

# **Monitorização Ecotoxicológica da Qualidade da Água da Ribeira do Portelo (NE de Portugal)**

**Maria João Cavalheiro Parada**

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança  
para obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental*

**Orientador: Professor Doutor Amílcar António Teiga Teixeira**

**Co-orientadora: Professor Doutora Ana Maria Antão Geraldes**

**BRAGANÇA**

**2012**

*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**

Agradeço ao meu orientador, Professor Doutor Amílcar Teixeira, da Escola Superior Agrária de Bragança, pela paciência, disponibilidade, colaboração no trabalho de campo e de laboratório, apoio e pelos ensinamentos científicos prestados ao longo deste trabalho, sendo essencial para a sua conclusão.

À minha co-orientadora, Professora Doutora Ana Geraldes, da Escola Superior Agrária de Bragança pela disponibilidade, colaboração no trabalho de campo e de laboratório e pelos demais conhecimentos transmitidos.

Ao Mestre Ângelo Saraiva, da Escola Superior Agrária de Bragança, pela sua disponibilidade e simpatia.

À minha irmã Paula, pela compreensão e amizade prestada ao longo deste trabalho, pois sem ela não teria força e coragem para chegar aqui. A ela, muito obrigada por todo o apoio.

Aos meus pais e ao meu irmão por toda a força e apoio prestado.

Aos meus amigos que me apoiaram.

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

## RESUMO

De janeiro de 2011 a julho de 2012, procedeu-se à monitorização de curto-médio prazo dos potenciais impactos ambientais resultantes da entrada, em dezembro de 2009, duma grande quantidade de sedimentos na ribeira do Portelo, localizada no Parque Natural de Montesinho (Nordeste de Portugal). Para avaliar os efeitos, realizaram-se amostragens sazonais (no ano de 2011) e mensais (no ano de 2012) em oito locais distribuídos ao longo de 20 Km que separam o local do colapso numa linha de água da ribeira do Portelo e o rio Sabor. Foram medidos vários parâmetros físico-químicos da água e avaliada a evolução espacial e temporal registada ao nível das comunidades de macroinvertebrados. Os resultados obtidos permitiram, comparativamente com o estudo de curto prazo realizado por NOGUEIRA (2011) realçar os seguintes aspetos em termos das condições abióticas: *i*) a manutenção, embora com valores não tão limitantes, da acidez da água ( $\text{pH} < 5$ ) e da condutividade ( $\text{EC} > 250 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) na proximidade das escombreyras; *ii*) a permanência de elevada concentração de alguns metais pesados nomeadamente o Alumínio (Al), cobre (Cu) e cobalto (Co); *iii*) a permanência duma grande quantidade de sedimentos finos depositados no leito dos cursos de água; *iv*) a ocorrência de fenómenos pontuais de ressurgimento de sedimentos transportados na coluna de água, após períodos de precipitação e caudal elevados e *v*) uma recuperação ténue no canal e área ribeirinha. Ao nível da abundância e diversidade das comunidades de invertebrados verificaram-se sinais de lenta e progressiva recuperação com a paulatina colonização por diferentes táxones de zonas perturbadas onde se tinha dado o seu desaparecimento logo após o acidente do colapso das escombreyras. Realce para a deteção de organismos pertencentes a grupos faunísticos relativamente sensíveis, como por exemplo Trichoptera, Ephemeroptera. Apesar do período de tempo decorrido (aproximadamente 3 anos), continuam a afigurar-se necessárias medidas de reabilitação/recuperação e de mitigação, nomeadamente com o desvio da linha de água que passa sobre os sedimentos da escombreyra na zona mais afetada.

**Palavras-chave:** minas, rios, qualidade ecológica, macroinvertebrados, toxicidade

## ABSTRACT

From January 2011 to July 2012, it was monitored the environmental impact (short-medium term study) of a mining spill in the Portelo stream (in December 2009), a tributary of Sabor River (Douro Basin), located in the Natural Park of Montesinho (Northeast Portugal). To evaluate the effects, seasonal (in 2011) and monthly (in 2012) samplings were carried out in nine locations (P1 to P9) distributed along 20 km, from the collapse zone to the confluence of the Aveleda stream and the Sabor River. Several physico-chemical parameters of the water were measured and the spatial and temporal evolution of the macroinvertebrate communities evaluated. The obtained results allowed, comparatively to the short-term study conducted by NOGUEIRA (2011), to highlight the following aspects in terms of abiotic conditions: i) maintenance of the tendency of water acidity ( $\text{pH} < 5$ ) and conductivity ( $\text{EC} > 250 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ); ii) high concentration of heavy metals were also detected, in particular aluminum (Al), copper (Cu) and cobalt (Co), iii) the persistence of a large amount of fine sediment deposited on the bed of watercourses; iv) the occurrence of occasional resurgence of sediment in the water column, namely after periods of high rainfall and flow; iv) a tenuous recovery in the channel and riparian zones. In terms of abundance and diversity of invertebrate communities, signs of a slow and progressive recovery were detected, with a gradual colonization by different *taxa* in disturbed areas, after their disappearance in December 2009. It must be emphasized the presence of organisms belonging to faunistic groups relatively sensitive to disturbance, like different insects of Trichoptera and Ephemeroptera orders. Despite of the 3 years time period occurred, rehabilitation, recovery and mitigation measures must be implemented, including the deviation of the watercourse that that passes over the mine wastes.

**Key-words:** *mines, rivers, ecological quality, macroinvertebrates, toxicity*

## ÍNDICE

<b>AGRADECIMENTOS .....</b>	<b>I</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>II</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>III</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>3</b>
2.1. Área de estudo.....	3
2.2. Caracterização dos locais de amostragem .....	6
2.3. Componente abiótica e biótica: Amostragem .....	11
2.3.1. Parâmetros Físico-químicos da água.....	11
2.3.2. Qualidade do Habitat Aquático e Ribeirinho .....	13
2.3.3. Macroinvertebrados Bentônicos.....	15
2.3.4. Métricas .....	18
2.3.5. Tratamento estatístico dos dados .....	22
<b>3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>23</b>
3.1. Parâmetros físico-químicos da água .....	23
3.2. Parâmetros do habitat aquático e ribeirinho .....	29
3.3. Composição e abundância de macroinvertebrados .....	30
3.4. Diversidade e equitabilidade das comunidades macroinvertebrados.....	33
3.5. Evolução temporal na colonização pelos macroinvertebrados.....	35
3.6. Estrutura trófica .....	37
3.7. Modos de existência.....	38
3.8. Índices bióticos.....	39
3.9. Biotipologia das comunidades de macroinvertebrados .....	41
<b>4 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>44</b>
<b>BIBLIOGRAFIA.....</b>	<b>46</b>
<b>ANEXO I.....</b>	<b>51</b>
<b>ANEXO II.....</b>	<b>55</b>
<b>ANEXO III.....</b>	<b>56</b>
<b>ANEXO IV .....</b>	<b>57</b>
<b>ANEXO V .....</b>	<b>58</b>
<b>ANEXO VI .....</b>	<b>59</b>

# 1. INTRODUÇÃO

A água é o elemento mais abundante no planeta e é vital para todos os seres vivos que nele habitam. Os oceanos, mares, lagos, rios e outros locais que contêm água cobrem cerca de dois terços da Terra (aproximadamente 70%). No entanto, a maior parte da água existente na natureza é salgada e apenas uma pequena percentagem (1%) corresponde a água doce (CARRERA & FIERRO 2001). A maioria dessa água doce tem, nas últimas décadas, sofrido alterações devido a atividades antrópicas, tendo exercido uma profunda e, frequentemente, negativa influência na qualidade ambiental de sistemas epicontinentais, desde riachos a grandes rios (FERREIRA & FLYNN 2012). Como recurso natural fundamental à vida, a água e os ecossistemas aquáticos devem ser alvo de avaliação contínua no que se reporta à sua qualidade física, química e biológica (BELLÉM *et al.* 2011). É fundamental realizar a monitorização contínua da qualidade da água devido a intensificação e complexidade de impactos, nomeadamente decorrentes de partículas originárias de escombrelas de minas. A extração mineral é uma de entre outras actividades humanas que têm contribuído nos últimos cem anos para a degradação ambiental, quer no local onde se encontram instaladas, quer na região envolvente (GONÇALVES 2010). Após o abandono da actividade mineira, as escombrelas são, muitas vezes, fonte de descargas de matérias sólidas e dissolvidos, frequentemente tóxicas, responsáveis pela degradação de muitos rios em diferentes regiões do mundo. Entre os muitos impactos ambientais referenciados por diversos estudos (*e.g.* KELLY 1988) merecem destaque as alterações físico-químicas da água, nomeadamente relacionados com a biodisponibilidade de metais pesados, que justificam o desenvolvimento de métodos rápidos e eficazes para avaliar o estado ecológico do ecossistema.

Os efeitos físico-químicos da mineração sobre os ecossistemas aquáticos são, basicamente, resumidos em alterações nas variáveis seguintes: (i) o pH, (ii) a concentração de iões, (iii) a transparência da água e (iv) a estrutura do leito (KELLY 1988). O ecossistema é afetado como um todo, tendo cada uma das mudanças descritas um efeito específico no *biota*, embora muitas vezes seja difícil isolar as diferentes causas que atuam de forma sinérgica no sistema (MARQUÉS *et al.* 2003). Os índices bióticos são importantes ferramentas para a monitorização de massas

hídricos continentais. Os organismos utilizados para o cálculo desses índices são tidos como indicadores biológicos e constituem importante ferramenta para a avaliação da qualidade da água, pois respondem a diferentes alterações e impactos no meio em que vivem (JUNQUEIRA *et al.* 2000, FERREIRA & FLYNN 2012). As comunidades de macroinvertebrados são formadas por organismos que apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais e apresentam limites de tolerância para diferentes alterações (ALBA-TERCEDOR 1996). Algumas das principais razões do uso dos macroinvertebrados na avaliação da qualidade ambiental estão relacionadas com as suas características, *i.e.* natureza sedentária, ciclo de vida relativamente longo nos cursos de água e sensibilidade a diferentes níveis de poluição (embora mais testados para fenómenos de poluição orgânica do que química), o que proporciona uma ampla variedade de respostas à contaminação do meio ambiente (HELLAWELL 1986, ROSENBERG & RESH 1993).

Este trabalho pretende avaliar o impacto resultante do colapso das escombreyras da mina do Portelo em cursos de água do nordeste inseridos no Parque Natural de Montesinho (NE Portugal) e surge na sequência doutro estudo elaborado em 2010, logo após o acidente detetado em dezembro de 2009, depois de um período de precipitação intensa. Segundo o Sistema de Informação de Ocorrências e Recursos Minerais Portugueses (SIORMINP), o recurso mineral viável explorado nestas minas foi o Estanho (Sn), embora, segundo Nogueira (2011), tenham sido detetados outras substâncias tóxicas (*e.g.* cobre, cobalto, alumínio) em concentrações relativamente elevadas. As minas do Portelo estão em fase de recuperação desde 6 de Março de 2007, depois do estabelecimento de um protocolo entre a Câmara Municipal de Bragança e a Empresa de Desenvolvimento Mineiro S.A..

O **objetivo do estudo** consistiu na **monitorização de curto-médio prazo, *i.e.* no 2º (2011) e 3º ano (2012)** após a incorporação de grande quantidade de sedimentos na rede hídrica. Pretende-se mais especificamente:

- I. **Monitorizar as características físico-químicas da água** decorrentes das alterações ambientais promovidas;
- II. **Mensurar potenciais alterações ao nível dos habitats aquáticos e ribeirinhos;**
- III. **Avaliar as respostas bióticas à perturbação no *biota***, mais propriamente nas comunidades macroinvertebrados bentónicos e perceber a evolução espacial e temporal.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Área de estudo

A ribeira do Portelo é um pequeno curso de água que nasce na Serra de Montesinho no extremo nordeste do Parque Natural de Montesinho (PNM), situado na província de Trás-os-Montes e Alto Douro (Figura 1). É um afluente da ribeira da Aveleda, que por sua vez, após uma extensão aproximada de 20 km, desagua muito próximo do limite sul do PNM no rio Sabor, um dos afluentes mais importantes da margem direita do rio Douro. Na região montanhosa da Serra de Montesinho, os cursos de água apresentam gradientes elevados e um regime de caudais de fluxo contínuo, relativamente baixo no verão, mas muitas vezes torrencial no inverno. A litologia está composta por xistos e granitos, que conferem uma baixa taxa de mineralização da água, com uma composição físico-química com valores relativamente baixos, como por exemplo de temperatura ( $T < 20\text{ }^{\circ}\text{C}$ ), condutividade ( $\text{EC} < 50\text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), alcalinidade ( $< 30\text{ mg HCO}_3^{-}\cdot\text{L}^{-1}$ ), dureza total ( $< 25\text{ mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ ), nitratos ( $\text{NO}_3^{-} < 0,5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) e fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-} < 0,1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) e valores elevados de oxigénio dissolvido ( $\text{OD} > 9\text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ) (NOGUEIRA 2011).



Figura 1. Aspeto geral da bacia da Ribeira do Portelo (Bacia do Douro).

A granulometria do substrato está dominada por partículas grosseiras (blocos e pedras) com zonas de deposição de finos que proporcionam um mosaico de microhabitats diversificado para a fauna aquática. As galerias ripícolas, frondosas e bem estruturadas, estão maioritariamente constituídas por amieiros (*Alnus glutinosa*), sendo possível detetar também freixos (*Fraxinus angustifolia*), choupos (*Populus nigra*) e salgueiros (*Salix* sp.). É possível visualizar também algumas infraestruturas que alteram profundamente a morfometria dos cursos de água, caso da Barragem da Serra Serrada ou a sua qualidade química, fruto do impacto de zonas agricultadas, aglomerados rurais e atividades mineiras (Figura 2).



Figura 2. Zona do colapso das escombrelas da Mina do Portelo (abril 2012).

A vegetação natural da região é composta fundamentalmente por quercíneas, caso do carvalho-negral (*Quercus pyrenaica*) e da azinheira (*Quercus rotundifolia*), sendo contudo possível encontrar-se também outras folhosas, como o castanheiro (*Castanea sativa*). Existem também povoamentos de resinosas, nomeadamente diferentes espécies de pinheiros (*Pinus pinaster*, *P. nigra* e *P. silvestris*).

As comunidades aquáticas presentes nos cursos de água de montanha contemplam uma baixa diversidade e abundância de produtores primários. Para além de briófitos, a proporção de algas do *perifiton* e fitoplâncton e de macrófitos aquáticos é praticamente residual. As condições orográficas, a fraca mineralização das águas e o forte ensombramento condicionam a produtividade primária destes sistemas lóticos, fortemente dependentes, sob o ponto de vista energético, do *input* de materiais alóctones (TEIXEIRA 1994 & TEIXEIRA *et al.* 2006). Por sua vez, a comunidade de invertebrados apresenta uma diversidade assinalável de espécies, muitas delas consideradas muito sensíveis à perturbação, caso das ordens de insetos pertencentes aos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera que são indicadores, por norma, do “bom estado de saúde” dos ecossistemas aquáticos. No entanto, logo que ocorrem perturbações como a regularização, a poluição, a sedimentação ao nível do canal e a degradação da vegetação ribeirinha passam a dominar *taxa* mais resistentes como por exemplo vermes (Oligochaeta), moluscos (Gastropoda) e outros insetos (Diptera). No que respeita à comunidade piscícola nos troços de cabeceira ocorre um domínio exclusivo da truta de rio (*Salmo trutta*) que está adaptada a zonas de águas muito frias, bem oxigenadas e com poucos nutrientes, nas denominadas zonas salmonícolas. Nos troços situados mais a jusante, de aptidão mista, *i.e.* salmonícola/ciprinícola, podem ocorrer conjuntamente com a truta, neste caso em menor proporção, diferentes espécies de ciprinídeos autóctones, que são endemismos ibéricos, caso do escalo-do-Norte (*Squalius carolitertii*), da boga-do-Norte (*Pseudochondostroma duriense*), do bordalo (*Squalius alburnoides*) e do barbo-comum (*Luciobarbus bocagei*). Outros organismos que habitam no meio aquático ou na sua proximidade são a lontra (*Lutra lutra*), as cobras-d’água (*Natrix maura* e *Natrix natrix*), a garça cinzenta (*Ardea cinerea*), o guarda-rios (*Alcedo atthis*) ou o melro de água (*Cinclus cinclus*), cuja presença garante a elevada integridade revelada pela maioria destes ecossistemas aquáticos. São, contudo, várias as ameaças a que estão sujeitos estes ecossistemas, caso da regularização (*e.g.* barragens), poluição (*e.g.* agricultura praticada nas margens), mau funcionamento de muitas mini-ETAR’s (*e.g.* incorporação de grandes quantidade de microorganismos), corte indiscriminado da galeria ripícola (*e.g.* produção de lenha), e mais recentemente o aparecimento de espécies exóticas (*e.g.* lagostim sinal, COSTA *et al.* 2012).

## 2.2. Caracterização dos locais de amostragem

Foi seguido o procedimento usado por NOGUEIRA (2011), tendo sido selecionados os mesmos 8 locais de amostragem distribuídos pela ribeira do Portelo (5), Ribeira de Calabor (1), Ribeira de Baçal (1) e no rio Sabor (1), e ainda acrescentado mais um local, considerado de referência situado no rio Sabor (Prado Novo) (Figura 3), perfazendo um total de 9 locais de amostragem.

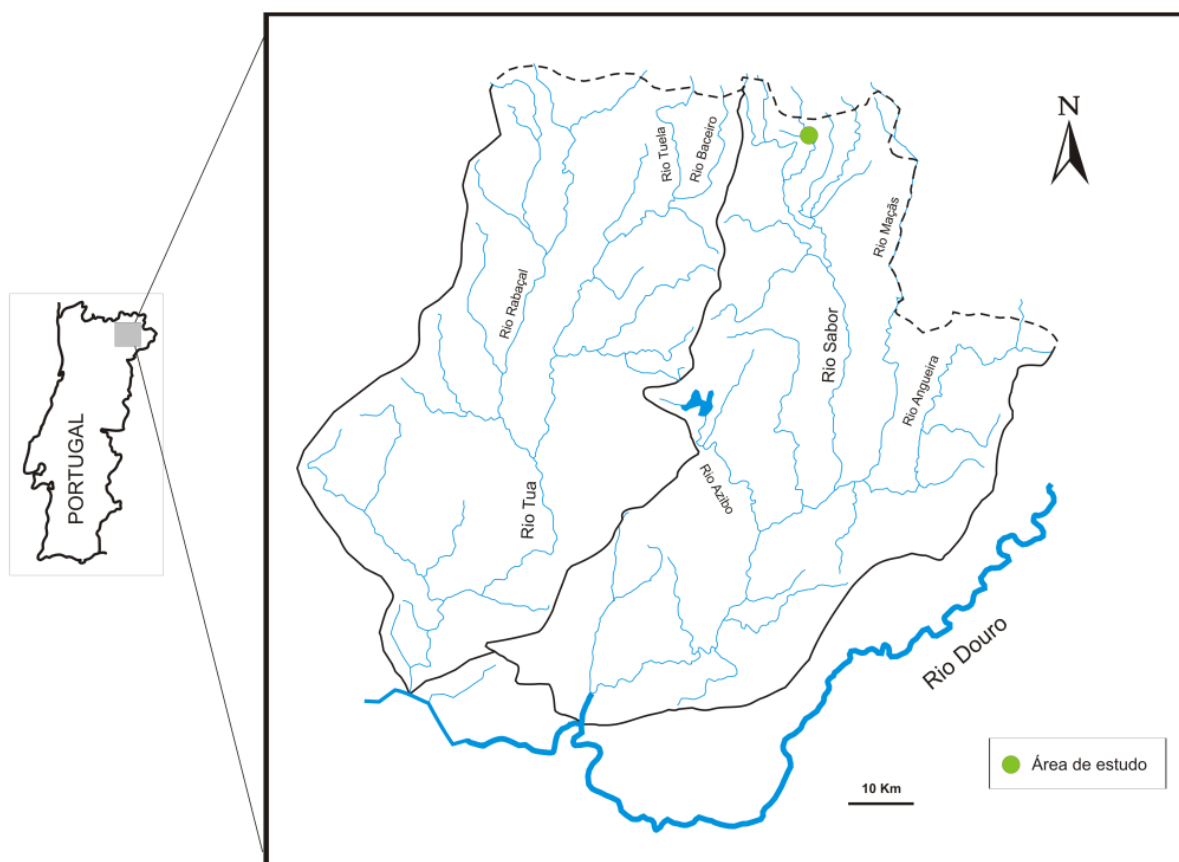


Figura 3. Localização da zona de estudo (ribeiras do Portelo, Calabor, Aveleda e Rio Sabor).

Seguidamente é apresentada uma caracterização sumária dos locais de amostragem, fazendo uma abordagem comparativa com o ano precedente de 2010 (Figuras 4 a 12).

**Local: P1**

**Estado: Perturbado**

**Sinais: forte erosão e aprofundamento do canal**

**Coordenadas Geográficas**

**Latitude: 41°56'0.33"N**

**Longitude: 6°44'14.93"W**



Figura 4. Local P1, situado a jusante das escombreyas das Minas do Portelo.

**Local: P2 (afluente)**

**Estado: Não Perturbado**

**Sinais: água limpa e habitats sem alterações**

**Coordenadas Geográficas**

**Latitude: 41°55'57.58"N**

**Longitude: 6°44'16.25"W**



Figura 5. Local P2, situado a montante da confluência com a ribeira que atravessa as escombreyas das Minas do Portelo.

**Local:** P3

**Estado:** *Perturbado*

**Sinais:** colmatagem do leito com sedimentos finos; margens sem erosão

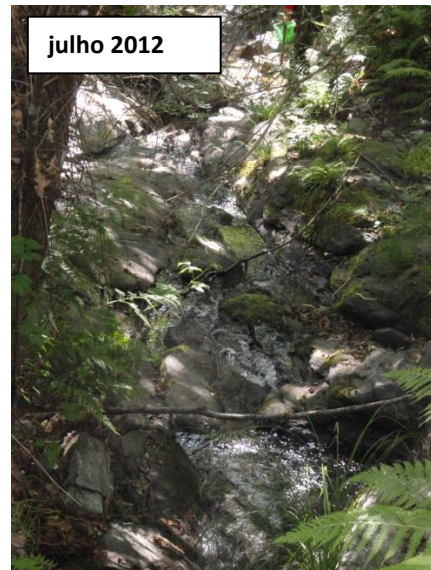
**Coordenadas Geográficas**

**Latitude:** 41°55'57.74"N

**Longitude:** 6°44'13.73"W



janeiro 2010



julho 2012

Figura 6. Local de amostragem P3: jusante da confluência com a ribeira do local P2.

**Local:** P4 (aldeia do Portelo)

**Estado:** *Perturbado*

**Sinais:** deposição elevada de sedimentos finos no leito de cheia; galeria ripícola ausente ou instável

**Coordenadas Geográficas**

**Latitude:** 41°55'42.43"N

**Longitude:** 6°43'46.27"W



janeiro 2010



julho 2012

Figura 7. Local de amostragem P4: situado na aldeia do Portelo.

**Local: P5 (Foz da Rib. do Portelo)**

**Estado: Perturbado**

**Sinais:** substrato ainda obliterado por sedimentos finos; galeria ripícola estável

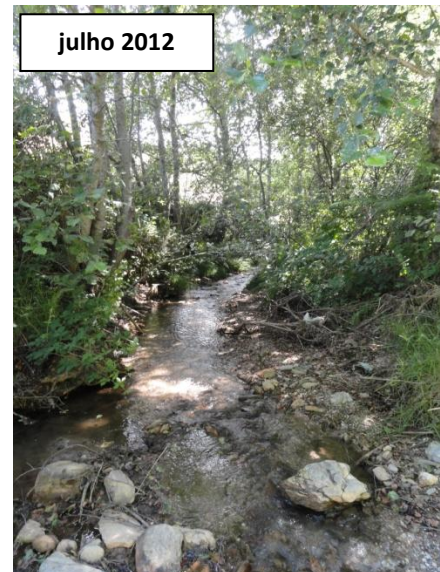
**Coordenadas Geográficas**

**Latitude: 41°55'59.29"N**

**Longitude: 6°43'3.34"W**



janeiro 2010



julho 2012

Figura 8. Locais de amostragem P5: situados próximo da foz com a ribeira de Calabor.

**Local: P6 (alfuente- Rib. Calabor)**

**Estado: Não Perturbado**

**Sinais:** ecossistema aquático e ribeirinho em bom estado de integridade ecológica; mosaico heterogéneo de habitats

**Coordenadas Geográficas**

**Latitude: 41°56'4.54"N**

**Longitude: 6°42'53.12"W**



janeiro 2010



julho 2012

Figura 9. Local de amostragem P6: situado na ribeira de Calabor.

**Local: P7 (Rib. de Baçal)**

**Estado: Não Perturbado**

**Sinais: recuperação evidente com lavagem dos interstícios, outrora colmatados com finos**

**Coordenadas Geográficas**

**Latitude: 41°51'48.47"N**

**Longitude: 6°44'4.80"W**



Figura 10. Local de amostragem P7: situado na ribeira de Baçal, próximo de Rabal.

**Local: P8 (Rio Sabor)**

**Estado: Não Perturbado**

**Sinais: evidência de lavagem e redução da carga de finos no substrato**

**Coordenadas Geográficas**

**Latitude: 41°51'22.17"N**

**Longitude: 6°44'39.96"W**

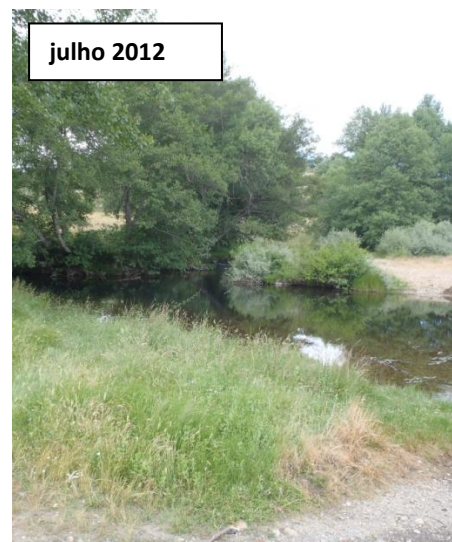


Figura 11. Local de amostragem P8: situado a jusante da confluência da ribeira de Baçal com o Rio Sabor.

**Local: P9 (Rio Sabor)**

**Estado: Não Perturbado**

**Sinais: sem sinais visíveis de perturbação**

**Coordenadas Geográficas**

**Latitude: 41°54'30.58"N**

**Longitude: 6°45'22.43"W**



**Figura 12. Local de amostragem P9: situado no Rio Sabor, na proximidade do ex. Posto Aquícola do Prado Novo.**

### **2.3. Componente abiótica e biótica: Amostragem**

Para a amostragem efetuada no estudo recorreu-se a análises sazonais (2011) e mensais (2012) de parâmetros físico-químicos da água e das comunidades de macroinvertebrados.

#### **2.3.1. Parâmetros Físico-químicos da água**

No que respeita às análises físico-químicas da água, foram medidos, *in situ* (Figura 13), através de sonda multiparamétrica (HANNA HI9828) os parâmetros físico-químicos da temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) condutividade ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), pH, oxigénio dissolvido ( $\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$  e % saturação), TDS- total de sólidos dissolvidos ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) e ainda o parâmetro da turvação/transparência (estimativa visual, escala 1-pouco turva a 5-muito turva). Procedeu-se ainda à recolha de água, na época estival, para determinação dos teores de azoto amoniacal ( $\text{mg NH}_4^+\cdot\text{L}^{-1}$ ) e nítrico ( $\text{mg NO}_3^-\cdot\text{L}^{-1}$ ) e fósforo total ( $\text{mg P}_{\text{total}}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Para tal recolheu-se água para frascos de polietileno de 1,5 litros, tendo sido devidamente etiquetados (local e a data da colheita) e transportados até ao laboratório dentro de uma caixa térmica (temperatura  $<4^{\circ}\text{C}$ ). Para a determinação

dos teores de azoto amoniacal e nítrico e total recorreu-se à utilização de *kits* de determinação do Azoto Total (HANNA HI 93767 A/B) lendo-se os valores no fotómetro de bancada (HANNA HI 83224). Para a determinação do fósforo total realizou-se uma digestão das amostras com persulfato de potássio em meio ácido a altas temperaturas e pressões elevadas. Após este procedimento o fósforo total foi quantificado através do método de MURPHY & RILEY (1962). Para a interpretação dos dados recorreu-se ao Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto. Foram ainda determinadas as concentrações de vários metais que ocorrem em águas contaminadas com escombrelas, sendo estes o Al, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, As, Mo e o Cd. As concentrações destes metais foram determinadas por uma equipa do IPIMAR (Instituto de Investigação das Pescas e do Mar) recorrendo ao método de espectrofotometria de absorção atómica com indução de plasma. Estas medições foram efetuadas em janeiro de 2011 e janeiro de 2012 para poder comparar com os resultados da análise efetuada em janeiro de 2010 por NOGUEIRA (2011). Determinou-se a toxicidade potencial de concentrações de metais a partir de amostras de água, sendo esta analisada pelo cálculo das unidades tóxicas (TU) para Al, Mn, Co, Cu, Ni, Cd de acordo com NELSON & ROLINE (1999). TU para cada concentração de metal, foram calculados dividindo-se as concentrações obtidas nos diferentes pontos de amostragem pelos valores de LC50 (48 horas) para *Daphnia magna* encontrados em BIESINGER & CHRISTENSEN (1972), KHANGAROT & RAY (1989) e SANKARAMANACHI QASIM (1999) e FERREIRA *et al.* (2010). As unidades tóxicas foram somadas para determinar a toxicidade total para cada período de amostragem e por pontos de amostragem. Esta metodologia permite avaliar os efeitos biológicos relevantes dos metais usando uma medida indireta da toxicidade dos mesmos (YIM *et al.* 2006).



Figura 13. Mensuração, *in situ*, de parâmetros físico-químicos da água com sonda multiparamétrica.

### 2.3.2. Qualidade do Habitat Aquático e Ribeirinho

Na avaliação dos habitats aquáticos e ribeirinhos foram analisadas diferentes variáveis relacionadas com o substrato orgânico e inorgânico e com a cobertura de plantas aquáticas e ribeirinhas, de acordo com a classificação do Quadro 1.

**Quadro 1. Parâmetros do habitat avaliados de julho de 2011 a julho de 2012**

<b>Parâmetro</b>	<b>Classes consideradas</b>
<b>Morfologia</b>	Largura média da área molhada (m)
	Largura média do leito de cheia (m)
	Profundidade média (m)
	Profundidade máxima (m)
	Velocidade da corrente
<b>Substrato Inorgânico (%)</b>	Rocha dura
	Blocos:> 256 mm (folha A4)
	Pedras: 64-256 mm (ovo <pedras <A4)
	Cascalho: 20-60 mm (<ovo)
	Gravilha:2-20 mm
	Areia: 0.2-2 mm
	Finos: <0,2 mm
<b>Substrato Orgânico (escala 1 a 5)</b>	Macrófitos
	Algas filamentosas e do perifiton
	LWD: detritos lenhosos (ramos, troncos)
	CPOM: matéria orgânica particulada grosseira (folhas)
	FPOM: matéria orgânica particulada fina
<b>Cobertura área molhada (escala 1 a 5)</b>	Helófitos
	Hidrófitos
	Tipo de Hidrófitas (algas, fenerogâmicas, musgo)
	Ensombramento
	Pequenos detritos lenhosos
	Grandes detritos lenhosos
	Raízes e ramos submersos

Recorreu-se ainda a dois índices de avaliação do habitat aquático e ribeirinho, nomeadamente o **1) Índice da Qualidade de Canal (GQC)** e o **2) Índice de Qualidade do Bosque Ribeirinho (QBR)**, especificamente adaptados aos rios da

Península Ibérica (**Anexo I**) e que permitem fazer a classificação da qualidade ao nível da hidromorfologia fluvial e da zona ripária envolvente.

## 1) Índice de Qualidade do Canal- GQC

Este índice procura avaliar a viabilidade de um local no suporte da vida aquática. Efetua-se através de uma análise visual de parâmetros como a largura e profundidade do canal, tipo de substrato, entre outros (Quadro 2).

Quadro 2. Índice GQC - Amplitude das 5 classes (adaptado de CORTES *et al.* 1999).

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

## 2) Índice de Qualidade do Bosque Ribeirinho QBR

Este índice procura avaliar a qualidade do bosque ribeirinho (MUNNÉ *et al.* 1998). Utilizam-se parâmetros relativos à cobertura ripária, e ao grau de naturalidade do canal. As características ecológicas e geomorfológicas são expressas quantitativamente, traduzindo uma classe de qualidade (Quadro 3).

Quadro 3. Índice QBR – Amplitude das 5 classes (adaptado de MUNNÉ *et al.* 1998).

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

Foram ainda consideradas variáveis FAME (Quadro 4), avaliadas de acordo como o **Anexo II**, de modo a aferir melhor todos os impactos humanos no ecossistema.

**Quadro 4. Parâmetros usados para a avaliação complementar dos impactos humanos. Parâmetro Classes consideradas Impactos Humanos (escala 1 a 5)**

Parâmetro	Classes consideradas
Impactos Humanos (escala 1 a 5)	Uso do solo
	Urbanização
	Zona Ripária
	Carga de Sedimentos
	Outros impactos

### 2.3.3. Macroinvertebrados Bentônicos

A amostragem de macroinvertebrados 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 bentônicos” (INAG 2008). Fazem parte do protocolo de amostragem a definição dos seguintes procedimentos:

- a) Época de amostragem - A amostragem foi efetuada entre janeiro de 2011 e julho de 2012;
- 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);
- c) Redes 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 - A comunidade de macroinvertebrados foi amostrada com recurso a uma rede de mão, tendo sido usado método de *kick sampling* e ainda prospetado o substrato para captura de invertebrados (Figura 14);
- 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. No laboratório efetuou-se a separação dos organismos do resto do sedimento. O processo iniciou-se com a lavagem da amostra com água com crivos de 500  $\mu\text{m}$ . Após esta fase o depósito foi vertido para um tabuleiro branco e com a ajuda uma pinça procedeu-se à captura dos organismos que foram separados, por grupos taxonómicos, para frascos com álcool a 70%;



**Figura 14. Captura de macroinvertebrados com rede de mão e prospeção do substrato.**



Figura 15. Famílias de macroinvertebrados identificadas na área de estudo.

h) Os organismos identificados com auxílio de uma lupa estereoscópica SMZ10 com *zoom* de ampliação de 10-132x (Figura 15). A identificação foi feita com base em chaves dicotómicas apropriadas (e.g. TACHET *et al.* 1981, 2010) até ao nível taxonómico referenciado no Quadro 5, embora em casos particulares se tenham identificado alguns *taxa* até à espécie.

Quadro 5- Nível de identificação seguido para cada grupo faunístico.

Grupo Faunístico	Nível Taxonómico
Diptera	Família
Plecoptera	Género
Trichoptera	Género
Heteroptera	Género
Odonata	Género
Ephemeroptera	Género
Megaloptera	Género
Coleoptera	Género
Mollusca	Género
Oligochaeta	Família
Hirudinea	Género
Tricladida	Género
Acari	Ordem

#### 2.3.4. Métricas

O cálculo de diferentes métricas ou atributos associados à comunidade de macroinvertebrados é uma metodologia muito usada em trabalhos de avaliação da qualidade da água, uma vez que por fornecerem informações de modo inequívoco, reprodutível e traduzível, são também facilmente comparáveis.

- **Índice de Diversidade de Shannon-Weaner**

O índice de diversidade de Shannon-Weaner requer a contagem dos organismos por grupos, pelos limites práticos de identificação, pelo que é independente do tamanho da amostra (FONTOURA 1984).

$$H' = \sum p_i \ln p_i$$

Em que:

**pi** – ni/N

**ni** - número de indivíduos do grupo taxonómico i

**N** - número total de indivíduos

- **Índice de Equitabilidade de Pielou (Evenness)**

Este índice procura determinar o modo como o número de indivíduos da comunidade se distribui pelas espécies que a constituem.

$$E = \frac{H'}{\ln S}$$

Onde:

**H'** - índice de diversidade de Shannon-Weaner

**S** - número de grupos taxonómicos

**Ln** – logaritmo natural ou neperiano

O índice de Equabilidade pertence ao intervalo de 0 a 1, onde 1 representa a máxima diversidade, isto é, todas as espécies são igualmente abundantes. Quanto mais próximo de 1 maior a equitabilidade da população.

- **%EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera)**

Este índice muito contabiliza os organismos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera calculando-se a sua percentagem em relação ao tamanho da amostra. EPT= nº indivíduos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) O aumento da percentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera é indicador de melhoria da qualidade da água.

- **IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party)**

O **Biological Monitoring Working Party** (BMWP), criado no Reino Unido, deu origem ao IBMWP adaptado à Península Ibérica (ALBA-TERCEDOR 2000). Consiste num sistema de pontuação de famílias de macroinvertebrados com base na tolerância a poluição, estando as famílias distribuídas por 10 grupos diferentes, de acordo com a sua sensibilidade à poluição (quanto maior a pontuação de cada família, maior a sensibilidade à poluição) (**Anexo III**). No final somam-se as

pontuações parciais para caracterizar a qualidade da água de cada local de amostragem, de acordo com o seguinte quadro (Quadro 6).

Quadro 6. Classes de qualidade definidas para o IBMWP (Alba-Tercedor 2000)

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

- **Índice Português de Invertebrados do Norte-  $IP_{tIN}$**

O  $IP_{tIN}$ , (INAG 2009), recentemente desenvolvido e aplicado de acordo com a Diretiva Quadro da Água, integra diferentes métricas que aparecem combinadas na seguinte fórmula:

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

sendo:

- **Taxa:** nº total de indivíduos
- **EPT:** Nº de famílias dos Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera;
- **Evenness:** Índice de Pielou ou Equitabilidade
- **IASPT:** ASPT Ibérico- IBMWP dividido pelo número de famílias presentes.
- **Log (Sel. ETD+1)** -  $\text{Log}_{10}$  de (1 + soma das abundâncias de indivíduos pertencentes às famílias Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae).

No **Anexo IV**, são apresentados os valores de referência para as diferentes tipologias de rios de Portugal Continental e os valores das fronteiras entre as classes de qualidade em RQE (INAG 2009).

- **Classificação Funcional**

Os macroinvertebrados foram distribuídos por cinco grupos funcionais de acordo com o Quadro 7 e **Anexo V** (MERRITT & CUMINS 1996, JESUS 2001, TACHET *et al.* 2010).

**Quadro 7. Grupos funcionais relativos à comunidade de macroinvertebrados**

Grupo Funcional	Modo de alimentação preferencial
<b>Detritívoros</b>	Alimentam-se de CPOM (matéria orgânica particulada grosseira), previamente condicionada por microrganismos (fungos hifomicetas e bactérias). Da sua atividade resulta FPOM devido à atividade trituradora do alimento e à própria produção de fezes.
<b>Colectores filtradores</b>	Alimentam-se de matéria orgânica fina (FPOM), embora estejam adaptados a capturá-la circulando suspensa na coluna de água.
<b>Colectores de depósito</b>	Alimentam-se de FPOM, depositado no leito, resultante da atividade dos detritívoros e do mecanismo de abrasão física determinada pelos caudais verificados no sistema aquático.
<b>Fitófagos ou raspadores</b>	Alimentam-se de matéria verde, especialmente de algas de <i>periphyton</i> e estão dependentes da produção autóctone do ecossistema.
<b>Predadores e Parasitas</b>	São macroinvertebrados que se alimentam de presas vivas ou então são seres parasitas, alimenta-se de fluidos ou tecidos vivos.

- **Classificação segundo o modo de vida preferencial**

Os macroinvertebrados aquáticos podem ainda ser analisados pelo seu modo de existência ou hábito de vida, considerando 8 categorias (Quadro 8). A classificação foi feita com base em MERRITT & CUMMINS (1978, 1996) e OLIVEIRA (2006).

Quadro 8. Nível de Habitat e Mobilidade da comunidade de macroinvertebrados

Tipo	Modo de vida preferencial
<b>Patinadores (skaters)</b>	patinam à superfície onde se alimentam
<b>Planctónicos (planktonic)</b>	Habitam na zona limnética de águas paradas
<b>Mergulhadores (divers)</b>	Possuem mecanismos de natação que lhes permite mergulhar para obter alimento ou refúgio.
<b>Nadadores (swimmers)</b>	Efectuam certos movimentos natatórios.
<b>Colectores (clingers)</b>	Têm adaptações comportamentais e morfológica que lhes permite colarem-se aos substratos grossos
<b>Estendedores (sprawlers)</b>	Habitam entre folhas flutuantes e sedimentos finos.
<b>Trepadores (climbers)</b>	Possuem adaptações para se deslocarem verticalmente em hidrófitos vasculares, fragmentos orgânicos e vegetação ribeirinha
<b>Mineiros (burrowers)</b>	Habitam zonas de sedimentos finos de rios e lagos

### 2.3.5. Tratamento estatístico dos dados

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 à matriz de dados das abundâncias de macroinvertebrados. Realizou-se ainda 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 locais de amostragem. Estas análises foram efectuadas com o *package* PRIMER 7 (CLARKE & GORLEY 2006). Os dados foram transformados [ $\log(x+1)$ ] e as variáveis ambientais standardizadas.

A avaliação das diferenças entre os grupos de locais considerados, *i.e.* 1) Não perturbados (NP) e 2) Perturbados (P), para os parâmetros físico-químicas e métricas usadas, foi feita através de testes de MANN-WHITNEY (U), uma vez que os dados não se ajustavam a uma distribuição normal (foi realizado o teste de BARTLET). Estas análises, assim como os gráficos BOX-WHISKERS foram realizadas com o *package* STATISTICA 7.0 (STATSOFT 2004).

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos permitem fazer uma análise das características físico-químicas da água, dos habitats aquáticos e ribeirinhos e das comunidades de macroinvertebrados a partir dos dados recolhidos diretamente na rede hídrica.

#### 3.1. Parâmetros físico-químicos da água

A variação dos parâmetros físico-químicos medidos *in situ*, *i.e.* condutividade, pH, temperatura, oxigénio dissolvido e TDS está explícita nas figuras 16 a 20.

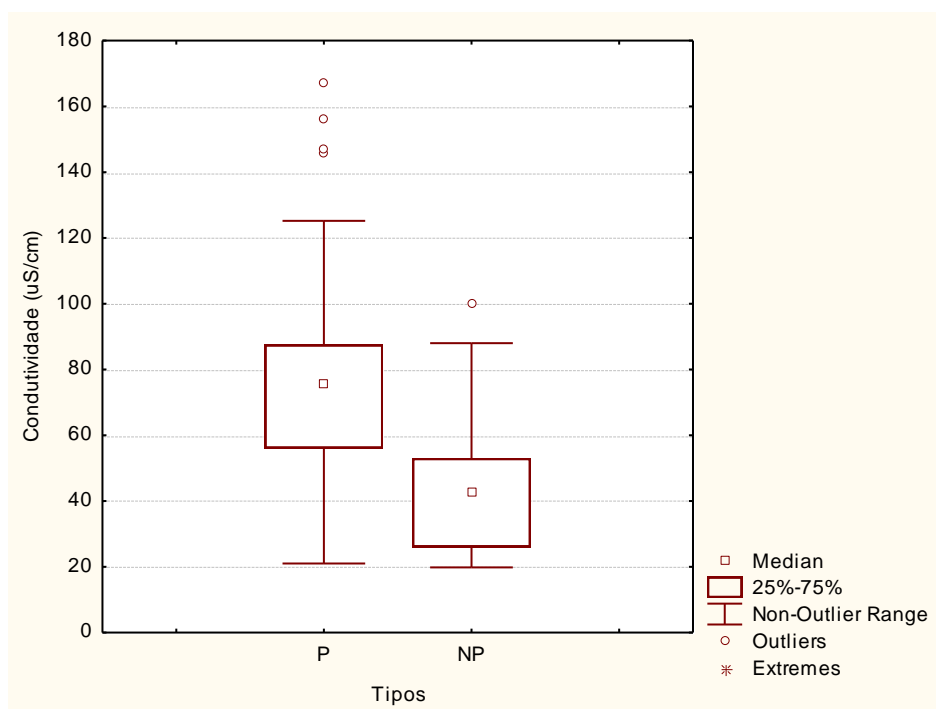


Figura 16. Dispersão dos valores da condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) nos locais amostrados, agrupados de acordo com o grau de perturbação: P- Locais Perturbados (P1, P3, P4 e P5) e NP- locais não perturbados (P2, P6, P7, P8 e P9). Foram considerados os valores obtidos com periodicidade mensal de janeiro a julho de 2012.

Os gráficos de dispersão construídos (**Box-Whiskers**), estão baseados no agrupamento dos locais de amostragens em 2 classes, *i.e.* NP- Locais não perturbados e P- Locais perturbados. Foram detetadas diferenças altamente significativas ( $P < 0,001$ ; Teste U de Mann-Whitney), entre os 2 grupos considerados para as variáveis físico-químicas da condutividade, pH e TDS e não significativas ( $P > 0,05$ ) para a temperatura e oxigénio dissolvido.

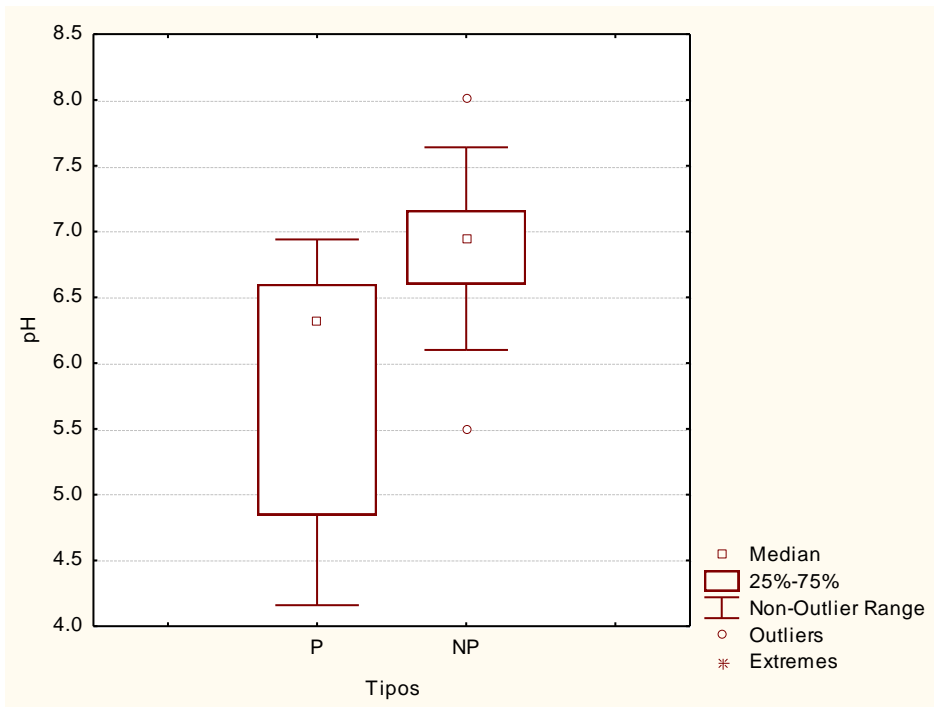


Figura 17. Dispersão dos valores do pH nos locais amostrados, agrupados de acordo com o grau de perturbação: P- Locais Perturbados (P1, P3, P4 e P5) e NP- locais não perturbados (P2, P6, P7, P8 e P9). Foram considerados os valores obtidos com periodicidade mensal de janeiro a julho de 2012.

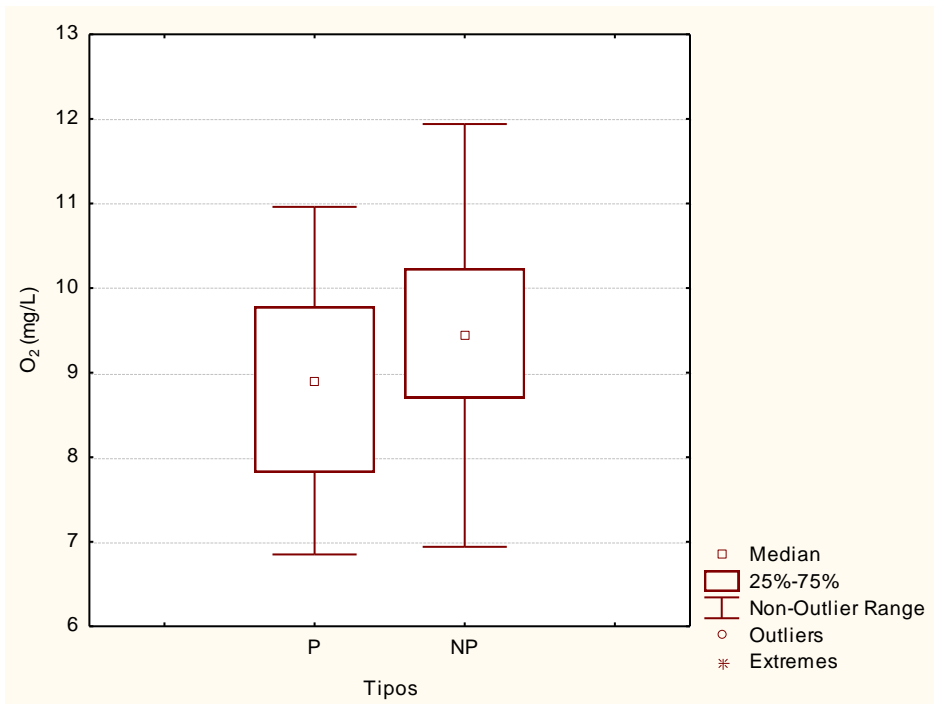


Figura 18. Dispersão dos valores do oxigênio dissolvido (mg  $O_2$ /L) nos locais amostrados, agrupados de acordo com o grau de perturbação: P- Locais Perturbados (P1, P3, P4 e P5) e NP- locais não perturbados (P2, P6, P7, P8 e P9). Foram considerados os valores obtidos com periodicidade mensal de janeiro a julho de 2012.

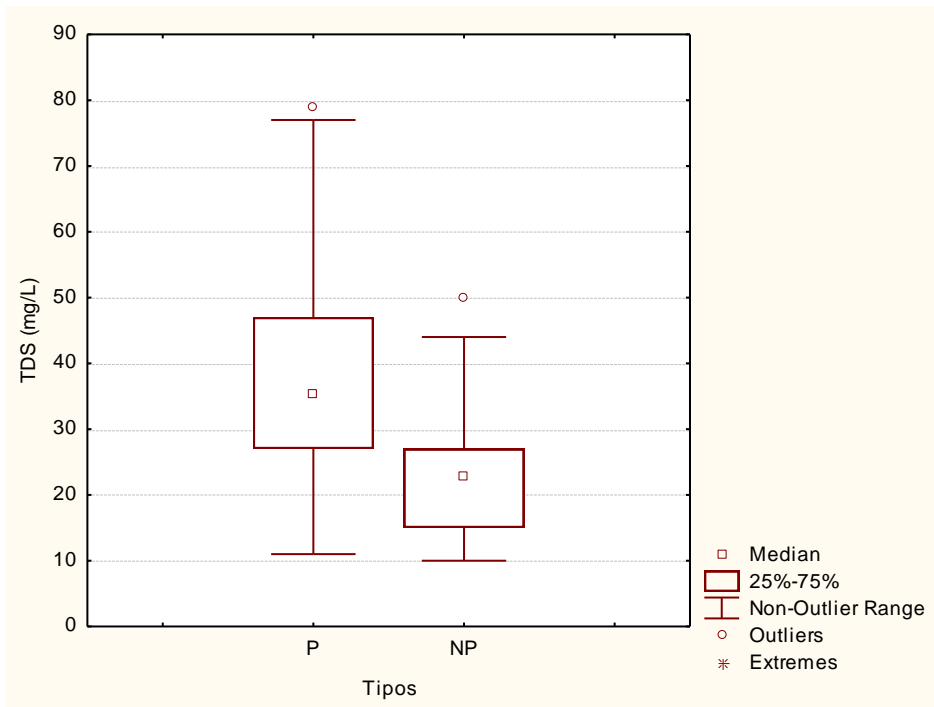


Figura 19. Dispersão dos valores do TDS- total de sólidos dissolvidos (mg/L) nos locais amostrados, agrupados de acordo com o grau de perturbação: P- Locais Perturbados (P1, P3, P4 e P5) e NP- locais não perturbados (P2, P6, P7, P8 e P9). Foram considerados os valores obtidos com periodicidade mensal de janeiro a julho de 2012.

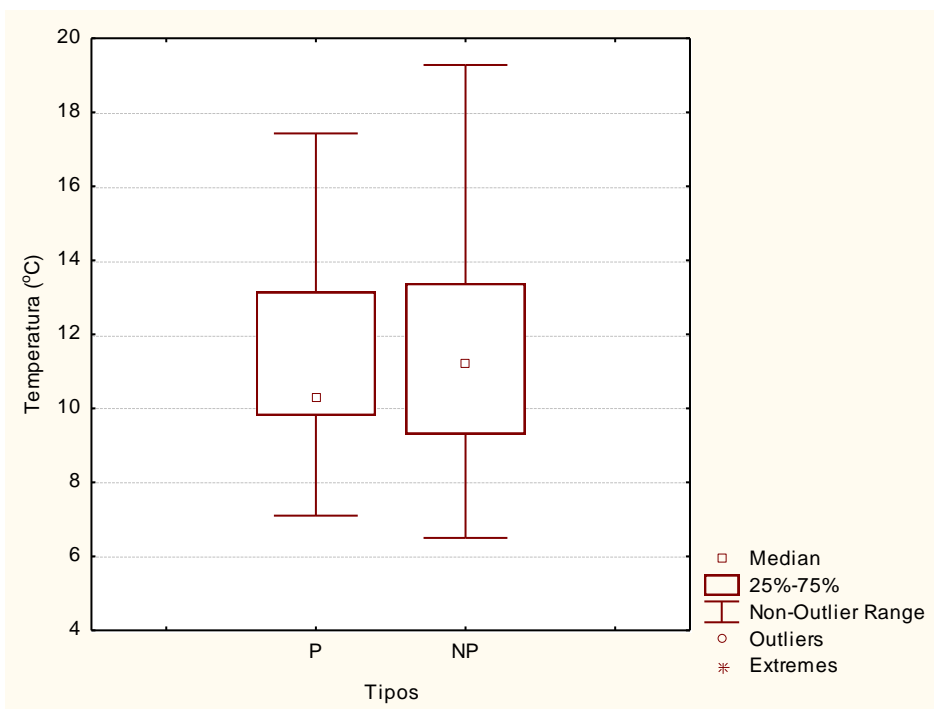


Figura 20. Dispersão dos valores da Temperatura (°C) nos locais amostrados, agrupados de acordo com o grau de perturbação: P- Locais Perturbados (P1, P3, P4 e P5) e NP- locais não perturbados (P2, P6, P7, P8 e P9). Foram considerados os valores obtidos com periodicidade mensal de janeiro a julho de 2012.

A variação sazonal detetada, referente aos anos de 2011 e 2012, revelou uma tendência para valores que estão enquadrados na dispersão das figuras acima apresentadas. De acordo com o Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto, a análise de alguns dos parâmetros físico-químicos da água avaliados revelou, à semelhança do estudo prévio efetuado por NOGUEIRA (2011), um desvio relativamente ao intervalo estipulado entre os Valores Máximos Recomendáveis e Admissíveis (VMR-VMA), nomeadamente para os parâmetros:

- i) pH- as amostras dos locais perturbados continuaram a registar valores limitantes para a vida aquática, nomeadamente no Local P1, cujos valores oscilaram entre 4,0 e 5,0;
- ii) condutividade (EC)- os valores observados demonstraram que a água que passa nas escombreyras continua a transportar uma quantidade assinalável de substâncias dissolvidos (e.g. P1, EC > 140 µS/cm) quando comparada com cursos de água similares da região que possuem valores muito baixos (e.g. P2, EC < 30 µS/cm);
- iii) Sólidos Dissolvidos Totais (TDS)- manutenção de valores muito superiores, nos troços da ribeira do Portelo diretamente afetados pelo afluente originário da mina (e.g. P1 > 25 mg/L vs. P2 < 9 mg/L);

Por outro lado, verificou-se a existência de maiores períodos de menor turvação na água, pela deposição dos sedimentos outrora transportados na coluna de água e ainda um baixo teor de nutrientes:

- iv) Turvação- observação durante o período de estudo de uma menor turvação da água, apenas detetada nos períodos prolongados de precipitação;
- v) Nas análises pontuais feitas aos dois elementos, normalmente mais limitantes do meio aquático, *i.e.* o azoto e o fósforo, no do azoto amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nítrico (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) as concentrações estão abaixo do limite de detecção do método, quanto ao fósforo total (P total < 0,1 mg/l) (**Anexo VI**).

Das análises realizadas aos metais pesados realçam-se as concentrações elevadas registadas na ribeira do Portelo (P1, P3, P4, P5), nomeadamente alumínio (1676 µg/L), Cobalto (42,47 µg/L) e cobre (235,5 µg/L) em janeiro de 2011 e alumínio (1987 µg/L), Cobalto (51,93 µg/L) e cobre (224,7 µg/L) em janeiro de 2012 verificadas nas amostras de P1 (Quadro 9 e 10).

**Quadro 9. Concentrações de metais pesados detetados em janeiro de 2011.**

Elemento	Al	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	As	Mo	Cd
Unidade	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Limite de detecção	*	*	*	*	*	0,1	*	*	*
P1	1676	0,06	688,3	42,47	61,30	235,5	1,10	0,75	4,792
P2	17	0,03	2,5	0,54	2,01	<0,1	0,42	0,67	0,085
P3	612	0,06	285,8	17,41	26,19	94,1	0,50	0,41	1,877
P4	142	0,01	256,7	14,95	24,72	73,9	0,36	0,33	1,792
P5	13	0,19	195,4	10,25	17,65	26,1	0,84	0,28	1,165
P6	28	0,07	7,9	0,52	1,98	<0,1	0,36	0,29	0,057
P7	21	0,12	25,3	1,16	2,73	2,0	1,40	0,24	0,113
P8	15	0,10	16,4	0,66	1,69	<0,1	1,27	0,32	0,058

(\*) Valores não detetáveis.

**Quadro 10. Concentrações de metais pesados detetados em janeiro de 2012.**

Elemento	Al	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	As	Mo	Cd
Unidade	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Limite de detecção	*	0,38	*	0,23	0,92	1,2	*	0,65	0,072
P1	1987	< 0,38	621,2	51,93	58,16	224,7	2,78	0,72	4,007
P2	11	< 0,38	2,2	< 0,23	< 3,1	< 1,2	1,19	< 0,65	< 0,072
P3	358	< 0,38	251,1	20,13	25,22	86,0	0,66	< 0,65	1,702
P4	38	< 0,38	186,6	13,87	21,09	38,7	1,43	< 0,65	1,310
P5	7	< 0,38	111,8	7,51	13,83	9,6	0,90	< 0,65	0,765
P6	32	< 0,38	4,3	0,31	< 3,1	< 1,2	1,23	< 0,65	< 0,072
P7	2	< 0,38	14,0	0,38	< 3,1	< 1,2	2,27	< 0,65	< 0,072
P8	10	< 0,38	5,4	< 0,23	< 0,92	< 4,0	2,07	< 0,65	< 0,072

(\*) Valores não detetáveis.

Comparativamente com o estudo realizado por NOGUEIRA (2011) verificou-se que as concentrações de alumínio, Cobalto e Cobre mantiveram-se elevados nos pontos (P1, P3 e P4), não havendo qualquer diminuição do nível de metais pesados nos pontos considerados como perturbados.

Relativamente as unidades tóxicas calculadas para corroborar a influência que os metais pesados têm no ecossistema realizamos os nossos cálculos para os meses de janeiro de 2011 e janeiro de 2012 onde obtivemos os resultados apresentados (Quadro 11 e 12).

**Quadro 11. Unidades tóxicas calculadas para janeiro de 2011**

Elemento	Al	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	As	Mo	Cd	TU Total
P1	0,430	*	0,070	0,039	0,120	24,031	*	*	0,074	24,763
P2	0,004	*	0,000	0,000	0,004	0,010	*	*	0,001	0,021
P3	0,157	*	0,029	0,016	0,051	9,602	*	*	0,029	9,885
P4	0,036	*	0,026	0,014	0,048	7,540	*	*	0,028	7,692
P5	0,003	*	0,020	0,009	0,035	2,667	*	*	0,018	2,753
P6	0,007	*	0,001	0,000	0,004	0,010	*	*	0,001	0,023
P7	0,005	*	0,003	0,001	0,005	0,203	*	*	0,002	0,219
P8	0,004	*	0,002	0,001	0,003	0,010	*	*	0,001	0,021

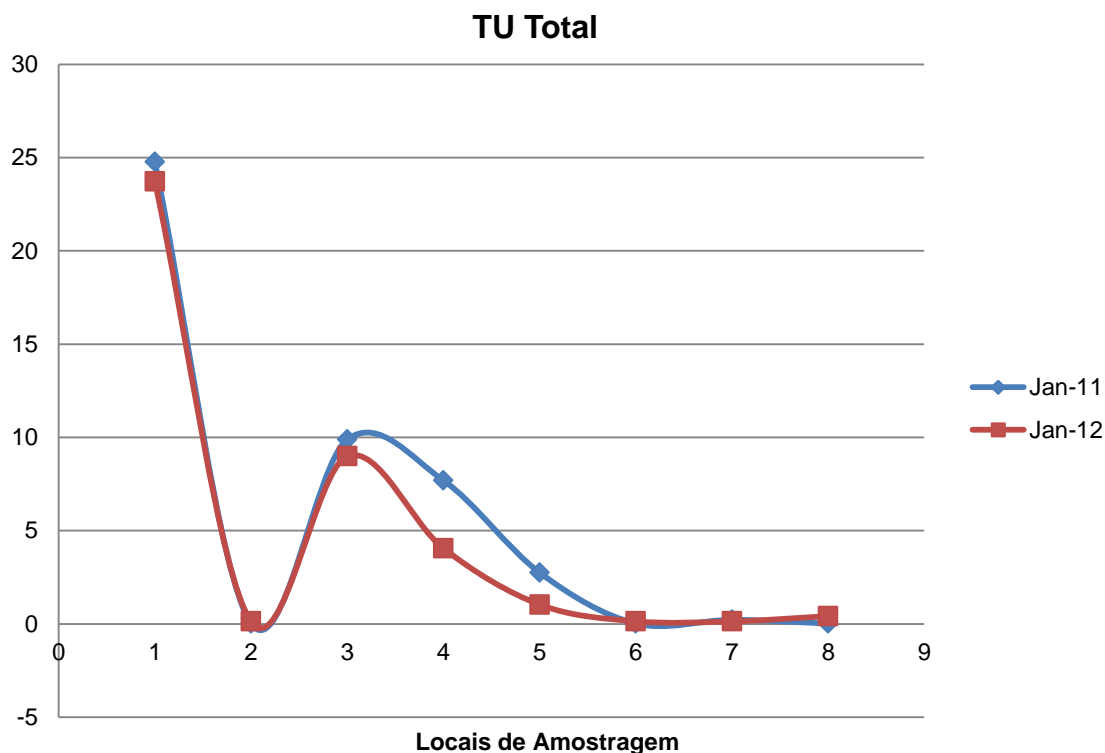
(\*) Valores não detetáveis.

**Quadro 12. Unidades tóxicas calculadas para janeiro de 2012**

Elemento	Al	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	As	Mo	Cd	TU Total
P1	0,510	*	0,063	0,047	0,114	22,930	*	*	0,062	23,726
P2	0,003	*	0,000	0,000	0,006	0,122	*	*	0,001	0,133
P3	0,092	*	0,026	0,018	0,049	8,777	*	*	0,026	8,988
P4	0,010	*	0,019	0,013	0,041	3,950	*	*	0,020	4,053
P5	0,002	*	0,011	0,007	0,027	0,979	*	*	0,012	1,038
P6	0,008	*	0,000	0,000	0,006	0,122	*	*	0,001	0,139
P7	0,001	*	0,001	0,000	0,006	0,122	*	*	0,001	0,132
P8	0,003	*	0,001	0,000	0,002	0,408	*	*	0,001	0,415

(\*) Valores não detetáveis.

Em janeiro de 2011 as Unidades Tóxicas (TU) foram menores que 1 para Al, Mn, Co, Ni e Cd em todos os locais de amostragem. Por outro lado, os valores de TU para o Cu foram maiores do que 1 no nos locais considerados perturbados (P1, P3, P4 e P5), sendo este o único em concentração potencialmente tóxica. O mesmo se verificou em janeiro de 2012, apenas com a exceção do local P5 onde o TU é menor que 1. Relativamente ao TU Total pode verificar-se que o nível tóxico é muito elevado em P1 devido às concentrações de Cu o que era de esperar, pois é o ponto onde ocorreu o maior nível de perturbação. Os pontos P3 e P4 também têm uma toxicidade elevada (figura 21).



**Figura 21. Composição entre as unidades tóxicas nos períodos de amostragem de janeiro de 2011 e janeiro 2012.**

Pode verifica-se um decréscimo de TU Total em janeiro de 2012 nos locais P3, P4 e P5 o que nos pode indicar uma melhoria, embora não muito significativa, no estado da água.

### **3.2. Parâmetros do habitat aquático e ribeirinho**

A análise feita para a avaliação da qualidade dos habitats ribeirinhos e aquáticos, baseada nos índices QBR e GQC, continuou a revelar-se sensível aos impactos sofridos pelos ecossistemas (Quadro 13). De facto, o tempo decorrido, expresso numa escala de curto-médio termo, revela sinais de tendência para alguma recuperação, mais visível no ecótono ripário do que nas características do canal. Assim, por comparação com NOGUEIRA (2011), o índice GQC mostrou uma grande similitude nas classes obtidas para cada local de amostragem, enquanto para o índice QBR houve uma melhoria nas condições observadas.

**Quadro 13. Avaliação dos habitats ribeirinhos (QBR) e aquáticos (GQC).**

Local	QBR Pontuação	QBR Classe	GQC Pontuação	GQC Classe
P1 (Perturbado)	60	III	15	IV
P2 (Não Perturbado)	100	I	36	I
P3 (Perturbado)	76	II	22	III
P4 (Perturbado)	35	IV	18	IV
P5 (Perturbado)	75	II	26	II
P6 (Não Perturbado)	100	I	32	I
P7 (Não Perturbado)	75	II	25	III
P8 (Não Perturbado)	80	II	28	II
P9 (Não Perturbado)	100	I	36	I

Segundo a avaliação pericial realizada de acordo com as variáveis FAME verificou-se que os impactos derivados do uso do solo, da urbanização e das alterações na galeria ripícola são muito menos importantes quando comparados com a carga de sedimentos e condição morfológica do canal, severamente afetados por este tipo de perturbação, nomeadamente nos locais sob influência e próximo das escombrelas das minas do Portelo.

### **3.3. Composição e abundância de macroinvertebrados**

Foram identificados 12420 indivíduos distribuídos por 101 géneros e 70 famílias nos 9 locais (P1 a P9), considerando apenas os 7 períodos de amostragem de janeiro a julho de 2012. A apresentação da composição faunística seguiu o mesmo princípio assumido para a caracterização físico-química, ou seja, foram considerados as duas classes agrupando os locais não perturbados (NP) e os perturbados (P) (Figuras 22 e 23).

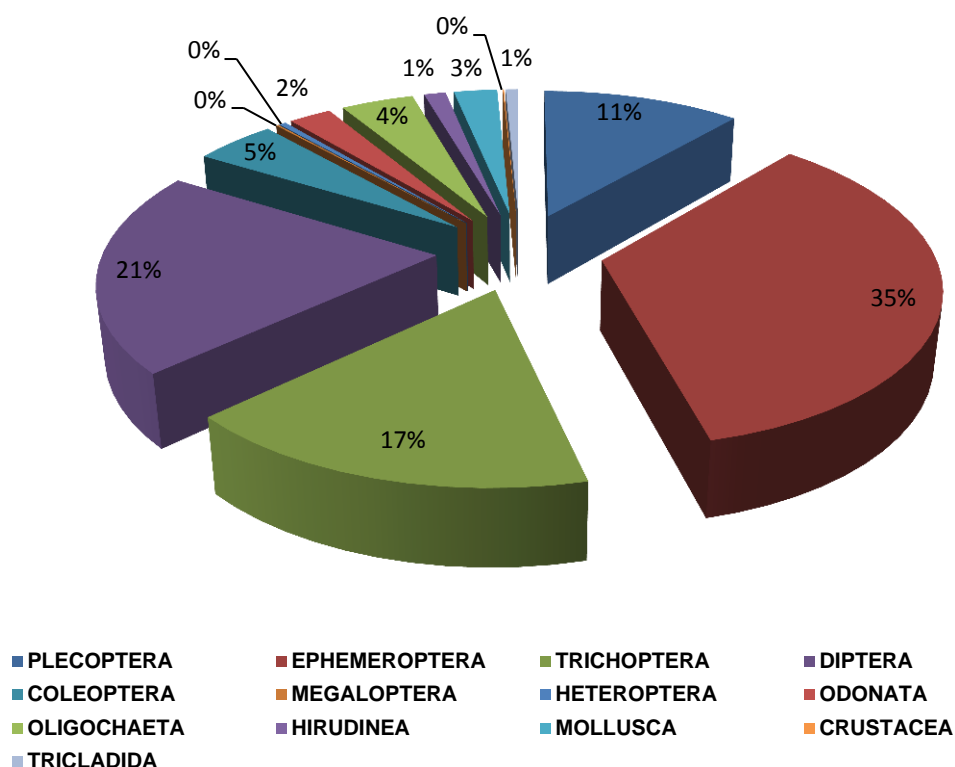


Figura 22. Composição faunística agrupada para os Locais não Perturbados (NP) (P2, P6, P7, P8 e P9), considerando a globalidade dos períodos de amostragem (de janeiro a julho de 2012).

Da observação dos resultados obtidos pode inferir-se uma maior proporção de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT > 60%) presente nos locais não perturbados (NP), quando comparados com os locais perturbados (EPT < 45%). De facto, os táxones mais sensíveis a fenómenos de degradação ambiental pertencem, maioritariamente, às ordens mencionadas. O seu desaparecimento nos locais designados como perturbados, prende-se com a sedimentação ainda bem patente no substrato desses troços amostrados, que inviabiliza uma colonização mais rápida da macrofauna bentónica situada a montante e jusante dos locais afetados, havendo um predomínio da ordem Diptera.

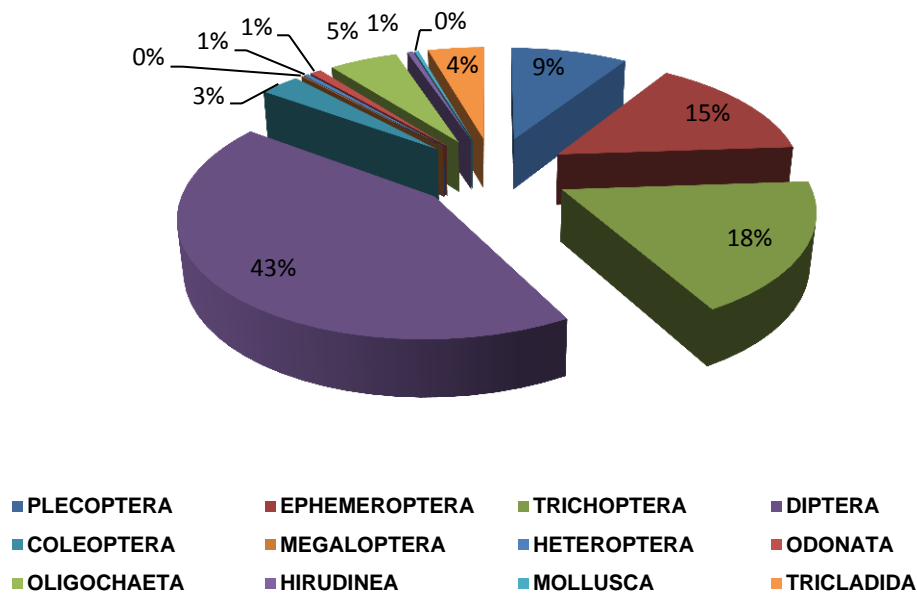


Figura 23. Composição faunística agrupada para os Locais Perturbados (P) (P1, P3, P4 e P5), considerando a globalidade dos períodos de amostragem (de janeiro a julho de 2012).

Por sua vez as figuras 24 e 25 confirmam, quer em termos e número de taxa (S) quer em termos de número de indivíduos (N) valores significativamente diferentes entre as classes definidas, confirmando a tendência anteriormente enunciada.

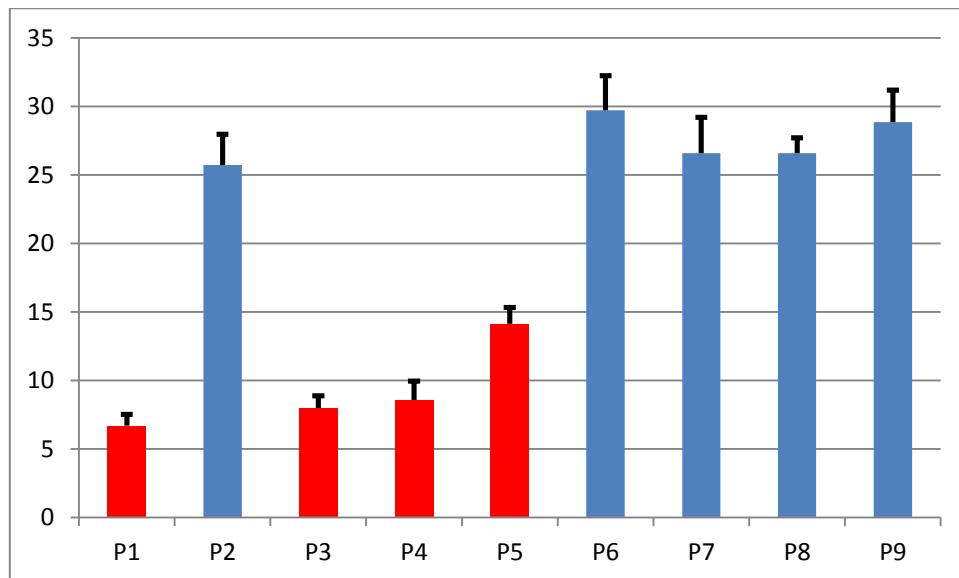


Figura 24. Número médio de taxa (S) (média  $\pm$  erro-padrão) capturados na amostragem da comunidade de macroinvertebrados, considerando os 2 grupos: P - Perturbados (P1, P3, P4 e P5) (representados a vermelho) e NP- Não Perturbados (P2, P6, P7, P8 e P9) (representados a azul) de janeiro a julho de 2012.

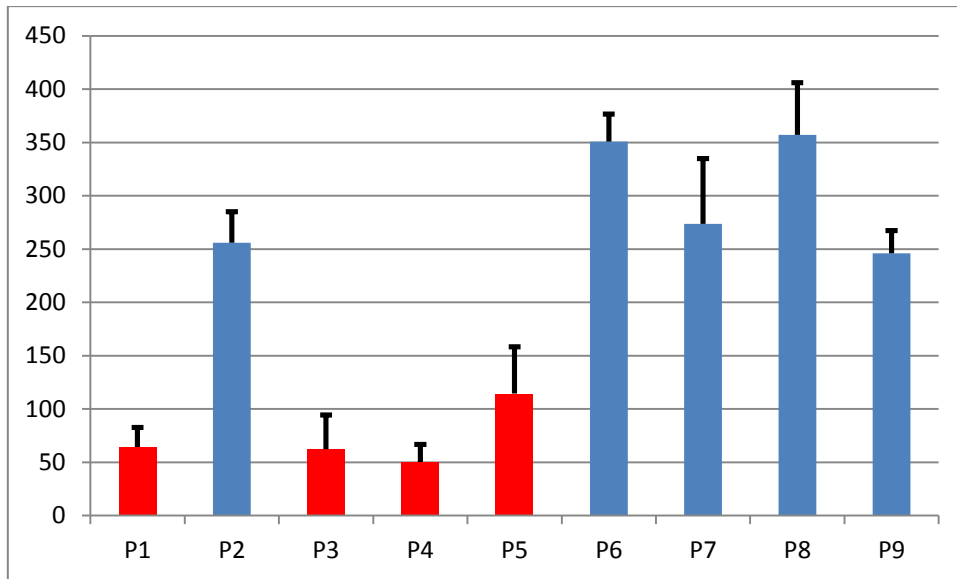


Figura 25. Número médio de indivíduos (N) (média  $\pm$  erro-padrão) capturados na amostragem da comunidade de macroinvertebrados, considerando os 2 grupos: P- Perturbados (P1, P3, P4 e P5) e NP- Não Perturbados (P2, P6, P7, P8 e P9) de janeiro a julho de 2012.

### 3.4. Diversidade e equitabilidade das comunidades macroinvertebrados

Por sua vez, a variação detetada para a diversidade de Margalef (d), para a diversidade de Shannon-Weaner ( $H'$ ) e a Equitabilidade ( $J'$ ) de Pielou estão ilustradas nas figuras 26, 27 e 28.

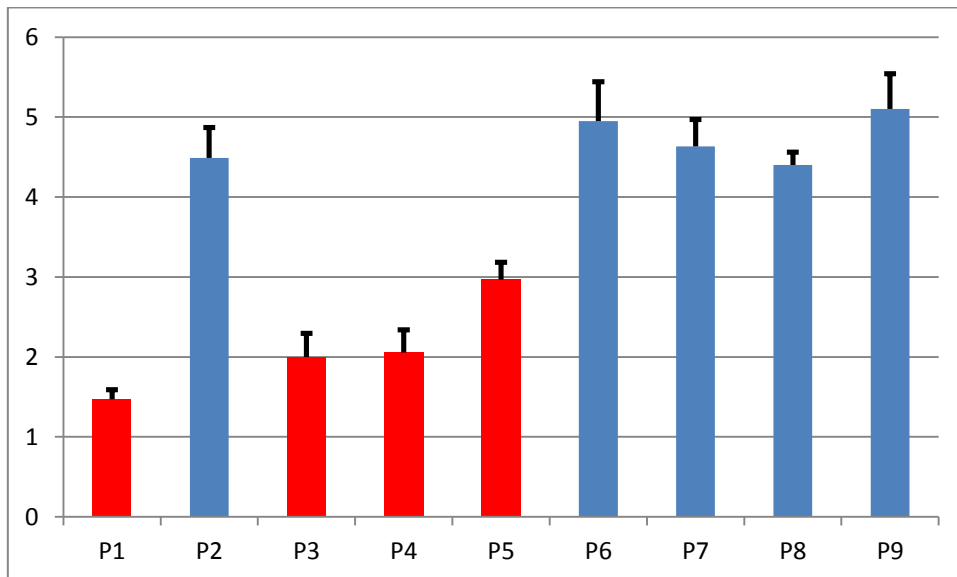


Figura 26. Diversidade de Margalef (d) (média  $\pm$  erro-padrão) da comunidade de macroinvertebrados, considerando os 2 grupos: P- Perturbados (P1, P3, P4 e P5) e NP- Não Perturbados (P2, P6, P7, P8 e P9) de Janeiro a Julho de 2012.

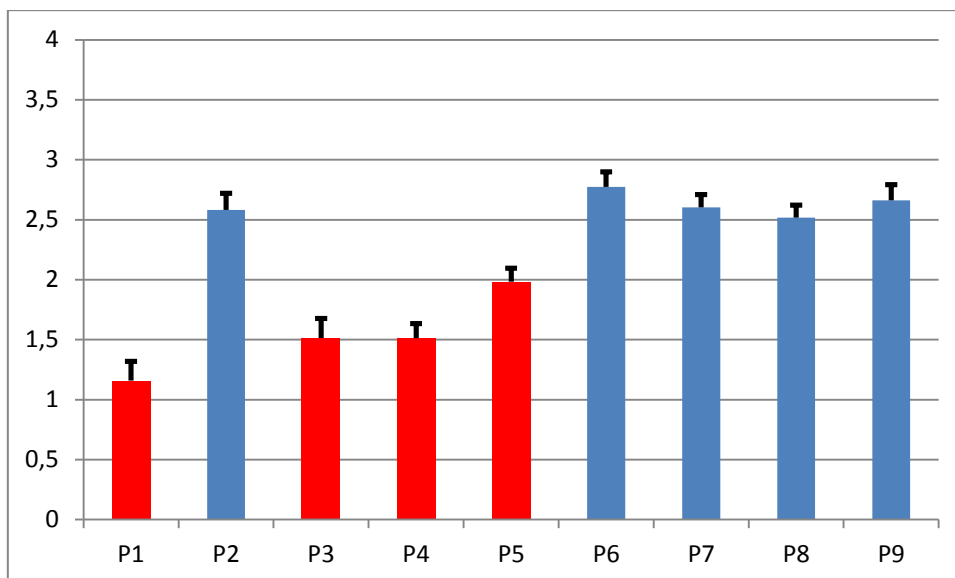


Figura 27. Diversidade H' de Shannon-Weaner (média  $\pm$  erro-padrão) considerando os 2 grupos: P- Perturbados (P1, P3, P4 e P5) e NP- Não Perturbados (P2, P6, P7, P8 e P9) de Janeiro a Julho de 2012.

Embora no que diz respeito à biodiversidade seja bem evidente uma diminuição acentuada nos locais perturbados, pode ver-se que são relativamente similares com exceção do local mais afetado, *i.e.* P1 situado na proximidade das escombreliras da mina do Portelo.

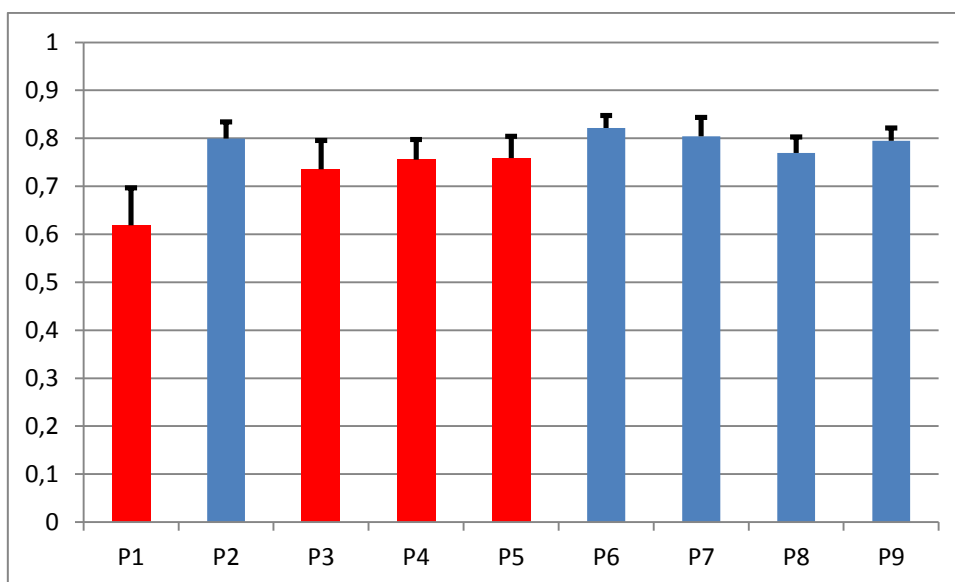


Figura 28. Equitabilidade J' de Pielou (média  $\pm$  erro-padrão) distribuídos pelos 2 grupos: (P1, P3, P4 e P5) e NP- Não Perturbados (P2, P6, P7, P8 e P9) de Janeiro a Julho de 2012.

### 3.5. Evolução temporal na colonização pelos macroinvertebrados

Comparativamente com o trabalho de NOGUEIRA (2011) verificou-se ao nível da comunidade de macroinvertebrados que, de um modo geral, houve um aumento de género/famílias (S) e no número total de organismos (N) (Figuras 29 e 30).

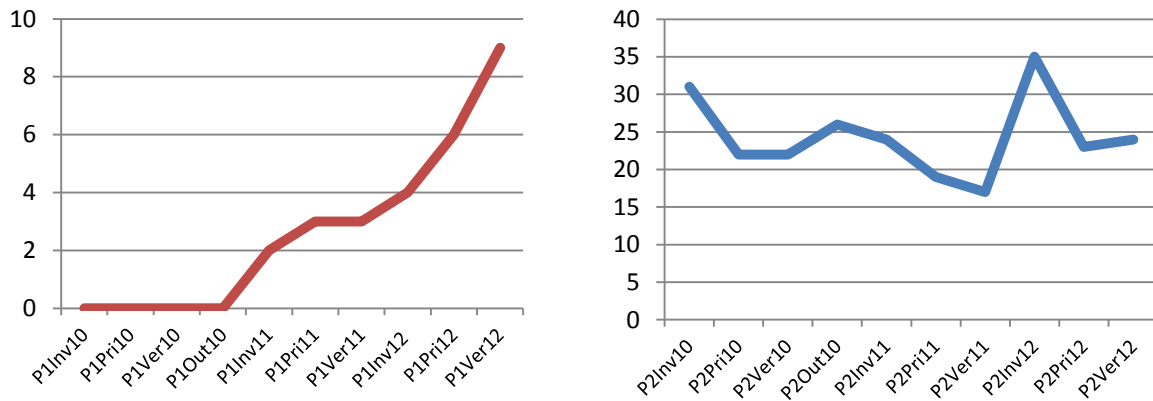


Figura 29. Evolução temporal (sazonal) do número de taxa (S) presente no Local P1 (perturbado) e no local P2 (Não Perturbado), desde o inverno de 2010 até ao verão de 2012.

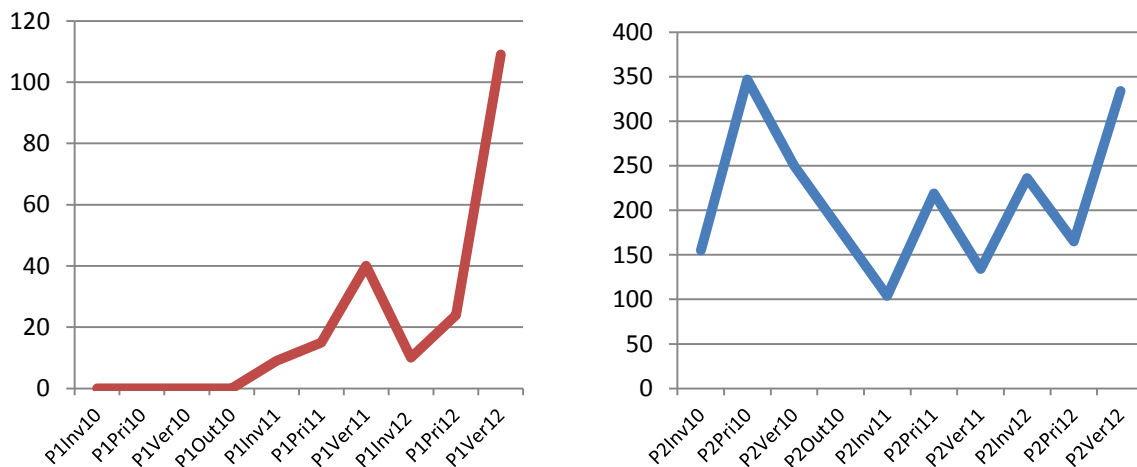
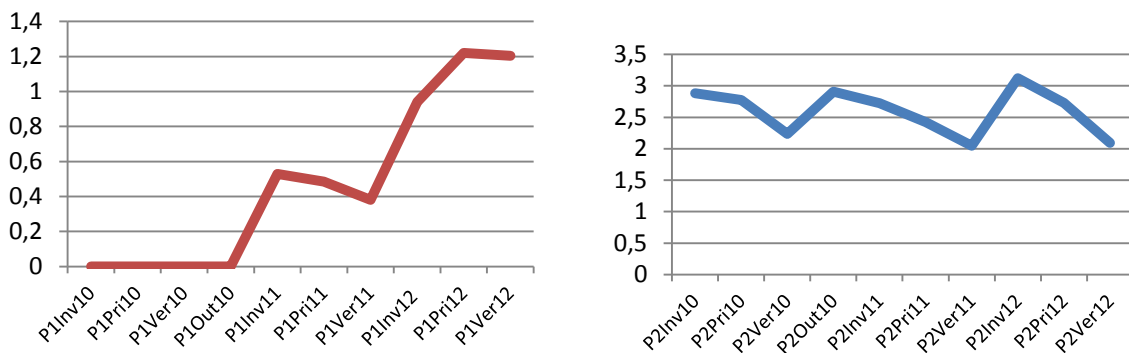


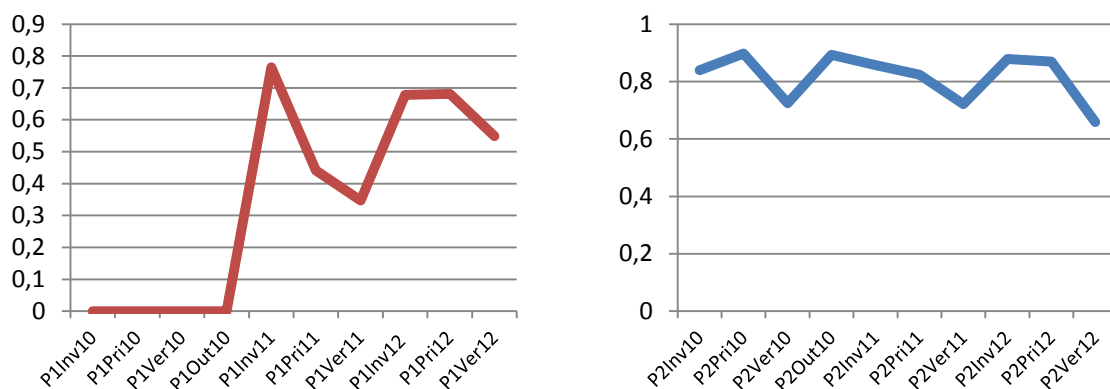
Figura 30. Evolução temporal (sazonal) do número de indivíduos (N), presentes no Local P1 (perturbado) e no local P2 (Não Perturbado), desde o inverno de 2010 até ao verão de 2012.

Optou-se, a título exemplificativo, por fazer uma apresentação da evolução temporal (sazonal), desde o acidente da entrada das escórias da escombreira (dezembro 2009) até ao verão de 2012. Realce para o local P1, situado imediatamente a jusante das escombreiras das Minas do Portelo. No início do estudo (em 2010) não foi capturado qualquer macroinvertebrado, havendo atualmente registo do aumento gradual no número total de organismos e géneros/famílias. Nos locais P3, P4 e P5, considerados como perturbados verificou-se também um aumento em relação ao

período inicial, embora pontualmente tenha ocorrido uma diminuição no número total de organismos (N) no local P3, no período de Verão de 2012. Nos locais de referência (e.g. P2), notou-se uma tendência para a estabilidade, obviamente com pequenas oscilações, relativamente ao número de organismos (N) e/ou género/famílias. Esta tendência é partilhada em termos de comportamento, relativamente aos restantes locais, discriminados por NP- não perturbados (P6, P7, P8 e P9) e por P- perturbados (P3, P4, P5), embora seja de admitir que a variação típica sazonal na composição faunística possa ter contribuído para as oscilações detetadas.



**Figura 31. Evolução temporal (sazonal) da diversidade de Shannon-Weaver ( $H'$ ) presente no Local P1 (perturbado) e no local P2 (Não Perturbado), desde o inverno de 2010 até ao verão de 2012.**



**Figura 32. Evolução temporal (sazonal) da equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) presente no Local P1 (perturbado) e no local P2 (Não Perturbado), desde o inverno de 2010 até ao verão de 2012.**

No que respeita à evolução da diversidade e equitabilidade verificaram-se, na fase inicial, valores muito baixos, ou mesmo nulos, com tendência a aproximarem-se dos registos encontrados para os locais não perturbados ao longo do tempo, sinal da recuperação entretanto ocorrida na ribeira do Portelo, como resultado do processo

de colonização pela via aquática (e.g. deriva) ou aérea (e.g. colonização por reprodução em áreas de montante).

### 3.6. Estrutura trófica

As figuras 33 e 34 apresentam a estrutura trófica determinada para as duas classes supramencionadas. Apesar de estarmos perante estruturas tróficas relativamente similares, com dominância de coletores de depósito, existem diferenças marcadas na composição faunística.

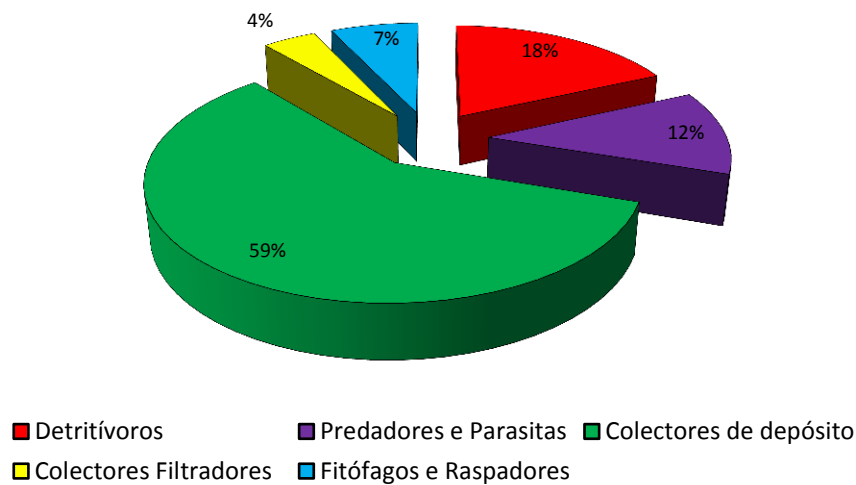


Figura 33. Estrutura trófica das comunidades de invertebrados: Locais Não Perturbados (P2, P6, P7, P8, P9), determinada de janeiro a julho de 2012.

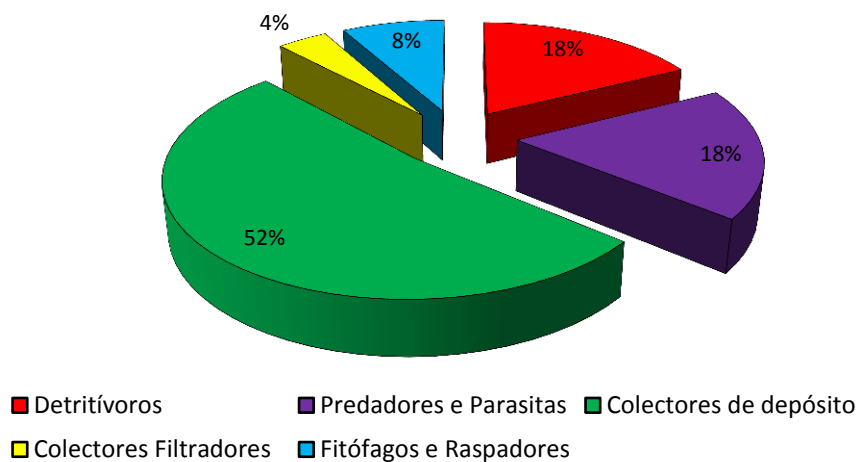


Figura 34. Estrutura trófica das comunidades de invertebrados: Locais Perturbados (P1, P3, P4 e P5), determinada de janeiro a julho de 2012.

Na análise dos grupos tróficos podemos verificar que tanto na classe de locais considerados Perturbados (P1, P3, P4 e P5) como na classe dos locais Não Perturbado (P2, P6 a P9) a percentagem de detritívoros e de colectores filtradores é a mesma. Em relação aos predadores e parasitas e fitófagos e raspadores observaram-se percentagens residuais. Percebe-se por isso a forte dependência em termos energéticos dos *inputs* exógenos, nomeadamente daqueles provenientes da galeria ripícola, que conferem um carácter heterotrófico ao ecossistema. A baixíssima percentagem de fitófagos e/ou raspadores, que se alimentam diretamente de produtores primários (e.g. algas do *perifiton*, macrófitos) pode ainda estar afetada pela baixa estabilidade do substrato e pelo ensombramento existente na maioria do curso de água.

### 3.7. Modos de existência

Nas figuras 35 e 36 estão representados os modos de existência detetados para as comunidades de macroinvertebrados, considerando as duas classes definidas – Locais Não Perturbados (P2, P6 a P9) e Locais Perturbados (P1, P3, P4 e P5), para o período de tempo compreendido entre janeiro e julho de 2012.

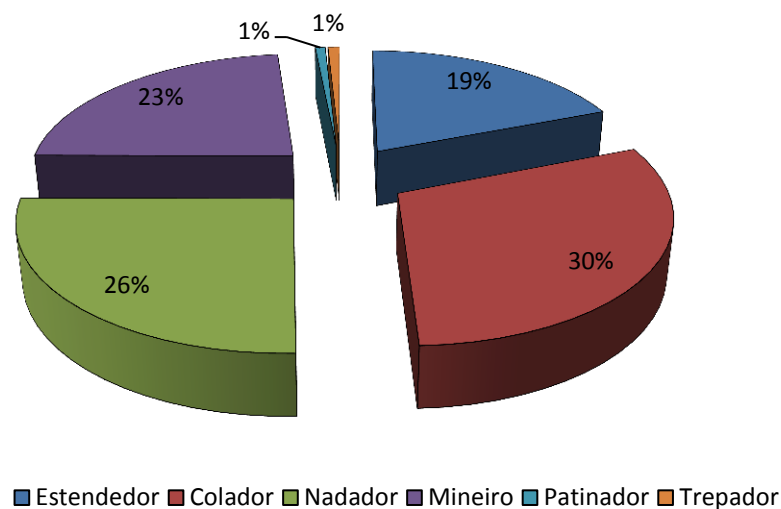


Figura 35. Modos de existência detetados nas comunidades de macroinvertebrados, considerando a classe - Não Perturbados (P2, P6 a P9), para o período de tempo compreendido entre janeiro e julho de 2012.

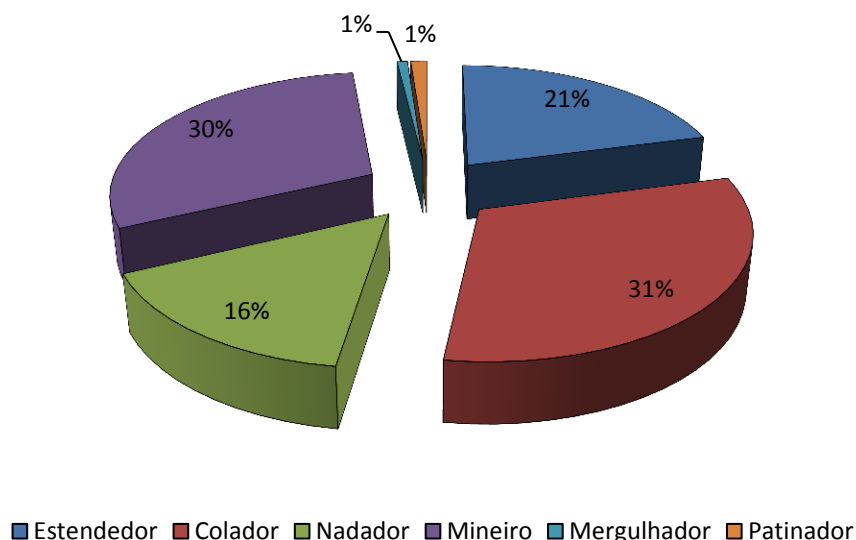


Figura 36. Modos de existência detetados nas comunidades de macroinvertebrados, considerando a classe P- Perturbado (P1, P3, P4 e P5), para o período de tempo compreendido entre janeiro e julho de 2012.

Devido à elevada quantidade de sedimentos ainda depositados nos troços correspondentes aos locais perturbados, verifica-se uma maior percentagem de mineiro, exatamente o modo de vida mais apropriado para habitar em zonas de deposição (e.g. Diptera, Chironomidae).

### 3.8. Índices bióticos

A avaliação dos impactos ambientais baseada no cálculo dos índices IBMWP e IPTI<sub>N</sub>, permitiram diferenciar claramente a qualidade ecológica entre locais de amostragem/classes, sendo bastante sensíveis para apurar o efeito da contaminação química e poluição física a que foi sujeita a rede hídrica situada a jusante das escombreiras. Destaca-se o excelente/bom *status* ecológico em P2 e P8 e a oscilação entre o bom e o razoável detetado para P6 e P7. Obviamente o cenário para a Ribeira do Portelo (P3, P4) é vincadamente contrastante com os demais grupos, pela confirmação do mau/mediocre estado da massa de água, embora em P5 sejam já detratados sinais de recuperação da qualidade biológica (Classe II/ bom estado) (Quadro 14).

**Quadro 14. Avaliação da evolução espacial e temporal ao nível da qualidade ecológica baseada nos índices bióticos IBMWP e IPtIN. Os blocos sem informação (\*) referem-se a amostras onde não foram capturados macroinvertebrados.**

janeiro 2012									
Índices	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
IBMWP	17	197	32	8	99	168	182	166	192
Classificação	IV	I	IV	V	II	I	I	I	I
IPtIN EQR	0,32	0,96	0,41	0,21	0,71	0,95	0,93	1,07	0,84
Classificação	Medíocre	Excelente	Razoável	Medíocre	Bom	Excelente	Excelente	Excelente	Bom

fevereiro 2012									
Índices	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
IBMWP	19	193	61	26	76	151	188	154	170
Classificação	IV	I	II	IV	II	I	I	I	I
IPtIN EQR	0,31	0,97	0,60	0,28	0,66	0,92	0,88	1,00	0,84
Classificação	Medíocre	Excelente	Razoável	Medíocre	Bom	Excelente	Excelente	Excelente	Excelente

março 2012									
Índices	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
IBMWP	41	107	61	82	200	150	163	148	41
Classificação	III	I	II	II	I	I	I	I	III
IPtIN EQR	0,60	0,72	0,53	0,66	0,92	0,84	0,94	1,09	0,63
Classificação	Razoável	Bom	Razoável	Bom	Excelente	Bom	Excelente	Excelente	Razoável

abril 2012									
Índices	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
IBMWP	45	154	24	95	134	137	146	151	25
Classificação	III	I	IV	II	I	I	I	I	IV
IPtIN EQR	0,75	0,84	0,37	0,63	0,85	0,79	0,86	1,03	0,48
Classificação	Bom	Excelente	Medíocre	Bom	Excelente	Bom	Excelente	Excelente	Razoável

maio 2012									
Índices	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
IBMWP	41	131	54	65	189	121	119	159	33
Classificação	III	I	III	II	I	I	I	I	III
IPtIN EQR	0,35	0,84	0,46	0,53	0,86	0,72	0,78	1,04	0,54
Classificação	Medíocre	Bom	Razoável	Razoável	Bom	Bom	Bom	Excelente	Razoável

junho 2012									
Índices	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
IBMWP	27	99	46	48	179	118	144	166	42
Classificação	IV	II	III	III	I	I	I	I	III
IPtIN EQR	0,39	0,72	0,45	0,59	0,92	0,71	0,84	1,07	0,45
Classificação	Medíocre	Bom	Razoável	Razoável	Excelente	Bom	Bom	Excelente	Razoável

julho 2012									
Índices	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
IBMWP	44	126	58	85	147	87	166	119	*
Classificação	III	I	III	II	I	II	I	I	*
IPtIN EQR	0,48	0,76	0,56	0,59	0,77	0,58	0,79	0,95	*
Classificação	Razoável	Bom	Razoável	Razoável	Bom	Razoável	Bom	Excelente	*

### 3.9. Biotipologia das comunidades de macroinvertebrados

A análise da ordenação NMDS (Figura 37) mostra uma separação evidente entre os locais perturbados (P1, P3, P4 e P5, situados no lado esquerdo da figura) e os locais não perturbados (localizados na parte direita), para qualquer época do ano.

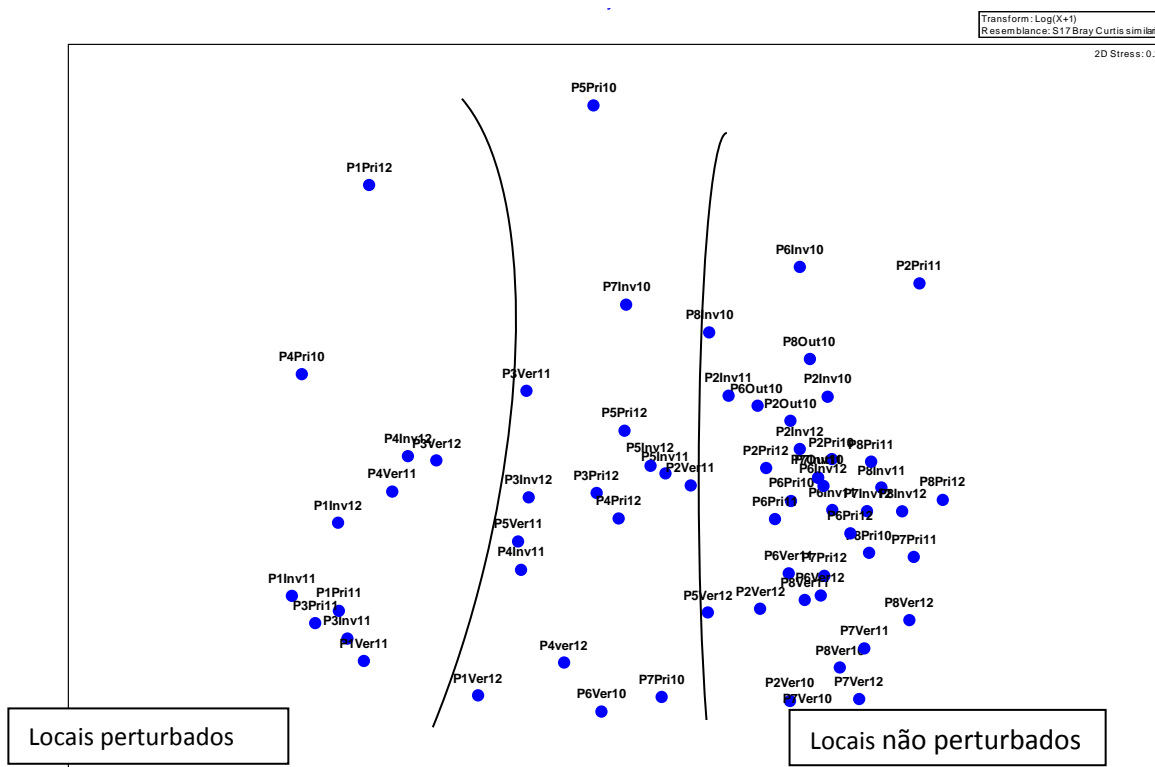


Figura 37. Ordenação NMDS dos locais de amostragem, baseada nas comunidades de invertebrados, considerando 2 classes: Perturbado (P) e Não Perturbado (NP), e todas as estações do ano, desde 2010 a 2012.



vs. P2) é notória a diferenciação na composição e abundância faunística entre locais sujeitos a distintos graus de perturbação. Na análise de similaridade ANOSIM (*one-way*) estabelecida entre pares de locais de amostragem detectaram-se diferenças significativas ( $P < 0,05$ ) entre os locais perturbados e os locais não perturbados, com exceção de P5 (para o mês de janeiro e julho de 2012).

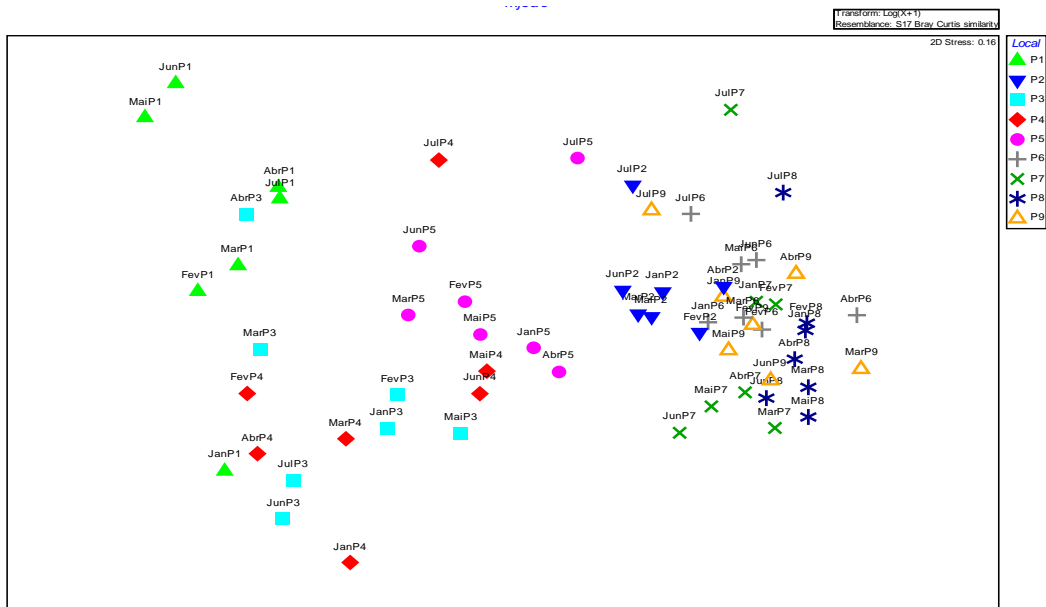


Figura 39. Ordenação NMS dos locais de amostragem, baseada nas comunidades de invertebrados, considerando 2 grupos: Perturbado (P1, P3, P4, P5) e Não Perturbado (P2, P6, P7, P8 e P9), considerando a variação mensal no ano de 2012.

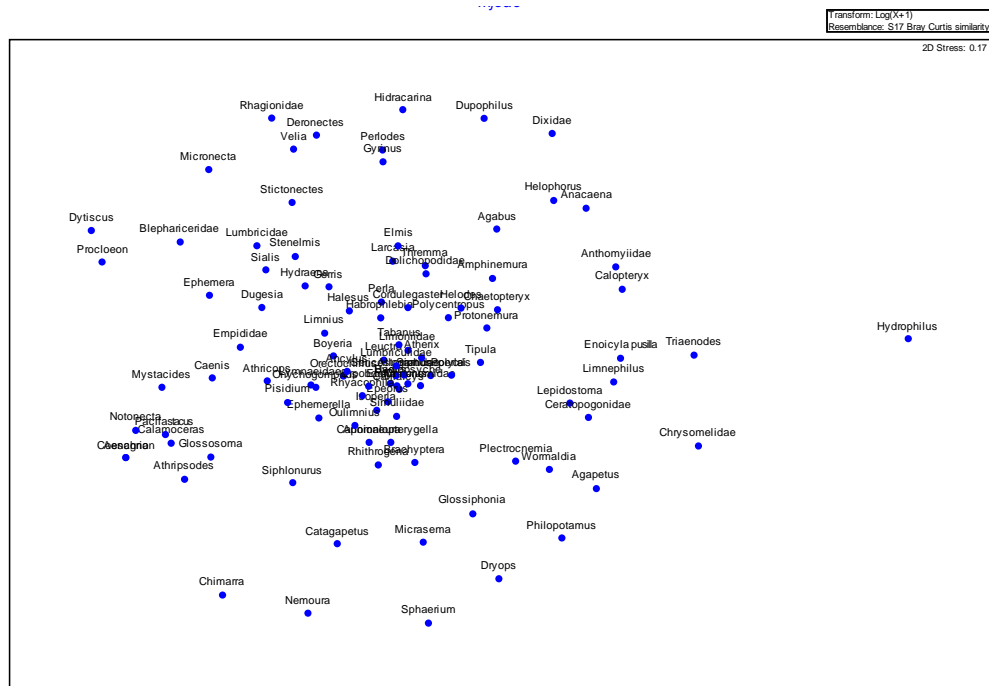


Figura 40. Ordenação NMS das comunidades de invertebrados, considerando 2 grupos: Perturbado (P1, P3, P4, P5) e Não Perturbado (P2, P6, P7, P8 e P9), considerando a variação mensal no ano de 2012

## 4 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo realizado permitiu avaliar os impactos ambientais resultantes do colapso das escombreyas das minas do Portelo e identificar os efeitos de curto-médico termo (2 e 3 anos após, *i.e.* em 2011 e 2012) ocorridos sobre as comunidades de macroinvertebrados aquáticos das ribeiras do Portelo, Aveleda e rio Sabor, numa extensão de cerca de 20 km. As principais conclusões do estudo realizado foram:

- 1) Os impactos de curto-médico termo decorrentes do **colapso das escombreyas das minas do Portelo** permitiram confirmar a alteração profunda sofrida pelo curso de água nas imediações do acidente que originou a entrada massiva de sedimentos no meio aquático. Sob o ponto de vista químico continuaram a observar-se valores críticos para os parâmetros pH (< 5), condutividade (> 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e TDS (> 50 mg/L). Quanto aos metais pesados o cobre é o metal possivelmente problemático (TU > 1). Em termos físicos, apesar da lavagem derivada dos caudais de inverno, continuam a ocorrer muitas zonas com uma completa colmatação dos interstícios do substrato e conseqüente deposição de materiais finos;
- 2) No que respeita às respostas biológicas, avaliadas ao nível da macrofauna bentónica, verificou-se que, depois duma fase inicial (ano de 2010) onde ocorreu a **eliminação completa da fauna macrobentónica do troço inicial** da ribeira, existem sinais duma lenta mas progressiva colonização das zonas mais afectadas (P1, P3, P4 e P5);
- 3) **Na escala temporal**, verificou-se que para a variação sazonal (2011) e mensal (janeiro a julho de 2012) observada, detetaram-se também **sinais de recuperação** em termos da recolonização dos rios por parte da fauna bentónica. O efeito de diluição, retenção e imobilização de compostos químicos poderá estar na base da menor mortalidades registada em termos espaciais, nomeadamente nos locais situados a jusante (> 20 km);
- 4) Dado não ter sido tomada qualquer medida de reabilitação/recuperação e/ou outras de protecção da entrada contínua de sedimentos na ribeira do Portelo, poderão ocorrer retrocessos no processo de recolonização detetado. Por tal motivo, justifica-se o estabelecido de um Plano de Reabilitação/Recuperação, complementado por um Programa de Monitorização na zona afectada.

- 5) As ameaças decorrentes de fenómenos desta natureza são diversas (e.g. fenómenos de bioacumulação e bioamplificação na cadeia trófica; extinção de espécies em área protegida, PNM) alertam para a necessidade da criação de medidas de conservação especificamente adaptadas às particularidades de cada ecossistema, enquadrada sempre num cenário de sustentabilidade do próprio sistema.

## BIBLIOGRAFIA

- ALBA-TERCEDOR, J. 2000. Un adattamento spagnolo del British Biological Monitoring Working Party (BMWP) Score System. *Biologia Ambientale*.
- ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV Siaga*, (pp. Vol II, p.203-213). Almería.
- ALBA-TERCEDOR, J.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell.
- BELLEM, F. N., NUNES, S., & MORAIS, M. 2011. Toxicidade a Cianobactérias: Impacto na Saúde Pública em populações de Portugal e Brasil. . *XIV Encontro da Rede Luso Brasileiro de Estudos Ambientais 12 - 17 de Setembro de 2011 Cidade do Recife*. Recife.
- BIESINGER, K.E., & CHRISTENSEN, G.M. 1972. Effects of various metals on survival, growth and reproduction and metabolism of *Daphnia magna*. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 29, 1691-1700.
- CARRERA, C., & FIERRO, K. 2001. Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. *EcoCiencia*.
- COSTA, R., CUROPOS, J., CRISTINO, A., RODRIGUES B. & TEIXEIRA, A. 2012. Dispersão do lagostim sinal (*Pacifastacus leniusculus*) em cursos de água do Nordeste Transmontano. In Livro de Resumos do IV Congresso da Fauna Selvagem WAVES Portugal, Bragança.
- CLARKE K.R. & GORLEY R.N. 2006. "*PRIMER v6: User Manual/Tutorial*". PRIMER-E: Plymouth.
- CORTES, R. V., TEIXEIRA, A., CRESPI, A., OLIVEIRA, S., VAREJÃO, E., & PEREIRA, A. 1999. Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Lima. 1ª Fase. Análise e Diagnóstico da Situação de Referência (Componente Ambiental). Lisboa: Min. do Ambiente.

- DECRETO-LEI nº236/98 de 1 de Agosto. Diário da República nº176 – I Série A. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.
- FERREIRA, A.L.G., SERRA, P., SOARES, A.M.V.M., & LOUREIRO, S. 2010. The influence of natural stressors on the toxicity of nickel to *Daphnia magna*. *Environ Sci Pollut Res.*, 17, 1217 – 1229.
- FERREIRA, G. L., & FLYNN, M. N. 2012. Índice biótico BMWP' na avaliação da integridade ambiental do Rio Jaguari-Mirim, no entorno das Pequenas Centrais Hidrelétricas de São Joaquim e São José. *RevInter Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade*, v.5, nº1, p.128-139.
- FONTOURA, A. P. 1984. Elaboração de uma Carta de Qualidade Biológica da Água. Porto: Universidade do Porto.
- GONÇALVES, A. C. 2010. Impactes Ambientais Em Áreas Minerais Activas O Caso da Ribeira do Bodelhão Minas da Panasqueira. In *VI Seminário Latino-Americano de Geografia Física*. Coimbra: Universidade de Coimbra.
- HANNA INSTRUMENTS ITÁLIA S.R.L. HI 93767A. *Estojo de Testes Químicos*, Villafranca Padovana, Itália
- HELLAWELL, J. M. 1986. Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental management. (p. 546p). Chichester: Elsevier Applied.
- 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 o Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- INAG, I. 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.
- JESUS, T. M. 2001. Centrais Hidroeléctricas de Pequena Dimensão: Impacto na Dinâmica da Comunidade de Macroinvertebrados Bentónicos e na Variação

da Qualidade da Água (Mini-hídrica de Vila Viçosa e “Cascata do Alva”).  
Porto: Departamento de Zoologia e Antropologia, Faculdade de Ciências do  
Porto. Tese de Doutoramento.

JUNQUEIRA, M. V., AMARANTE, M. C., DIAS, C. S., & FRANÇA, E. S. 2000.  
Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas  
(MG/Brasil) através de macroinvertebrados. *Acta Limnologica Brasiliensia*, pp.  
12:73-87.

KELLY, M. 1988. *Mining and the Freshwater Environment*. New York: Elsevier.

KHANGAROT, B.S., & RAY, P.K. 1989. Investigation of correlation between  
physicochemical properties of metals and their toxicity to the water flea  
*Daphnia magna* Straus. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 18, 109-  
120.

MARQUÉS, M., MARTINEZ-CONDE, E., & ROVIRA, J. 2003. Effects of Zinc and  
Lead Mining on the Benthic Macroinvertebrates of a Fluvial Ecosystem.  
*Springer Journals*, Vol. 148.

MERRITT, R. W., & CUMMINS, K. W. 1978. *An introduction to the aquatic insects of  
North*. Dubuque, Iowa. USA: Kendall- Hunt.

MERRITT, R. W., & CUMMINS, K. W. 1996. Trophic relations of macroinvertebrates.  
In *In: Stream Ecology editado por Hauer & Lamberti*. San Diego, USA:  
Academic Press.

MUNNÉ, A., & SOLÀ, C. P. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la  
calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175:20-30.

MURPHY, J. & J. P. RILEY, 1962. A modified single solution method for the  
determination of phosphate in natural waters. *Analytica chim. Acta* 27: 31–36

NELSON, S.M., & ROLINE, R.A. 1999. Relationships between metals and hyporheic  
invertebrate assemblage structure in a river recovering from metals  
contamination *Hydrobiologia*, 397, 211–226.

- NOGUEIRA, M. 2011. *Impactos ambientais em ecossistemas lóticos do Norte de Portugal. Estudo da bio-ecologia e fisiologia de Anodonta anatina (L.) (Bivalvia, Unionidae)*. Bragança: Escola Superior Agrária de Bragança.
- OLIVEIRA, S. 2006. Avaliação da Integridade Ecológica em Ecossistemas Aquáticos. In *Tese de Doutoramento*. Vila Real: Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.
- ROSENBERG, D. M., & RESH, V. H. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.*, (pp. pp.1-9). New York.
- SANKARAMANACHI, S. K., & QASIM, S. R. 1999. Metal toxicity evaluation using bioassay and microtox™™. *International Journal of Environmental Studies*, 56(2), 187-199.
- STATSOFT Inc. 2004. STATISTICA (Data Analysis Software System). Version 7. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com). Tulsa, USA.
- TACHET, H., BOURNAUD, M., & RICHOUX, P. 1981. Introduction à l'étude des. Lyon: Univ. Claude Bernard et Assoc. de Limnol.
- TACHET, H., RICHOUX, P. H., BOURNARD, M., & USSEGLIO-POLATERA, P. 2010. Invertébrés d'eaux douces. *Systématique, biologie, écologie*. Paris: CNRS Éditions
- TEIXEIRA, A. 1994. Variações naturais e antropogénicas na sucessão longitudinal de. *Tese de Mestrado*. Coimbra: Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.
- TEIXEIRA, A., & CORTES, R. 2006. Habitat Use by Native and Stocked Trout (*Salmo trutta* L.) in Two Northeast Streams. *Bulletin Française de la Pêche et la Pisciculture* , pp. 382: 1-18.
- YIM, J.H., KIM, K.W. & KIM, S. D. 2006. Effect of hardness on acute toxicity of metal mixtures using *Daphnia magna*: Prediction of acid mine drainage toxicity. *J. Hazard Matter*, 138, 16-21.

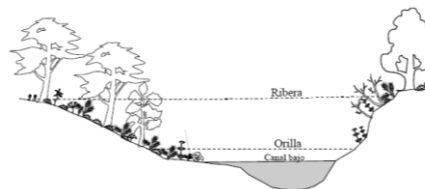
# **ANEXOS**

# ANEXO I

## Índices de Qualidade do Habitat Fluvial (QBR e GQC)

### ÍNDICE QBR: CLASSIFICAÇÃO DA ZONA RIBEIRINHA DE ECOSISTEMAS FLUVIAIS

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



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

Estação	
Classificação	

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

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

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

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

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

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


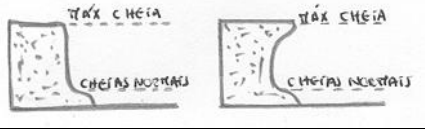
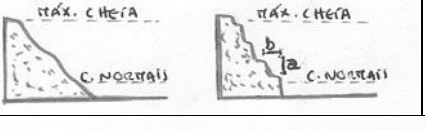
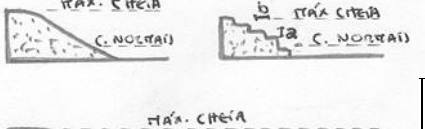
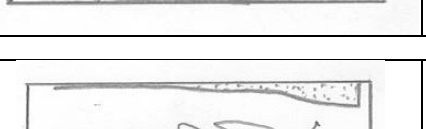
#### 4 – Grau de naturalidade do canal fluvial - Pontuação entre 0 e 25

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


<b>Pontuação final</b> (soma das pontuações anteriores)	
---	--

\* **Determinação do tipo geomorfológico da zona ribeirinha** (característica 3, qualidade da cobertura vegetal)  
Somar o tipo de desnível da margem direita e da esquerda, e somar a pontuação das restantes características.

**Tipos de desnível da zona ripária**

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

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

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

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

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

**Pontuação Total**

--	--

**Tipo geomorfológico segundo a pontuação**

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

**\*\* Espécies frequentes e consideradas alóctonas**

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

## ANEXO I: ÍNDICE GQC: Índice Grau de Qualidade do Canal

<b>ÍNDICE DE QUALIDADE DO CANAL</b>	Código:
(realizado em pelo menos três transectos com distâncias entre si de 20 metros)	

### 1 - Presença de estruturas de retenção

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

### 2 - Estrutura do canal

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

W – média da largura do leito molhado obtida nos transectos.

D – média da profundidade máxima obtida nos transectos.

### 3 - Sedimentos e estabilidade do canal

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

### 4 - Estrutura das margens

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

### 5 - Alteração artificial das margens

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

<b>ÍNDICE DE QUALIDADE DO CANAL</b>	Código:
<b>(realizado em pelo menos três transectos com distâncias entre si de 20 metros)</b>	

#### 6 - Heterogeneidade do canal

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

#### 7 - Estrutura do leito

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

##### **TIPO 1 (troço em que predomina a erosão)**

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

##### **TIPO 2 (troço em que predomina o transporte)**

> 50% do material é constituído por blocos e pedras (> 6,5 cm)	8
50% do material é constituído por pedra ou superior (> 6,5 cm)	6
> 25% do material é de dimensões superiores a cascalho (> 1,5 cm)	3
O material grosseiro (> 1,5 cm) é inferior a 10%	1

##### **TIPO 3 (troço em que predomina a sedimentação)**

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

#### 8 - Deposição de finos intersticiais

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

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

## ANEXO II

### GUIA PARA PREENCHIMENTO DAS VARIÁVEIS *ANTHROPOGENIC IMPACTS*

Land use	Impacto de práticas agrícolas/silvícolas
5	> 40% uso agrícola (agricultura intensiva), impacto muito severo (e.g., arrozal)
4	> 40% uso agrícola/silvícola (UAS), forte impacto (e.g., área com forte exploração florestal, incluindo cortes rasos; área de regadio)
3	< 40% UAS, impacto moderado (e.g., hortas p/subsistência)
2	< 40% UAS, pequeno impacto (e.g., montado)
1	< 10% UAS, sem impactos significativos

Urbanization	Impacto de aglomerados urbanos
1 a 5	Avaliação pericial (5 – impactos muito severos (e.g., local junto a uma urbe com carências ao nível do saneamento básico) a 1 – sem impactos significativos (e.g., habitações isoladas))

Riparian area	Desvio relativamente ao estado natural da ZONA RIPÁRIA
1 a 5	Avaliação pericial (5 – impactos muito severos (e.g., corte regular e em grandes extensões da vegetação ribeirinha, acompanhado de sobrepastoreio) a 1 – sem impactos significativos))

Sediment load	Desvio relativamente à carga natural de sedimentos (tanto a transportada na coluna de água como a depositada no leito do rio)
5	A % de finos > 75% e/ou carga sedimentos transportada muito elevada
4	A % de finos = 50-75% e/ou carga sedimentos transportada elevada
3	A % de finos = 25-50% e carga sedimentos transportada natural
2	A % de finos = 5-25% e carga sedimentos transportada natural
1	A % de finos < 5% e carga sedimentos transportada natural

Morphological condition	Desvio relativamente ao estado natural do leito e das margens
5	Canal
4	Sector canalizado, faltam a maior parte dos habitats naturais
3	Sector canalizado; faltam alguns tipos de habitats naturais, embora se mantenha grande parte da forma natural do canal
2	Uma das margens pode apresentar enrocamentos rústicos, mas estão presentes a maioria dos habitats
1	Alterações morfológicas ausentes ou desprezáveis

## ANEXO III

**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>5</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, Himgrobiidae, 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 IV

### VALORES DE REFERÊNCIA DO ÍNDICE PORTUGUÊS DE INVERTEBRADOS IPT<sub>N</sub>

VALORES DE REFERÊNCIA DAS MÉTRICAS PARA OS DIFERENTES TIPOS DE RIOS DE PORTUGAL CONTINENTAL

Tipos de Rios	EPT Taxa	Nb Taxa	IASPT-2	Evenness	Log (Sel ETD+1)	Log (Sel EPTCD+1)
Rios Montanhosos do Norte	16.00	29.00	4.48	0.65	1.86	-
Rios do Norte de Pequena Dimensão	16.00	30.00	4.52	0.71	1.95	-
Rios do Norte de Média-Grande Dimensão	13.00	26.00	3.97	0.63	1.68	-
Rios do Alto Douro de Média-Grande Dimensão	14.00	31.50	3.80	0.64	1.48	-
Rios do Alto Douro de Pequena Dimensão	18.00	39.00	4.17	0.61	2.00	-
Rios de Transição Norte-Sul	12.00	30.50	3.67	0.64	1.73	-
Rios do Litoral Centro	8.00	20.00	3.60	-	-	2.57
Rios do Sul de Pequena Dimensão	10.00	27.00	3.29	-	-	2.48
Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	9.00	21.00	3.37	-	-	2.57
Rios Montanhosos do Sul	10.50	26.00	3.73	0.56	1.32	-
Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado	10.00	22.00	3.48	-	-	2.45
Calcários do Algarve	10.00	27.00	3.29	-	-	2.48

### VALORES DE REFERÊNCIA DO ÍNDICE PORTUGUÊS DE INVERTEBRADOS IPT<sub>N</sub>

MEDIANA DOS VALORES DE REFERÊNCIA E FRONTEIRAS PARA OS TIPOS DE 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>N</sub></b>	0.98	0.86	0.60	0.40	0.20
Rios do Norte de Pequena Dimensão	<b>IPT<sub>N</sub></b>	1.02	0.87	0.65	0.44	0.22
Rios do Norte de Média-Grande Dimensão	<b>IPT<sub>N</sub></b>	1.00	0.88	0.66	0.44	0.22
Rios do Alto Douro de Média-Grande Dimensão	<b>IPT<sub>N</sub></b>	1.01	0.83	0.61	0.41	0.20
Rios do Alto Douro de Pequena Dimensão	<b>IPT<sub>N</sub></b>	1.01	0.85	0.59	0.40	0.20
Rios de Transição Norte-Sul	<b>IPT<sub>N</sub></b>	1.00	0.86	0.64	0.42	0.21
Rios do Litoral Centro	<b>IPT<sub>S</sub></b>	0.98	0.74	0.56	0.37	0.19
Rios do Sul de Pequena Dimensão	<b>IPT<sub>S</sub></b>	0.99	0.95	0.70	0.47	0.23
Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	<b>IPT<sub>S</sub></b>	0.98	0.97	0.72	0.48	0.24
Rios Montanhosos do Sul	<b>IPT<sub>N</sub></b>	0.99	0.82	0.56	0.38	0.19
Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado	<b>IPT<sub>S</sub></b>	1.05	0.88	0.66	0.44	0.22
Calcários do Algarve	<b>IPT<sub>S</sub></b>	0.99	0.95	0.70	0.47	0.23

## ANEXO V

Principais categorias tróficas dos macroinvertebrados aquáticos (adaptado de MERRITT & CUMMINS 1978, 1996)

DETRITÍVOROS	FITÓFAGOS ou RASPADORES	PREDADORES E PARASITAS	COLECTORES DE DEPÓSITO	COLECTORES FILTRADORES
<b>PLECOPTERA</b> <i>Nemouridae</i> <i>Leuctridae</i> <i>Capniidae</i> <i>Taeniopterygidae</i>  Taeniopteryx	<b>MOLLUSCA</b> GASTROPODA  <b>HETEROPTERA</b> <i>Corixidae</i>  <b>TRICHOPTERA</b> <i>Glossosomatidae</i> <i>Hydroptilidae</i> <i>Limnephilidae</i>  Drusinae <i>Thremmatidae</i> <i>Goeridae</i> <i>Helicopsychidae</i>  <b>COLEOPTERA</b> <i>Limnebiidae</i> (a) <i>Hydraenidae</i> <i>Elmidae</i> <i>Hydroscaphidae</i> <i>Dryopidae</i> (a) <i>Hidrophilidae</i> Laccobius (a) <i>Helodidae</i>  <b>DIPTERA</b> <i>Blephariceridae</i>  <b>PLECOPTERA</b> <i>Taeniopterygidae</i> Brachyptera sp.	<b>ANNELIDA</b> HIRUDINEA  <b>PLATHELMINTES</b> TRICLADIDA  <b>ACARI</b> (Hidracarina)  <b>ODONATA</b> <b>HETEROPTERA</b> <b>MEGALOPTERA</b> <b>PLANIPENNIA</b>  <b>PLECOPTERA</b> <i>Perlidae</i> <i>Perlodidae</i> <i>Chloroperlidae</i>  <b>TRICHOPTERA</b> <i>Rhyacophilidae</i>  <b>DIPTERA</b> <i>Ceratopogonidae</i> <i>Anthomyidae</i> <i>Athericidae</i> <i>Dolichopodidae</i> <i>Empididae</i> <i>Muscidae</i> <i>Chironomidae</i> Tanypodinae <i>Limoniidae</i> Dicranota <i>Tabanidae</i> Tabanus	<b>ANNELIDA</b> OLIGOCHAETA  <b>CRUSTACEA</b> <i>Asellidae</i>  <b>EPHEMEROPTERA</b> <i>Siphonuridae</i>  <i>Baetidae</i> <i>Heptageniidae</i> <i>Ephemerellidae</i> <i>Caenidae</i> <i>Leptophlebiidae</i> <i>Ephemeridae</i> <i>Prosopistomatidae</i> <i>Polymitarcidae</i> <b>COLEOPTERA</b> <i>Hydrophilidae</i> (a) <i>Sphaeridiidae</i> (a) <i>Noteridae</i>  <b>TRICHOPTERA</b> <i>Beraeidae</i> <i>Psychomyidae</i> <i>Polycentropodidae</i> Plectrocnemia  <b>DIPTERA</b> <i>Psychodidae</i> <i>Dixidae</i> <i>Chironomidae</i> Diamesinae Orthocladiinae Chironominae Corynoneurinae <i>Syrphidae</i> <i>Limoniidae</i> Antocha sp. <i>Ephydriidae</i> <i>Stratiomyidae</i> <i>Tabanidae</i> Chrysops sp.	<b>TRICHOPTERA</b> <i>Philopotamidae</i> <i>Hydropsychidae</i> <i>Brachycentridae</i> Brachycentrus sp.  <i>Polycentropodidae</i>  Polycentropus sp. <i>Ecnomidae</i>  <b>DIPTERA</b> <i>Simuliidae</i> <i>Culicidae</i>  <b>MOLLUSCA</b> Bivalvia  <b>EPHEMEROPTERA</b> <i>Oligoneuriidae</i>
<b>TRICHOPTERA</b> <i>Lepidostomatidae</i> <i>Limnephilidae</i> <i>Sericostomatidae</i> <i>Odontoceridae</i> <i>Leptoceridae</i> <i>Calamoceratidae</i> <i>Brachycentridae</i> Micrasema sp.				
<b>COLEOPTERA</b> <i>Helophoridae</i> <i>Hydrochidae</i> <i>Dryopidae</i> (l) <i>Chrysomelidae</i> <i>Haliplidae</i> <i>Hygrobiidae</i>				
<b>LEPIDOPTERA</b>				
<b>DIPTERA</b> <i>Tipulidae</i> <i>Limoniidae</i> Hexatoma sp.				
<b>CRUSTACEA</b> <i>Atyidae</i>				
	<b>EPHEMEROPTERA</b> <i>Heptageniidae</i> Heptagenia sp. <i>Leptophlebiidae</i> Choroerpes sp.	<b>COLEOPTERA</b> <i>Gyrinidae</i> <i>Dytiscidae</i> <i>Hydrophilidae</i> (l) <i>Limnebiidae</i> (l) <i>Sphaeridiidae</i> (l)		

## ANEXO VI

### Resultados das análises do azoto e o fósforo

23-05-2012					
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	P- Total	PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
Unidades	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
1	0,00	0,00	0,04	0,13	0,10
2	0,00	0,00	0,02	0,07	0,05
3	0,00	0,00	0,09	0,27	0,20
4	0,00	0,00	0,05	0,16	0,12
5	0,00	0,00	0,04	0,14	0,10
6	0,00	0,00	0,05	0,17	0,12
7	0,00	0,00	0,03	0,08	0,06
8	0,00	0,00	0,06	0,19	0,14
9	0,00	0,00	0,03	0,10	0,08