



# **Monitorização da Qualidade Biológica de Rios baseada nos Macroinvertebrados e Requalificação Fluvial dirigida a Populações Piscícolas**

**Telmo Manuel Pais Fonseca**

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

**BRAGANÇA**  
**NOVEMBRO DE 2011**



# **Monitorização da Qualidade Biológica de Rios baseada nos Macroinvertebrados e Requalificação Fluvial dirigida a Populações Piscícolas**

**Telmo Manuel Pais Fonseca**

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

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

**Co-orientador: Professor Doutor João Manuel Oliveira (CITAB-UTAD)**

**BRAGANÇA  
NOVEMBRO 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](mailto:sacd@ipb.pt) ou [grei@ipb.pt](mailto: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, Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança*.

As opiniões e informações incluídas neste documento representam unicamente o ponto de vista do respectivo 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 electrónica cedida pelo respectivo Autor.

## **AGRADECIMENTOS**

Depois de elaborada esta dissertação, é essencial demonstrar o meu reconhecimento pelas pessoas que me apoiaram no desenrolar deste trabalho.

Antes de mais agradeço ao meu orientador, Professor Doutor Amílcar António Teiga Teixeira, pelo apoio, pela boa disposição, pela paciência, pela prontidão e pelo apoio científico que sempre me prestou desde o primeiro dia, e que foram determinantes para a conclusão deste trabalho.

Ao meu co-orientador Professor Doutor João Oliveira pela colaboração e disponibilização de dados, fundamentais para a avaliação biológica dos rios à escala do país.

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

Queria agradecer também aos meus colegas de laboratório, que me apoiaram sempre que eu precisei, nomeadamente a Patrícia, Mónica, Maria João, e em especial a um grande companheiro, que aqui tive o prazer de conhecer, e que sempre me acompanhou até ao fim de mais uma etapa, ao meu grande amigo Tiago Ascensão, obrigado por tudo.

Em especial queria agradecer aos meus pais e avós, que sempre me deram força para ir mais além em busca do conhecimento, e mais propriamente a uma pessoa que me apoiou desde o meu primeiro dia no Instituto Politécnico de Bragança, até ao último, nomeadamente a minha namorada, Ana Mateus. É uma pessoa que sempre me ajudou, dando a sua opinião crítica e assertiva do meu trabalho, estando sempre presente com o seu carinho, amor e dedicação e acima de tudo paciência.

Aos meus amigos, que tornam a minha vida bem mais agradável e que sempre me deram força e coragem para chegar até aqui.

Aos meus colegas de trabalho, que sempre me incentivaram.

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

## RESUMO GERAL

Alcançar uma excelente ou no mínimo boa qualidade ambiental dos recursos aquáticos superficiais é um dos compromissos assumidos, a curto prazo, por todos os países da Comunidade Europeia. Tendo em conta os princípios emanados pela Directiva Quadro da Água (DQA), a Autoridade Florestal Nacional promoveu um programa de monitorização de sistemas aquáticos em Portugal (Projecto Aquariport). No presente estudo procedeu-se à monitorização referente ao ano de 2009 das comunidades de macroinvertebrados de vários rios distribuídos pelas bacias hidrográficas de norte a sul de Portugal. Foi feita uma avaliação da qualidade biológica dos ecossistemas lóticos recorrendo ainda a informação prévia (desde 2004), que na sua globalidade, abrangeu uma rede composta por 245 locais de amostragem. Foram encontradas diferentes métricas sensíveis à degradação ambiental como a diversidade  $H'$  de Shannon-Wiener, o índice biótico IBMWP e o Índice de Invertebrados do Norte IPTl<sub>N</sub> e Sul IPTl<sub>S</sub> de Portugal, que permitiram diferenciar as comunidades que habitam em troços de rios com boa integridade ecológica relativamente a locais sujeitos a impactos ambientais resultantes de fenómenos de degradação da qualidade da água e do habitat aquático e ribeirinho (e.g. poluição, regularização, corte da vegetação ribeirinha). Nestes casos verificou-se que a composição e estrutura das comunidades de macroinvertebrados se afastavam notavelmente da situação de referência definida para cada tipologia. Nesta medida, a reabilitação de rios é fundamental como uma medida essencial para atingir o bom/excelente estado químico e ecológico das massas hídricas. Por tal motivo, foi desenvolvido um caso de estudo onde se promoveu a requalificação fluvial especificamente orientado para populações piscícolas. Para além da melhoria de habitat (incorporação de blocos e ramos de vegetação) procedeu-se à manipulação do *biota* (repovoamentos) no sentido de aumentar a capacidade biogénica do sistema e, desta forma, atenuar o impacto de diferentes pressões antrópicas (e.g. degradação do habitat; pesca desportiva). Assim, com recurso à PIT-Telemetria avaliou-se o comportamento da fauna piscícola no verão de 2010, num troço do rio Penacal com aptidão exclusivamente salmonícola. Os resultados confirmaram que a PIT-telemetria foi um método eficiente na avaliação do movimento e uso do habitat pelas populações simpátricas de trutas domésticas e selvagens. As trutas indígenas adaptaram-se de forma mais evidente ao meio selvagem. Entre as trutas criadas em cativeiro, verificou-se que foi o grupo dos exemplares previamente aclimatados que mostrou um comportamento mais próximo das trutas selvagens.

**Palavras-chave:** macroinvertebrados, qualidade ecológica, IBMWP, IPTl<sub>N</sub>, IPTl<sub>S</sub>, melhoria do habitat piscícola, repovoamento, PIT-telemetria.

## ABSTRACT

The excellent/good environmental quality of surface aquatic resources are one of major compromises assumed by all countries belonged to the European Community. Taking into account the principles defined by the Water Framework Directive, the Portuguese National Forest Authority promoted a monitoring program for the aquatic ecosystems (Aquariport Project). In the present study, it was made the macroinvertebrate community monitoring, considering the 2009 year, in several streams and rivers distributed in north and south of Portugal. It was made an evaluation of the biological quality of lotic ecosystems, recurring to previous data (since 2004), for all 245 sampling points of the network defined. It was found different metrics sensible to the environmental degradation, like the Shannon-Weaner H' diversity index and two biotic indexes, respectively the IBMWP and the Portuguese Invertebrate Index, recently developed for the northern IPTI<sub>N</sub> and southern IPTI<sub>S</sub> water courses. These tools allowed to differentiate the communities living in rivers with good ecological integrity relatively to other sampling points, where different environmental impacts resulted from lower water quality and degradation of aquatic and riparian habitats (e.g. pollution, regulation) are the main factor affecting the macroinvertebrate communities. In these cases it was verified notable changes in composition and structure of local communities when compared with reference communities, defined for each typology. In this way, river rehabilitation is essential for reaching the good/excellent chemical and ecological status of surface waters. For this reason, it was developed, complementarily, a study case, using fish habitat improvement (e.g. boulders and load woody detritus) and biota manipulation (*i.e.* restocking) as a measure to increase the biogenic capacity of the system, in order to answer to different human pressures (e.g. habitat degradation, fishing activity). The behavior of sympatric native and introduced trout populations was made using PIT-telemetry, during summer season of 2010, in a salmonid reach of the Penacal river. The results showed that PIT-telemetry was an efficient tool to study the movements and habitat use by the trout populations considered (wild trout, conventional hatchery-reared trout and hatchery-reared trout acclimated to wild environment). The adaptation of wild fish to the aquatic environment was more evident, while for hatchery reared trout, those previously acclimated to wild environment showed a more natural behavior and similar to the wild trout group.

**Key-words:** macroinvertebrates, ecological quality, IBMWP, IPTI<sub>N</sub>, IPTI<sub>S</sub> fish habitat improvement, restocking, PIT-telemetry

## INDICE GERAL

<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	I
<b>RESUMO GERAL</b> .....	II
<b>ABSTRACT</b> .....	III
<b>CAPITULO 1: INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	1
1.1. Macroinvertebrados como indicadores ecológicos .....	1
1.2. Melhoria do habitat e manipulação do biota .....	2
1.3. Objectivos e estrutura da dissertação .....	3
<b>BIBLIOGRAFIA</b> .....	4
<b>CAPITULO 2: AVALIAÇÃO DA QUALIDADE BIOLÓGICA DE RIOS DE PORTUGAL BASEADA NA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS</b> .....	5
<b>RESUMO</b> .....	5
<b>ABSTRACT</b> .....	6
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	7
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	8
2.1. Área de Estudo .....	8
2.2. Metodologia .....	9
2.2.1. Método de amostragem das comunidades de macroinvertebrados.....	9
2.2.2. Processamento das amostras em laboratório.....	11
2.2.3. Análise de dados.....	11
<b>3. RESULTADOS</b> .....	15
3.1. Riqueza Taxonómica .....	15
3.2. Diversidade e equitabilidade .....	19
3.3. Métricas %EPT <i>versus</i> %(Oligochaeta + Diptera) .....	20
3.4. Índice Biótico IBMWP e IPtI <sub>N/S</sub> (Índice Português de Invertebrados).....	21
3.5. Biotipologia das comunidades de macroinvertebrados.....	24
<b>4. DISCUSSÃO</b> .....	25
<b>BIBLIOGRAFIA</b> .....	28

<b>CAPÍTULO 3: MELHORIA DE HABITAT E MANIPULAÇÃO DE POPULAÇÕES PISCÍCOLAS EM TROÇOS DE RIOS DE APTIDÃO SALMONÍCOLA</b> .....	30
RESUMO .....	30
ABSTRACT .....	31
1. INTRODUÇÃO .....	32
1.1. Impactos ambientais associados à manipulação do biota .....	32
1.2 Técnicas de monitorização do comportamento de peixes .....	34
1.3 Técnicas de melhoria do habitat piscícola .....	34
1.3.1. Qualidade e quantidade da água .....	34
1.3.2. Estrutura física do habitat .....	35
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	39
2.1. Área de Estudo .....	39
2.2. Equipamento de PIT-Telemetria .....	40
2.3. Amostragem de campo (Field surveys) .....	40
2.4. Tratamento estatístico .....	45
3. RESULTADOS .....	46
4. DISCUSSÃO .....	50
BIBLIOGRAFIA .....	52
<b>CAPÍTULO 4. CONCLUSÕES GERAIS</b> .....	56
<b>ANEXOS</b> .....	58

## **CAPITULO 1: INTRODUÇÃO GERAL**

Os cursos de água são dos ecossistemas mais degradados do planeta, tendo sido detectadas taxas de redução da biodiversidade mais elevadas do que nos ecossistemas terrestres (Saunders *et al.* 2002). A diminuição da qualidade da água e a degradação do habitat aquático e ribeirinho são os factores que mais empobrecem a integridade ecológica, justificando a implementação de planos que assegurem a auto-sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos. Segundo os princípios estabelecidos pela Directiva Quadro da Água (DQA, Directive 2000/60/CE, 2000), os programas de monitorização da integridade destes sistemas são ferramentas essenciais para o desenvolvimento de planos de gestão adequados à realidade de cada massa hídrica. Foi neste contexto que foi enquadrado um Programa Nacional de Monitorização de Sistemas Aquáticos (Projecto AQUARIPORT), desenvolvido pela Direcção Geral de Recursos Florestais/ Autoridade Florestal Nacional, realizado de 2004 a 2009, e que teve como objectivos (1) a recolha de informação base de suporte ao ordenamento dos recursos piscícolas nacionais e (2) o desenvolvimento e a implementação de índices bióticos, baseados na íctiofauna e nos macroinvertebrados bentónicos, no sentido de avaliar a qualidade ecológica de rios, tendo sempre como enquadramento os princípios emanados pela DQA (Oliveira *et al.* 2007).

### **1.1. Macroinvertebrados como indicadores ecológicos**

Os macroinvertebrados aquáticos são uma comunidade-chave nos sistemas fluviais dado que desempenham um papel fundamental na cadeia alimentar, como elo de ligação entre o processamento da matéria orgânica de origem vegetal (*e.g.* algas, macrófitos, folhas) e a íctiofauna, sendo também uma das fontes privilegiadas de alimento dos peixes (Vidal-Abarca Gutierrez *et al.* 1994, Hauer & Resh 1996). Habitam normalmente na zona bêntica dos ecossistemas aquáticos durante a maior parte do seu ciclo de vida e compreendem uma diversidade de espécies pertencentes a diferentes grupos taxonómicos como os anelídeos, moluscos, crustáceos e principalmente insectos.

As comunidades de macroinvertebrados são muito utilizados como bioindicadores da qualidade ecológica de ecossistemas lóticos (ribeiras, rios) dado que: 1) apresentam padrões de migração limitados, 2) são ubíquos, 3) são relativamente grandes e fáceis de amostrar e identificar, 4) as suas comunidades incluem taxa com diferentes sensibilidades ao stress ambiental, 5) são a principal fonte de alimento dos peixes, 6) possuem uma diversidade assinalável de regimes tróficos e

7) necessitam de algum tempo para recolonizar um local pelo que os efeitos de um perturbação podem ser detectados até várias semanas depois (Alba-Tercedor 1996, Furse *et al.* 2006). As comunidade de macroinvertebrados são muito utilizadas como indicadores de qualidade das águas de sistemas lóticos nomeadamente em estudos de avaliação de impacto ambiental e monitorizações. Refira-se que na DQA, a monitorização ambiental contempla a obrigatoriedade de avaliar os elementos biológicos dos quais fazem parte não só os macroinvertebrados como também os peixes e os produtores primários.

## **1.2. Melhoria do habitat e manipulação do biota**

A preservação e/ou requalificação de habitats piscícolas assume um papel vital para a conservação de espécies piscícolas autóctones. Apesar de muitas vezes as medidas de minimização e compensação estarem especificamente orientadas para uma dada espécie-alvo é sabido, hoje em dia, ser necessário integrar soluções que assegurem a própria integridade ecológica do ecossistema e beneficiem o *biota* na globalidade. A melhoria do habitat e a manipulação do biota são algumas das medidas que muitas vezes são tomadas para reverter o processo de redução/extinção que a fauna piscícola autóctone está sujeita pela degradação de habitats e populações. São vários os impactos negativos, na sua maioria de natureza antrópica, que originam a degradação de muitos sistemas dulçaquícolas, entre os quais se destaca a poluição, a extracção de inertes, o corte da galeria ripícola, a sobrepesca, a introdução de espécies exóticas e a regularização. Neste último caso, as modificações bruscas, decorrentes da transformação de ambientes lóticos em lênticos, resultam na criação das albufeiras de barragens que facilitam a colonização, por exemplo, por espécies exóticas. Muitas destas espécies possuem mesmo características invasoras, passando a ocupar uma posição dominante no ecossistema, devido à plasticidade ecológica demonstrada e ao baixo número de predadores naturais. Apesar do interesse para a pesca desportiva que algumas espécies exóticas possam despertar (e.g. achigã, lúcio, lucioperca), as preocupações ambientais centram-se particularmente nas espécies autóctones, sendo que algumas delas são endemismos ibéricos (e.g. barbo, boga, escalo, bordalo) com elevado valor em termos de conservação. No entanto, no Norte e Centro de Portugal a truta-de-rio continua a ser um recurso com elevado valor sócio-económico (e.g. pesca desportiva) e inclusive em termos de conservação. De facto, apesar de usufruir de um estatuto pouco preocupante (LC) pelo Livro Vermelho dos Vertebrados (Cabral *et al.* 2005), a genética veio demonstrar que as populações de truta-de-rio do sul da Europa possuem uma

elevada diversidade, inclusive entre populações duma dada bacia hidrográfica, que importa preservar como unidades básicas de conservação (Antunes *et al.* 2001). Por tal motivo, é importante equacionar a compatibilização da exploração e conservação de recursos autóctones procurando conhecer o potencial produtivo de cada massa hídrica e a capacidade biogénica do sistema.

### **1.3. Objectivos e estrutura da dissertação**

O objectivo do presente estudo consistiu em avaliar:

- 1) A qualidade biológica de 245 locais de amostragem distribuídos pelas principais bacias hidrográficas de Portugal, com base nas comunidades de invertebrados bentónicos;
- 2) O comportamento e uso do habitat por populações simpátricas de trutas domésticas e selvagens no rio Penacal e avaliar o sucesso obtido pela manipulação do *biota* (*e.g.* repovoamentos piscícolas) e a melhoria do habitat (*e.g.* colocação de blocos e vegetação) no potencial incremento da capacidade biogénica do sistema aquático.

A **dissertação está organizada em 4 capítulos**, correspondendo o **CAPÍTULO 1**, à presente **Introdução** na qual se procede a uma abordagem integrada acerca das comunidades de macroinvertebrados e peixes, seja em termos da avaliação da qualidade ecológica de rios, seja em termos de manipulação do *biota* e do habitat. Os dois capítulos seguintes (capítulos 2 e 3) são apresentados sob a forma de artigos científicos e são os seguintes:

**CAPÍTULO 2: Avaliação da qualidade biológica de rios de Portugal baseada na comunidade de macroinvertebrados bentónicos**

**CAPÍTULO 3: Melhoria de habitat e manipulação de populações piscícolas em rios de aptidão salmonícola**

No **CAPÍTULO 4** são feitas as **conclusões gerais** do estudo, com base nos capítulos 2 e 3.

## BIBLIOGRAFIA

- Antunes A., Faria R., Weiss S. & Alexandrino P. 2001. Complex evolutionary history in the brown trout: Insight on the recognition of conservation units. *Conservation Genetics* 2: 337-347.
- Alba-Tercedor J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV SIAGA, Almería, II: 203-213.
- 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.
- Directive 2000/60/EC 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.
- 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.
- Hauer R. & Resh V.H. 1996. Benthic Macroinvertebrates. In: Hauer & Lamberti (eds.). Stream Ecology. Academic Press. San Diego. USA.
- Oliveira J.M. (Coord.), Santos J.M., Teixeira A., Ferreira M.T., Pinheiro P.J., Geraldês A. & Bochechas J. 2007. *Projecto AQUARIPORT: Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios*. Direcção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa, 96 pp.
- Saunders D.L., Meeuwig J.J. & Vincent A.C.J. 2002. Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology* 16: 30-41.
- Vidal-Abarca Gutierrez M., Alonso M.L., Cerezo, R. & Ramirez-Diaz L. 1994. Ecología de aguas continentales. Prácticas de Limnología. Univ. Murcia. Murcia. 266 pp.

## **CAPITULO 2: AVALIAÇÃO DA QUALIDADE BIOLÓGICA DE RIOS DE PORTUGAL BASEADA NA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS**

### **RESUMO**

No âmbito de um programa de monitorização de sistemas aquáticos de Portugal (Projecto Aquariport), foi feita a avaliação da qualidade biológica de rios baseada nas comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Tendo em conta os princípios emanados pela Directiva Quadro da Água (DQA), foram monitorizadas as comunidades de macroinvertebrados numa rede de amostragem significativa (245 locais de amostragem), desde 2004 até 2009, distribuídos por diferentes sistemas lóticos das bacias hidrográficas de Portugal.

Foram encontradas, a partir das comunidades de macroinvertebrados, diferentes métricas sensíveis à degradação ambiental, entre as quais se destacam a diversidade  $H'$  de Shannon-Wiener e os índices bióticos, IBMWP e especialmente o Índice Português de Invertebrados do Norte IPTI<sub>N</sub> e Sul IPTI<sub>S</sub> do país, recentemente desenvolvido pelo INAG, no âmbito da aplicação da DQA em Portugal. A tipologia das bacias hidrográficas de Portugal aparece relativamente bem reflectida na estruturação das comunidades de macroinvertebrados avaliadas. Contudo, foram detectados diferenças significativas entre a qualidade biológica dos vários troços de rio amostrados dentro de cada bacia hidrográfica. Para tal contribuíram marcadamente os impactos resultantes da poluição, regularização, corte da vegetação ribeirinha, entre outros.

**Palavras-chave:** macroinvertebrados, qualidade ecológica, IBMWP, IPTI<sub>N</sub>, IPTI<sub>S</sub>

## ABSTRACT

In a monitoring program of aquatic systems in Portugal, it was evaluated the biological quality of the rivers (Aquariport Project), based on the benthic macroinvertebrate communities. Taking into account the European Water Directive, macroinvertebrates communities were monitored within a network of 245 sampling sites, since 2004 until 2009, distributed through different lotic systems of main hydrographic Portugal basins.

It was found, based on the communities of macroinvertebrates, different metrics sensitive to environmental degradation, including the diversity of H' (Shannon Wiener) and biotic indices, IBMWP and especially the Portuguese indice of invertebrates from the North IPtIN and South IPtIS of the country, recently developed by the European Water Directive. The river typology appears relatively well reflected in the macroinvertebrate community structure assessed. However, significant differences were detected between in the biological quality of the different sampling reaches within each watershed. This trend is strongly affected by different impacts caused by pollution, regulation, court of riparian vegetation, among others.

**Key-words:** macroinvertebrates, ecological quality, IBMWP, IPt<sub>N</sub>, IPt<sub>S</sub>

## 1. INTRODUÇÃO

Há cerca de cem anos as sociedades começaram a reconhecer que as actividades humanas degradavam os sistemas aquáticos como resultado de uma utilização excessiva dos recursos (INAG 2002). Nas últimas décadas tem-se assistido à contínua deterioração das águas superficiais, levando à perda irreversível de biodiversidade. Na base desta degradação, encontram-se os factores de origem antrópica, como a eutrofização, regularização dos caudais, descarga de esgotos, destruição da galeria ripícola e introdução de espécies exóticas (Cortes *et al.* 2002, Alba-Tercedor *et al.* 2002).

Segundo a Directiva-Quadro da Água (DQA) (Directiva 2000/60/CE), os Estados-Membros deverão garantir até 2015, um bom estado químico e ecológico das massas de água. A classificação da qualidade ecológica das águas superficiais deverá ser efectuada com base no conceito de “estado ecológico” (Figura 1). A obtenção do “estado ecológico” para uma determinada massa de água, poderá ser feito com o recurso a comunidades aquáticas, como podem ser os microorganismos, algas, macrófitos, macroinvertebrados e peixes (Alves *et al.* 2002).

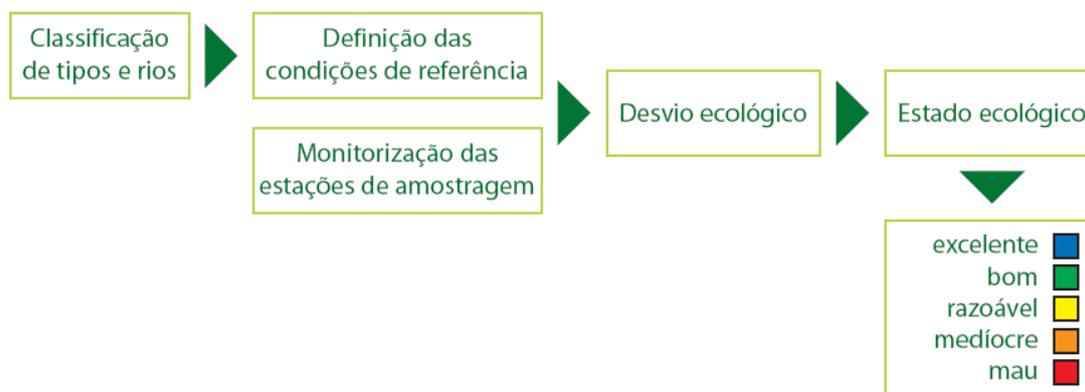


Figura 1. Etapas preconizadas pela DQA para definição do estado ecológico (adaptado de Oliveira *et al.* 2007).

Com base nestes elementos, a biomonitorização destaca-se como elemento preponderante na avaliação da qualidade biológica e ecológica em que se encontra uma massa de água, podendo assim definir-se linhas orientadoras, com vista à requalificação das perturbações detectadas.

O objectivo primordial do presente estudo consistiu em avaliar a qualidade biológica de 245 locais de amostragem distribuídos pelas principais bacias hidrográficas de Portugal, com base nas comunidades de invertebrados bentónicos.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Área de Estudo

A área de estudo é composta por uma malha de 245 locais de amostragem, distribuídos pela rede hidrográfica nacional (Figura 2).

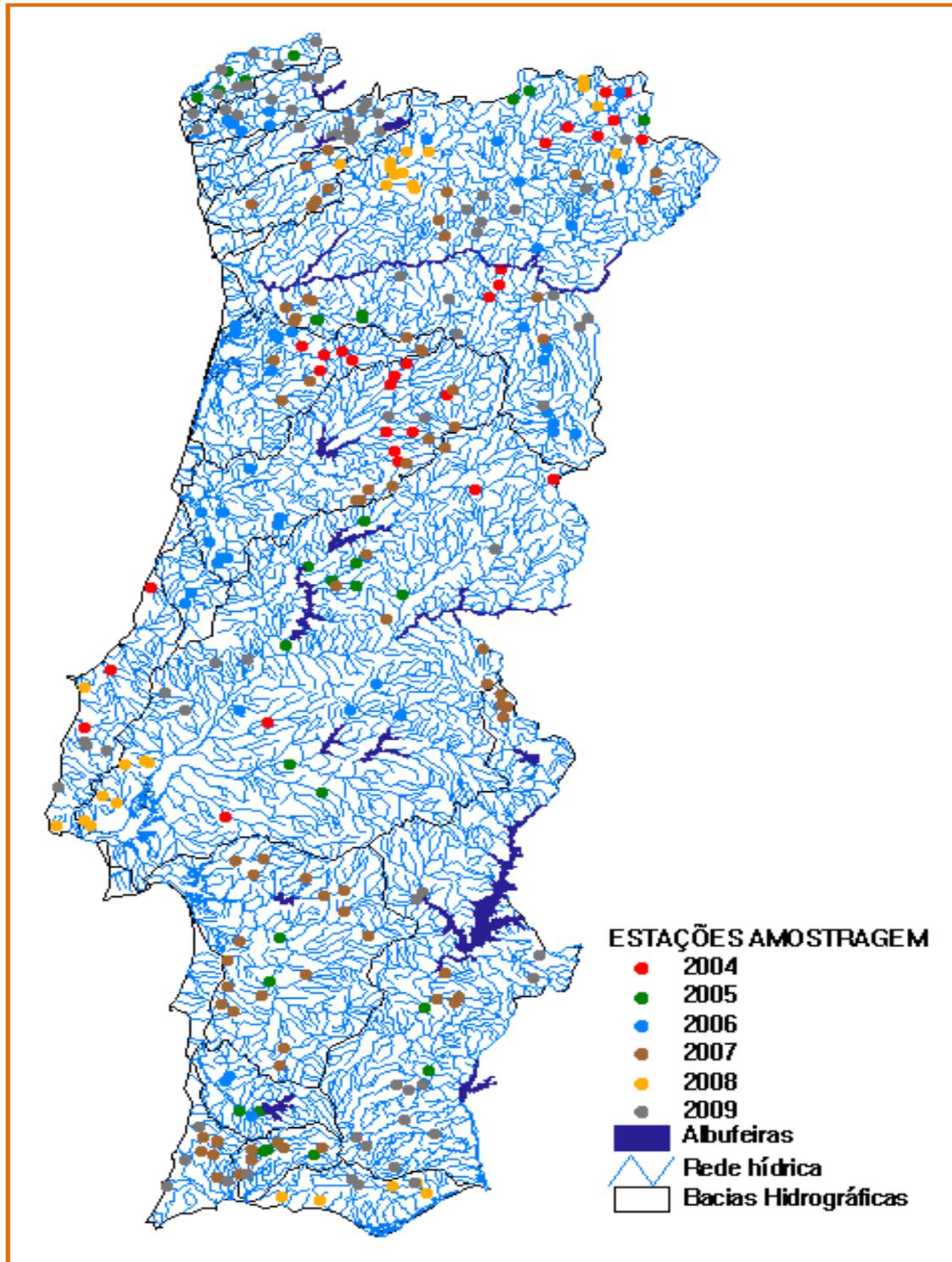


Figura 2. Rede de locais de amostragem (adaptado de Oliveira *et al.* 2007).

## 2.2. Metodologia

A avaliação da qualidade ecológica dos rios de Portugal, baseada nas comunidades de macroinvertebrados bentónicos, foi feita seguindo a metodologia definida no “Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água: Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos” (INAG 2008).

### 2.2.1. Método de amostragem das comunidades de macroinvertebrados

Fazem parte do protocolo de amostragem (INAG 2008):

- a) *Época de amostragem* - As colheitas foram efectuadas durante a época de Primavera/Verão;
- b) *Seleção do troço de amostragem* - Seleccionaram-se troços de 50 metros, representativos dos habitats presentes, de modo a incluir no centro uma unidade de erosão (fluxo turbulento) a partir do qual se amostraram as unidades de sedimentação adjacentes (fluxo laminar) (Figura 3).

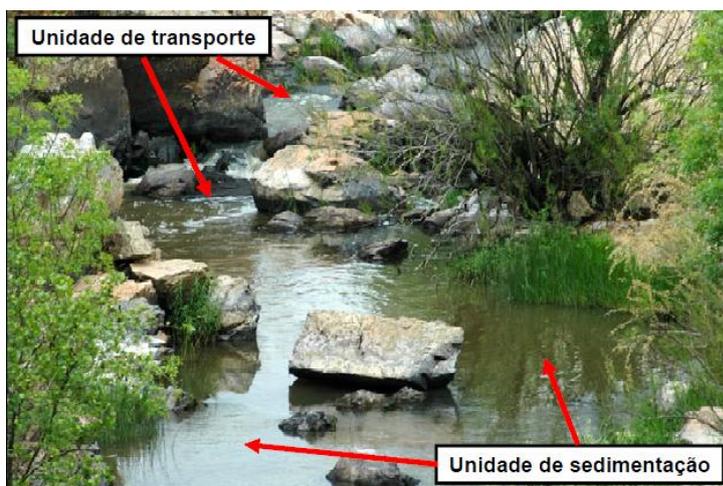


Figura 3. Unidade de Transporte e Sedimentação (INAG 2008).

- c) *Rede de amostragem* - As comunidades foram amostradas com uma rede de mão com uma malha de 500  $\mu\text{m}$ , suportada por uma armação metálica com dimensões de 25 x 25 cm;
- d) *Processo de amostragem* – Os macroinvertebrados foram amostrados com uma rede de mão pelo método de *kick sampling* ou *kick and sweep* (Figura 2.4). Paralelamente, as partículas de maior dimensão do substrato foram alvo de uma inspeção rigorosa de modo a capturar com o auxílio de objectos como pinças e pincéis aqueles organismos que possuem uma maior capacidade de fixação;



Figura 4. Processo de captura dos macroinvertebrados com rede de mão.

- e) *Metodologia de quantificação dos habitats* - Inicialmente foi feita uma estimativa dos habitats presentes e sua representatividade, considerando 4 habitats distintos em função dos substratos inorgânicos (Blocos > 26,0 cm; Pedras 6,4-26 cm; Cascalho 0,2-6,4 cm; Areia, silte e argila < 0,2 cm) e 2 habitats distintos em função dos substratos orgânicos (Macrófitos e algas; Matéria orgânica particulada). A colheita dos invertebrados foi realizada em função do tipo de habitats identificados;
- f) *Esforço de amostragem* - Em cada local de amostragem foram efectuados 6 arrastos de 1 metro de comprimento por 0,25 metros de largura com a rede de mão, distribuídos de forma proporcional pelos habitats existentes;
- g) *Tratamento das amostras* - No local de amostragem realizou-se uma primeira separação entre materiais inorgânicos de maior dimensão e o conjunto de invertebrados e materiais orgânicos/inorgânicos de dimensões inferiores. A totalidade das 6 amostras por local foi colocada no interior de frascos plásticos estanques (2 L) e adicionado formol a 4% para a sua conservação. Todos os frascos foram devidamente etiquetados (Figura 2.5).



Figura 5. Tratamento das amostras de macroinvertebrados no campo.

### 2.2.2. Processamento das amostras em laboratório

Inicialmente procedeu-se à triagem dos invertebrados e sua separação por grandes grupos, no sentido de facilitar a sua posterior identificação. Os animais recolhidos foram conservados em etanol a 70%. Posteriormente realizou-se a identificação dos organismos, mediante o uso microscópio estereoscópico Olympus SZX10, com zoom de ampliação de 10-132x até ao nível taxonómico de família. A identificação foi feita recorrendo a bibliografia especializada, nomeadamente chaves dicotómicas apropriadas (e.g. Tachet *et al.* 1981, 2010) (Figura 6).



Figura 6. Triagem e identificação dos macroinvertebrados.

### 2.2.3. Análise de dados

Na monitorização dos cursos de água estudados foram seleccionadas diversas métricas e índices que permitiram contribuir para o conhecimento da qualidade biológica da água e da tipologia das comunidades macroinvertebrados.

A análise de dados contemplou o tratamento da informação obtida que foi sistematizada da seguinte forma:

- a) O número total de indivíduos recolhidos (**S**) e o número total de famílias (**Nf**) presentes em cada local de amostragem;
- b) O índice de **Shannon-Wiener (H')** caracteriza a diversidade de taxa numa comunidade tendo em conta a abundância e a distribuição dos indivíduos:

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

$$p_i \quad n_i - \text{n}^\circ \text{ de indivíduos de cada } \textit{taxon } i$$

c) O **índice de equitabilidade de Pielou**, que avalia o modo como os indivíduos estão distribuídos pelos diferentes *taxa* encontrados. Para este estudo foi calculado também para as famílias (J') segundo a expressão:

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

$$S - \text{número de taxa presentes}$$

$$\text{Ln} - \text{logaritmo natural ou neperiano}$$

d) Uma vez que normalmente as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera albergam os invertebrados mais sensíveis, foi calculada a **métrica %EPT** para todos os locais. Do mesmo modo, os Oligochaeta e Diptera estão entre invertebrados menos sensíveis e como tal foi também calculada a métrica **%Oligochaeta e Diptera**.

e) O **Índice Biótico IBMWP** *Iberian Biological Monitoring Working Party Score* (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988, Alba-Tercedor 2000). É considerado um método relativamente rápido e simples de avaliar a qualidade biológica da água, uma vez que se baseia na identificação dos organismos até ao nível taxonómico da família. Para cada família é atribuída uma pontuação, presente num ranking, que varia entre 10 e 1 (Anexo I), segundo um gradiente orientado da menor (maior pontuação) para uma maior (menor pontuação) tolerância à poluição. Ao efectuar o somatório de todas as pontuações relativas às famílias presentes em cada amostra, é possível enquadrar os valores obtidos nas cinco classes de qualidade (Quadro 1) e assim obter uma classificação da qualidade biológica dos locais amostrados.

Quadro 1. Classes de qualidade definidas para o IBMWP (Alba-Tercedor 2000)

IBMWP (pontuação)	Classe	Significado (em termos de qualidade da água)
< 15	V	Água fortemente contaminada
16 - 35	IV	Água muito contaminada
36 - 60	III	Água moderadamente contaminada
61 - 100	II	Água ligeiramente contaminada
> 100	I	Água limpa ou não contaminada

#### f) Índice Português de Invertebrados do Norte IPTl<sub>N</sub> (INAG 2009)

Este índice integra diferentes métricas, abaixo definidas, como o n<sup>o</sup> 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:

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

sendo:

- **EPT:** N<sup>o</sup> de famílias pertencentes aos Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera;
- **Evenness:** Designado por índice de Pielou ou Equitabilidade, calculado como:
- **IASPT:** ASPT Ibérico, que corresponde ao IBMWP (Alba-Tercedor 2000) dividido pelo número de famílias presentes;
- **Log<sub>10</sub> (Sel. ETD+1)** - Log<sub>10</sub> de (1 + soma das abundâncias de indivíduos pertencentes às famílias Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae).

#### g) Índice Português de Invertebrados do Sul IPTl<sub>S</sub> (INAG 2009)

Este índice integra diferentes métricas, abaixo definidas, como o n<sup>o</sup> de *taxa*, EPT, IASPT e Sel. EPTCD que aparecem combinadas na seguinte fórmula:

$$\text{IPTl}_S = \text{N}^\circ \text{ taxa} * 0,4 + \text{EPT} * 0,2 + (\text{IASPT} - 2) * 0,2 + \text{Log} (\text{Sel EPTCD} + 1) * 0,2$$

sendo:

- **EPT:** N<sup>o</sup> de famílias pertencentes aos Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera;
- **IASPT:** ASPT Ibérico, que corresponde ao IBMWP (Alba-Tercedor 2000) dividido pelo número de famílias presentes;
- **Log (Sel. EPTCD + 1)** - Log<sub>10</sub> de 1 + soma das abundâncias de indivíduos pertencentes às famílias Chloroperlidae, Nemouridae, Leuctridae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Philopotamidae, Limnephilidae, Psychomyiidae, Sericostomatidae, Elmidae, Dryopidae, Athericidae.

O valor dos índices ( $IPtI_N$  e  $IPtI_S$ ), vai depender do somatório das métricas ponderadas. Ou seja no cálculo do índice são realizados dois passos de normalização, de modo a que o valor obtido seja expresso em termos de Rácios de Qualidade Ecológica (RQE). Para obter as devidas normalizações é necessário determinar o quociente entre o valor obtido e o valor de referência de cada tipo de rio (mediana dos locais de referência). 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) são apresentados no Anexo II. A definição do estado ecológico a partir do valor de RQE, efectua-se segundo um conjunto de cinco classes que tal como no IBMWP, possuem cinco cores para diferenciar os níveis de perturbação em que se encontra o ponto amostrado (Quadro 2) (INAG 2009).

Quadro 2. Classes de qualidade da água e seu significado, segundo INAG (2009).

CLASSE	$IPtI_{N/S}$ Qualidade da Água
I	Excelente
II	Bom
III	Razoável
IV	Medíocre
V	Mau

- h) Recorreu-se ainda a gráficos circulares para representar a proporção de cada grupo faunístico (e.g. ordem) de macroinvertebrados em cada local já que a sua quantidade relativa pode ser diferente de rio para rio e mesmo entre troços do mesmo rio, dependendo do tipo de habitats presentes e das condições ambientais e de qualidade do local, em geral.
- i) Por último recorreu-se à análise estatística, mediante a aplicação de testes univariados e multivariados. Foram realizadas testes de ANOVA não paramétrica, com recurso a testes H de Kruskal-Wallis (STATISTICA 7), para testar diferenças significativas entre bacias hidrográficas para diferentes métricas (i.e. nº de taxa e o nº de indivíduos). A análise multivariada recorreu ao uso do software PRIMER 6 (Clarke & Gorley 2006), mais precisamente à *non-metric Multi dimensional scaling* (NMDS), um método de ordenação das comunidades de macroinvertebrados nos vários troços amostrados de diferentes bacias hidrográficas. Para esta análise utilizaram-se dados de abundância transformados por  $[\text{Log}(x+1)]$  tendo sido aplicado o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Riqueza Taxonómica

No presente estudo foram identificados, de 2004 a 2009, um total de 173 546 exemplares, pertencentes a 121 famílias, distribuídas pelas diferentes bacias hidrográficas de Portugal Continental. Foram encontradas, em termos médios, mais famílias (nível taxonómico considerado) nas bacias hidrográficas do norte e centro ( $S > 20 taxa$ ) do que no sul ( $S < 20 taxa$ ) de Portugal (Figura 7). Relativamente ao número de indivíduos capturados em cada local de amostragem observaram-se discrepâncias superiores entre as bacias hidrográficas dos rios Mondego e Sado (Figura 8). De qualquer forma, o erro-padrão (SE) permite evidenciar uma grande heterogeneidade quer no nº de famílias quer no nº total de indivíduos capturados entre os locais amostrados dentro de cada bacia hidrográfica. Acresce salientar um esforço de amostragem diferenciado entre bacias (e.g. Douro: 69 vs. Lis: 2 locais amostrados) apesar das diferenças existentes na área e densidade de drenagem.

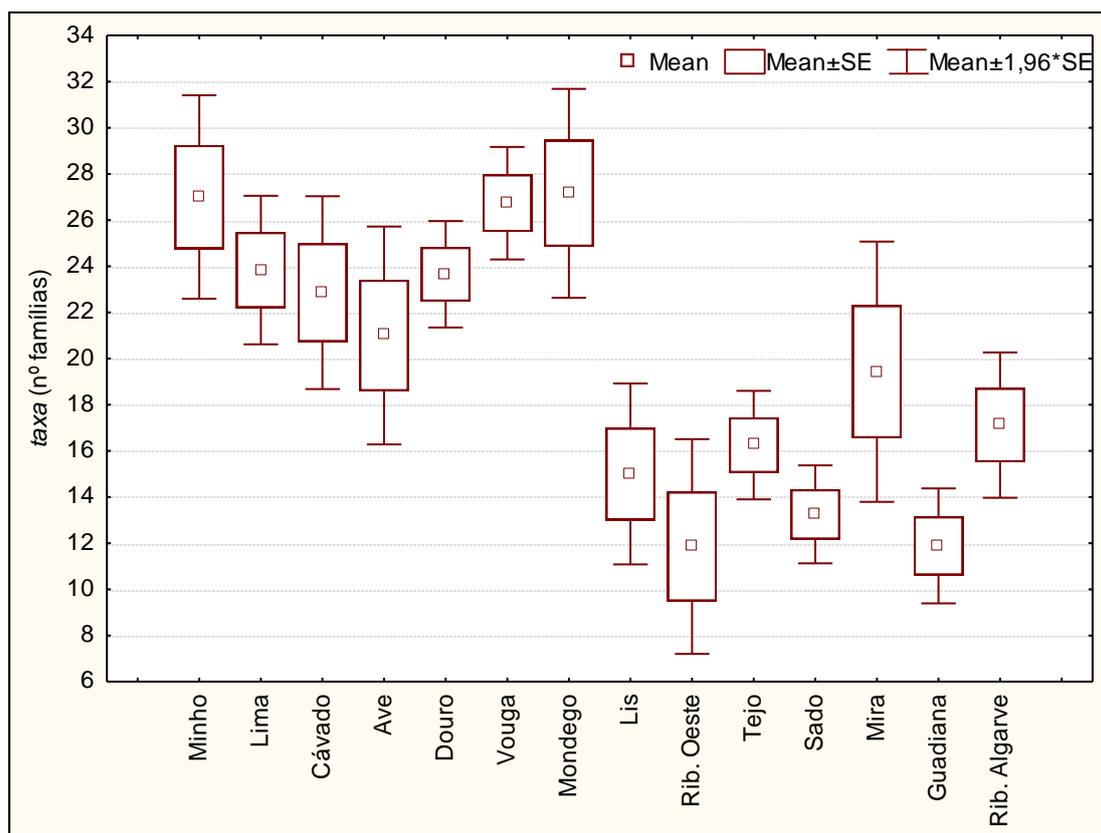


Figura 7. Número de famílias ( $S \pm 1,96 SE$ ) identificadas nas bacias hidrográficas de Portugal (primavera/verão de 2004 a 2009).

Os resultados obtidos com a realização da ANOVA não paramétrica, teste H *Kruskal-Wallis*, demonstraram a existência, para o número de *taxa*, de diferentes graus

de significância (*i.e.*, \* pouco significativa; \*\* significativa; \*\*\* muito significativa) para os seguintes casos: 1) Minho vs. Ribeiros do Oeste (\*), Sado (\*\*\*) e Guadiana (\*\*); 2) Lima vs. Sado (\*\*) e Guadiana (\*\*); 3) Douro vs. Sado (\*\*) e Guadiana (\*\*); 4) Vouga vs. Ribeiros do Oeste (\*), Tejo (\*), Sado (\*\*\*) e Guadiana (\*\*\*) e Ribeiros do Algarve (\*); e 5) Mondego vs. Ribeiros do Oeste (\*), Tejo (\*), Sado (\*\*\*) e Guadiana (\*\*). A mesma análise realizada para o número de indivíduos permitiu detectar diferenças significativas apenas entre o rio Mondego vs. Guadiana (\*\*) e Ribeiros do Algarve (\*).

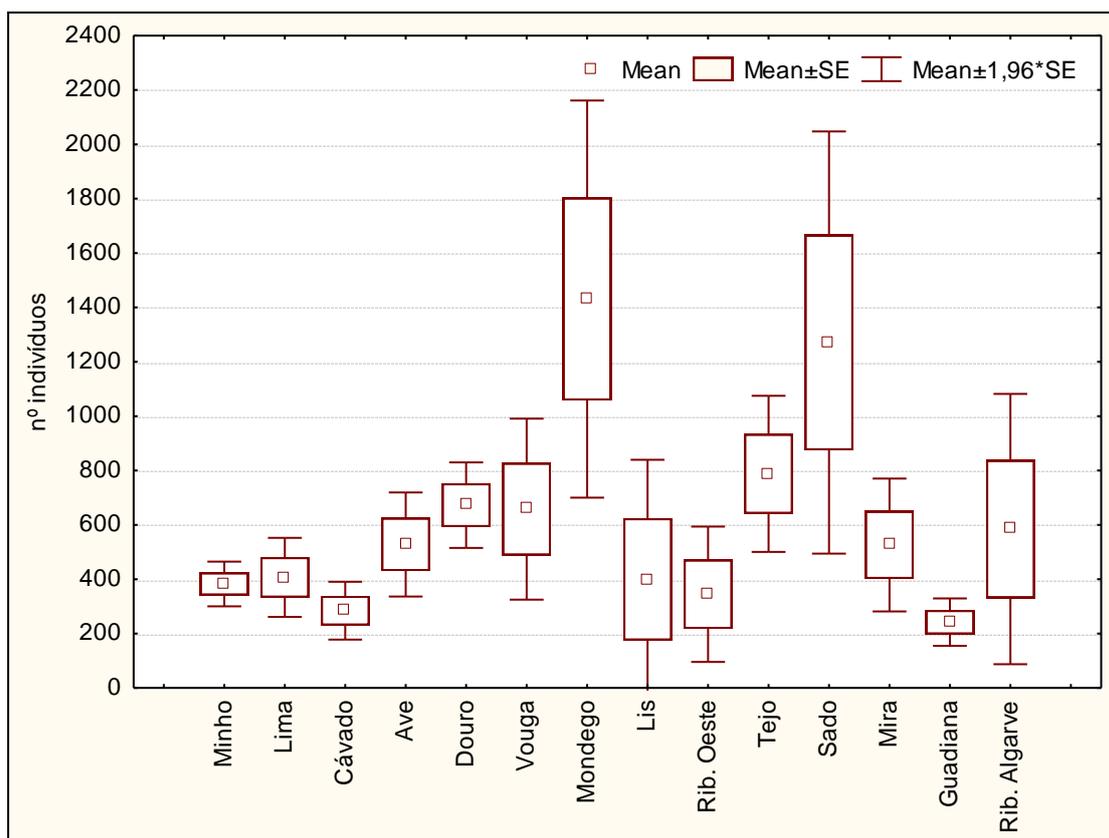


Figura 8. Número de indivíduos ( $N \pm 1,96 SE$ ) identificadas nas principais bacias hidrográficas de Portugal (primavera/verão de 2004 a 2009).

A análise dos resultados globais ao nível da composição faunística permitiram verificar que a ordem predominante corresponde aos Diptera, seguida dos Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera (Figura 9). Refira-se que a ordem Diptera (*e.g.* moscas, mosquitos) engloba um conjunto de famílias não só associadas a locais perturbados, caso dos Chironomidae, Ephydriidae, Thaumaleidae, como também famílias que apenas se encontram em ecossistemas com boa integridade ecológica, como é o caso dos Blephariceridae e Athericidae que são muito pouco tolerantes as perturbações no meio aquático.

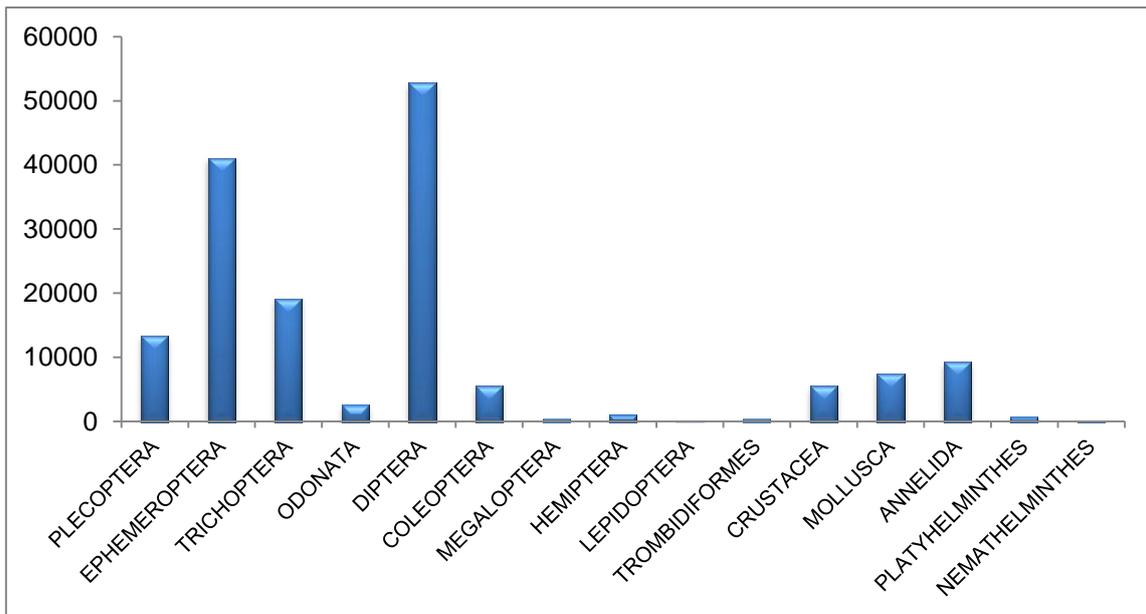


Figura 9. Abundância, em termos absolutos, dos grupos faunísticos a nível nacional, considerando os 245 locais amostrados em todas as bacias hidrográficas de Portugal

A distribuição geral, em termos relativos, de cada grupo faunístico pelas diferentes bacias hidrográficas está explícita na Figura 10.

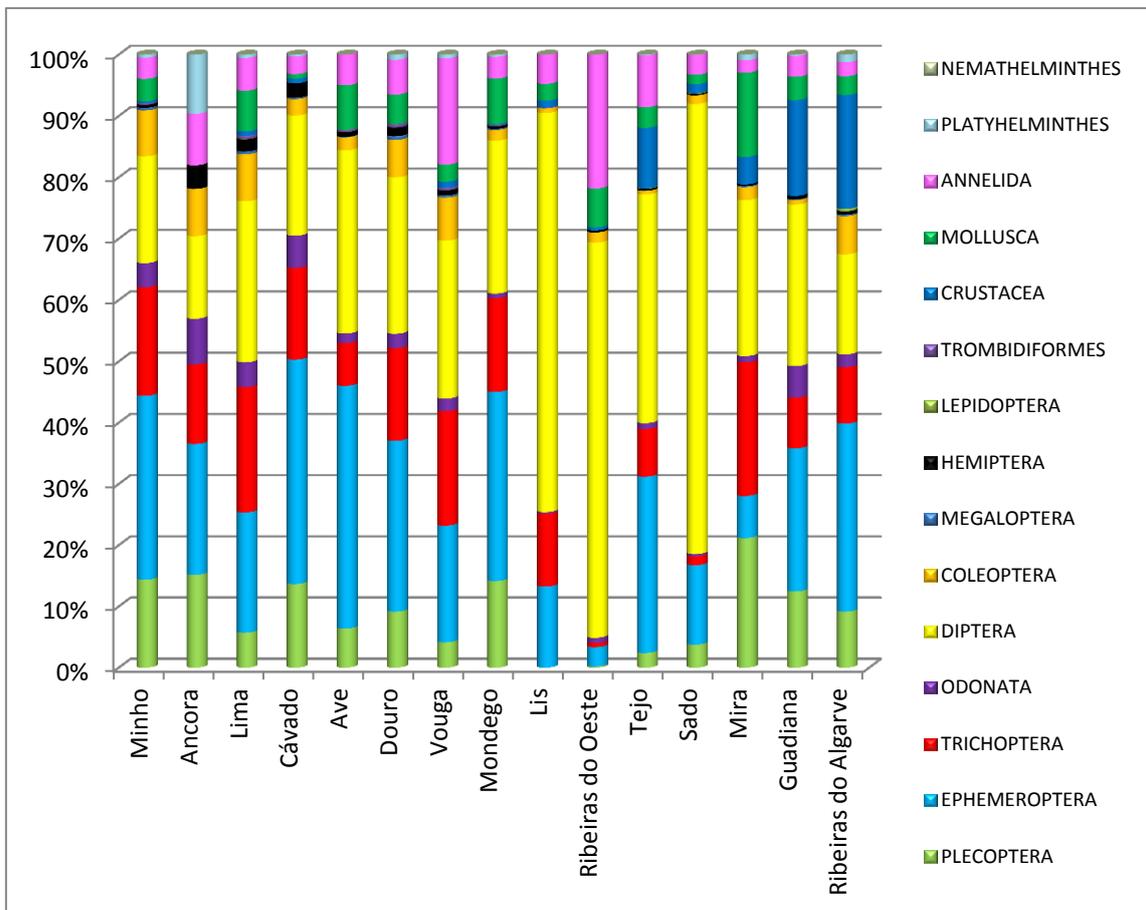


Figura 10. Composição faunística das comunidades de macroinvertebrados em cada bacia hidrográfica amostrada (valores relativos, referentes ao período de 2004 a 2009).

Contudo, para além da análise global dos resultados é importante realizar pesquisas mais detalhadas de forma a ser avaliada, por exemplo a própria variabilidade existente dentro de cada bacia hidrográfica. Tal situação pode ser observada, por exemplo, para uma bacia do norte (Minho- Figura 11) e do sul (Guadiana- Figura 12).

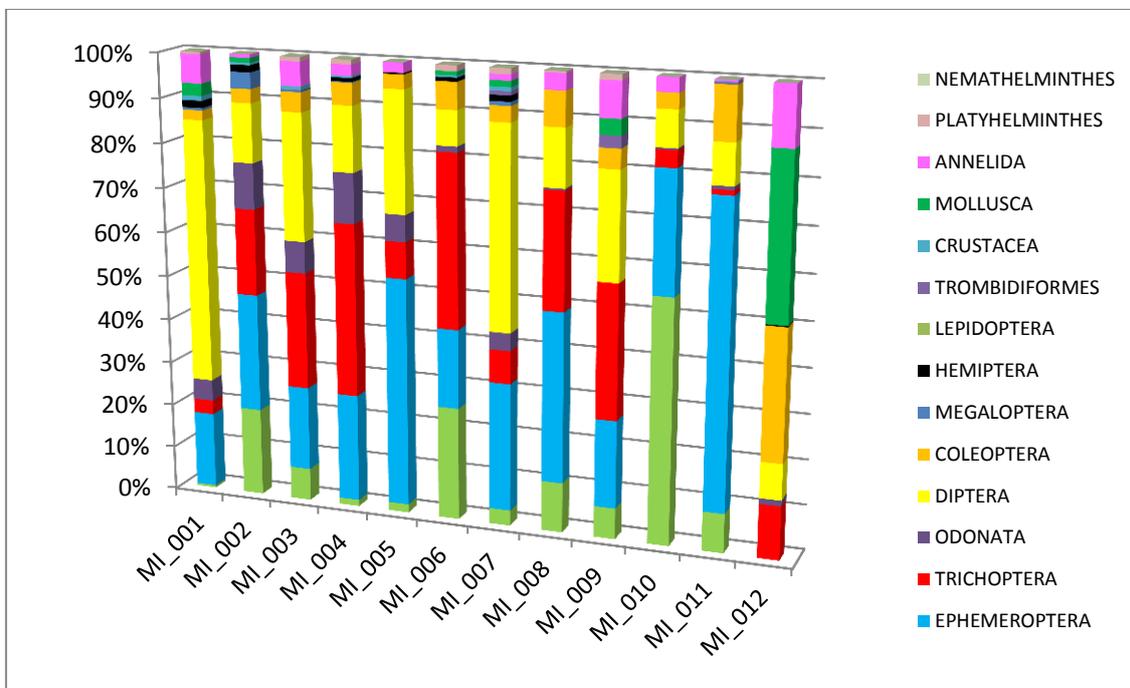


Figura 11. Variabilidade dos grupos faunísticos nos locais amostrados na bacia do Minho.

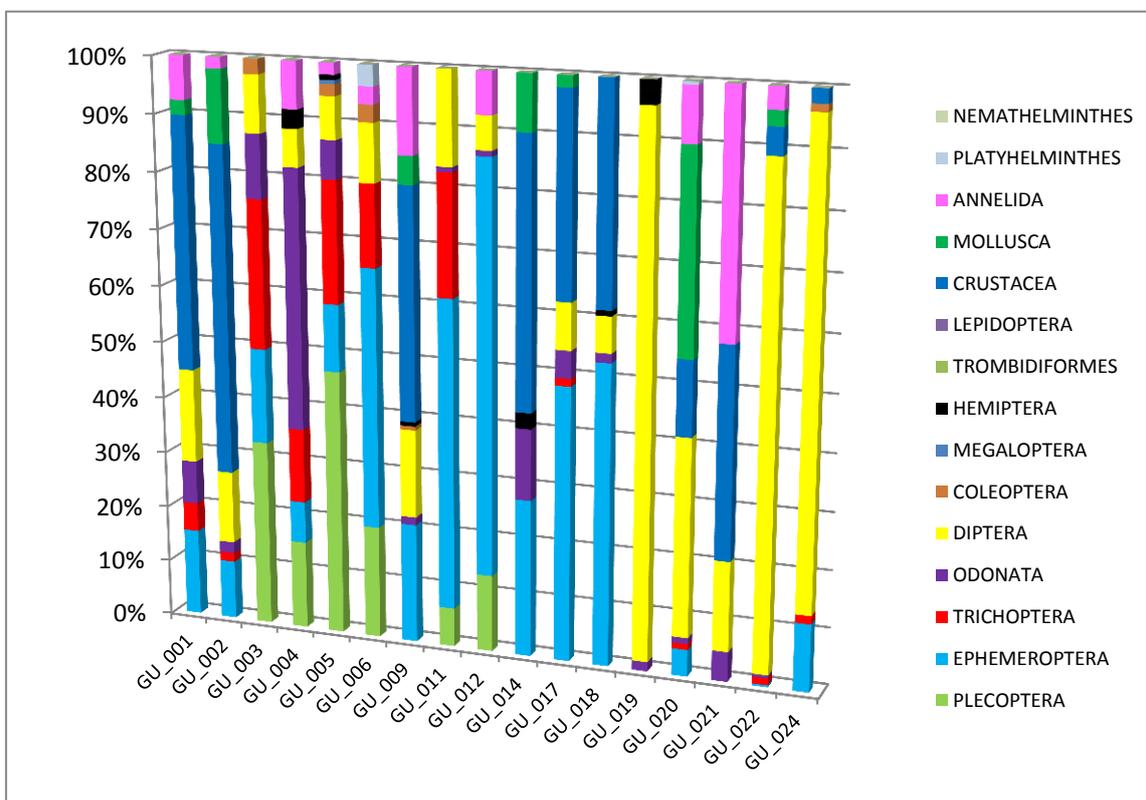


Figura 12. Variabilidade dos grupos faunísticos nos locais amostrados na bacia do Guadiana.

### 3.2. Diversidade e equitabilidade

A análise da diversidade (Anexo III) permite-nos destacar que foram detectados valores superiores de  $H'$  (Índice de Shannon-Weaner) nos locais de amostragem menos perturbados, maioritariamente localizados nas bacias hidrográficas do norte e centro de Portugal. Refira-se que esta tendência aparece ilustrada nas Figuras 13 e 14, pela comparação entre locais amostrados numa bacia hidrográfica do norte (Minho) vs. sul (Guadiana).

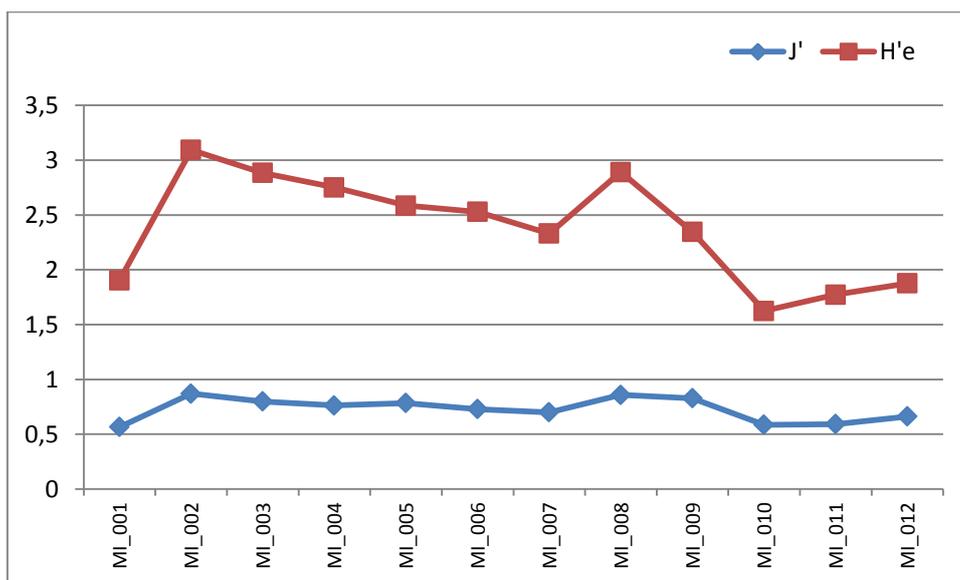


Figura 13. Variação do Índice de Shannon-Weaner ( $H'$ ) e do índice de equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) nos diferentes locais amostrados na bacia hidrográfica do Minho.

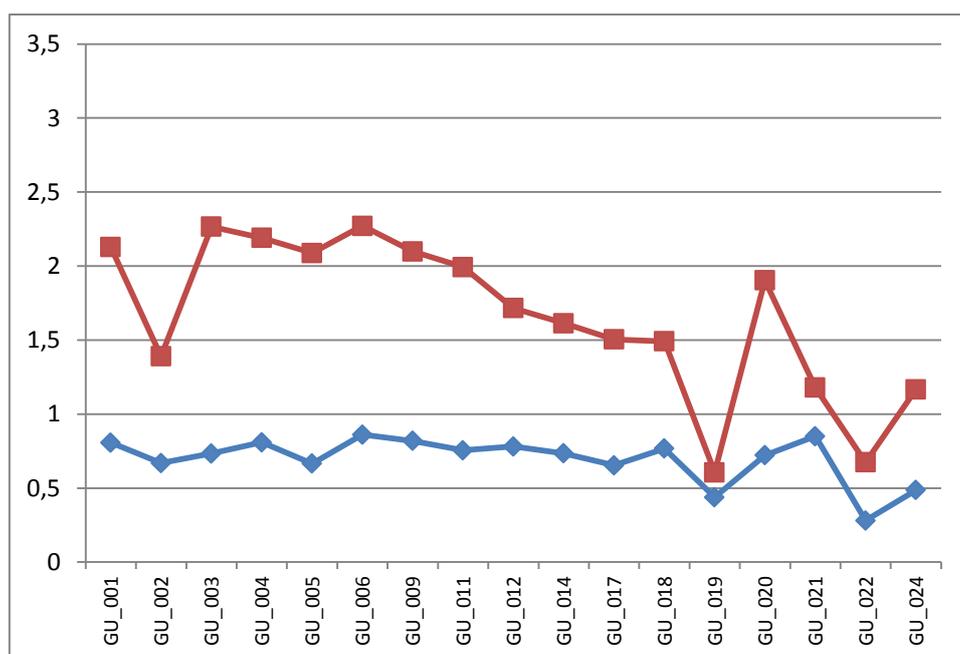


Figura 14. Variação do Índice de Shannon-Weaner ( $H'$ ) e do índice de equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) nos diferentes locais amostrados na bacia hidrográfica do Guadiana.

No que respeita à equitabilidade  $J'$  (Índice de Pielou) (Anexo III) detectou-se uma gama de valores mais estáveis (*i.e.* próximo de 1), conforme explícito nos exemplos das figuras 13 e 14, na maioria dos locais amostrados no norte e centro do país, normalmente associados a uma diversidade superior, característica de comunidades estáveis que ocupam uma gama heterogénea de microhabitats.

### 3.3. Métricas %EPT *versus* %(Oligochaeta + Diptera)

Relativamente às métricas %EPT *versus* %(Oligochaeta + Diptera) verificou-se uma tendência similar encontrada para outras métricas, expressa na análise comparativa entre os rios Minho e Guadiana (Figuras 15 e 16). Foi encontrada uma maior %EPT nos locais do norte e centro de Portugal comparativamente com o sul do país, onde dominam *taxa* mais resistentes à perturbação, caso da %(Oligochaeta + Diptera).

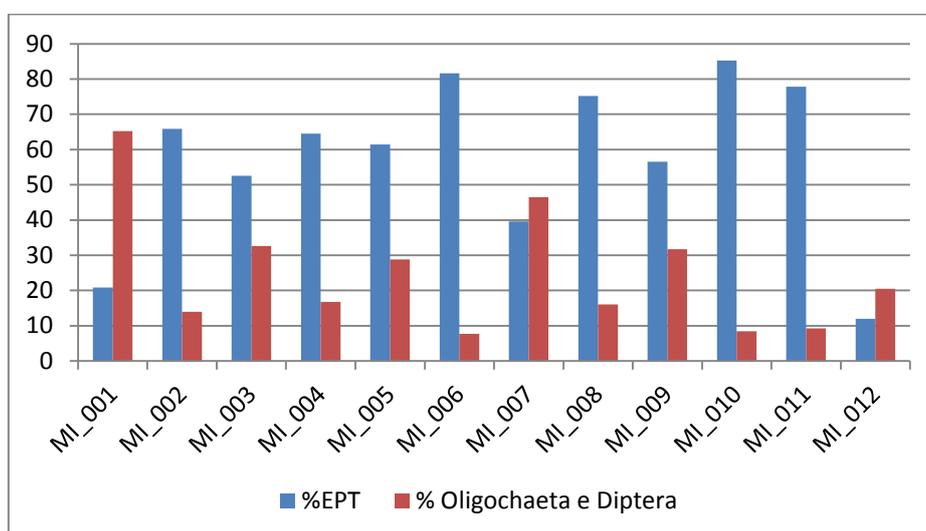


Figura 15. Variação das métricas %EPT vs. %(Oligochaeta+Diptera) nos locais amostrados na bacia hidrográfica do Minho.

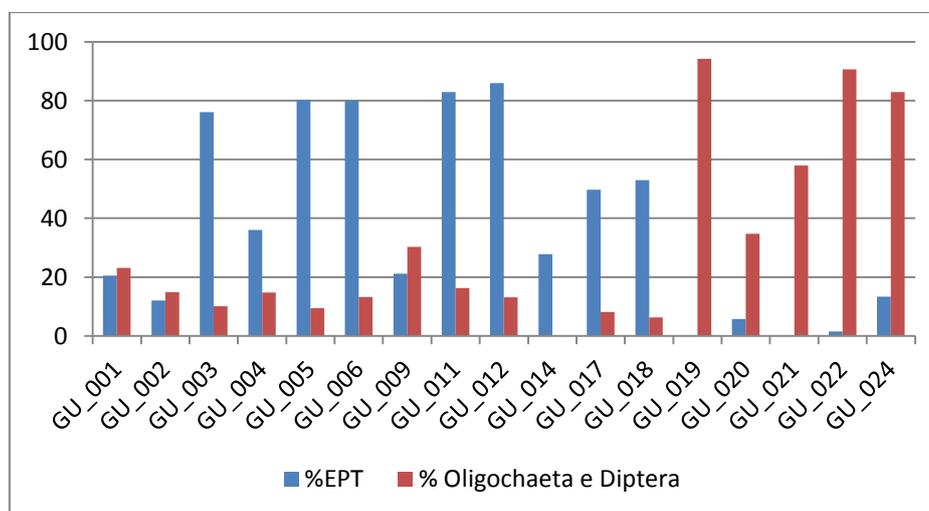


Figura 16. Variação das métricas %EPT vs. % (Oligochaeta+Diptera) nos locais amostrados na bacia hidrográfica Guadiana.

### 3.4. Índice Biótico IBMWP e IPTl<sub>N/S</sub> (Índice Português de Invertebrados)

A análise global (Anexo IV) mostra, na maioria, uma boa qualidade da água (**Classe I e II**), observando-se, contudo, valores superiores do índice IBMWP (Figura 17) em relação ao IPTl<sub>N/S</sub> (Figura 18). Isto indica provavelmente, uma maior sensibilidade do IPTl<sub>N/S</sub>, dado resultar da conjugação de várias métricas, estando na origem da discrepância dos valores obtidos entre os índices. Em relação às classes de pior qualidade, (**Classe IV e V**), estas representam uma minoria, pois tanto num índice como no outro, este valor não ultrapassa os 14% da totalidade dos locais amostrados, podendo ser considerado um valor satisfatório para o total nacional.

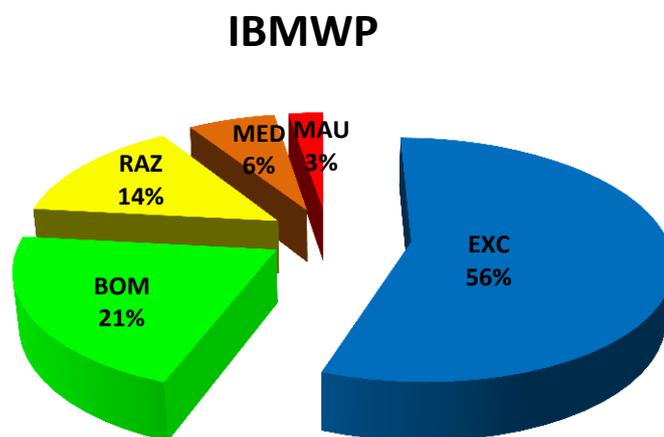


Figura 17. Proporção das diferentes classes de qualidade da água para os locais amostrados nas bacias hidrográficas de Portugal, segundo o Índice Biótico IBMWP.

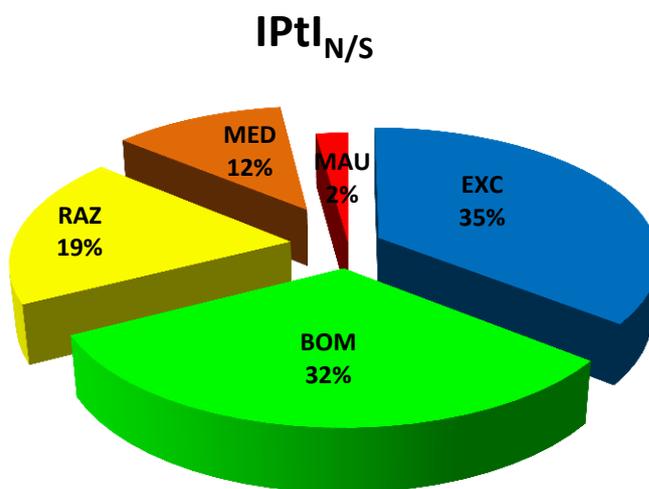


Figura 18. Proporção das diferentes classes de qualidade da água para os locais amostrados nas bacias hidrográficas de Portugal, segundo os Índices Bióticos IPTl<sub>N</sub> e IPTl<sub>S</sub>.

Fazendo uma análise mais elaborada ao nível de cada bacia hidrográfica, como podemos ver nas figuras 19.e 20, existe uma tendência convergente em ambos os índices, pois tanto no índice IBMWP como no índice Português de Invertebrados do Norte, IPTI<sub>N</sub>, e do Sul, IPTI<sub>S</sub>, exibem uma melhor qualidade da água nos rios amostrados a norte do Mondego, embora devam ser tidos em conta os gradientes de pressão antrópica e sobretudo a tipologia característica destas massas hídricas.

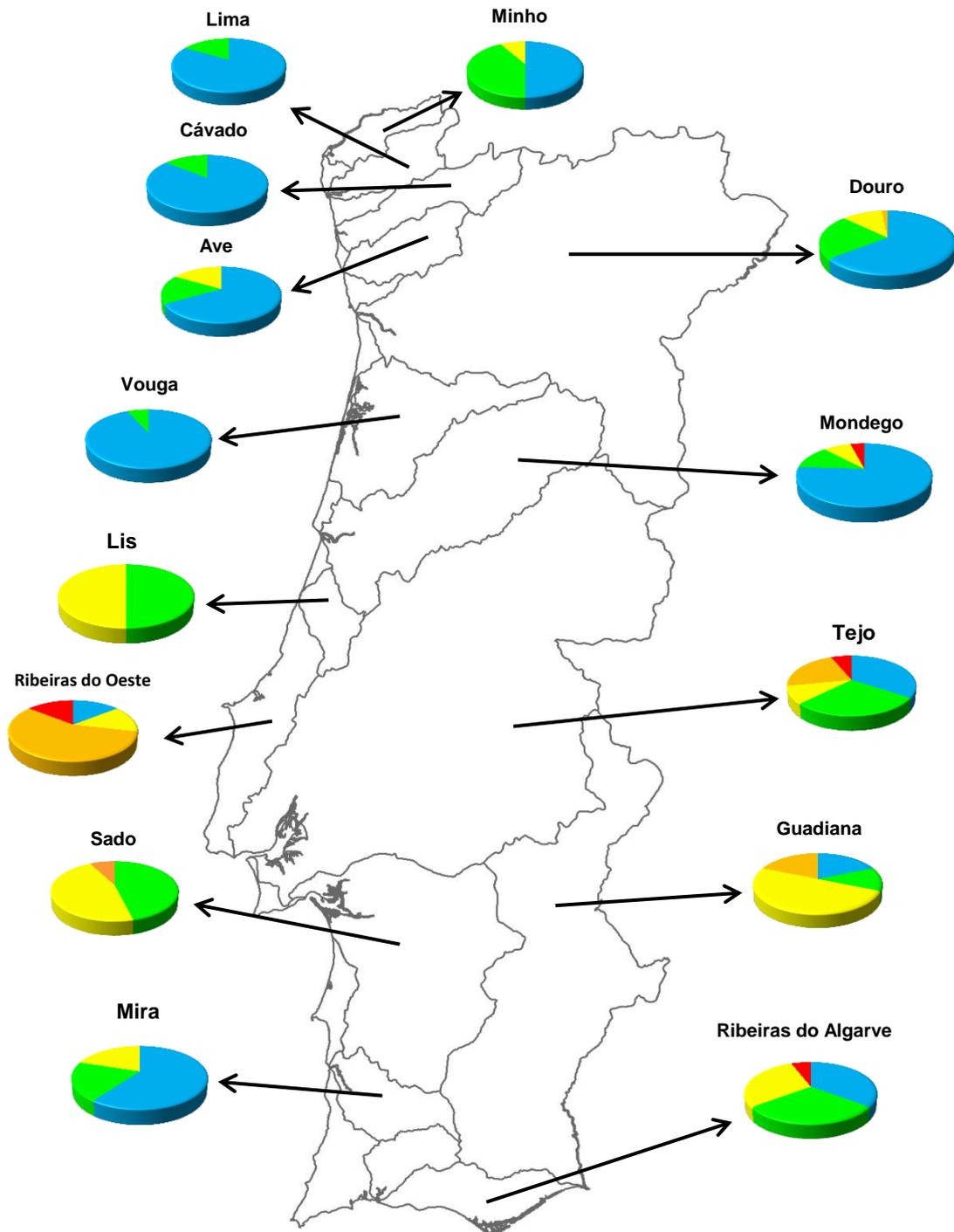


Figura 19. Classes de qualidade da água com base no Índice Biótico IBMWP, determinado para as diferentes bacias hidrográficas de Portugal.

A nível nacional, foi detectada a maior degradação da qualidade biológica da água nas Ribeiras do Oeste (Figuras 19 e 20). Em contraste, a bacia do Cávado, sendo aquela que apresenta uma qualidade biológica superior em relação às restantes bacias hidrográficas de Portugal continental.

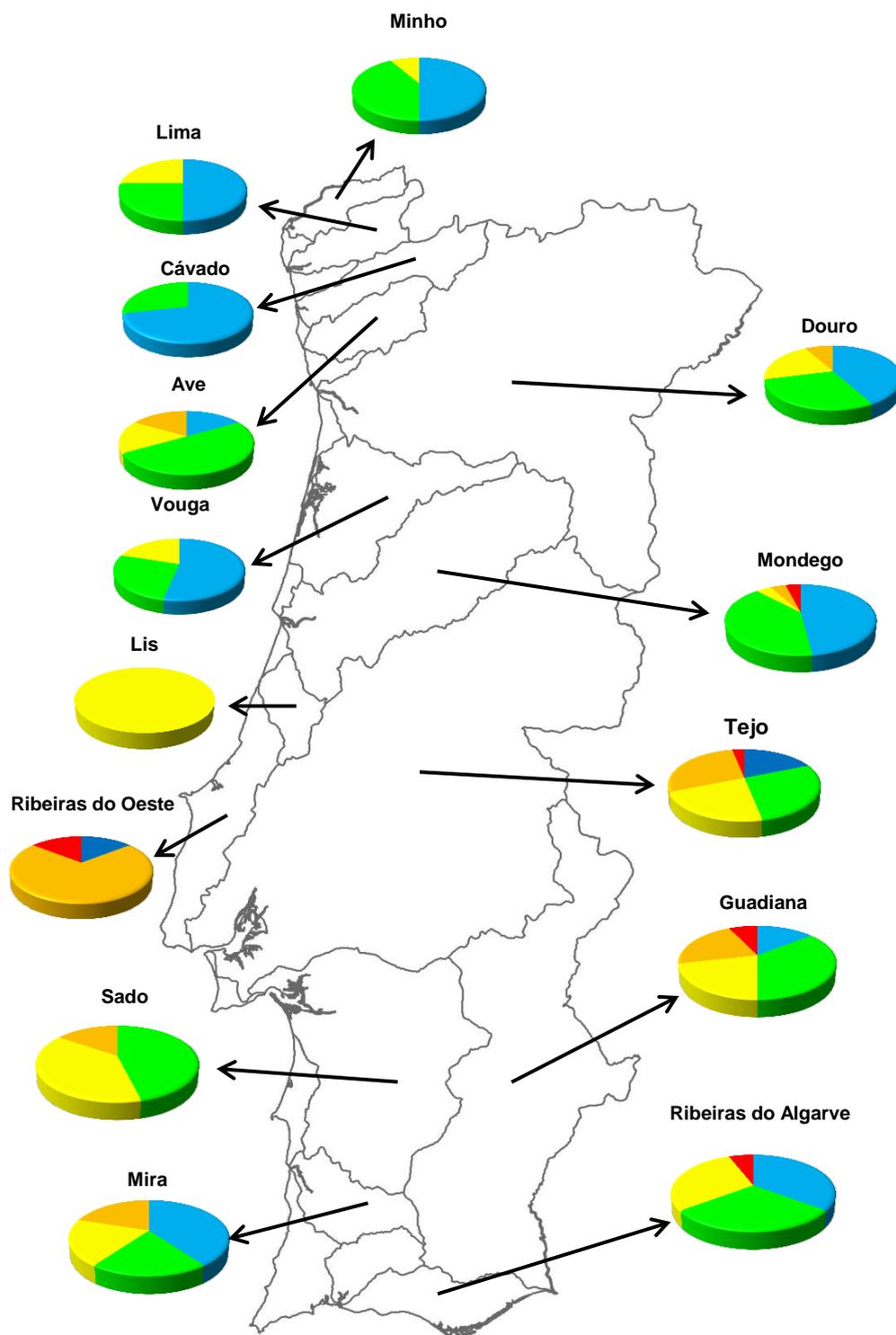


Figura 20. Classes de qualidade da água com base no Índice Biótico IPT<sub>N</sub> e IPT<sub>S</sub>, determinado para as diferentes bacias hidrográficas de Portugal.

### 3.5. Biotipologia das comunidades de macroinvertebrados

A ordenação Não Métrica Multidimensional (NMDS) realizada para os rios Minho (Norte) e Guadiana (Sul) (Figura 21) mostrou (2D stress: 0,15), de forma evidente a separação entre os locais amostrados em ambas as bacias hidrográficas. A diferente tipologia das bacias hidrográficas (norte vs. sul), com condições climáticas, litológicas e fisiográficas distintas estão na base de comunidades de macroinvertebrados cujas características ecológicas determinam a diferenciação encontrada. Obviamente fenómenos de origem antrópica, como a poluição, influência da regularização e degradação dos habitats aquáticos e ribeirinhos, para além de um padrão natural de sucessão espacial das comunidades ao longo do eixo longitudinal dos sistemas lóticos, ajudam a explicar a variabilidade encontrada na dispersão entre locais numa mesma bacia hidrográfica.

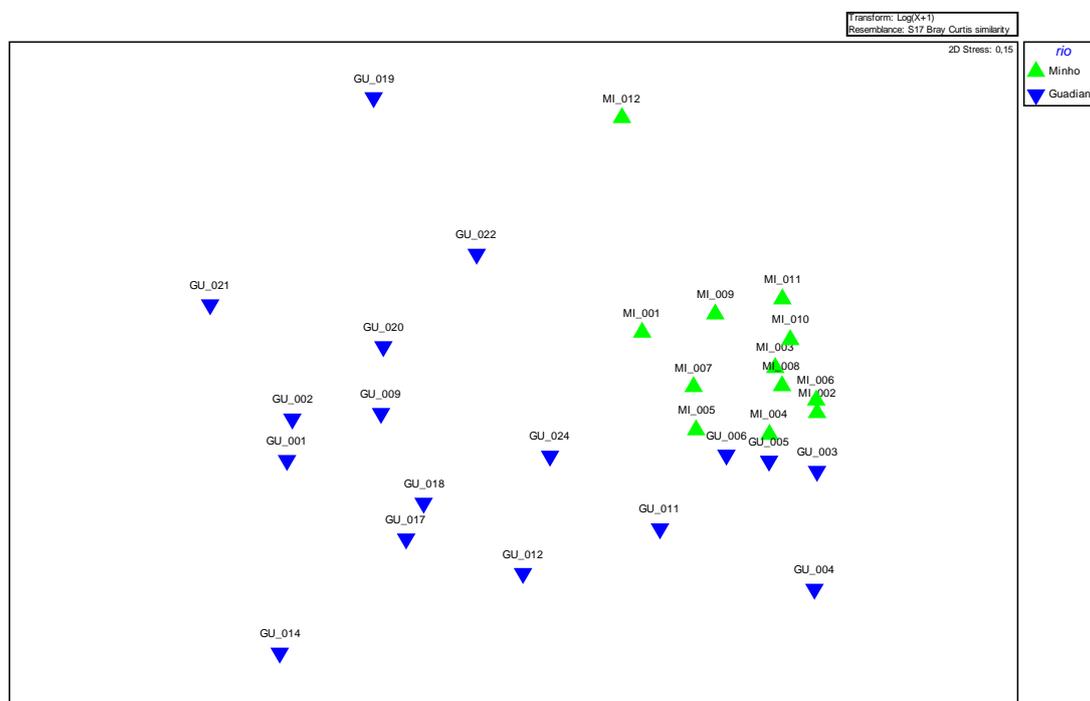


Figura 21. Ordenação NMDS dos locais amostrados nas bacias do Minho e Guadiana.

No que se refere à ordenação NMDS (2D stress: 0,17) das comunidades de macroinvertebrados das 2 bacias supramencionadas (Figura 22), verificou-se uma separação das principais famílias associadas a condições ambientais típicas de ecossistemas com boa integridade ecológica detectadas no norte de Portugal (e.g. Calamaceratidae, Glossosomatidae, Uenoidae, Blephariceridae, Heptageniidae, Leuctridae, Chloroperlidae) em oposição a táxones mais adaptados a ambientes típicos do sul do país (e.g. Bythiniidae, Cambaridae, Corbiculidae, Tubificidae) com menores taxas de oxigénio dissolvido e águas com maior mineralização.



canalização, corte da vegetação ribeirinha, extracção de inertes, efluentes domésticos e industriais) sobre o meio aquático que se reflectem na composição e estrutura das comunidades de macroinvertebrados, induzindo alterações significativas.

- Através do índice de Shannon-Weaner registou-se uma maior biodiversidade nas zonas norte e centro de Portugal, para a qual contribuíram decisivamente a presença de táxones tipicamente estenobiontes pertencentes às ordens Plecoptera, Trichoptera e Ephemeroptera (Insecta). Em oposição, observaram-se densidades superiores concentradas em poucas espécies, maioritariamente com características euribiontes, pertencentes aos grupos faunísticos dos Mollusca, Annelida e Diptera, precisamente nos locais mais perturbados presentes em alguns casos do norte e centro e especialmente na zona sul do país.
- A avaliação biológica da qualidade da água, baseada nos dois índices, IBMWP e Índice Português dos Invertebrados do Norte- IPT<sub>IN</sub> e Sul- IPT<sub>IS</sub>, permitiu detectar muitos locais cujas comunidades de macroinvertebrados toleram perturbações importantes, assim como zonas menos perturbadas no panorama nacional. As bacias presentes no norte e centro em contraste com as do sul de Portugal apresentaram um grau de integridade biológica superior, obtendo-se maioritariamente uma boa qualidade (**Classe I e II**) nos sistemas lóticos das bacias hidrográficas do Cávado, Lima, Minho, Vouga e Douro. A bacia do Cávado apresentou somente classes de boa/excelente qualidade (**Classes I e II**), sendo a nível nacional a única bacia que, no total de troços amostrados, possui as características que se pretendem atingir coma DQA (*i.e.* boa ou excelente qualidade ecológica), até ao ano de 2015. A bacia do Mondego apresentou para a maioria dos troços amostrados uma boa qualidade biológica. No entanto verificou-se a existência de algumas zonas associadas a uma má qualidade ecológica (**classificação medíocre e má**). Na zona sul, o pior cenário corresponde às Ribeiras do Oeste, onde foi evidente, nomeadamente nos troços que foram amostrados, a deterioração acentuada deste sistema aquático. Este é o caso mais preocupante sendo imperativo a tomada de medidas que alterem esta realidade. Nestas zonas a pressão efectuada sobre o meio como por exemplo agricultura intensiva e esgotos urbanos e industriais, são apontados como os principais factores de degradação da qualidade ecológica (INAG 2002). A bacia do rio Mira foi aquela que apresentou um

melhor resultado em relação às suas congéneres do sul do país. Globalmente, a boa qualidade da água está mais concentrada em zonas onde a precipitação é mais elevada, constatando-se nas bacias nacionais uma crescente degradação ecológica de montante para jusante (INAG 2002). Observou-se ainda alguma discrepância na classificação da qualidade ecológica entre os dois índices (IBMWP vs.  $IP_{t_{IN/S}}$ ). De facto, o Índice Português de Invertebrados,  $IP_{t_{IN/S}}$ , revelou-se mais sensível e exigente, afigurando-se vantajoso dado integrar diferentes métricas, ao contrário do IBMWP (índice unimétrico).

- O Ordenamento das massas hídricas e os Planos de Gestão dos recursos aquáticos a nível nacional deverão contemplar, no futuro, medidas apropriadas para conservar toda a riqueza específica ainda presente. Embora este estudo tenha sido orientado apenas para as comunidades de macroinvertebrados, é possível, por si só, perceber o interesse existente na conservação destes sistemas aquáticos. É necessário, o quanto antes, definir linhas de acção que visem a mitigação e reabilitação das zonas perturbadas de modo a perpetuar um contínuo lótico que assegure a biodiversidade e ao mesmo tempo funcione como um elemento essencial para preservação das espécies aquáticas e terrestres. Medidas profiláticas que evitem a perda de biodiversidade e de habitats são fundamentais, uma vez que qualquer reabilitação/restauração de rios nem sempre consegue atingir os objectivos previamente propostos.

## **AGRADECIMENTOS**

O Projecto AQUARIPORT foi financiado pela Autoridade Florestal Nacional. O autor agradece a todos os colaboradores deste estudo na pessoa do coordenador do Projecto, Dr. João Oliveira (ADISA/ISA).

## BIBLIOGRAFIA

- Alba-Tercedor J. & Sanchez-Ortega A. 1988. Un método rápido y simples para evaluar la calidad biológica de las águas correntes basado en el de Hellawell. Facultad de Ciências. Universidad de Granada, España.
- Alba-Tercedor J. 2000. BMWP', un adattamento spagnolo del British Biological Monitoring Working Party (BMWP) Stone System. *Biologia Ambientale*, 14: 65 - 67.
- Alba-Tercedor J., Jáimez-Cuéllar P., Álvarez M., Avilés J., Bonada N., Casas J., Mellado A., Ortega M., Pardo I., Prat N., Rieradevall M., Robles S., Sáinz-Cantero C.E., Sánchez-Ortega A., Suárez M.L., Toro, M., Vidal-Abarca M.R., Vivas S. & Zamora-Muñoz C. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica* 21: 175-185.
- Alves M.H., Bernardo J.M., Figueiredo H.D., Martins J.P., Pádua J., Pinto P. & Rafael M.T. 2002. Directiva-Quadro da água: Tipologias de rios segundo o sistema A e o sistema B em Portugal. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- Clarke K.R. & Gorley R.N. 2006. *"PRIMER v6: User Manual/Tutorial"*. PRIMER-E: Plymouth.
- Cortes R.M.V., Pinto P., Ferreira M.T. & Moreira I. 2002. 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.
- Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, 23 de Outubro de 2000.
- INAG I.P. 2002. Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos, Ecologia Gestão e Conservação. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- INAG I.P. 2008. Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segunda a Directiva 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. 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.
- Oliveira J.M. (Coord.), Santos J. M., Teixeira A., Ferreira M.T., Pinheiro P.J., Geraldés A. & Bochechas J. 2007. Projecto AQUARIPORT: Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios. Direcção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa, 96 pp.
- Tachet H., Bournaud M. & Richoux Ph. 1981. Introduction à l'étude des macroinvertébrés d'eaux douces. Univ. Claude Bernard et Assoc. de Limnol., Lyon.
- Tachet H., Richoux Ph., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P. 2010. Invertébrés d'eaux douces. Systématique, biologie, écologie. CNRS Éditions, Paris.
- Teixeira A., Ferreira M.T., Pinheiro P.J., Geraldés A. & Bochechas, J. 2007. Projecto AQUARIPORT: Síntese dos resultados referentes á à análise das comunidades de macroinvertébrados bentónicos. In: actas do 9º Congresso da Água, Centro de Congressos do Estoril, Cascais.

## CAPÍTULO 3: MELHORIA DE HABITAT E MANIPULAÇÃO DE POPULAÇÕES PISCÍCOLAS EM TROÇOS DE RIOS DE APTIDÃO SALMONÍCOLA

### RESUMO

A tecnologia denominada de PIT-Telemetria (Passive Integrated Transponder PIT-Telemetry Technology) foi utilizada para avaliar o comportamento dos peixes no verão de 2010, no rio Penacal, mais propriamente num troço de aptidão exclusivamente salmonícola do Nordeste de Portugal. Foram cirurgicamente implantados 60 PIT-tags (12,0 mm comprimento x 2,1 mm diâmetro) em três grupos de trutas: **a)** 20 trutas selvagens de diferentes classes etárias (8,0-16,0 cm  $L_T$ , 4,5-29,8 g) (exemplares, capturados previamente através de pesca eléctrica no local de estudo); e em trutas criadas em cativeiro (12,5-18,1 cm  $L_T$ , 16,8-59,9 g; idade 1<sup>+</sup>) com modalidades diferentes: **b)** 20 trutas provenientes de tanques de cimento e **c)** 20 trutas provenientes de tanques de terra. A tecnologia usada baseou-se numa unidade MPD (multi-point decoder) conectada a oito antenas independentes que foram colocadas em diferentes microhabitats. Estas antenas foram reposicionadas aleatoriamente com uma periodicidade de três dias durante o período de estudo (sete semanas de monitorização). Previamente procedeu-se à melhoria do habitat com a incorporação de blocos e ramos de vegetação, de modo a fornecer uma gama superior de refúgios para maior isolamento visual. Os resultados confirmaram que a PIT-telemetria foi um método eficiente para avaliar o movimento e uso do habitat pelas populações simpátricas de trutas domésticas e selvagens. Foram detectados aproximadamente 80% das trutas criadas em cativeiro e 60% das trutas nativas do total de animais marcados com PIT tags. As técnicas multivariadas aplicadas (NMDS, dbRDA) mostraram alguma separação no uso do habitat entre as três populações de trutas. As trutas de cativeiro criadas de modo convencional (tanques de cimentos e altas densidades) usaram, principalmente os microhabitats localizados no centro do canal com maiores profundidades e praticamente sem cobertura. Para além disso, estes peixes demonstraram uma maior taxa de mobilidade e um padrão de actividade diferente das trutas selvagens e das trutas domésticas aclimatadas em tanques de terra, que demonstraram uma melhor capacidade de adaptação ao meio aquático, nomeadamente à melhoria do habitat promovida.

**Palavras-chave:** *Salmo trutta*, melhoria do habitat, repovoamento, PIT-telemetria

## ABSTRACT

Passive integrated transponder (PIT) technology was used to study the behaviour of fishes during the summer season in the River Penacal, a salmonid headwater stream of northeastern Portugal. A total of 60 PIT tags (12 mm long x 2.1 mm diameter) were surgically implanted in juvenile individuals- age 1<sup>+</sup> of stocked (12,5-18,1 cm  $L_T$ , 16,8-59,9 g), considering a) 20 reared trout in natural (land) tanks, b) 20 individuals reared in traditional cement raceways, and c) native brown trout of different age classes (8,0-16,0 cm  $L_T$ , 4,5-29,8 g) (20 individuals previously captured by electrofishing in the study site). Eight independent antennae, connected to a multi-point decoder (MPD reader) unit, were placed in different microhabitats, selected randomly every three days during the observation period (7 weeks). Fish habitat improvement was made recurring to blocks and vegetation in order to promote refuge. The results confirmed this method as a suitable labour efficient tool to assess the movement and habitat use of sympatric stocked and native trout populations. About 80% of stocked and 60% of native PIT tagged trout were detected. Multivariate techniques (NMDS, dbRDA) showed some separation in habitat use between the three sympatric populations.

Stocked trout, reared in conventional raceway tanks (high densities and cement walls) used, mainly, the microhabitats located in the middle of the channel with higher depths and without cover. Furthermore, these fishes displayed a greater mobility and a diel activity pattern different to the native and the acclimated hatchery (in natural river substrate tanks) trout populations, which displayed a better adaptation to the aquatic environment, namely to the fish habitat improvement promoted.

**Key-words:** *Salmo trutta*, habitat improvement, stocking, PIT-telemetry

## 1. INTRODUÇÃO

Existe um conjunto de impactos ambientais que são responsáveis pela contínua degradação dos ecossistemas aquáticos. É comum observarem-se fenómenos de poluição e eutrofização da água e de degradação do habitat aquático e ribeirinho. Por outro lado, a pressão antrópica existente sobre os recursos naturais, nomeadamente sobre as populações piscícolas (e.g. pesca desportiva da truta de rio), tem vindo a aumentar na última década, sendo responsável pela diminuição dos *stocks* de muitas populações selvagens no Norte de Portugal. A manipulação do *biota* e mais recentemente a reabilitação/recuperação das condições ambientais são ferramentas usadas para a manutenção da qualidade dos ecossistemas aquáticos.

### 1.1. Impactos ambientais associados à manipulação do biota

A manipulação do *biota* pode ser feita através do repovoamento, transferência e a introdução de peixes em ambientes selvagens. Estas técnicas são usadas de modo a mitigar perdas de *stocks*, reabilitar populações nativas, criar novos recursos pesqueiros e incrementar o potencial recreativo e comercial (Cowx 1998; Welcomme 1998). No entanto, muitas vezes a manipulação dos *stocks* piscícolas implica riscos ambientais importantes, seja em termos ecológicos seja em termos genéticos. Vários investigadores (Carvalho & Cross 1994; White *et al.* 1995; Weber & Fausch 2003) têm salientado diversos impactos negativos decorrentes da interação entre peixes introduzidos e autóctones, particularmente relacionado com alterações ecológicas na estrutura da comunidade e perda de integridade genética. Segundo Hickley (1998) estas técnicas podem ser discriminadas nas categorias seguintes:

- **Repovoamentos com espécies residentes-** As populações podem ser protegidas, mantidas ou melhorados, com base no conceito de **supplementation**, *i.e.*, na injeção repetida de peixes da mesma espécie num dado local;
- **Introdução de espécies extintas-** Completa-se a estrutura da comunidade piscícola que por razões históricas não identificáveis ou por num passado recente terem ocorrido fenómenos de sobrepesca, alteração do habitat natural ou poluição que dizimaram os stocks autóctones;
- **Transferência de espécies nativas-** Procura-se compatibilizar a libertação destes peixes com as comunidades existentes no sentido de aumentar a densidade (e.g. interesse na pesca) e/ou diversidade (e.g. interesse na conservação);
- **Introdução de espécies exóticas-** Corresponde ao caso mais extremo das introduções, de difícil controlo pelas entidades oficiais, e que envolve maiores riscos ambientais, dado que as espécies não são autóctones da região ou País.

Nesta medida, torna-se essencial a avaliação da eficiência e análise de riscos, tendo Cowx (1999) recomendado o estabelecimento de planos estratégicos que visem a salvaguarda dos seguintes aspectos:

- 1. Definir objectivos a atingir, quando o repovoamento é considerado;**
- 2. Avaliar as razões do repovoamento e de todas as alternativas possíveis;**
- 3. Considerar os factores limitativos do sucesso do repovoamento;**
- 4. Determinar os custos e benefícios relativos à operação;**
- 5. Analisar os requisitos ecológicos e adaptabilidade da espécie ao local;**
- 6. Avaliar os potenciais impactos ambientais e genéticos;**
- 7. Monitorizar/mitigar adequadamente os riscos ecológicos;**
- 8. Definir protocolos apropriados às potenciais espécies seleccionadas para o repovoamento, de acordo com as características de cada local.**

Para além da análise de riscos dos potenciais impactos genéticos e ecológicos intra-específicos, também é essencial considerar os riscos ecológicos inerentes a toda a comunidade aquática presente num dado ecossistema. Pearsons & Hopley (1999) descrevem princípios gerais que passam pela verificação das seguintes tarefas, para as quais é necessário determinar:

- 1. Os impactos aceitáveis (impactos  $\leq 10\%$  na abundância e estrutura da população) para uma dada espécie presente (NTT- *nontarget taxa*);**
- 2. A sobreposição potencial, a nível espacial e temporal, das diferentes fases do ciclo de vida das NTT com a espécie-alvo;**
- 3. As interacções ecológicas potencialmente relevantes;**
- 4. Os riscos ecológicos associados;**
- 5. A incerteza científica, definida como o desvio-padrão das pontuações atribuídas aos riscos definidos no ponto precedente.**

A aplicação do conceito de avaliação dos riscos ecológicos às operações de manipulação do *biota* é essencial no sentido de averiguar a relação benefício/custo entre espécies-alvo e a comunidade aquática e para o qual existem códigos internacionais (ICES 1988, EIFAC 1988) que definem um conjunto de boas práticas para avaliar o risco associado à introdução de espécies e avaliar a decisão correcta para a protecção do restante *biota*.

## 1.2 Técnicas de monitorização do comportamento de peixes

Segundo Weber & Fausch (2003), existem diferentes métodos para estudar o comportamento de populações piscícolas, embora Lucas & Baras (2000), os tenham agrupado em duas grandes categorias: 1) Métodos independentes da captura (e.g. observações sub-aquáticas) e 2) Métodos dependentes das capturas (e.g. marcação e recaptura e técnicas de telemetria). Todos eles apresentam limitações (Heggenes *et al.* 1990; Bridger & Booth 2003). Recentemente a radiotelemetria tem sido largamente utilizada, fornecendo a nível individual elevada resolução em ambas as escalas temporal e espacial. Contudo, o elevado custo dos transmissores (*tags*) e do equipamento de detecção (*data-logger*) restringe o número de animais monitorizados em muitos estudos. Em alternativa, a tecnologia da PIT-Telemetria (Passive Integrated Transponder PIT-Telemetry) foi desenvolvida (Prentice *et al.* 1990, Barbin-Zydlowski *et al.* 2001) para monitorizar animais aquáticos, inclusive em águas pouco profundas (riffles), com custos mais reduzidos, possibilitando a marcação de um número elevado de animais (Roussel *et al.* 2000, Quintella *et al.* 2005).

## 1.3 Técnicas de melhoria do habitat piscícola

A maioria dos rios tem sido sujeita a influências antrópicas de diferente grau e natureza que conduzem à perda de habitat e a impactos negativos sobre as populações piscícolas. É por isso necessário conhecer previamente os requisitos das espécies, para depois reabilitar o habitat e conseqüentemente possibilitar o incremento dos *stocks* piscícolas. Segundo Hendry *et al.* (2003) as técnicas de reabilitação ambiental devem abordar:

**1.3.1. Qualidade e quantidade da água** - A manutenção ou melhoria da qualidade da água de acordo com os requisitos essenciais para a espécie. A eliminação dos fenómenos de perturbação do meio aquático (e.g. efluentes domésticos e industriais, poluição difusa, enriquecimento de nutrientes, colmatagem dos interstícios do leito do rio) integrada na gestão de bacias hidrográficas já contempla o desenvolvimento de medidas mitigadoras, como por exemplo, o estabelecimento de faixas ripárias ("*buffer strips*") capazes de reter os sedimentos, actuar como filtro de nutrientes e fomentar a heterogeneidade de habitats. Por outro lado, a modificação dos regimes de caudal (e.g. caso das práticas agro-florestais, transvases, regularização) alteram a morfologia do canal e a dinâmica de sedimentos. Todas as medidas de gestão envolvidas na regulação de caudais devem salvaguardar as funções ecológicas adstritas a cada fase do ciclo de vida das espécies;

**1.3.2. Estrutura física do habitat** - São muitas as técnicas de reabilitação de rios (e.g. FISRWG 1998, González del Tanago & Garcia de Jalón 2001, Cortes 2004) e em especial do habitat piscícola dos salmonídeos disponíveis na literatura especializada (e.g. Flosi *et al.* 1998, Schemetterling *et al.* 2001). Todas as medidas utilizadas devem ser analisadas numa perspectiva de custo/benefício (Ward & Booker 2003) e comparadas com outras estratégias alternativas. Na actualidade, muitas das técnicas de melhoria do habitat piscícola passam por intervenções de bioengenharia natural sobre as margens e canal. Entre elas podem citar-se:

**a) Colocação de blocos ao longo do troço**

A colocação de blocos (Figura 1), visa criar heterogeneidade de substrato, velocidade da corrente e coberto no leito do curso de água, promovendo novas zonas de refúgio para os peixes. Os blocos deverão ser colocados no leito do curso de água, de acordo com os seguintes critérios:

- Diâmetro superior (e.g. 80 cm, embora deva ser calculada a tensão de arraste das partículas pela corrente para definir com maior exactidão o diâmetro das partículas a incorporar no leito), com a maior dimensão do bloco transversalmente à direcção do fluxo de água;
- Localização aleatória e o mais variada possível, podendo contemplar blocos isolados e agregados, evitando desenhos lineares, monótonos e repetitivos.

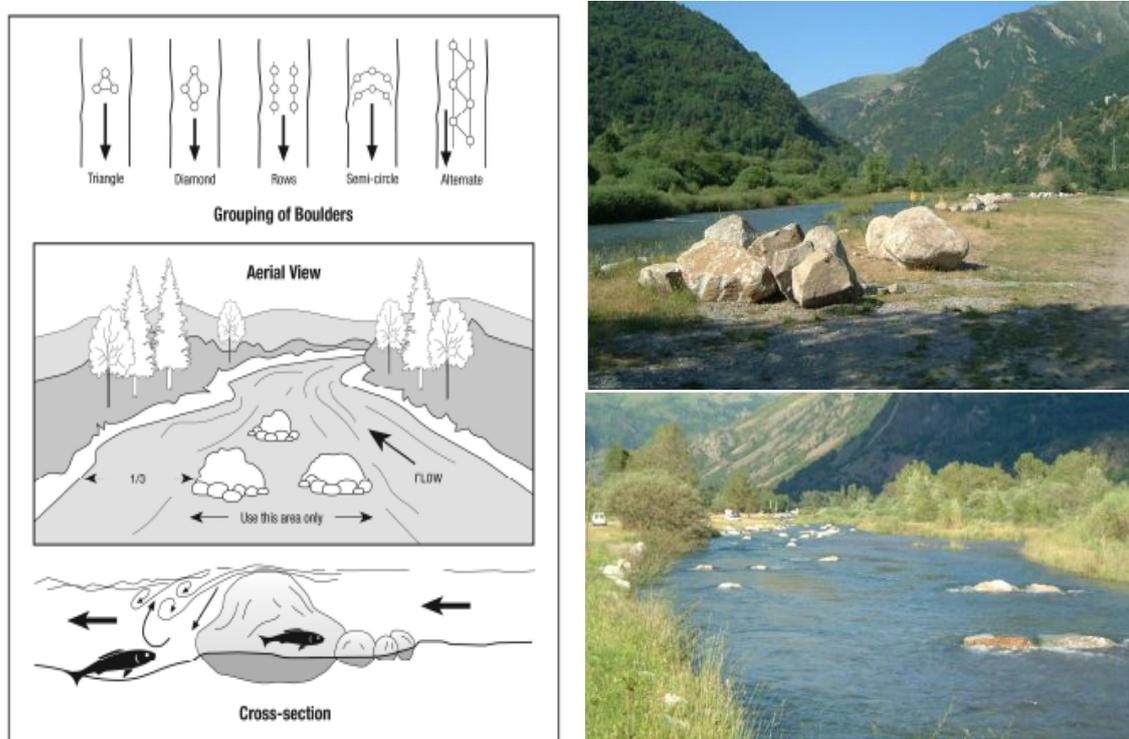


Figura 1. Técnicas de melhoria do habitat piscícola: colocação de blocos (adaptado de Flosi *et al.* 1998).

## b) Construção de pequenos açudes galgáveis

A construção artesanal de pequenos açudes galgáveis (*i.e.* 50 cm de altura), poderá ser feita recorrendo a blocos e a materiais orgânicos presentes no local (*e.g.* troncos de árvores) (Figura 2). Estas pequenas estruturas transversais devem estar distribuídas por zonas de declive não superior a 5%, de modo a promover uma sequência pronunciada de *riffles* e *pools*, com o intuito de melhorar:

- A qualidade da água (*e.g.* maior oxigenação) e do microhabitat (*e.g.* mosaicos com grau de colmatagem e granulometria do substrato distintos)
- A biodiversidade (*e.g.* malha de habitats heterogénea promove, por norma, diferentes modos de vida tendo em conta a bioecologia das espécies).

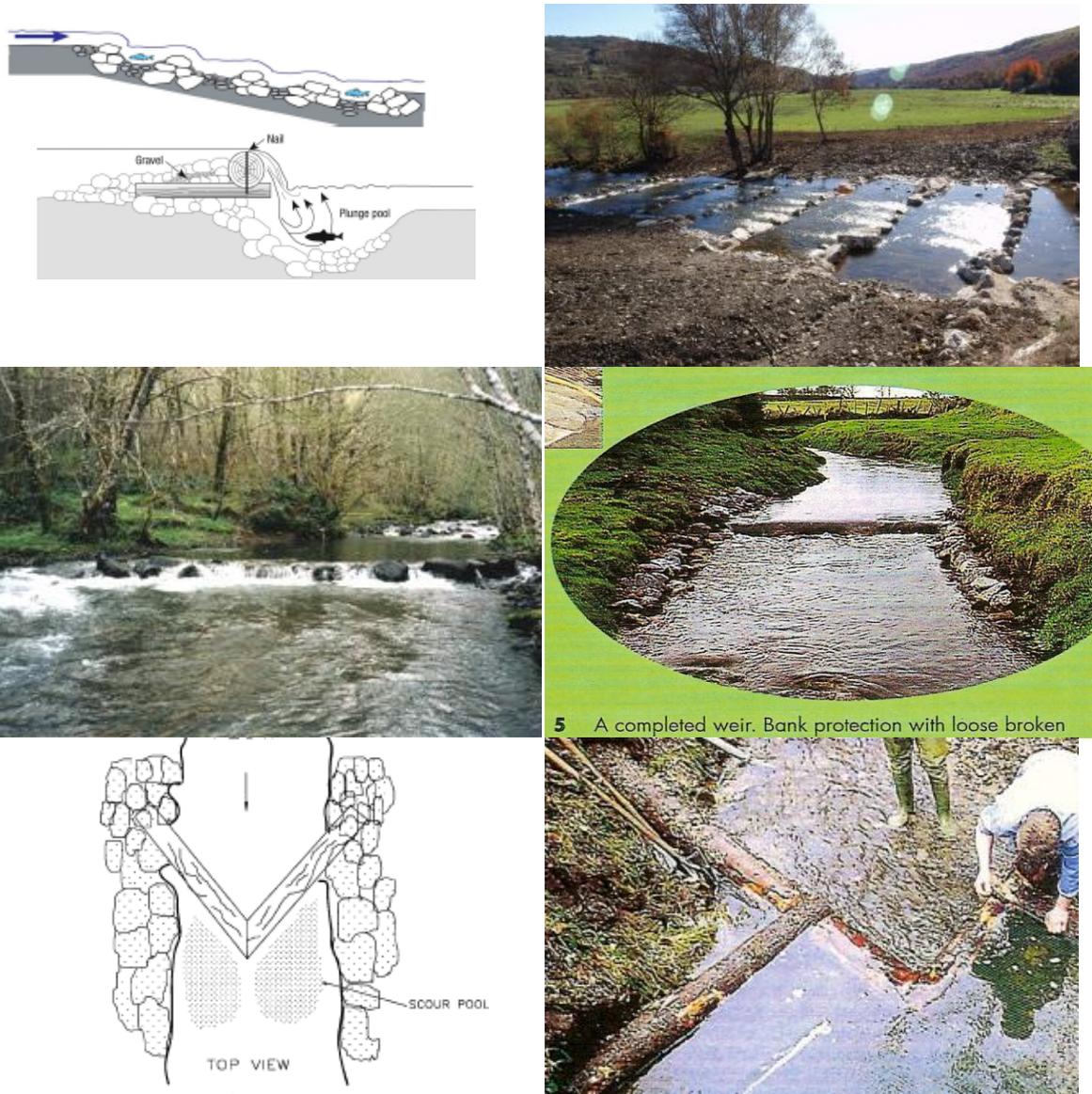


Figura 2. Técnicas de melhoria do habitat piscícola: colocação de açudes galgáveis (adaptado de Flosi *et al.* 1998).

### c) Construção de refúgios para a fauna piscícola

Para além das restantes estruturas anteriormente apresentadas poderem proporcionar refúgio para a fauna piscícola, deverão ser consideradas intervenções pontuais que visam incrementar o potencial para albergar mais exemplares promovendo o isolamento visual dentro do canal. Algumas das intervenções deverão aproveitar muito material lenhoso grosseiro (LWD) já presente nas margens e no canal (Figura 3).

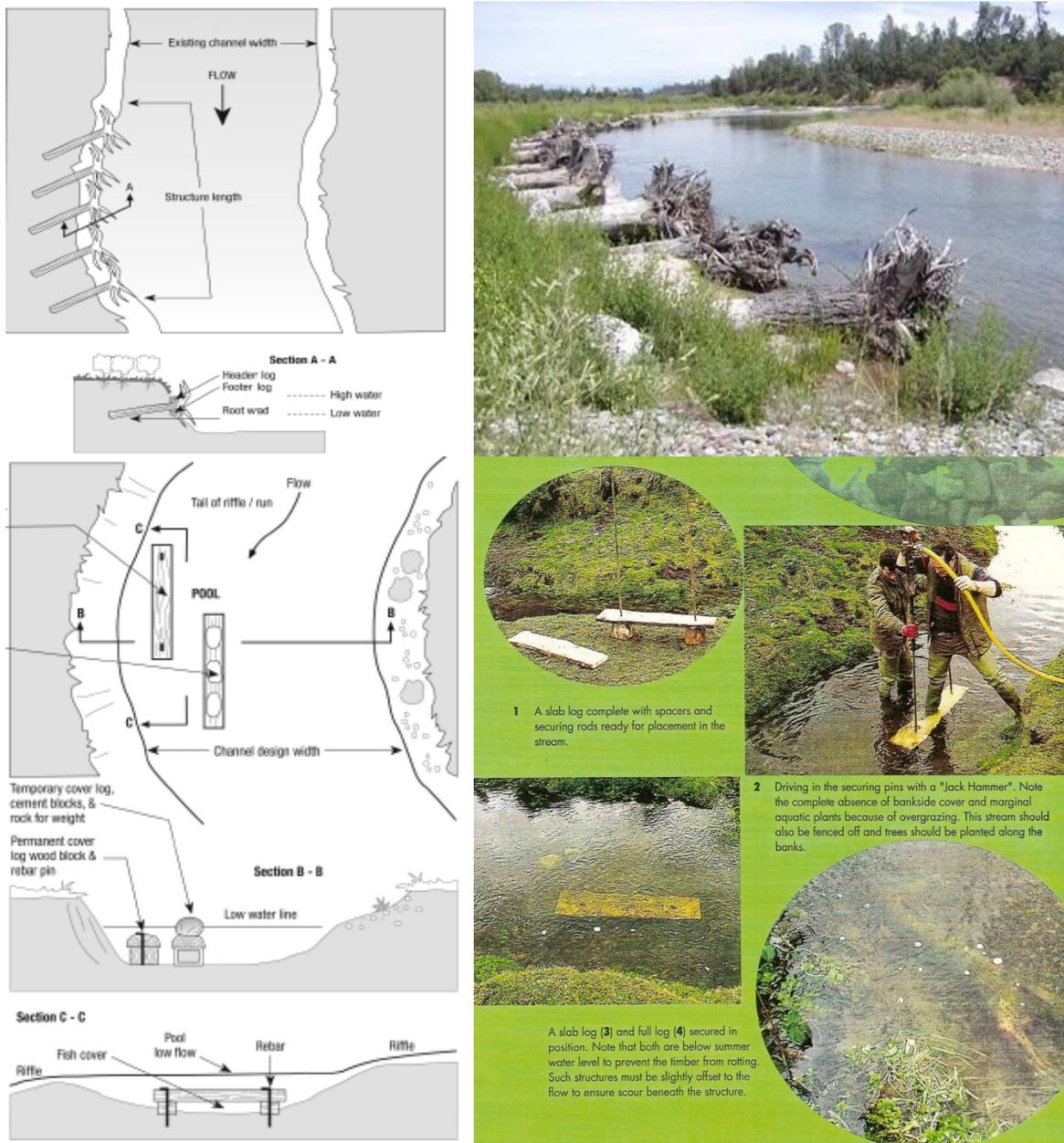


Figura 3. Técnicas de melhoria do habitat piscícola: colocação de refúgios (adaptado de Flosi *et al.* 1998).

#### d) Criação ou limpeza dos leitos de desova

No caso de não se identificarem leitos de desova, poderão ser limpas algumas zonas apropriadas para a desova da fauna piscícola litófila (e.g. cascalhos e seixos rolados) de modo a funcionarem como zonas privilegiadas de reprodução (Figura 4). Poderão ainda ser criadas novas zonas pela adição de cascalhos de dimensão apropriada em zonas hidrologicamente favoráveis.

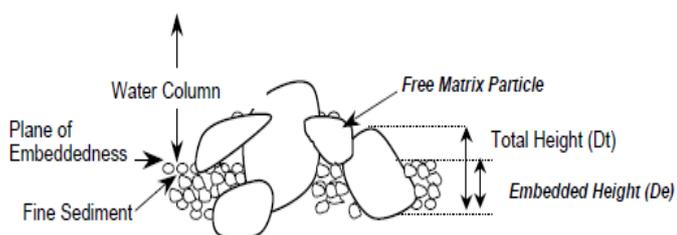


Figure 2. Schematic representation of embeddedness



Figura 4. Técnicas de melhoria do habitat piscícola: limpeza de leitos de desova (adaptado de Flosi *et al.* 1998)

O objectivo do presente estudo consistiu em avaliar:

- 1) O comportamento e uso do habitat por populações simpátricas de trutas domésticas e selvagens no rio Penacal, um curso de água do Nordeste de Portugal, através da utilização da tecnologia denominada de PIT-Telemetry;
- 2) O sucesso obtido pela manipulação do *biota* (e.g. repovoamentos piscícolas) e a melhoria do habitat (e.g. colocação de blocos e vegetação) no potencial incremento da capacidade biogénica do sistema aquático.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido no rio Penacal, num troço de cabeceira do curso de água (Figura 5), situado na proximidade de Santa Comba de Rossas (Bragança). Este rio é afluente da margem direita do rio Sabor (Bacia Hidrográfica do Rio Douro).



Figura 5. Rio Penacal (aspecto geral do vale e de um troço com perturbação)

Os cursos de água de montanha da região apresentam, por norma, uma boa qualidade da água e uma integridade ecológica assinalável (Teixeira 2006, Claro 2010, Silva 2010). Na cabeceira do rio a densidade populacional é baixa e estão presentes sinais de influência antrópica, nomeadamente de agricultura, pastoreio e corte da vegetação ripícola. Também a morfometria do canal aparece algo perturbada pela deposição duma quantidade significativa de finos que contribuem para a degradação ambiental deste troço. A vegetação ribeirinha presente nas margens do ribeiro está dominada por amieiros (*Alnus glutinosa*), e ainda por choupos (*Populus* spp.), salgueiros (*Salix* spp.) e freixos (*Fraxinus angustifolia*). Normalmente os sistemas aquáticos de montanha possuem um carácter heterotrófico, estando as cadeias alimentares dependentes, sob o ponto de vista energético, dos *inputs* alóctones de matéria orgânica (e.g. folhada, ramos, sementes, troncos). O troço de estudo possui uma aptidão exclusivamente salmonícola, dado ocorrerem apenas populações de truta-de-rio (*Salmo trutta*). No entanto, no troço próximo da foz com o rio Fervença, a comunidade piscícola, para além da truta, está composta por outras espécies ciprinícolas, caso do escalado-do-norte (*Squalius carolitertii*), da boga-do-Douro (*Pseudochondrostoma duriense*), do barbo-do-Norte (*Luciobarbus bocagei*) e do bordalo (*Squalius alburnoides*).

## 2.2. Equipamento de PIT-Telemetria

A tecnologia de PIT-Telemetria (Passive Integrated Transponders- Telemetry) usada baseia-se num *data-logger*, unidade MPD (Multi-Point Decoder) (UKID Systems Ltd, Preston, U.K.). Esta unidade está conectada, através de cabos de 10 metros, com um sistema de 8 antenas (Figura 6) e é alimentada por uma bateria recarregável de 24 volts (18 Ah) que permite o registo contínuo de dados durante pelo menos 24 horas. Cada antena (painel circular com dimensões de 300 mm de diâmetro e 22 mm de espessura) opera numa frequência de 134 kHz e tem um limite máximo de detecção de aproximadamente 90 mm para os transmissores 122IJ (PIT-Tags com dimensão de 12 mm comprimento x 2,1 mm de diâmetro; UKID Systems) (Figura 3.6) utilizados neste estudo. Este sistema tem capacidade para armazenar na memória do *data-logger*, mais de 6000 detecções e 1200 registos individuais (códigos de identificação únicos) ao longo do tempo.



Figura 6. Equipamento de PIT-Telemetria (PIT-tags e antenas de detecção)

No sentido de reduzir o número de eventos repetitivos, pela permanência de um peixe sobre ou no raio de detecção numa mesma antena, utilizou-se um filtro de modo a registar apenas as leituras com um intervalo de tempo mínimo de 25 segundos. O *output* dos dados de identificação (ID) foi descarregado do MPD (via RS232) para um *ficheiro Excel* de um computador pessoal. A bateria e o MPD estiveram protegidos através dum dispositivo de segurança especial (*Peli-Plastic equipment case*).

## 2.3. Amostragem de campo (Field surveys)

Foi seleccionado um troço representativo do curso de água na zona de cabeceira (*i.e.* dimensões médias de 30 metros de comprimento, 4,5 metros de largura e 0,5 m de profundidade), que incluiu uma sequência *riffle/pool*, típica do mesohabitat de rios de montanha na região transmontana. Promoveu-se a melhoria do habitat pela

incorporação de blocos e ramadas de vegetação que garantissem à fauna piscícola diferentes mosaicos de microhabitats e uma gama heterogênea de condições ambientais (e.g. velocidade da corrente, ensombramento, profundidade). A avaliação do habitat aquático disponível, analisado antes das experiências de PIT-Telemetria, baseou-se em transectos (ponto inicial aleatoriamente escolhido), realizados perpendicularmente ao fluxo principal do curso de água, com intervalos de 5 metros ao longo do trecho de estudo (Figura 7).



Figura 7. Microhabitat disponível (delimitação do trecho e mensuração de variáveis).

Em cada transecto, com um espaçamento de 50 cm, foram feitas medições numa área pré-definida (20x20 cm) e determinadas as seguintes variáveis:

- 1) **Profundidade total** (através do uso de vara graduada);
- 2) **Velocidade da corrente na coluna de água**, medida a 0,6 da profundidade total (quando a profundidade total < 75 cm) e a 0,8 e 0,2 da profundidade total (para uma profundidade total > 75 cm) (molinete- Modelo Valeport 002);
- 3) **Velocidade da corrente próximo do leito** (molinete- Modelo Valeport 002);
- 4) **Substrato dominante** (classes definidas no quadro 1) (medição com régua da dimensão média das partículas dominantes do substrato)
- 5) **Substrato subdominante** (classes definidas no quadro 1) (medição com régua da dimensão média das partículas sub-dominantes do substrato)
- 6) **Cobertura** (classes definidas no quadro 2)

A composição do substrato foi determinada de acordo com a escala modificada de Wentworth, adoptando as categorias expressas no Quadro 1.

Quadro 1. Código referente ao substrato (adaptado de Bovee 1986)

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

Os tipos de cobertura considerados são apresentados no Quadro 2.

Quadro 2. Código referente à cobertura (adaptado de Bovee 1986)

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

Em Junho de 2010, antes de iniciar a experiência, toda o troço de estudo foi sujeito à realização de várias pescas eléctricas (Hans Grassl DC, 1,5 W, 300/600 volts) de modo a retirar a totalidade de peixes nativos presentes (Figura 8). Posteriormente, o troço foi delimitado com redes (malha de 0,5 cm), de modo a evitar fenómenos de emigração e imigração que pudessem afectar o comportamento dos peixes marcados.



Figura 8. Captura, mediante pesca eléctrica, e obtenção de dados biométricos (ex. medição) das trutas selvagens presentes no rio Penacal.

Foram registados vários dados biométricos, nomeadamente o comprimento (medido com um ictiómetro) e o peso (balança digital) e retiradas escamas (para determinação da idade) da população residente. Vinte (20) trutas residentes foram marcadas com PIT-Tags e, depois de um período de recuperação de aproximadamente duas horas, libertadas no troço previamente definido. Foi então estabelecida uma **condição simpátrica** na área confinada, mediante a incorporação das 40 trutas domésticas. Destes, metade (20 exemplares) foram criados em condições similares aos peixes criados em cativeiro, *i.e.* com densidades elevadas em tanques de cimento, enquanto a outra metade (20 exemplares) foi aclimatada, no último mês, num tanque de terra, de modo a encontrar condições mais próximas do habitat natural (*i.e.* com alimento natural e refúgios). Antes do processo de marcação, os peixes foram anestesiados com uma solução de *2-phenoxy-ethanol* ( $0,25 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$ ) e a região abdominal desinfetada (Betadine®). A marcação foi feita com uma pistola acoplada com uma agulha esterilizada e cirurgicamente implantada na cavidade intraperitoneal do peixe.



Figura 9. Processo de identificação e marcação dos peixes com PIT-Tags.

Foram cirurgicamente implantados 60 PIT-tags (12,0 mm comprimento x 2,1 mm diâmetro) distribuídos por trutas criadas em cativeiro (12,5-18,1 cm  $L_T$ , 16,8-59,9 g), juvenis 1<sup>+</sup> (20 exemplares provenientes de tanques de cimento e 20 exemplares provenientes de tanques de terra) e por trutas selvagens, de várias classes etárias (8,0-16,0 cm  $L_T$ , 4,5-29,8 g) (20 exemplares, capturados previamente através de pesca eléctrica no local de estudo).

Experiências realizadas em meio controlado (Posto Aquícola de Castrelos) demonstraram taxas de sobrevivência de 95% e uma cicatrização rápida e efectiva dos tecidos lesados pela incorporação do PIT-Tag (Figura 3.9).

A unidade MPD, a instalação das antenas e a aquisição de dados foi realizada de modo similar ao definido no trabalho de Riley *et al.* (2003). Contudo, foi usada uma distribuição aleatória das 8 antenas, cuja posição foi mudada com intervalos de três dias. Imediatamente após a instalação das antenas foram recolhidas informações detalhadas por antena relativas às variáveis da profundidade total, substrato dominante e sub-dominante, velocidade da corrente na coluna de água e na proximidade da antena, cobertura aquática, ensombramento e distâncias à margem mais próxima e ao *riffle* (secção de montante). No sentido de minimizar o efeito visual da antena foi colocada uma camada do substrato adjacente (Figura 10).



Figura 10. Equipamento de PIT-Telemetria: Instalação no troço do MPD e das antenas.

Durante as experiências de campo verificou-se que as condições climáticas praticamente inalteráveis, com temperaturas que variaram entre 18 e 19 °C. Alguns dos parâmetros físico-químicos foram medidos no campo através de equipamentos potenciométricos, nomeadamente a condutividade, pH, temperatura e oxigénio dissolvido. Os parâmetros da alcalinidade, dureza total, e o teor de nitratos e fosfatos foram determinados em laboratório.

## 2.4. Tratamento estatístico

As análises estatísticas basearam-se nos registos obtidos a partir do MPD durante o período de amostragem e trabalhada em termos de **1) frequências repetidas** (todos os eventos registados ao longo do tempo sobre cada antena) e **2) frequências não repetidas** (os registos repetidos de cada peixe sobre uma antena não foram considerados).

Foi aplicada uma técnica de análise multivariada aos dados obtidos, nomeadamente a análise não-métrica multidimensional (NMDS), que consiste num método de ordenação baseado em *ranks* estabelecidos a partir da matriz de similaridades de BRAY-CURTIS e que foi aplicada quer às frequências repetidas, quer às frequências não repetidas, para detecção de potenciais comportamentos diferentes entre os grupos de trutas considerados *i.e.*, 1) trutas selvagens e trutas domésticas criadas em 2) tanques convencionais de cimento e 3) aclimatadas a tanques de terra. Para avaliar a ligação estabelecida entre as variáveis ambientais e o microhabitat usado pelos peixes foi executada uma análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA). A dbRDA permite testar a significância dos termos que interagem num dado modelo (Legendre & Anderson 1999). Desta forma é possibilitada a análise comparativa de duas matrizes de dados de natureza distinta, envolvendo os dados ecológicos e ambientais. Por fim, realizou-se uma análise multivariada de similaridades mediante a aplicação de um teste não-paramétrico (*one-way ANOSIM test*) à matriz de similaridade de Bray-Curtis para avaliar as diferenças significativas entre os três grupos considerados. Estas análises foram efectuadas com o *package* PRIMER 6 + PERMANOVA (Clarke & Gorley 2006) Os dados das frequências repetidas e não repetidas foram log-transformados [ $\log(x+1)$ ] e as variáveis ambientais estandardizadas.

As diferenças entre os grupos de trutas consideradas, *i.e.*, selvagens, domésticas criadas em tanques de cimento e domésticas aclimatadas na fase final em tanques de terra, para as variáveis do microhabitat definidas, *i.e.* profundidade total, distância à margem, velocidades da corrente na coluna de água e no leito, distância ao *riffle*, substrato dominante e sub-dominante e cobertura foram avaliadas através de testes de Kruskal-Wallis (H), uma vez que os dados não se ajustavam a uma distribuição normal (foi realizado o teste de Bartlett). Estas análises estatísticas foram realizadas com o programa STATISTICA 7.0 (Statsoft 2004).

### 3. RESULTADOS

No troço de estudo, observou-se uma boa qualidade da água. Segundo o Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto, nenhum dos parâmetros físico-químicos ultrapassou os Valores Máximos Recomendáveis (VMR). Foram determinados valores para os seguintes parâmetros físico-químicos: condutividade eléctrica EC 25 <50  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , temperatura T <19 °C, oxigénio dissolvido O.D.> 8,5  $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  e baixos teores de nitratos  $\text{N-NO}_3^-$  <0,05  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , e de fosfatos  $\text{P-PO}_4^{3-}$  <0,01  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . A geologia presente, composta por granitos, conferiu à água elevada acidez (pH <6,5), uma baixa taxa de mineralização e de capacidade tamponizante, confirmada pelos valores assumidos pela alcalinidade <15  $\text{mg HCO}_3^-\cdot\text{L}^{-1}$  e dureza total <18  $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ .

Foram identificados com sucesso pelo MPD um total de 30 154 registos (códigos de identificação únicos dos PIT-Tag) realçando-se o facto de somente 0,07% corresponderam a códigos de PIT-Tags não identificados. Do total das 60 trutas marcadas com PIT-Tags, foram detectadas, pelo menos por uma vez, 80,0% (32 indivíduos) para as duas modalidades de trutas domésticas consideradas, *i.e.* 1) criadas em tanques de cimento 2) aclimatadas em tanques de terra e 60,0% (12 indivíduos) das trutas selvagens. Comparativamente, o maior número de detecção em termos de frequências repetidas correspondeu às trutas domésticas criadas em tanques de cimento (43,5% do total de registos), seguidas das trutas aclimatadas em tanques de terra (34,0%) e finalmente das trutas selvagens (22,5%). Quando analisados os dados em termos de frequências não repetidas não se verificou a mesma tendência. Assim, do total de registos, 49,8% referem-se a movimentos das trutas domésticas aclimatadas aos tanques de terra invertendo a posição com as trutas domésticas criadas nos tanques de cimentos, com 39,1% dos registos e finalmente apenas 11,1% dos registos corresponderam às trutas selvagens.

Relativamente ao habitat disponível avaliado foram encontrados os seguintes valores referentes às variáveis do microhabitat definidas 1) Profundidade total: 50 cm  $\pm$  0,15 Standard Error S.E. (profundidade máxima= 70 cm) 2) velocidade média da coluna de água (0,085  $\pm$  0,04  $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$  S.E.; velocidade máxima no riffle- 1,10  $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) 3) Composição do substrato: domínio de areia, seixos e pedras; 4) Cobertura: composta por vegetação ripícola pendente, e por melhoria do habitat incrementada com ramagens de vegetação incorporada no meio aquático e blocos.

Relativamente ao uso do habitat detectaram-se diferenças entre as trutas selvagens e as trutas domésticas para a maioria das variáveis consideradas (Quadro 3).

Quadro 3. Variáveis do habitat mensuradas para as 3 classes de trutas consideradas, considerando as frequências repetidas ( $n=30154$ ) e as 7 semanas do estudo.

Variáveis do Microhabitat	Trutas Selvagens ( $n= 6785$ )	Domésticas tanques terra ( $n= 10252$ )	Domésticas tanques cimento ( $n= 13117$ )
<b>Profundidade Total (cm)</b>	35,0 ± 2,14	41,2 ± 0,52	65,9 ± 1,32
<b>Distância à margem (cm)</b>	33,0 ± 2,55	52,7 ± 5,62	144,6 ± 4,60
<b>Distância ao riffle (cm)</b>	295,4 ± 24,5	314,2 ± 11,3	662,6 ± 21,4
<b>Vel. coluna de água (m/s)</b>	0,025 ± 0,02	0,055 ± 0,01	0.127 ± 0,01
<b>Velocidade no leito (m/s)</b>	0,008 ± 0,01	0,018 ± 0,01	0.076 ± 0,02
<b>Substrato Dominante</b>			
Detritos Orgânicos	8,5	4,5	7,0
Silte e areia	3,4	8,5	25,4
Gravilha	11,1	14,2	35,0
Seixos	13,5	25,4	19,7
Pedras	22,3	19,2	7,8
Blocos	28,2	17,3	7,3
Rocha Dura	3,0	6,9	0,8
<b>Cobertura</b>			
Substrato grosseiro (>15 cm)	40,6	32,3	19,5
Vegetação ripária pendente	17,4	23,2	15,2
Ramagens de vegetação	20,7	16,5	8,9
Superfície turbulenta	12,8	13,8	9,9
Sem cobertura	8,5	14,2	46,5

Foram observadas diferenças altamente significativas, baseada nas frequências repetidas, para a profundidade total entre as trutas selvagens e as trutas aclimatadas em tanques de terra com as trutas domésticas provenientes de tanques de cimento ( $P < 0,001$ , teste H). Também para as velocidades da corrente se obtiveram diferenças significativas entre os grupos anteriormente mencionados ( $P < 0,05$ , teste H). As trutas nativas ocuparam posições com refúgio, junto aos riffles, em zonas privilegiadas pela proximidade ao alimento. Também demonstraram preferência por locais junto às margens, onde foi promovida a melhoria do habitat piscícola, pelo ensombramento das ramagens colocadas e o refúgio proporcionado pelos blocos incorporados pelas ações de melhoria do habitat piscícola. Apesar do período de aclimação ao meio selvagem o comportamento entre as trutas domésticas não diferiu marcadamente ( $P > 0,05$ , teste H), com exceção da cobertura mais procurada pelas trutas provenientes dos tanques de terra.

A ligação entre as variáveis do microhabitat e as trutas selvagens e domésticas estão apresentadas na seguinte figura (Figura 11).

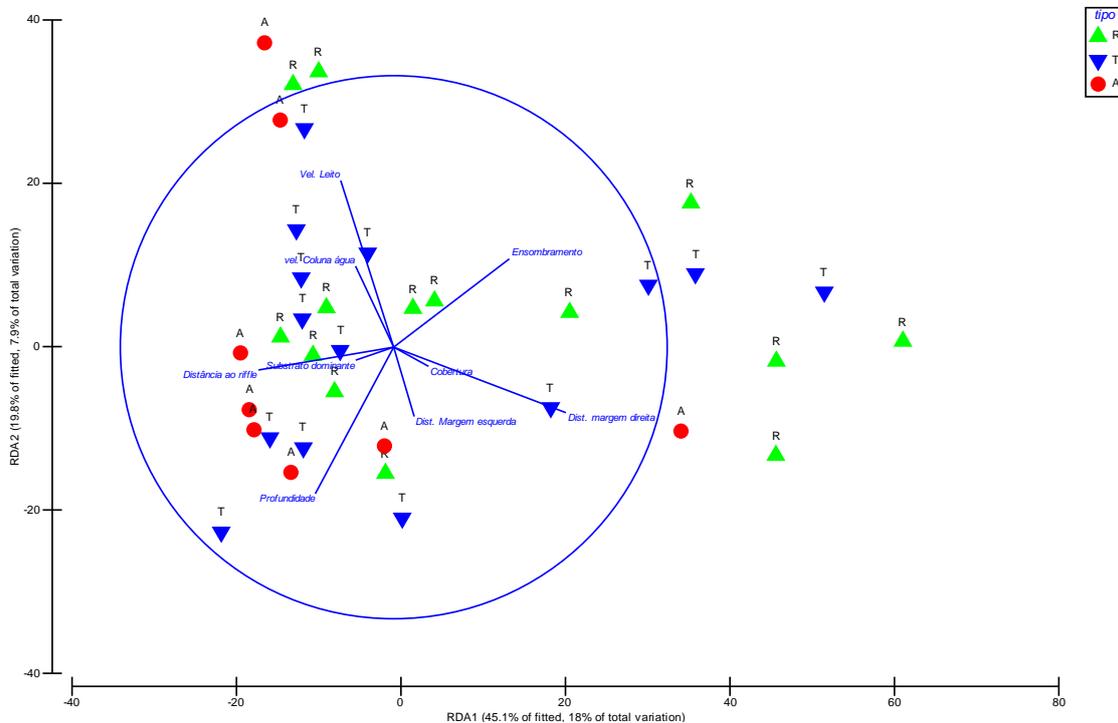


Figura 11. Ordenação dbRDA dos dois primeiros eixos relacionando as variáveis ambientais e as três classes de populações de trutas consideradas no estudo (i.e. Símbolos: ▼ Trutas domésticas criadas em tanques de cimento; ▲ Trutas aclimatadas em tanques de terra; ● Trutas selvagens)

Registo para o facto dos dois primeiros eixos da análise dbRDA (*dbRDA1* e *dbRDA2*) explicarem 64,5% da relação entre as populações de trutas domésticas e selvagens e os parâmetros ambientais. As variáveis relativas às velocidades da corrente na coluna de água e no leito, a profundidade e o substrato estruturam a ocupação do espaço pelas diferentes populações. As trutas nativas, ainda que com excepções provavelmente relacionadas com a hierarquia social estabelecida, demonstraram ocupar maioritariamente os locais na proximidade do *riffle*, teoricamente mais favoráveis em termos da proximidade ao alimento, confirmando a tendência evidenciada numa primeira análise dos dados.

Por sua vez a ordenação NMDS (Figura 12) mostrou, num espaço bidimensional, uma separação mais evidente entre trutas nativas e as trutas domésticas aclimatadas previamente em tanques de terra com as trutas domésticas criadas segundo moldes convencionais, i.e. com elevadas densidades e em tanques de cimento, embora nem todos os indivíduos manifestem o mesmo comportamento. Registo para o valor do

stress obtido na ordenação, tendo em conta as frequências não repetidas, que foi de 0,22, que significa uma razoável representação dos dados obtidos (Clarke & Warwick 1994).

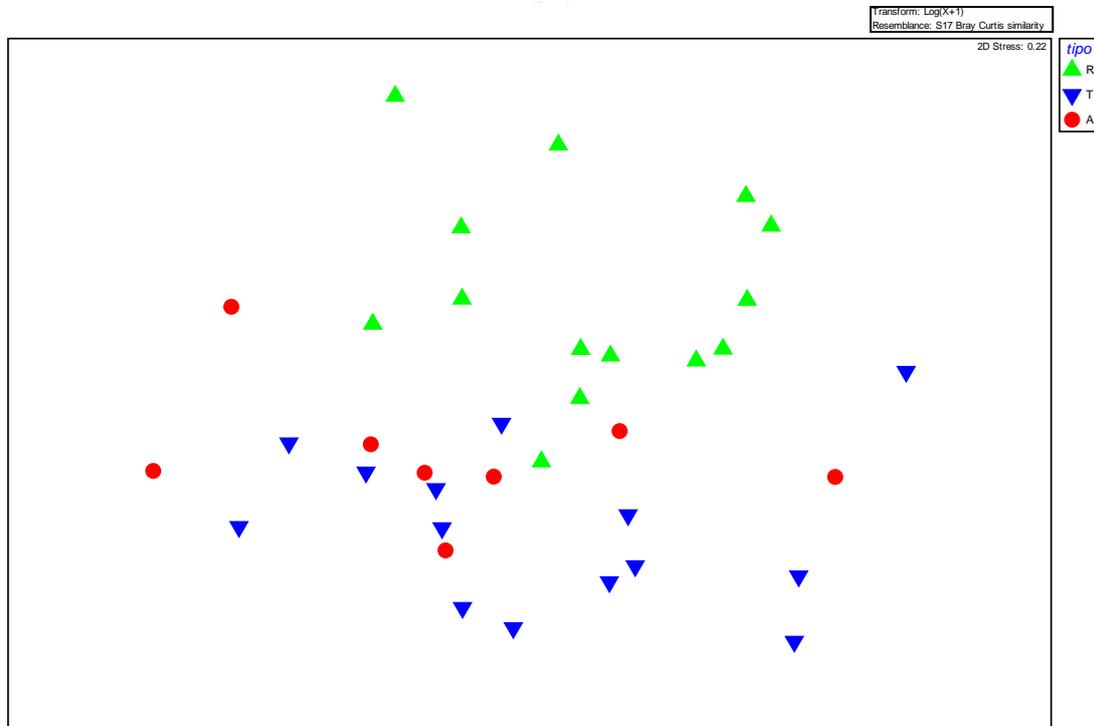


Figura 12. Ordenação NMDS das classes de trutas consideradas (i.e. Símbolos: ▲ Trutas domésticas criadas em tanques de cimento; ▼ Trutas aclimatadas em tanques de terra; ● Trutas selvagens) baseado nas frequências não repetidas, para as 7 semanas de estudo.

Os testes *one-way ANOSIM* vieram confirmar as tendências observadas na ordenação NMDS (Figura 12) tendo sido somente detectadas diferenças significativas ( $P < 0,05$ ) entre as trutas selvagens e as trutas domésticas criadas em tanques de cimento e entre as duas classes de trutas domésticas.

Finalmente, registo para o facto de quatro (4) trutas selvagens e oito (8) trutas domésticas, cinco (5) das quais provenientes de tanques de cimento e três (3) de tanques de terra, não terem sido identificadas pelo MPD, nem capturadas pela pesca eléctrica efectuada no final das experiências. Tal facto pode sugerir a ocorrência de mortalidade e/ou a expulsão dos *tags* depois da implantação cirúrgica. Contudo, em todos os indivíduos capturados no fim do estudo (2 meses após) encontraram-se suturas de incisão dos *tags* bem cicatrizadas.

#### 4. DISCUSSÃO

A tecnologia PIT-Telemetria permitiu verificar um uso distinto do microhabitat, entre trutas selvagens e trutas previamente aclimatadas ao meio selvagem, com as trutas domésticas criadas de modo tradicional, i.e. em tanques de cimento e com elevadas densidades), tendo em conta as condições ambientais proporcionadas pelo rio Penacal. Esta tendência foi também observada por Teixeira *et al.* (2006, 2007), noutros rios do Nordeste Transmontano (rios Baceiro e Sabor) embora não tenha sido estudado o comportamento das trutas previamente aclimatadas ao meio selvagem.

As variáveis do habitat que mais permitiram discriminar as 3 classes de trutas consideradas, foram a velocidade da corrente, o substrato dominante, e a distância ao *riffle*. Como seria de esperar as trutas selvagens manifestaram um comportamento que lhes permitiu uma adaptação efectiva ao meio natural. A sobrevivência no meio aquático selvagem só é possível se todos os gastos energéticos associados à mobilidade forem compensados com a realização de diferentes funções associadas ao ciclo de vida (e.g. reprodução, alimentação). Assim sendo, a procura das zonas de *riffle*, com maiores velocidades da corrente está directamente relacionada com a actividade alimentar, após o que retornam ao refúgio, na maioria dos casos proporcionado pela melhoria do habitat (e.g. colocação de blocos e vegetação), dado o seu carácter eminentemente territorial (Fausch 1984). Nesta medida, os decréscimos significativos observados muitas vezes nos peixes domésticos em termos da sua condição física resultam do comportamento errático que demonstram e que implica gastos energéticos avultados que muitas vezes estão na origem da morte do peixe. De facto, a maior proporção de registos detectados corresponderam às trutas domésticas, confirmando a elevada mobilidade destes animais e sugerindo a baixa capacidade de definir um território e área de refúgio, normalmente encontrada nos salmonídeos selvagens (Fausch 1984). Segundo Teixeira (2006), os repovoamentos feitos com animais criadas em moldes convencionais têm por isso um efeito muito ténue a nível espacial e temporal, não contribuindo para um incremento sustentável dos stocks pesqueiros locais. Muitas vezes, a elevada densidade resultante da agregação nos locais de libertação implica a supressão de hierarquias sociais normalmente estabelecidas e a ocorrência de fenómenos agonísticos importantes associados à elevada agressividade que manifestam nas interacções estabelecidas (Steward & Bjornn 1990; Mesa 1991; Deverill *et al.* 1999). Uma consequência imediata poderá resultar no deslocamento dos peixes selvagens para posições energeticamente desfavoráveis, com os impactos negativos decorrentes ao nível do crescimento e sobrevivência das populações naturais (Weber & Fausch 2005). Contudo, Teixeira

(2006) encontrou uma segregação espacial entre trutas nativas e domésticas nos rios Sabor e Baceiro (Nordeste de Portugal) advogando uma partilha de recursos resultante de um comportamento distinto na exploração do habitat e alimento do meio selvagem. Os dados obtidos neste estudo, nomeadamente com a utilização de trutas domésticas previamente aclimatada em meio natural, permitem acalantar uma maior probabilidade de sucesso sempre e quando os animais a introduzir sejam “preparados” para o ambiente selvagem que vão encontrar. Obviamente que, à luz dos conhecimentos actuais, estas acções de repovoamento deverão ser efectuadas apenas em condições particulares (e.g. como resposta à extinção duma dada população; como resposta à demanda por parte da pesca desportiva em zonas de rios não prioritárias em termos de conservação pela integridade ecológica demonstrada) e usando stocks de reprodutores previamente capturados nas mesmas massas hídricas, de modo a evitar qualquer risco ecológico e de contaminação (introgressão) genética.

Relativamente à informação obtida a partir dos dados referentes à PIT-Telemetria, deve referir-se que esta metodologia, à semelhança de outras, tem também algumas desvantagens (Riley *et al.* 2003; Cucherousset *et al.* 2005). A principal desvantagem consiste no raio de detecção e uma área de cobertura serem muito baixos (apenas 9 cm exteriormente a cada antena- painel de 30 cm) comparativamente com toda a área disponível, obtendo-se sempre sub-estimativas das ocupações do habitat pelos peixes ao longo do tempo. Nesta medida, a conjugação desta tecnologia que tem como principais vantagens o tempo de vida indefinida dos *tags*, custos baixos e uma resolução importante ao nível do microhabitat, com outras poderá ampliar o leque de informações úteis para uma eficiente monitorização e gestão de populações piscícolas.

Finalmente que enquanto a manipulação do *biota*, mediante a realização de repovoamentos piscícolas, pode ter um efeito relativamente limitado no espaço e no tempo, a melhoria do habitat garante, a longo prazo, uma maior possibilidade dos rios albergarem maiores densidades de peixes autóctones selvagens. A intervenção ao nível do habitat fomenta a auto-sustentabilidade das populações selvagens pela capacidade de proporcionar novas zonas de alimentação, refúgio e desova.

## BIBLIOGRÁFIA

- Barbin-Zydlowski G., Haro A., Whalen K.G. & McCormick S.D. 2001. Performance of stationary and portable passive transponder detection systems for monitoring of fish movements. *Journal of Fish Biology* 58: 1471-1475.
- Bovee K.D. 1986. Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology. Instream Flow Information Paper 21. Report 86 (7). US Fish and Wildlife Service.
- Bridger C.J. & Booth R.K. 2003. The effects of biotelemetry transmitter. Presence and attachment procedures on fish physiology and behavior. *Reviews in Fisheries Science* 11: 13-34.
- Carvalho G.R. & Cross T.F. 1998. Enhancing fish production through introductions and stocking: Genetic perspectives. In: Cowx, I.G. (ed.), *Stocking and Introduction of Fish*, pp. 329-337, Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford.
- Clarke K.R. & Gorley R.N. 2006. Primer v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Plymouth.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council. London. 144 pp.
- 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. 2004. Requalificação de cursos de água. Instituto da água. Lisboa.
- Cowx I.G. 1998. Stocking strategies: Issues and options for future enhancement programs. In: Cowx, I.G. (ed.), *Stocking and Introduction of Fish*, pp. 3-13, Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford.
- Cowx I.G. 1999. An appraisal of stocking strategies in the light of developing country constrains. *Fisheries Management & Ecology* 6: 21-34.
- Cucherousset J., Roussel J.M., Keeler R., Cunjak R.A. & Stump R. 2005. The use of two new portable 12-mm PIT tag detectors to track small fish in shallow streams. *North American Journal of Fisheries Management* 25: 270-274.

- Deverill J.E., Adams C.E. & Bean C.W. 1999. Prior residence, aggression and territory acquisition in hatchery-reared and wild brown trout. *Journal of Fish Biology* 55: 868-875.
- EIFAC 1988. Codes of practice and manual of procedures for consideration of introductions and transfers of marine and freshwater organisms. FAO/EIFAC Occasional Paper N° 23, 44 pp.
- Fausch K.D. 1984. Profitable stream positions for salmonids: relating specific growth rate to net energy gain. *Canadian Journal of Zoology* 62: 441-451.
- FISRWG (Federal Interagency Stream Restoration Working Group) 1998. Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices. 15 Federal Agencies of the U.S. Government. GPO Item No. A 57.6/2:EN3/PT.653.
- Flosi G., Downie S., Hopelain J., Bird M., Coey R. & Collins B. 1998. California salmonid stream habitat restoration manual. California Department of Fish and Game, California.
- González del Tanago M. & Garcia de Jalón D. 2001. Restauración de ríos y riberas. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid.
- Heggenes J., Brabrand A. & Saltveit S.J. 1990. Comparison of three methods for studies of stream habitat use by young brown trout and Atlantic salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 119: 101-111.
- Hendry K., Cragg-Hine D., O'Grady M., Sambrook H. & Stephen A. 2003. Management of habitat for rehabilitation and enhancement of salmonids stocks. *Fisheries Research* 62: 171-192.
- Hickley P. 1998. Stocking and introduction of fish- A synthesis. In Cowx, I.G. (ed.), *Rehabilitation of Freshwater Fish*, pp. 247-254, Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford.
- ICES 1988. Codes of practice and manual of procedures for consideration of introductions and transfers of marine and freshwater organisms. Copenhagen: ICES, Cooperative Research Report N° 159. 44 pp.
- Legendre P. & Anderson M. 1999. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs* 69: 1-24.
- Lucas M.C. & Baras E. 2000. Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in natural environment. *Fish and Fisheries* 1: 283-316.

- Mesa M.G. 1991. Variation in feeding, aggression and position choice between hatchery and wild cutthroat trout in an artificial stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 120: 723-727.
- Pearsons T.N. & Hopley C.W. 1999. A practical approach for assessing ecological risks associated with fish stocking programs. *Fisheries* 24: 16-23.
- Prentice E.F., Flagg T.A., McCutcheon C.S. & Brastow D.F. 1990. PIT-Tag monitoring systems for hydroelectric dams and fish hatcheries. *American Fisheries Society Symposium* 7: 323-334.
- Quintella B.R., Andrade N.O., Espanhol R. & Almeida P.R. 2005. The use of PIT telemetry to study movements of ammocoetes and metamorphosing sea lampreys in river beds. *Journal of Fish Biology* 66: 97-106.
- Riley W.D., Eagle M.O., Ives M.J., Rycroft P. & Wilkinson A. 2003. A portable passive integrated transponder multi-point decoder system for monitoring habitat use and behaviour of freshwater fish in small streams. *Fisheries Management and Ecology* 10: 265-268.
- Roussel J.M., Cunjak R.A., Newbury R., Caissie D. & Haro A. 2004. Movements and habitat use by PIT-tagged Atlantic salmon parr in early winter: The influence of anchor ice. *Freshwater Biology* 49: 1026-1035.
- Schmetterling D., Clancy C. & Brandt T. 2001. Effects of riprap bank reinforcement on stream salmonids in the Western United States. *Fisheries* 26: 6-13.
- 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.
- Statsoft Inc. 2004. STATISTICA (Data Analysis Software System). Version 7. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com). Tulsa, USA.
- Steward C.R. & Bjornn T.C. 1990. Supplementation of salmon and steelhead stocks with hatchery fish: a synthesis of published literature. Technical Report nº 90-1. U.S. Fish and Wildlife Service, and Bonneville Power Administration.
- Teixeira A. & Cortes R.M.V. 2007. Pit Telemetry as a Method to Study the Habitat Requirements of Fish Populations. Application to Native and Stocked Trout Movements. *Hydrobiologia* 582:171-185.
- Teixeira A. 2006. Repovoamento de rios de salmonídeos (*Salmo trutta* L.): Estratégias diferenciais de utilização de recursos entre trutas nativas e estabuladas. Efeitos na

dinâmica destas populações e incidências na gestão da espécie. Tese de Doutoramento. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real.

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.

Ward F.A. & Booker J.F. 2003. Economic costs and benefits of instream flow protection for endangered species in an international basin. *Journal of the American Water Resources Association* 39: 427-440.

Weber E.D. & Fausch K.D. 2003. Interactions between hatchery and wild salmonids in streams: Differences in biology and evidence for competition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 1018-1036.

Weber E.D. & Fausch K.D. 2005. Competition between hatchery-reared and wild juvenile Chinook salmon in enclosures in the Sacramento River, California. *Transactions of the American Fisheries Society* 134: 44-58.

Welcomme R.L. 1998. Evaluation of stocking and introductions as management tools. In: Cowx, I.G. (ed.), *Stocking and Introduction of Fish*, pp. 397-413, Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford.

White R.J., Karr J.R. & Nehlsen W. 1995. Better roles for fish stocking in aquatic resource management. In: Schramm Jr., H.L. & Piper, R.G. (eds.), *Uses and Effects of Cultured Fish in Aquatic Ecosystems*, pp. 527-547, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

## CAPÍTULO 4. CONCLUSÕES GERAIS

O estudo de monitorização das comunidades de macroinvertebrados das principais bacias hidrográficas de Portugal permitiu retirar as seguintes conclusões:

- A avaliação biológica da qualidade da água dos 245 rios amostrados ao longo de seis anos, baseada no Índice (multimétrico) Português de Invertebrados do Norte (IPtI<sub>N</sub>) e Sul (IPtI<sub>S</sub>) de Portugal, assim como no Índice (unimétrico) IBMWP (adaptado para a Península Ibérica), permitiu detectar sinais de perturbação em muitos troços de rios de Portugal. Observou-se que a maioria dos rios do norte e centro de Portugal, especialmente nas zonas de cabeceira dos cursos de água, revelou uma qualidade biológica excelente e boa, havendo contudo algumas excepções nas bacias do Douro, Vouga e Mondego onde existem sinais de algum tipo de degradação;
- Foi possível detectar alterações significativas na composição e estrutura das comunidades de macroinvertebrados, com uma separação mais evidente dos rios com influência antrópica diminuta, comparativamente com os cursos de água sujeitos a algum tipo de pressão humana (*e.g.* poluição, eutrofização, regularização, degradação de habitat, extracção de inertes). De uma forma geral, nos cursos de água de cabeceira do norte e centro de Portugal foram obtidos, tal como seria de esperar, os registos de biodiversidade superiores (índice de Shannon-Weaner) como resultado da presença de um grande número de unidades taxonómicas identificadas (*i.e.* famílias). Os *taxa* estenobiontes, caso das famílias pertencentes aos Plecoptera, Trichoptera e Ephemeroptera, foram encontrados maioritariamente nos rios que beneficiam duma malha de microhabitats com grande heterogeneidade. Em oposição, as densidades superiores normalmente concentradas em poucas famílias pertenceram aos locais mais perturbados. Neste caso registou-se o predomínio de Diptera, Hemiptera e Annelida que são organismos euribiontes, com grande capacidade para colonizam ambientes modificados onde, por vezes assumem densidades e biomassas apreciáveis.
- Refira-se que o panorama relativo à qualidade biológica dos rios de Portugal pode ter tido uma apreciação demasiado positiva para a realidade existente. Tal facto resulta do critério de selecção dos locais de amostragem. Com efeito, estes locais foram primordialmente seleccionados tendo em conta a avaliação da qualidade de rios baseada nas populações piscícolas (Projecto Aquariport). Por este motivo foram poucos os troços incluídos neste estudo sem populações piscícolas o que garante, à partida, uma qualidade biológica e ecológica superior.

No que respeita ao caso de estudo mais específico, nomeadamente às propostas de melhoria do habitat e manipulação do biota para o rio Penacal dirigida às populações piscícolas (num troço de aptidão salmonícola) efectuadas como medidas de incremento potencial da capacidade biogénica do sistema, verificou-se que:

- A tecnologia usada (*i.e.* PIT-Telemetria) permitiu avaliar o comportamento de três populações simpátricas de trutas, selvagens e criadas em cativeiro segundo duas modalidades. Verificaram-se movimentos e uso do microhabitat distintos entre as trutas selvagens e as trutas previamente aclimatadas ao meio natural comparativamente com as trutas domésticas criadas de modo tradicional (*i.e.* em tanques de cimento e com elevadas densidades). As variáveis do habitat que permitiram discriminar as 3 classes de trutas consideradas, foram a velocidade da corrente, o substrato dominante, e a distância ao *riffle*. Como seria de esperar, as trutas selvagens manifestaram um comportamento que lhes permitiu uma adaptação efectiva ao meio natural. De facto, os peixes domésticos perdem rapidamente a condição física como resultado do comportamento errático e dos gastos energéticos avultados que, conjuntamente com a vulnerabilidade à predação e a condições ambientais adversas levam à ocorrência de grandes mortalidades em muitos repovoamentos efectuados. De qualquer forma, observou-se que as trutas de cativeiro previamente aclimatadas ao meio selvagens demonstraram maior capacidade de adaptação ao meio selvagem. A possibilidade de recorrer a animais com estas características poderá ser interessante no futuro para fazer face à demanda crescente por exemplo da pesca desportiva, embora com aplicação específica e não generalizada. Será seguramente uma das formas a explorar para “desviar” a pressão humana de áreas prioritárias em termos da conservação de habitats e espécies.
- Enquanto a manipulação do *biota* (*i.e.* recurso aos repovoamentos piscícolas), tem um efeito limitado no espaço e no tempo, a melhoria do habitat (*i.e.* criação de zonas de alimentação, refúgio e desova) garante, a longo prazo, a auto-sustentabilidade das populações selvagens. A gestão e ordenamento dos recursos aquáticos deve ainda beneficiar não somente as espécies-alvo mas assegurar toda a riqueza específica presente num dado ecossistema. Embora este estudo se tenha concentrado apenas nas comunidades de macroinvertebrados e peixes, é importante compatibilizar a exploração e conservação destes sistemas aquáticos. Assim, para além da manutenção das zonas de referência é necessário definir acções a curto, médio e longo prazo que visem a mitigação e reabilitação das zonas perturbadas de modo a fomentar a biodiversidade.

# **ANEXOS**

## ANEXO I

Pontuações atribuídas às diferentes famílias de macroinvertebrados aquáticos para o cálculo do IBMWP (adaptado de ALBA-TERCEDOR & SANCHEZ ORTEGA 1988).

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

## ANEXO II

### MEDIANA DOS VALORES DE REFERÊNCIA E FRONTEIRAS PARA OS RIOS DE PORTUGAL CONTINENTAL

Tipos de Rios	Índice adoptado	Valor de Referência	Exc./Bom (RQE)	Bom/Raz. (RQE)	Raz./Med. (RQE)	Med./Mau (RQE)
Rios Montanhosos do Norte	<b>IPt<sub>I<sub>N</sub></sub></b>	0.98	0.86	0.60	0.40	0.20
Rios do Norte de Pequena Dimensão	<b>IPt<sub>I<sub>N</sub></sub></b>	1.02	0.87	0.65	0.44	0.22
Rios do Norte de Média-Grande Dimensão	<b>IPt<sub>I<sub>N</sub></sub></b>	1.00	0.88	0.66	0.44	0.22
Rios do Alto Douro de Média-Grande Dimensão	<b>IPt<sub>I<sub>N</sub></sub></b>	1.01	0.83	0.61	0.41	0.20
Rios do Alto Douro de Pequena Dimensão	<b>IPt<sub>I<sub>N</sub></sub></b>	1.01	0.85	0.59	0.40	0.20
Rios de Transição Norte-Sul	<b>IPt<sub>I<sub>N</sub></sub></b>	1.00	0.86	0.64	0.42	0.21
Rios do Litoral Centro	<b>IPt<sub>I<sub>S</sub></sub></b>	0.98	0.74	0.56	0.37	0.19
Rios do Sul de Pequena Dimensão	<b>IPt<sub>I<sub>S</sub></sub></b>	0.99	0.95	0.70	0.47	0.23
Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	<b>IPt<sub>I<sub>S</sub></sub></b>	0.98	0.97	0.72	0.48	0.24
Rios Montanhosos do Sul	<b>IPt<sub>I<sub>N</sub></sub></b>	0.99	0.82	0.56	0.38	0.19
Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado	<b>IPt<sub>I<sub>S</sub></sub></b>	1.05	0.88	0.66	0.44	0.22
Calcários do Algarve	<b>IPt<sub>I<sub>S</sub></sub></b>	0.99	0.95	0.70	0.47	0.23

### ANEXO III

#### Resultados do índices de Diversidade (d- Margalef; e H' Shannon-Weaner) e de Equitabilidade (J' Pielou)

Local	d	J'	H'e
MI_001	5,353	0,565	1,904
MI_002	5,706	0,870	3,094
MI_003	5,981	0,799	2,884
MI_004	5,812	0,762	2,751
MI_005	4,510	0,785	2,586
MI_006	5,040	0,729	2,528
MI_007	4,965	0,700	2,331
MI_008	5,071	0,859	2,892
MI_009	2,942	0,828	2,346
MI_010	2,365	0,586	1,625
MI_011	2,934	0,592	1,773
MI_012	2,670	0,662	1,876
AN_001	4,477	0,833	2,774
LI_001	4,367	0,744	2,531
LI_002	2,308	0,672	1,863
LI_003	5,173	0,844	2,869
LI_004	4,786	0,735	2,591
LI_005	4,521	0,762	2,453
LI_006	3,378	0,849	2,544
LI_007	4,415	0,766	2,496
LI_008	4,487	0,664	2,164
LI_009	3,669	0,799	2,506
LI_010	3,111	0,730	2,109
LI_011	3,443	0,848	2,583
LI_012	3,049	0,755	2,140
CA_001	5,437	0,814	2,797
CA_002	3,593	0,770	2,307
CA_005	3,847	0,795	2,421
CA_006	4,769	0,767	2,497
CA_007	3,800	0,788	2,505
CA_008	3,808	0,777	2,502
CA_009	2,261	0,615	1,578
AV_001	3,343	0,709	2,253
AV_002	3,143	0,664	2,021
AV_003	3,051	0,624	1,870
AV_004	4,768	0,717	2,413
AV_005	1,746	0,655	1,571
AV_007	3,279	0,758	2,309

DO_001	5,417	0,719	2,651
DO_002	4,841	0,624	2,200
DO_003	4,946	0,701	2,510
DO_004	6,562	0,707	2,751
DO_005	6,029	0,815	3,084
DO_006	3,492	0,556	1,834
DO_007	4,347	0,770	2,565
DO_008	4,181	0,585	1,948
DO_009	3,625	0,643	2,043
DO_010	1,705	0,455	1,092
DO_011	4,763	0,760	2,586
DO_012	4,008	0,759	2,312
DO_013	3,589	0,769	2,410
DO_014	4,470	0,746	2,484
DO_015	3,253	0,836	2,460
DO_016	4,831	0,874	3,134
DO_017	5,184	0,818	2,952
DO_018	3,222	0,828	2,595
DO_019	2,609	0,774	2,145
DO_020	1,416	0,531	1,223
DO_021	2,479	0,691	1,997
DO_022	2,424	0,516	1,432
DO_023	3,355	0,682	2,077
DO_024	4,343	0,561	1,869
DO_025	4,505	0,795	2,590
DO_026	2,115	0,507	1,372
DO_027	2,356	0,787	2,019
DO_028	2,567	0,722	2,045
DO_029	2,072	0,814	2,024
DO_030	1,281	0,774	1,701
DO_031	2,662	0,770	2,134
DO_032	2,095	0,423	1,084
DO_033	3,778	0,828	2,666
DO_034	2,574	0,728	2,145
DO_035	2,665	0,637	1,765
DO_036	3,835	0,747	2,463
DO_037	3,011	0,671	2,075
DO_038	3,739	0,724	2,271
DO_039	2,296	0,507	1,407
DO_040	4,663	0,878	2,893
DO_041	3,583	0,924	2,720
DO_043	2,366	0,643	1,742
DO_044	2,882	0,789	2,187
DO_045	3,573	0,734	2,332
DO_046	3,551	0,735	2,165

DO_047	4,713	0,723	2,483
DO_048	4,485	0,866	2,715
DO_049	2,658	0,658	1,783
DO_050	4,522	0,783	2,663
DO_052	4,030	0,769	2,534
DO_053	3,669	0,885	2,736
DO_054	5,018	0,751	2,601
DO_055	4,109	0,833	2,537
DO_057	6,429	0,711	2,836
DO_058	6,045	0,682	2,640
DO_059	3,381	0,868	2,599
DO_060	3,010	0,679	2,066
DO_061	1,988	0,688	1,764
DO_062	2,957	0,699	2,057
DO_063	2,834	0,713	2,060
DO_064	3,225	0,663	1,986
DO_065	2,698	0,392	1,229
DO_066	2,210	0,796	2,100
DO_067	5,826	0,829	2,899
DO_068	2,000	0,629	1,614
DO_069	3,365	0,515	1,592
DO_070	3,372	0,582	1,825
DO_074	2,813	0,797	1,912
DO_075	6,255	0,807	3,036
VO_001	4,360	0,723	2,408
VO_002	3,321	0,371	1,165
VO_003	4,951	0,692	2,376
VO_004	5,040	0,835	2,752
VO_005	2,389	0,553	1,418
VO_006	3,519	0,564	1,899
VO_007	4,746	0,820	2,761
VO_008	3,867	0,695	2,315
VO_009	3,939	0,573	1,867
VO_010	4,656	0,850	2,863
VO_011	4,387	0,798	2,659
VO_012	5,180	0,735	2,612
VO_013	4,074	0,783	2,488
VO_014	3,438	0,679	2,156
VO_015	4,500	0,864	2,848
MO_001	4,847	0,604	2,212
MO_002	4,065	0,497	1,809
MO_003	4,752	0,652	2,280
MO_004	5,637	0,554	2,107
MO_005	4,660	0,560	2,053
MO_006	1,992	0,487	1,248

MO_007	5,038	0,621	2,291
MO_008	6,932	0,467	1,881
MO_009	3,863	0,784	2,525
MO_010	3,107	0,799	2,216
MO_011	3,331	0,870	2,466
MO_012	0,558	0,650	0,451
MO_013	2,384	0,709	1,921
MO_014	3,786	0,793	2,612
MO_015	3,946	0,749	2,442
MO_016	4,862	0,622	2,192
MO_017	2,036	0,600	1,699
MO_018	4,849	0,768	2,559
MO_019	2,918	0,528	1,655
MO_020	3,136	0,690	2,134
MO_021	4,007	0,613	1,974
MO_022	4,322	0,856	2,820
MO_023	3,301	0,685	2,147
MO_024	3,695	0,685	2,231
MO_025	3,605	0,752	2,359
LS_001	1,864	0,431	1,104
LS_002	3,098	0,578	1,639
RO_001	1,162	0,196	0,430
RO_003	4,783	0,769	2,475
RO_004	1,745	0,868	2,000
RO_005	1,823	0,708	1,698
RO_006	1,930	0,561	1,291
RO_007	0,619	0,480	0,772
RO_008	2,515	0,824	2,113
TE_001	4,312	0,802	2,401
TE_002	4,459	0,847	2,618
TE_003	3,307	0,570	1,834
TE_004	2,958	0,463	1,472
TE_005	2,633	0,662	1,837
TE_006	2,779	0,557	1,543
TE_007	2,382	0,573	1,687
TE_008	2,300	0,421	1,193
TE_009	4,266	0,726	2,364
TE_010	3,227	0,723	2,202
TE_011	3,512	0,579	1,863
TE_012	3,969	0,593	1,997
TE_013	3,162	0,585	1,782
TE_014	1,780	0,680	1,744
TE_015	0,369	0,703	0,975
TE_016	2,325	0,690	1,867
TE_017	1,656	0,462	1,219

TE_018	3,588	0,804	2,367
TE_019	3,530	0,820	2,495
TE_021	1,269	0,732	1,523
TE_022	1,826	0,740	1,774
TE_023	1,560	0,500	1,200
TE_024	1,208	0,484	1,007
TE_025	1,706	0,606	1,505
TE_026	1,057	0,640	1,246
TE_027	2,400	0,409	1,135
TE_030	3,319	0,719	2,254
TE_031	2,600	0,369	1,045
TE_032	1,737	0,845	1,359
TE_033	0,756	0,357	0,495
TE_035	1,308	0,226	0,541
TE_036	3,253	0,519	1,554
SA_001	1,237	0,707	1,267
SA_002	2,364	0,769	1,912
SA_003	1,889	0,483	1,275
SA_004	1,626	0,869	1,910
SA_005	1,327	0,428	1,026
SA_006	0,932	0,410	0,902
SA_007	2,431	0,753	1,987
SA_008	3,246	0,796	2,344
SA_009	0,916	0,551	1,146
SA_010	1,074	0,446	1,027
SA_011	2,299	0,823	2,111
SA_012	2,621	0,764	2,165
SA_013	2,448	0,881	2,594
SA_016	3,305	0,812	2,389
SA_017	2,355	0,560	1,649
SA_019	1,965	0,538	1,380
MR_001	1,699	0,408	0,940
MR_002	3,043	0,624	1,769
MR_003	4,419	0,519	1,765
MR_004	3,420	0,732	2,356
MR_005	3,846	0,657	2,139
MR_006	1,868	0,676	1,680
MR_007	2,464	0,616	1,708
GU_001	2,984	0,806	2,128
GU_002	1,269	0,669	1,390
GU_003	3,479	0,733	2,266
GU_004	2,914	0,809	2,190
GU_005	3,605	0,666	2,088
GU_006	2,543	0,861	2,271
GU_009	2,421	0,818	2,099

GU_011	2,730	0,755	1,993
GU_012	1,502	0,781	1,716
GU_014	1,871	0,734	1,613
GU_017	1,803	0,653	1,504
GU_018	0,990	0,767	1,492
GU_019	0,626	0,438	0,607
GU_020	2,478	0,721	1,904
GU_021	1,019	0,850	1,179
GU_022	1,572	0,281	0,674
GU_024	1,558	0,487	1,167
RA_001	2,809	0,693	1,876
RA_002	3,438	0,809	2,293
RA_003	2,441	0,462	1,334
RA_004	2,750	0,684	2,173
RA_012	2,048	0,597	1,482
RA_013	1,541	0,382	0,880
RA_014	4,823	0,829	2,793
RA_015	4,748	0,779	2,566
RA_016	1,068	0,802	1,436
RA_017	1,594	0,920	2,021
RA_018	3,292	0,827	2,343
RA_019	3,554	0,816	2,523
RA_020	3,096	0,649	1,911
RA_024	4,569	0,837	2,693
RA_025	2,140	0,398	1,129
RA_026	2,908	0,840	2,154
RA_027	2,162	0,677	1,624

## ANEXO IV

### Resultados do índices IBMWP e IPtI<sub>N</sub>/IPtI<sub>S</sub>

Tipo	Local	IPtI <sub>N</sub> EQR	Classe	Pontuação	
		IPtI <sub>S</sub> EQR		IBMWP	Classe
N1<100	MI_001	0,69	Bom	151	I
N1<100	MI_002	1,04	Excelente	238	I
M	MI_003	0,99	Excelente	221	I
N1<100	MI_004	0,99	Excelente	217	I
M	MI_005	0,97	Excelente	173	I
M	MI_006	1,06	Excelente	222	I
N1<100	MI_007	0,77	Bom	171	I
N1<100	MI_008	0,98	Excelente	190	I
N1<100	MI_009	0,62	Razoável	90	II
N1>100	MI_010	0,87	Bom	96	II
M	MI_011	0,71	Bom	124	I
N1<100	MI_012	0,59	Razoável	79	II
N1<100	AN_001	0,88	Excelente	180	I
N1<100	LI_001	1,00	Excelente	206	I
N1<100	LI_002	0,57	Razoável	82	II
M	LI_003	0,96	Excelente	188	I
N1<100	LI_004	0,83	Bom	178	I
N1<100	LI_005	0,83	Bom	164	I
M	LI_006	0,95	Excelente	143	I
M	LI_007	0,98	Excelente	171	I
M	LI_008	0,76	Bom	139	I
M	LI_009	0,89	Excelente	145	I
N1<100	LI_010	0,63	Bom	108	I
M	LI_011	0,93	Excelente	138	I
N1<100	LI_012	0,51	Razoável	76	II
N1>100	CA_001	1,04	Excelente	201	I
N1>100	CA_002	1,04	Excelente	140	I
M	CA_005	0,80	Bom	141	I
M	CA_006	0,98	Excelente	183	I
M	CA_007	0,95	Excelente	153	I
M	CA_008	0,94	Excelente	167	I
M	CA_009	0,72	Bom	82	II
N1<100	AV_001	0,76	Bom	139	I
N1<100	AV_002	0,49	Razoável	96	II
N1<100	AV_003	0,72	Bom	130	I
M	AV_004	0,91	Excelente	176	I
N1<100	AV_005	0,36	Medíocre	47	III
N1<100	AV_007	0,82	Bom	143	I

N1<100	DO_001	1,07	Excelente	250	I
N1<100	DO_002	0,99	Excelente	211	I
N1>100	DO_003	1,10	Excelente	204	I
N1<100	DO_004	1,17	Excelente	298	I
N2	DO_005	1,37	Excelente	290	I
N2	DO_006	0,69	Bom	137	I
N2	DO_007	0,92	Excelente	153	I
N3	DO_008	0,79	Bom	157	I
N1<100	DO_009	0,85	Bom	148	I
N1>100	DO_010	0,56	Razoável	57	III
M	DO_011	1,06	Excelente	199	I
M	DO_012	0,75	Bom	120	I
M	DO_013	0,99	Excelente	158	I
M	DO_014	1,12	Excelente	196	I
M	DO_015	0,90	Excelente	121	I
N1>100	DO_016	1,29	Excelente	246	I
N1>100	DO_017	1,23	Excelente	237	I
N1>100	DO_018	1,03	Excelente	148	I
N2	DO_019	0,66	Bom	64	II
N2	DO_020	0,25	Medíocre	30	IV
N1>100	DO_021	0,37	Medíocre	56	III
N1<100	DO_022	0,31	Medíocre	55	III
N1<100	DO_023	0,51	Razoável	90	II
N1>100	DO_024	0,82	Bom	148	I
N1<100	DO_025	0,78	Bom	149	I
N1<100	DO_026	0,49	Razoável	74	II
N3	DO_027	0,57	Razoável	71	II
N2	DO_028	0,48	Razoável	72	II
N2	DO_029	0,65	Bom	76	II
N2	DO_030	0,58	Razoável	57	III
N2	DO_031	0,74	Bom	95	II
N1<100	DO_032	0,57	Razoável	76	II
N3	DO_033	0,65	Bom	145	I
N1<100	DO_034	0,64	Bom	105	I
N2	DO_035	0,36	Medíocre	55	III
N3	DO_036	0,81	Bom	145	I
N2	DO_037	0,53	Razoável	101	I
N1>100	DO_038	0,99	Excelente	145	I
M	DO_039	0,44	Razoável	75	II
M	DO_040	1,07	Excelente	193	I
N1>100	DO_041	1,04	Excelente	134	I
N2	DO_043	0,67	Bom	74	II
N2	DO_044	0,77	Bom	96	II
N2	DO_045	1,00	Excelente	158	I
N1<100	DO_046	0,59	Razoável	98	II

N1>100	DO_047	1,10	Excelente	207	I
N1>100	DO_048	0,88	Excelente	124	I
N1>100	DO_049	0,80	Bom	96	II
N1<100	DO_050	0,97	Excelente	188	I
N1<100	DO_052	0,90	Excelente	166	I
N1<100	DO_053	0,90	Excelente	141	I
N1<100	DO_054	1,02	Excelente	214	I
N1<100	DO_055	0,87	Excelente	158	I
N1<100	DO_057	1,32	Excelente	341	I
N1<100	DO_058	1,18	Excelente	302	I
N1<100	DO_059	0,82	Bom	128	I
N1>100	DO_060	0,78	Bom	116	I
N2	DO_061	0,75	Bom	68	II
N2	DO_062	0,79	Bom	102	I
N3	DO_063	0,66	Bom	118	I
N2	DO_064	0,81	Bom	118	I
N2	DO_065	0,48	Razoável	94	II
N2	DO_066	0,31	Medíocre	38	III
N2	DO_067	0,95	Excelente	191	I
N1<100	DO_068	0,43	Medíocre	47	III
N1>100	DO_069	0,92	Excelente	151	I
N2	DO_070	0,54	Razoável	92	II
N2	DO_074	0,45	Razoável	48	III
N1>100	DO_075	1,41	Excelente	296	I
N1>100	VO_001	1,15	Excelente	189	I
N1<100	VO_002	0,79	Bom	148	I
N1<100	VO_003	1,02	Excelente	220	I
M	VO_004	1,03	Excelente	183	I
N1<100	VO_005	0,51	Razoável	74	II
N1<100	VO_006	0,68	Bom	137	I
N1<100	VO_007	0,94	Excelente	188	I
N1<100	VO_008	0,62	Razoável	124	I
N1<100	VO_009	0,60	Razoável	127	I
N1<100	VO_010	0,98	Excelente	190	I
N1<100	VO_011	0,93	Excelente	185	I
N1<100	VO_012	0,92	Excelente	209	I
N1<100	VO_013	0,76	Bom	147	I
N1<100	VO_014	0,83	Bom	153	I
N1<100	VO_015	0,93	Excelente	181	I
N1>100	MO_001	1,21	Excelente	227	I
N1>100	MO_002	1,15	Excelente	202	I
N1<100	MO_003	0,83	Bom	175	I
N1<100	MO_004	0,85	Bom	238	I
N1<100	MO_005	1,05	Excelente	208	I
N1<100	MO_006	0,33	Medíocre	50	III

N1<100	MO_007	0,95	Excelente	203	I
N1<100	MO_008	1,09	Excelente	303	I
L	MO_009	1,08	Excelente	130	I
L	MO_010	0,64	Bom	64	II
L	MO_011	0,65	Bom	69	II
L	MO_012	0,01	Mau	3	V
L	MO_013	0,50	Razoável	54	III
N1<100	MO_014	0,72	Bom	135	I
N1<100	MO_015	0,70	Bom	130	I
L	MO_016	1,38	Excelente	188	I
L	MO_017	0,77	Excelente	63	II
N1<100	MO_018	0,95	Excelente	193	I
N1>100	MO_019	0,74	Bom	111	I
N1<100	MO_020	0,86	Bom	142	I
M	MO_021	0,85	Bom	161	I
N1<100	MO_022	0,89	Excelente	172	I
N1>100	MO_023	0,98	Excelente	141	I
N1<100	MO_024	0,98	Excelente	181	I
N1<100	MO_025	0,86	Bom	142	I
L	LS_001	0,38	Razoável	41	III
L	LS_002	0,52	Razoável	63	II
L	RO_001	0,27	Medíocre	28	IV
L	RO_003	1,00	Excelente	132	I
L	RO_004	0,31	Medíocre	30	IV
L	RO_005	0,29	Medíocre	30	IV
L	RO_006	0,24	Medíocre	27	IV
L	RO_007	0,10	Mau	10	V
L	RO_008	0,36	Medíocre	43	III
N1>100	TE_001	0,71	Bom	102	I
N1<100	TE_002	0,88	Excelente	153	I
S3	TE_003	0,66	Bom	101	I
S3	TE_004	0,75	Bom	101	I
S3	TE_005	0,53	Razoável	72	II
S3	TE_006	0,41	Medíocre	61	II
S3	TE_007	0,71	Bom	88	II
N4	TE_008	0,62	Razoável	86	II
N4	TE_009	1,03	Excelente	164	I
N4	TE_010	0,93	Excelente	137	I
N4	TE_011	0,70	Bom	126	I
N4	TE_012	1,01	Excelente	178	I
N4	TE_013	0,65	Bom	101	I
S3	TE_014	0,48	Razoável	47	III
S1>100	TE_015	0,17	Mau	14	V
S1<100	TE_016	0,60	Razoável	75	II
S1>100	TE_017	0,65	Razoável	58	III

S2	TE_018	0,89	Excelente	97	II
S2	TE_019	0,98	Excelente	112	I
S3	TE_021	0,23	Medíocre	27	IV
S3	TE_022	0,29	Medíocre	35	IV
S3	TE_023	0,29	Medíocre	35	IV
S3	TE_024	0,23	Medíocre	27	IV
S3	TE_025	0,34	Medíocre	40	III
S3	TE_026	0,28	Medíocre	27	IV
S3	TE_027	0,45	Razoável	61	II
M	TE_030	0,87	Bom	129	I
S3	TE_031	0,51	Razoável	67	II
S3	TE_032	0,19	Mau	16	IV
S3	TE_033	0,21	Mau	15	V
S3	TE_035	0,28	Medíocre	32	IV
S1>100	TE_036	0,80	Bom	95	II
S3	SA_001	0,21	Mau	21	IV
S3	SA_002	0,42	Medíocre	53	III
S3	SA_003	0,69	Bom	86	II
S3	SA_004	0,41	Medíocre	43	III
S1<100	SA_005	0,48	Razoável	53	III
S1>100	SA_006	0,35	Medíocre	37	III
S1<100	SA_007	0,73	Bom	85	II
S1<100	SA_008	0,80	Bom	106	I
S3	SA_009	0,50	Razoável	39	III
S3	SA_010	0,30	Medíocre	36	III
S1<100	SA_011	0,59	Razoável	63	II
S1<100	SA_012	0,75	Bom	88	II
S3	SA_013	0,79	Bom	89	II
S1<100	SA_016	0,57	Razoável	71	II
S1>100	SA_017	0,69	Razoável	70	II
S1>100	SA_019	0,37	Medíocre	36	III
S2	MR_001	0,33	Medíocre	37	III
S2	MR_002	0,51	Razoável	74	II
S1<100	MR_003	1,03	Excelente	146	I
S1>100	MR_004	1,14	Excelente	134	I
S2	MR_005	0,86	Excelente	143	I
S1>100	MR_006	0,55	Razoável	43	III
S1<100	MR_007	0,73	Bom	87	II
GR Sul	GU_001			51	III
GR Sul	GU_002			37	III
S2	GU_003	1,18	Excelente	153	I
S2	GU_004	0,95	Excelente	104	I
S2	GU_005	1,12	Excelente	144	I
S2	GU_006	0,94	Excelente	79	II
S1<100	GU_009	0,35	Medíocre	50	III

S1<100	GU_011	0,82	Bom	94	II
S1>100	GU_012	0,67	Razoável	51	III
S1>100	GU_014	0,51	Razoável	47	III
S1>100	GU_017	0,66	Razoável	55	III
S1>100	GU_018	0,55	Razoável	35	IV
S1<100	GU_019	0,14	Mau	13	V
S1>100	GU_020	0,47	Medíocre	57	III
S1>100	GU_021	0,21	Mau	17	IV
S1>100	GU_022	0,36	Medíocre	40	III
S1<100	GU_024	0,60	Razoável	58	III
S2	RA_001	0,82	Bom	92	II
S2	RA_002	0,91	Excelente	103	I
S1<100	RA_003	0,85	Bom	112	I
S2	RA_004	1,04	Excelente	132	I
S1<100	RA_012	0,54	Razoável	68	II
S2	RA_013	0,44	Razoável	52	III
S2	RA_014	1,00	Excelente	166	I
S2	RA_015	1,08	Excelente	162	I
S4	RA_016	0,05	Mau	8	V
S4	RA_017	0,53	Razoável	45	III
S4	RA_018	0,75	Bom	96	II
S1<100	RA_019	0,87	Bom	117	I
S1<100	RA_020	0,87	Bom	116	I
S4	RA_024	0,89	Bom	139	I
S1>100	RA_025	0,77	Bom	82	II
S1<100	RA_026	0,58	Razoável	70	II
S1<100	RA_027	0,51	Razoável	52	III