

QUALIDADE BIOLÓGICA DAS RIBEIRAS DO OESTE

Pedro A. VIEIRA ⁽¹⁾

M. Teresa FERREIRA ⁽²⁾

António J. C. ALBUQUERQUE ⁽³⁾

RESUMO

Os índices de avaliação da qualidade biótica, nomeadamente os que recorrem às comunidades de macroinvertebrados são, cada vez mais, utilizados como instrumentos fundamentais na avaliação ambiental para uma gestão integrada dos recursos hídricos, sendo mesmo uma metodologia recomendada pela União Europeia (NIXON et al. 1996). Vários têm sido os índices desenvolvidos, desde a década de 60, procurando, simultaneamente, uma simplificação metodológica e a obtenção de um “retrato” mais preciso das condições ambientais dos cursos de água.

Um dos índice mais utilizado na Europa, de origem anglo-saxónica – o Biological Monitoring Working Party (BMWP) – foi adaptado em 1988 por ALBA-TERCEDOR e SÁNCHEZ-ORTEGA (1988) para as condições ibéricas, tendo já uma ampla aplicação em cursos de água espanhóis (ALBA-TERCEDOR et al., 1992).

Com este índice biótico consegue-se através da recolha de macroinvertebrados – e apenas necessitando de conhecimentos básicos de taxonomia – conhecer a situação de contaminação ambiental dos ecossistemas aquáticos, podendo substituir ou complementar as convencionais análises físico-químicas, mais dispendiosas e menos abrangentes temporalmente.

Esta comunicação pretende sobretudo divulgar as potencialidades deste índice biótico, aplicando-o ao estudo da qualidade biológica das ribeiras do Oeste.

PALAVRAS-CHAVE: Qualidade biológica da água, macroinvertebrados, índice biótico, BMWP’, contaminação, ribeiras do Oeste

(1) – Engenheiro biofísico; Doutorando do Instituto Superior de Agronomia

(2) – Bióloga; Professora Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia

(3) – Engenheiro florestal; Bolseiro de Investigação do Instituto Superior de Agronomia

1 – INTRODUÇÃO

A monitorização da qualidade da água constitui um precioso instrumento no planeamento e gestão integrada dos recursos hídricos. Face à intensificação e complexidade das actividades humanas com impactes nos cursos de água, cada vez mais se torna necessário encontrar métodos rápidos e fiáveis que consigam avaliar o estado ecológico dos ecossistemas.

Tradicionalmente, até há duas décadas atrás, as normas de qualidade de água eram definidas essencialmente em função de parâmetros físico-químicos. Contudo, não só devido aos seus custos, mas sobretudo ao carácter instantâneo dessa análise, tem-se vindo, cada vez mais, a recorrer à avaliação da qualidade ambiental da água através de indicadores biológicos. Aliás, a maioria dos países da União Europeia já utilizam rotineiramente índices biológicos para a avaliação da qualidade da água.

As comunidades bióticas são sensíveis e afectadas por diversos factores de stress - e não apenas da poluição directa -, pelo que os índices bióticos constituem uma ferramenta mais fidedigna na caracterização ambiental dos cursos de água do que somente a caracterização físico-química.

De entre as comunidades aquáticas, os macroinvertebrados – essencialmente moluscos e insectos, na sua forma larvar e/ou adulta – têm vindo a ser largamente utilizados devido ao facto de (METCALFE-SMITH, 1994):

- serem comunidades diferentemente sensíveis aos poluentes de vários tipos, manifestando-se esses efeitos de forma rápida e gradual, em função da intensidade e magnitude;
- serem abundantes na maioria dos ecossistemas aquáticos, sendo a sua captura bastante fácil e com reduzidos custos;
- serem grupos taxonomicamente bem definidos e os índices bióticos mais generalizados não necessitem de um grau de conhecimentos demasiado profundo;
- serem comunidades relativamente sedentárias e representativas das condições locais;
- terem ciclos de vida suficientemente longos e compatíveis com análises das condições ambientais durante todo o ano;
- serem comunidades muito heterogéneas, aumentando a probabilidade de, pelo menos alguns dos grupos, reagirem a alterações particulares em função das condições ambientais que se vão estabelecendo.

Os macroinvertebrados são também particularmente sensíveis a alterações hidrológicas que modifiquem as condições de velocidade do escoamento, do substrato e dos teores de matéria orgânica, pelo que são excelentes indicadores de alterações em rios regularizados. Para além disso, o factor sazonalidade, característicos dos regimes hídricos mediterrânicos, não afecta significativamente a sua utilização como indicadores biológicos ao longo do ano (ZAMORA-MUÑOZ et al., 1995), ou seja, o valor da qualidade biológica é representativo por um largo período de tempo.

A procura de índices bióticos de macroinvertebrados tem conhecido no estrangeiro uma ampla investigação, estando a ser aplicados rotineiramente em diversos países europeus, norte-americanos e na África do Sul. O índice pioneiro mais conhecido foi desenvolvido no

Reino Unido em 1964 pelo Trent River Authority - o Trent Biotic Index (TBI). Regra geral, quase todos os outros índices entretanto desenvolvidos – como os índices de Chandler (Escócia), de Chutter (África do Sul) e o Biological Monitoring Working Party (BMWP) Score (Reino Unido), entre outros – adoptaram o mesmo sistema que consiste na recolha de macroinvertebrados em todos os habitats de um determinado troço, com a consequente identificação - podendo ir desde a família até à espécie – e, baseando-se numa lista de tolerância à poluição, determina-se um valor a que corresponderá uma determinada qualidade da água.

Algumas variantes de índices bióticos – como o da Bélgica – são mais complexos, entrando em consideração com as abundâncias dos grupos capturados e diferenciando os habitats existentes no troço. Também é largamente utilizado uma variante ao BMWP ou ao índice de Chandler – o ASPT (*average score per taxon*) – que é um índice ponderado que se obtém dividindo o valor do índice biótico pelo número de famílias capturadas. Contudo, antes da adopção de um índice biológico de macroinvertebrados torna-se necessário validá-lo às condições ambientais da região em causa e aos conhecimentos taxonómicos dos técnicos. Por exemplo, alguns índices exigem uma classificação ao nível do género ou espécie, o que dificulta a sua aplicação generalizada. Outros ainda têm um protocolo de execução demasiado complexo para ser aplicado com generalidade, como é o caso do índice biológico global (FERNANDES, 1988), utilizado na França.

A necessidade de se adaptarem os índices aos diversos países deve-se ao facto das comunidades de macroinvertebrados apresentarem diferenças espaciais e geográficas, por vezes significativas. Assim, por exemplo, os índice biótico de Chutter, na África do Sul, não pode ser utilizado na Europa, e vice-versa, porque estão apenas validados para as respectivas regiões biogeográficas, pelo que quando se pretende aplicá-los em outras regiões verifica-se, por vezes, que alguns dos grupos ora estão ausentes, ora são demasiado abundantes mesmo em condições muito díspares.

O mesmo se verificou na aplicação à Península Ibérica do índice anglo-saxónico BMWP, desenvolvido inicialmente por HELLAWELL (1978). Esse índice, se bem que fosse de fácil aplicação – por necessitar apenas da identificação ao nível da família –, apresentava algumas lacunas em famílias existentes na Península Ibérica, nomeadamente de plecópteros. Dessa forma, durante a década de 80, investigadores espanhóis (ALBA-TERCEDOR e JIMENEZ MILLÁN, 1985, 1987; ALBA-TERCEDOR e SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988) procuraram incluir as famílias existentes em Espanha e proceder a algumas alterações nas pontuações de algumas das famílias sobre-avaliadas na classificação de Hellawell, criando assim um índice denominado BMWP'. Este índice obtém-se através do somatório atribuído a cada família capturada – independentemente da sua abundância na amostra (contudo, é conveniente que cada família tenha, pelo menos, três indivíduos) -, sendo que cada amostra deve ser representativa de todos os habitats existente no troços a analisar (p. ex., zonas lóticis e lênticas, com ou sem vegetação aquática, etc.).

No quadro 1 apresenta-se as pontuações a atribuir a cada família que são função da sensibilidade à poluição, sendo que os valores mais baixos agrupam famílias mais tolerantes (fundamentalmente dípteros, coleópteros e oligoquetas), enquanto os valores mais elevados agrupam as famílias mais sensíveis à poluição (principalmente plecópteros e odonatas). O valor final obtido representa uma situação específica, de acordo com o quadro 2.

O BMWP' tem vindo a ser testado e validado sucessivamente em Espanha, com excelentes resultados (ALBA-TERCEDOR et al., 1992; ALBA-TERCEDOR e PRAT, 1992), nomeadamente quando confrontado com o índice belga e o ASPT (ZAMORA-MUÑOZ et al., 1995). Em Portugal tem vindo a ser aplicado em várias bacias, nomeadamente nas do

Guadiana (PINTO e FERNANDES, 1994; CORTES et al., em publ.), Zêzere (FERNANDES, 1988), Sado (MOREIRA et al., 1997) e Sorraia (VIEIRA et al., 1996).

Quadro 1

Pontuações a atribuir às famílias de macroinvertebrados no índice biótico BMWP'

FAMÍLIAS	Pontuação
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Chloroperlidae Aphelocheiridae Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae Athericidae, Blephariceridae	10
Astacidae Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
Ephemerellidae Neumoridae Ryacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae Hydroptilidae Unionidae Corophiidae, Gammaridae Platycnemidae, Coenagriidae	6
Oligoneuriidae Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae Hydropsychidae Tipulidae, Simuliidae Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae	5
Baetidae, Caenidae Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae Sialidae Piscicolidae Hidracarina	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae, Notonectidae, Corixidae Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeridae Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdelliidae Asellidae Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae, Muscidae, Thaumaleidae, Ephyridae	2
Oligochaeta (todas as classes)	1

Quadro 2

Classes de qualidade e significado dos valores do índice BMWP e cores a utilizar em cartografia

Classe	Valor	Significado	Cor
I	> 120	Águas muito limpas	Azul
	101 - 120	Águas não contaminadas ou não alteradas de forma significativa	
II	61 - 100	Águas pouco contaminadas	Verde
III	36 - 60	Águas contaminadas	Amarelo
IV	16 - 35	Águas muito contaminadas	Laranja
V	< 16	Águas fortemente contaminadas	Vermelho

2 – APLICAÇÃO DO ÍNDICE BMWP' NAS RIBEIRAS DO OESTE

2.1 – Área de estudo e metodologia

As ribeiras do Oeste são constituídas por mais de uma dezena de pequenas bacias hidrográficas de carácter intermitente, cujos principais cursos de água têm poucas dezenas de quilómetros de extensão, e que drenam directamente para o Oceano Atlântico, estando confinadas entre as bacias hidrográficas do Tejo, a este, e do Lis, a norte.

A caracterização destes sistemas hídricos é ainda muito incipiente, quer em termos hidrológicos, quer biológicos e de qualidade da água. Não existem estações hidrométricas em funcionamento em nenhum dos cursos de água. Apesar desta região possuir uma elevada concentração industrial, muito diversificada – mas sobretudo de agro-indústrias –, e uma densidade elevada de explorações pecuárias e aglomerados populacionais sem tratamento de esgotos, são escassos os dados sobre a qualidade da água. Por exemplo, em relação às análises para monitorização da qualidade da água destinada à produção de água para consumo humano, a Direcção Regional do Ambiente de Lisboa e Vale do Tejo apenas efectuou, durante 1996, amostragens em três estações – no rio Alcoa (Chiqueda), na ribeira da Lagoa das Éguas (Ferraria Alpedriz) e na ribeira de Vinhas (Mula) (DRARNLVT, 1997).

As amostragens de macroinvertebrados foram efectuadas durante Junho e Julho de 1997 em 32 estações localizadas nas diversas ribeiras do Oeste. Na selecção dos troços procurou-se abranger todos os sistemas hídricos que nesse período ainda tivessem caudal. Dessa forma, não foram efectuadas amostragens nas ribeiras de Safarujo e de Caparide e em alguns troços de montante, por não possuírem qualquer escoamento.

Os macroinvertebrados foram recolhidos com uma rede de arrasto e com uma abertura do saco de 40x15 cm e malha de 0,5 mm de diâmetro, durante cinco minutos, em todos os substratos existentes. Paralelamente foram recolhidas informações complementares do uso envolvente dos troços analisados, bem como de alguns parâmetros físico-químicos da água (quadro 3). Em laboratório procedeu-se à separação dos macroinvertebrados e correspondente identificação até ao nível da família. Após a identificação procedeu-se à utilização do índice biótico BMWP', de acordo com os quadros atrás apresentados.

2.2 – Resultados

As condições ambientais das ribeiras do Oeste apresentam situações muito diversificadas, quer entre as várias bacias hidrográficas, quer nas variações longitudinais num mesmo curso de água, conforme se observa no quadro 3. As comunidades de macroinvertebrados são, por isso, importantes bio-indicadores para diferenciar os diferentes efeitos das actividades humanas nas bacias hidrográficas, conforme se constata na figura 1, onde se apresenta as classes obtidas através do BMWP' nos troços amostrados.

A intensa actividade humana nas bacias hidrográficas e das alterações quase sempre relevantes nas margens e vales dos cursos de água têm como resultado um panorama de degradação da qualidade ambiental. A maioria das bacias hidrográficas apresentam situações de água contaminada a fortemente contaminada (classes III a V. Nesta situação encontram-se as ribeiras das Vinhas e da Lage, bem como os troços finais da maioria dos outros cursos de água. As únicas excepções – com água pouco contaminada (classe II) – localizam-se em zonas de montante de algumas pequenas ribeiras ou afluentes de cursos de água mais importantes (ribeira da Lagoa das Éguas, da Areia e da Cabrela), em troços de montante de cursos de água com intensa ocupação humana (rio Alcabrichel) ou em cursos de água em zonas de serra com fraca ocupação humana (ribeiras de Balelas e Samarra). Nestes casos, as comunidades de macroinvertebrados apresentam uma riqueza significativa, mesmo com ocorrências, em algumas situações, de famílias sensíveis à poluição, nomeadamente Aeschnidae,

Calopterygidae, Cordulegasteridae e Libellulidae (odonatas), Perlolidae (plecópteros) e Phryganeidae (tricóptero), atestando, por isso, uma relativamente boa qualidade biológica.

Quadro 3

Valores do índice biótico BMWP' e caracterização dos locais de amostragem

T	Curso de água	Índice B.M.W.P. '	Largura do leito (m)	Prof. Média (cm)	O.D. (mg/l)	C μ S/cm	pH	Uso do solo (marginal)	Uso do solo (vale)	Largura da mata ripícola
1	Rib. Lagoas das Equas	II	3	30	4.3	237	6.2	Pinhal e mato	Pinhal e mato	5-30
2	Rib. Areia	II	2	20	5.9	422	8.0	Mato, zona urbana e agricultura	Agricultura, zona urbana e zona húmida	1-5
3	Rio Alcoa	III	15	50	6.0	775	7.4	Zona urbana e agricultura	Pinhal, zona urbana, matos e agricultura	5-30
4	R. Alcobaça	IV	5	100	2.2	881	7.8	Zona urbana e industrial	Eucaliptal, zona urbana, matos e agricultura	5-30
5	Rib. Alfeizerão	IV	3	15	6.3	1190	8.3	Pastagem	Pastagem, agricultura e zona urbana	1-5
6	Rib. Tornada	III	2	20	8.4	1250	8.3	Agricultura e zona húmida	Pinhal, agricultura, matos e zona urbana	Ausente
7	Rib. Arnóia (montante)	III	2	30	7.1	1090	8.2	Mata ripária, agricultura, zona urbana e matos	Eucaliptal, pinhal, agricultura, zona urbana e matos	5-30
8	Rib. Arnóia (jusante)	III	2	20	7.1	1400	8.2	Mata ripícola, mato, agricultura e zona urbana	Agricultura, zona urbana e pomares	5-30
9	Rib. Rogota	IV	3	30	1.4	1800	7.9	Agricultura, pomares e zona urbana	Agricultura, pomares e zona urbana	1-5
10	Trib. Real	IV	3	30	7.6	1000	8.3	Mata ripícola e mato	Matagal de zona calcárea e matos	5-30
11	R. Real	IV	3	20	9.2	1410	8.3	Mato alto	Pinhal e matos	1-5
12	Rib. São Domingos (montante)	V	-	100	15.1	581	9.1	Agricultura, zona húmida e zona urbana	Eucaliptal, pinhal, agricultura, zona urbana e mato rasteiro	1-5
13	Rib. São Domingos (jusante)	V	-	-	-	-	-	Agricultura	Agricultura e zona urbana	Ausente
14	Rib. Toxofal	III	0.7	10	6.5	1380	8.3	Agricultura e zona urbana	Eucaliptal, pinhal, agricultura, zona urbana e matos	1-5
15	R. Grande (montante)	V	-	-	-	-	-	Agricultura	Agricultura e zona urbana	1-5
16	R. Grande (jusante)	V	-	-	-	-	-	Agricultura	Agricultura e zona urbana	Ausente
17	R. Alcabrichel (montante)	II	2	50	2.8	1070	7.8	Agricultura e mato alto	Agricultura, vinha e zona urbana	1-5
18	R. Alcabrichel (troço médio)	III	1.5	20	5.1	940	7.6	Agricultura, vinha, pomar e zona urbana	Eucaliptal, agricultura, pastagem e zona urbana	1-5
19	R. Alcabrichel (jusante)	V	-	-	-	-	-	-	-	-
20	R. Sizandro	IV	15	20	-	1750	8.7	Agricultura	Agricultura, zona urbana e zona húmida	Ausente
21	R. Lizandro (montante)	III	4	50	7.9	1150	8.2	Mata ripária, matos e agricultura	Agricultura, matos e pastagem	5-30
22	Rib. Cabrela	II	4	50	5.5	845	7.7	Mata ripária, agricultura e matos	Pomares, matagal, agricultura e zona urbana	5-30
23	R. Lizandro (troço médio)	II	6	60	5.9	950	8.0	Mata ripária, agricultura, mato alto e zona húmida	Matos, agricultura e pastagem	5-30
24	R. Lizandro (jusante)	III	23	> 200	12.3	1170	8.4	Agricultura e zona urbana	Pinhal, matos, zona urbana e agricultura	1-5
25	Rib. Balelas	II	2	40	7.1	811	7.7	Matos e zona urbana	Matos e zona urbana	1-5
26	Rib. Samarra	II	3	30	6.0	1100	7.3	Mata ripária, matos, agricultura e zona urbana	Matos, agricultura, pastagem e zona urbana	5-30
27	Rib. Colares (montante)	III	3	30	4.9	831	7.6	Mata ripária, mato alto, agricultura, zona urbana e mato rasteiro	Pinhal, matos, agricultura e zona urbana	5-30
28	Rib. Colares (jusante)	II	3	30	6.5	902	7.7	Canavial, agricultura e mato rasteiro	Agricultura	1-5
29	Rib. Vinhas (montante)	V	1.5	20	0.07	1440	7.8	Agricultura, matos, zona urbana e industrial	Pinhal, matos e zona urbana	1-5

30	Rib. Vinhas (jusante)	IV	1	20	8.0	1040	7.7	Zona urbana, agricultura e matos	Pinhal, zona urbana, matos e agricultura	5-30
31	Rib. Lage (montante)	V	3	40	3.3	1000	7.7	Canavial, agricultura, zona urbana e matos	Matos, zona urbana e agricultura	1-5
32	Rib. Lage (jusante)	V	4	40	0.95	1810	7.7	Canavial, zona urbana, agricultura e pastagem	Olival, agricultura, pastagem, zona urbana e matos	1-5



Figura 1 – Localização dos troços amostrados e respectiva qualidade da água segundo o índice BMWP'

Ao invés, em alguns dos piores troços (classe V), como na ribeira de Vinhas e de São Domingos – chegou-se a capturar apenas dípteros da família Syrphidae – que nem constam na lista do BMWP' – e que são indicadores de uma fortíssima contaminação orgânica (TACHET et al., 1981), ou seja, ocorrem, em geral, em esgotos. Nos outros cursos de água com situação também grave, apenas ocorrem macroinvertebrados muito tolerantes à poluição, nomeadamente oligoquetas, sanguessugas (famílias Hirudidae e Erpobdeliidae) dípteros (famílias Chironomidae e Culicidae) e heterópteros (famílias Corixidae e Gerridae), bem como alguns coleópteros (famílias Dytiscidae e Gyrinidae) e gastrópodes (família Physidae). A elevada abundância de culicídeos nos rios Arnóia, Real, ribeira da Rogota e rio Lizandro

deveria ser alvo de um estudo mais detalhado, tendo em conta que algumas espécies destes insectos são transmissores de doenças animais e humanas.

Nem sempre se verifica uma degradação longitudinal contínua na qualidade da água de montante para jusante, mas quase sempre os troços junto ao litoral apresentam uma pior situação em termos de qualidade da água. Contudo, ocorrem algumas situações, ao longo do eixo das ribeiras, de ligeira recuperação da qualidade, nomeadamente nas ribeiras de Vinhas, de Colares e Lizandro – neste último caso há uma melhoria, seguida de nova degradação –, que se deverá sobretudo ao carácter pontual da poluição orgânica nestas bacias em resultado da descarga de esgotos urbanos e industriais e a subsequente diluição ao longo dos cursos de água.

2.3 – Conclusões

Em cursos de água afectados por efluentes orgânicos, a determinação da qualidade físico-química da água pode ser, por vezes, dificultada por factores externos decorrentes da tipologia das descargas. De facto, uma avaliação dos parâmetros físico-químicos apenas determina as condições ambientais no momento da recolha das águas. Ao invés, a análise das comunidades bióticas – por se sujeitarem continuamente às interferências humanas e respectivas variações – reflecte de uma forma integrada os impactes passados e presentes no local de amostragem. Por exemplo, a supressão ou diminuição temporária do caudal ou a alteração das características de uma descarga de efluente poderá resultar numa aparente melhoria – ou degradação abrupta – na qualidade da água, mas sem efeitos instantâneos nas comunidades bióticas. Ora, se nessas condições for efectuada uma recolha de amostras de água para análises químicas, os resultados poderão dar um panorama enganador, por não reflectirem as condições habituais. Esta questão é particularmente evidente nas ribeiras de Oeste quando se verifica que alguns dos cursos de água com valores de BMWP' indicando água de má qualidade, apresentam concentrações de oxigénio dissolvido razoáveis.

Como numa avaliação ambiental interessa conhecer os impactes que determinados factores de stress – como a poluição, redução de caudal, alterações das margens e leito, etc. – provocam nas actividades humanas e nas comunidades bióticas, torna-se importante que os estudos consigam estimar, com facilidade e rapidez, o somatório da intensidade e magnitude dos efeitos ao longo do tempo.

A aplicação do índice BMWP' às ribeiras do Oeste forneceu informação não só sobre as comunidades de macroinvertebrados – o que tendo em conta a sua importância ecológica na decomposição e na cadeia trófica dos cursos de água é um aspecto de grande importância –, como permitiu comparar a situação ambiental do conjunto de cursos de água com resultados que mostram graves problemas de contaminação, devido aos reduzidos índices de tratamento de efluentes urbanos e industriais desta região.

Dessa forma, o índice biótico BMWP' revelou-se mais uma vez um instrumento útil e adequado para uma caracterização biológica dos cursos de água do país, o que tendo em conta a sua generalização em Espanha poderá servir para análises comparativas da qualidade biológica dos rios ibéricos.

BIBLIOGRAFIA

ALBA-TERCEDOR, J.; JIMENÉZ-MILLÁN, F. – *Biología y ecología de insectos indicadores de la calidad de las aguas corrientes. Estudio de aguas del Río Guadalfeo y su cuenca*. Granada (Espanha), Universidade de Granada, 1985.

ALBA-TERCEDOR, J.; JIMENÉZ-MILLÁN, F. – *Evaluación de las variaciones estacionales de la calidad de las aguas del Rio Guadalfeo, basada en el estudio de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos y de los factores físico-químicos*. Madrid (Espanha), ICONA, 1987.

ALBA-TERCEDOR, J.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. – “Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978)”. *Limnetica*, **4**, 1988, pp. 51-56.

ALBA-TERCEDOR, J.; PRAT, N. – “Spanish experience in the use of macroinvertebrates as biological pollution indicators”, in *River Water Quality. Ecological Assessment and Control*, editado por P.J. Newman, M.A. Piavaux e R.A. Sweeting, Bruxelas (Bélgica), Comissão Europeia, 1992.

ALBA-TERCEDOR, J.; GONZALEZ, G.; PUIG, M.A. – “Present level of knowledge regarding fluvial macroinvertebrate communities in Spain”. *Limnetica*, **8**, 1992, pp. 231-241.

CORTES, R.; FERREIRA, M.T.; GODINHO, F.; OLIVEIRA, J.; SANTOS, G. – “Indicadores da qualidade biológica da água aplicados à bacia do Guadiana”, *Recursos Hídricos* (em publ.).

DIRECÇÃO-REGIONAL DO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DE LISBOA E VALE DO TEJO – Qualidade das águas superficiais destinadas à produção de água para consumo humano. Lisboa (Portugal), DRARNLVT, 1997

FERNANDES, J.N. – *Ribeiras de Codes, Isna, Sertã e Alges: avaliação biológica da sua qualidade*. Lisboa (Portugal), Direcção-Geral da Qualidade do Ambiente, 1988.

HELLAWELL, J.M. – *Biological surveillance of rivers*. Stevenage (Reino Unido), Water Research Center, 1978.

METCALFE-SMITH, J.L. – “Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities”, in *The Rivers Handbook*, vol. II, editado por P. Calow e G.E. Petts, Oxford (Reino Unido), Blackwell Scientific Publ., 1994, pp. 144-170.

MOREIRA, I.; SARAIVA, M.G.; PINTO, P. – “Assessing the conservation value of a Mediterranean river basin (Sado, Portugal)”, in *Freshwater Quality: Defining the Indefinable*, editado por P.J. Boon e D.L. Howell, Edinburgo (Reino Unido), Scottish Natural Heritage, 1997, pp. 290-298.

NIXON, S.C.; MAINSTONE, C.P.; IVERSEN, T.M.; KRISTENSEN, P.; JEPPESEN, E.; FRIBERG, N.; PAPATHANASSIOU, E.; JENSEN, A.; PEDERSEN, F. – *The harmonised monitoring and classification of ecological quality of surface waters in the European Union*. Bruxelas (Bélgica), Comissão Europeia (DG-XI), 1996.

PINTO, P.; FERNANDES, J.N. – “Comunidades de macroinvertebrados bentónicos do rio Guadiana: influência do regime hidrológico e das fontes de poluição sobre a qualidade da água”, in *Simpósio Rio Guadiana: Passado, Presente e Futuro*, Évora (Portugal), pp. 13.

TACHET, H.; BOURNAUD, M.; RICHOUX, P. – *Introduction à l'étude des macroinvertebres des eaux douces*. Lyon (França), Universidade Claude Bernard (Lyon I), 1981.

VIEIRA, P.A.; FERREIRA, M.T.; CORTES, R. – “Qualidade biológica da ribeira da Raia e influência da regularização fluvial”, in *V Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*, Aveiro (Portugal), 1996, pp. 9.

ZAMORA-MUÑOZ, C.; SÁINZ-CANTERO, C.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A.; ALBATERCEDOR, J. – “Are biological indices BMWP' and ASPT' and their significance regarding water quality seasonally dependent? Factors explaining their variation”, *Water Resources*, **1**, 1995, pp. 285-290.