



Projecto **AQUARIPO**R

Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios

Direcção-Geral dos Recursos Florestais
Jorge Bochechas



Instituto Superior de Agronomia
**João Manuel Oliveira, José Maria Santos,
Maria Teresa Ferreira, Paulo Jorge Pinheiro**



Escola Superior Agrária de Bragança
Amílcar Teixeira, Ana Galdes



Para efeitos bibliográficos a presente obra deve citar-se da seguinte forma:

OLIVEIRA, J. M. (coord.), J. M. SANTOS, A. TEIXEIRA, M. T. FERREIRA, P. J. PINHEIRO, A. GERALDES e J. BOCHECHAS (2007)

Projecto AQUARIPORT: Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios.

Direcção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa, 96 pp.

Direcção-Geral dos Recursos Florestais

Av. João Crisóstomo, 26-28 • 1069-040 LISBOA

Tel.: +351 213124800 • Fax: +351 213124988

info@dgrf.min-agricultura.pt

www.dgrf.min-agricultura.pt

Concepção e produção

Ideias Virtuais

www.ideiasvirtuais.pt

ISBN

978-972-8097-67-7

Tiragem

1000 exemplares

Depósito legal

269731/08

Publicação realizada no âmbito do protocolo de colaboração entre a Direcção-Geral dos Recursos Florestais, o Instituto Superior de Agronomia, a Escola Superior Agrária de Bragança e a Associação para o Desenvolvimento do Instituto Superior de Agronomia.



Agradecimentos

Ao Doutor Francisco Godinho pela revisão atenta do texto.

A todos aqueles que directa ou indirectamente contribuíram para a prossecução do projecto AQUARIPORT e consequentemente para a concretização deste Livro.



Índice

Prefácio	7
-----------------------	---

PARTE I

I.1 Introdução	11
I.2 Enquadramento do projecto AQUARIPORT no âmbito da Directiva Quadro da Água (DQA)	15
I.3 Porque é que os peixes são bons indicadores do estado ecológico?	19
I.4 Que outros elementos podem ser utilizados para complementar a determinação do estado ecológico através das comunidades piscícolas?	23
I.5 O que é um Índice de Integridade Biótica (IIB)?	27
I.6 Atributos ou métricas dos Índices de Integridade Biótica	31
I.7 Índices de Integridade Biótica para Portugal	43
I.8 Ferramentas complementares da avaliação do estado ecológico no projecto AQUARIPORT: índices com base em invertebrados bentónicos e condição morfológica fluvial	53
I.9 Exemplos de tipos fluviais e respectivas associações piscícolas em rios portugueses — Projecto AQUARIPORT —	57



PARTE II

II.1	Protocolo de amostragem da fauna piscícola	63
II.1.1	Introdução	63
II.1.2	Equipamento e reagentes	64
II.1.3	Seleção e caracterização das estações de amostragem	66
II.1.4	Metodologia de amostragem com recurso a pesca eléctrica	68
II.1.5	Identificação, medição e conservação	74
II.1.6	Medidas de segurança específicas da amostragem com pesca eléctrica	75
II.1.7	Controlo de qualidade	77
II.2	Protocolo de amostragem de invertebrados bentónicos	79
II.2.1	Introdução	79
II.2.2	Equipamento e reagentes	79
II.2.3	Metodologia de amostragem	80
II.2.4	Processamento laboratorial	82
II.2.5	Medidas de segurança	83
II.3	Protocolo de avaliação da condição morfológica fluvial	85
Bibliografia		87



Prefácio

A gestão dos recursos aquícolas e dos ecossistemas aquáticos tem sido levada a cabo, ao longo dos anos, com base em informação dispersa, muitas vezes sem suporte científico, e quase sempre obtida com finalidades distintas dos objectivos de gestão e ordenamento desses recursos.

Por outro lado, essa mesma gestão tem incidido num conjunto de medidas proibitivas dirigidas às espécies e aos métodos e artes de pesca, descurando o nível de qualidade ecológica e pesqueira dos ecossistemas aquáticos e a condição das comunidades piscícolas.

A Direcção-Geral dos Recursos Florestais, consciente desta limitação, tem vindo a promover uma mudança de atitude perante a gestão piscícola, procurando, por um lado, organizar e sistematizar o conhecimento técnico e científico disponível sobre os ecossistemas aquáticos e as espécies piscícolas, tornando-o mais aces-

sível através da Carta Piscícola Nacional. Adicionalmente, o Projecto AQUARIPORT, ao promover o desenvolvimento e a implementação de índices biológicos, vai permitir a avaliação da qualidade ecológica de rios portugueses e o seu acompanhamento ao longo do tempo, através do Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios.

O novo quadro legal que estabelece as bases do ordenamento e da gestão sustentável dos recursos aquícolas das águas interiores, que se espera para breve, trará novos desafios, que serão certamente melhor correspondidos com o trabalho desenvolvido no âmbito do presente projecto.

Jorge Bochechas

Chefe da Divisão de Pesca em Águas Interiores
da Direcção-Geral dos Recursos Florestais



PARTE I



I.1

Introdução

Ao longo da sua história, o Homem tem utilizado de forma mais intensiva os rios do que qualquer outro tipo de sistemas naturais (Arthington e Welcomme 1995). Os cursos de água continentais encontram-se assim entre os ecossistemas mais alterados do planeta, e nas últimas décadas os seus decréscimos de biodiversidade ocorreram com maior rapidez do que os verificados nos ecossistemas terrestres (Saunders et al. 2002).

Entre os factores que mais contribuem para o declínio das espécies aquáticas, nomeadamente da fauna piscícola, Collares-Pereira e Cowx (2004) salientam cinco impactes chave: introdução e translocação de espécies; represamento dos rios; diminuição da qualidade da água; degradação e fragmentação dos habitats aquáticos; sobreexploração dos recursos. Os planos estratégicos que visam a conservação e o ordenamento dos sistemas aquáticos, bem como a recuperação da sua qualidade ecológica, têm por isso cada vez maior importância à escala global, de forma a inverter as tendências quer do aumento dos níveis de extinção, quer do decréscimo da condição das comunidades aquáticas. De facto, as políticas de ges-

tão da água e dos seus recursos têm merecido crescente atenção não só à escala regional — por exemplo, ao nível da recuperação de troços fluviais (Sear e Newson 2004; Muotka e Syrjanen 2007) ou do ordenamento e gestão de populações piscícolas (Fiss e Habera 2006) —, como supranacional, de que é exemplo a Directiva Quadro da Água (DQA) (União Europeia 2000), que representa o quadro de acção estabelecido pela União Europeia no domínio da política da água.



Rio Teixeira (AR_VO_004), Bacia do Vouga; troço fluvial de boa qualidade com comunidade piscícola diversificada (truta, enguia, boga, barbo e escaló).



Neste trabalho representam-se as imagens de alguns dos 190 locais amostrados até 2007, no âmbito do Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas sob responsabilidade da Direcção-Geral dos Recursos Florestais (DGRF); ver págs. 37-41 para a caracterização das comunidades piscícolas.

Na Península Ibérica e sobretudo nas regiões de cariz mediterrânico, a pressão humana sobre os recursos hídricos tem sido particularmente intensa, especialmente durante os períodos mais secos do ano, quando os caudais não acompanham as necessidades para fins domésticos e agrícolas (Aparicio et al. 2000; Cowx e Collares-Pereira 2000). A construção de barragens para irrigação, consumo humano, e produção de hidroelectricidade; a extracção desregada de água dos rios; a poluição de origem industrial e doméstica; ou as práticas agrícolas que levam à destruição de

habitats e eutrofização das águas, são alguns dos factores de perturbação mais evidentes em rios ibéricos (Doadrio 2002; Moreira et al. 2002). Neste quadro, a maioria das espécies nativas ibéricas enfrenta ameaças ao nível da sua conservação, tendo vindo por isso a sofrer um progressivo e generalizado declínio (Doadrio 2002; Cabral et al. 2006).

No âmbito do projecto AQUARIPOORT, o desenvolvimento de ferramentas que permitam a avaliação da qualidade dos nossos rios, enquadra-se numa perspectiva multifacetada de ordenamento e gestão dos recursos aquícolas. De facto, a avaliação do estado ecológico dos ecossistemas fluviais deve representar uma faceta chave nas políticas de conservação, recuperação e gestão destes sistemas, objectivando a preservação da diversidade biológica num quadro de produção sustentável de recursos para o Homem.



Sazonalidade hidrológica de um rio tipicamente mediterrânico (Ribeira de Odelouca): troço seco ou em pegos isolados (Verão) e continuidade longitudinal do escoamento (Inverno).



Pescadores desportivos exibindo exemplares de achigã num dos muitos concursos de pesca que decorrem anualmente em Portugal.

As espécies exóticas introduzidas na Península Ibérica podem também afectar negativamente as comunidades nativas através de fenómenos de competição e predação (Pires et al. 1999; Godinho e Ferreira 2000), provocar a transmissão de agentes patogénicos e parasitas, e possibilitar a hibridação com a fauna autóctone (Elvira e Almodóvar 2001). Por outro lado, algumas dessas espécies apresentam uma grande valia em termos da pesca desportiva (nomeadamente o achigã e a carpa), cuja importância socio-económica é muito relevante em Portugal. É evidente a dificuldade da ges-

tão de interesses, neste caso particular, entre a valorização daquela actividade humana e algumas medidas com objectivos ao nível da conservação. Muito provavelmente, o compromisso entre interesses aparentemente antagónicos passará pela implementação de uma gestão piscícola de acordo com o grau de integridade ambiental de cada sistema aquático. Desta forma, os objectivos dos programas de gestão de algumas espécies exóticas poderão ir desde o seu controlo (a eliminação é quase sempre inexequível) até ao seu fomento, cientificamente sustentado, em sistemas com forte grau de artificialidade (e.g., troços de rio com forte influência funcional de albufeiras) e onde essas espécies já estiverem bem estabelecidas.

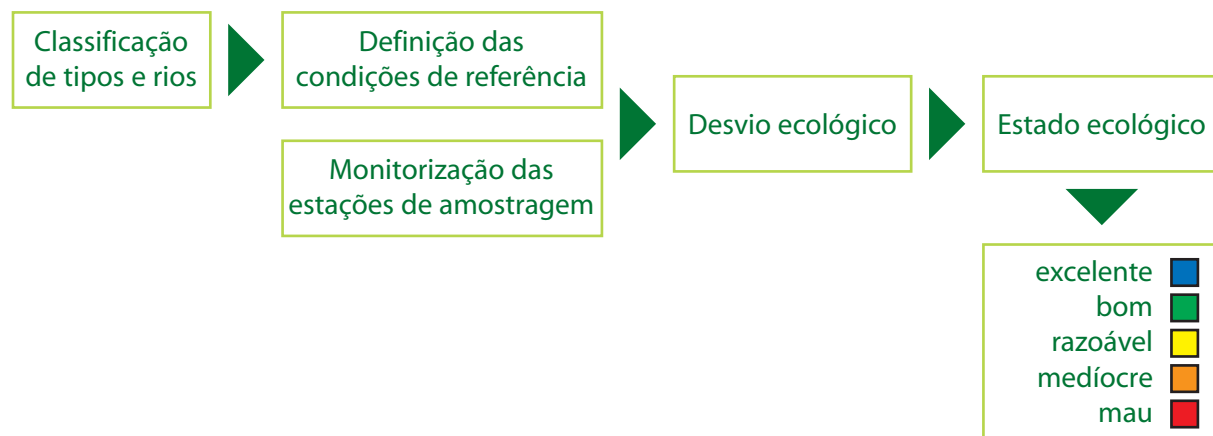
As espécies exóticas podem provocar impactes nas comunidades nativas, mas é indubitável o valor de algumas delas para a pesca desportiva e consequentemente para o desenvolvimento socio-económico de muitas regiões do país.

I.2

Enquadramento do projecto AQUARIPOORT no âmbito da Directiva Quadro da Água (DQA)

A DQA, como se referiu anteriormente, estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água e entrou em vigor no dia 22 de Dezembro de 2000. Os seus principais objectivos são proteger, melhorar e restaurar todas as massas de água superficiais e subterrâneas a nível europeu, tendo em vista atingir um bom estado ecológico até 2015. O estado ecológico é caracterizado por elementos biológicos (comunidades de fitoplâncton, macrófitos e fitobentos, invertebrados bentónicos e fauna piscícola), e ainda por elementos físico-químicos (e.g., temperatura, oxigénio dissolvido, nutrientes) e hidromorfológicos (e.g.,

vegetação ribeirinha, caudal, profundidade), ambos de suporte às comunidades biológicas. O estado ecológico é definido pelo desvio (desvio ecológico) entre as características desses elementos numa massa de água em condições naturais (condições de referência) e as suas características quando sujeitos a uma ou várias pressões (e.g., poluição orgânica/industrial, regularização, extracção de inertes). A DQA distingue cinco níveis de estado ecológico: excelente, bom, razoável, medíocre e mau. Neste contexto, a sua avaliação implica a utilização de metodologias adequadas e estandarizadas por parte dos Estados-Membros.



Etapas preconizadas pela DQA para definição do estado ecológico.



Na DQA as águas de superfície são inicialmente classificadas em cinco categorias, uma das quais são os rios, que por sua vez devem ser desagregados em tipos. No caso dos sistemas fluviais, os tipos correspondem a grupos de rios com características geográficas e hidrológicas relativamente homogéneas, consideradas relevantes para a determinação das condições ecológicas, i.e, os tipos diferenciam-se quer ao nível dos factores físicos e químicos que determinam as suas características (e.g., altitude, declive, geologia), quer ao nível da estrutura e composição das suas comunidades biológicas (ver exemplos no Cap. I.9). Os principais objectivos da definição de tipos são (1) a determinação correcta das condições de referência e (2) a comparação das classificações do estado ecológico dentro de cada grupo de rios com características semelhantes. As condições de referência podem ser estabelecidas através de dados actuais, dados históricos, ou por técnicas de modelação.

As comunidades biológicas reflectem o estado ecológico dos sistemas (i.e., a sua condição físico-química, biológica e hidromorfológica) e, ao integrar os efeitos de diferentes agentes de stress, muitas vezes complexos e interdependentes, proporcionam uma medida do seu impacte cumulativo (Barbour et al. 1999).

O projecto que serve de base ao programa de monitorização de rios sob responsabilidade da DGRF, com o título *Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios Portugueses com Base nas Comunidades Piscícolas* (AQUARIPOORT), tem como objectivos centrais: (1) a recolha de informação base de suporte à gestão e ao ordenamento dos recursos piscícolas nacionais; (2) com base na metodologia da DQA, o desenvolvimento e a implementação de índices biológicos, baseados em associações piscícolas, que permitam a avaliação da qualidade ecológica de rios portugueses. A imagem de qualidade obtida com base nas comunidades piscícolas é complementada com outros dois elementos de avaliação do estado ecológico — invertebrados bentónicos e condição morfológica fluvial (condição dos habitats aquáticos). O projecto AQUARIPOORT inclui assim dois elementos de qualidade biológica, fauna piscícola e invertebrados, e um outro de qualidade morfológica.

Ao elaborar um programa de avaliação da qualidade ecológica de rios a nível nacional, e seguindo a linha metodológica da DQA, a equipa responsável pelo projecto AQUARIPOORT e a DGRF procuram assim enquadrar-se nos princípios desta directiva europeia, concertando-os com a gestão de recursos piscícolas, que constitui uma das competências daquela instituição.

O conhecimento mais aprofundado das comunidades piscícolas e do valor pesqueiro dos nossos rios, resultante da monitorização frequente destes sistemas, representa um dos alicerces do ordenamento e gestão sustentável dos recursos aquícolas por parte da DGRF.

Espécies nativas estritamente dulçaquícolas presentes em Portugal continental e respectivo estatuto de conservação segundo o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral et al. 2006) (reclassificação do género *Chondrostoma* segundo Robalo et al. (2007)).

Família	Espécie	Nome comum	Estatuto
Petromyzontidae	<i>Lampetra planeri</i>	Lampreia-de-riacho	CR
Cyprinidae	<i>Achondrostoma arcasii</i>	Panjorca	EN
	<i>Achondrostoma occidentale</i>	Ruivaco do Oeste	NE
	<i>Achondrostoma oligolepis</i>	Ruivaco	LC
	<i>Anaocypris hispanica</i>	Saramugo	CR
	<i>Barbus bocagei</i>	Barbo-comum	LC
	<i>Barbus comizo</i>	Cumba	EN
	<i>Barbus microcephalus</i>	Barbo-de-cabeça-pequena	NT
	<i>Barbus sclateri</i>	Barbo do Sul	EN
	<i>Barbus steindachneri</i>	Barbo de Steindachner	NT
	<i>Iberochondrostoma almakai</i>	Boga do Sudoeste	CR
	<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>	Boga-de-boca-arqueada	EN
	<i>Iberochondrostoma lusitanicum</i>	Boga-portuguesa	CR
	<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	Boga do Norte	LC
	<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>	Boga-comum	LC
	<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>	Boga do Guadiana	VU
	<i>Squalius alburnoides</i>	Bordalo	VU
	<i>Squalius aradensis</i>	Escalo do Arade	CR
	<i>Squalius carolitertii</i>	Escalo do Norte	LC
	<i>Squalius pyrenaicus</i>	Escalo do Sul	EN
	<i>Squalius torgalensis</i>	Escalo do Mira	CR
Cobitidae	<i>Cobitis calderoni</i>	Verdemã do Norte	EN
	<i>Cobitis paludica</i>	Verdemã-comum	LC
Salmonidae	<i>Salmo trutta</i>	Truta-de-rio	LC
Gasterosteidae	<i>Gasterosteus gymnurus</i> *	Esgana-gata	EN
Blenniidae	<i>Salaria fluviatilis</i>	Caboz-de-água-doce	EN

* embora quase sempre classificada neste grupo, permanece a incerteza para Portugal do seu eventual carácter diádromo, ou mesmo da existência de populações dulçaquícolas e migradoras.

CR – Criticamente em Perigo; EN – Em Perigo; VU – Vulnerável; NT – Quase Ameaçado; LC – Pouco Preocupante;

DD – Informação Insuficiente; NE – Não Avaliado.

Espécies migradoras diádromas que ocorrem com maior frequência nos rios de Portugal continental e respectivo estatuto de conservação segundo o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral et al. 2006).

Família	Espécie	Nome comum	Estatuto
Petromyzontidae	<i>Lampetra fluviatilis</i>	Lampreia-de-rio	CR
	<i>Petromyzon marinus</i>	Lampreia-marinha	VU
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	Enguia	EN
Clupeidae	<i>Alosa alosa</i>	Sável	EN
	<i>Alosa fallax</i>	Savelha	VU
Salmonidae	<i>Salmo salar</i>	Salmão	CR
	<i>Salmo trutta</i>	Truta-marisca	CR
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	Peixe-rei	DD
Mugilidae	<i>Liza ramada</i>	Taíinha	LC
	<i>Mugil cephalus</i>	Muge	NE
Pleuronectidae	<i>Platichthys flesus</i>	Solha-das-pedras	DD

CR – Criticamente em Perigo; **EN** – Em Perigo; **VU** – Vulnerável; **NT** – Quase Ameaçado; **LC** – Pouco Preocupante; **DD** – Informação Insuficiente; **NE** – Não Avaliado.

Espécies exóticas presentes em Portugal continental e grandes regiões geográficas correspondentes à sua distribuição nativa.

Família	Espécie	Nome comum	Regiões onde é nativa
Cyprinidae	<i>Alburnus alburnus</i>	Ablete	Europa
	<i>Carassius auratus</i>	Pimpão	Europa e Ásia
	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	Europa e Ásia
	<i>Gobio lozanoi</i>	Góbio	Norte de Espanha e Sul de França
Ictaluridae	<i>Ameiurus melas</i>	Peixe-gato-negro	América do Norte
Siluridae	<i>Silurus glanis</i>	Peixe-gato-europeu	Europa e Ásia
Esocidae	<i>Esox lucius</i>	Lúcio	Distribuição circumpolar Norte
Salmonidae	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truta-arco-íris	América do Norte
Cyprinodontidae	<i>Fundulus heteroclitus</i>	Fundulo	América do Norte
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambúsia	América do Norte
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i>	Perca-sol	América do Norte
	<i>Micropterus salmoides</i>	Achigã	América do Norte
Percidae	<i>Sander lucioperca</i>	Lucioperca	Europa e Ásia
Cichlidae	<i>Australoheros facetus</i>	Chanchito	América do Sul



I.3

Porque é que os peixes são bons indicadores do estado ecológico?

A avaliação da qualidade dos sistemas fluviais pode ser suportada por diversos ecoindicadores (Barbour et al. 1999; Simon 2003), incluindo os peixes, considerados, de forma crescente, organismos chave nos programas de biomonitorização, uma vez que possibilitam a avaliação expedita do estado ecológico de rios numa lógica de racionalidade económica. De facto, relativamente a este elemento biológico podem destacar-se os seguintes aspectos (Fausch et al. 1990; Harrison e Whitfield 2004):

I. Ocorrem em quase todos os tipos de ecossistemas aquáticos;

II. As suas comunidades são persistentes e recuperam rapidamente face a perturbações naturais;

III. A sua taxonomia, exigências ecológicas e ciclos de vida são aspectos geralmente mais conhecidos, relativamente a outros grupos biológicos;

IV. Devido à sua representatividade em habitats muito distintos e de diferente hidrogeomorfologia, são indicadores de qualidade da estrutura física dos rios a várias escalas espaciais;



Habitat de tipo rápido (*riffle*) com baixa profundidade, substrato grosseiro e escoamento turbulento (Rio Vade (AR_LI_001), Bacia do Lima). Espécies reófilas, como a truta e a boga do Norte/ comum, são frequentemente encontradas nestes locais.



Troço de rio degradado, sendo visíveis as extensas manchas da espécie hidrófita invasora pinheirinha-de-água (*Myriophyllum aquaticum*), consequência do enriquecimento da massa de água em nutrientes resultantes de actividades humanas (Ribeira de Sor (AR_TE_014), Bacia do Tejo).

V. Tendo em conta o comportamento migratório de algumas espécies, são indicadores das condições de conectividade;

VI. Ocupam uma grande variedade de níveis tróficos, e assim reflectem efeitos ambientais a todos os níveis da cadeia alimentar;

VII. Podem exibir patologias anatómicas externas, facilmente identificáveis no campo, como resultado da acção de agentes poluentes;

VIII. Devido à sua longevidade são bioindicadores para períodos de tempo relativamente extensos;

IX. Obedecem aos critérios de sensibilidade, reprodutibilidade e variabilidade, que devem ser verificados em qualquer ecoindicador (Simon 1999);

X. A sua utilização revela enorme eficiência em termos de custos, já que uma parte muito significativa do trabalho (nomeadamente até à identificação dos indivíduos) é quase totalmente realizada no campo em tempo útil; adicionalmente, a técnica de captura é em grande parte não destrutiva;

XI. Têm valor económico, e são considerados como importantes recursos ambientais pela generalidade das pessoas, podendo assim ter um papel fundamental na promoção de políticas da água, quer ao nível da sua qualidade físico-química, quer na vertente de conservação e recuperação dos habitats aquáticos e áreas ripárias.



Boga do Sudoeste (*Iberochondrostoma almaça*); espécie endémica portuguesa presente nas bacias do Mira e Arade. Sensível à degradação dos sistemas aquáticos.

**Frequência de ocorrência das espécies capturadas (% de locais com presenças), por bacia hidrográfica, nos 130 troços lóticos amostrados até 2006, no âmbito do Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas sob responsabilidade da DGRF.**

Espécie	Bacia hidrográfica e número de locais por bacia											
	Douro (37)	Guadiana (2)	Lima (5)	Lis (2)	Minho (5)	Mira (5)	Mondego (17)	Rib. do Algarve (9)	Rib. do Oeste (3)	Sado (17)	Tejo (17)	Vouga (11)
<i>A. arcasii</i> + <i>A. oligolepis</i>	26	0	40	100	20	0	88	0	33	0	12	64
<i>Alburnus alburnus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0
<i>Anguilla anguilla</i>	3	50	80	100	40	100	35	67	67	18	18	64
<i>Atherina boyeri</i>	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	12	0
<i>Australoheros facetus</i>	0	50	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0
<i>Barbus bocagei</i>	42	0	0	50	0	0	35	0	0	71	71	18
<i>Barbus comizo</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0
<i>Barbus microcephalus</i>	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Barbus sclateri</i>	0	50	0	0	0	40	0	44	0	0	0	0
<i>Carassius auratus</i>	0	0	0	50	0	0	6	0	0	18	24	0
<i>Cobitis calderoni</i>	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cobitis paludica</i>	0	0	0	50	0	20	41	56	0	60	59	9
<i>Cyprinus carpio</i>	0	100	0	0	0	0	12	0	0	29	12	0
<i>Gambusia holbrooki</i>	3	0	0	50	0	0	6	0	33	41	29	0
<i>Gasterosteus gymmnurus</i>	0	0	0	0	0	0	6	0	0	7	6	0
<i>Gobio lozanoi</i>	10	0	0	0	0	0	29	0	0	0	35	27
<i>Iberochondrostoma almacai</i>	0	0	0	0	0	40	0	33	0	0	0	0
<i>Iberochondrostoma lusitanicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	59	6	0
<i>Lepomis gibbosus</i>	13	100	0	0	0	60	12	22	33	88	59	0
<i>Liza ramada</i>	0	0	0	0	0	0	6	0	0	7	0	0
<i>Micropterus salmoides</i>	0	50	0	0	0	40	0	0	0	24	6	0
Petromyzontidae	0	0	20	0	0	0	18	0	33	12	18	0
<i>Pseudochondrostoma duricense</i>	68	0	80	0	60	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>	0	0	0	50	0	0	47	0	0	24	82	36
<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salmo trutta</i>	52	0	100	0	100	0	24	0	0	0	29	55
<i>Squalius alburnoides</i>	45	0	0	0	0	0	12	0	0	65	47	0
<i>Squalius aradensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0
<i>Squalius carolitertii</i>	68	0	80	0	40	0	59	0	0	0	0	64
<i>Squalius pyrenaicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	53	59	0
<i>Squalius torgalensis</i>	0	0	0	0	0	60	0	0	0	0	0	0

I.4

Que outros elementos podem ser utilizados para complementar a determinação do estado ecológico através das comunidades piscícolas?

Como se referiu no Cap. I.2, a DQA determina a classificação do estado ecológico através de diversos elementos de qualidade, e reconhece as comunidades piscícolas como um dos grupos mais importantes nos futuros programas de monitorização das águas de superfície (Anexo V; Ponto 1.1 – Elementos de qualidade para a classificação do estado ecológico). A Directiva abrange ainda outras componentes dos ecossistemas aquáticos, como a composição e abundância de invertebrados bentónicos, cuja análise proporciona uma imagem da qualidade da água, e a condição morfológica fluvial, cuja avaliação permite concluir sobre a qualidade estrutural/física de um troço de rio.

De acordo com a perspectiva holística apontada por diversos autores (Barbour et al. 1999; Yoder e DeShon 2003), e que está implícita na DQA, a amostragem das comunidades piscícolas deve ser complementada por outros elementos de qualidade biológica, física e química.



Colheita de invertebrados bentónicos com rede de arrasto no Rio Arda (2007), Bacia do Douro.

A amostragem deste elemento biológico, como complemento da monitorização das comunidades piscícolas e de outros elementos de qualidade, permite uma avaliação mais precisa do estado ecológico de um rio.

As comunidades piscícolas são frequentemente estruturadas de acordo com a complexidade dos habitats, factores ambientais a diferentes escalas (temperatura, condutividade, altitude, geologia, etc.), e ocorrência de fenómenos periódicos como cheias, secas e alteração da qualidade da água (Schlosser 1990; Cowx e Welcomme 1998). A degradação da malha



habitacional e da qualidade da água estão assim amiudadamente entre os factores que provocam o empobrecimento da qualidade ecológica de um rio. De facto, todos estes intervenientes estão intimamente relacionados nos sistemas aquáticos, como se exemplifica em seguida para várias regiões do globo:

- As margens dos rios naturais suportam uma malha habitacional diversificada, estimulando o acréscimo da produtividade primária e criando áreas de alimentação e refúgio para as comunidades de invertebrados e peixes, entre outras. A vegetação ripícola desempenha um papel importante em grande parte desses ecótonos, por exemplo, ao aumentar a capacidade de resistência das margens à erosão, ao actuar como filtro biológico através dos sistemas radiculares de árvores e arbustos, ou, ao proporcionar cobertura e alimento para diversas comunidades biológicas. Schiemer e Zalewski (1992) destacam a complexidade de habitats do ecótono ribeirinho como factor chave para as comunidades piscícolas. Por exemplo, Penczak (1995) registou alterações significativas num troço de um rio na Polónia, incluindo o decréscimo de peixes de grande dimensão, após a remoção de árvores ribeirinhas e o consequente desaparecimento de abrigos e zonas de alimentação. Também para Portugal, no rio Sorraia, Collares-Pereira et al. (1995) encontraram uma relação entre a diversidade de habitats da zona ripária e a diversidade e abundância das comunidades piscícolas. Mais recentemente, e numa

excelente revisão sobre a importância da zona ripária no ordenamento e conservação piscícolas, Pusey e Arthington (2003) demonstram os impactos resultantes da destruição da vegetação ripícola sobre a componente abiótica do ecossistema (e.g., sedimentação dos leitos dos rios; alteração dos seus regimes térmicos) e consequentemente sobre as comunidades piscícolas (e.g., ao nível das taxas de mortalidade de ovos e larvas).

- As margens dos rios podem também sofrer alterações significativas como consequência de obras de canalização dos troços fluviais; são exemplo, o uso de estruturas artificiais para controlo da erosão, a edificação de enrocamentos, o sectionamento dos taludes para controlo de cheias ou, a linearização do canal (neste caso, tornando artificialmente o rio num canal pouco ou nada sinuoso); não raras vezes, sobretudo em zonas urbanas, a estrutura original das margens é substituída por paredes de cimento. Dependendo do grau de perturbação, estas acções podem gerar sistemas monótonos e homogéneos, com reflexos negativos na abundância e diversidade das comunidades biológicas (Brookes 1988). Por exemplo, Meneks et al. (2003) detectaram maior instabilidade ambiental em troços canalizados relativamente a troços não canalizados de dois rios nos EUA (incluindo maior flutuação da temperatura e da concentração de oxigénio); no primeiro tipo de sistemas, os autores registaram ainda menor diversidade de larvas de espécies piscícolas e um predomínio de indivíduos tolerantes.



- A deposição de quantidades anormais de sedimentos finos no substrato dos rios pode provocar alterações nas cadeias tróficas aquáticas, desde logo ao nível da produtividade primária e consequentemente da disponibilidade de alimento, com efeitos negativos de cascata sobre o zooplâncton, invertebrados bentónicos e peixes (Henley et al. 2000). A sedimentação pode ainda provocar efeitos directos nos peixes, como o acréscimo do stress fisiológico resultante da colmatagem das brânquias e outras superfícies corporais, o asfixiamento de larvas e ovos, ou ainda, a diminuição dos locais de reprodução e alimentação.

- A poluição orgânica, que é normalmente reduzida via decomposição microbiana, provoca um consumo de oxigénio durante o processo de autodepuração, e pode reduzir consideravelmente a concentração deste elemento gasoso na água. Desta forma, a degradação do biota fluvial, ou de forma mais expressiva a mortalidade de peixes em rios, pode ser provocada não só por substâncias tóxicas (e.g., pesticidas) mas também frequentemente por défices de oxigénio dissolvido, devido ao seu consumo excessivo nos processos de decomposição da matéria orgânica contida em efluentes e estrumes (vejam-se, por exemplo, os episódios recorrentes de dizimação das comunidades biológicas na bacia do rio Lis). A degradação da qualidade da água pode estar associada a diversas causas e efeitos, incluindo a sua influência no decréscimo da condição das comunidades piscícolas de rios, demonstrada, como

exemplo, por Frenzel e Swanson (1996) em rios do Nebraska (EUA). Em Espanha, em sistemas fluviais mediterrânicos da bacia do rio Segura, Oliva-Paterna et al. (2003) encontraram um decréscimo da condição de *Barbus sclateri* (medida pela relação massa corporal-comprimento) em troços fluviais com elevadas condutividades, consequência da entrada de nutrientes e da extracção de água para irrigação (aumento das concentrações de sais no meio). A perturbação do sistema resultante de cargas poluentes de natureza orgânica ou química, pode também provocar o acréscimo de exemplares com anormalidades externas (tumores, malformações, etc.), como foi demonstrado por Sanders et al. (1999) no Ohio (EUA).



Quantificação da condição morfológica (Rio Xévara (2007), Bacia do Guadiana).

Para além da sua importância na avaliação do estado ecológico, este processo permite ainda identificar estruturas e habitats alterados, e consequentemente delinear medidas de recuperação do mosaico habitacional do rio.



Neste contexto, reforçam-se os princípios inerentes aos programas integrados de monitorização, que contemplam a avaliação directa de vários elementos de qualidade. A avaliação da condição morfológica permite ainda identificar as características do troço fluvial que se encontram alteradas, nomeadamente estruturas e habitats, possibilitando assim o planeamento de medidas de requalificação da malha habitacional que suporta a fauna piscícola. Cowx e Welcomme (1998) e Cortes (2004), apresentam revisões muito completas de técnicas de bioengenharia e requalificação fluvial.

Em consequência dessas acções, a eventual recuperação de populações piscícolas depauperadas, pode ter como resultado a dina-

mização ou a criação de áreas com grande interesse para a pesca desportiva.

Por outro lado, a biomonitorização da qualidade da água com base nos invertebrados bentónicos, complementa a informação obtida através dos elementos físico-químicos, e permite a detecção de perturbações responsáveis por impactes significativos sobre os peixes. Ao integrar o presente e o passado ambiental do troço onde são recolhidos, os invertebrados reflectem ao nível da comunidade as perturbações que ocorrem durante um espaço de tempo considerável, e que poderiam não ser detectadas em análises físico-químicas pontuais.



I.5

O que é um Índice de Integridade Biótica (IIB)?

Princípio do Índice de Integridade Biótica (IIB) — as comunidades biológicas respondem às alterações humanas nos ecossistemas aquáticos de forma previsível e quantificável.

No início dos anos oitenta do século passado, foi proposto por Karr (1981) nos EUA um índice para a avaliação da qualidade ambiental de rios baseado na estrutura das comunidades piscícolas, designado por Índice de Integridade

Biótica (IIB). Este índice integrava componentes baseadas na riqueza e composição em espécies, composição trófica, tolerância, abundância e, condição sanitária dos indivíduos. Karr e Dudley (1981) viriam a definir integridade biótica como “uma comunidade de organismos equilibrada e adaptada ao meio, com uma diversidade, composição em espécies e organização funcional comparável à que seria de esperar num sistema natural numa determinada região”.



Escalo do Norte (*Squalius carolitertii*); espécie endémica característica das bacias hidrográficas a norte da bacia do rio Tejo. Apresenta algum interesse para a pesca desportiva.



Troço fluvial de elevada qualidade, cuja comunidade piscícola inclui somente espécies nativas (Ribeira de Grândola (AR_SA_007), Bacia do Sado).

Este tipo de índices é composto por um conjunto de atributos (métricas) que representam aspectos da estrutura e funcionamento das comunidades (e.g., número de espécies nativas, percentagem de indivíduos intolerantes). Esses atributos são passíveis de serem quantificados e respondem de forma preditiva ao gradiente de pressão humana. Para uma determinada estação de amostragem, o valor obtido para cada uma das métricas é comparado com o valor correspondente que seria de esperar num mesmo tipo de rio com níveis de perturbação negligenciáveis (locais de referência); o resultado numérico do índice obtém-se através da soma das várias métricas, e reflecte até que ponto esse local se desvia do estado ecológico da situação de referência. Ao avaliar o desvio das comunidades presentes relativamente às

condições naturais, pretende-se assim quantificar a extensão das perturbações não naturais nos ecossistemas aquáticos.

Em conclusão, o IIB incorpora aspectos das associações piscícolas, ao nível da zoogeografia, ecossistema, comunidade e população, e condensa-os num só índice com base ecológica. O IIB é actualmente uma das principais ferramentas da biomonitorização, e pode ser um instrumento na definição de medidas de ordenamento e gestão sustentável de populações piscícolas (R.M. Hughes, com. pess.). Este índice multimétrico tem vindo a ser adaptado e proposto um pouco por todo o globo para os peixes (ver revisão em Roset et al. em publicação), mas também para outros elementos biológicos, como invertebrados bentónicos

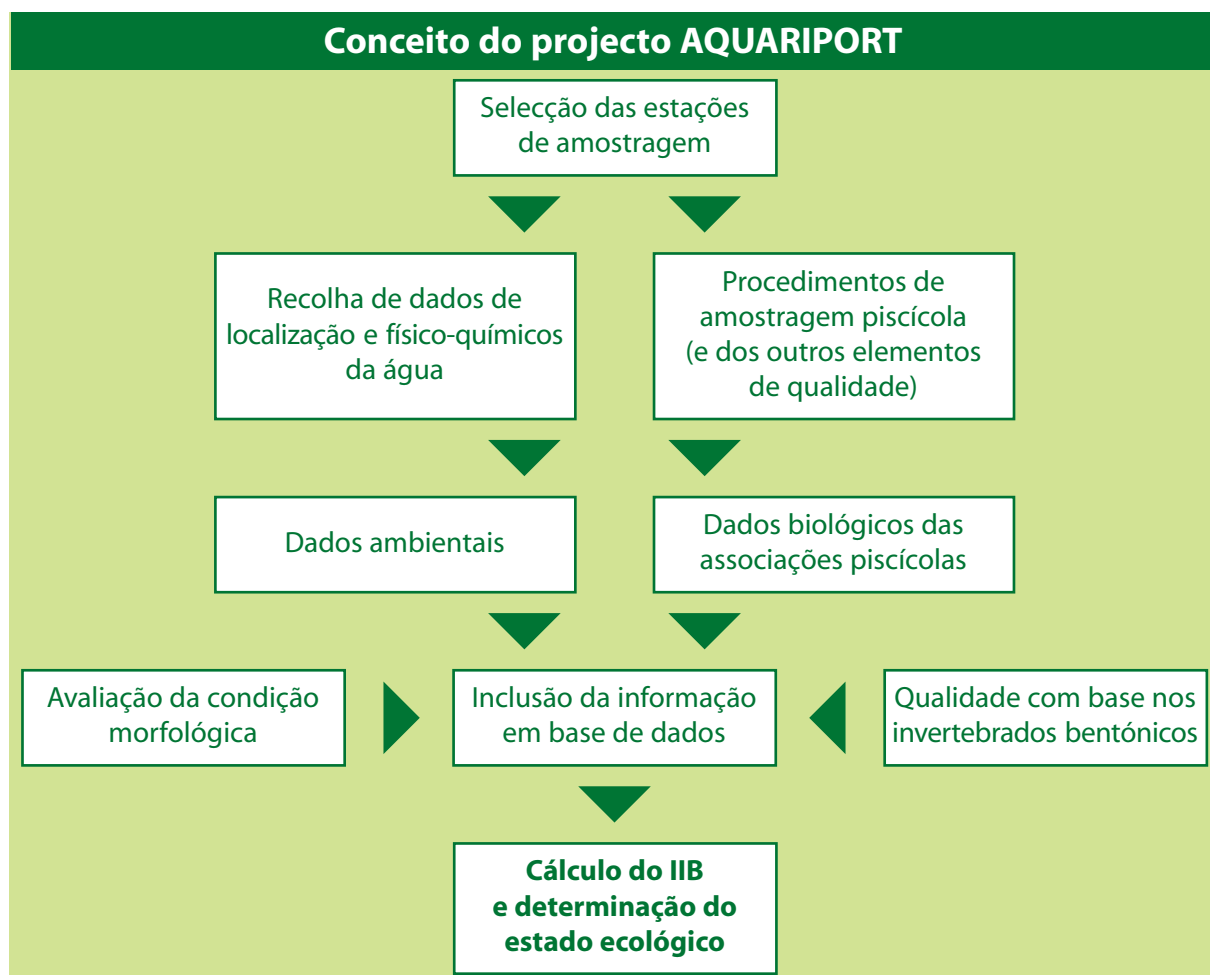


Troço fluvial de tipo salmonícola significativamente degradado (Ribeira Real (AR_MI_001), Bacia do Minho).

Embora cada IIB seja normalmente estruturado por atributos de um determinado elemento biológico, pode incluir métricas adicionais de outros elementos de qualidade; por exemplo, em IIB's com base em peixes, Hughes et al. (2004) para rios salmonícolas da costa Oeste dos EUA, e Moyle e Marchetti (1999) para rios de carácter mediterrânico na Califórnia, incluíram a riqueza em espécies nativas de anfíbios; Oliveira e Ferreira (2002) consideraram também a abundância de um crustáceo exótico (lagostim vermelho *Procambarus clarkii*) num IIB preliminar para rios ciprinícolas da bacia do Tejo.

(e.g., Klemm et al. 2003), perifíton (e.g., Griffith et al. 2005) e aves ripárias (e.g., Bryce 2006). Em Portugal, elementos da equipa do projecto AQUARIPOORT desenvolveram também um

índice preliminar para a avaliação da qualidade ambiental de rios ciprinícolas da bacia hidrográfica do rio Tejo (Cap. I.7).



I.6

Atributos ou métricas dos Índices de Integridade Biótica

Os IIB's são constituídos por variáveis ecológicamente significativas ao nível das comunidades, populações e organismos, que demonstrem apresentar sensibilidade às perturbações ambientais de vários tipos (Karr et al. 1986). Como se abordou no capítulo anterior, estas variáveis são comumente designadas por métricas, e tentam reflectir características estruturais e funcionais básicas das comunidades aquáticas. As métricas agrupam-se regra geral em dois grandes grupos: riqueza e composição em espécies (e.g., número de espécies nativas, percentagem de indivíduos exóticos), e factores ecológicos (alimentação, reprodução, estrutura etária, etc.). A caracterização ecológica das espécies, de acordo com o conceito de guilda ecológica/funcional, e ao nível dos seus hábitos alimentares, reprodutivos e de uso de habitat, entre outros, surge assim como uma das pedras chave no desenvolvimento de índices multimétricos. As guildas ecológicas são usadas em métricas que revelam a composição funcional das comunidades, e de forma particular demonstram grande utilidade na detecção de processos de degradação.

Guilda ecológica/funcional: grupo de espécies que exploram de forma idêntica a mesma classe de recursos ambientais (Root 1967). Segundo Hawkins e MacMahon (1989), o conceito de guilda simplifica: (1) as numerosas e complexas interações entre espécies, que caracterizam as comunidades reais, ao associar *taxa* que de alguma forma se sobrepõem em termos de nicho ecológico, independentemente da sua posição taxonómica; (2) a análise do sistema, ao proporcionar uma unidade operacional entre a espécie per si e a comunidade como um todo.

Dependendo das hipóteses biológicas subjacentes, uma determinada métrica pode diminuir (e.g., número de espécies intolerantes, número de indivíduos nativos) ou aumentar (e.g., proporção de espécies tolerantes, número de indivíduos exóticos) em função da intensidade da perturbação antrópica. Por exemplo, a diminuição da abundância de espé-



cies nativas que se alimentam preferencialmente de invertebrados aquáticos (subguilda invertívora) na coluna de água (subguilda pelágica), reflecte amiúde a degradação da

cadeia alimentar do meio, e por isso a proporção de indivíduos que ocupam este nicho ecológico tende a diminuir com a crescente desqualificação ambiental de um rio.



Perca-sol (*Lepomis gibbosus*); espécie exótica presente em todo o território continental, apresenta grande tolerância ambiental e pode ser encontrada sobretudo em albufeiras e troços fluviais de corrente fraca.
Alimenta-se de invertebrados aquáticos, e adopta um comportamento generalista relativamente à reprodução.

Principais tipos de guildas ecológicas para a determinação de respostas das comunidades piscícolas a factores de perturbação humana em rios portugueses:

Guilda habitacional — grau de reofilia	
preferência relativamente à velocidade da corrente	
euritópica	espécie generalista; exhibe uma grande tolerância em termos de velocidade da corrente, embora geralmente não seja considerada uma espécie reófila (e.g., enguia, escalos).
limnófila	habita e alimenta-se preferencialmente em troços de rio que apresentem correntes fracas (e.g., barbos, perca-sol).
reófila	desenvolve o seu ciclo de vida preferencialmente em troços de rio que apresentem correntes moderadas a fortes (e.g., truta, verdemã do Norte).



Verdemã-comum (*Cobitis paludica*); espécie limnófila sobretudo associada a fundos de areia e vasa em ribeiras do Centro e Sul de Portugal.

Guilda habitacional — zona de alimentação

zona do meio aquático preferencial para a alimentação

bentónica	habita e alimenta-se sobretudo na imediação dos fundos dos rios (e.g., boga-comum, góbio).
pelágica	alimenta-se preferencialmente na coluna da água e à superfície (e.g., truta, bordalo).

Guilda migratória

obrigatoriedade de movimentos migratórios na época da reprodução

migradora anádroma	espécie que embora habite em meio marinho durante grande parte da sua vida adulta, migra para os sistemas dulçaquícolas tendo em vista a reprodução (e.g., salmão, lampreia-marinha).
migradora catádroma	espécie que passa grande parte da sua vida em água doce, embora migre para o meio marinho para se reproduzir (e.g., enguia, taíinha).
potamódroma	enceta migrações reprodutivas de longa distância dentro dos sistemas fluviais (e.g., géneros <i>Pseudochondrostoma</i> e <i>Barbus</i>).

Guilda reprodutiva

preferência relativamente ao habitat de desova

fitófila	desova sobre vegetação aquática, folhas, e raízes de plantas vivas ou mortas (e.g., pimpão, carpa).
fitolitófila	desova em águas pouco turvas, sobre plantas ou outros elementos submersos, como detritos lenhosos, gravilha ou rocha (e.g., boga-portuguesa, lucioperca).
generalista	ausência de habitats específicos para a desova (e.g., achigã, perca-sol).
litófila	desova sobre substrato grosseiro; o sucesso reprodutivo destas espécies depende da existência de elementos como gravilha ou pedra (e.g., barbos, truta).
psamófila	desova sobre vegetação ou raízes associadas a substratos arenosos, ou mesmo sobre a própria areia (e.g., góbio).
vivípara	desenvolvimento embrionário no interior das fêmeas (gambúsia).



Peixe-gato-negro (*Ameiurus melas*); espécie exótica limnófila/bentónica, muito tolerante à poluição, e que ocorre sobretudo nas bacias hidrográficas do Tejo e Guadiana, em cursos de água de corrente fraca ou nula e com vegetação abundante.

Guilda trófica

preferência alimentar

herbívora	proporção elevada da dieta constituída por material vegetal (e.g., género <i>Pseudochondrostoma</i> , taíinha).
invertívora	proporção elevada da dieta constituída por invertebrados aquáticos (e.g., caboz-de-água-doce, escalos).
omnívora	proporção significativa da dieta inclui material vegetal (>25%) e material animal (>25%) (e.g., barbos, peixe-gato-negro).
piscívora	proporção elevada da dieta constituída por peixes (e.g., lúcio, lucioperca).

Guilda de tolerância

nível geral de tolerância à degradação do meio aquático (sobretudo, aos factores habitat, qualidade da água e temperatura)

intolerante	sensível à degradação da generalidade dos factores ambientais (e.g., truta, saramugo).
tolerante	tolerante à degradação da generalidade dos parâmetros ambientais (e.g., verdemã-comum, perca-sol).

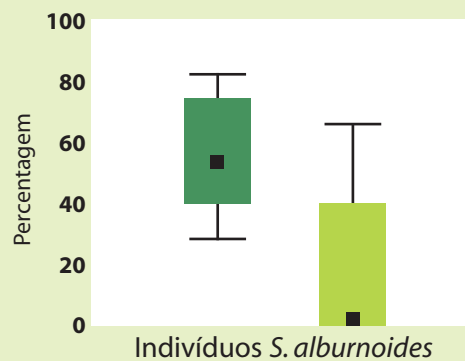
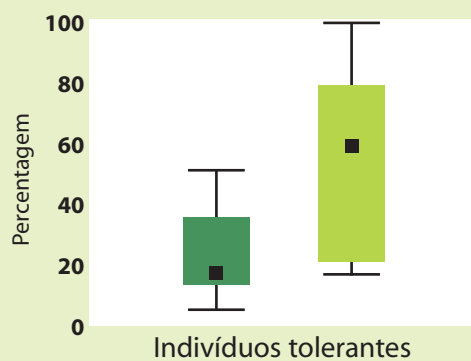
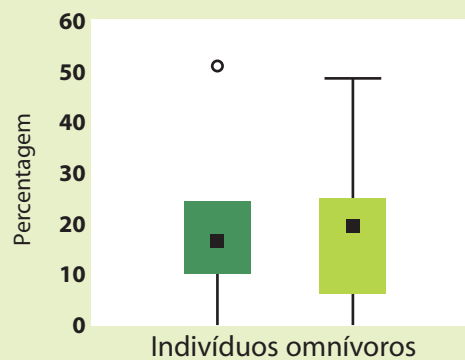
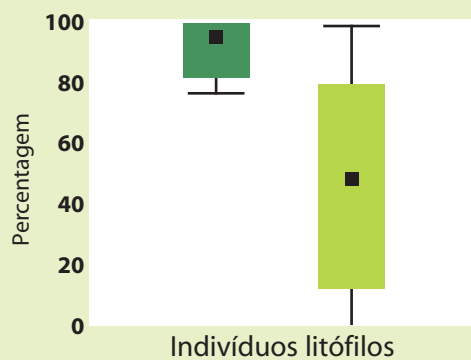
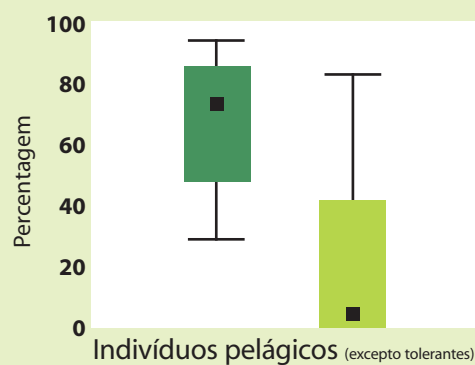
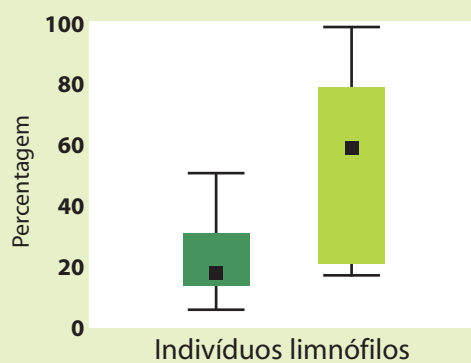
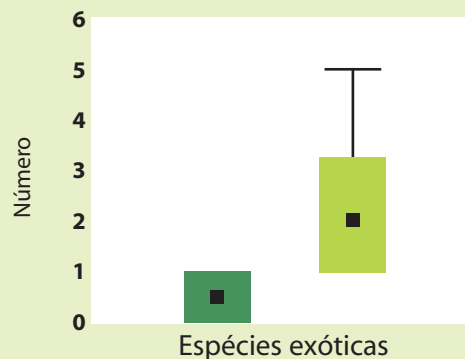
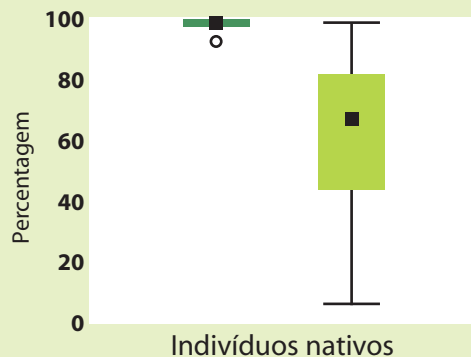


Os obstáculos transversais como açudes e barragens, alteram as características ecológicas dos sistemas fluviais (e.g., escoamentos e qualidade da água), e limitam os movimentos migratórios das espécies diádromas e potamódromas.



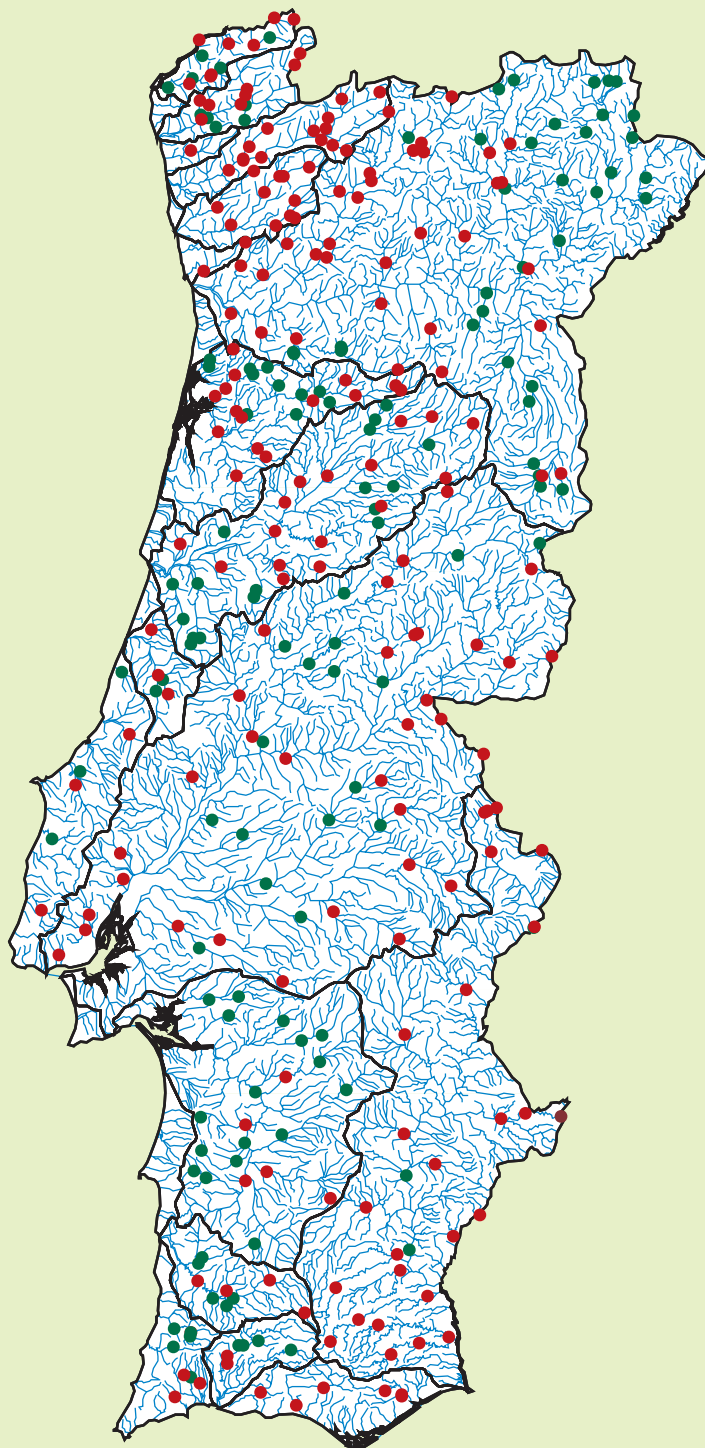
Exemplos de métricas para troços ciprínícolos de média dimensão nas bacias do Tejo/Sado. Os diagramas de extremos e quartis representam a mediana, primeiro e terceiro quartis, mínimo e máximo (não *outliers*); círculos representam *outliers*.

■ - troços pouco perturbados (seis locais); ■ - troços degradados (dezasseis locais) (ver detalhes das capturas nas págs. 40-41).





Localização das 325 estações de amostragem incluídas no Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas sob responsabilidade da DGRF (comunidades piscícolas, invertebrados bentónicos e condição morfológica). A verde, localização das 130 estações amostradas até 2006 (de um total de 190 estações amostradas até 2007).





Densidades piscícolas (nº indivíduos/ha) para as espécies capturadas nos 130 troços lóticos amostrados até 2006, no âmbito do Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas sob responsabilidade da DGRF; * - espécies exóticas

	<i>A. arcasii</i> + <i>A. oligolepis</i>	<i>Alburnus alburnus</i> *	<i>Anguilla anguilla</i>	<i>Atherina boyeri</i>	<i>Australoheros facetus</i> *	<i>Barbus bocagei</i>	<i>Barbus comizo</i>	<i>Barbus microcephalus</i>	<i>Barbus sclateri</i>	<i>Carassius auratus</i> *	<i>Cobitis calderoni</i>	<i>Cobitis paludica</i>	<i>Cyprinus carpio</i> *	<i>Gambusia holbrooki</i> *	<i>Gasterosteus gymmnurus</i>	<i>Gobio lozanoi</i> *	<i>Iberochondrostoma almalai</i>	<i>Iberochondrostoma lusitanicum</i>	<i>Lepomis gibbosus</i> *	<i>Liza ramada</i>	<i>Micropterus salmoides</i> *	<i>Petromyzontidae</i>	<i>Pseudochondrostoma durense</i>	<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>	<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>	<i>Salmo trutta</i>	<i>Squalius alburnoides</i>	<i>Squalius aradensis</i>	<i>Squalius carolitertii</i>	<i>Squalius pyrenaicus</i>	<i>Squalius torgalensis</i>	
Rio Sabor(DO_001)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	158	0	0	1289	263	0	79	0	0		
Rib. Penacal_Mon(DO_002)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	56	0	0	278	0	0	417	0	0		
Rib. Penacal_Jus(DO_003)	0	0	0	0	0	411	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1055	0	0	82	1411	0	343	0	0		
Rio Macedo_Mon(DO_004)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	483	0	0	0	0	0		
Rio Macedo_Jus(DO_005)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	214	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	214	0	0	262	2737	0	1214	0	0	
Rib. Teja_Mon(DO_006)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	69	0	0	0	0	0	0	138	0	0	0	0	0	0	0	0	0	253	0	0	0	
Rib. Teja_Jus(DO_007)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	281	0	0	0	
Rio Torto(DO_008)	2220	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	74	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Rio Onor(DO_009)	2638	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	73	0	0	121	0	0	315	0	0	0	
Rio Maçãs_Jus(DO_010)	162	0	0	0	0	1062	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	180	0	0	0	1314	0	81	0	0	0	
Rib. Moldes(DO_011)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1499	0	0	476	0	0	119	0	0	0	
Rio Paivó(DO_012)	0	0	0	0	0	106	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	944	0	0	24	0	0	248	0	0	0	
Rib. Carvalhosa_Méd(DO_013)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	416	0	0	0	0	0	0	
Rib. Carvalhosa_Mon(DO_014)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	320	0	0	0	0	0	0	
Rib. Carvalhosa_Jus(DO_015)	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	250	0	0	1600	0	0	0	
Rio Mente(DO_016)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	210	0	0	70	0	0	480	0	0	0	
Rio Rabaçal(DO_017)	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	257	0	0	33	0	0	125	0	0	0	
Rio Maçãs_Mon(DO_018)	513	0	0	0	0	990	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	99	0	0	9	792	0	36	0	0	0	0
Rib. Massueime(DO_019)	33	0	0	0	0	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	73	0	0	0	73	0	0	0	133	0	0	0	0	0	0
Rib. Pega(DO_020)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1413	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rio Noémí(DO_021)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rib. Seixo Coa(DO_022)	71	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	329	0	0	0	0	0	0

38

39

40



Esgana-gata (*Gasterosteus gymnurus*); espécie muito tolerante à salinidade, pode ocorrer nos rios desde os estuários até aos troços dulçaquícolas.

Na Europa conhecem-se populações diádromas e populações cujo ciclo de vida ocorre totalmente em água doce (em Portugal desconhece-se o carácter da espécie). Prefere águas calmas, com vegetação abundante e substratos ligeiros. A alimentação consiste principalmente em insectos, crustáceos, material vegetal e ovos (resultantes das suas próprias posturas, ou das de outras espécies).



Invertebrados bentónicos do meio aquático pertencentes às famílias Coleoptera (esquerda) e Ephemeroptera (direita).



I.7

Índices de Integridade Biótica para Portugal

Desde que foi apresentado, o IIB tem vindo a ser adaptado e proposto um pouco por todo o globo (ver revisão em Roset et al. em publicação). Em Portugal, Oliveira e Ferreira (2002) desenvolveram um método preliminar para a avaliação da qualidade ambiental de rios ciprinícolas da bacia hidrográfica do rio Tejo. Mais recentemente, foi concluído um projecto de âmbito europeu — Projecto FAME (*Development, Evaluation and Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers*; sítio web: <http://fame.boku.ac.at>) — que visou a implementação de um método de avaliação do estado ecológico dos rios europeus, com base nas comunidades piscícolas, e no qual participaram a DGRF e elementos da equipa AQUARIPOORT.

1) Índice preliminar de Integridade Biótica para rios ciprinícolas da bacia do Tejo (Oliveira e Ferreira 2002)

Este trabalho pretendeu demonstrar a exequibilidade da adaptação do IIB a condições mediterrânicas, propiciando, por outro lado, uma ferramenta que desde logo contribuísse



Ruivaco (*Achondrostoma oligolepis*); ciprinídeo de pequeno tamanho (máximo 15 cm), parece apresentar uma tolerância significativa a ambientes degradados. Apresenta comportamento omnívoro.

para a avaliação do estado ecológico desses sistemas. O índice proposto é constituído por oito métricas relacionadas com a qualidade ambiental dos cursos de água estudados:

a) Número de espécies nativas (medida de uma das componentes da diversidade biológica): assume-se que quanto maior for a qualidade ecológica de um rio, maior será o número de espécies nativas. Adicionalmente, para um determinado nível de qualidade,



ao aumento da dimensão do sistema corresponderá um maior número de *taxa* nativos (rios de maior dimensão apresentarão potencialmente mais espécies que pequenos cursos de água).

b) Percentagem de indivíduos pertencentes a

espécies nativas: em situações de degradação, é frequente que espécies exóticas tolerantes substituam parcial ou totalmente as espécies nativas em número de indivíduos e riqueza em espécies; esta métrica representa um indicador ao nível da conservação, ao medir a intrusão de espécimes não nativos nas comunidades. Cerca de um terço da



Truta-de-rio (*Salmo trutta*); espécie intolerante que ocorre nos cursos de águas frias e bem oxigenadas, de corrente moderada a forte.

Apresenta comportamento carnívoro, alimentando-se à superfície e nos fundos dos rios de grandes quantidades de insectos terrestres e aquáticos.

É uma das espécies mais valorizadas pelos pescadores desportivos.

fauna piscícola da área de estudo é constituída por espécies exóticas, sendo a maioria moderadamente ou muito tolerante a cursos de água degradados.

c) Percentagem de indivíduos pertencentes a

espécies muito tolerantes: mede a importância relativa das espécies que tendem a adaptar-se a ambientes muito perturbados (entenda-se como uma resistência generalizada a condições de má qualidade da água e da malha habitacional), e a persistir em número considerável nessas situações.

d) Percentagem de indivíduos das espécies

***Squalius alburnoides* e *Achondrostoma oligolepis*:** espécies medianamente sensíveis à

degradação ambiental, pelo que tendem a constituir uma fracção importante das comunidades piscícolas em condições naturais. *Nota: a espécie A. oligolepis foi recentemente reclassificada, estando agora incluída na subgilda tolerante; uma vez que apresenta uma distribuição muito limitada na área de estudo, ocorrendo de forma comum apenas nas bacias dos rios Nabão, Alviela e Almonda, essa reclassificação não invalida o uso do índice para grande parte da bacia do Tejo, tendo em vista a obtenção duma primeira imagem da qualidade ecológica dos seus rios.*

e) Percentagem de indivíduos pertencentes a espécies que habitam preferencialmente a coluna de água e apresentam uma dieta



invertívora: a diminuição da abundância de invertívoros pelágicos pode reflectir um decréscimo da abundância e diversidade das comunidades de invertebrados aquáticos, resultado da degradação da cadeia alimentar do sistema. Desta forma, a proporção de indivíduos que ocupam este nicho ecológico tende a diminuir de acordo com o decréscimo da qualidade ecológica.

f) Abundância de lagostim vermelho (*Procambarus clarkii*): o lagostim vermelho tolera um espectro considerável de condições ambientais (Hobbs et al. 1989) e em Portugal abunda em sistemas muito perturbados (Ilhéu e Bernardo 1993), sendo pouco frequente em rios com elevada qualidade ambiental. Deste modo, esta métrica representa um bom indicador de qualidade ou degradação do meio. A captura dos exemplares é realizada eficientemente durante a amostragem dos peixes não sendo necessária qualquer metodologia adicional.

g) Densidade de peixes por unidade de área de amostragem: o número de indivíduos capturados por unidade de área de amostragem tende a diminuir com o acréscimo de degradação ambiental; importa referir que esta métrica é condicionada pela dimensão do rio, uma vez que, por outro lado, o número de capturas por unidade de área de amostragem varia de forma inversa com a dimensão do troço fluvial.



Ribeira de Telhares (AR_MR_005), Bacia do Mira; curso de água tipicamente mediterrânico, com carácter intermitente e apresentando grande diversidade de habitats.

Espécies presentes: boga do Sudoeste e escalo do Mira (espécies dominantes) e ainda, enguia, barbo do Sul e perca-sol.

h) Percentagem de indivíduos com anomalias (tumores, deformações, erosão das barbatanas, etc.): embora a maioria dos cursos de água apresentem uma percentagem muito pequena de exemplares com anomalias, esse número pode aumentar em condições de significativa diminuição da qualidade da água resultante de cargas poluentes de natureza orgânica ou química.

Após a avaliação da capacidade de resposta destas métricas à perturbação humana, com



Métrica	Critério de pontuação		
	5	3	1
Número de espécies nativas (%) ^a	> 67	33-67	< 33
Indivíduos pertencentes a espécies nativas (%) ^b	> 90	70-90	< 70
Indivíduos pertencentes a espécies muito tolerantes (%) ^b	< 25	25-60	> 60
Indivíduos pertencentes às espécies <i>Squalius alburnoides</i> ou <i>Achondrostoma oligolepis</i> (%) ^b	> 15	5-15	< 5
Indivíduos pertencentes a espécies invertívoras pelágicas (%) ^b	> 60	20-60	< 20
Abundância de <i>Procambarus clarkii</i> ^c	ausente	pouco abundante	muito abundante
Capturas por 100 m ² de área de amostragem (%) ^{a,b}	> 67	33-67	< 33
Indivíduos com anomalias (%) ^b	< 2	2-5	> 5

^a a pontuação depende da largura do rio.

^b só se consideram os exemplares com um comprimento total superior a 5 cm, excepto no caso das espécies de pequeno tamanho como *Gambusia holbrooki*, em que se consideram todos os indivíduos capturados.

^c a concretização desta métrica estava em fase de estudo, não sendo por isso atribuídos intervalos de valores.

No entanto, verificou-se que em troços degradados as capturas de lagostim vermelho tendiam a ser superiores a 10-20 exemplares por 30 min de pesca.

base (1) no método da linha de máxima riqueza em espécies, ou (2) em comparações estatísticas entre locais de referência e locais degradados*, foi construído um IIB que adoptou os critérios de pontuação incluídos na tabela acima apresentada (ver pormenores no texto original).

O IIB resulta da soma das pontuações obtidas para cada uma das oito métricas, e potencial-

mente varia de 40 pontos, indicação de integridade biótica, até 8 pontos, sinal de enorme perturbação do sistema. Cada um dos locais é classificado numa de quatro classes: excelente – 36 a 40 pontos (locais com óptima qualidade ambiental e comparáveis aos locais de referência; comunidades piscícolas evidenciando uma condição elevada); bom – 32 a 34 pontos (locais com razoável qualidade ambiental embora as comunidades piscícolas evidenciem

* classificação prévia de cada local numa destas duas classes, com base nos valores aí obtidos para um índice de qualidade da água (BMWP, Alba-Tercedor e Sánchez-Ortega 1988) e para um índice de qualidade do habitat (IQH, Lyons et al. 1995).



alguma perturbação de natureza humana); fraco – 20 a 30 pontos (loais com marcada desqualificação ambiental; comunidades piscícolas significativamente alteradas); muito fraco – 8 a 18 pontos (loais muito degradados e com elevada perturbação humana; comunidades piscícolas extremamente alteradas e dificilmente recuperáveis).

As comunidades piscícolas em troços ciprinícolas pouco perturbados da bacia do Tejo apresentam geralmente três ou mais espécies nativas, dominância quase absoluta de indivíduos pertencentes a espécies nativas, pequena a moderada abundância de indivíduos muito tolerantes, presença de *S. alburnoides*, grande abundância de invertívoros pelágicos e ausência, ou quase, de *P. clarkii* e de indivíduos com anomalias.



Gambúsia (*Gambusia holbrooki*); peixe de pequeno tamanho, em Portugal raramente ultrapassa os 5 cm.

Habita preferencialmente águas estagnadas ou de corrente lenta, com abundante vegetação aquática, conseguindo subsistir em locais muito degradados, incluindo os que apresentam teores elevados de poluentes. É também muito tolerante a temperaturas elevadas. Espécie vivípara de elevada fecundidade. Alimenta-se preferencialmente à superfície da água e é um predador extremamente voraz de larvas de mosquito e de outros invertebrados, característica que levou à sua introdução na Península Ibérica tendo em vista o controle da malária.



Lagostim vermelho (*Procambarus clarkii*); presente em Portugal desde o início dos anos oitenta do século passado, esta espécie exótica cedo invadiu muitos rios do Centro e Sul do nosso país (actualmente está presente em quase todo o território).

Apresenta um comportamento alimentar muito plástico, elevadas taxas de crescimento, estratégias reprodutivas de grande sucesso, e elevada resistência à desoxigenação da água (pode habitar durante largos períodos de tempo em meio terrestre).



Exemplares piscícolas (Escalo do Norte, no topo e meio, e Boga do Norte, em baixo) com anomalias, incluindo a presença de parasitas, sinal de degradação da qualidade da água.

2) EFI – European Fish Index

No âmbito do projecto FAME, foi recentemente apresentado um índice multimétrico, com base em comunidades piscícolas, para a avaliação do estado ecológico de rios europeus (EFI, *European Fish Index*) (Fame Consortium 2004). O EFI baseia-se num modelo preditivo que calcula as condições de referência para determinado local, quantificando o desvio entre essa situação de referência e a condição observada das comunidades piscícolas, com base em modelos estatísticos. No caso de Portugal, o EFI pode ser utilizado para a bacia do Douro e bacias do Noroeste (Minho, Lima, Cávado e Ave), uma vez que foi calibrado somente para estes sistemas hidrográficos.

De forma resumida, o cálculo do EFI inclui os seguintes passos:

a) Com base nas capturas de um determinado local, é realizado o cálculo das métricas

O *European Fish Index* (EFI) proporciona a comparação entre países do estado ecológico das suas águas superficiais, bem como a confrontação de resultados com índices especificamente criados para áreas geográficas de menor escala (por exemplo, ao nível de uma bacia ou de um conjunto de bacias hidrográficas de um país). Embora o EFI apresente menor robustez que índices desenvolvidos ao nível da ecoregião, devido à sua natureza de larga escala, pode proporcionar uma primeira imagem do estado ecológico de um determinado local.

(valor numérico de cada uma das métricas). O EFI utiliza 10 métricas incluídas nos seguintes grupos funcionais: estrutura trófica, guilda reprodutiva, guildas habitacionais, comportamento migratório e tolerância.



**Cumba (*Barbus comizo*); espécie endémica
“Em Perigo” que ocorre nas bacias hidrográficas do
Tejo e Guadiana.**

Como principais factores de ameaça contam-se a obstrução das rotas migratórias por barragens ou açudes, e a destruição e perturbação das áreas de desova.

Seis dessas métricas são baseadas no número de espécies e outras quatro em densidades de capturas;

b) Para esse local, é calculado um valor teórico de referência para cada métrica, indicador de não perturbação, através de modelos de regressão multilinear e com base num conjunto seleccionado de variáveis ambientais;

c) Utilização dos resíduos dos modelos de regressão, de forma a quantificar o nível de degradação. O cálculo dos resíduos resulta da subtracção do valor observado pelo valor teórico (predito) de cada uma das métricas;

d) Os resíduos localizar-se-ão à volta do valor teórico. Os sítios perturbados exibirão maior desvio relativamente ao valor teórico, e assim terão menor probabilidade que os locais pouco perturbados de serem incluídos na distribuição dos resíduos de referência;

e) Uma vez que as métricas se encontram em diferentes unidades (e.g., número de espécies, percentagem de indivíduos), o passo seguinte consiste na standardização dos resíduos, de forma a torná-las comparáveis;

f) Como alguns resíduos standardizados tendem a aumentar com o acréscimo de pressão (e.g., densidade de espécies omnívoras), enquanto outros tendencialmente decrescem (e.g., densidade de espécies insectívoras), os resíduos são então transformados em probabilidades (com este passo todas as métricas variam entre 0 e 1);

g) Cálculo do índice através da soma das dez métricas, seguido do reescalamento da pontuação final para o intervalo de 0 (mau estado ecológico) a 1 (excelente estado ecológico);



h) Determinação da classe do estado ecológico a partir do resultado final do índice: excelente (entre 0,67 e 1), bom (entre 0,45 e 0,66), razoável (entre 0,28 e 0,44), medíocre (entre 0,19 e 0,27) e mau (entre 0 e 0,18). As

classes de qualidade foram definidas com base na comparação de conjuntos de dados que incluíam diferentes graus de perturbação humana (hidrologia, morfologia, qualidade química).

Métricas seleccionadas	Resposta à perturbação
Guilda trófica 1. Densidade de espécies insectívoras 2. Densidade de espécies omnívoras	↓ ↑
Guilda reprodutiva 3. Densidade de espécies fitófilas 4. Abundância relativa de espécies litófilas	↑ ↓
Guildas habitacionais 5. Número de espécies bentónicas 6. Número de espécies reófilas	↓ ↓
Guilda de tolerância 7. Número relativo de espécies intolerantes 8. Número relativo de espécies tolerantes	↓ ↑
Guilda migratória 9. Número de espécies migradoras de longa distância 10. Número de espécies potamódromas	↓ ↓



A DGRF, ao reconhecer a importância da biomonitorização na avaliação do estado ecológico e na gestão dos sistemas fluviais, e antecedendo a implementação da DQA em Portugal, procurou desde logo enquadrar espacialmente alguns dos locais incluídos no seu programa de monitorização, em troços designados/propostos para a Directiva 78/659/CEE, vulgarmente conhecida como Directiva Piscícola, complementando assim com dados biológicos a informação físico-química resultante da sua aplicação no nosso país. De facto, esta Directiva Europeia (em vigor até 2013), relativa à protecção e melhoria da qualidade da água tendo em vista a vida piscícola, é apenas sustentada por padrões de qualidade físico-química, não sendo exigidos aos Estados-Membros programas de biomonitorização que efectivamente permitissem uma avaliação correcta do estado ecológico (conceito, aliás, que viria a ser reconhecido mais tarde na DQA), ou, pelo menos, um conhecimento das comunidades piscícolas das águas designadas.



Rio Côa (2007), Bacia do Douro; segmento fluvial próximo (a montante) do açude construído no local onde se previa a edificação da barragem de Foz-Côa.

Local com elevado número de espécies, incluindo 5 espécies exóticas (carpa, góbio, achigã, perca-sol e gambúsia) e outras 5 nativas (barbo-comum, boga do Norte, peixe-rei, escalo do Norte e bordalo).



I.8

Ferramentas complementares da avaliação do estado ecológico no projecto AQUARIPORT: índices com base em invertebrados bentónicos e condição morfológica fluvial

Na Península Ibérica, a avaliação da qualidade da água através das comunidades de invertebrados bentónicos é normalmente suportada quer pelo índice IBMWP (*Iberian Bio-monitoring Working Party*) (Alba-Tercedor et al. 2002), resultante da adaptação do conhecido índice BMWP' (Alba-Tercedor e Sánchez-Ortega 1988), quer pelo índice seu derivado IASPT (*Iberian Average Score Per Taxon*). Desde que foi apresentado, o BMWP' (ou mais recentemente, o IBMWP) tem vindo a obter grande aceitação, e a sua utilização tem-se generalizado em Portugal (e.g., Chaves et al. 2005 e, num passado recente, ao nível dos Planos de Bacia Hidrográfica (Cortes et al. 2002)). Este índice reflecte sobretudo a poluição orgânica e nutritiva, e é baseado nas comunidades de invertebrados bentónicos que habitam o leito e outros substratos do sistema fluvial.

O índice biótico IBMWP é regularmente utilizado na avaliação da qualidade da água, devido à sua simplicidade e fiabilidade dos resultados



Odonatas capturados no Rio Bazágueda (AR_TE_002), Bacia do Tejo.

obtidos. De facto, o seu cálculo resulta apenas do somatório das diferentes famílias identificadas na amostragem (nível taxonómico inferior que é exigido para a determinação do índice), dispostas segundo um gradiente de tolerância à poluição, uma vez que a cada família de invertebrados é atribuída uma pontuação que



IBMWP	Classe	Qualidade da água
< 15	V	Água fortemente contaminada
16-35	IV	Água contaminada
36-60	III	Água moderadamente contaminada
61-100	II	Água ligeiramente contaminada
> 100	I	Água limpa ou não contaminada

oscila entre 1 (muito tolerantes) e 10 (intolerantes). O somatório das pontuações para um dado local varia entre < 15 (qualidade biológica extremamente pobre) e > 100 (qualidade biológica muito boa), e corresponde à classe de qualidade definida pelo índice. O IASPT resulta da divisão do valor do IBMWP pelo número de famílias que contribuíram para o seu cálculo (reduzindo o efeito das capturas ocasionais de grupos com elevadas pontuações); da mesma forma que o IBMWP, quanto maior o valor deste índice, melhor a qualidade da água. O IASPT permite ainda distinguir locais que embora apresentem valores idên-

ticos de IBMWP, difiram nas suas características ambientais e biológicas.

O Grau de Qualidade do Canal (GQC) é um índice que foi proposto por Cortes et al. (1999), adaptado ao projecto AQUARIPOORT, e que avalia a condição morfológica de um troço lótico, isto é, a maior ou menor perturbação do leito e margens do rio. Em transectos regularmente distanciados, ou ao nível do troço, são classificadas numa escala qualitativa as seguintes variáveis (ver págs. 85-86): presença de estruturas de retenção, estrutura do canal, sedimentos e estabilidade do canal, estrutura das margens,



alteração artificial das margens, heterogeneidade do canal, estrutura do leito e, deposição de finos intersticiais. Cada uma destas variáveis apresenta quatro níveis de degradação, correspondendo a pontuação mínima à situação de maior impacte. A soma das pontuações obtidas em cada uma das oito variáveis representa a qualidade física do troço, e pode variar entre ≤ 13 (canal completamente alterado) e ≥ 31 (canal sem alterações, estado natural). O GQC inclui a maior parte das variáveis comumente utilizadas neste tipo de índices, permitindo de forma apreciável avaliar a degradação da condição morfológica dos sistemas aquáticos.



Margens com forte erosão e pouco consolidadas, resultado da eliminação do estrato arbóreo da vegetação ribeirinha (Rio Dueça (MO_014), Bacia do Mondego).

GQC	Classe	Qualidade física do troço
8 - 13	V	Canal completamente alterado
14 - 19	IV	Grande alteração do canal
20 - 25	III	Início de alteração significativa do canal
26 - 30	II	Canal ligeiramente perturbado
≥ 31	I	Canal sem alterações, estado natural



I.9

Exemplos de tipos fluviais e respectivas associações piscícolas em rios portugueses — Projecto AQUARIPORT —

Troços fluviais permanentes de águas frias e pouco condutivas; canais com largura média e apresentando declives ligeiros a médios; leitos com substratos grosseiros. Locais com elevada qualidade pesqueira, dominados por comunidades mistas de truta e ciprinídeos (principalmente escalo do Norte e boga-comum/Norte). Ausência ou presença residual de espécies exóticas. Os valores do IBMWP e GQC aí registados parecem também confirmar um bom a excelente estado ecológico. Localizadas a norte do rio Tejo, apresentam-se os resultados dos elementos de qualidade para algumas dessas estações de amostragem.



Rio Mouro (AR_MI_005), Bacia do Minho.

	EFI	GQC	IBMWP
Rio Sabor (DO_001)	0,53 (Bom)	I	I
Rio Paivô (DO_012)	0,46 (Bom)	II	I
Rio Sul (VO_001)		II	I
Rio Teixeira (VO_004)		I	I
Rio Mouro (MI_005)	0,56 (Bom)	I	I
Rio Vade_Jus (LI_002)	0,52 (Bom)	I	I



Troços fluviais permanentes de águas frias e muito pouco condutivas; canais estreitos e apresentando declives médios a elevados; leitos com substratos grosseiros. Troços claramente salmonícolas, com elevada qualidade habitacional e excelente qualidade da água. A única espécie encontrada nestas estações de amostragem foi a truta, que apresentou estruturas etárias bem equilibradas e densidades populacionais assinaláveis, tendo em conta a baixa produtividade destes sistemas. São rios que têm maior expressão nas bacias do Douro e do Noroeste, apresentando-se os resultados dos elementos de qualidade para alguns desses locais.



Rib. Carvalho (AR_DO_014), Bacia do Douro.

	EFI	GQC	IBMWP
Rio Macedo_Mon (DO_004)	0,55 (Bom)	II	I
Rib. Carvalho_Méd (DO_013)	0,52 (Bom)	I	I
Rib. Carvalho_Mon (DO_014)	0,52 (Bom)	I	I
Rib. Cunha (MI_002)	0,52 (Bom)	II	I
Rib. Pantanha (MI_003)	0,57 (Bom)	I	I



Troços fluviais permanentes/intermitentes de águas com baixas a médias condutividades; canais apresentando declives ligeiros; leitos com substratos mistos (presença significativa de elementos finos e grosseiros). Locais no Norte e Centro de Portugal com comunidades piscícolas largamente dominadas por ciprinídeos, nomeadamente pelas espécies barbo-comum, boga-comum/Norte e bordalo; interesse pesqueiro médio a elevado. Ausência ou presença residual de espécies exóticas. Registe-se também a riqueza específica destas associações, que apresentaram pelo menos cinco espécies nativas. De uma forma geral, estas estações de amostragem apresentaram boa qualidade da água e nulas/ligeiras alterações do canal, como se evidencia nalguns exemplos abaixo apresentados.



Rib. Penacal (AR_DO_003), Bacia do Douro.

	EFI/IIB	GQC	IBMWP
Rib. Penacal_Jus (DO_003)	0,45 (Razoável)	II	I
Rio Calvo (DO_027)	0,52 (Bom)	II	I
Rib. Alvoco (MO_001)		II	I
Rib. Sertã_Mon (TE_009)		II	I
Rib. Isna (TE_010)	38 (Excelente)	II	I
Rio Ocreza (TE_013)	34 (Bom)	I	II



Não se trata de um verdadeiro tipo fluvial, mas antes de um grupo de locais que apresentam comunidades piscícolas alteradas, destacando-se o domínio de espécies tolerantes e/ou exóticas, como a enguia, perca-sol, achigã e gambúsia. Ausência ou presença residual de espécies nativas mais sensíveis, principalmente do género *Squalius* e *Pseudochondrostoma*. Estes troços fluviais podem ocorrer um pouco por todo o país, revelando impactes significativos na qualidade da água e/ou na estrutura da malha habitacional, como se evidencia nalguns exemplos abaixo apresentados. Por outro lado, alguns destes locais, fortemente modificados, apresentam populações muito interessantes de espécies com interesse pesqueiro, como a carpa e o achigã.



Rio Alcabrichel (AR_RO_001), Ribeiras do Oeste.

	GQC	IBMWP
Rib. Teja_Mon (DO_006)	III	II
Rib. Divor (TE_005)	III	II
Rio Alcabrichel (RO_001)	IV	IV
Rio Sado_Jus (SA_001)	III	IV
Rio Mira_Jus (MR_001)	III	IV



PARTE II



II.1

Protocolo de amostragem da fauna piscícola

II.1.1 Introdução

O protocolo de amostragem piscícola do projecto AQUARIPORT tem por base a metodologia proposta pelo projecto de âmbito europeu FAME (Fame Consortium 2004), que, por sua vez, foi enquadrada no documento técnico EN 14011:2003, produzido pelo Comité Europeu de Normalização, para a pesca de fauna piscí-

cola com electricidade (CEN 2003). Desta forma, pretendeu-se que os procedimentos de amostragem desenvolvidos no âmbito do *AQUARIPORT*, estivessem em perfeita sintonia com os mais recentes documentos europeus ao nível da normalização de métodos de captura, nomeadamente com o documento CEN. Apresentam-se neste capítulo esses procedimentos técnicos, que correspondem afinal às directrizes metodológicas que permitem a obtenção de dados de composição, abundância e estrutura etária das populações piscícolas presentes nos rios portugueses, incluindo:

- **Identificação do equipamento de amostragem e material associado**
- **Seleção e caracterização dos troços de rio**
- **Metodologia de amostragem com pesca eléctrica**
- **Manuseamento e medição dos exemplares**
- **Medidas de segurança para a pesca eléctrica**
- **Controlo de qualidade**

A quantificação de parâmetros hidromorfológicos como a profundidade e velocidade da corrente, reveste-se de enorme importância para a análise das relações espécie-ambiente.





II.1.2 Equipamento e reagentes

II.1.2.1 Equipamento de amostragem

• Equipamento de protecção pessoal e ambiental

- Vadeadores/botas altas de borracha (ou de outro material não condutor de electricidade);
- Luvas isolantes de neopreno (ou de outro material não condutor de electricidade) e de látex (para manuseio dos peixes em locais contaminados);
- Óculos de sol polarizados (permitindo ainda maior eficácia de capturas);
- Óculos de protecção (para locais contaminados ou com estruturas, como ramagens, que possam provocar danos na vista);
- Colete salva-vidas (para uso em embarcação ou em águas vadeáveis que apresentem alguma perigosidade);
- Equipamento de primeiros socorros;
- Desinfectante de largo espectro (ver ponto II.1.2.2);
- Extintor de incêndio.

• Equipamento de pesca eléctrica (ver detalhes no Cap. II.1.4.1)

- Gerador eléctrico e conversor de corrente (que podem ou não estar no mesmo equipamento); alguns equipamentos utilizam ainda um amplificador de corrente para baixas condutividades da água;
- Baterias suplementares e carregador (no caso de equipamentos de bateria recarregável);

- Ânodo(s); vara de material isolante, com um aro de diâmetro variável na extremidade feito de material condutor (o aro inclui uma rede para captura de peixes);
- Cátodo de dimensão variável (1-2 m) feito de material condutor.

• Equipamento para manipulação de peixes

- Camaroeiros para captura de peixes (construídos em material isolante); devem ter preferencialmente uma malha de 3 mm (nó a nó) para a amostra de todas as classes de idade, incluindo alevins e juvenis;
- Baldes de plástico ou tanques de acondicionamento (neste caso, geralmente com uma capacidade aproximada de 30-50 litros), dependendo do número e dimensão dos exemplares capturados; os peixes são colocados nestes recipientes antes da respectiva identificação e medição;
- Mangas com rede, sempre que for possível a manutenção dos exemplares na água em condições adequadas; as mangas são colocadas no leito fluvial com pedras no seu interior para passagem contínua de água através da rede, e devem permanecer fora da influência do campo eléctrico até que os peixes sejam devolvidos ao meio;
- Oxigenadores portáteis; a sua utilização é obrigatória quando não é possível manter os peixes no próprio rio, e por isso se utilizam estruturas de acondicionamento (baldes/tanques);



Carpa (*Cyprinus carpio*); espécie exótica muito tolerante à degradação dos sistemas aquáticos. Ocorre sobretudo em albufeiras mas também em troços de rio com corrente fraca. Tem elevado interesse para a pesca desportiva.

- Ictiómetro ou régua de campo para medição de peixes;
- Frascos de plástico para conservação de exemplares.

• Outros equipamentos complementares

- Barco de borracha, de tipo pneumático ou semi-rígido, adequado às condições locais, com equipamento de segurança (coletes salva-vidas) e todos os meios que permitam a sua navegação, nomeadamente, remos e motor;
- Redes de malha fina para bloqueio do troço fluvial, em casos de ausência de obstáculos naturais;
- Condutímetro para medição da condutividade da água, permitindo assim o ajustamento da intensidade do conversor de corrente;
- Equipamentos adequados à medição de variáveis ambientais adicionais (sobretudo,

temperatura, velocidade da corrente, oxigénio e pH; mas também, se possível, de parâmetros físico-químicos como nitratos, nitritos e fosfatos, que podem ser quantificados de forma expedita). *Na ausência de um molinete para medição da velocidade da corrente, pode ser utilizado um objecto flutuante e medido o tempo que demora a percorrer uma determinada distância (preferencialmente três vezes) (ver Gallagher e Stevenson 1999);*

- Profundímetro ou vara graduada para medição de profundidades;
- *Rangefinder* ou fita métrica para medições várias no troço fluvial;
- Gravelómetro ou régua para medição da dimensão do substrato;
- Máquina fotográfica;
- Dispositivo de localização geográfica (GPS);
- Fichas de campo standardizadas para registo de dados do troço amostrado, e dos exemplares capturados;
- Etiquetas e rotulador permanente para identificação das amostras;
- Chaves de identificação taxonómica;
- Recipientes adequados para colocação de combustíveis, nomeadamente para o motor do barco ou para um aparelho de pesca a gasolina;
- Material de limpeza, manipulação e suporte à amostragem (rolos de papel absorvente, sacos de plástico, luvas aderentes, lanterna, manuais dos equipamentos, fita isoladora, pilhas, canivete multiusos).



II.1.2.2 Produtos para conservação e desinfecção

- **Conservantes** (*produtos para conservação de exemplares “voucher”, ou outros que exijam uma determinação taxonómica em laboratório*)

- Formaldeído comercial (37%) a 4-10%. Este produto é ligeiramente ácido, existindo assim o risco de algumas estruturas (espinhas, otólitos, etc.) serem descalcificadas. Para evitar esta situação, pode ser preparada uma solução tampão, adicionando 3 ml de bórax (borato de sódio) por cada litro de solução a 10%. Devido à natureza tóxica do formaldeído, este deve ser manipulado sob condições adequadas de arejamento (trabalhar em ambiente bem ventilado) e protecção (uso de luvas e recipientes herméticos);
- Álcool etílico (70º) para a conservação de exemplares de pequeno tamanho; é menos eficaz na conservação dos tecidos moles.

- **Desinfectantes**

- Nos casos em que possa existir um risco de transferência de parasitas, agentes patogénicos ou espécies invasoras, todo o equipamento que tenha contactado o meio aquático, nomeadamente durante a pesca, colheita de invertebrados, e avaliação da condição morfológica, deve ser limpo e desinfectado no final da amostragem. Em rios contaminados, ou que se suspeite haver algum tipo de contaminação, os elementos



Bordalo (*Squalius alburnoides*); espécie nativa de pequeno tamanho (máximo 15 cm), moderadamente sensível à degradação dos sistemas aquáticos.

Alimenta-se preferencialmente de invertebrados aquáticos e terrestres, na coluna da água e à superfície.

da equipa de trabalho devem desinfectar eventuais partes expostas do corpo com produtos de desinfecção de largo espectro como os utilizados em hospitais (e.g., Sterilium).

II.1.3 Selecção e caracterização das estações de amostragem

- A primeira etapa da amostragem piscícola consiste na identificação de um troço fluvial representativo das condições da massa de água. Neste contexto, efectua-se um primeiro levantamento expedito dos vários elementos estruturantes do meio aquático, principalmente ao nível da complexidade do mosaico habitacional (por exemplo, profundidade da água, velocidade da corrente, substrato domi-



nante, cobertura da vegetação envolvente). O troço seleccionado deverá ser o mais representativo possível, sobretudo em relação à diversidade de habitats (incluindo, se existirem, *riffles*, *runs* e *pools*), mas também em relação à geomorfologia, estrutura da vegetação ripária ou, eventualmente, qualidade da água (quer se tratem de locais de referência, ou com diferentes níveis de perturbação). Por exemplo, em massas de água canalizadas cuja morfologia está muito alterada, o troço fluvial poderá ser extremamente homogéneo em termos habitacionais.

- O troço a amostrar deve ser delimitado por barreiras naturais, como por exemplo dois rápidos, impedindo deste modo o deslocamento dos peixes para outros segmentos lóticos (no caso de rios vadeáveis); na ausência desse tipo de estruturas, devem ser utilizadas redes de bloqueio ou “construídas” pequenas barreiras com elementos naturais (por exemplo, blocos e pedras), que devem ser desmanteladas após a amostragem. O troço deve localizar-se fora da influência de afluentes com alguma dimensão, bem como de atravessamentos por pontes, estradas, ou caminhos (iniciar a amostragem algumas dezenas de metros afastado deste tipo de estruturas).
- Localização e georeferenciação das estações de amostragem: uma vez seleccionada a estação de amostragem, devem ser anotadas

as respectivas coordenadas geográficas, obtidas através de um GPS, e apontados os aspectos topográficos locais mais relevantes, de forma a facilitar a sua posterior localização. Esta informação poderá ser complementada com um mapa de localização (preferencialmente 1:25000) e com a descrição da estação de amostragem.

- O protocolo de amostragem deve incluir o preenchimento de uma ficha de campo estandardizada que contenha um conjunto diversificado de dados ambientais, incluindo as características estruturais do meio aquático e da zona envolvente (ver pág. 78);
Dever-se-á ainda proceder ao registo fotográfico de cada estação, desde o nível da bacia hidrográfica (paisagem envolvente) até ao do troço fluvial.



Exemplar do género *Lampetra*, capturado numa das amostragens sazonais no rio Arunca (AR_MO_009), Bacia do Mondego.



II.1.4 Metodologia de amostragem com recurso a pesca eléctrica

A amostragem da fauna piscícola em rios vadeáveis (profundidade < 0,8-1 m) recorre à técnica de pesca eléctrica, efectuada por um/dois operadores de ânodo que percorrem a pé a massa de água (ou margens), auxiliados por um/dois ajudantes com camaroeiros, por operador. Em cursos de água onde não é possível o vadeamento, i.e., zonas mais fundas (>0,8-1 m), a pesca eléctrica é realizada em cada uma das margens do rio com recurso a uma embarcação.

II.1.4.1 Princípios

A pesca eléctrica representa a técnica de amostragem piscícola mais utilizada em diversos tipos de rios. É bastante eficiente, pouco selectiva (para a espécie, sexo, idade, etc.), e relativamente inofensiva para os peixes. Esta técnica baseia-se na criação de um campo eléctrico na massa de água, que altera o comportamento dos indivíduos. De facto, o efeito da corrente eléctrica traduz-se geralmente em movimentos involuntários, contracção e relaxamento muscular por parte dos peixes, permitindo a sua captura.

A produção de um campo eléctrico na massa de água requer o seguinte equipamento:

- Um gerador eléctrico e um conversor, de tipo:
 - Grupo electrogerador a gasolina, com conversor que permita rectificar o tipo de corrente e regular simultaneamente a voltagem e a amperagem (podem estar em separado ou integrados no mesmo equipamento). Os equipamentos deste tipo são pesados (evitar, por razões de segurança, a utilização de electrogeradores a gasolina do tipo “mochila”), e por isso colocam-se usualmente nas margens dos rios. Quase sempre, permitem a conexão de dois ânodos em simultâneo. Este género de dispositivo pode ser utilizado quando se prevê trabalhar durante longos períodos de tempo, e quando o acesso e vadeamento do rio não sejam particularmente difíceis e comprometedores da eficácia da pesca (e.g., margens pouco declivosas para colocação do equipamento



Equipamento completo de tipo electrogerador a gasolina, incluindo gerador, conversor, amplificador de corrente, ânodo e cátodo.

Este equipamento deve ser colocado em local adequado na margem do rio, de modo a garantir o vadeamento total do troço fluvial.



em segurança, não enrolamento repetido de cabos na vegetação). Para uso em águas doces, a sua potência varia geralmente entre 2200 e 7000 W em corrente contínua (DC, *Direct Current*), podendo ultrapassar os 120 kW/impulso para correntes contínuas por impulsos (PDC, *Pulsed Direct Current*); a voltagem pode atingir os 1000V e a amperagem pode chegar aos 25A.

- Equipamento portátil de bateria recarregável, do género “mochila”, com respectivo conversor. Em rios pequenos/médios ou de difícil acesso, o equipamento portátil do tipo “mochila” pode ser uma boa alternativa, permitindo uma elevada capacidade de manobra durante a amostragem. É utilizado por um operador de ânodo, que é habitualmente seguido por um ou dois ajudantes com camaroeiro (a amostragem pode incluir uma ou mais destas equipas). A sua potência é geralmente inferior a 1000 W em DC, embora possa ultrapassar os 10kW/impulso em PDC; a voltagem pode atingir os 1000V e a amperagem pode chegar aos 40A/impulso (máximo 5A em DC). A frequência de impulsos pode ser alterada, existindo equipamentos que podem ser regulados até 120Hz.

• Ânodo(s) e cátodo

- O ânodo (vara) representa o elemento móvel condutor de electricidade a diferentes pontos do rio, e encontra-se ligado numa das extremidades ao conversor através de um cabo eléctrico de comprimento variável (a ligação pode ser feita através de um enrolador), e contém na outra extremidade um aro de diâmetro variável feito de material condutor (que deve incluir uma rede para captura de peixes);
- O cátodo encontra-se também ligado ao conversor através de um cabo eléctrico de menor comprimento, e inclui uma grelha metálica submersa, que actua como “massa” para criar o campo eléctrico.

De uma forma geral:

- para baixas condutividades da água ($< 100 \mu\text{S/cm}$) devem ser utilizadas voltagens $> 700\text{V}$ — próximo dos 1000V para condutividades muito baixas ($< 20\text{-}30 \mu\text{S/cm}$);
- para condutividades intermédias da água ($100\text{-}800 \mu\text{S/cm}$) aconselham-se voltagens $< 700 \text{V}$, regulando a tensão eléctrica à condutividade registada;
- para elevadas condutividades da água ($> 800 \mu\text{S/cm}$) a voltagem não deverá ultrapassar os 200-300 V.



Amostragem com pesca eléctrica utilizando um equipamento portátil do tipo “mochila”

Consoante a dimensão da massa de água a amostrar, o operador de ânodo é seguido por um ou dois elementos equipados com camaroeiros para captura dos peixes atordoados.

II.1.4.2 Procedimentos gerais da pesca eléctrica

Os procedimentos de pesca eléctrica e os equipamentos específicos a utilizar, dependem de um conjunto de factores, nomeadamente da dimensão da massa de água, profundidade, turbidez, velocidade da corrente e condutividade. Em qualquer caso, a selecção do tipo de corrente (DC ou PDC), impulsos (no caso de PDC), e tensão eléctrica (volts), deve ser feita tendo em conta simultaneamente a eficácia da pesca e a minimização de efeitos lesivos nos peixes, podendo variar numa primeira fase da

Período de amostragem

Para a determinação de índices bióticos em Portugal, o período de amostragem deve ter em conta sobretudo dois factores: migrações potamódromas, e eventos hidrológicos extremos (enxurradas e seca estival). Desta forma, em rios intermitentes de norte a sul do país, a amostragem deve realizar-se até Maio-Junho, desde que o troço fluvial ainda apresente caudal e mantenha a diversidade habitacional (sequência de *riffles*, *runs*, e *pools*); simultaneamente, deve-se evitar a proximidade temporal: (1) a períodos de grandes caudais, (2) às épocas de migrações potamódromas de ciprinídeos; Em rios permanentes, seguir-se-ão os mesmos princípios, embora a amostragem possa ser estendida até Setembro, sobretudo em rios largos e nos cursos de água de cariz salmonícola.

amostragem, se, por exemplo, o operador verificar uma reduzida eficácia das capturas ou danos consideráveis nos exemplares. Em qualquer estudo, não se devem utilizar equipamentos com *output* de corrente alterna, devido aos efeitos altamente lesivos nos peixes, e só muito excepcionalmente se deve ultrapassar os 65 Hz em PDC. Uma vez que a eficiência da pesca depende da capacidade de observar e capturar os peixes num curto espaço de tempo, os ele-



mentos da equipa devem usar, sempre que se justificar, óculos de sol polarizados. **A realização de pesca eléctrica implica a emissão de credencial de pesca pela Direcção-Geral dos Recursos Florestais.**

Ver medidas de segurança específicas da amostragem com pesca eléctrica no Cap. II.1.6

II.1.4.2.1 Pesca eléctrica em águas vadeáveis

• Preparação e organização do equipamento de pesca

- A primeira etapa consiste na medição dos parâmetros físico-químicos elementares, nomeadamente temperatura da água, condutividade, pH e oxigénio dissolvido. O valor da condutividade é importante, de forma a regular a intensidade do conversor de corrente; em água doce, a intensidade da corrente necessária para a pesca eléctrica diminui à medida que a condutividade aumenta (ver Cap. II.1.4.1).
- No caso da utilização de equipamento não portátil, o gerador e o conversor de corrente devem ser colocados em local adequado na margem do rio (zonas planas, ou quase), de modo a que seja possível o vadeamento total do troço a amostrar, desde o seu limite a jusante até montante (podendo o equipamento ser deslocado ao longo da margem no caso de troços de grande comprimento).

- O cátodo, ligado ao conversor, é introduzido dentro de água, sensivelmente a meio do troço a amostrar, para limitar a flutuação da intensidade de corrente.
- O ânodo é conectado ao conversor de corrente através de um cabo eléctrico suficientemente longo que permita o vadeamento total do troço.
- No caso da utilização de equipamentos de tipo “mochila”, deve também ser assegurada a correcta conexão dos eléctrodos ao conversor de corrente.



Lúcio (*Esox lucius*); espécie exótica que ocorre preferencialmente em rios de corrente fraca e com vegetação abundante (pode superar os 100 cm de comprimento).

Espécie carnívora e muito voraz, cuja alimentação na idade adulta é quase exclusivamente constituída por peixes ou grandes invertebrados. Embora não seja uma espécie potamódroma, pode encetar pequenas migrações na época da reprodução.



Metodologia de amostragem em rios vadeáveis de pequena/média largura.

Critério	Largura média do rio	
	< 5 m	5-15 m
Comprimento do troço a amostrar	mínimo de 100 m	10-20 vezes a largura média do rio com um mínimo de 100 m
Nº de âodos	1 âodo	1-2 âodos
Equipa de trabalho	dois elementos (um operador de âodo e um ajudante com camaroeiro)	dois a seis elementos (um ou dois operadores de âodo, e um ou dois ajudantes com camaroeiros, por operador)

• Procedimento de amostragem

- A amostragem deve ser efectuada durante o dia e com temperaturas superiores a 5°C, uma vez que abaixo deste valor a actividade piscícola é mínima e a eficiência de pesca é bastante baixa. A pesca realiza-se por uma equipa de duas a seis pessoas, devendo preferencialmente ser conduzida pelo(s) indivíduo(s) com mais experiência. Este deve posicionar-se no limite jusante do troço (i.e., num habitat de tipo rápido ou noutro tipo de

barreira física), e manipulando o âodo deve deslocar-se em movimento ziguezague para montante, assegurando a cobertura total dos habitats no troço fluvial. Deste modo, a turbidez provocada pela movimentação do leito não afecta a eficiência da pesca. O(s) ajudante(s), equipado com camaroeiro, deve seguir à retaguarda o(s) operador(es) de âodo, capturando todos os peixes atordoados. Estes ou outros elementos da equipa, serão ainda responsáveis pelo transporte e bem estar dos peixes capturados.

- Durante a captura, os peixes são colocados em baldes de plástico ou tanques de acondicionamento (com oxigenadores portáteis), tendo em vista a sua identificação, observação e medição; ter em atenção, a oxigenação adequada da água nessas estruturas de acondicionamento, sobretudo em alturas do ano com temperaturas elevadas.
- A densidade e a condição dos peixes nas estruturas de acondicionamento devem ser



Água muito poluída num troço fluvial da Ribeira de Sátão (AR_MO_006), Bacia do Mondego.



frequentemente controladas. Como tal, além de se assegurar a oxigenação da água, deve-se posicionar essas estruturas em condições de ensombramento. A utilização de mangas submersas no leito do rio, sempre que possível e fora da acção do campo eléctrico, pode também ser uma solução eficaz para minimizar a mortalidade de peixes.

II.1.4.2.2 Pesca eléctrica em águas não-vadeáveis

- Preparação e organização do equipamento de pesca, e procedimento de amostragem

Em rios não-vadeáveis ou em troços que embora pouco profundos apresentem grande largura média, a metodologia adoptada consiste basicamente na amostragem diurna das comunidades piscícolas junto a cada uma das margens do rio, numa área total aproximadamente igual ou superior a 1000m², com recurso a um barco pneumático em zonas profundas, e caminhando no rio quando tal é possível; considerando que nesta variante metodológica se consegue pescar uma “superfície aquática efectiva” de 2,5 m a partir da margem, o troço fluvial sob estudo tem que apresentar um comprimento igual ou superior a 200 m em cada uma das margens (200 m x 2,5 m = 500 m²/margem), e corresponder a um mínimo de 10 vezes a largura média do rio.

Em rios ou ribeiras onde não seja possível o vadeamento através da massa de água, a pesca eléctrica pode ser efectuada com recurso a barco. Este deve ter capacidade suficiente para albergar o equipamento de pesca eléctrica (gerador, conversor de corrente, ânodo e cátodo) e outros equipamentos (incluindo os de segurança e de acondicionamento de peixes), além da equipa de amostragem. Actualmente já se vendem embarcações especificamente preparadas para o efeito, com casco de alumínio e plataforma à proa com ânodo e cátodo incorporados.

O barco deverá percorrer o troço de rio não vadeável, amostrando os diferentes tipos de habitat. Em casos de corrente ausente/lenta, a embarcação pode ser manobrada com remos, ou com cordas a partir da margem. Em situações de média/elevada velocidade da corrente, o uso de motor será a alternativa mais eficiente para a amostragem, devendo-se navegar à mesma velocidade que a da corrente. O barco pode-se movimentar na direcção de jusante ou montante (neste caso, sobretudo em águas mais rápidas). Em conclusão, o tipo de navegação seleccionado pelo responsável da equipa (velocidade, direcção, eventual uso de motor ou remos) deve ser adequado às características da corrente e da estrutura de habitats do curso de água, tendo sempre em vista capturar uma amostra representativa da comunidade piscícola.



Os peixes são recolhidos com camaroeiros, colocados em um ou mais tanques de acondicionamento com água do próprio rio (devidamente oxigenada), e frequentemente vigiados até às operações de identificação e medição.

II.1.5 Identificação, medição e conservação

- Todos os indivíduos pescados devem ser identificados até à espécie (de acordo com a observação de caracteres morfológicos externos), medidos (e.g., comprimento standard (mm): distância entre a extremidade da cabeça e a base da barbatana caudal) e observados (para detecção de lesões externas, tumores, deformações, etc.). Em caso de dúvida (e.g., híbridos, *taxa* semelhantes, juvenis), os exemplares (ou uma subamostra) devem ser conservados para posterior análise laboratorial. Os indivíduos de pequenas dimensões, em que não se diferenciam os caracteres morfológicos específicos, devem ser identificados ao nível do género ou família.
- Se o número de indivíduos capturados de uma dada espécie ou classe de comprimento for muito elevado (e.g., grande número de gambúsias, ou de alevins de ciprinídeos), a medição deve incidir numa amostra representativa. Nos casos em que se conseguem identificar exemplares que escapam ao campo eléctrico, e por isso não são capturados, devem ser anotadas, se possível, a respectiva espécie e classe de comprimento.



Exemplares de ablete (*Alburnus alburnus*) capturados na ribeira de Alcáçovas (AR_SA_006), Bacia do Sado.

Espécie exótica recentemente documentada em Portugal, provavelmente introduzida para fins desportivos.

- Sempre que se julgue necessário, alguns exemplares poderão ser fotografados para inclusão em colecção de referência.
- Após a realização da pesca eléctrica e respectivas operações de manuseamento, os peixes devem ser devolvidos ao rio em condições adequadas, preferencialmente numa zona de corrente moderada perto da margem e com pouca turvação.
- Se o responsável da equipa concluir pela necessidade de conservação de alguns exemplares para estudos posteriores ou colecções de referência, devem ser preferencialmente usados os indivíduos que possam ter sido



afectados pelas operações de amostragem, manuseamento e/ou acondicionamento. As amostras biológicas devem ser devidamente conservadas (ver Cap. II.1.2.2) e identificadas (o rótulo do frasco deve no mínimo incluir o código do local, isto se a informação adicional como a data e o operador responsável pela captura, estiver já contida na ficha de campo).

II.1.6 Medidas de segurança específicas da amostragem com pesca eléctrica

Deve existir um plano de segurança que identifique e tenha capacidade de responder aos riscos inerentes à pesca eléctrica, como o choque eléctrico, incêndio e inalação de gases,



Antes de serem devolvidos ao meio aquático, os exemplares são identificados, medidos e observados. Durante a sua permanência nas estruturas de acondicionamento devem ser garantidas condições adequadas de oxigenação, nomeadamente através de arejadores portáteis.



Pesca eléctrica com recurso a barco. Além do material devidamente acondicionado, todos os elementos devem estar equipados com coletes salva-vidas.

ou ainda a outros riscos associados como o afogamento. As seguintes medidas de segurança devem assim ser adoptadas:

- Evitar a realização de pesca eléctrica em situações de caudal elevado, ou em troços com correntes muito fortes.
- Não realizar pesca eléctrica sob condições de chuva e/ou trovoadas.
- A equipa de amostragem deve ser no mínimo constituída por duas pessoas, e dispor de um conjunto de primeiros socorros e de um telemóvel para pedir auxílio em caso de necessidade; é ainda aconselhável que pelo menos um dos elementos da equipa tenha um curso básico de socorrismo.



- Os elementos que directa ou indirectamente participam na pesca eléctrica, devem estar devidamente isolados da água e dos eléctrodos, e por isso equipados com botas de borracha e luvas isolantes de neopreno (ou de outros materiais não condutores de electricidade). Ainda assim, devem evitar colocar as mãos na água e tocar nas partes metálicas dos eléctrodos, a não ser que estes estejam desligados.
- Antes de iniciar a amostragem, o gerador deve ser colocado num local livre de vegetação (sempre acompanhado por um extintor de incêndio), preferencialmente à sombra, e de forma a evitar qualquer risco de queda na massa de água. O gerador não deve ser movido quando está em funcionamento.
- O gerador só é posto em funcionamento quando o cátodo já se encontra submerso na massa de água e os elementos da equipa tenham sido previamente avisados. Verificar se nas proximidades, a pesca pode afectar pessoas (e.g., banhistas, pescadores) e animais.
- Na pesca eléctrica com recurso a barco, o gerador deve ser posicionado na embarcação de forma a não sofrer movimentos ou balanços. No caso de embarcações pneumáticas ou semi-rígidas, o tubo de escape não deve ser posicionado directamente para as superfícies laterais, sob risco de ruptura. O pessoal a bordo deve estar equipado com coletes salva-vidas durante toda a amostragem.
- Todos os recipientes e tanques onde são colocados os peixes, devem ser de plástico ou borracha.
- Os equipamentos de pesca eléctrica (gerador, conversor de corrente, cabos, ânodo e cátodo) quando armazenados, devem ser desconectados das respectivas unidades, limpos e secos. Antes do início das amostragens, deve examinar-se cuidadosamente todo o equipamento, identificar eventuais danos ou imperfeições (cabos descarnados, interruptores partidos, etc.) e efectuar as reparações necessárias. Preferencialmente, deve existir uma listagem das operações a executar.

Ver bibliografia complementar abordando a temática da pesca eléctrica no documento CEN; ainda assim, destacam-se três obras com uma abordagem mais aplicada:

Cowx e Lamarque (1990) Fishing with electricity

Goodchild (1991) Code of practice and guidelines for safety with electric fishing

Reynolds (1996) Electrofishing

II.1.7 Controlo de qualidade

A amostragem e tratamento de dados da fauna piscícola, devem ser realizados de acordo com metodologias standardizadas e sistemas de controlo de qualidade (de acordo com a DQA). As medidas seguidamente descritas, pretendem garantir de uma forma genérica a uniformização dos procedimentos de amostragem, a correcta identificação das espécies, e a análise de resultados. Estas medidas devem também ser adoptadas para outros elementos biológicos ou morfológicos (baseado em CHE 2005a).



Enguia (*Anguilla anguilla*); grande parte do ciclo de vida da espécie é passado em águas doces, onde atinge a maturação sexual, migrando depois para o mar dos Sargaços para se reproduzir.

Durante a fase dulçaquícola, a alimentação pode ser muito diversificada e constituída por alevins de outros peixes, larvas de dípteros, crustáceos, moluscos e anfíbios.

Objectivo: Garantir a comparação de resultados provenientes de amostragens sucessivas

- Medidas:**
- Identificar e georeferenciar as estações de amostragem.
 - Garantir a mesma metodologia de pesca (tipo de equipamentos, procedimentos, etc.) em sucessivas amostragens.
 - Utilizar fichas de campo standardizadas ou adaptadas a novas situações — consistência dos protocolos.

Objectivo: Efectuar o trabalho de campo de acordo com as metodologias standardizadas

- Medidas:**
- Preparar um plano de rotina ao nível da inspecção, manutenção e calibração dos equipamentos.
 - Preparar um plano de trabalho, com directrizes claras e objectivas, para as tarefas e procedimentos a desenvolver nas actividades de campo.
 - Garantir a presença de uma equipa de amostragem (incluindo um chefe de equipa) devidamente organizada e familiarizada com as técnicas de pesca eléctrica, procedimentos de amostragem e identificação taxonómica.

Objectivo: Controlo de tratamento de dados e análise de resultados

- Medidas:**
- Identificar numa base de dados, por meio de códigos, todos os elementos individuais provenientes de uma dada amostragem.
 - Incluir a origem (autores, datas, etc.) e o tipo de formatação dos dados, na base de dados electrónica, tendo em vista a actualização de toda a informação.
 - Guardar toda a documentação de campo e de laboratório durante um período não inferior a 10 anos.

PROTOCOLO CAMPO			
LOCAL	Código: <u>AR-TE-006</u>	Coordenadas (GPS): <u>39.0003N/08.1847W</u>	
Nome curso de água: <u>Rio SOBRALIA</u>		Nome local: <u>SANTA JUSTA</u>	
Local referência: S ☐ N ☒	Outras informações:		
Data: <u>17-05-04</u>	Hora início trabalhos: <u>15.00</u>	Hora fim trabalhos: <u>18.00</u>	
Temp. ar (°C):	Nebulosidade: céu limpo ☐ ligeiramente encoberto ☐ medianamente encoberto ☒ totalmente encoberto ☐		
Vento: nulo ☐ ligeiro ☒ médio ☐ forte ☐	Precipitação: nula ☒ muito fraca ☐		
PESCA ELÉCTRICA	Chefe equipa: <u>J. OLIVEIRA</u>	Membros equipa: <u>RUÍ ALVES (OPER. CAMAR.)</u> <u>JOÃO SOBRAL (OPER. CAMAR.)</u>	
Equipamento: <u>EL 62 II</u>	Estratégia amostragem		
Tipo corrente: DC ☒ PDC ☐ Freq. Imp. (Hz):	Método	☒ Totalidade da superfície aquática ☐ Parcial, nas duas margens ☐ Parcial, cada habitat amostrado proporcionalmente	
Voltagem (V): <u>500</u> Amperagem (A): <u>4</u>	☒ Vadiando ☐ Barco		
No. Ânodos: <u>1</u> Ø Aro (cm): <u>30</u>			
Tamanho rede (mm): <u>5 (aro)</u> ; <u>3 (cama)</u>			
Comprimento cátodo (m): <u>2,5</u>			
Comprimento troço amostrado (m): <u>160</u>	Outras informações:		
Redes bloqueio: Sim ☐ Não ☒			
MORFOLOGIA E QUALIDADE DA ÁGUA			
Largura média leito molhado (m): <u>7,4</u>	Temperatura água (°C): <u>17,8</u>	Condutividade (µS/cm): <u>386</u>	
Largura leito cheia (m): <u>40</u>	pH:	Oxigénio dissolvido (mg/L):	
Profundidade média (cm): <u>18</u>	Visibilidade (cor/turvação):		
Profundidade máxima (cm): <u>38 (z)</u> ; <u>44</u>	transparente ☐ pouco turva ☐ turva ☒ muito turva ☐		
Velocidade corrente (m/s): <u>0,4 (à superf.)</u>	Outras variáveis:		
LEITO E COBERTURA			
Substrato (%)	Cobertura leito molhado (ausente < 5%; esparsa (5-25%); intermédia (25-50%); abundante (50-75%); dominante (75-100%))		
<u>14</u> Finos (< 0,02 cm)	Helófitos	ausente ☐ esparsa ☒ intermédia ☐ abundante ☐ dominante ☐	
<u>54</u> Areia (0,02-0,2 cm)	Hidrófitos	ausente ☐ esparsa ☒ intermédia ☐ abundante ☐ dominante ☐	
<u>29</u> Gravelha (0,2-1,6 cm)	Tipo dominante hidrófitos	Algas ☒ Fanerogâmicas ☐ Musgos ☐	
<u>3</u> Cascalho (1,6-6,4 cm)	Ensombreamento	ausente ☐ esparsa ☒ intermédia ☐ abundante ☐ dominante ☐	
— Pedras (6,4-26 cm)	Peq. detritos lenhosos (Ø < 10 cm; L < 1 m)	ausente ☐ esparsa ☒ intermédia ☐ abundante ☐ dominante ☐	
— Blocos (> 26 cm)	Grand. detritos lenhosos (Ø > 10 cm; L > 1 m)	ausente ☐ esparsa ☒ intermédia ☐ abundante ☐ dominante ☐	
— Rocha (contínuo)	Raízes e ramos submersos: ausentes ☐ esparsos ☐ comuns ☒ abundantes ☐ mt. abundantes ☐		
Outras variáveis:			
IMPACTES HUMANOS			
<u>4</u> Uso solo (1-5) <u>Agric. intensiva</u>		<u>3</u> Carga sedimento (1-5)	
<u>1</u> Urbanização (1-5)		<u>2</u> Condição morfológica (1-5)	
<u>3</u> Área ripária (1-5)		— Outros impactos (1-5)	
Esboço do local (incluindo principais habitats: riffle, run, pool; direcção corrente)			
HABITAT - Riffle ☐ Run ☒ Pool ☐ Representatividade (%) = <u>40</u> Substrato: <u>80% areia</u> <u>20% finos</u>	HABITAT - Riffle ☒ Run ☐ Pool ☐ Representatividade (%) = <u>20</u> Substrato: <u>40% gravelha</u> <u>10% cascalho</u> <u>40% areia</u> <u>10% finos</u>	HABITAT - Riffle ☐ Run ☒ Pool ☐ Representatividade (%) = <u>20</u> Substrato: <u>50% gravelha</u> <u>40% areia</u> <u>10% finos</u>	HABITAT - Riffle ☒ Run ☐ Pool ☐ Representatividade (%) = <u>20</u> Substrato: <u>5% cascalho</u> <u>55% gravelha</u> <u>30% areia</u> <u>10% finos</u>
<u>direcção corrente</u> →			
Largura (m) = <u>8</u> Profund. média (m) = <u>0,16</u> Profund. máxima (m) = <u>0,44</u>	Largura (m) = <u>11,5</u> Profund. média (m) = <u>0,10</u> Profund. máxima (m) = <u>0,35</u>	Largura (m) = <u>5</u> Profund. média (m) = <u>0,2</u> Profund. máxima (m) = <u>0,33</u>	Largura (m) = <u>4,5</u> Profund. média (m) = <u>0,3</u> Profund. máxima (m) = <u>0,34</u>

II.2

Protocolo de amostragem de invertebrados bentónicos

II.2.1 Introdução

A metodologia de amostragem das comunidades de invertebrados bentónicos no projecto AQUARIPORT, tem por base o protocolo estabelecido em Portugal pelo Instituto da Água no âmbito da implementação da DQA (INAG 2006; versão draft). Apresentam-se, de forma resumida, os principais aspectos desta metodologia, com sugestões adicionais ao nível dos procedimentos, adoptadas no presente projecto e que permitem uma maior eficiência técnico-científica e de tempo de trabalho, nas actividades de campo.

Para analisar em maior detalhe alguns aspectos da amostragem de invertebrados bentónicos na Península Ibérica, nomeadamente ao nível do processo de amostragem e do controlo de qualidade, aconselha-se a consulta do protocolo desenvolvido por vários autores para a Confederação Hidrográfica do Ebro (CHE 2005b).

II.2.2 Equipamento e reagentes

- Vadeadores/botas altas de borracha;
- Luvas de látex;
- Óculos de protecção (para locais contaminados);
- Colete salva-vidas (para uso em rios com correntes fortes);
- Desinfectante de largo espectro (ver Cap. II.1.2.2);
- Equipamento de primeiros socorros;
- Fichas de campo estandardizadas para registo de dados do troço amostrado;
- Rede de mão de arrasto (malha de 0,5 mm), suportada por uma armação metálica com largura de 25 cm;
- Vara graduada para medição de profundidades;
- Gravelómetro ou régua para medição da dimensão do substrato;
- Pincel duro;
- Pinças;
- Balde de plástico;
- Crivo com malha de 0,5 mm;



- Frascos de plástico com boca larga (2 litros);
- Proveta graduada de plástico (50 ml);
- Fixador (álcool etílico a 70-96° ou formaldeído comercial (37%));
- Etiquetas e rotulador permanente para identificação das amostras;

II.2.3 Metodologia de amostragem

II.2.3.1 Época de amostragem

As colheitas devem ser realizadas durante a Primavera ou início do Verão, numa altura em que o troço fluvial apresente caudal e mantenha a diversidade habitacional (sequência de *riffles*, *runs* e *pools*); sempre que se verifiquem enxurradas, a amostragem deve ser adiada, até que a transparência da água permita ver o leito do rio.

II.2.3.2 Procedimentos gerais de amostragem

a) Selecção do troço de amostragem

Deve ser seleccionado um troço com aproximadamente 50 metros de comprimento, representativo da diversidade habitacional do curso de água; deve incluir na zona central a unidade de erosão (fluxo turbulento, i.e., *riffle*) e, nas zonas adjacentes, unidades de sedimentação (fluxo laminar, i.e., *run* ou *pool*). O troço deve localizar-se fora da influência de afluentes com alguma dimensão, bem como de atravessamentos por estruturas artificiais.

b) Quantificação dos habitats

Antes da amostragem dos invertebrados, identificam-se os habitats presentes e estima-se a sua representatividade, considerando seis habitats distintos: quatro em função dos substratos inorgânicos (Blocos > 26 cm; Pedras 6,4-26 cm; Cascalho 0,2-6,4 cm; Areia, silte e argila < 0,2 cm), e outros dois em função dos substratos orgânicos (Macrófitos e algas; Matéria orgânica particulada). Posteriormente, procede-se à colheita dos invertebrados em função dessa estimativa. Em cada habitat é medida a profundidade, e anotado o tipo de corrente (sem corrente, corrente lenta plana, corrente com ondulações e corrente turbulenta). Devem-se ainda registar outras características do troço fluvial, nomeadamente a direcção do fluxo da corrente, largura do canal, e presença de espuma, cor ou cheiro, bem como outras variáveis que se julgue relevantes para a sua caracterização (alguns destes parâmetros ambientais podem estar já incluídos no protocolo da fauna piscícola).

Quando alguns habitats apresentam áreas reduzidas dentro do troço, estes devem ser incluídos nos arrastos referentes aos habitats mais representativos que os englobam ou que lhes estão mais próximos (por exemplo, pequena mancha de vegetação aquática no interior de um substrato inorgânico). Esta informação deve constar na ficha de campo.



Para desalojar os exemplares com maior capacidade de fixação, sobretudo em substratos grosseiros, pode ser utilizado um pincel duro (Rio Mau (AR_VO_011), Bacia do Vouga).

c) Esforço de amostragem

A amostra final de invertebrados resulta do material recolhido em seis arrastos, distribuídos de forma proporcional pelos habitats existentes; cada um dos arrastos é efectuado com a rede de mão, e deverá incluir uma área de 1 metro de comprimento por 0,25 metros de largura (largura da rede). Sempre que um habitat estiver representado na unidade de erosão e na unidade de sedimentação, os arrastos devem ser posicionados de forma a incluir ambas as unidades para esse tipo de habitat (de forma individual, ou incorporado num habitat mais representativo).

d) Processo de amostragem

Antes de efectuar os arrastos, devem ser localizados e preferencialmente capturados alguns *taxa* que vivem à superfície da água, como *Gerridae* ou *Gyrinidae*, que de outra forma poderiam passar despercebidos na amostragem (para a aplicação do IBMWP). Em rios com alguma corrente, a amostragem é sempre efectuada de jusante para montante. Deste modo, a rede de mão é colocada junto ao leito e contra a corrente, e ao mesmo tempo o operador remove vigorosamente o substrato junto à boca da armação metálica, a fim de desalojar os organismos para a coluna de água que são então arrastados para o interior da rede. Se o habitat for de tipo blocos, a remoção deve ser manual e com a ajuda de um pincel duro. Em habitats com corrente lenta ou quase inexistente, após o removimento do substrato, o operador deve mover o camaroeiro de forma a reter o material em suspensão na coluna de água. Em CHE (2005b), apresenta-se de forma muito completa o processo adequado e mais eficiente para cada tipo de habitat (reófilo, lêntico, com vegetação aquática, etc.).

Em qualquer situação: (1) as partículas de maior dimensão devem ser alvo de uma inspecção rigorosa, de modo a capturar, com o auxílio de pinças ou pincéis, organismos com grande capacidade de fixação; (2) algumas pedras do substrato devem ser lavadas e cuidadosamente raspadas para o interior da rede.



Após a sedimentação de areias e gravilhas, procede-se à crivagem e acondicionamento da amostra (Ribeira de Seixe (AR_RA_004), Ribeiras do Algarve).

e) Acondicionamento das amostras

Nos procedimentos adoptados pelo presente projecto, a rede é esvaziada e lavada para o interior de um balde de plástico, seguindo-se duas fases de divisão do material recolhido: uma primeira separação entre materiais inorgânicos de grande dimensão e o conjunto de invertebrados e materiais orgânicos/inorgânicos de dimensões inferiores; uma segunda separação, ainda no local, resultante da sedimentação do material inorgânico ligeiro (areias, gravilha) e subsequente crivagem da amostra — técnica extremamente expedita e eficiente, que proporciona uma grande economia de tempo em laboratório. Após a sedimentação da fracção ligeira, convém examiná-la cuidadosamente, tendo em vista verificar se ainda ficaram no seu interior alguns indivíduos retidos. A amostra resultante da totalidade dos seis arrastos por local é colocada no interior de frascos de plástico, e devidamente conservada através da

adição de álcool a 70-96° ou formaldeído comercial (37%) a 4-10% (a concentração destes produtos deve ser adaptada à quantidade de material recolhido). Todos os frascos devem ser devidamente selados e etiquetados (o rótulo do frasco deve no mínimo incluir o código do local, isto se a informação adicional como a data e o operador responsável pela captura, estiverem já contidas na ficha de campo).

II.2.4 Processamento laboratorial

Em laboratório, a amostra é devidamente lavada e crivada, e o material resultante colocado em tabuleiros de plástico com um pouco de água. Numa primeira fase procede-se à triagem dos invertebrados e sua separação por grandes grupos, no sentido de facilitar a identificação taxonómica. Posteriormente, os organismos são identificados até ao nível taxonómico de família, mediante o uso de lupas estereoscópicas



com zoom de ampliação de 10-40x. A identificação recorre a bibliografia especializada, nomeadamente a chaves dicotómicas apropriadas (e.g., Tachet et al. 1981). A componente laboratorial pode ainda implicar uma sub-amostragem, de acordo com os procedimentos de INAG (2006), sempre que a quantidade de material biológico a justificar.

II.2.5 Medidas de segurança

- Evitar a realização de amostragens em situações de caudal elevado, ou em troços com correntes muito fortes.
- Em locais com correntes fortes, que não ponham em risco a segurança de pessoas, os elementos da equipa de trabalho devem estar equipados com coletes salva-vidas durante toda a amostragem.
- A equipa de amostragem deve ser constituída no mínimo por duas pessoas, e dispor de um conjunto de primeiros socorros e de um telemóvel para pedir auxílio em caso de necessidade; é ainda aconselhável que pelo menos um dos elementos da equipa tenha um curso básico de socorrismo.
- Em rios com águas contaminadas ou aparentemente deterioradas, a amostragem deve ser efectuada com luvas e óculos de protecção; a desinfecção do material e das pessoas deve ser realizada de acordo com o Cap. II.1.2.2.
- Devido à natureza tóxica do formaldeído, este deve ser manipulado sob condições adequadas de arejamento (trabalhar em ambiente bem ventilado) e protecção (uso de luvas e recipientes herméticos).

PROTOCOLO CAMPO								
INVERTEBRADOS BENTÓNICOS			Local: RIO SORRAIA (STA. JUSTA)			Código: AR-TE-006		
Data: 17-05-04		Técnico: Rui ALVES			Observações:			
Habitats	%	Nº arrastos	Código arrasto	Unidade fluvial Eros. Sedim.		Profund. (m)	Tipo corrente	Observ.
Blocos (> 26 cm)								
Pedras (6,4-26 cm)								
Cascalho e gravilha (0,2-6,4 cm)	15	1	3	x		0,12		car. e finos
Areia e finos (< 0,2 cm)	55	3	1	x		0,13		
			2	x		0,11		
			5		x	0,40		
Macrófitos e algas	30	2	4	x		0,15		
			6		x	0,22		
Matéria orgânica particulada								
Largura média do troço (m): 9								
Observações relativas à qualidade da água (e.g., espuma, cor, cheiro): ÁGUA TURVA								
Observações relativas à cobertura do leito (e.g., material lenhoso, ilhas): CANAL COM ILHAS								
Observações relativas às margens (e.g., enrocamentos, corte vegetação): VER GQC								

II.3

Protocolo de avaliação da condição morfológica fluvial

PROTOCOLO CAMPO			
GRAU DE QUALIDADE DO CANAL 1/2		Local:	Código:
Data:	Técnico:	Observações:	
<i>realizado em pelo menos três transectos com distâncias entre si de 10-20 metros</i>			
1 — Presença de estruturas de retenção			
Ausência de estruturas		4	
Açude rústico semidesagregado		3	
Açude rústico bem consolidado		2	
Açude ou barragem de betão		1	
2 — Estrutura do canal			
Largura média do leito molhado ^a /Profundidade máxima ^b < 7		4	
Largura média do leito molhado/Profundidade máxima = 8-15		3	
Largura média do leito molhado/Profundidade máxima = 16-25		2	
Largura média do leito molhado/Profundidade máxima > 25		1	
a – valor obtido nos transectos. b – 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	
Formações “não naturais” de tipo línguas ou ilhas de cascalho, areia e limo; o leito pode apresentar canais independentes		2	
Canal dividido em múltiplas línguas/ilhas de areia e limo		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; algumas zonas desprovidas de vegetação		3	
Margens pouco consolidadas com vegetação ripária muito fragmentada e/ou mantidas por 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 em 30-50% do comprimento do troço), ou ambas as margens apresentam alterações pouco significativas (e.g., alguns muros desagregados e/ou “naturalizados”)		3	
Ambas as margens apresentam alterações moderadas, ou uma delas está significativamente alterada (e.g., linearização da margem)		2	
Ambas as margens apresentam alterações muito significativas (e.g., rio canalizado)		1	

PROTOCOLO CAMPO		
GRAU DE QUALIDADE DO CANAL 2/2	Local:	Código:
realizado em pelo menos três transectos com distâncias entre si de 10-20 metros		
6 — Heterogeneidade do canal		
Canal curvilíneo com sequência lótica/lêntica muito marcada (presentes todos os tipos de habitats)		4
Canal com reduzida sequência lótica/lêntica (ausência de alguns tipos de habitats)		3
Canal rectilíneo com velocidade praticamente constante ao longo de todo o troço		2
Curso de água canalizado ou zona lêntica artificial		1
7 — Estrutura do leito		
Tipo 1	Troços encaixados, normalmente de cabeceira e com muita rocha; baixa potencialidade para 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 > 26,0 cm (blocos)		8
> 50% do material é constituído por granulometria > 6,4 cm (pedras)		6
> 50% do material é constituído por granulometria > 1,6 cm (cascalho)		3
> 50% do material é constituído por granulometria < 1,6 cm (finos, areia, gravilha)		1
Tipo 2 (troço em que predomina o transporte)		
> 50% do material é constituído por granulometria > 6,4 cm (pedras)		8
25-50% do material é constituído por granulometria > 6,4 cm (pedras)		6
> 25% do material é constituído por granulometria > 1,6 cm (cascalho)		3
> 75% do material é constituído por granulometria < 1,6 cm (finos, areia, gravilha)		1
Tipo 3 (troço em que predomina a sedimentação)		
> 50% do material é constituído por granulometria > 0,5 cm (gravilha grosseira)		8
25-50% do material é constituído por granulometria > 0,5 cm (gravilha grosseira)		6
> 75% do material é constituído por granulometria < 0,5 cm (gravilha fina, areia e finos)		3
O leito é exclusivamente areia e finos		1
8 — Deposição de finos intersticiais*		
A % de sedimentos finos é < 5%		4
A % de sedimentos finos é de 5 - 25%		3
A % de sedimentos finos é de 25 - 50%		2
A % de sedimentos finos é > 50%		1
* Para os rios Tipo 1, consideram-se como sedimentos finos o material aproximadamente < 5 mm e, para os rios Tipo 2 e 3, consideram-se como sedimentos finos o material aproximadamente < 1 mm		



Bibliografia

Alba-Tercedor, J.; Jáimez-Cuellar, P.; Álvarez, M.; Avilés, J.; Bonada, N.; Casas, J.; Mellado, A.; Ortega, M.; Pardo, I.; Prat, N.; Rieradevall, M.; Robles, S.; Sáinz-Cantero, C. E.; Sánchez-Ortega, A.; Suárez, M. L.; Toro, M.; Vidal-Abarca, M. R.; Vivas, S., Zamora-Muñoz, C., 2002: Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica* 21, 175-185.

Alba-Tercedor, J.; Sánchez-Ortega, A., 1988: Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica* 4, 51-56.

Aparicio, E.; Vargas, M. J.; Olmo, J. M.; de Sostoa, A., 2000: Decline of native freshwater fishes in a Mediterranean watershed on the Iberian Peninsula: a quantitative assessment. *Environmental Biology of Fishes* 59, 11-19.

Arthington, A. H.; Welcomme, R. L., 1995: The condition of large river systems of the world. In: *Condition of the World's Aquatic Habitats*. Eds: Armantrout, N. B.; Wolotira Jr, R. J., Lebanon, New Hampshire: World Fisheries Congress, Science Publishers, pp. 44-75.

Barbour, M. T.; Gerritsen, J.; Snyder, B. D.; Stribling, J. B., 1999: Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2nd ed., EPA 841-B-99-002. Washington, D. C.: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water.

Brookes, A., 1988: *Channelized rivers, Perspectives for Environmental Management*, Chichester: John Wiley & Sons.

Bryce, S. A., 2006: Development of a bird integrity index: measuring avian response to disturbance in the Blue Mountains of Oregon, USA. *Environmental Management* 38, 470-486.

Cabral, M. J. (coord.); Almeida, J.; Almeida, P. R.; Dellinger, T.; Ferrand de Almeida, N.; Oliveira, M. E.; Palmeirim, J. M.; Queiroz, A. L.; Rogado, L.; Santos-Reis, M. (eds.), 2006: *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. 2ª ed., Lisboa: Instituto da Conservação da Natureza/Assírio & Alvim.

CEN, 2003: Water quality – Sampling of fish with electricity. Document EN 14011:2003 E.

Chaves, M. L.; Chainho, P. M.; Costa, J. L.; Prat, N.; Costa, M. J., 2005: Regional and local environmental factors structuring undisturbed benthic macroinvertebrate communities in the Mondego River basin, Portugal. *Archiv für Hydrobiologie* 163, 497-523.

CHE (Confederación Hidrográfica del Ebro), 2005a: Metodología para el establecimiento el estado ecológico según la Directiva Marco del Agua: Protocolos de muestreo y análisis para ictiofauna.

CHE (Confederación Hidrográfica del Ebro), 2005b: Metodología para el establecimiento el estado ecológico según la Directiva Marco del Agua:



Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos.

Collares-Pereira, M. J.; Cowx, I. G., 2004: The role of catchment scale environmental management in freshwater fish conservation. *Fisheries Management and Ecology* 11, 303-312.

Collares-Pereira, M. J.; Magalhães, M. F.; Geraldès, A. M.; Coelho, M. M., 1995: Riparian ecotones and spatial variation of fish assemblages in Portuguese lowland streams. *In: The Importance of Aquatic-terrestrial Ecotones for Freshwater Fish*. Eds: Schiemer, F.; Zalewski, M.; Thorpe, J. E., Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, pp. 93-101.

Cortes, R. M. V., 2004: Requalificação de Cursos de Água, Lisboa: Instituto da Água.

Cortes, R.; Pinto, P.; Ferreira, M. T.; Moreira, I., 2002: Qualidade biológica dos ecossistemas fluviais. *In: Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos, Ecologia, Gestão e Conservação*. Eds: Moreira, I.; Ferreira, M. T.; Cortes, R.; Pinto, P.; Almeida, P. R., Lisboa: Instituto da Água, Direcção de Serviços do Planeamento, pp. 9.3-9.26.

Cortes, R. M. 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), Anexo 9 (Conservação da natureza), Ministério do Ambiente.

Cowx, I. G.; Collares-Pereira, M. J., 2000: Conservation of endangered fish species in the face of water resource development schemes in the Guadiana River, Portugal: harmony of the incompatible.

In: Management and Ecology of River Fisheries. Ed: Cowx, I. G., Oxford, UK: Fishing News Books, pp. 428-438.

Cowx, I. G.; Lamarque, P. (eds.), 1990: *Fishing with Electricity: Applications in Freshwater Fisheries Management*, Oxford: Fishing News Books.

Cowx, I. G.; Welcomme, R. L. (eds), 1998: *Rehabilitation of Rivers for Fish*, Oxford: Fishing News Books.

Doadrio, I. (ed.), 2002: *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. 2ª ed., Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Museo Nacional de Ciencias Naturales.

Elvira, B.; Almodóvar, A., 2001: Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *Journal of Fish Biology* 59 (Supplement A), 323-331.

Fame Consortium, 2004: Manual for the application of the European Fish Index - EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1, January 2005.

Fausch, K. D.; Lyons, J.; Karr, J. R.; Angermeier, P. L., 1990: Fish communities as indicators of environmental degradation. *In: Biological Indicators of Stress in Fish*. American Fisheries Society Symposium 8. Ed: Adams, S. M., Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, pp. 123-144.

Fiss, F. C.; Habera, J. W., 2006: Trout management plan for Tennessee 2006—2016. Tennessee Wildlife Resources Agency.



Frenzel, S. A.; Swanson, R. B., 1996: Relations of fish community composition to environmental variables in streams of Central Nebraska, USA. *Environmental Management* 20, 689-705.

Gallagher, A. S.; Stevenson, N. J., 1999: Stream-flow. *In: Aquatic Habitat Assessment: Common Methods*. Eds: Bain, M. B.; Stevenson, N. J., Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, pp. 149-157.

Godinho, F. N.; Ferreira, M. T., 2000: Composition of endemic fish assemblages in relation to exotic species and river regulation in a temperate stream. *Biological Invasions* 2, 231-244.

Goodchild, G. A., 1991: Code of practice and guidelines for safety with electric fishing. EIFAC Occasional paper No. 24. Rome: FAO.

Griffith, M. B.; Hill, B. H.; McCormick, F. H.; Kaufmann, P. R.; Herlihy, A. T.; Selle, A. R., 2005: Comparative application of indices of biotic integrity based on periphyton, macroinvertebrates, and fish to southern Rocky Mountain streams. *Ecological Indicators* 5, 117-136.

Harrison, T. D.; Whitfield, A. K., 2004: A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. *Journal of Fish Biology* 65, 683-710.

Hawkins, C. P.; MacMahon, J. A., 1989: Guilds: The multiple meanings of a concept. *Annual Review of Entomology* 34, 423-451.

Henley, W. F.; Patterson, M. A.; Neves, R. J.; Lemly, A. D., 2000: Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: a concise review for natural

resource managers. *Reviews in Fisheries Science* 8, 125-139.

Hobbs, H. H.; Jass, J. P.; Huner, J. V., 1989: A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two North American species (Decapoda, Cambaridae). *Crustaceana* 56, 299-316.

Hughes, R. M.; Howlin, S.; Kaufmann, P. R., 2004: A biointegrity index (IBI) for coldwater streams of Western Oregon and Washington. *Transactions of the American Fisheries Society* 133, 1497-1515.

Ilhéu, M.; Bernardo, J. M., 1993: Experimental evaluation of food preference of red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*: vegetal versus animal. *Freshwater Crayfish* 9, 359-364.

INAG (Instituto da Água), 2006: 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 invertebrados bentónicos (Versão Draft).

Karr, J. R., 1981: Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6), 21-27.

Karr, J. R.; Dudley, D. R., 1981: Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* 5, 55-68.

Karr, J. R.; Fausch, K. D.; Angermeier, P. L.; Yant, P. R.; Schlosser, I. J., 1986: Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Special Publication 5. Champaign, Illinois: Illinois Natural History Survey.



Klemm, D. J.; Blocksom, K. A.; Fulk, F. A.; Herlihy, A. T.; Hughes, R. M.; Kaufmann, P. R.; Peck, D. V.; Stoddard, J. L.; Thoeny, W. T.; Griffith, M. B., 2003: Development and evaluation of a macroinvertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic Highlands streams. *Environmental Management* 31, 656-669.

Lyons, J.; Navarro-Pérez, S.; Cochran, P. A.; Santana, E.; Guzmán-Arroyo, M., 1995: Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central Mexico. *Conservation Biology* 9, 569-584.

Meneks, M. L.; Vondracek, B.; Hatch, J., 2003: Larval fish as indicators of reproductive success in unchannelized and channelized tributaries of the Red River Basin, Minnesota. *Journal of Freshwater Ecology* 18, 141-154.

Moreira, I.; Ferreira, M. T.; Cortes, R.; Pinto, P.; Almeida, P. R., 2002: Recomendações para a conservação e valorização dos ecossistemas dulçaquícolas. *In: Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos, Ecologia, Gestão e Conservação*. Eds: Moreira, I.; Ferreira, M. T.; Cortes, R.; Pinto, P.; Almeida, P. R., Lisboa: Instituto da Água, Direcção de Serviços do Planeamento, pp. 14.3-14.15.

Moyle, P. B.; Marchetti, M. P., 1999: Applications of indices of biotic integrity to California streams and watersheds. *In: Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities*. Ed: Simon, T. P., Boca Raton, Florida: CRC Press, pp. 367-380.

Muotka, T.; Syrjanen, J., 2007: Changes in habitat structure, benthic invertebrate diversity, trout populations and ecosystem processes in restored

forest streams: a boreal perspective. *Freshwater Biology* 52, 724-737.

Oliva-Paterna, F. J.; Vila-Gispert, A.; Torralva, M., 2003: Condition of *Barbus sclateri* from semiarid aquatic systems: effects of habitat quality disturbances. *Journal of Fish Biology* 63, 1-11.

Oliveira, J. M.; Ferreira, M. T., 2002: Desenvolvimento de um índice de integridade biótica para a avaliação da qualidade ambiental de rios ciprinícolas. *Revista de Ciências Agrárias* 25, 198-210.

Penczak, T., 1995: Effects of removal and regeneration of bankside vegetation on fish population dynamics in the Warta river, Poland. *In: The Importance of Aquatic-terrestrial Ecotones for Freshwater Fish*. Eds: Schiemer, F.; Zalewski, M.; Thorpe, J. E., Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, pp. 207-210.

Pires, A. M.; Cowx, I. G.; Coelho, M. M., 1999: Seasonal changes in fish community structure of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana basin, Portugal. *Journal of Fish Biology* 54, 235-249.

Pusey, B. J.; Arthington, A. H., 2003: Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research* 54, 1-16.

Reynolds, J. B., 1996: Electrofishing. *In: Fisheries Techniques*. 2nd ed. Eds: Murphy, B. R.; Willis, D. W., Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, pp. 221-253.

Robalo, J. I.; Almada, V. C.; Levy, A.; Doadrio, I., 2007: Re-examination and phylogeny of the genus



Chondrostoma based on mitochondrial and nuclear data and the definition of 5 new genera. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 42, 362-372.

Root, R. B., 1967: The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological Monographs* 37, 317-350.

Roset, N.; Grenouillet, G.; Goffaux, D.; Pont, D.; Kestemont, P., (em publicação): A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology*

Sanders, R. E.; Miltner, R. J.; Yoder, C. O.; Rankin, E. T., 1999: The use of external deformities, erosion, lesions and tumors (DELT anomalies) in fish assemblages for characterizing aquatic resources: a case study of seven Ohio streams. *In: Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities*. Ed: Simon, T. P., Boca Raton, Florida: CRC Press, pp. 225-246.

Saunders, D. L.; Meeuwig, J. J.; Vincent, A. C. J., 2002: Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology* 16, 30-41.

Schiemer, F.; Zalewski, M., 1992: The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities. *Netherlands Journal of Zoology* 42, 323-335.

Schlosser, I. J., 1990: Environmental variation, life history attributes, and community structure in stream fishes: implications for environmental management and assessment. *Environmental Management* 14, 621-628.

Sear, D. A.; Newson, M. D., 2004: The hydraulic impact and performance of a lowland rehabilitation scheme based on pool-riffle installation: The River Waveney, Scole, Suffolk, UK. *River Research and Applications* 20, 847-863.

Simon, T. P., 1999: Introduction: Biological integrity and use of ecological health concepts for application to water resource characterization. *In: Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities*. Ed: Simon, T. P., Boca Raton, Florida: CRC Press, pp. 3-16.

Simon, T. P. (ed.), 2003: *Biological Response Signatures: Indicator Patterns Using Aquatic Communities*, Boca Raton, Florida: CRC Press.

Tachet, H.; Bournaud, M.; Richoux, P., 1981: *Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces*. Lyon: Université Claude Bernard Lyon I.

União Europeia, 2000: Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000 que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias* L327.

Yoder, C. O.; DeShon, J. E., 2003: Using biological response signatures within a framework of multiple indicators to assess and diagnose causes and sources of impairments to aquatic assemblages in selected Ohio rivers and streams. *In: Biological Response Signatures: Indicator Patterns Using Aquatic Communities*. Ed: Simon, T. P., Boca Raton, Florida: CRC Press, pp. 23-82.

