki*), Cyprinidae, como o góbio (*Gobio lozanoi*) e a carpa (*Cyprinus carpio*) e Esocidae, caso do Lúcio (*Esox lucius*) (Figura 1.11). Com o Programa Nacional de Barragens com Elevado Potencial Hidroelétrico (PNBEPH) os setores médios e terminais dos rios Sabor, Tua e Tâmega irão sofrer modificações significativas, sendo previsível um declínio nas espécies piscícolas autóctones e nas

populações viáveis de bivalves. As consequências do declínio catastrófico deste grupo faunístico, levam à perda de espécies, presentes em muitos nichos ecológicos com elevada abundância (na ordem das centenas de mexilhões por metro quadrado), e especialmente a modificações no funcionamento dos ecossistemas fluviais, uma vez que desempenham um papel fulcral no processamento de partículas em suspensão, transformação de nutrientes e dinâmica de sedimentos (VAUGHN & HAKENKAMP 2001).

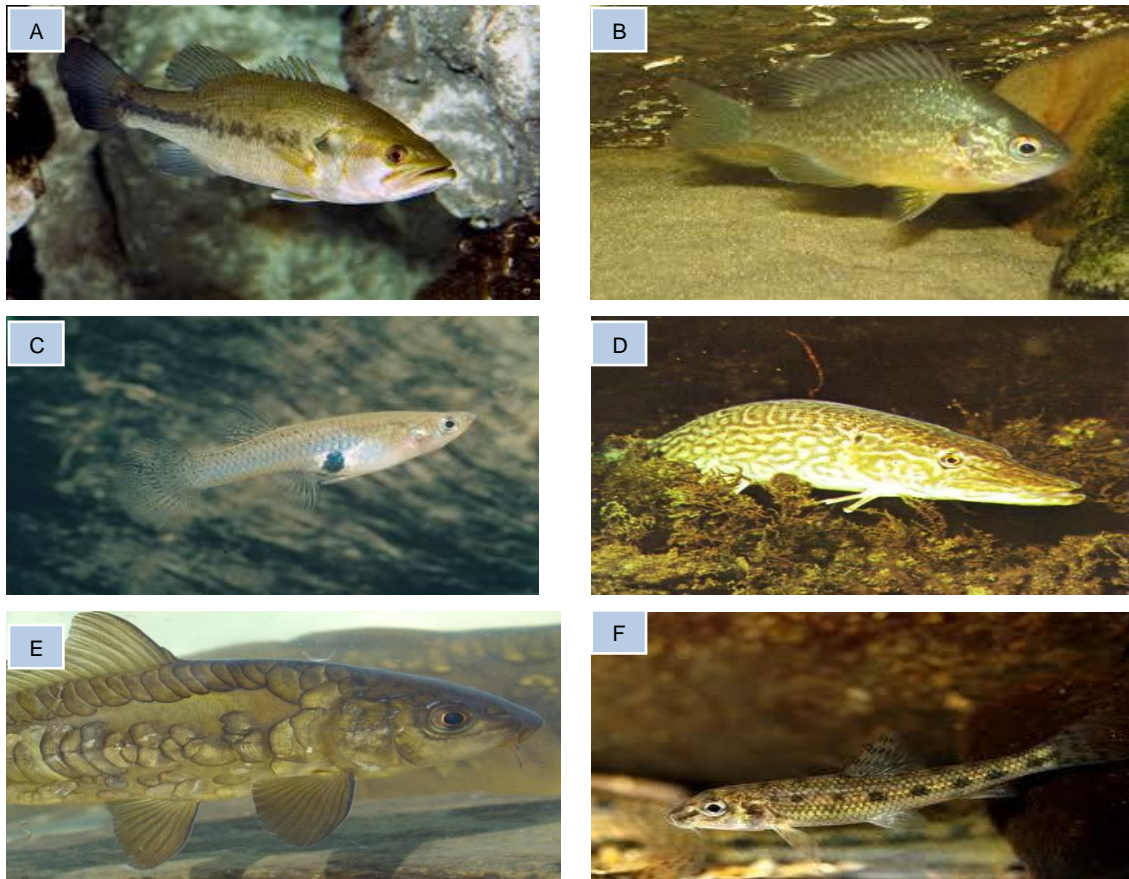


Figura 1.11. Espécies piscícolas exóticas (A- Achiçã; B -Perca-sol; C- Gambúsia; D- Lúcio; E- Carpa; F- Góbio).

A forte redução do habitat dos bivalves de água doce e o desaparecimento de algumas espécies hospedeiras torna essencial a avaliação das condições ambientais onde estes organismos ocorrem naturalmente de modo a assegurar a sua sobrevivência nestes ecossistemas. Algumas medidas de compensação previstas (e.g. M.C. 10 do Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo Sabor) equacionam a translocação e respetiva monitorização de algumas populações para outras áreas da bacia alargada que usufruam de condições ambientais similares, prevendo ainda a reabilitação de pequenos setores com recurso a obras de bioengenharia, caso seja necessário.

1.3. OBJETIVOS E ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Este trabalho pretendeu contribuir para o conhecimento das condições ambientais presentes em diferentes cursos de água da bacia hidrográfica do rio Sabor e mais especificamente visou contribuir para a conservação de bivalves de água doce ameaçados pelo impacto ambiental decorrente da regularização de rios. Os objetivos mais específicos deste estudo foram:

1. Caracterizar o *status* ecológico e determinar a integridade biótica de cursos de água, distribuídos ao longo da bacia hidrográfica do rio Sabor (rios Fervença, Penacal, Igrejas, Onor, Maçãs, Angueira e ribeiras de Vilariça e de Zacarias) com base nas características abióticas (qualidade da água, habitat) e bióticas (comunidades de macroinvertebrados) mensuradas nos ecossistemas aquáticos;
2. Contribuir para um conhecimento mais aprofundado da bio-ecologia dos mexilhões-de-água doce, espécies-chave no funcionamento dos ecossistemas lóticos dos setores médio e terminais das bacias hidrográficas dos rios Sabor, Tua e Tâmega ameaçadas por um conjunto de fatores no qual se destaca a regularização decorrente da construção dos Aproveitamentos Hidroelétricos do Baixo Sabor (AHBS), de Foz Tua (AHFT) e da Cascata do Tâmega, que envolvem a construção de 6 barragens de grandes dimensões.

Esta dissertação está organizada em 4 capítulos, correspondendo o primeiro (capítulo 1) à presente introdução na qual é feita, para além de uma definição dos objetivos, uma abordagem à Diretiva Comunitária DQA que estabelece critérios para a avaliação ambiental e melhoria do estado ecológico para a determinação da correta gestão das massas de água. Neste capítulo é ainda feita uma caracterização sucinta dos bivalves de água doce e quais as suas principais ameaças. Os dois capítulos seguintes (capítulos 2 e 3) são apresentados sob a forma de artigos científicos, tendo a seguinte designação:

CAPÍTULO 2: Avaliação Ecológica de Impactos Ambientais nos Ecossistemas Lóticos da Bacia Hidrográfica do Rio Sabor (Bacia do Douro, NE Portugal)

CAPÍTULO 3: Bio-Ecologia das Populações de *Unio delphinus*, *Potomida littoralis* e *Anodonta anatina* dos Rios Tâmega, Tua e Sabor (Bacia do Douro, Portugal).

No capítulo 4 é feita a conclusão de todo o trabalho, baseada nos vários estudos parcelares e apresentados separadamente nos capítulos 2 e 3.

BIBLIOGRAFIA

- ALTABA, C.R. & M.A. LÓPEZ. 2001. El pez fraile es hospedador de la náyade *Margaritifera auricularia*. *Quercus* 183: 6-7.
- ARAUJO, R., D. MORENO & M.A. RAMOS. 1993. The asiatic clam *Corbicula fluminea* (Müller 1774) (Bivalvia: Corbiculidae) in Europe. *American Malacological Bulletin* 10: 39-49.
- BAUER, G. 1988. Threats to the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. in Central Europe. *Biological Conservation*, **45**, 239 - 253.
- BURKY, A.J. 1983. Physiological ecology of freshwater bivalves. In the mollusca, vol. 6-Ecology. Pp 281-327. Academic Press.
- BOGAN, A.E. 1993. Freshwater bivalve extinctions (Mollusca: Unionoida): a search for causes. *American Zoologist* **33**, 599 - 609.
- CORTES R.M.V., PINTO P., FERREIRA M.T. & MOREIRA I. 2002b. Qualidade biológica dos ecossistemas fluviais. In: Ecossistemas aquáticos e ribeirinhos. Ecologia, Gestão e Conservação. Moreira I, Ferreira M.T., Cortes R., Pinto P., Almeida P.R. (eds). Instituto Da Água 2002. Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente.
- ELLIS, A. 1978. British freshwater mollusca. Academic Press, London.
- INAG, I.P. 2009. Critérios para a classificação do estado das massas de água superficiais- Rios e Albufeiras Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- IUCN, 2006. 2006 IUCN Red List of Threatened species. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- NEVES, R.J.; BOGAN, A.E.; WILLIAMS, J.D.; AHLSTEDT, S.A.; HARTFIELD, P.W. 1997. *Status of aquatic mollusks in the Southeastern United States: A downward spiral of diversity*. In: *Aquatic Fauna in Peril: The southeastern perspective*, editado por G.E. Benz e D.E. Collins. (Eds) Decatur, Southeast Aquatic Research Institute, Special Publication 1, pp. 43-85
- REIS, J. 2006. Atlas dos Bivalves de Água Doce em Portugal Continental. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa. 130 pp.
- STRAYER, D.L.; DOWNING, J.A.; HAAG, W.R.; KING, T.L.; LAYZER, J.B.; NEWTON, T.J.; NICHOLS, S.J. 2004. Changing perspectives on pearl mussels, North America's most imperiled animals. *BioScience*, **54**, 5, 429 - 439.

VAUGHN, C.C. & HAKENKAMP, C.C. 2001. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, **46**, 1431 - 1446.

WILLIAMS, J.D.; WARREN, M.D.; CUMMINGS, K.S.; HARRIS, J.L.; NEVES, R.J. 1993. Conservation status of freshwater mussels of the United States and Canada. *Fisheries*, **18**, 9, 6 - 22.

CAPÍTULO 2: AVALIAÇÃO ECOLÓGICA DE IMPACTOS AMBIENTAIS NOS ECOSISTEMAS LÓTICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SABOR (BACIA DO DOURO, NE PORTUGAL)

RESUMO

Durante a primavera/verão de 2010 e 2011 e o outono/inverno de 2010 foi avaliada a integridade ecológica do rio Sabor e de vários afluentes, em 35 locais de amostragem distribuídos pelos rios Fervença, Penacal, Maçãs, Angueira, Azibo, Onor, Igrejas e ribeiras de Vale de Moinhos, Vilariça e Zacarias. Através da análise integrada de vários parâmetros abióticos (qualidade da água e dos habitats aquáticos e ribeirinhos) e bióticos (comunidade de macroinvertebrados), ficou patente que os cursos de água do Alto Sabor usufruem de melhor qualidade biológica (*i.e.* baseado em métricas como a biodiversidade, % EPT, índices bióticos) quando comparados com troços localizados no Baixo Sabor. Nos setores de cabeceira destes sistemas aquáticos a influência antropogénica é diminuta e ocorre uma apreciável heterogeneidade de microhabitats aquáticos e ribeirinhos que, associada à boa qualidade da água, garantem condições ambientais adequadas à diversidade detetada nas comunidades de macroinvertebrados. Em contraste, foram identificados diferentes fenómenos de perturbação nos setores do Médio e Baixo Sabor, caso de impactos relacionados com agregados rurais e urbanos, como a agropecuária (*i.e.* explorações do vale da Vilariça), a presença e expansão de espécies exóticas invasoras (*e.g.* *Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus clarkii*, *Corbicula fluminea*) e obras de regularização de caudais (*i.e.* mini-hídricas da S. Serrada e de Gimonde). A atual construção do Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo Sabor – AHBS, responsável por duas albufeiras com 60 Km extensão (a albufeira principal e a do contra-embalse) irá, certamente, afetar o funcionamento deste ecossistema aquático e contribuir para um cenário dominado pela diminuição da integridade ecológica. A conservação e/ou recuperação de zonas de referência nos troços de cabeceira e afluentes da bacia do Sabor implica definir um conjunto de medidas de mitigação e reabilitação das zonas perturbadas de modo a garantir a qualidade ecológica que assegure a preservação de espécies autóctones, aquáticas, como invertebrados (*e.g.* mexilhões - *Unio delphinus*, *Potomida littoralis*, *Anodonta anatina* e libélulas - *Macromia splendens*, *Gomphus graslinii*), peixes (*e.g.* *Pseudochondrostoma duriensis*, *Squalius carolitertii*, *Cobitis calderoni*) e espécies terrestres (*e.g.* plantas, anfíbios e aves).

Palavras-chave: *integridade ecológica, qualidade da água, habitats, invertebrados*

ABSTRACT

During spring/summer season of 2010 and 2011 and autumn/winter season of 2010, the ecological integrity was evaluated in the River Sabor, and several affluent, such as Fervença, Penacal, Maçãs, Angueira, Azibo, Onor, Igrejas rivers and Vale de Moinhos, Vilariça, and Zacarias streams, namely in 35 sampling sites. Through cumulative analyses different abiotic (e.g. water quality, aquatic and riparian habitats) and biotic (e.g. macroinvertebrate communities) it was clear that water courses from Upper Sabor (headwater streams of the upper part of Sabor basin) showed a better ecological quality (i.e. taxonomic richness, biodiversity, %EPT and biotic indexes) when compared with sites located in the Lower Sabor (downstream rivers and affluent). In the headwater streams the anthropogenic influences were lower and it was found a higher heterogeneity of aquatic and riparian habitats, linked to the good water quality (e.g. lower temperature, salt and nutrient, like nitrogen and phosphorous, contents; higher dissolved oxygen), which guarantee the adequate environmental conditions to the occurrence of a bigger diversity of the macroinvertebrate communities. In opposition, it was identified different disturbance phenomena in the Intermediate and Lower Sabor, related with impacts mainly derived from urban and rural zones and from livestock and intensive agriculture (i.e. Vale da Vilariça). Furthermore the increase of exotic invasive species (e.g. *Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus clarkii*, *Corbicula fluminea*) and the big hydroelectric dam, named Aproveitamento Hidroeléctrico do Baixo Sabor (AHBS), will contribute, in the future, to the diminishing of ecological integrity of aquatic ecosystems. The conservation and/or recovery of references zones in the headstream of main river (River Sabor) and in the affluent, implies the definition of different mitigation and rehabilitation measures of disturbed zones in order to assure the ecological quality to promote the higher biodiversity and the preservation of aquatic, like invertebrates (e.g. mussel populations - *Unio delphinus*, *Potomida littoralis*, *Anodonta anatina*, dragonflies - *Macromia splendens*, *Gomphus graslinii*), and fish (e.g. *Squalius carolitertii*, *Pseudochondrostoma duriense*, *Cobitis calderoni*) and terrestrial (such plants, reptile, amphibian and avian populations) autochthonous species.

Key-words: *ecological integrity, water quality, habitats, invertebrate communities*

INTRODUÇÃO

Aproximadamente 95% das espécies conhecidas no mundo são invertebrados. Entre eles encontram-se os macroinvertebrados (organismos com dimensão superior a 0,5 mm). Habitam essencialmente na zona bentónica de sistemas lóticos e lênticos, durante a maior parte do seu ciclo de vida e compreendem uma diversidade de espécies distribuídas por vários grupos taxonómicos, como sejam os anelídeos, moluscos, crustáceos, aracnídeos e principalmente insetos. A capacidade para colonizar ambientes tão diversos resulta de estratégias de vida peculiares. Por exemplo, o ciclo de vida dos insetos aquáticos pode ser multivoltino (mais de uma geração por ano), univoltino (uma geração por ano) ou semivoltino (uma geração em cada 2 a 3 anos). Perante situações de stress, um mosquito (Ordem Diptera, Família Chironomidae) pode “acelerar” as metamorfoses e eclodir para o espaço aéreo em dias, enquanto um inseto da família Corydalidae (Ordem Neuroptera) pode levar 4 ou 5 anos para completar o seu ciclo de vida.

A flora e a fauna presentes num sistema aquático são influenciadas por um conjunto de fatores (e.g. uso do solo, geologia, clima) que interferem no ambiente físico-químico da massa de água através de diferentes processos (e.g. regime hidrológico, input de nutrientes, sedimentos). Por isso a qualidade do habitat é um dos fatores mais importantes no sucesso de colonização e estabelecimento das comunidades biológicas em ambientes dulçaquícolas (OLIVEIRA & CORTES 2005) (Figura 2.1).

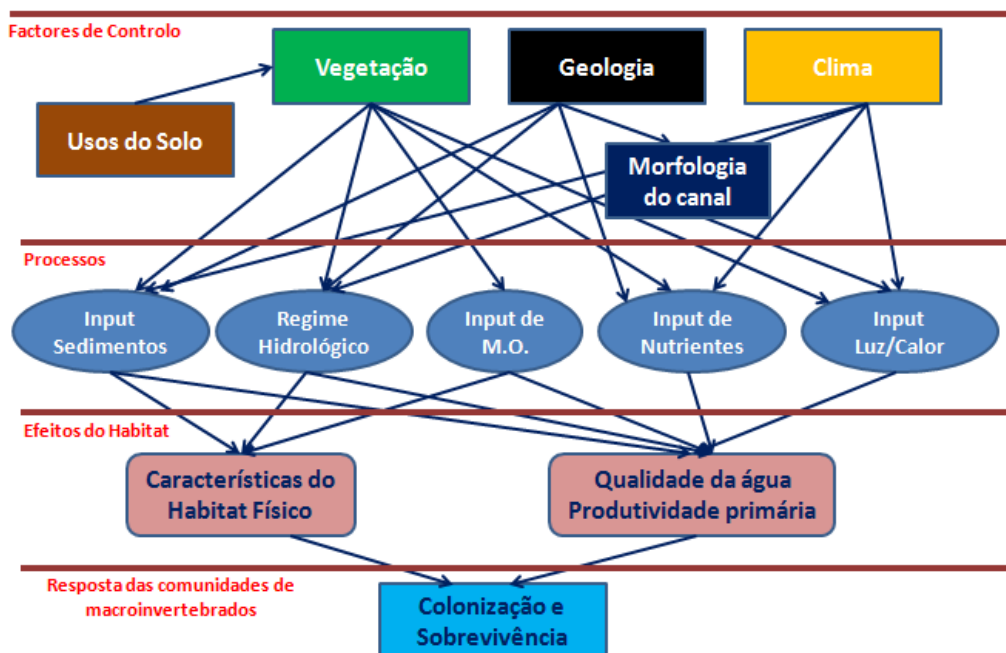


Figura 2.1. Fatores de controle, processos e efeitos do habitat na resposta das comunidades de macroinvertebrados.

Os macroinvertebrados aquáticos são uma comunidade-chave nos sistemas fluviais ao desempenharem um papel fulcral na cadeia alimentar, seja no processamento da matéria orgânica de origem vegetal (e.g. macrófitos, folhas) seja como fonte de alimento da íctiofauna (VIDAL-ABARCA GUTIERREZ *et al.* 1994, HAUER & RESH 1996).

A integridade ecológica de um ecossistema é fortemente afetada pela poluição e/ou a degradação do ambiente que, para situações críticas, pode exceder a capacidade dos organismos vivos em “assimilar” tais perturbações (e.g. nível de contaminantes). São conhecidos os diferentes graus de tolerância à poluição por parte dos macroinvertebrados que, por tal motivo, são amplamente utilizados como bioindicadores da qualidade ecológica de sistemas aquáticos (CORTES 1992; CORTES *et al.* 2002a, 2008; Oliveira 2006). De facto, em sistemas lóticos, estas comunidades apresentam vantagens relativamente a outros grupos faunísticos (e.g. peixes, bactérias, plantas) uma vez que: 1) apresentam padrões de migração limitados; 2) são ubíquos; 3) permanecem na proximidade do substrato, não podendo por isso escapar à poluição como acontece com os peixes e aves (possuem padrões de dispersão reduzidos); 4) são relativamente grandes e fáceis de amostrar e identificar; 5) as suas comunidades incluem *taxa* com diferentes sensibilidades ao stress ambiental; 6) são a principal fonte de alimento dos peixes; 7) possuem uma diversidade assinalável de regimes tróficos e 8) necessitam de algum tempo para recolonizar um local, pelo que os efeitos de uma perturbação podem ser detetados até várias semanas depois (ALBA-TERCEDOR 1996, FURSE *et al.* 2006).

A Diretiva-Quadro da Água (DQA) pressupõe que as massas de água superficiais dos países membros da Comunidade Europeia deverão atingir, até 2015, não só um bom estado químico como também ecológico (DIRECTIVE 2000/60/CE). No entanto, em Portugal, vários fatores naturais (e.g. períodos de seca prolongada) e principalmente de natureza antrópica (e.g. poluição, eutrofização, cortes excessivos da galeria ripícola, extração de inertes, introdução de espécies exóticas, regularização de caudais e sedimentação) (CORTES *et al.* 2002a) podem por em causa tal desiderato. É neste enquadramento que a identificação de impactes e a monitorização dos cursos de água assume importância vital e estratégica para o país, no sentido de promover as medidas mitigadoras e de reabilitação/restauração necessárias para obter o bom estado ecológico requerido para os sistemas aquáticos. Fazem parte dos objetivos deste trabalho fazer uma avaliação do “status ecológico” de ecossistemas lóticos da bacia hidrográfica do rio Sabor, mediante o estudo da qualidade da água e das comunidades de macroinvertebrados bentónicos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O rio Sabor, afluente da margem direita da bacia hidrográfica do rio Douro (Figura 2.2), tem uma área de 3981 Km² em território nacional, totalmente inserida no Nordeste Transmontano (coordenadas geográficas: entre 41° 13' e 41° 37' de latitude Norte e 6° 42' e 7° 8' de longitude Oeste). Este rio nasce em Espanha e percorre, com orientação dominante NE-SW, uma extensão de aproximadamente 131 Km até atingir a foz. Na bacia do rio Sabor existe uma grande variabilidade fisiográfica e edafo-climática que confere elevada variabilidade nas características dos sistemas aquáticos (Anexo I).

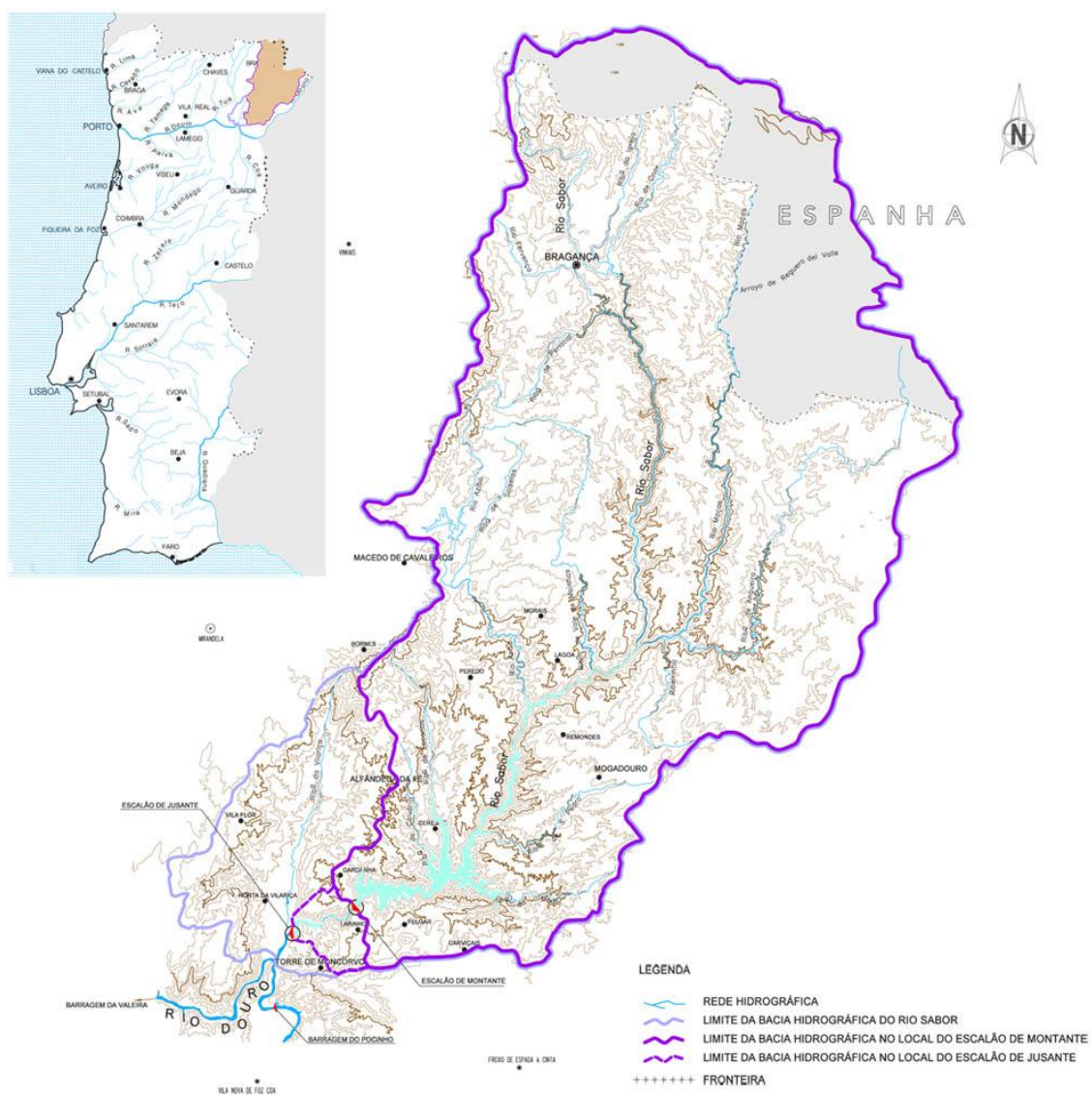


Figura 2.2. Mapa da bacia hidrográfica do rio Sabor, considerando a futura localização do Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo Sabor (AHBS) (Fonte: EDP).

2.2. METODOLOGIA

2.2.1. Localização e caracterização dos troços de amostragem

Neste estudo, foram escolhidos 35 locais de amostragem distribuídos pelos rios Sabor (13 locais de amostragem), Fervença (5), Azibo (3), Penacal (4), Maçãs (2), Angueira (3), Onor (1) e Ribeiras de Vale Moinhos (2), Vilariça (1) e Zacarias (1) (Figura 2.3). Para a seleção dos locais amostrados foi feita, em laboratório, uma análise biofísica prévia de modo a procurar abranger a heterogeneidade derivada da geologia e clima, assim como de impactes resultantes de fenómenos antrópicos que originam variações abióticas e bióticas nos ecossistemas (e.g. uso do solo, barragens, poluição).

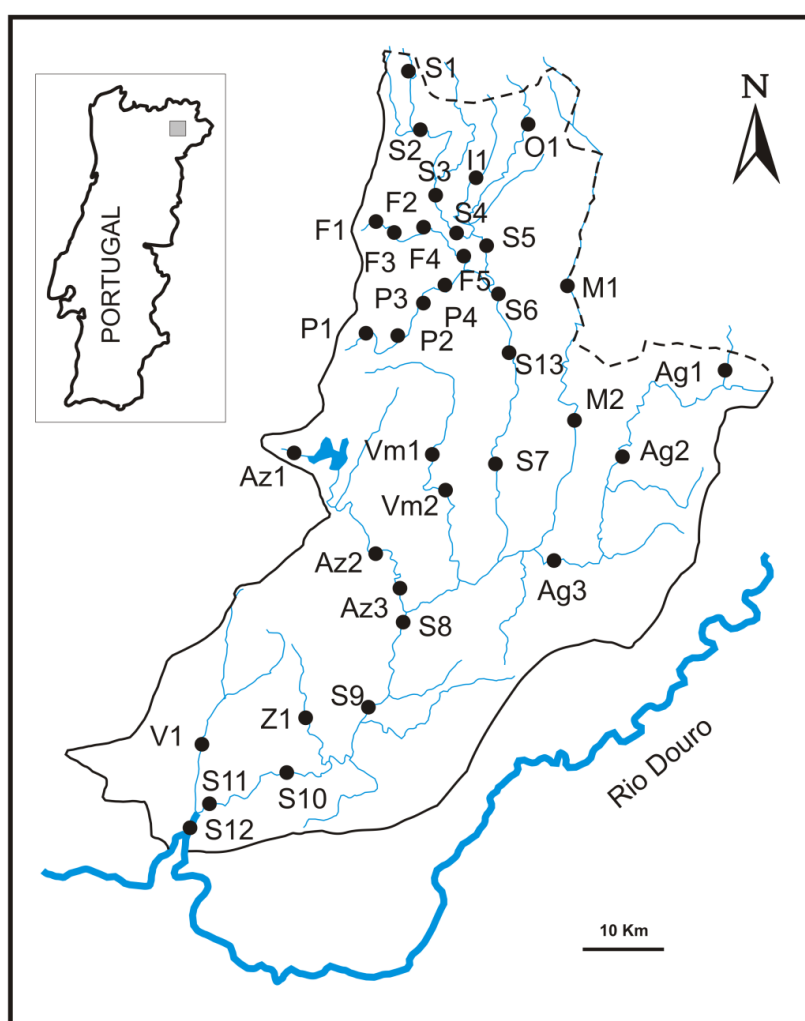


Figura 2.3. Localização dos troços amostrados na bacia do rio Sabor (2010 e 2011).

No **Alto Sabor** (Figura 2.4) predominam cursos de água encaixados na paisagem, cujo declive fomenta uma sequência de rápidos e remansos pronunciada. São também visíveis extensos amieais responsáveis por um elevado ensombramento das linhas de água.



Figura 2.4. Locais amostrados no rio Sabor- Alto Sabor (primavera 2011).

Os cursos de água possuem por norma características oligotróficas, com água pouco mineralizada e uma baixa produtividade primária e secundária (TEIXEIRA 1994, TEIXEIRA *et al.* 2006). Os habitats estão dominados por substratos grosseiros (e.g. blocos, pedras e seixos) em canais que não ultrapassam 8 m e 1,5 m, respetivamente para a largura e profundidade médias. Embora se possam encontrar grandes extensões de rio com boa integridade ecológica, nomeadamente no interior da área protegida (Parque Natural de Montesinho), existem sinais de perturbação derivada por exemplo da regularização de caudais (e.g. barragem da S. Serrada - S1; mini-hídrica de Gimonde - S5), da entrada de escórias de minas (e.g. minas do Portelo - S3) ou sujeitas à entrada de poluentes de zonas rurais e urbanas (e.g. Bragança - S4, S5, S6, S13).

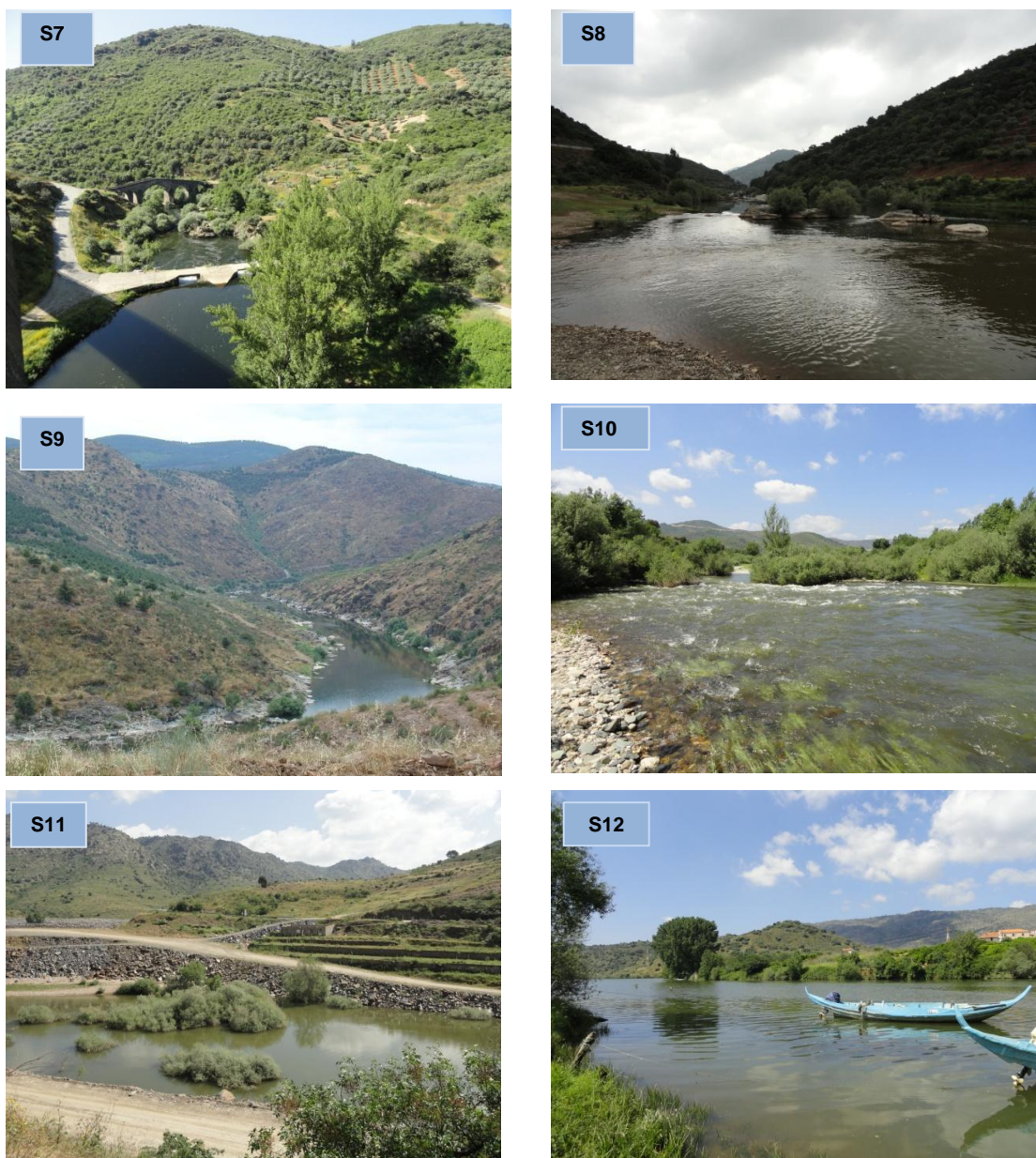


Figura2.5. Locais amostrados no rio Sabor- Baixo Sabor (primavera 2011).

Por sua vez, no Baixo Sabor (S7 a S12, Figura 2.5) alteram-se substancialmente as condições aquáticas e ribeirinhas. A hidromorfologia do rio modifica-se com troços que podem superar 50 m de largura e 3 m de profundidade. As galerias ripícolas são agora mais dispersas e dominadas por salgueiros (*Salix* sp.) e a dependência dos inputs alóctones não é tão patente. Para além do enriquecimento de materiais orgânicos (*i.e.* folhada, troncos, sementes) e inorgânicos (*i.e.* sedimentos), o rio está hoje sujeito a grande pressão antropogénica (*e.g.* agropecuária do vale da Vilariça) e, “amanhã”, ainda mais pelo Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo Sabor (AHBS).

O Rio Fervença é um afluente que atravessa a cidade de Bragança (Figura 2.6).



Figura 2.6. Locais amostrados no rio Fervença (Bacia do rio Sabor, primavera 2011).

Este rio resulta da união de pequenos cursos de água que nascem na Serra da Nogueira e que, mal chegam ao vale de Gostei, começam de imediato a sofrer perturbações nas suas condições ambientais até atingirem o maior grau de perturbação no meio urbano. Tal facto aparece evidente na “Requalificação do Corredor Verde do Rio Fervença” (*i.e.* F2) e pela apreciação das características (*e.g.* sinais de eutrofização) do rio até à confluência com o rio Penacal (*i.e.* F3 a F5).

O Rio Penacal (Figura 2.7) possui, no seu troço de montante, ótimas condições ambientais (P1), típicas de rios de cabeceira (*e.g.* água fria e oxigenada, canal com granulometria heterogénea e fortemente ensombrado). Estas condições vão-se paulatinamente modificando para jusante e na proximidade da foz com o rio Fervença são notórios fenómenos de eutrofização e sedimentação resultante dos inputs de nutrientes e materiais das zonas marginais (P3 e P4). Acresce salientar que na época estival, em parte devido à extração elevada de água para a agricultura, deixa de haver fluxo de água, responsável pela seca de extensões importantes do rio. Tal situação vem incrementar o stress sobre as comunidades de organismos aquáticos levando potencialmente à diminuição ou mesmo eliminação dos táxones mais sensíveis.

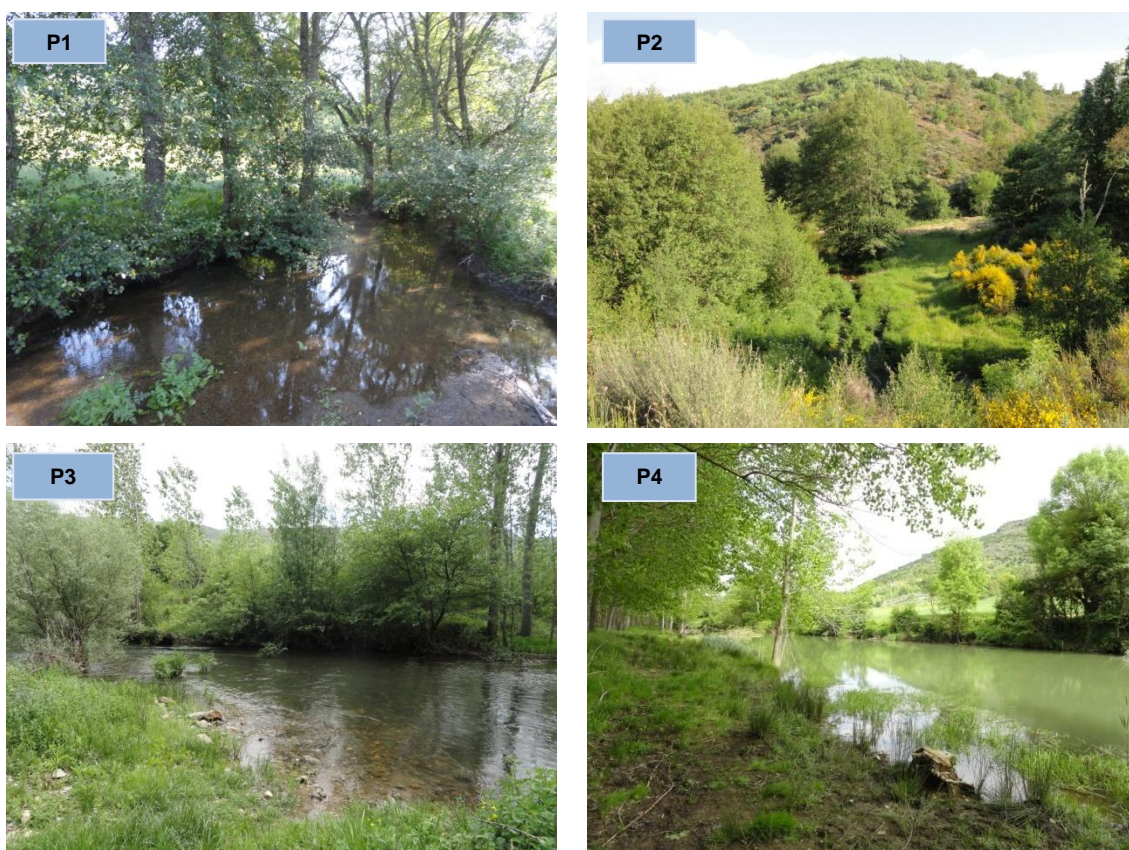


Figura 2.7. Locais amostrados no rio Penacal (Bacia do rio Sabor, primavera 2011).

Os **Rios Igrejas (I1)** e **Onor (O1)** são afluentes situados no Alto Sabor com as características similares à cabeceira doutros cursos de água da região (Figura 2.8).



Figura 2.8. Locais amostrados nos rios Igrejas e Onor (Bacia do rio Sabor, primavera 2011).

No **Rio Maçãs** (Figura 2.9) foram considerados troços da zona média, privilegiando a análise do impacto ambiental decorrente da introdução de 2 espécies de crustáceos.



Figura 2.9. Locais amostrados no rio Maçãs (Bacia do rio Sabor, primavera 2011).

Este curso de água está pouco modificado em termos da sua hidrodinâmica e da zona ripária (*i.e.* M1 e M2), embora potencialmente possam ocorrer desequilíbrios no biota, face ao carácter invasor demonstrado pelas espécies *Procambarus clarkii* e *Pacifastacus leniusculus* (BERNARDO *et al.* 2011) A tipologia e funcionamento energético do Rio Azibo estão profundamente marcados pelo Paisagem Protegida da albufeira do Azibo (Figura 2.10). Em oposição aos cursos de água que abastecem a albufeira (*e.g.* AZ1), os troços de rio situados a jusante da barragem dependem do fluxo de água libertada, com a consequente modificação do regime natural de caudais (no período estival é usual tornar-se um rio temporário) que afetam a área inundada e comunicação do rio com o ecótono ripário.



Figura 2.10. Locais amostrados no rio Azibo (Bacia do rio Sabor, primavera 2011).



Figura 2.11. Locais amostrados no rio Angueira (Bacia do rio Sabor, primavera 2011).

O Rio Angueira (Figura 2.11) percorre no troço inicial uma zona planáltica, sujeita a um uso do solo mais intenso (e.g. explorações agropecuárias), que incorporam uma quantidade assinalável de nutrientes (especialmente azoto e fósforo), visível pelo crescimento abundante de macrófitos aquáticos (i.e. AG1).

A erosão das margens, resultante do corte excessivo da galeria ripícola, motivou ainda a colmatagem do leito do rio (e.g. sedimentação). Paradoxalmente, no setor final do rio as perturbações são menores, fruto de um uso do solo mais silvopastoril (i.e. AG3).

Finalmente, as Ribeiras da Vilariça e de Zacarias (Figura 2.12) são afluentes do setor terminal do rio Sabor com características marcadamente diferenciadas. De facto, a Ribeira de Zacarias (Z1) poderá funcionar como local de referência dado o seu bom estado ecológico (OLIVEIRA *et al.* 2007). Pelo contrário, a Ribeira da Vilariça (V1) acumula todas as pressões decorrentes do uso intensivo do solo, numa zona conhecida pelo potencial para a agricultura (Vale da Vilariça), sendo visível para além da degradação de habitats e margens, a intrusão de espécies exóticas aquáticas (e.g. peixes e invertebrados) e ribeirinhas (e.g. canavial).

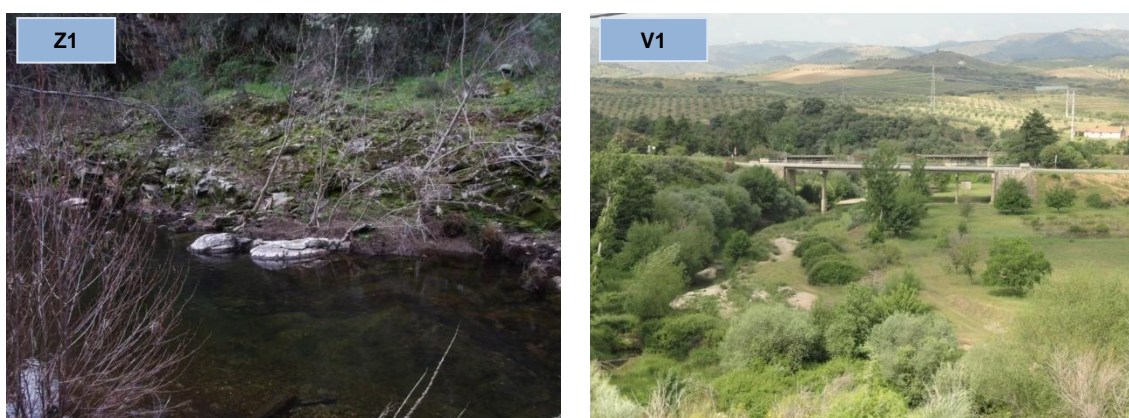


Figura 2.12. Locais amostrados na ribeira de Zacarias e da Vilariça (Bacia do rio Sabor, primavera 2011).

2.2.2. Qualidade físico-química da água

Para a caracterização da qualidade físico-química da água foram recolhidas amostras que foram convenientemente transportadas (i.e. arcas térmicas com temperatura de 4^o C) para a determinação de alguns parâmetros em laboratório (e.g. nitrato e fósforo total). No campo, foram mensurados, através de métodos potenciométricos, os parâmetros temperatura, pH, oxigénio dissolvido (OD), condutividade elétrica e sólidos dissolvidos totais (TDS) (Figura 2.13).

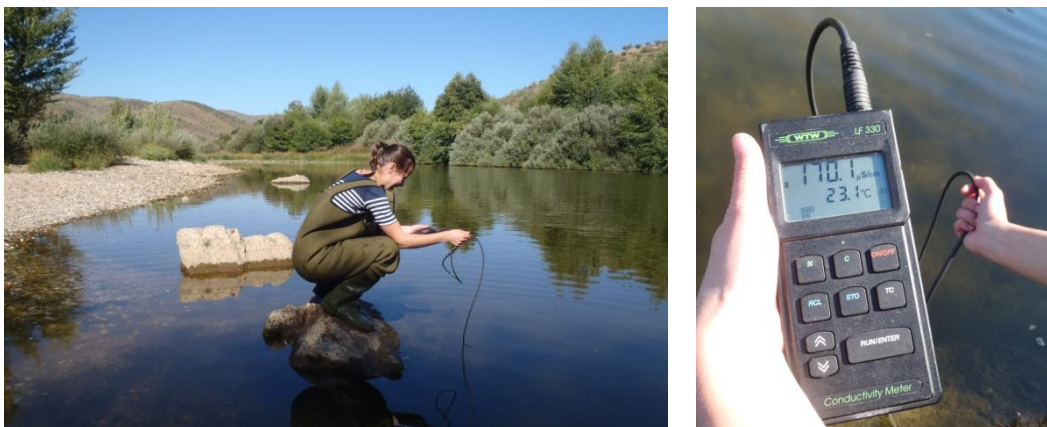


Figura 2.13. Mensuração, *in situ*, de parâmetros físico-químicos no rio Sabor (verão 2011).

A água foi classificada segundo a sua qualidade para usos múltiplos, com base na classificação adotada pelo INAG (DSCP da ex-DGRAH, 1980). A atribuição a cada estação de amostragem de uma das 5 classes consideradas (classes A, B, C, D ou E) foi feita de acordo com os valores de um conjunto de parâmetros, considerando-se como críticos, aqueles que a coloquem na classe de pior qualidade (Anexo II) (Quadro 2.1).

Quadro 2.1. Classes de qualidade da água e seu significado (DSCP da ex-DGRAH, 1980) e cores utilizar em representações cartográficas.

CLASSE	CLASSE DE QUALIDADE
A	Sem poluição Águas consideradas como isentas de poluição, aptas a satisfazer potencialmente as utilizações mais exigentes em termos de qualidade.
B	Fracamente poluído Águas com qualidade ligeiramente inferior à classe A, mas podendo também satisfazer potencialmente todas as utilizações (equivalente à classe 1B francesa).
C	Poluído Águas com qualidade “aceitável”, suficiente para irrigação, para usos industriais e produção de água potável após tratamento rigoroso. Permite a existência de vida piscícola (espécies menos exigentes) mas com reprodução aleatória; apta para recreio sem contacto directo
D	Muito poluído Águas com qualidade “mediocre”, apenas potencialmente aptas para irrigação, arrefecimento e navegação. A vida piscícola pode subsistir, mas de forma aleatória.
E	Extremamente Poluído Águas ultrapassando o valor máximo da classe D para um ou mais parâmetros. São consideradas como inadequadas para a maioria dos usos e podem ser uma ameaça para a saúde pública e ambiental.

2.2.3. Caracterização dos habitats fluviais e ribeirinhos

Para a caracterização dos habitats fluviais e ribeirinhos que permitiu avaliar o estado da galeria ripícola e a morfologia e hidrodinâmica fluvial, recorreu-se à determinação de dois índices adaptados a rios da Península Ibérica (Anexo III e IV):

- 1) Índice de Qualidade do Bosque Ribeirinho - QBR (MUNNÉ *et al.* 1998); e
- 2) Índice de Qualidade do Canal - GQC (CORTES *et al.* 1999)

Nos Quadros 2.2 e 2.3 estão discriminadas as amplitudes de variação consideradas para cada índice e o seu significado ecológico.

Quadro 2.2. Índice QBR- Amplitude das 5 classes de qualidade consideradas.

Amplitude	Classe	Significado em termos de qualidade
≥ 95	I	Cortina ripária sem alterações, estado natural
75 – 90	II	Cortina ripária ligeiramente perturbada, boa qualidade
55 – 70	III	Início de uma importante alteração, qualidade aceitável
30 – 50	IV	Forte alteração, má qualidade
0 – 25	V	Degradação extrema, péssima qualidade

O recurso a índices para caracterização do “estado de saúde” dos habitats aquáticos e ribeirinhos é comum no sentido de padronizar tipos de perturbação face ao declínio decorrente de modificação de origem antrópica, como seja a degradação da vegetação ribeirinha, a construção de açudes, a extração de inertes, as captações de água para irrigação e os fenómenos de eutrofização e poluição que podem ocorrer ao longo dos diferentes ecossistemas aquáticos que fazem parte da bacia hidrográfica do rio Sabor.

Quadro 2.3. Índice GQC - Amplitude das 5 classes de qualidade consideradas.

Amplitude	Classe	Significado em termos de qualidade
≥ 31	I	Canal sem alterações, estado natural
26 – 30	II	Canal ligeiramente perturbado
20 – 25	III	Início de uma importante alteração do canal
14 – 19	IV	Grande alteração do canal
8 – 13	V	Canal completamente alterado (canalizado, regularizado)

2.2.4. Amostragem das comunidades macrobentónicas

A amostragem das comunidades de macroinvertebrados bentónicos baseou-se nos protocolos estabelecidos em Portugal pelo Instituto da Água no âmbito da implementação da Diretiva Quadro da Água (DQA) (INAG 2008a). Aspetos relevantes do protocolo de amostragem aplicados no estudo contemplaram:

Procedimento no campo

- Seleção de troços de 50 m, representativos dos habitats presentes, de modo a incluir no centro uma unidade de erosão (fluxo turbulento) a partir da qual se amostraram as unidades de sedimentação adjacentes (fluxo laminar).
- Amostragem com recurso a uma rede de mão com malha de 0,5 mm (Figura 2.14). Em cada local de amostragem efetuaram-se 6 arrastos, distribuídos de forma proporcional pelos habitats existentes, numa área de 1 m de comprimento por 0,25 m de largura. Foram ainda recolhidos invertebrados fixos ao substrato.
- Acondicionamento das amostras em frascos estanques, devidamente etiquetados no interior e exterior (e.g. data, local), com adição duma solução de formaldeído a 4%, para preservação imediata.
- Foram ainda realizadas fotografias do local e feita uma avaliação pericial sumária.



Figura 2.14. Amostragem da macrofauna bentónica (rede de mão). Rio Mações, verão 2010.

Procedimento laboratorial

- Procedeu-se à triagem dos invertebrados e subsequente preservação em álcool a 70% para posterior identificação até ao nível taxonómico de Família, mediante o uso de um microscópio estereoscópico Olympus SZX10, com zoom de ampliação de 10-132x.
- Identificação feita com base em chaves dicotómicas de macroinvertebrados (e.g. TACHET *et al.* 1981, 2010) complementadas com bibliografia específica para cada grupo faunístico (Figura 2.15)

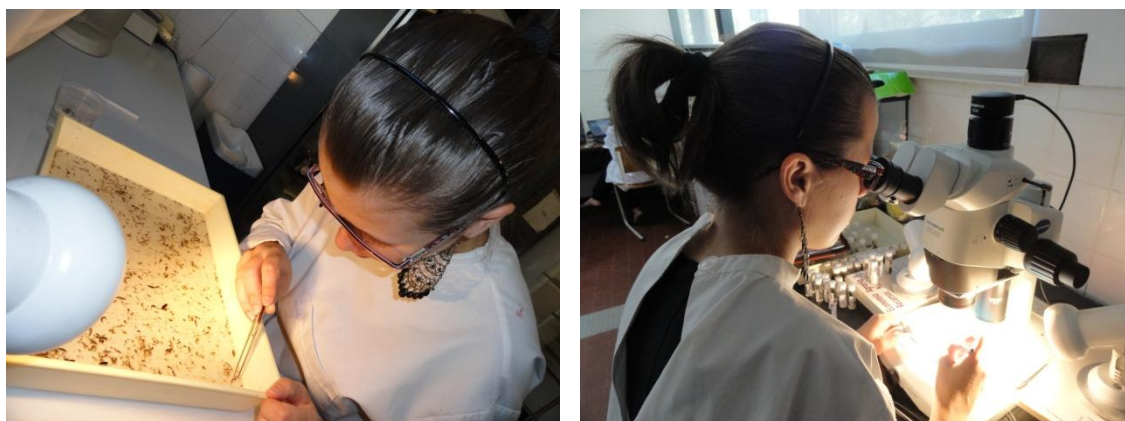


Figura 2.15. Tratamento laboratorial e identificação dos invertebrados bentónicos.

2.2.5. Métricas potencialmente responsivas à degradação ambiental

Para a avaliação ecológica ambiental dos cursos de água foi selecionado um conjunto de métricas e índices que permitiu definir a tipologia das comunidades de invertebrados e determinar os impactes ambientais resultantes dos fenómenos de perturbação encontrados na bacia do rio Sabor. As métricas utilizadas foram:

- a) Número total de indivíduos recolhidos (S) e o número total de famílias (N),** usadas também para o cálculo dos índices de riqueza específica de Margalef, equitabilidade de Pielou e diversidade de Shannon-Wiener.
- b) Composição faunística,** agrupando os organismos em ordens. Assim, para além duma abordagem global (considerando o total de organismos capturados), foi ainda determinada a composição faunística em cada local amostrado, com o intuito de realçar a potencial variabilidade existente na bacia hidrográfica.
- c) %EPT,** correspondente ao somatório das abundâncias relativas de táxones de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, organismos muito sensíveis à degradação

ambiental, e a **%Oligochaeta e %Diptera**, correspondentes aos invertebrados menos sensíveis.

d) Índice de riqueza específica de MARGALEF, (d) (MARGALEF 1958). No presente trabalho o índice de Margalef foi calculado tendo em conta o número de famílias (df) e calculou-se pela expressão:

$$df = (S-1)/\text{Log}(N)$$

e) Índice Biótico IBMWP (ALBA-TERCEDOR & SANCHÉZ-ORTEGA 1988; ALBA-TERCEDOR 2000). Consiste num método rápido e simples para avaliação da qualidade biológica de cursos de água, uma vez que apenas necessita que os organismos sejam identificados até ao nível taxonómico de família. A cada família foi-lhe atribuída uma pontuação (baseada na bio-ecologia), que oscila entre 10 e 1 (Anexo V), segundo um gradiente de menor para maior tolerância à poluição. Obtido o somatório de todas as pontuações, *i.e.* famílias presentes em cada amostra, é classificada a qualidade ambiental do ecossistema aquático, de acordo como as classes definidas no Quadro 2.4.

Quadro 2.4. Amplitudes de variação do índice IBMWP e seu significado.

Amplitude de valores	Classe	Significado
> 100	I	Água limpa
61 – 100	II	Água ligeiramente poluída
36 – 60	III	Água moderadamente poluída
16 – 35	IV	Água muito poluída
<15	V	Água fortemente poluída

f) Índice Português de Invertebrados do Norte IPTI_N (INAG 2009)

Este índice integra diferentes métricas, abaixo definidas, como o n^o de *taxa*, EPT, equitabilidade de Pielou J' (*Evenness*), índice de diversidade de Shannon-Weaner H', IASPT e Sel. ETD que aparecem combinadas na seguinte fórmula:

$$\text{IPTI}_N = N^{\circ} \text{ taxa} * 0,25 + \text{EPT} * 0,15 + \text{Evenness} * 0,1 + (\text{IASPT} - 2) * 0,3 + \text{Log} (\text{Sel ETD} + 1) * 0,2$$

sendo:

- **EPT**: N^o de famílias pertencentes aos Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera;
- **Evenness**: Designado por índice de Pielou ou Equitabilidade, calculado como:

$$E = H' / \ln S \quad \text{em que:} \quad H' - \text{diversidade de Shannon-Wiener}$$

S - número de *taxa* presentes

Ln - logaritmo natural ou neperiano

O índice **Shannon-Wiener** calcula-se pela expressão:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i \quad \text{em que:} \quad p_i = n_i / N$$

n_i- n^o de indivíduos de cada *taxon i*

N- n^o total de indivíduos na amostra

- **IASPT**: ASPT Ibérico, que corresponde ao IBMWP (ALBA-TERCEDOR 2000) dividido pelo número de famílias presentes;
- **Log₁₀ (Sel. ETD+1)** - Log₁₀ de (1 + soma das abundâncias de indivíduos pertencentes às famílias Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae).

Refira-se que no cálculo do índice **IPTI_N** são realizados dois passos de normalização, no sentido de ser expresso em termos de **Rácios de Qualidade Ecológica (RQE)**. Para obter as normalizações é necessário determinar o quociente entre o valor observado e o valor de referência de cada tipo de rio (mediana dos locais de referência). No Anexo VI, são apresentados os valores de referência para as diferentes tipologias de rios de Portugal Continental e os valores das fronteiras entre as classes de qualidade em RQE (INAG 2009).

g) Estrutura Trófica, adaptada da classificação de MERRITT & CUMMINS (1978, 1996) e OLIVEIRA (2006).

Os *taxa* foram agrupados por grupos funcionais, com o objetivo de perceber o funcionamento energético dos ecossistemas aquáticos estudados, nomeadamente quando modificado o padrão de referência por qualquer tipo de perturbação. Os cinco grupos funcionais considerados e abaixo definidos, são classificados tendo por base as adaptações alimentares dos macroinvertebrados bentónicos e das categorias de recursos nutricionais (Quadro 2.5).

Quadro 2.5. Grupos funcionais considerados para as comunidades de macroinvertebrados (adaptado de MERRITT & CUMMINS 1978).

Grupo Trófico	Modo de nutrição preferencial
Detritívoros	Alimentam-se essencialmente de CPOM (matéria orgânica particulada grosseira), previamente condicionada pela atividade dos microorganismos (fungos hifomicetas e bactérias). Da sua atividade resultam partículas de dimensão inferior FPOM (matéria orgânica particulada fina), devido à atividade trituradora e à própria produção de fezes;
Coletores de depósito	A sua dieta baseia-se em FPOM, depositado no leito, resultante da atividade dos detritívoros e do mecanismo da abrasão física determinada pelos caudais verificados no sistema aquático;
Coletores filtradores	Também se alimentam de matéria orgânica particulada fina (FPOM), embora estejam adaptados a capturar a fracção que circula suspensa na coluna de água;
Fitófagos ou raspadores	Alimentam-se preferencialmente de matéria verde elaborada no sistema aquático, como sejam as algas de <i>periphyton</i> ;
Predadores e Parasitas	São os macroinvertebrados que se alimentam de presas vivas ou então são seus parasitas, alimentando-se de fluidos ou tecidos vivos.

f) Índices Tróficos (MERRITT & CUMMINS 1996)

A partir da estrutura trófica procurou-se perceber, pela *via biótica* algumas características dos cursos de água (*e.g.* grau de autotrofia/heterotrofia, estabilidade do canal, importância da faixa ripária, circulação de materiais orgânicos e o controlo *top-down*), baseadas nos rácios seguidamente definidos (Quadro 2.6).

Quadro 2.6. Indicadores das características dos ecossistemas aquáticos baseados nos *ratios* dos grupos funcionais (MERRITT & CUMMINS 1996).

Parâmetro do Ecossistema	Símbolo	Rátios de Grupos Funcionais	Critério de Classificação
Autotrofia/Heterotrofia	Produção/ Respiração (P/R)	$F/(D+CD+CF)$	> 0,75
Importância da Zona Ripária	CPOM/FPOM	$D/(CD+CF)$	> 0,25
Transporte Materiais Orgânicos	FPOM transportada /FPOM bentônica	CF/CD	> 0,50
Estabilidade do substrato	Estabilidade do Canal	$(F+CF)/(D+CD)$	> 0,50
Controlo de predadores (top/down)	Controlo Top/Down	$P/(D+F+CF+CD)$	< 0,15

D- Detritívoros; F- Fitófagos; P- Predadores; CD- Coletores de depósito; CF- Coletores Filtradores.

2.2.6. Tratamento estatístico dos dados

No tratamento estatístico dos dados recorreu-se à análise multivariada, mais propriamente à análise canónica de correspondências (CCA) que permitiu avaliar o grau de associação entre comunidades de macroinvertebrados e as variáveis ambientais determinadas. Na realização da CCA selecionaram-se as variáveis estatisticamente significativas ($P < 0,05$). A significância em termos estatísticos da CCA foi determinada através de um teste de permutação de Monte-Carlo. Os dados foram previamente transformada através de $[\text{Log}(x+1)]$. Na análise CCA usou-se o software Canoco 4.5 (TER BRAAK & SMILAUER 1998).

Recorreu-se igualmente à análise multivariada mediante o uso do software PRIMER 6 (CLARKE & GORLEY 2006), e à técnica Non-Metric MultiDimensional Scaling (NMDS) para análise das comunidades de macroinvertebrados de modo a diferenciar locais de referência *versus* locais perturbados. Para esta análise os dados de abundância foram transformados $[\text{Log}(x+1)]$ e aplicou-se o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis.

3. Resultados

3.1. Qualidade físico-química da água

Os resultados obtidos mostraram uma boa qualidade físico-química da água na maioria dos troços amostrados, nomeadamente na cabeceira dos rios onde foram encontradas águas com temperaturas estivais relativamente baixas ($T < 25\text{ }^{\circ}\text{C}$), com uma boa taxa de oxigenação ($\text{O.D.} > 8,0\text{ mg O}_2/\text{L}$) e teores baixos de sais dissolvidos (condutividade elétrica $< 70\text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$). Algumas exceções foram encontradas em locais que apresentavam modificações feitas pelo Homem tais como regularização de caudais, por níveis de poluição relativamente altos devido a efluentes domésticos e industriais (muitas ETAR's apresentam-se com problemas nas estações de tratamentos) e poluição difusa devido à agricultura. Estes locais, apresentaram uma menor qualidade físico-química da água por vezes mais próxima da encontrada nos locais de jusante. Nos troços do Baixo Sabor existe um conjunto de fenómenos que atuam sinergisticamente de modo negativo (e.g. poluição agrícola, efluentes domésticos provenientes dos aglomerados rurais) e que são potenciados pela gradual incorporação ao longo do eixo longitudinal do rio Sabor.

Da observação da Figura 2.16, destacam-se os valores críticos para a variável do oxigénio dissolvido para os locais F3 e F4 (rio Fervença) cuja acumulação de grandes quantidades de matéria orgânica nos sedimentos e coluna de água levam a um grande consumo de OD pelos microorganismos decompositores.

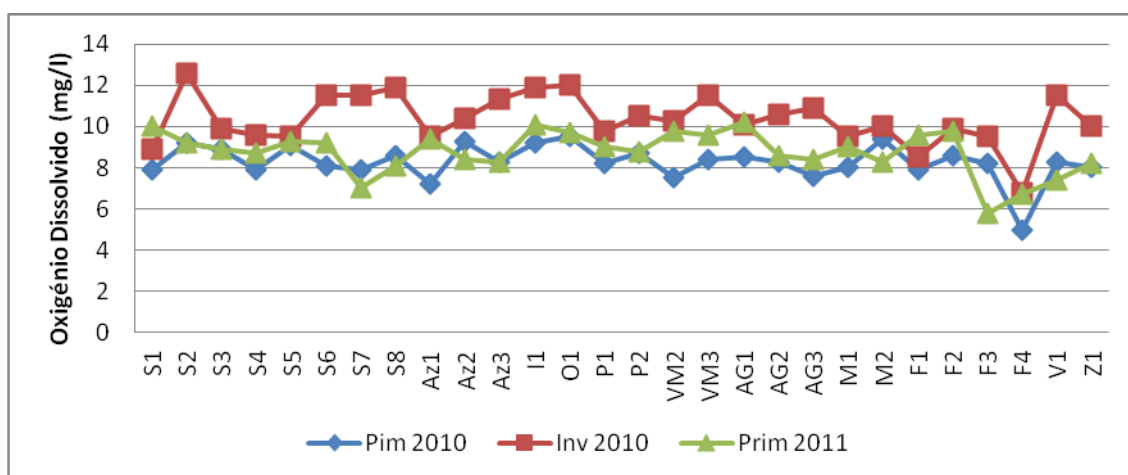


Figura 2.16: Variação do Oxigénio Dissolvido ($\text{mg O}_2/\text{l}$), nas 3 épocas de amostragem.

Os valores mais elevados de oxigénio para a quase totalidade dos locais amostrados foram observados na época outono/inverno de 2010, devido a uma maior turbulência da água, que faz incorporar uma quantidade maior de oxigénio e ainda devido a uma menor temperatura da água. De salientar que não se registaram diferenças

significativas para a época de primavera/verão dos dois anos sucessivos (2010 e 2011).

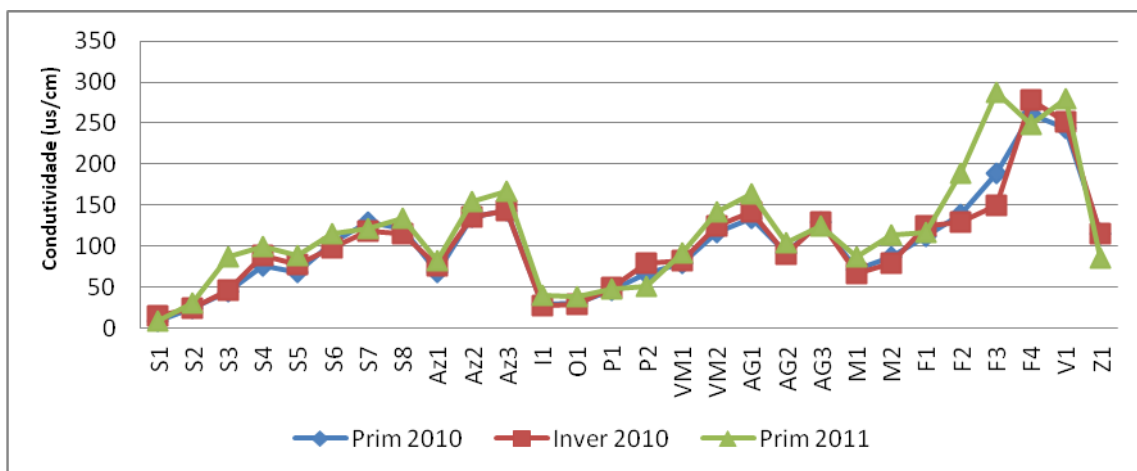


Figura 2.17. Variação da Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), nas 3 épocas de amostragem.

Da Figura 2.17, destaca-se uma condutividade muito baixa ($\text{EC}_{25} \leq 50 \mu\text{S}/\text{cm}$) nos locais de amostragem do Alto Sabor, especialmente na Serra Serrada (S1), Prado Novo (S2) e dos afluentes Igrejas (I1) e Onor (O1). Refira-se que a baixa mineralização patente nas águas de zonas graníticas e de xistos justifica também os valores de condutividade encontrados, fator decisivo para o carácter oligotrófico que domina nestes ecossistemas. Os valores mais elevados de condutividade encontraram-se no troço da ETAR (F3 e F4) e Vilariça (V1). No rio Fervença há entrada de muitos sais dissolvidos e particulados, orgânicos e inorgânicos, derivados da zona urbana de Bragança e, na Vilariça, uma grande parte dos efluentes provenientes da agricultura intensiva acabam incorporados nas linhas de água, especialmente nos períodos de chuvas intensas uma vez que a taxa de infiltração é menor e fomenta o escoamento superficial.

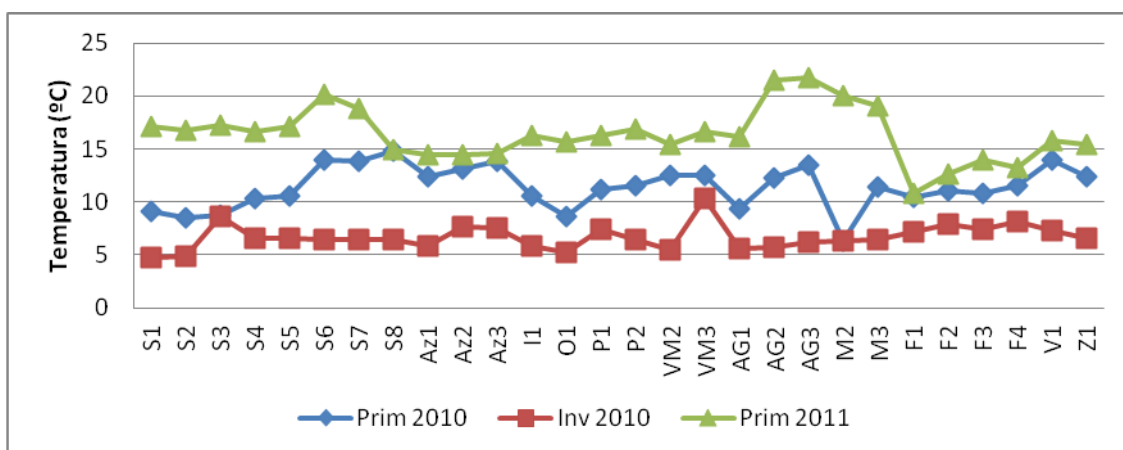


Figura 2.18. Variação da variável da temperatura, nas 3 épocas de amostragem.

Em relação à variação da temperatura, representada na Figura 2.18, foi confirmada a tendência, aliás natural, para aumentar de montante para jusante e em termos sazonais, do inverno para o verão. Nos troços onde se verifica uma maior intervenção humana também se verifica um acréscimo de temperatura associado ao corte indiscriminado da cortina ripária e incidência direta dos raios solares no rio.

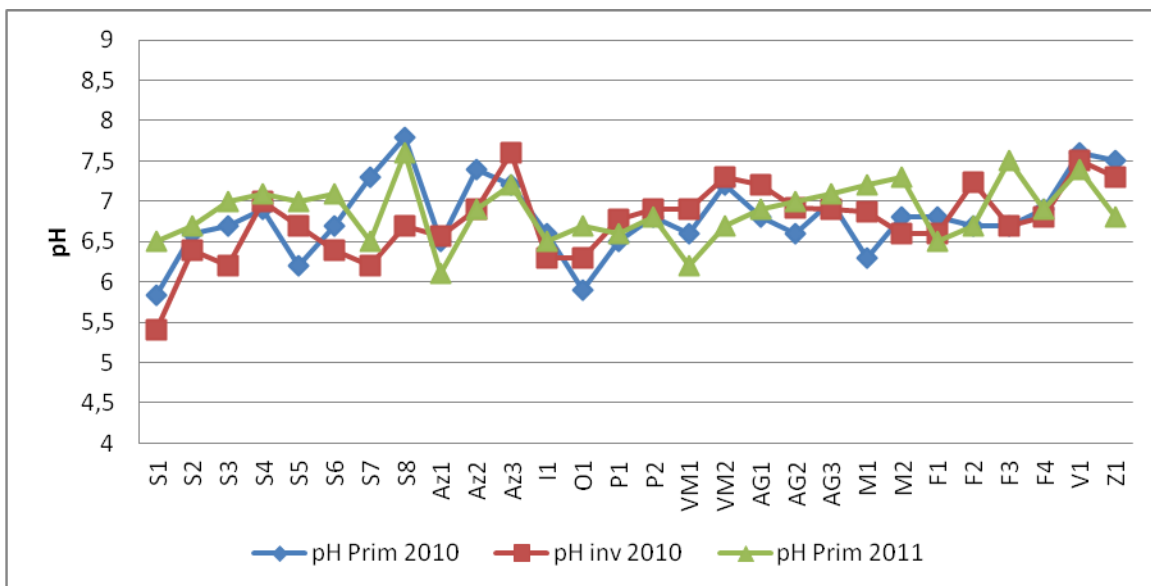


Figura 2.19. Variação do pH, nas 3 épocas de amostragem.

Os valores do pH encontram-se dentro do intervalo definido como excelente (6,5 a 8,5) e estes dependem de variadíssimos fatores, como por exemplo, da geologia, da vegetação, bem como das mais variadas atividades humanas (Figura 2.19).

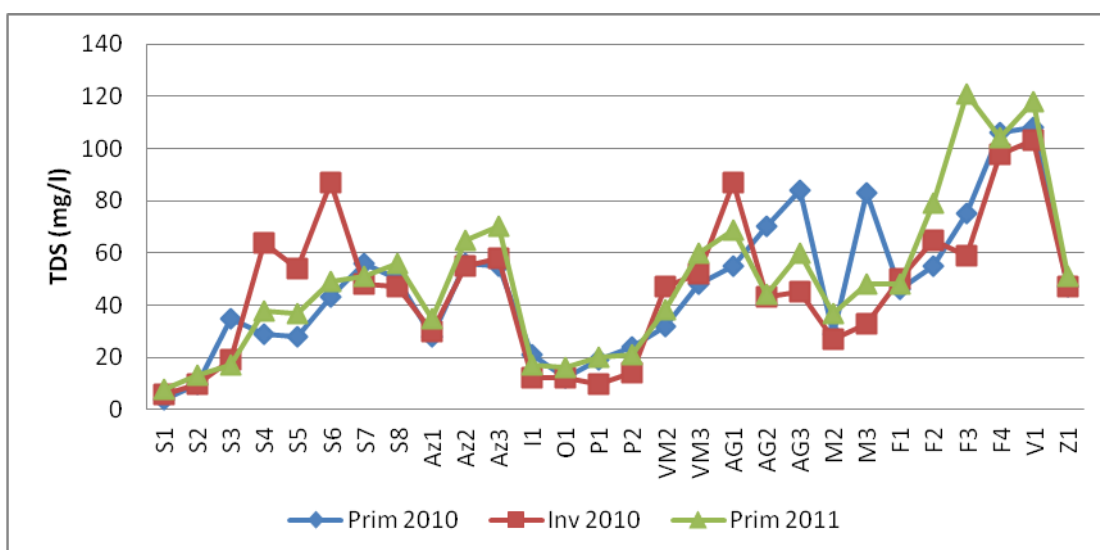


Figura 2.20. Variação dos sólidos dissolvidos totais (mg/L), nas 3 épocas de amostragem.

Em relação à variação do teor em sólidos dissolvidos totais (TDS), representados na Figura 2.20, verificou-se que nos troços a jusante e/ou onde há uma maior intervenção humana se registaram aumentos substanciais da quantidade de sólidos dissolvidos. Inversamente, nas estações que se situam nas cabeceiras do rio e/ou onde a intervenção humana é muito baixa ou mesmo nula, foram observados os valores mais baixos de sólidos dissolvidos. Por sua vez, relativamente ao teor de nutrientes no meio aquático (Figura 2.21) realçam-se os valores mais elevados de nitratos e fósforo total nos troços com um maior grau de perturbação aquática. De fato, o rio Fervença e a Ribeira da Vilariça apresentaram os valores mais elevados, fruto das razões anteriormente apontadas.

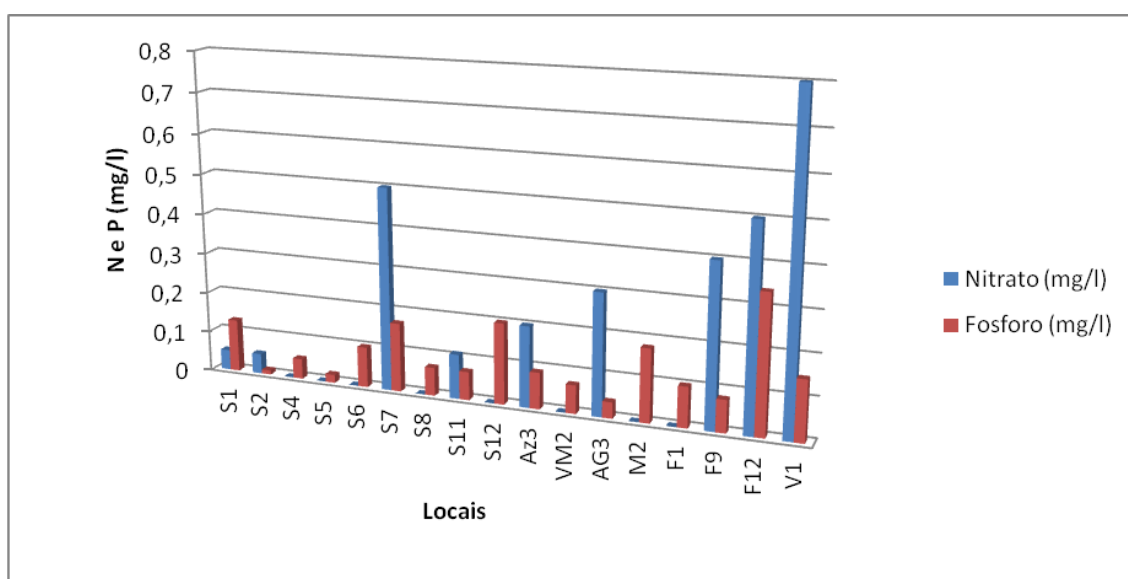


Figura 2.21. Variação de nitratos e fósforo total (mg/L) (primavera/verão de 2011).

3.2. Qualidade dos habitats aquáticos e ribeirinhos

Relativamente aos habitats fluviais, e com base nos valores obtidos no Quadro 2.7, verifica-se que a cortina ripária apresenta perturbações assinaláveis em alguns troços do Rio Sabor e afluentes. As alterações mais visíveis ao nível da qualidade do bosque ripícola verificaram-se nos troços F2 (Polis), S5 (Gimonde Jusante), S8 (Ponte Remondes), S11 (Ponte Moncorvo), AG1 (São Martinho), VM1 (Frieira), AG2 (Vimioso), AG3 (Algozo) e V1 (Vilariça), fruto dos cortes da vegetação ribeirinha ou da degradação da zona ripária. Nos locais S8 e S11 esta degradação deve-se às obras de construção da barragem do Baixo Sabor, em V1 e AG1 à agricultura intensiva e finalmente em S1, AG2 à regularização do canal. Nos troços de cabeceira, com menor influência antrópica, predominam condições naturais muito próximas da situação de

referência típica destes cursos de água, *i.e.* com um bosque ripícola extenso (QBR - Classe I) capaz de garantir um ensombramento efetivo do canal e uma heterogeneidade e naturalidade nas condições hidromorfológicas do canal (GQC - Classe I) - (Quadros 2.8)

Quadro 2.7. Valores do índice QBR (Qualidade dos ecossistemas ribeirinhos).

Locais	Primavera/ Verão 2011		Primavera/Verão 2010		Outono/Inverno 2010	
	Pontuação	Classe	Pontuação	Classe	Pontuação	Classe
F1	50	IV	85	II	85	II
F2	5	V	65	III	100	I
F3	65	III	45	IV	45	IV
F4	45	IV	30	IV	30	IV
F5	40	IV	35	IV	35	IV
PN1	55	III	n.d.*	n.d.	n.d.	n.d.
PN2	60	III	90	II	80	II
PN3	70	III	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
PN4	65	III	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S1	70	III	40	IV	65	III
S2	100	I	100	I	100	I
S3	95	I	65	III	70	III
S4	50	IV	70	III	55	III
S5	25	V	35	IV	20	V
S6	75	II	65	III	60	III
S7	90	II	65	III	60	III
S8	50	IV	15	V	15	V
S9	90	II	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S10	50	IV	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S11	0	V	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S12	30	IV	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S13	85	II	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
AZ1	70	III	70	III	60	III
AZ2	85	II	100	I	100	I
AZ3	40	IV	35	IV	80	II
I1	80	II	90	II	80	II
O1	100	I	55	III	35	IV
VM1	40	IV	40	IV	10	V
VM2	65	III	70	III	55	III
AG1	25	V	15	V	25	V
AG2	45	IV	30	IV	20	V
AG3	50	IV	30	IV	20	V
M1	45	IV	60	III	60	III
M2	100	I	100	I	100	I
V1	45	IV	50	IV	15	V
Z1	95	I	80	II	100	I

n.d.*- não determinado

No que concerne ao índice GQC, a maioria dos locais de amostragem não apresenta perturbações assinaláveis. As alterações mais visíveis verificaram-se em F2 (Polis) e Ponte de Moncorvo (S11) nos canais sujeitos a regularização.

Quadro 2.8. Valores do índice GQC (Grau de qualidade do canal).

Locais	Primavera/Verão 2011		Primavera/Verão 2010		Outono/Inverno 2010	
	Pontuação	Classe	Pontuação	Classe	Pontuação	Classe
F1	25	III	35	I	35	I
F2	16	IV	35	I	28	II
F3	20	III	30	II	30	II
F4	22	III	23	III	23	III
F5	23	III	26	II	26	II
PN1	23	III	n.d.*	n.d.	n.d.	n.d.
PN2	27	II	35	I	30	II
PN3	29	II	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
PN4	21	III	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S1	28	II	28	II	22	III
S2	35	I	36	I	36	I
S3	27	II	28	II	30	II
S4	30	II	33	I	31	I
S5	23	III	27	II	27	II
S6	29	II	28	II	35	I
S7	28	II	28	II	31	I
S8	29	II	24	III	25	III
S9	26	II	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S10	28	II	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S11	19	IV	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S12	23	III	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S13	30	II	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
AZ1	27	II	36	I	30	II
AZ2	30	II	34	I	34	I
AZ3	27	II	30	II	31	I
I1	33	I	34	I	31	I
O1	32	I	30	II	28	II
VM1	27	II	26	II	26	II
VM2	31	I	32	I	29	II
AG1	24	III	23	III	23	III
AG2	20	III	30	II	26	II
AG3	28	II	33	I	29	II
M1	25	III	30	II	25	III
M2	28	II	36	I	30	II
V1	26	II	27	II	21	III
Z1	34	I	36	I	34	I

n.d.*- não determinado

3.3. Comunidades de macroinvertebrados

3.3.1. Riqueza taxonómica

No presente estudo foram identificados 36 500 indivíduos, considerando as 3 épocas de amostragem (primavera/verão 2010 e 2011 e outono/inverno 2010), distribuídos por 15 Ordens e 74 Famílias. Registo para a presença de espécies de invertebrados exóticos, algumas delas com carácter invasor, como é o caso da amêijoia-asiática (*Corbicula fluminea*), do lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*) e do lagostim-vermelho da Louisiana (*Procambarus clarkii*) de distribuição generalizada no Baixo Sabor e em alguns afluentes (rios Maçãs e Angueira). A variação dos valores relativos ao número total de indivíduos (N) e de taxa (S) está ilustrada na Figura 2.22.

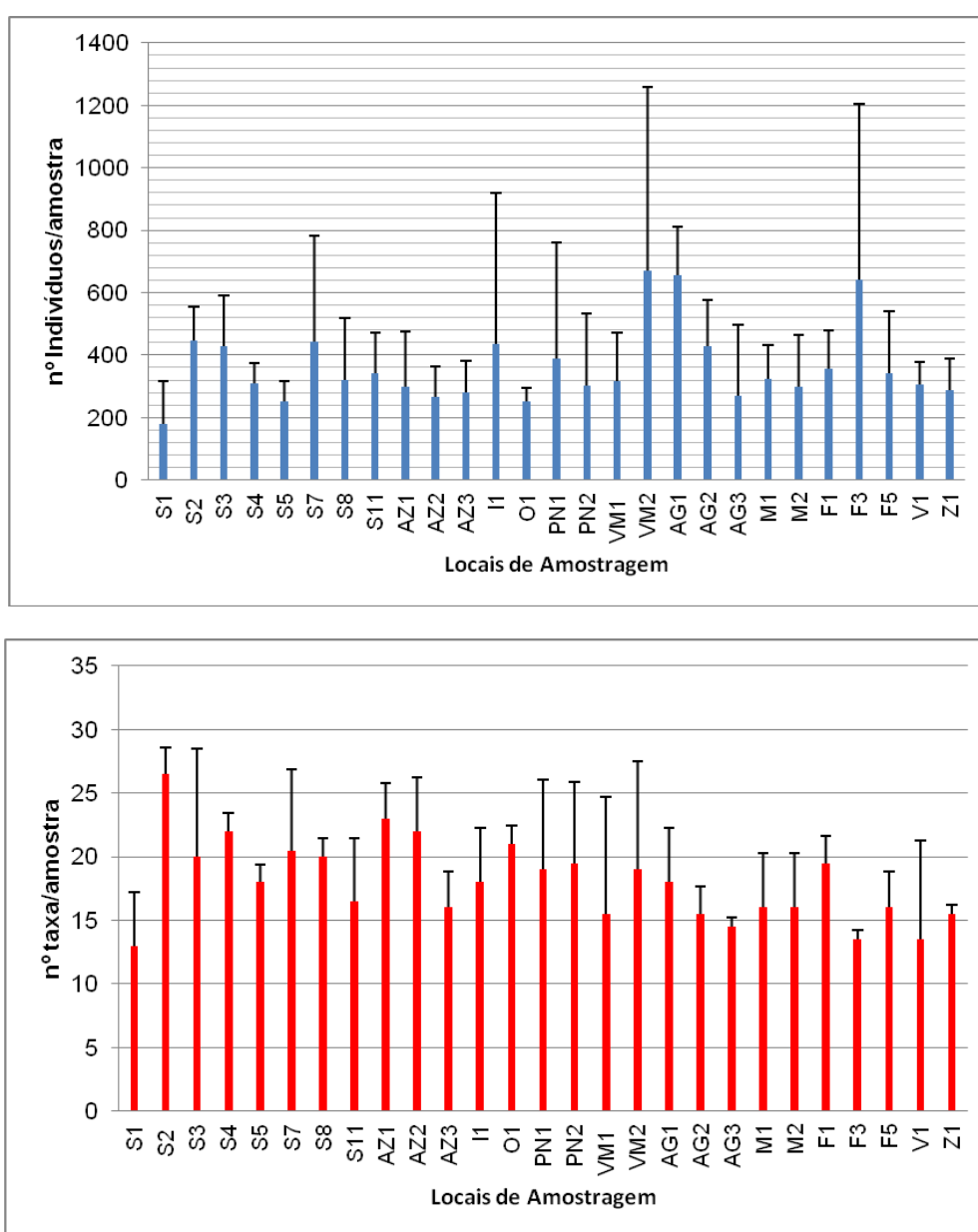


Figura 2.22. Variação do nº de indivíduos (N±SD) e de taxa (S±SD) na bacia do rio Sabor.

Nos locais menos perturbados (e.g. S2, Az1, F1) foi detectado, em termos médios, um número superior de *taxa*, sem corresponder ao maior número de indivíduos.

3.3.2. Composição faunística e métricas %EPT e % (Diptera e Oligochaeta)

Na Figura 2.23, é possível analisar, de uma forma global, a importância que as diferentes ordens assumem no conjunto das 35 estações de amostragem.

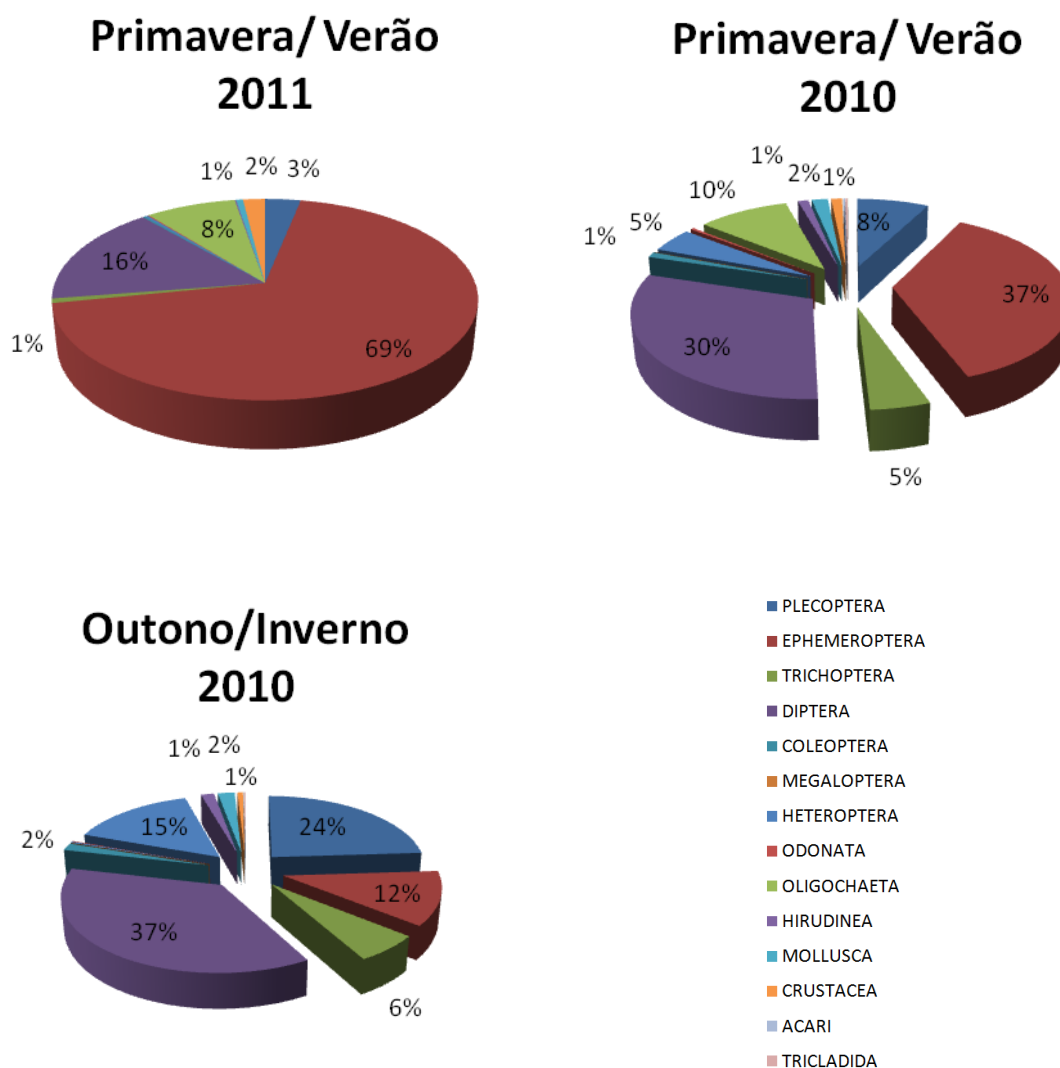


Figura 2.23. Composição faunística global, considerando os 3 períodos de amostragem.

Verificou-se que existe um predomínio da ordem Ephemeroptera, em especial na época de primavera/verão, nomeadamente dos géneros *Baetis* sp., *Ephemerella* sp. e *Siphonurus* sp., enquanto a ordem Diptera assumiu dominância na época outono/inverno, maioritariamente composta pelas famílias Chironomidae e Simuliidae. A abundância relativa de géneros e/ou famílias dentro de cada ordem dominante (*i.e.* Ephemeroptera e Diptera) aparece ilustrada na Figura 2.24.

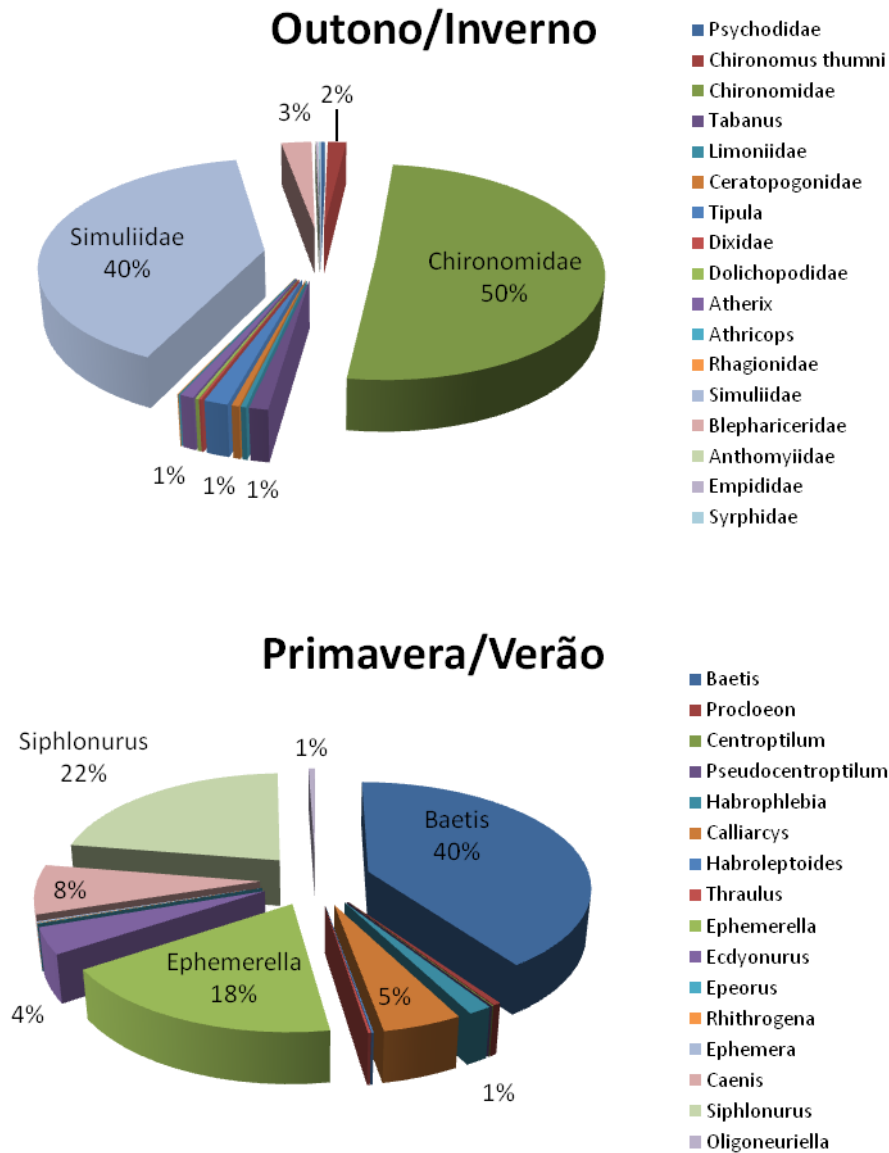


Figura 2.24 Abundância relativa de géneros/famílias dentro de cada ordem dominante.

Seguidamente é apresentada uma análise diferenciada, orientada para características ecológicas distintas, desde locais com boa integridade ecológica até locais muito perturbados, que nos permitiu obter um entendimento mais abrangente e profundo acerca de alguns dos impactes ambientais ao nível da macrofauna bentónica. Face ao número elevado de locais de amostragem/época do ano, optou-se por apresentar apenas os locais mais representativos de diferentes tipos de degradação ambiental: a) boa qualidade ecológica, e outros sujeitos à b) poluição, c) regularização, d) corte da vegetação ripícola e e) onde foram introduzidas espécies exóticas.

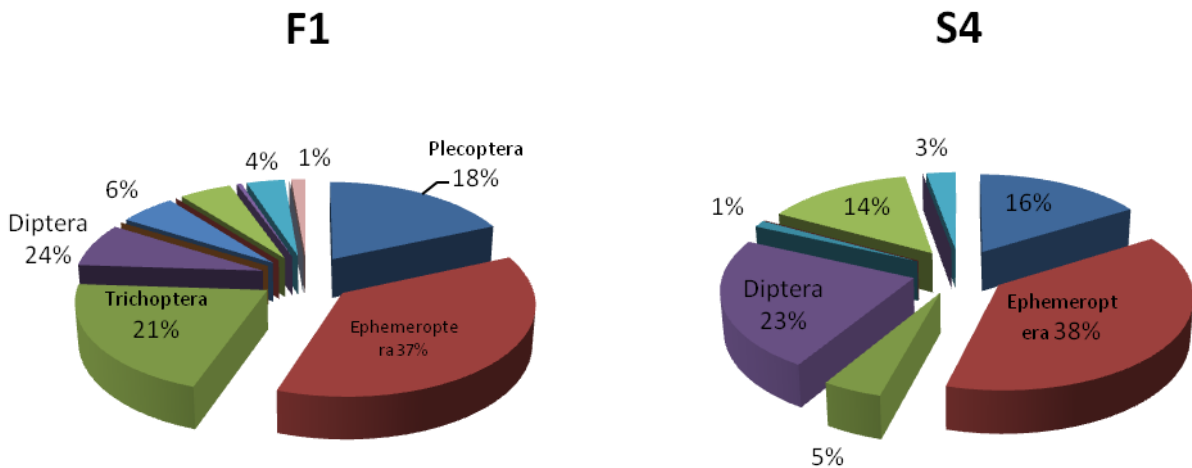


Figura 2.25. Composição faunística nos locais considerados de referência (Rio Ferverça- F1 e rio Sabor- S4), no outono/inverno 2010.

Nos troços de referência (Figura 2.25), existe uma elevada proporção de *taxa* estenobiontes, maioritariamente pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, aliás confirmado pela métrica %EPT (F1= 76%; S4= 59%), sinal da boa integridade ecológica patente em rios de cabeceira pouco perturbados.

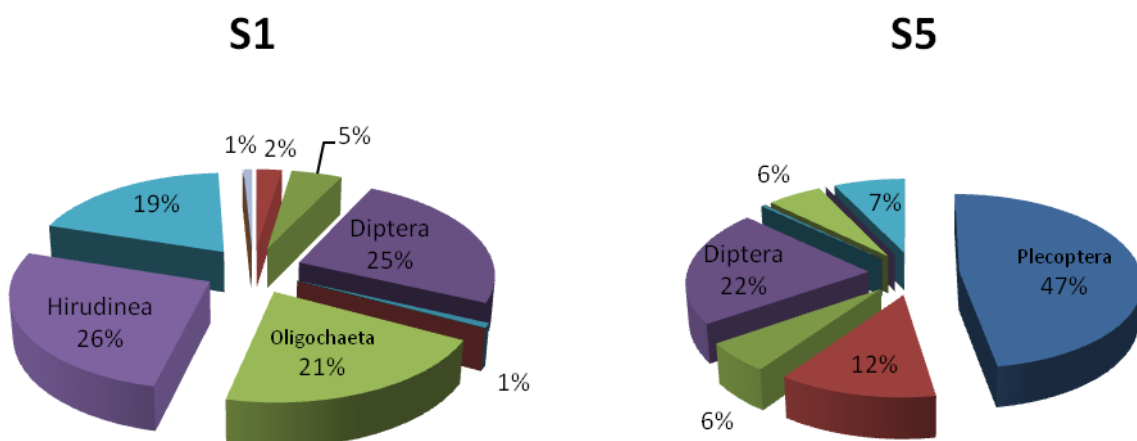


Figura 2.26. Composição faunística nos locais sujeitos a perturbação - Regularização (Rio Sabor, S1 e S5, respetivamente a jusante da barragem da S. Serrada e da Mini-Hídrica de Gimonde), no outono/inverno 2010.

Nos troços sujeitos à regularização de caudais (Figura 2.26), aparecem espécies mais resistentes à poluição, como é o caso dos grupos faunísticos Diptera, Oligochaeta, Hirudinea a Jusante da barragem da Serra Serrada (S1). No entanto, as respostas nem sempre são idênticas e negativas, dependendo das condições ambientais serem mais ou menos críticas. É o caso de S5 onde se detetaram proporções importantes de Plecoptera (e.g. *Isoperla* sp.) e onde a percentagem de Efémeropteros, Plecópteros e Tricópteros é elevada (%EPT = 65%).

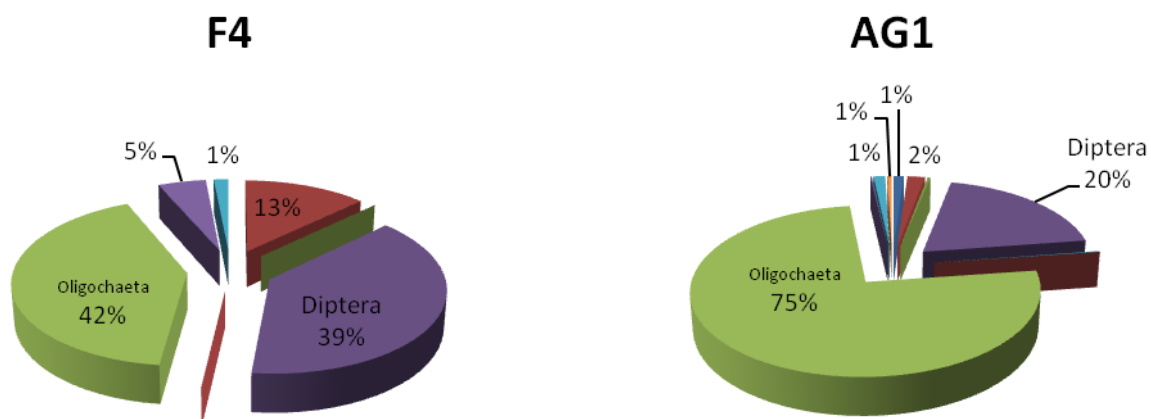


Figura 2.27. Composição faunística nos locais sujeitos a perturbação - Poluição (Rio Fervença, F4, a jusante da ETAR de Bragança; Rio Angueira, AG1, jusante de Alcañices e numa zona de agricultura intensiva), outono/inverno 2010.

Nos troços sujeitos à contaminação orgânica e química (Figura 2.27) detetou-se o aparecimento de táxones mais resistentes à degradação ambiental, confirmado pela métrica % Diptera e Oligochaeta (F4= 47%; Ag1= 95%).

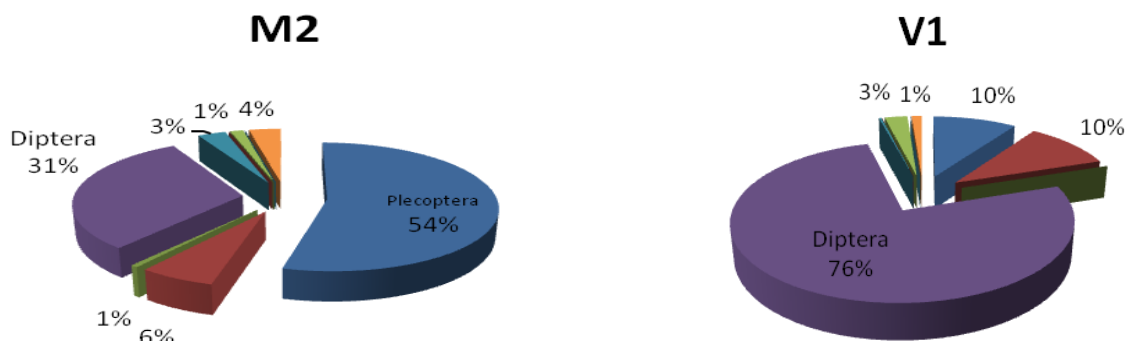


Figura 2.28. Composição faunística em locais sujeitos a perturbação - presença de exóticas (Rio Maçãs, M2, e Ribeira da Vilariga V1, jusante), outono/inverno 2010.

Em dois troços onde foram detetadas espécies exóticas (*Procambarus clarkii* e *Pacifastacus leniusculus* e *Corbicula fluminea*) os efeitos da sua presença aparece aparentemente mascarado por outros impactos, como no caso da Ribeira da Vilariça. De qualquer forma, a degradação ambiental favorece marcadamente a proliferação das exóticas, mais plásticas em termos de adaptação aos fenómenos de perturbação no meio aquático (Figura 2.28).

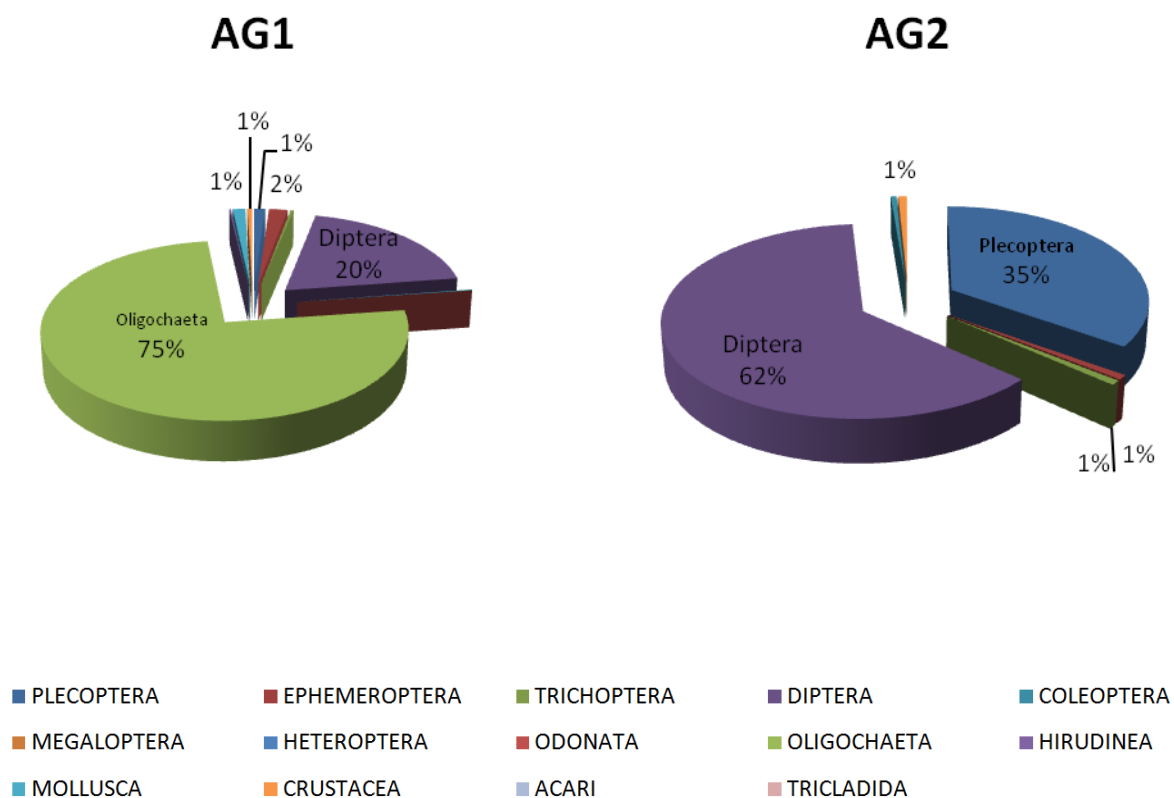


Figura 2.29. Composição faunística nos locais sujeitos a perturbação - supressão da cortina ripária (Rio Angueira, Ag1 e Ag2), outono/inverno 2010.

Em troços onde se verifica o corte da vegetação ripária (Figura 2.29), existe uma tendência para a substituição de taxa característicos de zonas de boa qualidade ecológica por outros típicos dos rios perturbados. Podemos referir que os taxa mais sensíveis aparecem onde a água apresenta características ecológicas de boa qualidade, com vegetação ripícola autóctone e bem estruturada. Por exemplo nos locais foi detetada uma % de Diptera e Oligochaeta elevada (AG1= 95%; AG2= 63%), embora, uma vez mais seja impossível quantificar os impactos isolados de cada um dos tipos de perturbação detetados.

3.3.2. Índices de diversidade e equitabilidade

Na Figura 2.30 está representado o gráfico que ilustra a variação da equitabilidade de Pielou (J'). A maioria dos locais apresentou comunidades de macroinvertebrados “equilibradas”, sem um domínio expressivo de uma espécie ou grupo faunístico. Afastaram-se da tendência observada os rios Onor (O1), Igrejas (I1) e Angueira (S. Martinho) (AG1), no período Outono/inverno, onde foi detectado um predomínio claro de Simuliidae (Diptera). Podem ainda ser detectados casos semelhantes em sistemas aquáticos perturbados, como no rio Fervença (F3) cuja eliminação dos taxa mais sensíveis propicia oportunidades para a desenvolvimento massivo de populações especificamente adaptadas a condições ambientais particulares (e.g. Chironomidae).

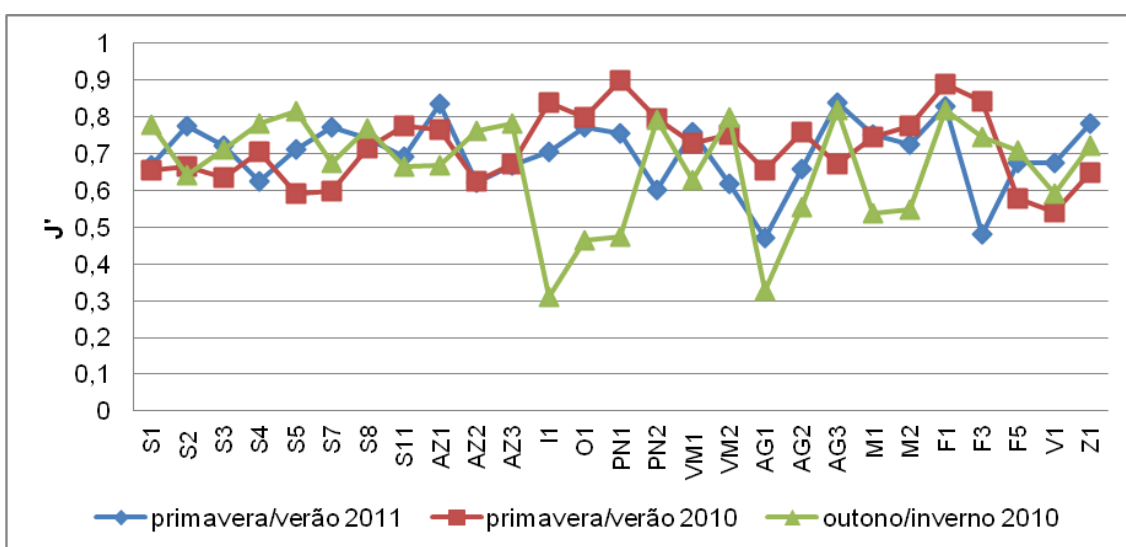


Figura 2.30. Variação do índice de Pielou (J') nos 3 períodos de amostragem.

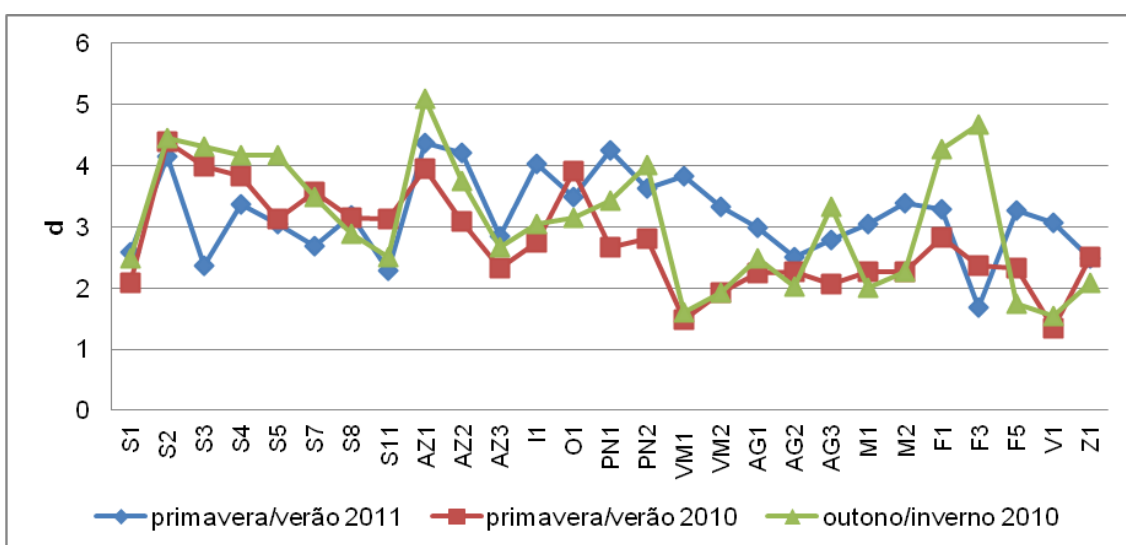


Figura 2.31. Variação do Índice de Margalef (d) nos 3 períodos de amostragem.

Relativamente aos índices de diversidade calculados, *i.e.* de Margalef (d) e de Shannon-Weaner (H') (Figuras 2.31 e 2.32), observaram-se valores superiores, tal como seria de esperar, nos cursos de água de cabeceira da bacia hidrográfica do rio Sabor (e.g. F1, S5, AZ1). A influência antrópica no Baixo Sabor ajuda a justificar a menor diversidade detetada, embora a sucessão e variabilidade espacio-temporal das comunidades de macroinvertebrados tenha de ser levada em conta.

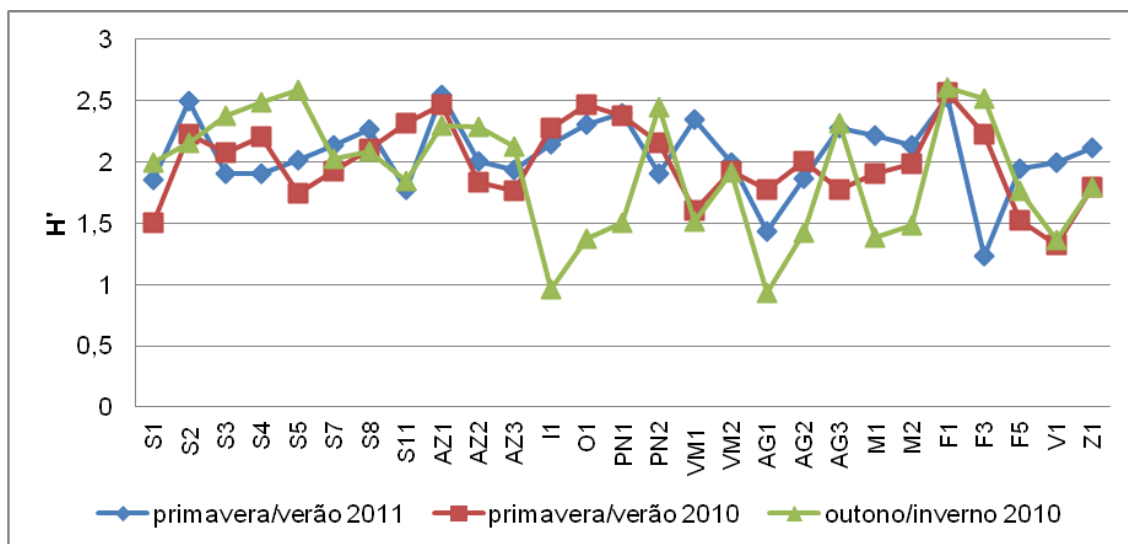


Figura 2.32. Variação do Índice de Shannon-Weaner (H') nos 3 períodos de amostragem.

3.3.3. Índices bióticos: IBMWP e IPTl_N

Os resultados obtidos para os dois índices, IBMWP e IPTl_N revelam que a maioria dos cursos de água amostrados possui uma boa qualidade biológica (Quadros 2.9 e 2.10). A presença de uma elevada biodiversidade confere um bom estado de integridade ecológica a muitos sistemas lóticos da bacia do rio Sabor. Confirmando outras métricas anteriormente apresentadas, é nos troços médio e final do curso de água principal, do rio Sabor (e.g. F5 e S12), que se observam os valores mais baixos dos índices e, por consequência, a pior classificação obtida (Classes IV; água com medíocre qualidade). Da análise dos Quadros 2.9 e 2.10, observa-se ainda algumas discrepâncias entre as classificações atribuídas aos locais de amostragem. O IPTl_N, tendo sido recentemente desenvolvido e adaptado às tipologias definidas para cada curso de água amostrado do Norte do País, mostrou-se, comparativamente com o IBMWP, mais sensível na deteção de alterações na comunidade de macroinvertebrados fornecendo indicações extremamente úteis acerca de potenciais focos de perturbação.

Quadro 2.9. Valores obtidos para o índice IBMWP, nos 3 períodos de amostragem.

Local	Primavera/verão 2011		Primavera/verão 2010		Outono/inverno 2010	
	Valor	Classe	Valor	Classe	Valor	Classe
F1	133	I	129	I	157	I
F2	112	I	81	II	171	I
F3	43	III	105	I	154	I
F4	87	II	48	III	53	III
F5	81	II	24	IV	31	IV
PN1	154	I	n.d.*	n.d.	n.d.	n.d.
PN2	133	I	84	II	147	I
PN3	145	I	104	I	122	I
PN4	70	II	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S1	74	II	42	III	55	III
S2	133	I	174	I	205	I
S3	80	II	146	I	173	I
S4	121	I	130	I	143	I
S5	98	II	116	I	149	I
S6	104	I	139	I	117	I
S7	96	II	108	I	90	II
S8	112	I	116	I	81	II
S9	91	II	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S10	84	II	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S11	56	III	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S12	27	IV	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S13	119	I	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
AZ1	128	I	42	III	196	I
AZ2	136	I	156	I	124	I
AZ3	87	II	112	I	93	I
I1	111	I	80	II	136	I
O1	113	I	92	II	109	I
VM1	122	I	124	I	60	III
VM2	134	I	49	III	73	II
AG1	123	I	72	II	82	II
AG2	88	II	85	II	76	II
AG3	70	II	75	II	100	II
M1	101	I	63	II	79	II
M2	103	I	66	II	72	II
V1	88	II	68	II	52	III
Z1	91	II	87	II	77	II

n.d.*- não determinado

Quadro 2.10. Valores obtidos para o índice IPTI_N, nos 3 períodos de amostragem.

Código	Primavera/verão 2011		Primavera/verão 2010		Outono/inverno 2010	
	IPTIn EQR	Classe	IPTIn EQR	Classe	IPTIn EQR	Classe
F1	1,01	I	1,28	I	1,04	I
F2	0,85	II	0,83	II	0,94	I
F3	0,48	II	0,87	II	0,96	I
F4	0,84	II	0,45	III	0,48	III
F5	0,63	III	0,38	IV	0,38	IV
PN1	0,99	I	n.d.*	n.d.	n.d.	n.d.
PN2	0,87	II	0,88	II	0,90	I
PN3	1,20	I	1,09	I	1,03	I
PN4	0,86	II	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S1	0,68	II	0,46	III	0,62	II
S2	0,94	I	1,00	I	1,13	I
S3	0,90	I	1,03	I	1,07	I
S4	0,94	I	1,02	I	1,13	I
S5	0,89	II	0,87	I	1,12	I
S6	0,86	II	0,92	I	0,88	I
S7	0,79	II	0,95	I	0,80	II
S8	0,98	I	0,92	I	0,68	II
S9	0,93	I	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S10	0,95	I	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S11	0,57	III	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S12	0,26	IV	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
S13	0,99	I	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
AZ1	0,96	I	1,13	I	1,15	I
AZ2	0,92	I	0,83	II	0,98	I
AZ3	0,90	I	0,76	II	0,94	I
I1	0,79	II	0,75	II	0,85	II
O1	0,86	II	1,01	I	0,76	II
VM1	0,89	I	0,58	III	0,57	III
VM2	1,01	I	0,74	II	0,80	II
AG1	0,77	II	0,81	II	0,54	III
AG2	0,97	I	0,78	II	0,76	II
AG3	0,83	II	0,60	III	0,97	I
M1	0,75	II	0,61	III	0,81	II
M2	0,87	I	0,53	III	0,69	II
V1	0,70	II	0,67	III	0,59	III
Z1	0,90	I	0,77	III	0,81	II

n.d.*- não determinado

3.3.4. Grupos funcionais e Índices Tróficos

A variação do regime trófico das comunidades de invertebrados está ilustrada nas figuras abaixo. Optou-se por apresentar a variação em 2 épocas contrastantes outono/inverno *versus* primavera/verão.

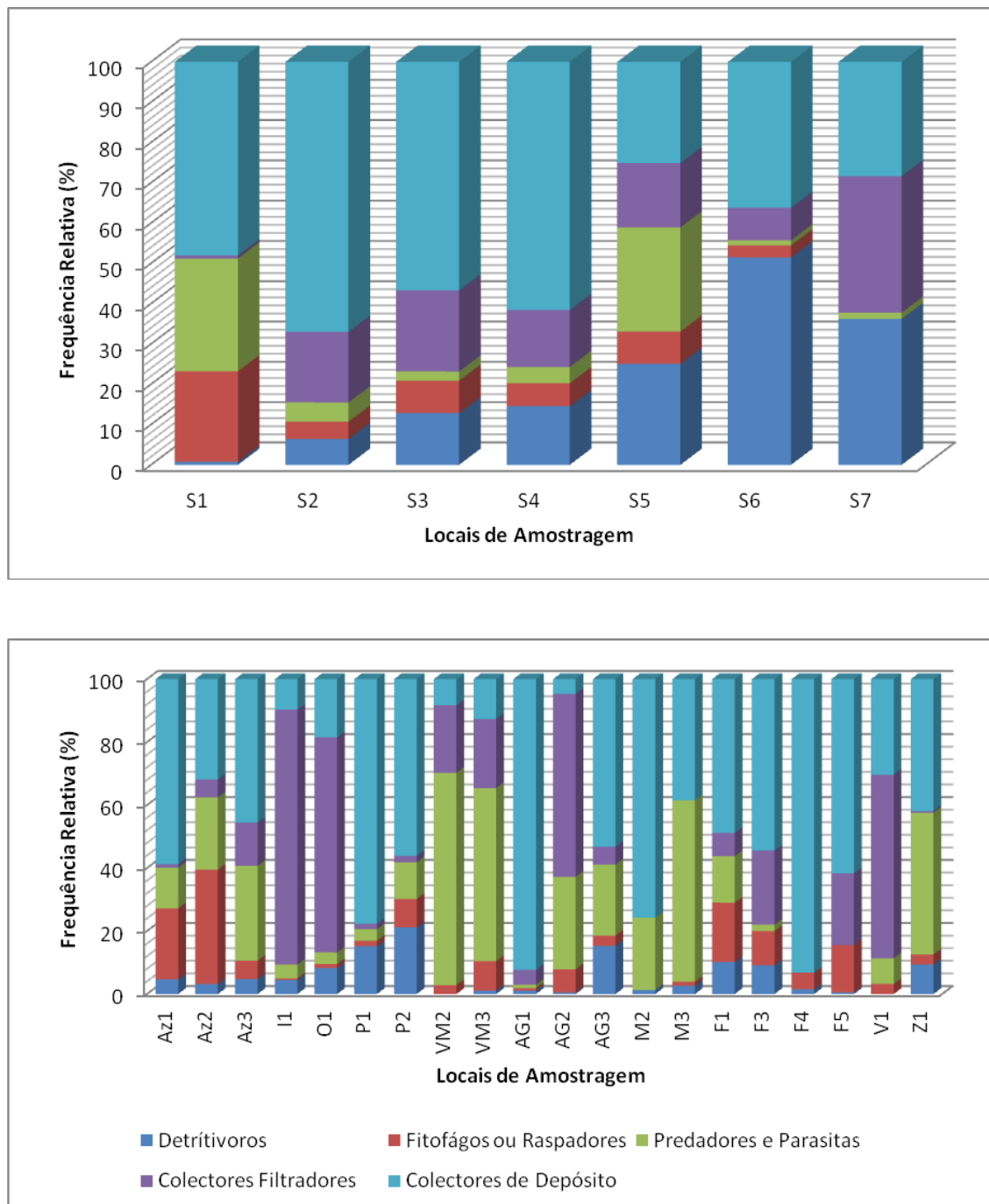


Figura 2.33. Grupos funcionais nos diferentes locais de amostragem da bacia do Sabor (outono/inverno 2010).

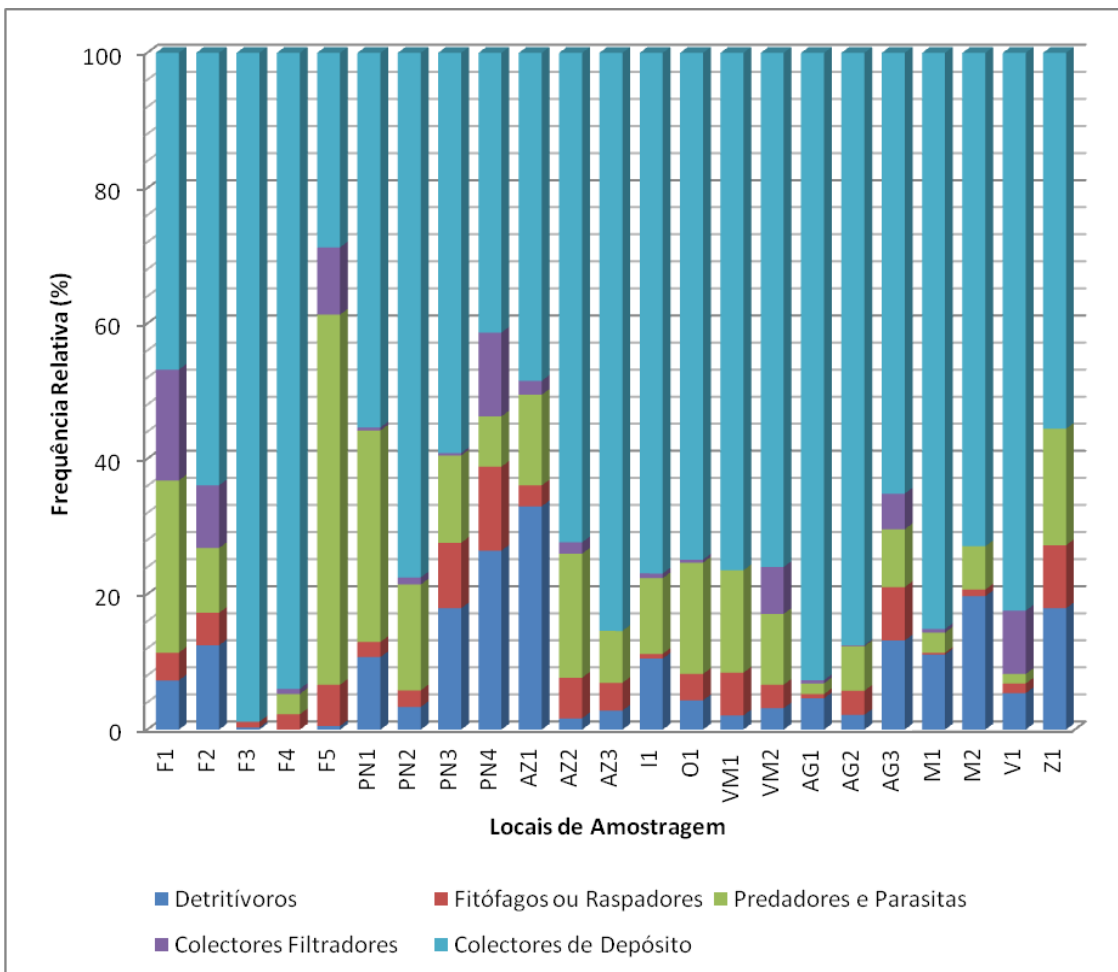
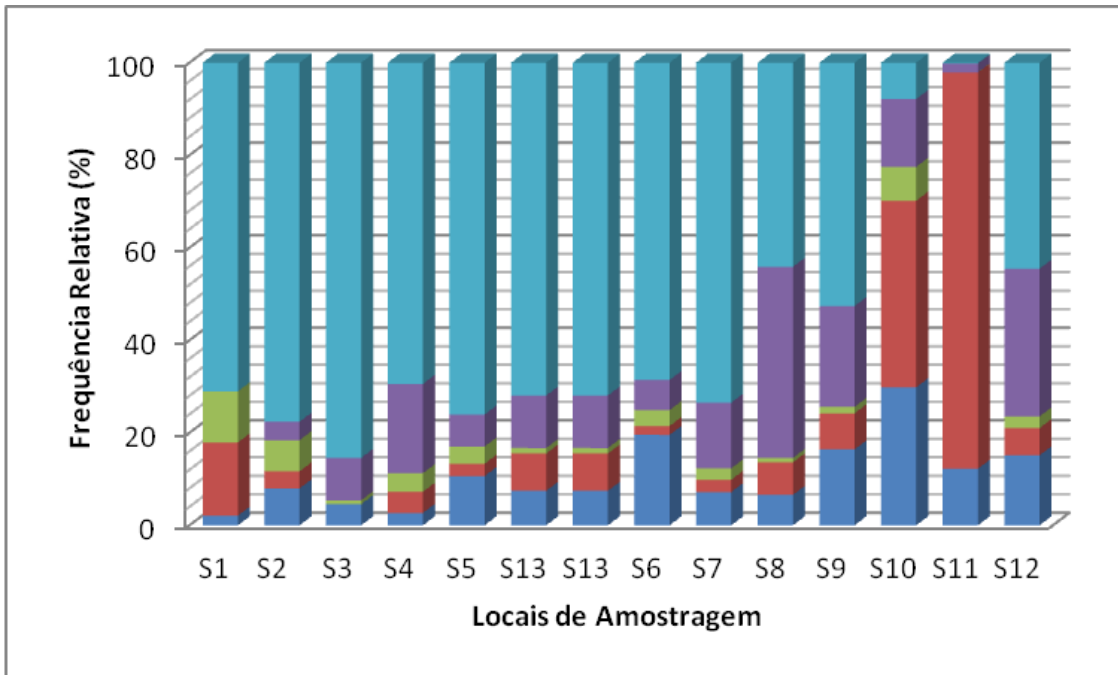


Figura 2.34. Grupos funcionais nos diferentes locais de amostragem da bacia do Sabor (primavera/verão 2011).

É de realçar a diferença existente entre a primavera/verão e o outono/inverno (Figuras 2.33 e 2.34). Para o período primavera/verão 2010 e 2011 a maioria dos macroinvertebrados presentes nos rios são coletores de depósito, alimentando-se da matéria orgânica particulada fina (FPOM) depositada no leito do rio. Quando se faz a análise para a época Outono/Inverno verifica-se uma ligeira modificação do regime trófico das comunidades de macroinvertebrados. Continua a existir uma predominância de coletores de depósito mas encontrou-se um aumento significativo de coletores filtradores (que se alimentam de matéria orgânica particulada fina suspensa na coluna de água) e de detritívoros (alimentam-se de matéria orgânica particulada grosseira). Estes aumentaram nesta época do ano devido ao fato de se terem criado condições mais propícias ao seu desenvolvimento, dado o input de materiais alóctones (e.g. folhada) e a velocidade da corrente superior fomentar o transporte duma fração significativa na coluna de água, aproveitada especificamente pelos coletores filtradores.

Os índices funcionais calculados (Quadros 2.11 e 2.12) permitiram obter uma imagem acerca de variados atributos do ecossistema, ainda que obtida indiretamente, ou seja, a partir dos rácios entre grupos funcionais de invertebrados. Ressaltam diversos comentários da análise dos valores calculados:

Quadro 2.11. Valores dos índices funcionais determinados para o rio Sabor.

Locais	Autotrofia/ Heterotrofia	Importância Zona Ripária	Transporte M. Orgânicos	Estabilidade Substrato	Controlo Predadores
S1	0-0,39	0,03-0,16	0- 0,07	0,47-0	0,20-0,02
S2	0,04-0,09	0,03-0,10	0,32-0,04	0,43-0,09	0,16-0,04
S3	0-0,2	0,03-0,06	0,64-0,11	0,95-0,10	0,05-0,009
S4	0,05-0,15	0,03-0,06	0,32-0,28	0,48-0,33	0,06-0,04
S5	0,01-0,18	0-0,23	1,00-0,06	1,00-0,07	0,56-0,04
S6	0,02-0,09	0,01-0,29	0,58-0,16	0,48-0,24	0,06-0,01
S7	0,01-0,13	0,04 -0,26	4,78-0,09	2,32-0,08	0,05-0,03
S8	0-0,08	0,02-0,06	4,74-0,18	4,22-0,19	0,07-0,003
S9	0-0,09	0-0,05	0,79-0	0,87-0	0,08-0
S10	0-0,08	0-0,21	0,33-0	0,36-0	0,07-0
S11	0-0,35	0-2,30	0,33-0	0,46-0	1,02-0
S12	0-0,10	0-13,11	3,50-0	0,17-0	6,43-0
S13	0-0,07	0-0,04	0,72-0	0,79-0	0,03-0

- 1) O rio Sabor, em toda a sua extensão, e os diversos afluentes demonstraram um forte carácter heterotrófico (*i.e.* rácio Autotrofia/Heterotrofia <0,75). Provavelmente, só em zonas muito específicas (fácies lântico, com input de nutrientes e com entrada total de radiação solar) e períodos curtos (durante o verão, com o fotoperíodo alongado) é que o sistema poderá adquirir características autotróficas;
- 2) Aparentemente, apesar da supressão da galeria ripícola ocorrer em diversos troços dos rios, a resposta biótica (*i.e.* importância da galeria ripícola <0,25) não traduz tal realidade, em parte devido ao fluxo de materiais, maioritariamente de montante para jusante, permitir alimentar o processo e circulação de energia do sistema. De certa forma esta realidade poderá atuar como um sistema tampão aos mecanismos de rutura que possam surgir;

Quadro 2.12. Valores dos índices funcionais determinados para os afluentes do rio Sabor.

Locais	Autotrofia/ Heterotrofia	Importância Zona ripária	Transporte materiais orgânicos	Estabilidade substrato	Controlo Predadores
F1	0,21-0,06	0,57-0,12	0,35-0,21	0,42-25	0,34-0,15
F2	0,06-0	0,29-07	0,56-0,15	0,50-0,19	0,16-0,12
F3	0,13-0,01	0,14-0	1,81-0	1,55-0,01	0,12-0
F4	0,04-0,00		0,01-0	0,04-0,01	0,07-0,05
F5	0,15-0	0,01-0	0,89-0,35	0,89-0,55	1,21-0
PN1	0,11-0,02	0,27-0,06	0,02-0	0,11-0,03	0,45-0,02
N2	0,31-0,02	0,42-0,04	0,09-0,01	0,38-0,04	0,19-0,16
PN3	0,13-0	0,30-0	0,01-0	0,13-0	0,15-0
PN4	0,14-0	0,49-0	0,30-0	0,35-0	0,09-0
AZ1	0,05-0,04	0,65-0,04	0,06-0,03	0,10-0,06	0,39-0,15
AZ2	0,25-0,04	0,65-0	0,36-0,02	0,55-0,09	1,31-0,23
AZ3	0,21-0,02	0,14-0,01	0,38-0	0,44-0,02	0,12-0,09
I1	0,06-0,01	0,14-0	15,88-0,01	9,27-0,02	0,30-0,01
O1	0,08-0,03	0,08-0,04	4,60-0,01	3,36-0,05	0,20-0,01
VM1	0,08-0	0,87-0	3,42-0	0,71-0,08	0,55-0,04
VM2	0,04-0	0,36-0	2,11-0,09	1,03-0,13	0,32-0,12
AG1	0,01-0	0,03-0,01	0,21-0,01	0,21-0,01	0,02-0,01
AG3	0,21-0	0,87-0	0,29- 0,01	0,41-0	0,11-0,07
M1	0,01-0	0,35-0,07	0,01-0	0,01-0	0,03-0
M2	0,12-0	1,16-0,06		0,12-0	0,08-0,03
V1	0,06-0	0,24-0	4,55-0,04	2,78-0,05	0,14-0,02
Z1	0,13-0,01	0,32-0	0,01-0	0,13-0,02	0,21-0,06

- 3) O transporte de materiais orgânicos é mais efetivo nos troços de jusante embora predomine a fração de dimensão inferior (FPOM/ DOM). O contínuo lótico é fundamental para assegurar o funcionamento normal dos ecossistemas, sendo a rugosidade do substrato nas zonas de cabeceira responsável pela retenção dos materiais orgânicos particulados grosseiros, caso do CPOM e LWD;
- 4) Exceto em períodos de precipitações intensas que implicam grandes caudais e a remoção profunda do *benthos*, a tendência geral é de grande estabilidade ao nível do substrato, para o qual contribui uma baixa taxa de regularização no rio Sabor;
- 5) A estabilidade mencionada anteriormente nos ecossistemas lóticos traduz-se em comunidades mais equilibradas e menos propensas a distúrbios nas relações tróficas estabelecidas.

Deve referir-se como nota final acerca da utilização destes índices que, caso seja possível, devem ser devidamente aferidos e complementados pela análise direta de parâmetros que evidenciem o status real de cada massa hídrica.

3.3.5. Biotipologia da comunidade de macroinvertebrados

Na Figura 2.35 é apresentado o *biplot* da CCA do verão de 2011, tendo em conta os locais de amostragem e as variáveis ambientais significativas ($P < 0,05$), representadas por setas indicadoras do sentido da máxima variação e de comprimento proporcional à sua importância para a ordenação.

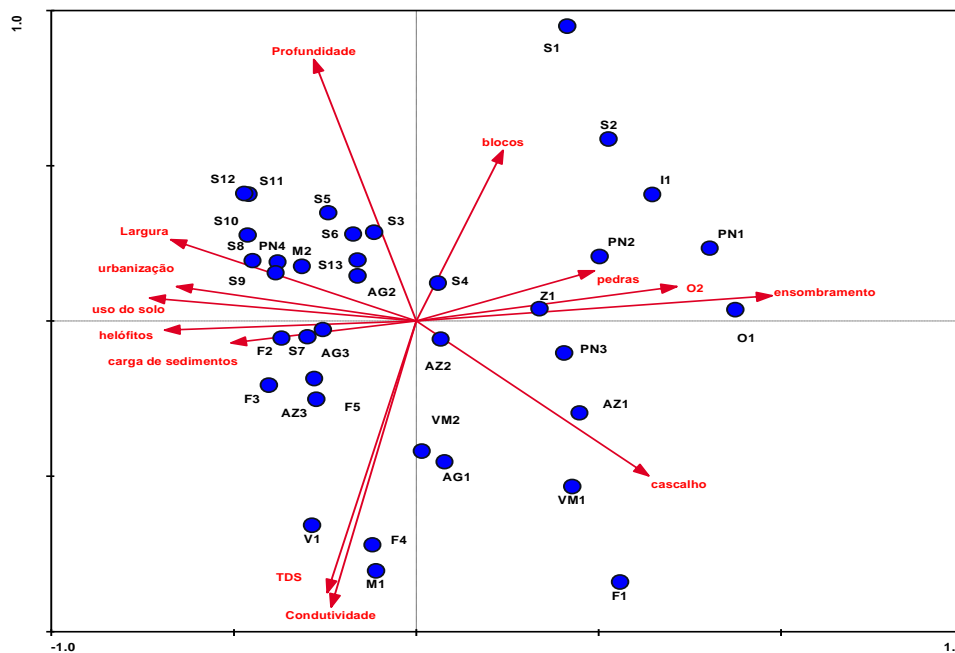


Figura 2.35. *Biplot* da ordenação CCA das variáveis ambientais x Locais de amostragem, para a época da primavera 2011.

Constatou-se que as variáveis ambientais que mais contribuíram para diferenciar a estrutura tipológica ao longo do eixo longitudinal dos cursos de água da bacia do rio Sabor foram a profundidade, a largura do canal, o substrato e a galeria ripícola responsável pelo ensombramento e produção de CPOM típica dos locais situados no Alto Sabor (e.g. F1, PN1, I1, Az1). Também os valores altos de condutividade e TDS aparecem associados aos locais mais perturbados com a poluição (e.g. V1, F4).

As análises da classificação e ordenação NMDS dos locais amostrados (Figuras 2.36 e 2.37) apresentam uma tendência semelhante à anteriormente observada.

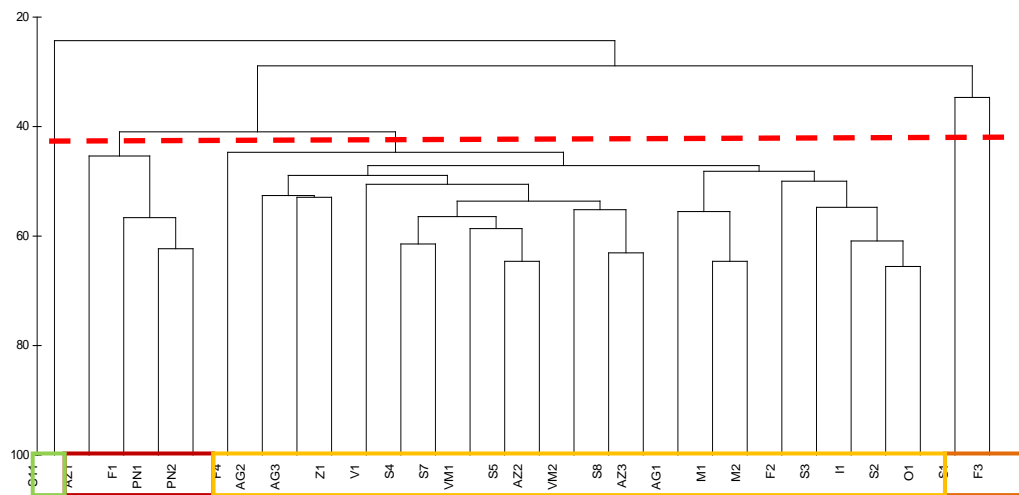


Figura 2.36. Classificação (dendrograma) dos locais de amostragem, primavera 2011.

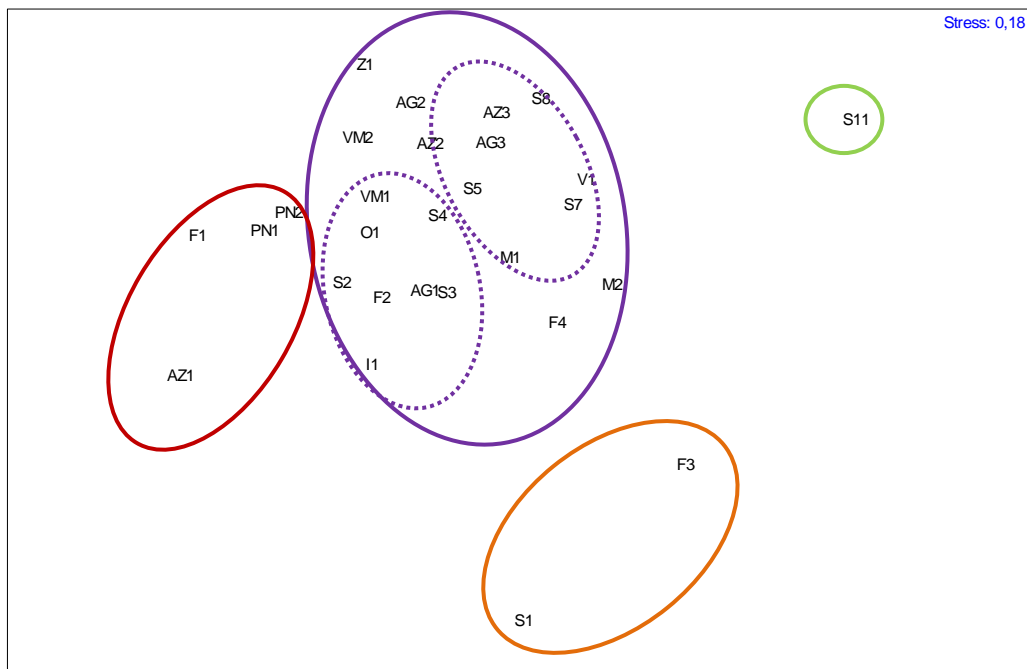


Figura 2.37. Ordenação NMDS dos locais de amostragem, primavera 2011.

Foram de uma forma mais ou menos evidente (aproximadamente 40% de similaridade para a classificação) reconhecidos 4 grupos. Como se verificou noutras épocas (primavera 2010 e inverno 2010), a separação entre locais, baseada nas diferenças das comunidades de macroinvertebrados, foi evidente para os troços: a) S1, devido à regularização, provocada pela barragem de S. Serrada; b) F3, devido aos níveis de poluição relativamente elevados; c) S11, troço final do rio Sabor apresenta altamente modificadas pelas obras do contra-embalse do AHBS; e finalmente d) os troços restantes, dentro dos quais se pode fazer uma separação, embora mais ténue entre os locais do Alto e do Baixo Sabor.

4. DISCUSSÃO

Este estudo permitiu identificar um conjunto de impactes ambientais distribuídos ao longo do curso de água principal e dos principais afluentes do rio Sabor. Muitos destes impactes referenciados para os ecossistemas lóticos de Portugal (CORTES *et al.* 2002b), foram também encontrados na bacia hidrográfica do rio Sabor. Entre eles salientam-se a poluição pontual e difusa, proveniente de aglomerados rurais e urbanos e da agropecuária, modificações no canal (*e.g.* input de sedimentos) e da galeria ripícola (*e.g.* corte indiscriminado desrespeitando a legislação vigente no âmbito do Domínio Público Hídrico), regularização de caudais (sucessões de pequenas obras transversais para aproveitamentos diversos (irrigação, produção de energia hidroelétrica, abastecimento) e presença de espécies exóticas, muitas delas com potencial invasor, suscetível de introduzir modificações profundas ao nível da cadeia alimentar. Estes fenómenos são mais visíveis e pronunciados no Baixo Sabor, por exemplo na proximidade das obras de construção do AHBS e em alguns afluentes (*e.g.* Ribeira da Vilariça) afetando pontual ou definitivamente a integridade ecológica destes ecossistemas quando comparados com o estado de referência para as diferentes tipologias definido no âmbito da aplicação da Diretiva-Quadro da Água (INAG 2008b). Relativamente à qualidade da água do Baixo Sabor, verificaram-se maioritariamente taxas de oxigenação inferiores e acréscimos nos valores da condutividade específica ($EC_{25} > 75 \mu S/cm$), no teor de sais dissolvidos ($TDS > 40 mg/L$) de nitratos (*e.g.* Nitratos $> 0,7 mg/L$) e fósforo total ($P\text{-Total} > 0,1 mg/L$), dois nutrientes essenciais para a produtividade primária do sistema aquático. Este input de nutrientes, associado à redução de caudais e ao corte da galeria ribeirinha, pode levar a fenómenos de eutrofização do meio aquático com consequente crescimento de macrófitos aquáticos, de algas filamentosas e do fitoplâncton. À semelhança doutros trabalhos realizados na bacia do Sabor ou noutros cursos de água do nordeste de Portugal (MÓNZON 1996, FERREIRO 2007, SILVA 2010, CLARO 2010, GEORGE 2010), o conjunto de ferramentas usadas para avaliação dos impactos ambientais detetaram a degradação de habitats com a ocorrência de fenómenos de sedimentação e colmatagem dos interstícios do leito do rio, regularização de troços relativamente extensos e cortes acentuados da galeria ripícola, avaliados pelos índices usados, *i.e.* QBR e GQC

No entanto, deve registar-se que a maioria dos cursos de água do Alto Sabor, nomeadamente os rios Igrejas, Onor e Penacal, assim como a Ribeira de Zacarias e muitos troços do Médio e Baixo Sabor, possuem uma boa qualidade da água, como confirmam os parâmetros físico-químicos, os quais evidenciam baixos valores de

temperatura, sais dissolvidos e nutrientes e teores elevados de oxigénio dissolvido, mesmo durante o período estival. Registo ainda para o “bom estado de saúde” dos habitats aquáticos e ribeirinhos, com galerias ripícolas bem desenvolvidas, dominadas por amieiros (*Alnus glutinosa*) e salgueiros (*Salix* spp.) que muito contribuem para o ensombramento e limitação da produtividade primária dos ecossistemas. Ao nível do canal, o declive típico das zonas montanhosas favorece a oxigenação da água e o domínio de granulometria grosseira ao nível do leito dos rios, compostos por blocos e pedras. Por outro lado, a sinuosidade do canal, a marcada sequência riffle/pool, e a heterogeneidade de mosaicos de microhabitats contribuem para a integridade ecológica destes ecossistemas, nos quais ainda persistem em muitos casos comunidades de espécies autóctones que incluem muitos endemismos ibéricos, algumas deles usufruindo de estatuto de conservação (CABRAL *et al.* 2005).

Conforme realçado na introdução deste estudo, as comunidades de invertebrados são uma ferramenta indicada para, através do gradiente de respostas, aferir dos potenciais impactos derivados da degradação das condições ambientais. Na bacia do rio Sabor, foi detetada uma sucessão longitudinal de espécies, visível na análise tipológica efetuada (e.g. ordenação e classificação das Figuras 2.36 e 2.37). Foi ainda possível verificar a separação efetiva dos locais perturbados (e.g. S1, F3) relativamente aos locais de boa integridade ecológica (e.g. S2, Z1). Na base de tal ocorrência estão as diferentes sensibilidades à perturbação, avaliadas ao nível da bio-ecologia das espécies, aspeto fundamental para num passo subsequente avaliar os riscos ambientais e seguidamente propor as medidas de mitigação/reabilitação.

É um facto que a presença de táxones estenobiontes, nomeadamente espécies pertencentes às Ordens Plecoptera, Trichoptera e Ephemeroptera, revelam um presente, mas também um passado, sem grandes distúrbios no meio aquático. Pelo contrário, densidades elevadas de espécies euribiontes, pertencentes aos Diptera, Hemiptera e Annelida, permitiram confirmar impactos negativos nos locais mais perturbados.

Um conjunto de atributos revelou-se responsivo à degradação ambiental. Entre as variáveis uni e multimétricas citam-se a diversidade (índice de Shannon-Weaner), a %EPT e os índices bióticos, com valores normalmente superiores nos troços de cabeceira. Relativamente à estrutura trófica, verificou-se uma maior representatividade de coletores de depósito e uma baixa proporção de fitófagos. À semelhança de SILVA (2010) também os coletores filtradores têm maior representatividade em zonas situadas a jusante das obras transversais ao fluxo de água. Poucos locais obtiveram

percentagens de predadores e parasitas superiores a 10% demonstrando um equilíbrio saudável ao nível do funcionamento energético destes ecossistemas. Dum modo geral, predomina um forte grau de heterotrofia, como resultado da dependência dos inputs alóctones, em especial da galeria ripícola (e.g. folhada, sementes, pequenos ramos). Esta tendência foi também encontrada noutros estudos em rios da região do nordeste transmontano (TEIXEIRA 1994, OLIVEIRA 1996, CLARO 2010, SILVA 2010). A avaliação biológica da qualidade da água, baseada nos dois índices IBMWP e IPtIn, demonstrou ser sensível, principalmente este último índice, permitindo detetar os locais cujas comunidades de macroinvertebrados apresentaram uma composição diversa (e.g. regularização).

Por fim, conforme referencia CLARO (2010), os Planos de Gestão da ARH do Norte, deverão ter como prioridade não só a definição como a efetivação de medidas de conservação/recuperação de habitats e espécies ameaçadas pelas grandes barragens em construção nos rios Tâmega, Tua e Sabor. Só desta forma poderá ser mantida toda a riqueza específica dos rios da Região Transmontana. Sabendo que o Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo-Sabor (AHBS) irá provocar modificações substanciais das componentes abiótica e biótica na futura zona das albufeiras, é essencial conservar os troços lóticos com boa integridade ecológica e, ao mesmo tempo, reabilitar as zonas perturbadas de modo a assegurar a continuidade de habitats e espécies aquáticas e terrestres.

BIBLIOGRAFIA

- ALBA-TERCEDOR J. & SANCHEZ-ORTEGA A. 1988. Un método rápido y simples para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell. Facultad de Ciências. Universidad de Granada, España.
- ALBA-TERCEDOR J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV SIAGA, Almería, II: 203-213.
- ALBA-TERCEDOR J. 2000. BMWP'. Un adattamento spagnolo del British Biological Monitoring Working Party (BMWP) Score System. *Biologia Ambientale*, 14: 65 - 67.
- BERNARDO J.M., COSTA A.M., BRUXELAS S. & TEIXEIRA A. 2011 Dispersal and coexistence of two non-native crayfish species (*Pacifastacus leniusculus* and *Procambarus clarkii*) in NE Portugal over a 10-year period. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 401:28 (DOI: 10.1051/kmae/2011047)
- CABRAL M.J. (Coord.), ALMEIDA J., ALMEIDA P.R., DELLINGER T.R., FERRAND DE ALMEIDA N., OLIVEIRA M.E., PALMEIRIM J.M., QUEIROZ A.I., ROGADO L. & SANTOS-REIS (eds.) 2005. Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa. 660 pp.
- CLARKE K.R. & GORLEY R.N. 2006. "PRIMER v6: User Manual/Tutorial". PRIMER-E: Plymouth.
- CLARO A.M. 2010. Estudo das populações de mexilhão-de-rio (*Margaritifera margaritifera* L.): Análise da qualidade ecológica de rios da bacia hidrográfica do rio Tua (NE Portugal). Mestrado em Gestão de Recursos Florestais. Escola Superior Agrária de Bragança.
- CORTES R.M.V. 1992. Seasonal pattern of benthic communities along the longitudinal axis of river systems and the influence of abiotic factors on the spatial structure of these communities. *Arch. Hydrobiol.*, 126: 85-103.
- CORTES R.M.V., TEIXEIRA A., CRESPI A., OLIVEIRA S., VAREJÃO E. & PEREIRA A. 1999. Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Lima. 1ª Fase. Análise e Diagnóstico da Situação de Referência (Componente Ambiental). Anexo 9. Ministério do Ambiente. 257 pp.
- CORTES R.M.V., OLIVEIRA S.V., CABRAL D.A., SANTOS S. & FERREIRA T. 2002a. Different scales of analysis in classifying streams: from a multimetric towards an integrate system approach. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 13: 209-224.

- CORTES R.M.V., PINTO P., FERREIRA M.T. & MOREIRA I. 2002b. Qualidade biológica dos ecossistemas fluviais. In: Ecossistemas aquáticos e ribeirinhos. Ecologia, Gestão e Conservação. Moreira I, Ferreira M.T., Cortes R., Pinto P., Almeida P.R. (eds). Instituto Da Água 2002. Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente.
- CORTES R.M.V., OLIVEIRA S.V., HUGHES S.J. & FERREIRA T. 2008. Combining habitat and biological characterization: Ecological validation of the River Habitat Survey. *Limnetica*, 27(1): 39-56.
- DIRECTIVE 2000/60/CE 2000. Water Framework Directive of the European Parliament and the Council, of 23 October 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities, L327: 1–72.
- FERREIRO N.R. 2007. *Caraterização da Qualidade Ecológica do Rio Tua*. Tese de Mestrado. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto.
- FURSE M., HERING D., MOOG O., VERDONSCHOT P., JOHNSON R.K., K. BRABEC, K. GRITZALIS, A. BUFFAGNI, P. PINTO, N. FRIBERG, J. MURRAY-BLIGH, J. KOKES, R. ALBER, P. USSEGLIO-POLATERA, P. HAASE, R. SWEETING, B. BIS, K. SZOSZKIEWICZ, H. SOSZKA, G. SPRINGE, F. SPORKA & I. KRNO. 2006. The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia* 566: 3–29.
- GEORGE C. 2010. Bio-évaluation de la qualité d'un système lotique au Portugal: Approche spatio-temporelle de l'évolution des communautés des macro-invertébrés. Master EA. Université Paul Verlaine. Metz. França.
- HAUER R. & RESH V.H. 1996. Benthic Macroinvertebrates. In: Hauer & Lamberti (eds.). *Stream Ecology*. Academic Press. San Diego. USA.
- INAG I.P. 2008a. Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segunda a Diretiva Quadro da Água Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- INAG I.P. 2008b. Tipologia de Rios Em Portugal Continental no Âmbito da Implementação da Diretiva Quadro da Água. I- Caraterização Abiótica. Ministério do Ambiente, 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, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- MARGALEF R.1958. Information theory in ecology. Gen. Syst. 3: 36-71.
- MERRITT R.W., CUMMINS K.W. 1978. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall-Hunt, Dubuque. Iowa. USA.
- MERRITT R.W., CUMMINS K.W. 1996. Trophic relations of macroinvertebrates. In: *Stream Ecology* editado por Hauer & Lamberti. Academic Press. San Diego. USA. 453-474 pp..
- MONZÓN A. 1996. Caracterización Limnológica de los Macroinvertebrados Fluviales de la Cuenca del Rio Túa (Cuenca del Duero, Portugal). Univ. Autónoma de Madrid. Madrid 313 pp.
- MUNNÉ A., SOLÁ C. & PRAT N. 1998. QBR: Un Índice para la Evaluación de la Calidad de los Ecosistemas de Ribeira. Barcelona. 175: 20-37.
- OLIVEIRA S.V. & CORTES R.M.V. 2005. A biologically relevant habitat condition index for streams in northern Portugal. AQUATIC CONSERVATION: MARINE AND FRESHWATER ECOSYSTEMS 15: 189–210
- OLIVEIRA S.V. 2006. Avaliação da Integridade Ecológica em Ecosistemas Aquáticos. Tese de Doutoramento. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 212pp.
- OLIVEIRA J.M., SANTOS J.M., TEIXEIRA A., FERREIRA M.T., PINHEIRO P.J., GERALDES A. & BOCHECHAS J. 2007. Projeto AQUARIPORT: Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios. Direção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa, 96 pp. ISBN 978-972-8097-67-7
- OLIVEIRA S.V. 1996. Importância das Ripícolas no Funcionamento dos Ecosistemas Lóticos – Caso do Rio Olo (P.N. Alvão). Tese de Mestrado. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.
- SILVA L.R. 2010. Avaliação da qualidade ecológica de cursos de água da bacia hidrográfica do rio Sabor (Bacia do Douro). Mestrado em Gestão de Recursos Florestais. Escola Superior Agrária de Bragança.
- TACHET H., BOURNAUD M. & RICHOUX PH. 1981. *Introduction à l'étude des macroinvertebrés d'eaux douces*. Univ. Claude Bernard et Assoc. de Limnol., Lyon.

- TACHET H., RICHOUX P.H., BOURNARD M. E USSEGLIO-POLATERA, P. 2010. Invertébrés d'eaux douces. Systématique, biologie, écologie. CNRS Éditions, Paris.
- TEIXEIRA A. 1994. *Variações naturais e antropogénicas na sucessão longitudinal de ecossistemas lóticos*. Tese de Mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra.
- TEIXEIRA A., CORTES R.M.V. & OLIVEIRA D. 2006. Habitat use by Native and Stocked Trout (*Salmo Trutta L.*) In Two Northeast Streams, Portugal. Bulletin Française de la Pêche et la Pisciculture 382: 1-18.
- TER BRAAK C.J.F. & SMILAUER P. 1998. CANOCO, Reference Manual and User's Guide to CANOCO for Windows: Software for Canonical Community Ordination (Version 4) Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.
- VIDAL-ABARCA GUTIERREZ M., ALONSO M.L., CEREZO R. & RAMIREZ-DIAZ L. 1994. Ecologia de aguas continentals. Prácticas de Limnologia. Univ. Múrcia. Múrcia. 266 pp.

CAPÍTULO 3: BIO-ECOLOGIA DAS POPULAÇÕES DE *Unio delphinus*, *Potomida littoralis* E *Anodonta anatina* DOS RIOS SABOR, TUA E TÂMÉGA (BACIA DO DOURO, PORTUGAL).

RESUMO

Foram avaliadas as condições ambientais das populações de náíades (Mollusca, Bivalvia, Unionoidea) dos rios Tâmega, Tua e Sabor, sujeitos a obras de regularização que implicam a construção de grandes empreendimentos hidroelétricos. No verão de 2010 e de 2011 foi feita uma análise especificamente orientada para o habitat e microhabitat usado pelas espécies *U. delphinus*, *A. anatina* e *P. littoralis*. Para a avaliação genérica do habitat aquático e ribeirinho foi aplicada a metodologia River Habitat Survey (RHS), complementada com uma análise mais detalhada ao nível do microhabitat. Realizaram-se 30 transectos em cada troço de rio e foram medidas diferentes variáveis em cada microhabitat amostrado (0,25 m²). Os unionídeos demonstraram possuir uma distribuição espacial agregada, com densidades superiores na proximidade das margens e especialmente em braços laterais dos rios com fluxo permanente de água. As curvas de preferência elaboradas permitiram detetar diferenças entre *U. delphinus* e *A. anatina*, que colonizam preferencialmente pools com substrato muito fino em margens escavadas e entre raízes submersas e as populações de *P. littoralis*, que apresentaram densidades superiores em zonas de maior corrente (riffles) e substrato mais grosseiro (seixos e pedras). Relativamente à qualidade da água, detetaram-se teores em sais dissolvidos e nutrientes relativamente altos, capazes de fomentar o crescimento de fitoplâncton, fonte de alimentação destes animais. Foi realizado um estudo pioneiro de determinação dos peixes hospedeiros de *U. delphinus* e *P. littoralis* na bacia do rio Sabor, do qual se realça a afinidade quase exclusiva destas náíades com a fauna piscícola autóctone. Face à severa redução do habitat disponível e dos peixes hospedeiros nos rios Sabor, Tua e Tâmega, a conservação dos ecossistemas e de todas as espécies ameaçadas deve incluir a preservação de habitats fora da influência das albufeiras e a requalificação ambiental de troços degradados.

Palavras-chave: *náíades, habitat, qualidade da água, peixes hospedeiros*

ABSTRACT

In this work it was assessed the environmental conditions of naiads populations (Mollusca, Bivalvia, Unionoida) of the rivers Tâmega, Tua and Sabor. Nowadays these rivers are subjected to regularization works for large hydroelectric projects. In the summer of 2010 and 2011 an analysis, specifically geared to the habitat and microhabitat use by the species *Unio delphinus*, *Anodonta anatina* and *Potomida littoralis*, was done. To evaluate the aquatic and riparian habitat it was applied the River Habitat Survey methodology (RHS), complemented with a more detailed analysis at the microhabitat level. In each section of these rivers 30 transects were surveyed and different variables were measured in each sampled area (0.25 m²). The naiads showed an aggregated spatial distribution, with higher densities near the edges and especially in the side arms of the rivers with permanent flow. The preference curves allowed to detect differences between *Unio delphinus* and *Anodonta anatina*, which preferentially colonize pools with fine substrate and excavated margins and between submerged roots, and the *Potomida littoralis*, which higher densities in areas of higher current (riffles) and coarser substrate (pebbles and stones). Regarding to water quality, it was detected relatively high levels of dissolved salts and nutrients, providing the phytoplankton growth, food supply of these animals. It was also carried out a pioneering study to determine the host fishes of *Unio delphinus* and *Potomida littoralis* in the Sabor River Basin, which enhances the affinity of these naiads almost exclusively with the native fish fauna. Given the severe reduction in available habitat and host fishes in the rivers Sabor, Tua and Tâmega, the conservation of ecosystems and all endangered species should include the preservation of habitats, outside the influence of dams, and environmental restoration of degraded reaches.

Keywords: *naiads, habitat, water quality, host fishes*

1. INTRODUÇÃO

Outrora abundantes nos ecossistemas aquáticos epicontinentais, os bivalves de água doce são, atualmente, um dos grupos de organismos mais ameaçados e em risco de extinção (BOGAN 1993; WILLIAMS *et al.* 1993; NEVES *et al.* 1997; STRAYER *et al.* 2004). Segundo BAUER (1988), os mexilhões de água-doce (Mollusca, Bivalvia, Unionoidea) sofreram uma diminuição superior a 90% nas populações da Europa, perspetivando-se para o futuro um cenário de agravamento desta tendência. Entre os principais fatores de ameaça que têm conduzido à regressão e/ou ao desaparecimento de muitas populações de náíades autóctones incluem-se: a) poluição tóxica resultante de aglomerados urbanos (efluentes domésticos e industriais) e difusa (agricultura, pecuária), b) regularização dos cursos de água (represamentos e construção de barragens) que afeta a qualidade e quantidade de água e habitat disponível (deposição de quantidades elevadas de sedimentos finos), c) extração de inertes (destruição de habitats), d) desaparecimento dos peixes hospedeiros (sobrepesca e alteração dos habitats) e e) introdução de espécies exóticas, que alteram profundamente a composição faunística do biota presente nos sistemas aquáticos (HASTIE *et al.* 2003; REIS 2003) - (Figura 3.1).



Figura 3.1. Fatores de ameaça de populações de bivalves (adaptado de VARANDAS *et al.* 2010).

Em Portugal, a regularização de rios está englobada numa Estratégia Nacional para a Energia, decorrente da Resolução do Conselho de Ministros nº80/2008, de 20 de maio, na qual foi publicado o Plano Nacional de Ação para a Eficiência Energética (PNAEE) que tem como meta alcançar até 2015 uma redução equivalente a 10% do consumo final de energia, nos termos previstos na Diretiva 2000/32/CE. Nesta Diretiva Comunitária todos os Estados Membros foram obrigados a publicar planos de ação para a eficiência energética, estabelecendo metas de pelo menos 1% de poupança de energia por ano até 2016. Apesar de aplicadas diversas medidas no âmbito do PNAEE (e.g. fiscalidade automóvel; taxa sobre as lâmpadas ineficientes e distribuição gratuita de lâmpadas eficientes; microgeração; certificação energética de edifícios; sistema de eficiência energética na indústria), o Governo de Portugal decidiu, em 2007, implementar um Programa Nacional de Barragens com Elevado Potencial Hidroelétrico (PNBEPH), equacionando a construção de 10 novos grandes aproveitamentos hidroelétricos, tidos como essenciais para atingir objetivos fundamentais para o Sistema Energético Nacional (REN 2007). O PNBEPH tem, pois, como objetivo contribuir para a redução da dependência energética do exterior e, até 2020, aumentar a capacidade de produção hidroelétrica de 5 860 MW para 7 000 MW, permitindo ainda, otimizar/maximizar a energia obtida por outras fontes renováveis, nomeadamente a eólica (Figura 3.2).

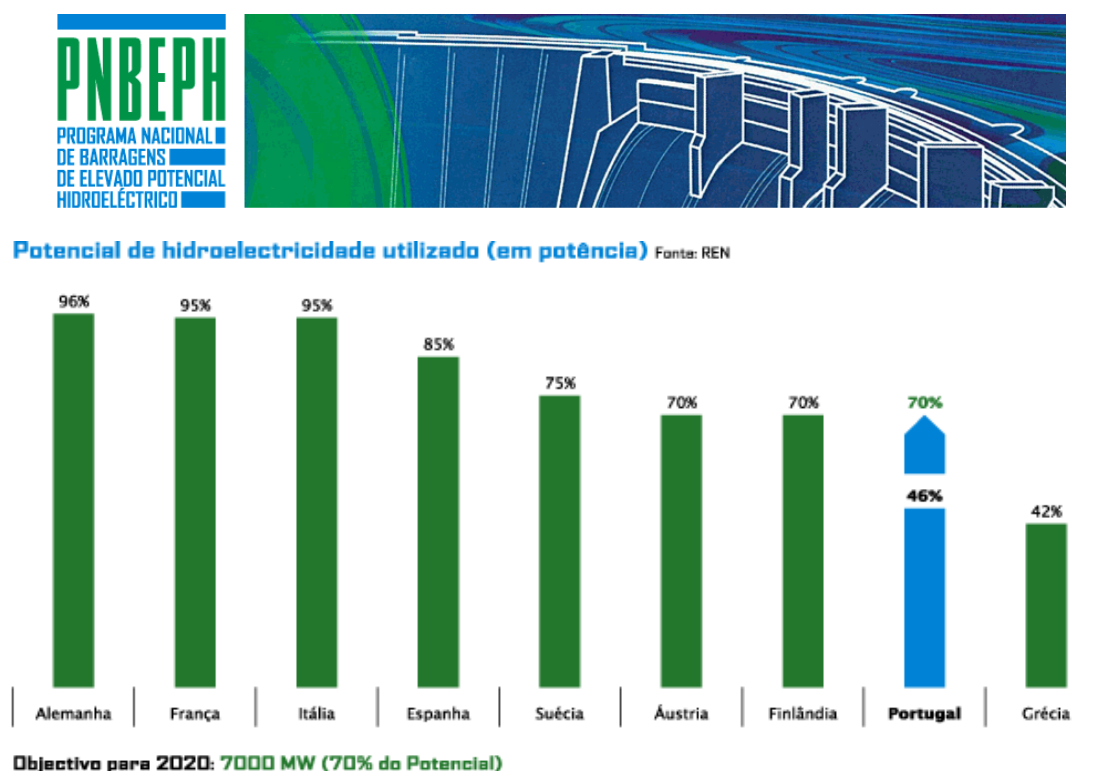


Figura 3.2. Programa Nacional de Barragens de Elevado Potencial Hidroelétrico (PNBEPH) e objetivos a atingir até 2020- produção hídrica de 7 000 MW (REN 2007).

Contudo, a construção de novos aproveitamentos hidroelétricos implica inevitavelmente alterações hidromorfológicas significativas com impacte nas massas de água. Nesta medida, de acordo com a aplicação dos números 7, 8 e 9 do artigo 4.º da Diretiva Quadro da Água (DQA), a Avaliação Ambiental Estratégica associada às grandes barragens assume vital importância, enquadrando para além dos fatores ambientais, o quadro de referência e as questões estratégicas como fatores críticos para a decisão (Figura 3.3).

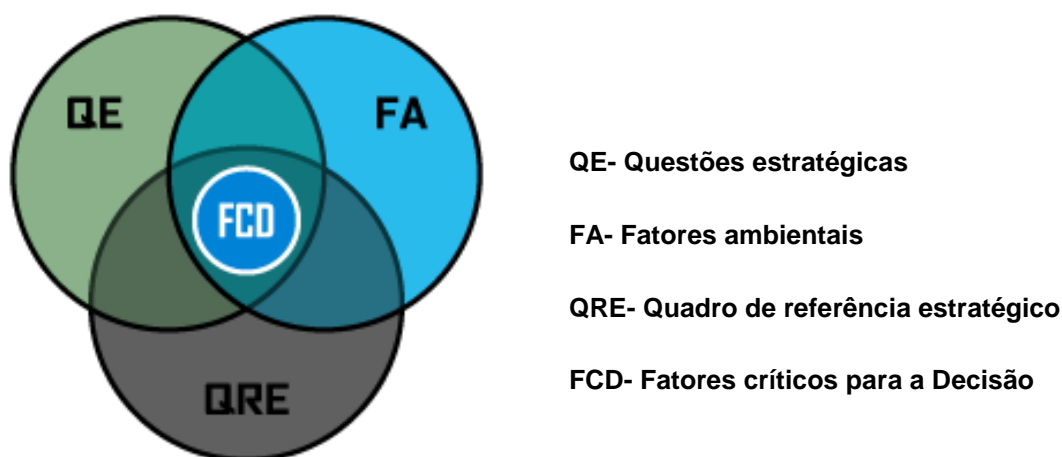


Figura 3.3. Avaliação Ambiental Estratégica (adaptado de INAG)

Sendo os fatores críticos para a decisão aspetos fulcrais e integrados que podem tomar diferentes direções consoante a estratégia, devem resultar duma análise que integre distintos aspetos, como sejam, por exemplo:

- Alterações Climáticas - Capacidade do programa contribuir para a redução de emissões de GEE e para o cumprimento das metas de Quioto.
- Biodiversidade - Riscos e oportunidades numa perspetiva de manutenção, e eventual promoção, da biodiversidade, evidenciando-se a avaliação de áreas classificadas/Rede Natura, fragmentação de habitats e espécies ameaçadas;
- Recursos naturais e culturais - Riscos e oportunidades para a manutenção e valorização dos recursos naturais e culturais, com destaque para aspetos de património cultural, recursos hídricos, recursos minerais e paisagem.
- Riscos naturais e tecnológicos - Riscos que incidem sobre os aproveitamentos, bem como os riscos induzidos pelos mesmos; integra a avaliação da capacidade do

programa contribuir para a redução e controlo de riscos como sejam cheias, secas, incêndio, erosão costeira, entre outros

A Avaliação Ambiental deve ainda identificar um conjunto de Medidas de Minimização e de Compensação que visam criar condições para que habitats e espécies sob ameaça possam perdurar nos ecossistemas modificados.

Dos 10 empreendimentos considerados no PNBEPH, seis deles situam-se no Norte de Portugal a saber: 1) Aproveitamentos Hidroelétricos de Gouvães, Alto Tâmega e Daivões, na denominada Cascata do Rio Tâmega, adjudicado à Iberdrola Generati3n, S.A.U.; 2) Aproveitamento Hidroelétrico de Frid3o no rio Tâmega, adjudicado à EDP – Gest3o da Produç3o de Energia, SA e 3) Aproveitamento Hidroelétrico de Foz Tua (AHFT) no troço final do rio Tua, adjudicado à EDP – Gest3o da Produç3o de Energia, SA.

Apesar de n3o considerada no PNBEPH, outra grande barragem est3 a ser constru3da no Nordeste Transmontano, mais propriamente no setor final do rio Sabor (Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo Sabor - AHBS), tamb3m adjudicado à EDP – Gest3o da Produç3o de Energia, SA. A localizaç3o destes grandes empreendimentos hidroelétricos e informaç3es t3cnicas de alguns deles s3o apresentadas na Figura 3.4.

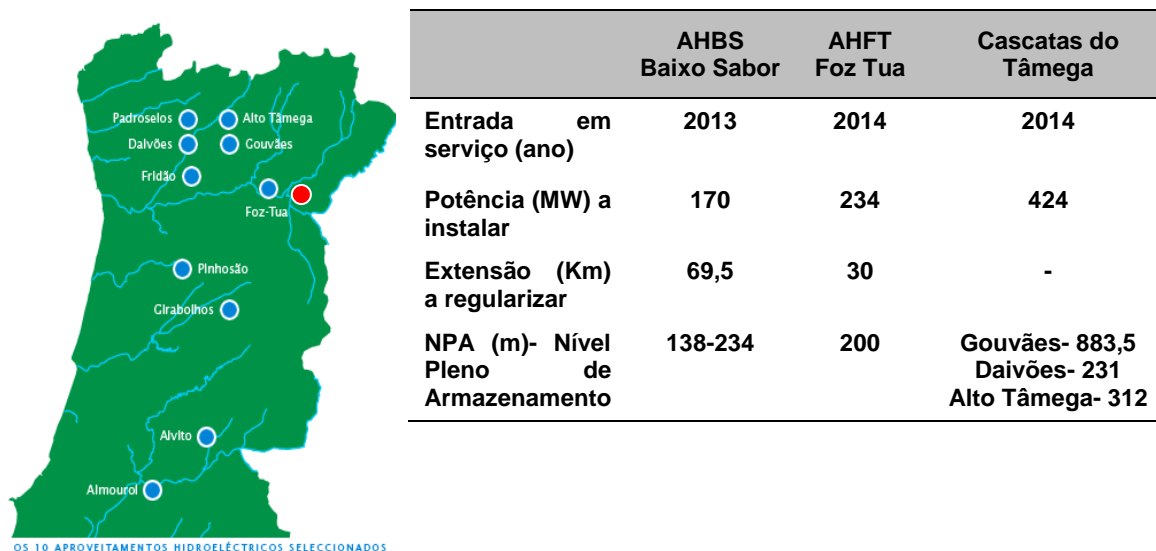


Figura 3.4. Localizaç3o dos 10 Aproveitamentos Hidroelétricos selecionados (círculos de cor azul) pelo PNBEPH e do Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo Sabor (AHBS) (C3rculo de cor vermelha) e caracter3sticas t3cnicas de alguns deles.

A orografia e as condiç3es climáticas fazem do Norte de Portugal uma 3rea com elevado potencial hidroelétrico ainda por explorar, pelo que, de forma cont3nua, se assiste a uma forte press3o para a regularizaç3o dos sistemas de drenagem.

Atualmente, para além do PNBEPH que afeta particularmente os troços médios e finais de cursos de água, existe um número elevado de mini-hídricas instaladas e outras em fase de implementação para as quais não existem estudos dos impactes ecológicos, nomeadamente em troços de cabeceira onde os valores de biodiversidade são, por norma, significativos. Desta forma, a integridade ecológica dos rios Tâmega, Tua e Sabor está seriamente ameaçada com a diminuição da conectividade fluvial, fragmentação e desaparecimento de habitats e risco de extinção de espécies de plantas, invertebrados e peixes autóctones, muitos deles endemismos ibéricos com estatuto de proteção (e.g. *Margaritifera margaritifera*). Todas as modificações decorrentes da transformação de um sistema lótico para lântico vão implicar um declínio catastrófico nas populações de náíades que poderá contemplar não só a perda de espécies, presentes em muitos nichos ecológicos com elevada abundância, como também a ocorrência de alterações no funcionamento dos ecossistemas fluviais, nomeadamente no processamento de partículas em suspensão, transformação de nutrientes e revolvimento dos sedimentos (VAUGHN & HAKENKAMP 2001). Nestes ecossistemas ocorrem quatro espécies de náíades distribuídas por duas famílias: 1) MARGARITIFERIDAE, da qual faz parte apenas a espécie *Margaritifera margaritifera* (LINNAEUS 1785) e 2) UNIONIDAE, composta pelas espécies *Potomida littoralis* (CUVIER 1798), *Anodonta anatina* (LINNAEUS 1785) e *Unio delphinus* (SPENGLER 1793) anteriormente citado como *Unio cf. pictorum* ou *Unio crassus* (Figura 3.5).

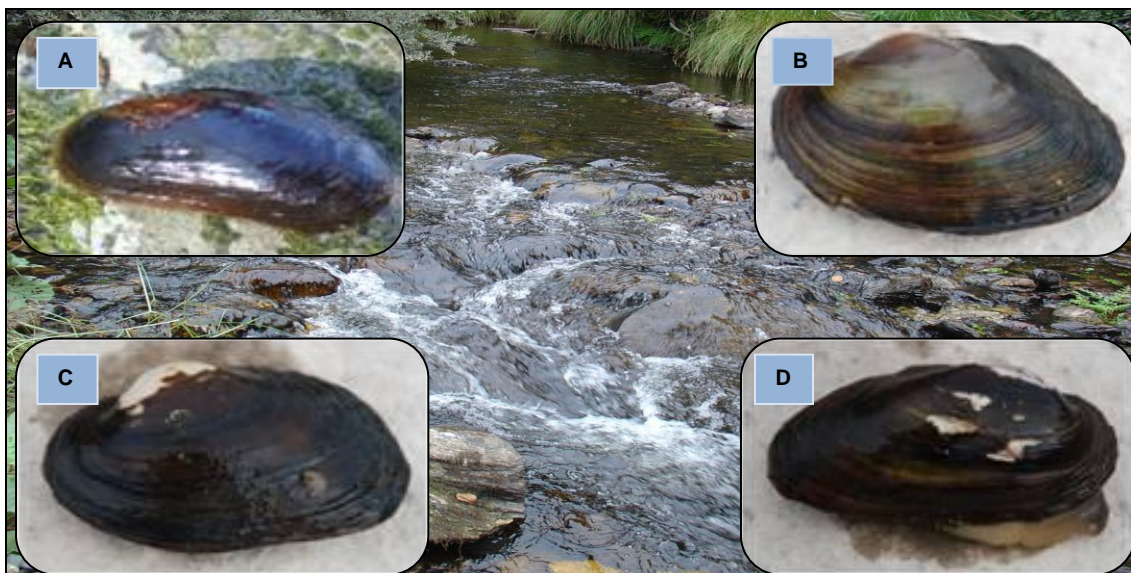


Figura 3.5. Espécies de náíades presentes no norte de Portugal: A) *Margaritifera margaritifera*; B) *Anodonta anatina*; C) *Potomida littoralis* e D) *Unio delphinus*.

De todas as espécies citadas, o mexilhão-de-água doce *Margaritifera margaritifera*, é a mais ameaçada a nível nacional e mundial, estando incluída nos Anexos II e V da

Diretiva Habitats, no Anexo III da Convenção de Berna e ainda classificada como "Em Perigo" pelo Livro Vermelho da IUCN (2006). De facto, embora tenham sido referenciadas populações "residuais" nos rios Paiva, Cávado e Neiva (REIS 2006) e mais recentemente nos rios Beça e Terva (VARANDAS *et al.* 2011) apenas duas populações, situadas na cabeceira dos rios Tuela e Rabaçal (Bacia do rio Tua), possuem elevado sucesso reprodutivo (REIS 2006). A distribuição espacial das restantes náíades é mais alargada, estando distribuídas de norte a sul do país (Figura 3.6). Apesar de não possuírem, na atualidade, o mesmo estatuto de proteção definido para a *M. margaritifera*, ao colonizarem os setores médio e terminal de muitos cursos de água, estão sujeitas a um maior número de pressões, maioritariamente de origem antropogénica que, de forma sinérgica, tem vindo a diminuir os stocks existentes.

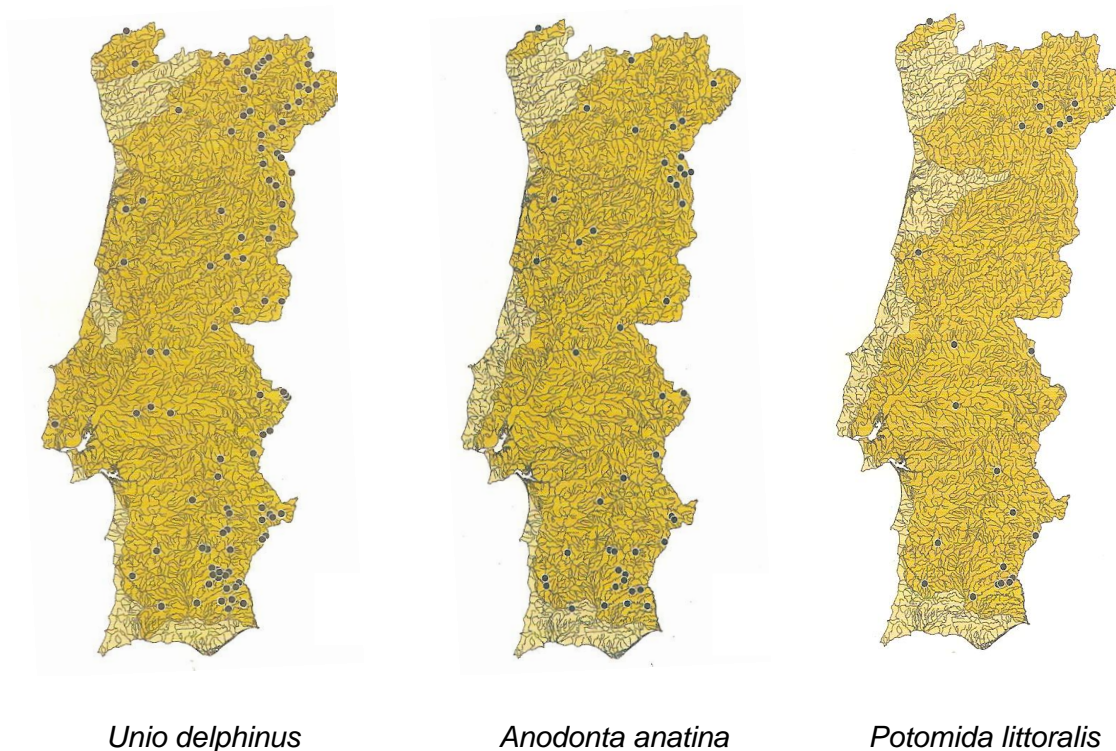


Figura 3.6. Distribuição espacial das populações de *Unio delphinus*, *Anodonta anatina* e *Potomida littoralis* em Portugal (adaptado de REIS 2006).

Pouco se conhece da ecologia e ciclo de vida das populações de *Unio delphinus*, *Anodonta anatina* e *Potomida littoralis* nos rios do Nordeste de Portugal. A forte redução de habitat, que seguramente ocorrerá após o enchimento das albufeiras, torna essencial a avaliação das condições ambientais onde estas espécies ocorrem naturalmente de modo a assegurar a sua sobrevivência nestes ecossistemas. Algumas das medidas de compensação previstas nos estudos de impacto ambiental dos empreendimentos hidroelétricos (e.g. MC10 do AHBS) equacionam a translocação

Nas Figuras 3.8 a 3.10 são apresentadas imagens dos diferentes locais amostrados em cada bacia hidrográfica.



Figura 3.8. Troço amostrado no rio Sabor, próximo da povoação do Felgar (Bacia do rio Douro).

A dimensão patente nos troços médio (Rio Tâmega) e final (Rios Tua e Sabor) dos rios permite a ocorrência de braços laterais, permanentemente inundados, onde muitas vezes se aglomeram populações de bivalves com densidade apreciável.



Figura 3.9. Troço amostrado no rio Tua, próximo da povoação da Brunheda (Bacia do rio Douro).



Figura 3.10. Troço amostrado no rio Tâmega, próximo de Ribeira de Pena (Bacia do rio Douro).

2.2. Caracterização físico-química da água e dos sedimentos

Para uma avaliação pormenorizada da qualidade ambiental dos troços dos rios Tâmega, Tua e Sabor procedeu-se à análise da 1) qualidade físico-química da água (e.g. fósforo, azoto, oxidabilidade), mediante a recolha de amostras convenientemente preservadas e transportadas para o laboratório. *In situ*, i.e. em cada local de amostragem, foram medidos os parâmetros da temperatura, pH, oxigénio dissolvido (OD), condutividade elétrica e sólidos suspensos totais (SST) (Figura 3.11). Os processos de colheita e determinação foram realizados de acordo com (EATON *et al.* 2005). Em função das características determinadas a água foi classificada segundo a sua qualidade para usos múltiplos, utilizando a classificação adotada pelo INAG (DSCP da ex-DGRAH 1990); 2) Sedimentos: as amostras foram recolhidas e determinadas as frações correspondentes aos materiais orgânicos particulados (POM) e aos materiais inorgânicos particulados (PIM), de acordo com a metodologia ESS 340.2 (1993).



Figura 3.11. Medição dos parâmetros físico-químicos da água no rio Sabor (setembro 2010).

2.3. Caracterização do habitat e microhabitat disponível e usado pelas náíades

A avaliação do habitat aquático e ribeirinho dos troços de rios amostrados foi efetuada através duma metodologia baseada no River Habitat Survey (RHS, RAVEN *et al.* 1998). Esta técnica, comumente utilizada em diversos estudos de monitorização ambiental (e.g. DQA), recorre a dados físicos e de habitat, qualitativos e quantitativos, do sistema aquático e da zona ribeirinha. Assim, em cada rio selecionou-se um troço de 500 m e efetuaram-se observações em duas escalas distintas:

- a) Em transectos (Spot-checks) dispostos em intervalos de 50 m e b) de modo contínuo (Sweep-up) ao longo de todo o troço (Figura 3.12).

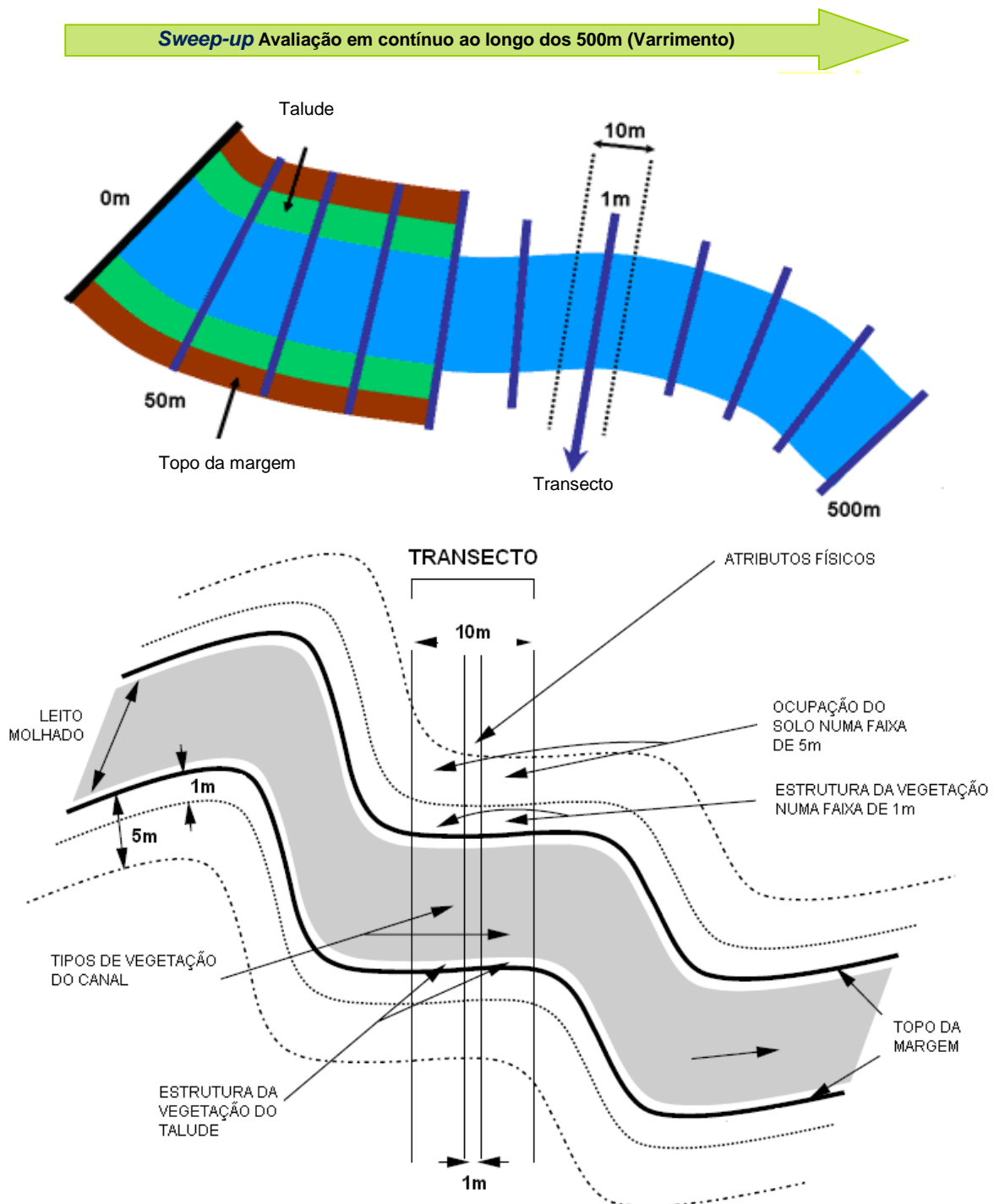


Figura 3.12. Desenho esquemático da metodologia do River Habitat Survey (RHS) para análise do microhabitat disponível e usado pelas espécies *U. delphinus*, *Anodonta anatina* e *P. littoralis* [adaptado de ENVIRONMENT AGENCY (2003)].

A partir da ferramenta RHS, foram também calculados o índice de Qualidade de Habitat (HQA) e o índice de Modificação do Habitat (HMS), através do recurso ao software RAPID 2.1 (DAVY-BOWKER *et al.* 2008). Conforme RAVEN *et al.* (1998) referem, o HQA resulta da análise cumulativa de 10 sub-índices, sendo uma medida de riqueza, raridade e diversidade dos habitats fluviais, enquanto o HMS quantifica o grau de artificialização do canal.

Na abordagem ao estudo do microhabitat disponível e usado pelas náíades, para além dos transectos perpendiculares ao fluxo de água que o RHS define ao longo dos 500 m (spot-checks), foram efetuados mais 2 transectos, aleatoriamente selecionados, entre cada par de transectos anteriormente definidos, perfazendo um total de 30 transectos. Estes transectos complementares localizaram-se na proximidade de ambas as margens, uma vez que a maioria das populações de náíades se situa nestes habitats específicos (Figura 3.13).

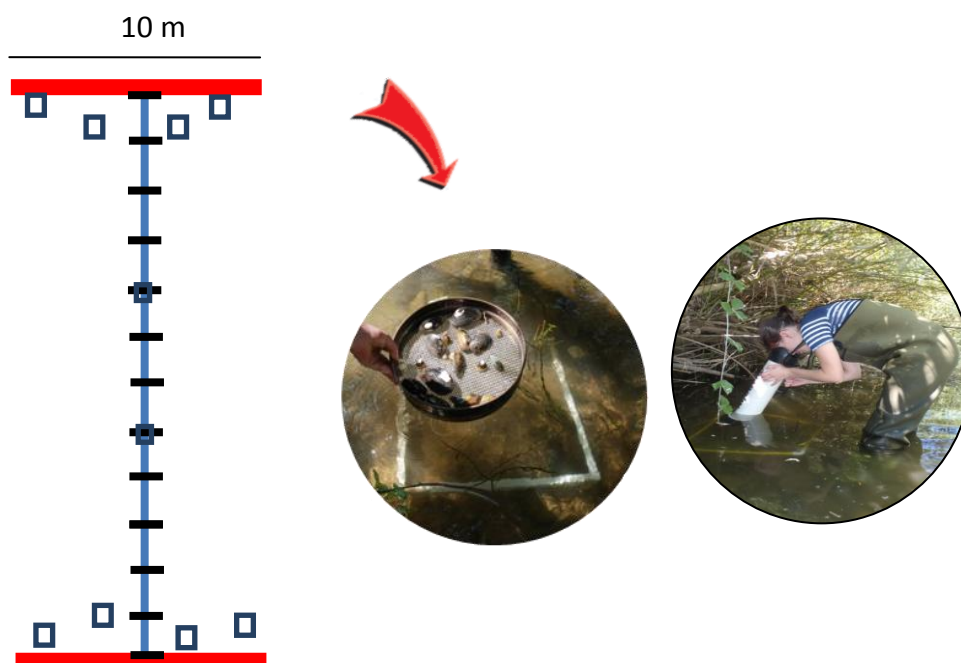


Figura 3.13. Metodologia de avaliação do habitat das populações de náíades dos rios Tâmega, Tua e Sabor: Esquema de elaboração dos transectos perpendiculares e paralelos com mensuração dos exemplares capturados em cada quadrícula de 50 x 50 cm.

Em cada transecto, a amostragem do microhabitat disponível e usado reportou-se a uma área de 0,25 m² (quadrado de 50x50 cm) com um espaçamento de 1 metro, tendo sido mensuradas as variáveis da profundidade total (vara graduada), velocidade da corrente (molinete Valeport, Model 002 – ver Figura 3.14) medidas na coluna de

água e no leito, substrato dominante e sub-dominante (segundo código definido no Quadro 3.1) e cobertura (Quadro 3.2).



Figura 3.14. Medição da variável Velocidade da corrente do microhabitat disponível e usado pelas espécies *Unio delphinus*, *Anodonta anatina* e *Potomida littoralis*, no rio Sabor (setembro 2010).

Quadro 3.1. Código referente ao substrato (adaptado de BOVEE 1982)

Código	Descrição do substrato
1	Detritos de plantas (deposição de folhada)
2	Materiais finos (argila e silte) < 0,062 mm
3	Areia (0,062 - 1,9 mm)
4	Seixo pequeno (0,2 - 4,0 cm)
5	Seixo grosseiro (4,1 - 7,5 cm)
6	Calhau pequeno (7,6 - 15,0 cm)
7	Calhau médio (15,1 - 22,5 cm)
8	Calhau grande (22,6 - 60,0 cm)
9	Blocos (> 60,0 cm)
10	Leito rochoso

Quadro 3.2. Código referente à cobertura (adaptado de BOVEE 1982)

Código	Descrição da cobertura
1	Sem cobertura;
2	Objetos com diâmetro $\varnothing < 15$ cm;
3	Objetos com $15 \text{ cm} < \varnothing < 30$ cm;
4	Objetos com $\varnothing > 30$ cm;
5	Vegetação ripícola pendente sobre a superfície de água (altura <1,5 m);
6	Raízes, troncos submersos, margens escavadas;
7	Objetos com $\varnothing < 15$ cm e vegetação ripícola pendente;
8	Objetos com $\varnothing < 15$ cm e raízes ou margens escavadas;
9	Objetos com $15 \text{ cm} < \varnothing < 30$ cm e vegetação ripícola pendente;
10	Objetos com $15 \text{ cm} < \varnothing < 30$ cm e raízes ou margens escavadas;
11	Objetos com $\varnothing > 30$ cm e vegetação ripícola pendente;
12	Objetos com $\varnothing > 30$ cm e raízes ou margens escavadas;
13	Superfície turbulenta;
14	Vegetação aquática submersa.

A avaliação do microhabitat usado pelas náíades baseou-se também nos transectos anteriormente definidos, nos quais se prospetou inicialmente a presença de náíades mediante a utilização dum Aquascope e/ou através de obervação sub-aquática (*snorkeling*). Posteriormente, procedeu-se ao revolvimento minucioso duma capa de aproximadamente 10 cm de profundidade (análise do substrato num crivo de malha de 500 μm) em cada quadrícula de 0,25 m², tendo sido identificados, contados e medidos (*i.e.* com recurso a uma craveira) todos os exemplares capturados (Figura 3.15).



Figura 3.15. Mensuração de exemplares adultos de náíades do Rio Sabor (setembro 2011).

2.4. Determinação dos peixes hospedeiros de *Unio delphinus* e *Potomida littoralis*

Para a realização deste estudo foram capturados diversos exemplares e selecionados 6 indivíduos de *Potomida littoralis* e de *Unio delphinus*, no Baixo Sabor (próximo da povoação de Felgar), depois de se verificar a presença de gloquídeos nas brânquias (*i.e.* de aspeto inchado e de coloração acinzentada). Os bivalves foram levados para o laboratório devidamente acondicionados em tanques de 40L.

As espécies piscícolas foram capturadas durante o verão de 2011 com recurso à pesca elétrica. Para tal, foi utilizado um aparelho de pesca elétrica portátil, com output de corrente contínua e por impulsos (Hans Grassl ELT; 300-600V) (Figura 3.16). Foi seguida a metodologia definida no Manual para a Avaliação Biológica da Qualidade da Água em Sistemas Fluviais segundo a Diretiva Quadro da Água: Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola (INAG 2008). Todos os peixes capturados foram identificados e medidos com um íctiometro (precisão de 0,1 cm) e alguns exemplares de cada espécie foram posteriormente transportados em tanques com oxigénio para o laboratório para a realização de testes. Para além das espécies piscícolas capturadas no Baixo Sabor foram também utilizadas neste estudo outras

espécies piscícolas autóctones (e.g. enguia) presentes noutras bacias do norte de Portugal.



Figura 3.16. Realização da pesca elétrica no rio Sabor, no verão de 2011.

As experiências para determinação dos peixes hospedeiros de ambas as espécies de náíades foram levadas a cabo num Sistema de Aquacultura (Aquaneering Systems®), composto por 40 tanques de 16L com recirculação de água, sistema de controlo da temperatura (manutenção ao longo da experiência duma temperatura constante de 20°C) e filtros físicos, de carvão ativado e de UV (ultra-violeta), para manutenção duma boa qualidade da água (Figura 3.17).

Foi realizado o mesmo procedimento experimental para cada uma das espécies de náíades. Assim, os gloquídeos foram extraídos das brânquias de 6 fêmeas com recurso a uma seringa hipodérmica e libertados num recipiente com água. Previamente, verificou-se a viabilidade dos gloquídeos mediante a imersão duma pequena amostra numa solução saturada de NaCl. Os gloquídeos ativos e maduros apresentaram, de imediato, um comportamento típico abrindo e fechando rapidamente as valvas. A diferenciação dos gloquídeos entre ambas as espécies de náíades foi evidente (Figuras 3.18 e 3.19).



Figura 3.17. Sistema de aquários (Aquaneering®) do Lab. de Aquacultura usados no estudo.

Em cada experiência foram utilizados vários exemplares das diferentes espécies piscícolas, infestados com gloquídeos. Previamente, todas as espécies piscícolas foram colocadas durante 30 minutos num recipiente de vidro, dispendo de oxigenação forte, para incrementar a suspensão dos gloquídeos e aumentar a probabilidade de infestação dos peixes a partir da elevada densidade de gloquídeos.

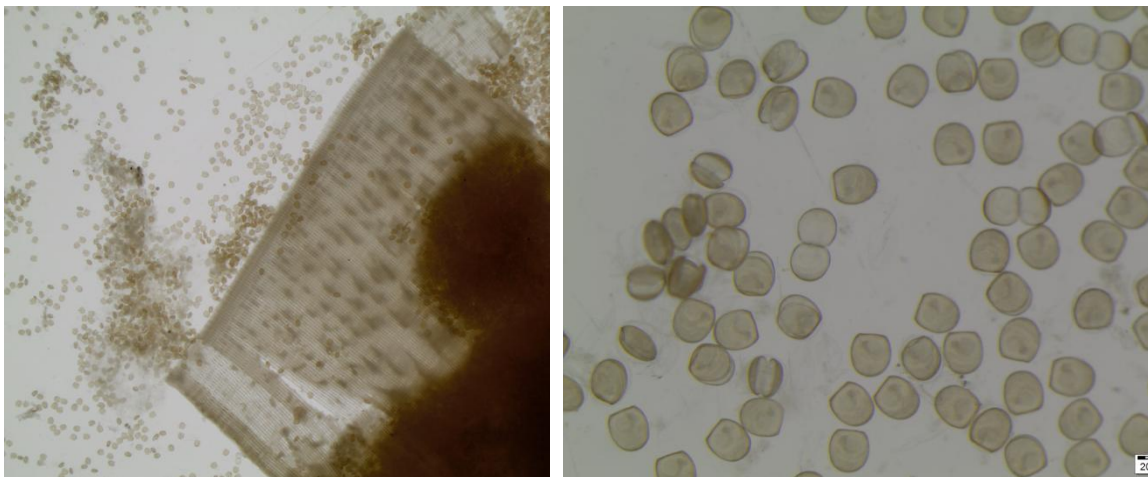


Figura 3.18. Gloquídeos de *Potomida littoralis*.

Depois do período de infestação, os exemplares de cada espécie piscícola foram separadas e colocados nos tanques do Sistema Aquaneering. Foi feita uma primeira avaliação do sucesso da infestação pela observação das barbatanas e brânquias de peixes sacrificados no 1º e 2º dia (Figura 3.21).

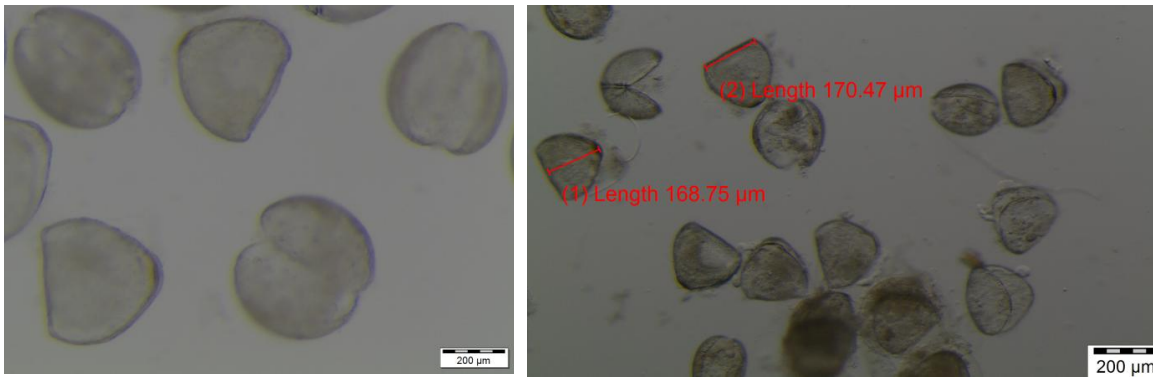


Figura 3.19. Gloquídeos de *Unio delphinus*.

Todo o processo de avaliação e registo da infestação e metamorfose associado ao ciclo de vida dos bivalves foi registado num sistema de vídeo e fotografia acoplado ao microscópio estereoscópico *Olympus SZX10*, com ampliação de 10-132x (Figuras 3.20 e 3.21).

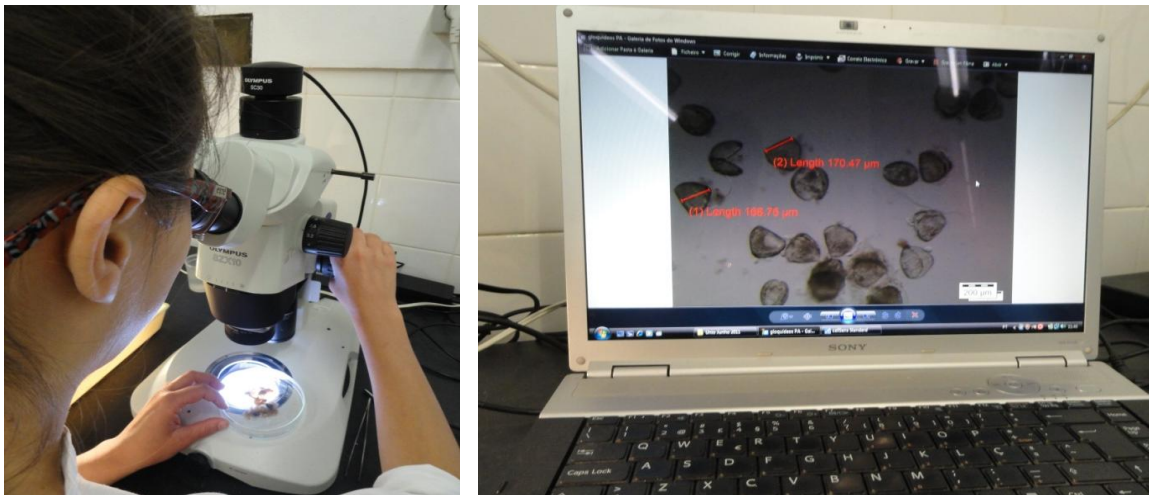


Figura 3.20. Processo de registo da infestação e metamorfose do ciclo de vida dos bivalves.

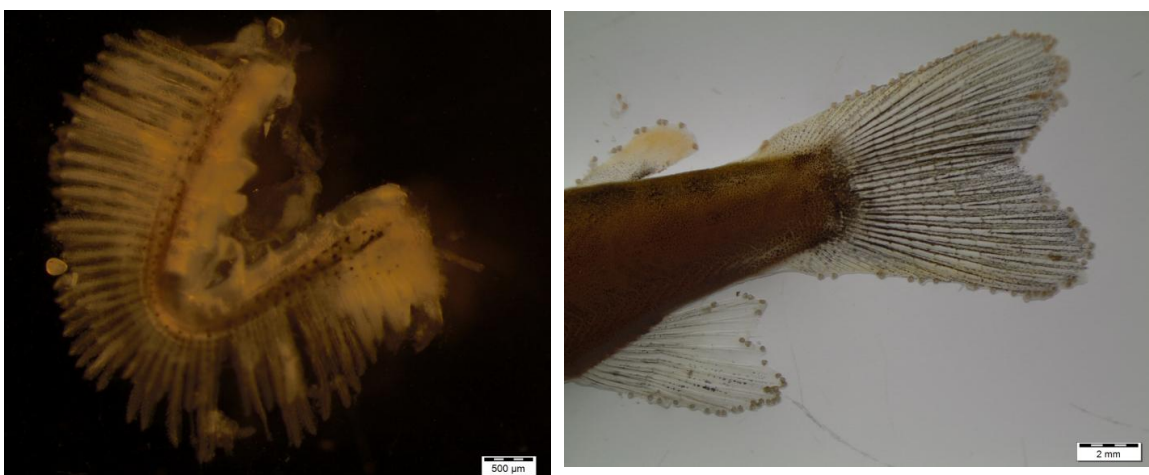


Figura 3.21. Pormenores da infestação da brânquia e barbatanas de peixes.

Das 14 espécies piscícolas usadas, 8 são autóctones, caso da truta (*Salmo trutta*), bordalo (*Squalius alburnoides*), escalo-do-norte (*Squalius carolitertii*), barbo (*Luciobarbus bocagei*) boga (*Pseudochondrostoma duriense*), ruivaco (*Achondrostoma oligopelis*) enguia (*Anguilla anguilla*) e tainha (*Mugil cephalus*) e 6 são introduzidas na bacia do rio Douro, caso da perca-sol (*Lepomis gibbosus*), achigã (*Micropterus salmoides*), lúcio (*Esox lucius*), góbio (*Gobio lozanoi*), gambúsia (*Gambusia holbrooki*) e verdemã-do-sul (*Cobitis paludica*).

A partir do 5º dia foi colocada uma rede de plástico na base de cada aquário, para evitar que os peixes se alimentassem dos juvenis dos bivalves. A partir do 7º dia, todos os tanques foram sifonados, com periodicidade diária, com auxílio de um crivo de malha 180 µm (Figura 3.22). Procedeu-se à contagem dos juvenis no microscópio estereoscópico. Apenas se contabilizaram os juvenis que dessem indícios de estar vivos (observação de movimentos das valvas e deslocamento e visualização do pé do bivalve). A experiência foi dada como terminada para cada espécie logo que não fossem detetados mais juvenis depois de um período de 4 dias sem qualquer registo.

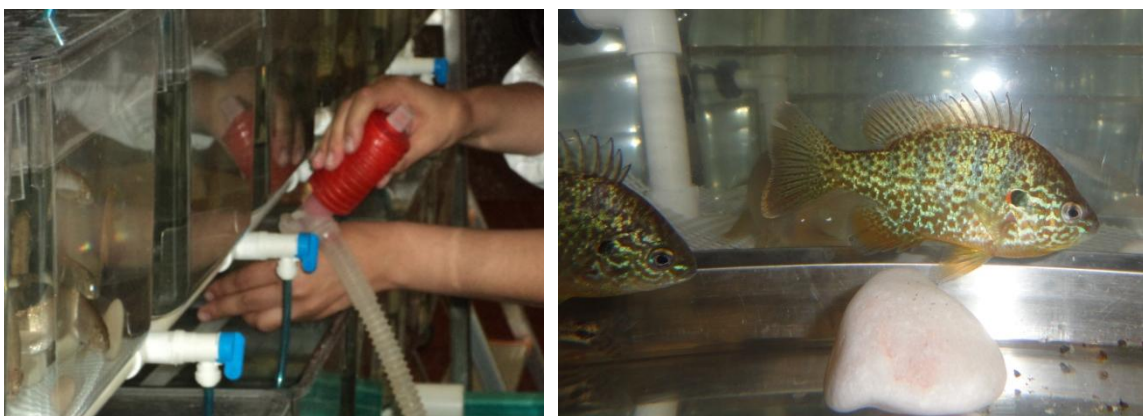


Figura 3.22. Procedimento laboratorial para obtenção de juvenis.

2.5. Análise estatística dos dados

Recorreu-se ao programa STATISTICA 7 (STATSOFT Inc. 2004) para a obtenção das curvas de preferência, baseadas em regressões polinomiais, para as variáveis definidas do microhabitat. A preferência demonstrada pela espécie foi determinada em função do microhabitat disponível, através do cálculo para cada variável da razão entre o microhabitat usado/disponível seguido de uma standardização de modo a obter uma escala de variação entre 0 (sem preferência) e 1 (máxima preferência). O mesmo programa foi utilizado para a realização dos testes não-paramétricos U de Mann-Whitney, dada a não verificação da normalidade dos dados referentes ao uso do microhabitat pelas náíades.

3. RESULTADOS

3.1. Qualidade da água e sedimentos

Os resultados obtidos mostraram, para os parâmetros mensurados, uma boa qualidade físico-química da água nos rios Sabor e Tua (Classe B de acordo com a qualidade para usos múltiplos) enquanto o rio Tâmega obteve uma classificação de qualidade média (Classe C) (Quadro 3.3). As análises detetaram, para o período estival, águas relativamente oxigenadas (O.D.> 7 mg O₂/L) e com temperaturas normais para os troços de rio amostrados (T> 20 °C). Foram também registados teores altos de sais dissolvidos (condutividade elétrica> 100 µS/cm) com alguma concentração de nutrientes, nomeadamente de compostos azotados e fosfatados, fatores mais limitantes da produtividade primária dos sistemas lóticos. Para tal, contribuem decisivamente a poluição derivada efluentes domésticos provenientes dos aglomerados rurais e urbanos. Ao nível dos sedimentos foram encontrados valores médios para as frações POM > 1,4 mg/L e PIM > 3,5 mg/L.

Quadro 3.3. Valores das análises físico-químicas realizadas às águas superficiais e aos sedimentos (frações POM e PIM) dos troços amostrados nos rios Tâmega, Tua e Sabor (setembro, 2010).

	O.D. (mg O ₂ /L)	pH	Condutividade (µS/cm)	Oxidabilidade (mgO ₂ /L)	Temperatura (°C)	SST (mg/L)
Tâmega	7,3	7,2	103,8	2,6	23,5	12,0
Tua	7,9	7,5	100,3	3,1	21,2	5,2
Sabor	8,0	8,0	111,4	2,0	22,0	5,0
	Nitratos (mg NO ₃ ⁻ /L)	Amónia (mgNH ₄ ⁺ /L)	P-Total (mgP/L)	Ortofosfatos (mgPO ₄ ³⁻ /L)	POM (mg/L)	PIM (mg/L)
Tâmega	0,35	0,02	0,08	0,2	1,4	3,5
Tua	0,01	0,18	0,06	0,02	1,5	3,5
Sabor	0,05	0,02	0,01	0,03	1,4	3,9

3.2. Qualidade do Habitat e microhabitat disponível e usado pelas náíades

A classificação da qualidade dos habitats aquáticos e ribeirinhos, baseada no RHS possibilitou qualificar, a partir dos resultados obtidos para os índices HQA e HMS (Classe I, máxima qualidade vs. Classe V, mínima qualidade), respetivamente de excelente, boa e razoável os locais amostrados nos rios Sabor, Tua e Tâmega. Os transectos “spot-checks” e a análise “sweep-up” do troço forneceram associações mais perceptíveis entre as espécies-alvo do estudo e as seguintes variáveis do RHS (Quadro 3.4):

- 1) **Características do canal:** com ocorrência maioritária em pools e runs localizados, muitas vezes, em braços laterais dos rios, embora tenham sido detetados alguns exemplares, especialmente de *Potomida littoralis*, em zonas de corrente- riffles;
- 2) **Substrato do canal:** *Unio delphinus* e *Anodonta anatina* presentes nos interstícios mais finos (complexo areia-silte-matéria orgânica fina) situados nas margens, enquanto a *Potomida littoralis* apresenta densidades superiores em zonas entre blocos e pedras estáveis do leito do rio;
- 3) **Perfil das margens e galeria ripícola:** ocupação preferencial de margens escavadas, maioritariamente pelo *Unio delphinus* e *Anodonta anatina*, além da presença de raízes em áreas do leito do rio permanentemente inundadas.

Quadro 3.4. Variáveis do RHS mais associadas com a distribuição de *U. delphinus*, *A. anatina* e *P. littoralis* nos rios Tâmega, Tua e Sabor (setembro, 2010 e 2011).

Variáveis Gerais	Variáveis específicas	* <i>Unio delphinus</i>	* <i>Anodonta anatina</i>	* <i>Potomida littoralis</i>
<i>Substrate channel</i>	<i>Boulder (BO), Cobble (CO)</i>	-	-	+++
	<i>Gravel-Pebble (GP)</i>	+	+	++
	<i>Sand (SA), Silt (SI)</i>	++	++	+
<i>Flow type</i>	<i>Unbroken standing waves (UW)</i>	+	+	+
	<i>Broken waves (BW), Rippled (RP)</i>	-	-	+
	<i>Smooth laminar (SM)</i>	+++	+++	++
<i>Riparian land-use</i>	<i>Broadleaf/mixed woodland (BL)</i>	+++	+++	+++
	<i>Improved/ semi-improved grass (IG)</i>	-	-	-
<i>Bank profiles</i>	<i>Vertical/undercut</i>	+++	++	+
	<i>Gentle</i>	-	-	+
<i>Riffles, pools and point bars</i>	<i>nº of riffles</i>	-	-	+
	<i>nº of pools</i>	+++	+++	++

* **Associação:** + / - **positivo/negativo; + positivo; +++ bastante positivo**

As curvas de preferência (Figuras 3.23 e 3.24) construídas para as náides *U. delphinus*, *A. anatina* e *P. littoralis* evidenciaram um comportamento semelhante das duas primeiras espécies relativamente às variáveis velocidade da corrente na coluna de água ($<0,20 \text{ m.s}^{-1}$) e junto ao leito ($< 0,10 \text{ m.s}^{-1}$), substrato dominante (preferência por sedimentos finos) e cobertura (raízes e margens escavadas, fortemente ensombradas).

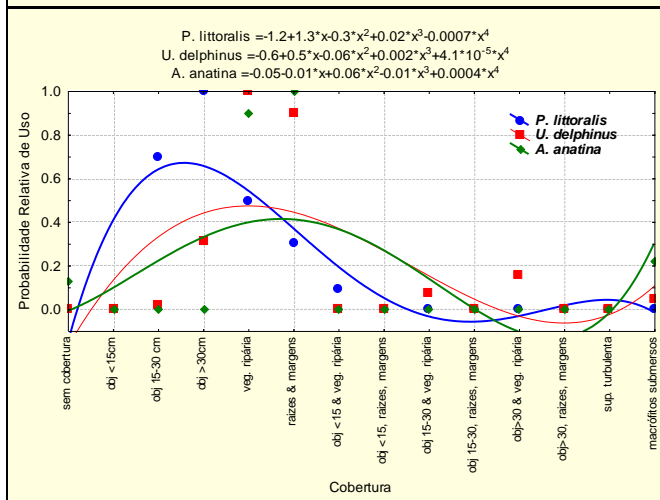
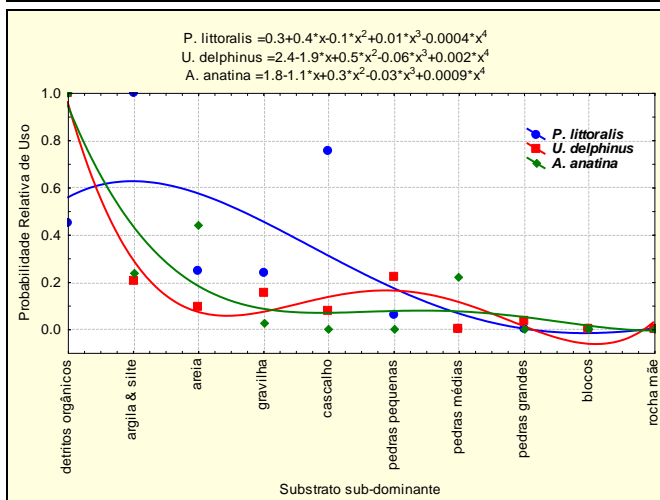
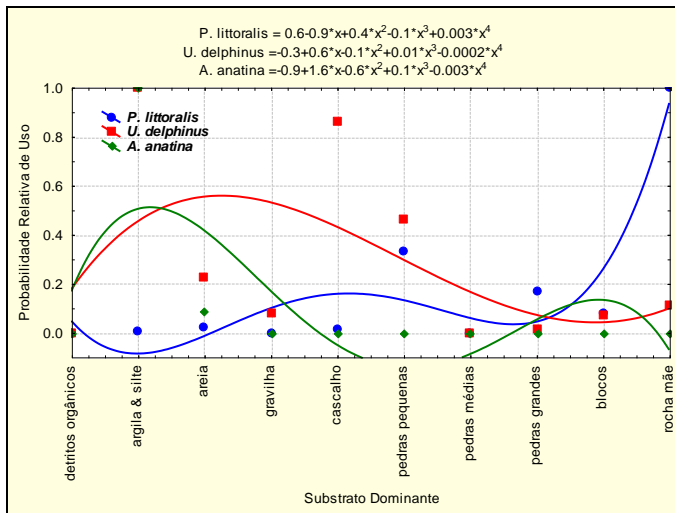


Figura 3.23. Curvas de preferência construídas com base em regressões polinomiais, para exemplares de *Unio delphinus* ($n=126$) *Anodonta anatina* ($n=51$) e *Potomida littoralis* ($n=77$) relativamente às variáveis do substrato dominante e sub-dominante, e cobertura nos Rios Tâmega, Tua e Sabor (verão de 2010/11). A variável dependente representa a probabilidade relativa de uso (standardizada numa escala de 0 a 1).

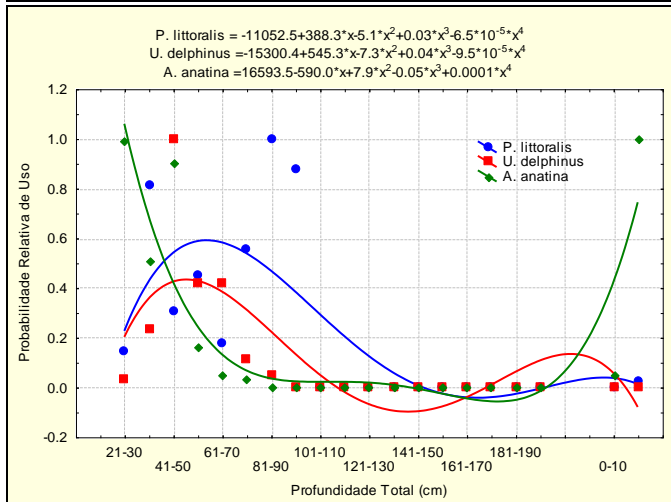
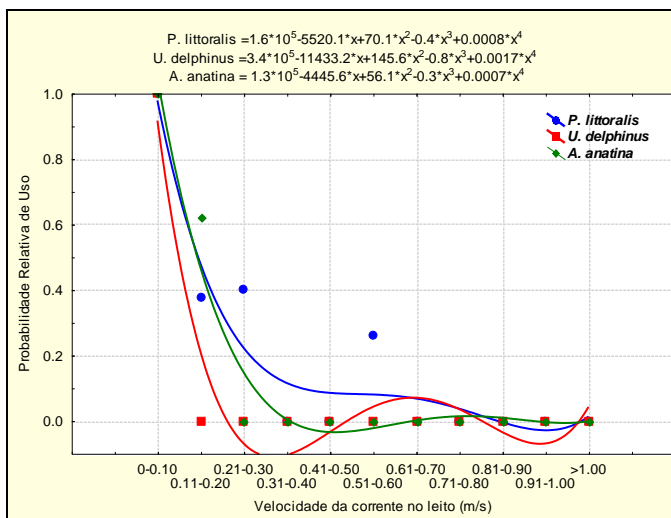
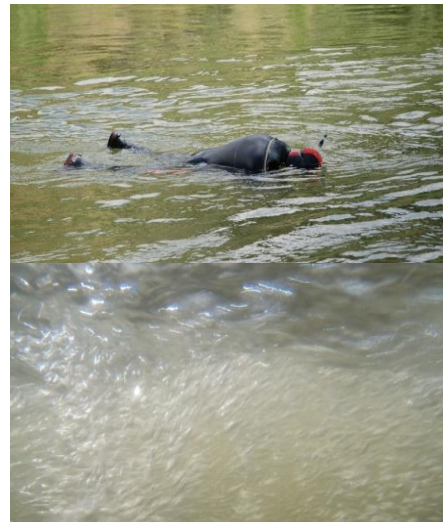
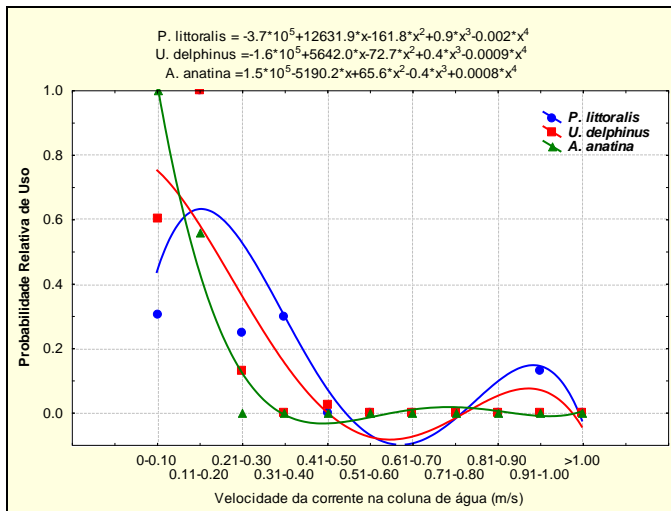


Figura 3.24. Curvas de preferência construídas com base em regressões polinomiais, para exemplares de *Unio delphinus* ($n=126$) *Anodonta anatina* ($n=51$) e *Potomida littoralis* ($n=77$) relativamente às variáveis da velocidade da corrente na coluna de água e no leito e profundidade total nos Rios Tâmega, Tua e Sabor (verão de 2010/11). A variável dependente representa a probabilidade relativa de uso (standardizada na escala de 0 a 1).

No entanto, foram perceptíveis algumas diferenças no uso do microhabitat entre *U. delphinus* e *A. anatina* com *P. littoralis*, mais precisamente ao nível das variáveis do substrato e cobertura, sendo que *P. littoralis* prefere habitar os interstícios de substratos mais grosseiros como blocos e pedras, que constituem também o tipo de cobertura preferida. Refira-se, ainda, que não foram detetadas diferenças significativas (Teste U Mann-Whitney, $P > 0,05$) no uso do microhabitat entre populações da mesma espécie pertencente a rios diferentes.

3.3. Determinação dos peixes hospedeiros de *U. delphinus* e *P. littoralis*

Os estudos laboratoriais efetuados para as náides *U. delphinus* e *P. littoralis* permitiram verificar uma grande discrepância na capacidade das espécies piscícolas funcionarem como hospedeiras na fase parasitária dos bivalves, nomeadamente entre a íctiofauna autóctone e a introduzida. Assim, para a espécie *Potomida littoralis* foi contabilizado um total de 264 juvenis distribuídos apenas pelas seguintes espécies piscícolas autóctones: truta (5/3, *i.e.* 5 juvenis de *P. littoralis* em 3 exemplares de *S. trutta*), boga (4/1), barbo (16/20), bordalo (26/19), escalo (185/8) e ruivaco (28/14). O enquistamento dos gloquídeos de *U. delphinus* e subsequente sucesso na transformação para juvenis permitiu obter 2624 exemplares cuja distribuição pelas espécies autóctones hospedeiras foi a seguinte: truta (47/1), boga (58/7), barbo (1330/14), bordalo (959/13), escalo (202/4) e ruivaco (19/14). Para esta náide foram ainda detetados juvenis para as espécies exóticas gambúsia (4/1) e góbio (5/14). Quando se transformam os dados em valores médios obtidos por peixe e por cada dia podemos observar a distribuição apresentada nas figuras 3.25 e 3.26. Refira-se que nestas figuras não constam as espécies que não funcionam como hospedeiras de cada uma das náides estudadas.

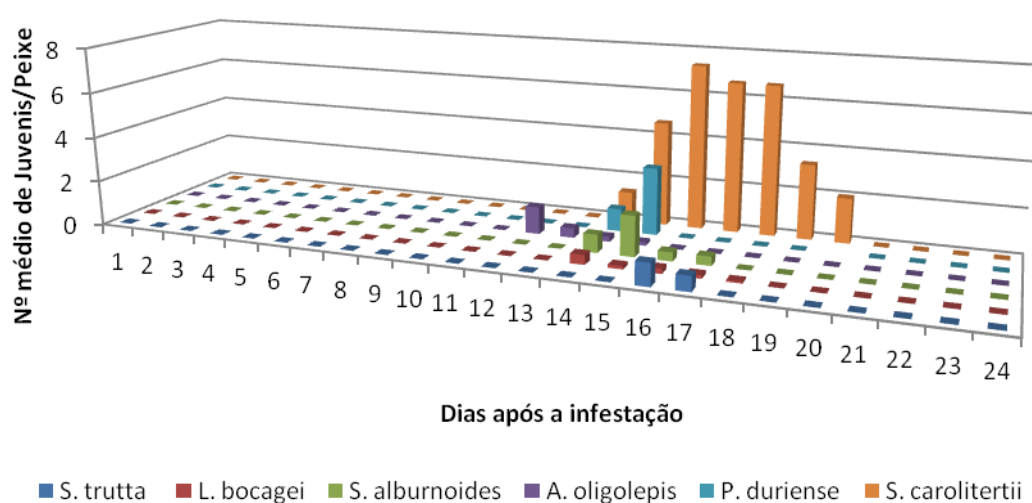


Figura 3.25. Nº médio de juvenis de *Potomida littoralis* por peixe e dia, apresentado para as espécies piscícolas autóctones hospedeiras (Bacia do rio Douro).

Pela análise dos gráficos fica perfeitamente patente a dependência quase exclusiva, em termos de ciclo de vida destes bivalves, relativamente às espécies piscícolas autóctones.

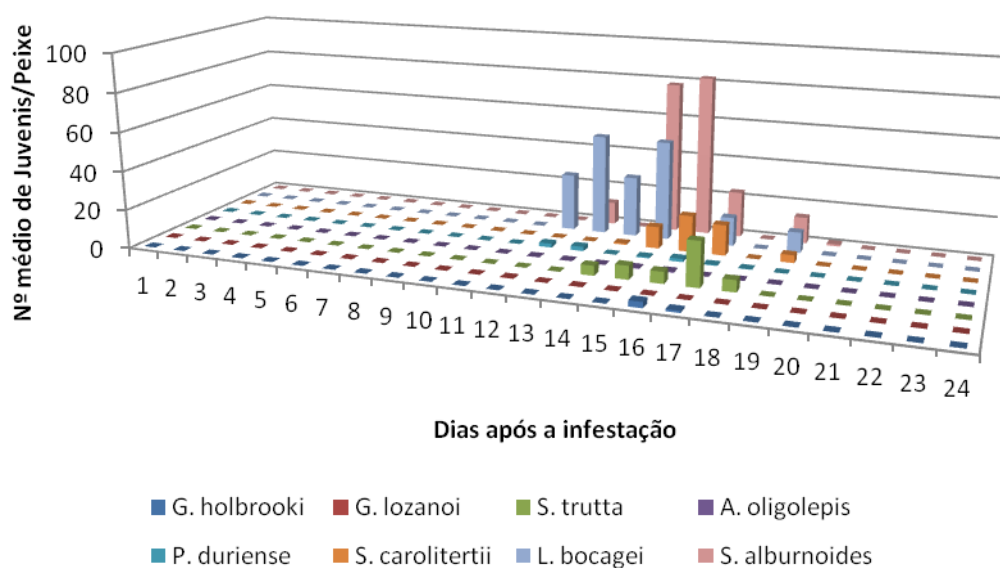


Figura 3.26. Nº médio de juvenis de *Unio delphinus* por peixe e dia, apresentado para as espécies piscícolas autóctones e exóticas hospedeiras (Bacia do rio Douro).

Verificou-se ainda que o tempo de transformação dos gloquídeos para os juvenis de ambas as náides (Figuras 3.27 e 3.28) variou com a espécie hospedeira, embora a metamorfose, para 20 °C, nunca ocorra antes dos 12 dias para qualquer das espécies piscícolas (Quadro 3.5 e 3.6).

Quadro 3.5. Peixes hospedeiros de *Potomida littoralis* na bacia do rio Douro (verão de 2011).

Espécies Piscícolas	N	Réplicas	Juvenis/Peixe (Min-Max)	Metamorfose (dias)	Temp. Média (°C)	Dias-Grau
<i>S. trutta</i>	10 (12)	2	0,67-1,0	16 – 17	20	320-340
<i>A. oligolepis</i>	15	1	0,14-1,21	12 – 15	20	240-300
<i>P. duriense</i>	6	1	1,0-3,0	14 – 15	20	280-300
<i>L. bocagei</i>	6 (14)	2	0,08-0,43	14 – 18	20	280-360
<i>S. carolitertii</i>	6 (4)	2	0,5-8,0	14 – 20	20	280-400
<i>S. alburnoides</i>	6 (14)	2	0,07-1,8	14 – 19	20	280-380
<i>A. anguilla</i>	5	1			20	
<i>G. holbrooki</i>	30	1			20	
<i>G. lozanoi</i>	15	1			20	
<i>L. gibbosus</i>	6	1			20	
<i>M. salmoides</i>	1	1			20	
<i>E. lucius</i>	3	1			20	

Para a *P. littoralis*, verificou-se que o ruivaco foi a espécie que mais rapidamente proporcionou a transformação (240 dias-grau) enquanto para o *U. delphinus*, para além do ruivaco, também a boga, o barbo e o góbio demoraram o mesmo tempo.

Quadro 3.6. Peixes hospedeiros de *Unio delphinus* na bacia do rio Douro (verão de 2011).

Espécies	N	Réplicas	Juvenis/Peixe (Min-Max)	Metamorfose (dias)	Temp. Média (°C)	Dias- Grau
<i>S. trutta</i>	8 (14)	2	5,0-23,0	15 – 19	20	300-380
<i>A. oligolepis</i>	15	1	0,07-0,50	12 – 18	20	240-360
<i>P. duriense</i>	6 (4)	2	0,20 – 9,50	12 – 18	20	240-360
<i>L. bocagei</i>	7 (7)	2	0,14-51,43	12 – 20	20	240-400
<i>S. carolitertii</i>	6 (5)	2	0,75-18,75	14 – 19	20	280-380
<i>S. alburnoides</i>	7 (12)	2	0,20-82,50	13 – 20	20	260-400
<i>A. anguilla</i>	5	1	0		20	
<i>M. cephalus</i>	1	1	0		20	
<i>G. holbrooki</i>	1 (13)	2	1,0-3,0	16 – 17	20	320-340
<i>G. lozanoi</i>	22	1	0,07-0,21	12 – 15	20	240-300
<i>L. gibbosus</i>	6 (7)	2	0		20	
<i>M. salmoides</i>	3	1	0		20	
<i>E. lucius</i>	2	1	0		20	
<i>C. paludica</i>	4	1	0		20	

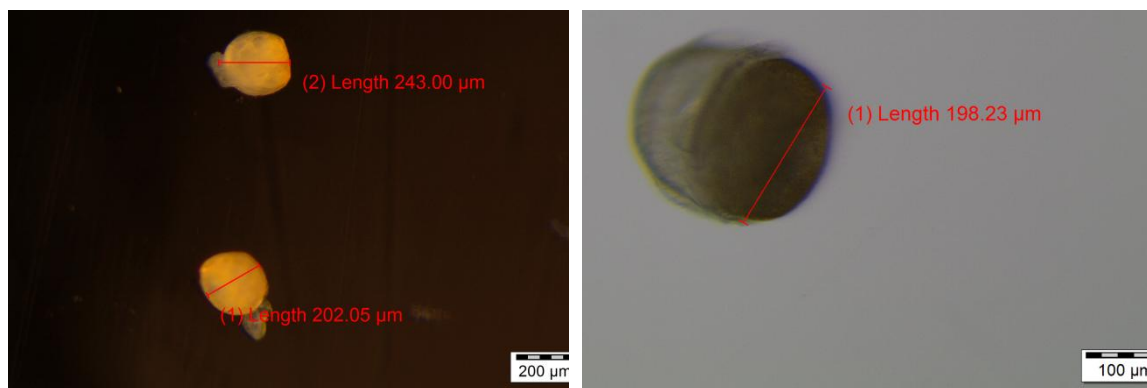


Figura 3.27. Juvenis de *Potomida littoralis*, produzidos em cativeiro (Aquaneering System).

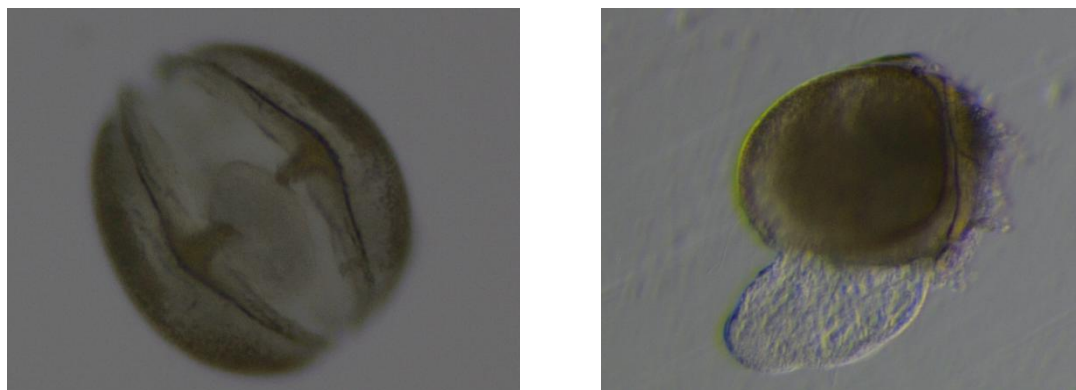


Figura 3.28. Juvenis de *Unio delphinus*, produzidos em cativeiro (Aquaneering System).

4. DISCUSSÃO

O declínio das populações de bivalves de água doce devido à construção de barragens está bem documentado, especialmente na América do Norte (ELLIS 1942; BATES 1962; COON *et al.* 1977; USFWS 1985; BENKE 1990; BOGAN 1993; NEVES 1993; YEAGER 1993; NEVES *et al.* 1997; HUGHES & PARMALEE, 1999). Vários estudos destacam que as alterações promovidas pela regularização de grandes rios contribuíram, mais do que qualquer outro tipo de perturbação, para a regressão dos bivalves de água doce (USFWS 1985; USFWS 2004). De facto, estes moluscos tendem a desaparecer em ambientes regularizados, onde ocorrem alterações bruscas na qualidade da água (*e.g.* regime térmico, teor de oxigénio dissolvido, pH) e fenómenos de eutrofização que não favorecem a sua sobrevivência. Também a instabilidade das margens, marcadas por flutuações irregulares do nível de água, inviabilizam a colonização das zonas marginais. Por outro lado, nos recém-criados ambientes lênticos dá-se, por norma, a substituição da fauna piscícola autóctone por espécies invasoras com grande plasticidade ecológica que, face às vantagens competitivas demonstradas e ao regime alimentar exclusivamente piscívoro de muitas delas, eliminam ou tornam praticamente residual a presença dos hospedeiros naturais dos mexilhões de água-doce. O próprio paredão da barragem interrompe o contínuo lótico e impossibilita a dispersão das espécies hospedeiras para montante, uma vez que não permite as migrações reprodutivas ou fisiológicas por parte da fauna piscícola. Os troços situados a jusante da barragem também adquirem características hidrológicas substancialmente diferentes dos regimes naturais, estando muito dependentes do tipo de funcionamento previsto na exploração dos empreendimentos hidroelétricos. Todos estes efeitos incluem alterações apreciáveis em diferentes escalas temporais (desde diárias a sazonais) dos regimes de temperatura e caudais libertados, modificações dos padrões de erosão e sedimentação, e variação no transporte de matéria orgânica particulada, que constitui a base alimentar dos bivalves (BAXTER 1977; PETTS 1980; LIGON *et al.* 1995; VAUGHN & TAYLOR 1999).

Em Portugal, a regularização de rios faz parte duma estratégia energética que levou à implementação do Programa Nacional de Barragens com Elevado Potencial Hidroelétrico (PNBEPH) e de outros Aproveitamentos hidroelétricos de pequena e média dimensão. Estes empreendimentos irão afetar de sobremaneira o status e sobrevivência de muitas populações de náíades (REIS 2006). Importa realçar que a redução severa no habitat disponível (*e.g.* no rio Sabor atinge aproximadamente 45% da sua extensão) para as populações de *Unio delphinus*, *Potomida littoralis*, *Anodonta anatina* e também de *Margaritifera margaritifera*, dispersas pelos rios Tâmega, Tua e

Sabor, ameaça de extinção muitas populações. Acresce salientar que sendo escassos os estudos relativos à bioecologia das náíades presentes nestes rios (TEIXEIRA *et al.* 2010; VARANDAS *et al.* 2010), toda e qualquer medida de minimização e compensação, aliás previstas pelas entidades exploradoras (e.g. EDP S.A. e Iberdrola S.A.), poderá redundar num completo fracasso. Por exemplo, não são conhecidos quaisquer estudos que identifiquem as espécies piscícolas hospedeiras das populações de *Unio delphinus*, *Potomida littoralis* e *Anodonta anatina* da bacia do rio Douro. O presente estudo é pioneiro, conjuntamente com VARANDAS *et al.* (2011) e NOGUEIRA *et al.* (2011) desenvolvido para *Anodonta anatina*, na identificação da íctiofauna que está intimamente ligada ao ciclo de vida destes animais nos rios do norte de Portugal. Os resultados obtidos mostram a enorme apetência das espécies piscícolas autóctones (truta, escaló, boga, barbo, bordalo e ruivaco) funcionarem como hospedeiros obrigatórios da *Potomida littoralis* e *Unio delphinus*. Para esta última espécie foram também obtidos resultados positivos (*i.e.* formação de um nº residual de juvenis viáveis) para as espécies introduzidas *Gobio lozanoi* e *Gambusia holbrooki*. Refira-se que o aumento na densidade de espécies exóticas nos setores terminais dos rios Sabor, Tua e Tâmega está reportado em vários estudos (e.g. OLIVEIRA *et al.* 2007), contribuindo para a regressão destas espécies de náíades.

No presente estudo foi confirmado que existem troços dos rios Tâmega, Tua e Sabor, situados precisamente na proximidade ou no interior das futuras albufeiras que possuem uma razoável/boa qualidade ambiental, nomeadamente no que respeita às condições fundamentais para a sobrevivência e sustentabilidade das populações de náíades. Apesar da perturbação causada pela ação de diversos impactos negativos associados à pressão antrópica (e.g. poluição agropecuária, efluentes domésticos e industriais), a qualidade da água (e.g. com taxas de oxigénio dissolvido aceitáveis para o local e época do ano, *i.e.* verão, e sem níveis exagerados de compostos azotados e fosfatados) e dos habitats ribeirinhos e aquáticos (e.g. índices HQA e HMS com classificação maioritária de bom e excelente atingindo apenas no rio Tâmega a classificação de razoável) não alcançou valores críticos que possam revelar-se como fatores limitantes. Aliás, os requisitos gerais da ecologia das espécies de unionídeos que colonizam os troços intermédios e finais de rios, realçam uma preferência por ambientes lóticos, ainda que possam ocorrer ocasionalmente em sistemas lênticos, suportando uma grande amplitude de condições ambientais que vão desde rios oligotróficos até eutróficos (REIS 2006), onde podem viver em grandes densidades com uma capacidade filtradora importante (McMAHON 1991).

No processo de dispersão/colonização de habitats, foi detetado que os unionídeos têm tendência a aglomerar-se em zonas específicas dentro de cada troço de rio, isto é, as maiores densidades encontram-se genericamente nas margens e em zonas de meandros, especialmente em braços laterais que usufruam de um fluxo de água contínuo ao longo do ano e no qual esteja patente uma elevada estabilidade do mosaico de microhabitats aquáticos e ribeirinhos. A importância da existência de galerias ripícolas bem desenvolvidas ficou também patente uma vez que os amieiros e salgueiros (principais espécies inventariadas), estão suportados por raízes submersas, fortes e salientes, que retêm grandes quantidades de sedimentos finos (*i.e.* complexo de materiais particulados e dissolvidos de origem inorgânica e orgânica) e fornecem habitats únicos onde podem ser encontradas colónias abundantes de náíades. Para além disso, as zonas ensombradas das margens dos cursos de água servem também de refúgio e fonte de alimento para a íctiofauna, sendo os locais privilegiados para o fenómeno da infestação dos gloquídeos (larvas) das náíades, sabido que é serem os peixes os únicos hospedeiros obrigatórios durante uma fase do seu ciclo de vida. Deve, contudo, referir-se que estes estudos necessitam de confirmação e ampliação da base de dados, especialmente noutros troços onde outrora existiram populações cujas densidades têm vindo a decrescer como resultado, por exemplo, da poluição e da regularização de caudais nos dois rios investigados. A manutenção dos requisitos ótimos em termos do habitat e microhabitat são alguns dos fatores que assumem uma elevada importância na conservação das populações de unionídeos em Portugal.

SOUZA (comunicação pessoal), num estudo recente, realça a elevada mortalidade de náíades registada em anos de grandes cheias (*e.g.* ano de 2009), cujos caudais promoveram uma erosão e movimentação massiva dos leitos dos rios, com grande capacidade de arraste do *benthos*. A redução natural de efetivos nestes anos episódicos, acrescida pela inevitável morte das populações situadas nas futuras albufeiras das grandes barragens em construção, justifica a implementação dum Plano de Ação para preservar/recuperar as náíades *Unio delphinus*, *Potomida littoralis* e *Anodonta anatina* dado serem espécies em franco declínio (generalizado em termos mundiais) fruto do constante conflito com o Homem, principalmente devido à construção de grandes obras de engenharia para a exploração da água (*e.g.* canalização, dragagem, regularização, hidroeletricidade, represamento das águas). Nesta conformidade, será fundamental desenvolver futuramente algumas medidas de melhoria e/ou reabilitação de habitats degradados (técnicas menos invasivas de bioengenharia) que beneficiem estes moluscos e os peixes hospedeiros e outras medidas de compensação tais como a translocação das populações de náíades.

Existe, contudo, uma concordância geral de que métodos orientados para o ecossistema e conservação do habitat são de longe mais eficientes e menos onerosos na manutenção da biodiversidade do que métodos virados para a conservação da espécie. Contudo, no caso de muitas espécies de animais, a proteção e preservação de habitats poderá não ser suficiente para impedir o seu declínio e salvar as espécies ameaçadas de extinção (CADE & TEMPLE 1995). A necessidade de promover planos de ação para a recuperação das espécies ameaçadas é reconhecida, por exemplo, nas decisões da Convenção das Nações Unidas para a Biodiversidade (1992), na Convenção de Berna (1979) e subseqüentes recomendações, na Diretiva Habitats (DIRETIVA 92/43 EEC) e na Estratégia Pan-Europeia da Diversidade Biológica e Paisagística (1995). Ainda que as espécies *Unio crassus*, *Margaritifera margaritifera*, *Margaritifera auricularia* e *Pseudanodonta complanata* sejam consideradas as náíades mais ameaçadas da Europa, o desconhecimento do status e ameaças a que estão sujeitas outras náíades, caso de *Unio delphinus*, *Potomida littoralis* e *Anodonta anatina* justifica o envidar de esforços para a defesa do património natural e dos serviços ecossistémicos que estes habitats e espécies autóctones prestam.

BIBLIOGRAFIA

- BATES J.M. 1962. The impact of impoundment on the mussel fauna of Kentucky Reservoir, Tennessee River. *American Midland Naturalist* 68: 232-236.
- BAUER G. 1988. Threats to the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. in Central Europe. *Biological Conservation*, 45, 239 - 253.
- BAXTER R.M. 1977. The environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 8: 255-283.
- BENKE A.C. 1990. A perspective on American's vanishing streams. *Journal of the North American Benthological Society* 9: 77-88.
- BOGAN A.E. 1993. Freshwater bivalve extinctions (Mollusca: Unionoida): a search for causes. *American Zoologist* 33, 599 - 609.
- BOVEE K.D. 1982. *A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology*. Office of Biological Sciences, U. S. Fish and Wildlife Service (FWS/OBS- 82/26).
- CADE T.J. & TEMPLE S.A. 1995. Management of threatened bird species: Evaluation of the hands-on approach. *Ibis (Supplement)* 137: 161-172.
- COON T.G., ECKBLAD J.W. & TRYGSTAD P.W. 1977. Relative abundance and growth of mussel (Mollusca: Eulamellibranchia) in pools 8, 9 and 10 fo Mississippi River. *Freshwater Biology* 7: 279-285.
- DAVY-BOWKER J., DAVIES C.E., & MURPHY J.F. 2008. *RAPID 2.1: User Manual, River Habitat Survey data input and calculations*. Centre for Ecology and Hydrology. Natural Environment Research Council.
- DIRECTIVE 2000/60/CE 2000. Water Framework Directive of the European Parliament and the Council, of 23 October 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, L327: 1–72.
- EATON A.D., CLESCERI L., E.W. & GREENBERG A.E. 2005. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 21st Edition.
- ELLIS M.M. 1942. Fresh-water impoundments. *Transactions of the American Fisheries Society*, 71st Annual Meeting, 80-93. Evermann, B.W. and H.W. Clark.1918. The Unionidae of Lake Maxinkukee. *Proceedings of the Indiana Academy of Science* 1917: 251-285

- ENVIRONMENT AGENCY 2003. *River Habitat Survey in Britain and Ireland: Field Survey Guidance Manual: 2003 version*. Environment Agency.
- HASTIE L.C., COOKSLEY F., SCOUGALL M.R., YOUNG M.R., BOON P.J. & GAYWOOD, M.J. 2003. Characterization of Freshwater Pearl Mussel, (*Margaritifera margaritifera*) Riverine Habitat Using River Habitat Survey Data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13, 213 - 224.
- HUGHES M.H. & PARMALEE P.W. 1999. Prehistoric and modern freshwater mussel (Mollusca: Bivalvia) faunas of the Tennessee River: Alabama, Kentucky, and Tennessee. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 24-42.
- INAG I.P. 2008 Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segunda a Diretiva Quadro da Água Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- IUCN, 2006. 2006 IUCN Red List of Threatened species. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- LIGON F.K., DIETRICH W.E. & TRASH W.J. 1995. Downstream ecological effects of dams. *BioScience* 45: 183-192.
- McMAHON R.F. 1991. Mollusca: Bivalvia. In: J.H. Thorp and A.P. Covich, Editors, *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, Academic Press, New York (1991), pp. 315–399.
- NEVES R.J. 1993. A state-of-the-unionids address. Pp. 1-10 In: S.K. Cummings, A.C. Buchanan, and L.M. Koch, editors. *Conservation and management of freshwater mussels*.
- NEVES R.J., BOGAN A.E., WILLIAMS J.D., AHLSTEDT S.A. & HARTFIELD P.W. 1997. *Status of aquatic mollusks in the Southeastern United States: A downward spiral of diversity*. In: *Aquatic Fauna in Peril: The southeastern perspective*, editado por G.E. Benz e D.E. Collins. Decatur, Southeast Aquatic Research Institute, Special Publication 1, pp. 43-85
- NOGUEIRA M., LOPES-LIMA M., HINZMANN M., MACHADO J., VARANDAS S. & TEIXEIRA A. 2011. Studies on Ecology and Reproductive Cycle of Freshwater Mussel, *Anodonta anatina*, from Tâmega River, Portugal. In *Proceedings of 6th Congress Of The European Malacological Societies (Cems) Vitoria-Gasteiz, Spain*.
- OLIVEIRA J.M. (Coord.), SANTOS J.M., TEIXEIRA A., FERREIRA M.T., PINHEIRO P.J., GERALDES A. & BOCHECHAS J. 2007. Projeto AQUARIPORT: Programa

Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios. Direção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa, 96 pp. ISBN 978-972-8097-67-7

PETTS G.E. 1980. Long-term consequences of upstream impoundment. *Environmental Conservation* 7: 325-332.

RAVEN P.J., HOLMES N.T.H., DAWSON F.H., FOX P.J.A., EVERARD M., FOZZARD I.R. & ROUEN K.J. 1998. *River Habitat quality: the physical character of rivers and streams in the UK and the Isle of Man. River Habitat Survey report no. 2, Environment Agency, Bristol.*

REIS J. (coord.) 2006. *Atlas dos bivalves de água-doce em Portugal continental.* Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.

REIS J. 2003. The Freshwater Pearl Mussel [*Margaritifera margaritifera* (L.)] (Bivalvia, Unionoida) rediscovered in Portugal and threats to its survival”, *Biological Conservation*, 114, 447 - 452.

REN (REDES ENERGÉTICAS NACIONAIS) 2007. Programa Nacional de Barragens com Elevado Potencial Hidroelétrico. COBA & Procesl. 168 pp.

SOUSA (Comunicação pessoal)

STATSOFT Inc. 2004. STATISTICA (Data Analysis Software System). Version 7. www.statsoft.com. Tulsa, USA.

STRAYER D.L., DOWNING J.A., HAAG W.R., KING T.L., LAYZER J.B., NEWTON T.J., & NICHOLS S.J. 2004. Changing perspectives on pearly mussels, North America's most imperiled animals. *BioScience*, 54, 5, 429 - 439.

TEIXEIRA A.T., LOPES-LIMA M., MACHADO J., HINZMANN M., CORTES R., VARANDAS S., & ANTUNES F. 2010. Estudos Preliminares de Populações de Mexilhão-de-Rio (*Margaritifera margaritifera* L.) nos Rios Rabaçal e Tuela (Nordeste de Portugal): Análise do Habitat e da Qualidade da Água e Sedimentos. *In Atas do 10º Congresso da Água*, Alvor.

U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE. 1985. Recovery Plan for the Tubercled-Blossom Pearly Mussel, Turgid Blossom Pearly Mussel, and Yellow Blossom Pearly Mussel. Atlanta, Georgia. 42 pp.

U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE. 2004. Recovery Plan for Cumberland Elktoe, Oyster Mussel, Cumberlandian Combshell, Purple Bean, and Rough Rabbitsfoot. Atlanta, Georgia. 42 pp.

- VARANDAS S., LOPES-LIMA M., HINZMANN M., SOUSA R. TEIXEIRA A., CORTES R. & MACHADO J. 2011. Host fish suitability for the freshwater mussel *Anodonta anatina* in the River Tâmega (Douro catchment), Portugal. *In* Proceedings of 6th Congress Of The European Malacological Societies (Cems) Vitoria-Gasteiz, Spain.
- VARANDAS S., TEIXEIRA A.T., LOPES-LIMA M., SOBRAL C., CORTES, R. & MACHADO, J. 2010. Spatial Distribution of Freshwater Mussels in the Hydrographic Basins of Rivers Tâmega, Tua and Sabor (River Douro Basin). *In* Atas do XV Congresso Ibérico de Limnologia. Universidade dos Açores, Ponta Delgada. Portugal.
- VAUGHN C.C. & HAKENKAMP C.C. 2001. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 46, 1431 - 1446.
- VAUGHN C.C. & TAYLOR C.M. 1999. Impoundments and the decline of freshwater mussels: a case study of na extinction gradient.
- WILLIAMS J.D., WARREN M.D., CUMMINGS K.S., HARRIS J.L. & NEVES R.J. 1993. "Conservation status of freshwater mussels of the United States and Canada". *Fisheries*, 18, 9, 6 - 22.
- YEAGER B.L. 1993. Dams. Pp 57-113 in: C.F. Bryan and D.A. Rutherford, eds. Impacts on warmwater streams: guidelines for evaluation. Warmwater Stream Committee, Southern Division, American Fisheries Society, Little Rock, Arkansas.

CAPÍTULO 4

CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Do presente estudo destaca-se o contributo na monitorização e avaliação ambiental de ecossistemas lóticos do Norte de Portugal, caso dos rios Sabor, Tua e Tâmega, afluentes da margem direita do rio Douro. Foi por isso efetuada uma abordagem mais generalizada de caracterização das tipologias presentes neste tipo de ecossistemas, usando como caso de estudo a bacia do rio Sabor, com realce para a identificação dos principais impactes ambientais decorrentes de fatores naturais e principalmente de origem antrópica.

A definição de medidas ambientais de minimização e compensação exige um conhecimento aprofundado ao nível do funcionamento destes ecossistemas, seja na dinâmica dos fatores abióticos, físicos e químicos (e.g. características da água e habitats) e sua influência na distribuição das espécies, seja na complexidade de intra e inter-relações estabelecidas entre organismos. Por tal motivo, foram escolhidas populações de organismos com um ciclo de vida relativamente complexo, como sejam os mexilhões de água-doce, tidos como espécies-chave de ecossistemas lóticos do norte de Portugal, dado estarem intimamente ligados com outros grupos faunísticos (e.g. peixes, fitoplâncton) e desempenharem uma função essencial no ecossistema (e.g. filtração de partículas da coluna de água).

No estudo realizado, aparecem claramente realçados os seguintes aspetos:

- 1) No Baixo Sabor foi possível identificar um conjunto de impactes ambientais que, de forma isolada ou cumulativa afetam os ecossistemas aquáticos da região. Entre os principais impactes detetados nos anos 2010 e 2011, salientam-se a poluição pontual e difusa, as modificações da estrutura do canal e da galeria ripícola, a regularização de caudais e a presença de espécies exóticas, muitas delas com potencial invasor (e.g. *Lepomis gibbosus*, *Procambarus clarkii*, *Corbicula fluminea*). Estes impactos são mais visíveis, por exemplo, no Setor situado na proximidade da construção do Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo Sabor (AHBS), cuja integridade ecológica apresenta um grande desvio relativamente ao estado de referência, definido pela Diretiva-Quadro da Água;
- 2) Ficou demonstrado que a maioria dos troços lóticos do Alto Sabor e alguns do Médio e Baixo Sabor, possuem uma boa integridade ecológica, como confirmaram, por exemplo, os parâmetros físico-químicos da água, isto é, teores não muito elevados de sais dissolvidos e nutrientes (e taxas de oxigénio dissolvido para a fauna. Há ainda a salientar o “bom estado de saúde” dos

habitats aquáticos e ribeirinhos, com galerias ripícolas bem desenvolvidas que, especialmente em cursos de água de baixa ordem ($n < 4$), contribuem para o ensombramento completo do canal e para a limitação da produtividade primária nestes ecossistemas. Por outro lado, a sinuosidade do canal, a sequência de mesohabitats riffle/pool bem pronunciada e a heterogeneidade do mosaico de microhabitats contribuem para assegurar uma elevada qualidade ambiental destes ecossistemas. Nestes locais ainda persistem comunidades de espécies autóctones que incluem muitos endemismos ibéricos, alguns deles usufruindo de estatuto de conservação. De facto, quando se fala do Baixo Sabor como “o último rio selvagem de Portugal” estão implícitos os valores naturais subjacentes a um bom estado de conservação de muitos habitats e espécies;

- 3) Foi detetado um padrão de sucessão espacial (segundo o eixo longitudinal dos cursos de água) das comunidades de macroinvertebrados que resultam da adaptação segundo os requisitos da bioecologia de famílias/espécies. A temperatura, o oxigénio dissolvido, a mineralização, a acidez da água, para além das características físicas do meio aquático (e.g., declive, velocidade da corrente, granulometria do substrato) são seguramente fatores que contribuem para a dispersão natural de organismos. Por outro lado, verificou-se, com base em técnicas de análise multivariada, uma separação efetiva de locais perturbados (e.g. S1 e F3) relativamente a locais de boa integridade ecológica (e.g. S2 e Z1). No primeiro caso, a influência da atividade humana sobrepôs-se à ocorrência natural, uma vez que os táxones estenobiontes (Plecoptera, Trichoptera e Ephemeroptera) têm tendência a desaparecer sempre e quando ocorrem grandes distúrbios no meio aquático. Em contrapartida, tal facto motiva o incremento de espécies euribiontes (pertencentes por exemplo às Ordens Diptera e Hemiptera e ao Filo Annelida) que passam para posições dominantes nos ecossistemas. Ao nível do fluxo energético foram encontradas diferenças sazonais, com o período de outono/inverno a ser dominado pelos evidenciando um forte grau de heterotrofia, como resultado da dependência de inputs alóctones, em especial da galeria ripícola;
- 4) Foram usadas diferentes métricas potencialmente responsivas à degradação ambiental (e.g. diversidade, riqueza taxonómica, índices bióticos) que permitiram, de forma complementar, identificar os troços mais perturbados. Na biomonitorização efetuada com base nos dois índices bióticos mais comuns, o IBMWP e o IPTI_N, demonstrou-se que este último índice (IPTI_N) se revelou mais sensível, com uma avaliação mais criteriosa face ao carácter multimétrico (e.g. diversidade, equitabilidade, tolerância), quando comparado com o IBMWP,

ferramenta unimétrica baseada única e simplesmente na tolerância à poluição dos organismos;

- 5) Em Portugal, o Programa Nacional de Barragens com Elevado Potencial Hidroelétrico (PNBEPH) vai regularizar, entre outros cursos de água, os rios Sabor, Tua e Tâmega, através de aproveitamentos hidroelétricos de grande dimensão. Tal facto, vai alterar profundamente a composição e estrutura florística e faunística aquática e ribeirinha. Desta forma irá refletir-se na severa redução do habitat disponível para as populações de *Unio delphinus*, *Potomida littoralis* e *Anodonta anatina*, que passarão a estar ameaçadas de extinção. Vários estudos destacam que as alterações produzidas pela regularização de grandes rios contribuem para a regressão de bivalves de água doce. Nestes ambientes lênticos dá-se ainda a substituição da fauna piscícola autóctone pela fauna piscícola exótica. Os peixes introduzidos são, muitas vezes, espécies altamente competitivas e piscívoras (e.g. achigã, lúcio) que eliminam ou tornam praticamente residual a presença dos hospedeiros naturais dos bivalves de água doce. O próprio paredão da barragem, não favorece a sobrevivência de bivalves de água doce, pois interrompe o contínuo lótico e impede a dispersão de espécies hospedeiras para montante, uma vez que não permite as migrações reprodutivas ou fisiológicas por parte da fauna piscícola. Todos estes efeitos incluem alterações apreciáveis em diferentes escalas temporais, dos regimes de temperatura, caudais libertados, modificações dos padrões de erosão e sedimentação, variação no transporte da matéria orgânica particulada;
- 6) Neste estudo confirmou-se que, atualmente, existem troços do rio Tua, Tâmega e Sabor situados na proximidade ou no interior das futuras albufeiras que possuem uma boa qualidade ambiental, fundamental para a sobrevivência e sustentabilidade de populações de náíades. Os unionídeos revelaram preferência por braços laterais, com fluxo de água permanente, onde esteja patente uma elevada estabilidade do mosaico de microhabitats aquáticos, beneficiando ainda de galerias ripícolas bem desenvolvidas, suportadas por raízes submersas fortes e salientes que retêm grandes quantidades de sedimentos finos. As zonas ensombradas das margens dos rios são ainda importantes, dado constituírem um local de refúgio, alimentação e de reprodução usado pelas náíades;
- 7) Devido ao desconhecimento das algumas características relacionadas com o ciclo de vida destas náíades, foram realizados estudos de forma a identificar quais as principais espécies hospedeiras das náíades, mais precisamente das espécies *Unio delphinus* e *Potomida littoralis*. Os estudos destacaram que as espécies

piscícolas autóctones são as principais hospedeiras destas duas espécies de bivalves de água doce. Dentro das espécies autóctones destacaram-se os ciprínídeos e os salmonídeos endémicos como sendo as espécies em que os gloquídeos de *Unio delphinus* e de *Potomida littoralis* mais enquistaram e se transformaram em juvenis de vida livre. É ainda de salientar que estas espécies piscícolas revelaram uma extrema importância na dispersão de bivalves, dado terem pulsos migratórios reprodutivos, ao contrário das espécies exóticas. Os peixes autóctones com maior sucesso reprodutivo associado às náíades *Unio delphinus* e *Potomida littoralis* foram o barbo-comum (*Luciobarbus bocagei*), o bordalo (*Squalis alburnoides*) e o escalo (*Squalius caroliterti*). Foram ainda registados, embora em número residual, juvenis de *Unio delphinus* nas espécies exóticas góbio (*Gobio lozanoi*) e gambúsia (*Gambusia holbrooki*);

- 8) Foram apresentadas medidas de minimização e compensação baseadas prioritariamente na reabilitação de habitats degradados. A regressão nas populações de bivalves de água doce que será de esperar devido à construção de grandes barragens, justifica a implementação de um Plano de Ação para preservar/recuperar as náíades *Unio delphinus*, *Potomida littoralis* e *Anodonta anatina* que colonizam os Setores do Médio e Baixo Sabor, Tua e Tâmega. No entanto, existe uma concordância que métodos direcionados para o ecossistema e conservação dos habitats são mais eficientes e menos onerosos na manutenção da biodiversidade.

Finalmente, importa salientar a necessidade de registo do *status* ambiental destes ecossistemas, uma vez que estão previstas modificações a curto prazo (2-4 anos) nos Setores médios e terminais das três sub-bacias hidrográficas mencionadas, nomeadamente com a construção e posterior enchimento das albufeiras que vão alterar completamente o ambiente aquático. Deste modo, associado à transformação de ambientes lóticos para ambientes lênticos serão de esperar substanciais impactos com reflexos irreversíveis ao nível das componentes abiótica e biótica. Apesar de existir uma experiência assinalável neste âmbito à escala mundial, a tipologia e especificidade destes ecossistemas revela o interesse numa avaliação ambiental bem delineada e com informação suficiente para definição das medidas de compensação e minimização que salvaguardem os valores naturais, tendo em conta espécies e habitats, que fazem a singularidade destes ecossistemas aquáticos.

ANEXOS

Anexo I

Zonas Climáticas presentes na Bacia do Rio Sabor, segundo Agroconsultores & Coba (1991)

Zonas Climáticas	Variáveis		Observações
	Temperatura (°C)	Precipitação (mm)	
Terra Fria de Alta Montanha	<9°C	>120 mm	Nevoeiros de dezembro a março, ocorrência de geadas em todos os meses do ano.
Terra Fria de Montanha	Entre os 9° e os 10°C	>1200 mm	Regular de pouca permanência no inverno, geadas de setembro a junho.
Terra Fria de Planalto	Entre os 10° e os 12,5°C	Entre 600 e 1200 mm	Invernos frios e prolongados e verões quentes e curtos, geadas de outubro a maio.
Terra de Transição	Entre os 12,5 e os 14°C	Entre 600 a 1000 mm	Uma área com características de transição entre a Terra Fria de Planalto e a Terra Quente. Com clima mais ameno, geadas de outubro até meados de abril.
Terra Quente	>14°C	Entre os 600 a 800 mm	Características de um clima mediterrâneo com chuvas na estação fria, Invernos suaves com geadas de dezembro a princípios de março.

Anexo II

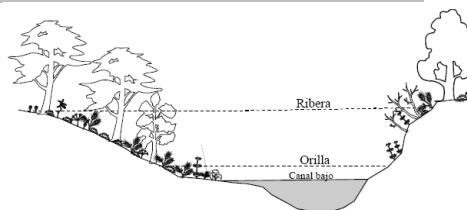
Parâmetros, e respetivos intervalos, considerados na classificação da qualidade da água, (proposta pela DSCP da ex-DGRAH (1980)).

CLASSE:		A	B	C	D	E
PARÂMETRO		Excelente	Boa	Razoável	Má	Muito má
pH		6.5 - 8.5*	5.5 - 9.0	5.0 - 10.00	4.5 - 11.0	
Condutividade	(uS/cm, 20°C)	<=750	751 - 1 000	1 001 - 1 500	1 501 - 3 000	>3 000
SST	(mg/l)	<=25.0	25.1 - 30.0	30.1 - 40.0	40.1 - 80.0	>80.0
Sat OD	(%)	>=90	89 - 70	69 - 50	49 - 30	<30
CBO ₅	(mg O ₂ /l)	<=3.0	3.1 - 5.0	5.1 - 8.0	8.1 - 20.0	>20.0
CQO	(mg O ₂ /l)	<=10.0	10.1 - 20.0	20.1 - 40.0	40.1 - 80.0	>80.0
Azoto Amoniacal	(mg NH ₄ /l)	<=0.50	0.51 - 1.50	1.51 - 2.50	2.51 - 4.00	>4.00
Nitratos	(mg NO ₃ /l)	<=5.0	5.0 - 25.0	25.1 - 50.0	50.1 - 80.0	>80.0
Azoto Kjeidahl	(mg N/l)	<=0.5	0.51 - 1.00	1.01 - 2.00	2.01 - 3.00	>3.00
Fosfatos	(mg P ₂ O ₅ /l)	<=0.40	0.41 - 0.54	0.55 - 0.94	0.95 - 1.00	>1.00
Fósforo Total	(mg P/l)	<=0.2	0.21 - 0.25	0.26 - 0.40	0.41 - 0.50	>0.50
Coliformes Totais	(/100 ml)	<=50	51 - 5 000	5 001 - 50 000	>50 000	-
Coliformes Fecais	(/100 ml)	<=20	21 - 2 000	2 001 - 20 000	>20 000	-
Estreptococos Fecais	(/100 ml)	<=20	21 - 2 000	2 001 - 20 000	>20 000	-
Ferro	(mg/l)	<=0.50	0.51 - 1.00	1.10 - 1.50	1.50 - 2.00	>2.00
Manganês	(mg/l)	<=0.10	0.11 - 0.25	0.26 - 0.50	0.51 - 1.00	>1.00
Zinco	(mg/l)	<=0.30	0.31 - 1.00	1.01 - 3.00	3.01 - 5.00	>5.00
Cobre	(mg/l)	<=0.050	0.051 - 0.2	0.201 - 0.5	0.501 - 1.000	>1.00
Crómio	(mg/l)	<=0.050	-	0.051 - 0.080	-	>0.080
Selénio	(mg/l)	<=0.01	-	0.011 - 0.050	-	>0.050
Cádmio	(mg/l)	<=0.0010	0.0011 - 0.0050		>0.0050	
Chumbo	(mg/l)	<=0.050	-	0.051 - 0.100	-	>0.100
Mercúrio	(mg/l)	<=0.00050	-	0.00051 - 0.001	-	>0.001
Arsénio	(mg/l)	<=0.010	0.011 - 0.050	-	0.051 - 0.100	>0.100
Cianetos	(mg/l)	<=0.050	-	0.051 - 0.080	-	>0.080
Fenóis	(mg/l)	<=0.0010	0.0011 - 0.0050	0.0051 - 0.010	0.011 - 0.100	>0.100
Agentes Tensioactivos	(Las-mg/l)	<=0.2	-	0.21 - 0.50	-	>0.50

* O pH, sendo um parâmetro muito dependente de características geomorfológicas, pode apresentar valores fora deste intervalo, sem contudo significar alterações de qualidade devidas à poluição.

ANEXO III- ÍNDICE QBR: CLASSIFICAÇÃO DA ZONA RIBEIRINHA DE ECOSISTEMAS FLUVIAIS

- Esta classificação deve ser aplicada a toda a zona ribeirinha dos rios (margem e encostas propriamente dito). Zonas inundadas periodicamente pelas cheias e caudais máximos)
- Os cálculos serão realizados sobre a área que apresenta uma potencialidade de suportar uma massa vegetal nas encostas. Não se contemplam as zonas com substrato duro onde não é possível enraizar uma massa vegetal



A pontuação de cada um dos 4 blocos não pode ser negativa nem exceder os 25 pontos

Estação	
Classificação	

1 – Grau de cobertura da zona ribeirinha - Pontuação entre 0 e 25

Pontuação		
25	> 80% de cobertura vegetal da zona ribeirinha (as plantas anuais não se contabilizam)	
10	50-80% de cobertura vegetal da zona ribeirinha	
5	10-50% de cobertura vegetal da zona ribeirinha	
0	< 10% de cobertura vegetal da zona ribeirinha	
+10	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é total	
+5	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é superior a 50%	
-5	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é entre 25 e 50%	
-10	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é inferior a 25%	

2 – Estrutura da cobertura (contabiliza-se toda a zona ribeirinha) - Pontuação entre 0 e 25

Pontuação		
25	Cobertura de árvores superior a 75%	
10	Cobertura de árvores entre 50 e 75% ou cobertura de árvores entre 25 e 50% e no resto da cobertura os arbustos superam os 25%	
5	Cobertura de árvores inferior a 50% e o resto da cobertura com arbustos entre 10 e 25%	
0	Sem árvores e arbustos abaixo dos 10%	
+10	Se na margem a concentração de helófitos ou arbustos é superior a 50%	
+5	Se na margem a concentração de helófitos ou arbustos é entre 25 e 50%	
+5	Se existe uma boa conexão entre a zona de arbustos e árvores com um sub-bosque	
-5	Se existe uma distribuição regular (linearidade) nos pés das árvores e o sub-bosque é > 50%	
-5	Se as árvores e arbustos se distribuem em manchas, sem uma continuidade	
-10	Se existe uma distribuição regular (linearidade) nos pés das árvores e o sub-bosque é < 50%	

3 – Qualidade da cobertura vegetal (depende do tipo geomorfológico da zona ribeirinha*) - Pontuação (0 e 25)

Pontuação		Tipo1	Tipo 2	Tipo 3	
25	Número de espécies diferentes de árvores autóctones	> 1	> 2	> 3	
10	Número de espécies diferentes de árvores autóctones	1	2	3	
5	Número de espécies diferentes de árvores autóctones	-	1	1 - 2	
0	Sem árvores autóctones				
+10	Se existe uma continuidade da comunidade ao longo do rio, uniforme e ocupando > 75% da zona ribeirinha (em toda a sua largura)				
+5	Se existe uma continuidade da comunidade ao longo do rio (entre 50 – 75% da zona ribeirinha)				
+5	Se existe uma disposição em galeria de diferentes comunidades				
+5	Se o número de espécies diferentes de arbustos é:	> 2	> 3	> 4	
-5	Se existem estruturas construídas pelo homem				
-5	Se existe alguma espécie de árvore introduzida (alóctone)** isolada				
-10	Se existem espécies de árvores alóctones** formando comunidades				
-10	Se existem lixos				

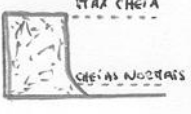


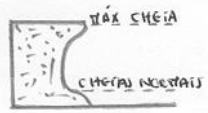
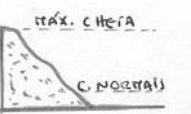

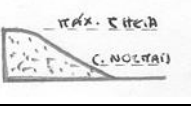
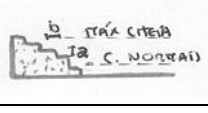
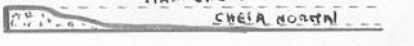
4 – Grau de naturalidade do canal fluvial - Pontuação entre 0 e 25

Pontuação		
25	O canal do rio não está modificado	
10	Modificações nos terraços adjacentes ao leito do rio com redução do canal	
5	Sinais de alteração e estruturas rígidas intermitentes que modificam o canal do rio	
0	Rio canalizado na totalidade do troço	
-10	Se existe alguma estrutura sólida dentro do leito do rio	
-10	Se existe alguma represa ou outra infraestrutura transversal no leito do rio	


Pontuação final (soma das pontuações anteriores)	
---	--

* **Determinação do tipo geomorfológico da zona ribeirinha** (característica 3, qualidade da cobertura vegetal)

Somar o tipo de desnível da margem direita e da esquerda, e somar a pontuação das restantes características.

Tipos de desnível da zona ripária	Pontuação			
	Esquerda	Direita		
Vertical côncavo (declive > 75°), com uma altura não superável pelas máximas cheias			6	6
Igual, mas com um pequeno talude ou margem inundável periodicamente (cheias normais)			5	5
Declive entre 45 e 75°, escalado ou não. O declive mede-se a partir do ângulo entre a horizontal e a recta entre a margem e o último ponto da ribeira. Σa > Σb			3	3
Declive entre 20 e 45°, escalonado ou não. $\Sigma a > \Sigma b$			2	2
Decliv < 20°, zona ribeirinha uniforme e plana.			1	1

Existência de uma ilha ou ilhas no meio do leito do rio

Largura conjunta "a" > 5 m		-2
Largura conjunta "a" entre e 5 m		-1

Potencialidade de suportar uma

massa vegetal ribeirinha. Percentagem de substrato duro com incapacidade para enraizar uma massa vegetal permanente

> 80%	No se pode medir
60 – 80%	+6
30 – 60%	+4
20 – 30%	+2

Pontuação Total

--	--

Tipo geomorfológico segundo a pontuação

> 8	Tipo 1	Zonas ribeirinhas fechadas, normalmente de cabeceira, com baixa potencialidade para suportar um extenso bosque de ribeira
Entre 5 – 8	Tipo 2	Zonas ribeirinhas com uma potencialidade intermédia para suportar uma zona vegetada, sectores médios dos rios
< 5	Tipo 3	Zonas ribeirinhas extensas, sectores baixos dos rios, com elevada potencialidade para possuir um bosque extenso.

**** Espécies frequentes e consideradas alóctonas**

- *Populus deltoides*
- *Populus nigra ssp. italica*
- *Ailanthus altissima*
- *Robinia pseudo-acacia*
- *Populus x canadensis*
- *Salix babylonica*
- *Celtis australis*
- *Platanus x hispanica*

Anexo IV

ÍNDICE GQC: CLASSIFICAÇÃO DA QUALIDADE DO CANAL

Índice da qualidade de canal:	Código:
(realizado em pelo menos três transectos com distância entre si de 20 metros)	

1. Presença de estruturas de retenção

Ausência de estruturas	4
Açude rústico semi-desagregado	3
Açude rústico bem consolidado	2
Açude ou barragem de betão	1

2. Estrutura do canal

$W/D < 7$, não ocorre inundação das margens	4
$W/D = 8-15$, inundação das margens rara	3
$W/D = 15-25$, inundação frequente das margens	2
$W/D > 25$, inundação muito frequente das margens	1

W – Média da largura do leito molhado obtida nos transectos/ D – Média da profundidade máxima obtida nos transectos.

3. Sedimentos e estabilidade do canal

Ausência de alargamento do canal ou de acumulações de materiais transportados; canal único;	4
Algumas acumulações de materiais transportados; canal único;	3
Línguas de cascalho, areia e limo; o leito de cheia apresenta canais independentes;	2
Canal dividido em múltiplas línguas de areia e limo (ou rio canalizado).	1

4. Estrutura das margens

Margens estáveis com vegetação ripária contínua e estruturalmente complexa (árvores e arbustos); sem sinais de erosão;	4
Margens estáveis mas com vegetação ripária fragmentada; alguns regos desprovidos de vegetação;	3
Margens pouco consolidados mantidas por uma vegetação esparsa de herbáceas e arbustos;	2
Margens com vegetação muito escassa e uniforme, rebaixadas pela erosão ao longo do troço.	1

5. Alteração artificial das margens

Ausência quase completa de alteração artificial das margens;	4
Uma das margens apresenta alterações moderadas (e.g. enrocamentos >30% do comprimento troço);	3
Ambas as margens apresentam alterações moderadas (e.g. enrocamentos >30%), ou uma delas está alterada significativamente (e.g. linearização da margem),	2
Como no caso anterior mas a estrutura da margem é de betão armado ou ciclópico.	1

6. Heterogeneidade do canal

Canal curvilíneo e sequência lótica/lêntica muito marcada;	4
Canal retilíneo com reduzida sequência lótica/lêntica;	3
Velocidade praticamente constante ao longo de todo o troço;	2
Zona lêntica artificial ou rio canalizado.	1

7. Estrutura do leito

Tipo 1	Troços encaixados, normalmente de cabeceira e com muita rocha, baixa potencialidade de suportar um extenso bosque ribeirinho;
Tipo 2	Troços com desníveis médios das margens, potencialidade intermédia para suportar um bosque ribeirinho; “zonas médias do rio”;
Tipo 3	Troços com desníveis das margens muito pouco acentuadas, potencialidade elevada para suportar um bosque ribeirinho; zonas baixas de alguns rios.

Tipo 1 (Troço em que predomina a erosão)

>50% do material é constituído por granulometria >25 cm (blocos);	8
>50% do material é constituído por granulometria >6,5 cm (pedra);	6
>50% do material é constituído por granulometria >2,0 cm (salto);	3
Predomina a areia e o limo (>50%).	1

Tipo 2 (troço em que predomina o transporte)

> 50% do material é constituído por blocos e pedras (>6,5 cm);	8
50% do material é constituído por pedra ou superior (>6,5 cm);	6
< 25% do material é de dimensões superiores a cascalho (>1,5 cm);	3
O leito é exclusivamente de limo e areia fina (>1,5 cm) é inferior a 10%.	1

Tipo 3 (troço em que predomina a sedimentação)

>50% do material é constituído por dimensões superiores a areia grossa (0,5 cm);	8
30-50% do material é constituído por dimensões superiores a areia grossa (0,5 cm) e o resto é formado por limo e areia fina;	6
<30% do material é constituído por dimensões superiores a areia grossa (0,5 cm) e o resto é formado por limo e areia fina;	3
O leito é exclusivamente de limo e areia fina (<0,125 cm).	1

8. Deposição de finos intersticiais

A % de finos e < 5%;	4
A % de finos é de 5-25%;	3
A % de finos é de 25-50%;	2
A % de finos é >50%.	1

- Para os rios Tipo 1 os finos consideram-se <0,5 cm.
- Para os rios Tipo 2 e 3 os finos consideram-se <0,125 cm.

Anexo V

Pontuações do I.B.M.W.P. (adaptado de ALBA-TERCEDOR & SANCHEZ ORTEGA, 1988).

Famílias	
E: Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae	
P: Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae;	
T: Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae;	10
D: Athericidae, Blephariceridae;	
H: Aphelocheiridae.	
T: Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae;	
O: Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeschnidae, Cordullidae, Libellulidae;	8
C: Astacidae.	
E: Ephemerellidae, Prosopistomatidae;	
P: Nemouridae;	7
T: Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Economidae.	
M: Neritidae, Viviparidae, Ancyliidae, Thiaridae, Unionidae;	
T: Hydroptilidae;	6
C: Gammaridae, Atyidae, Corophiidae;	
O: Platycnemididae, Coenagrionidae.	
E: Oligoneuriidae, Polymitarcidae;	
C: Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae;	
T: Hydropsychidae, Helicopsychidae;	5
D: Tipulidae, Simuliidae;	
PI: Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae.	
E: Baetidae, Caenidae;	
C: Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae;	
D: Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Sciomyzidae, Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Rhagionidae;	4
Mg: Sialidae;	
PI: Piscicolidae;	
A: Hidracarina.	
H: Mesovellidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae, Vellidae, Notonectidae, Corixidae;	
C: Helodidae, Hydrophilidae, Higrubiidae, Dytiscidae, Gyrinidae;	
M: Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeriidae;	3
Hr: Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae;	
C: Asellidae, Ostracoda.	
D: Chironomidae, Culicidae, Muscidae, Thaumaleidae, Ephydriidae.	2
O: Oligochaeta (Todas as famílias);	
D: Syrphidae.	1

Anexo VI

Mediana dos valores de Referência e Fronteiras do IPTIn para os Tipos de Rios de Portugal

Tipos de rios	Índice adotado	Valor de referência	Exc./Bom (RQE)	Bom/Raz. (RQE)	Raz./Med. (RQE)	Med./Mau (RQE)
Rios Montanhosos do Norte	IPTI _N	0,98	0.86	0.60	0.40	0.20
Rios do Norte de Pequena Dimensão	IPTI _N	1.02	0.87	0.65	0.44	0.22
Rios do Norte de Média Grande Dimensão	IPTI _N	1.00	0.88	0.66	0.44	0.22
Rios do Alto Douro de Média Grande Dimensão	IPTI _N	1.01	0.83	0.61	0.41	0.20
Rios de Alto Douro de pequena Dimensão	IPTI _N	1.01	0.85	0.59	0.40	0.20
Rios de Transição Norte Sul	IPTI _N	1.00	0.86	0.64	0.42	0.21
Rios do Litoral Centro	IPTI _S	0.98	0.74	0.56	0.37	0.19
Rios do Sul de pequena Dimensão	IPTI _S	0.99	0.95	0.70	0.47	0.23
Rios do Sul de Média Grande Dimensão	IPTI _S	0.98	0.95	0.70	0.47	0.23
Rios Montanhosos do Sul	IPTI _S	0.99	0.97	0.72	0.48	0.24
Depósitos sedimentares do Tejo e Sado	IPTI _S	1.05	0.88	0.66	0.44	0.22
Calcários do Algarve	IPTI _S	0.99	0.95	0.70	0.47	0.23