CAPTAR
ciência e ambiente para todos
volume 10 • 2021 • art. 6

Diretiva Quadro da Água: o instrumento legal para a avaliação da qualidade ecológica da água, em rios, na União Europeia

Tânia Vidal[1,2•]
Joana Luísa Pereira[1,2]
Fernando J. M. Gonçalves[1,2]

[1] Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Portugal.

[2] CESAM - Centro de Estudos do Ambiente e do Mar, Portugal.

A Diretiva Quadro da Água (DQA) foi implementada na União Europeia em 2000 e gradualmente transposta para a legislação nacional dos Estados Membros. A DQA constituiu um importante avanço na proteção dos ecossistemas aquáticos superficiais, águas de transição e subterrâneas, tendo como objetivo atualmente que todas as massas de água atinjam a Boa qualidade ecológica, até 2027. No entanto, os procedimentos que permitem a monitorização e classificação das massas de água no âmbito da DQA são complexos e morosos. O presente artigo apresenta o enquadramento e a aplicação das metodologias de monitorização e classificação das massas de água de natureza lótica (p.ex. rios) de uma forma simplificada, contribuindo para melhorar a acessibilidade da sociedade em geral a esta informação, e consequentemente favorecendo a disseminação dos princípios e metodologias de monitorização associados à DQA. Este trabalho está focado especificamente em sistemas lóticos. Uma vez que a avaliação da qualidade da água *sensu* DQA considera a monitorização de comunidades biológicas e que as comunidades biológicas de maior importância indicadora são distintas entre diferentes tipos de ecossistemas aquáticos (p.ex. entre rios e albufeiras ou lagos), o enfoque foi definido para tornar o documento mais conciso. A informação aqui disponibilizada poderá servir como um suporte relevante para o desenvolvimento de estratégias de envolvimento da sociedade na implementação da DQA em Portugal, que se encontra ainda aquém do desejável.

Palavras-chave
avaliação da qualidade da água
monitorização
rios

• taniavidal@ua.pt

ISSN 1647-323X

Artigo em acesso aberto sob licença CC-BY
© 2021 Autores

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos providenciam múltiplos benefícios para a Humanidade. Os ecossistemas de água doce, e rios em particular, são uma importante fonte de água para consumo humano, e também para uma variedade de atividades como a produção de energia, agricultura, atividades comerciais e extração de recursos (Biswas and Tortajada, 2016). O relatório do *Millenium Ecosystem Assessment* (MA, 2005) apresenta uma perspetiva real e integrada sobre o estado desses ecossistemas e os serviços ecológicos que providenciam, evidenciando um aumento da exploração humana e destacando uma acelerada degração da condição desses ecossistemas (Carpenter et al., 2009) em consequência de descargas de efluentes agrícolas, industriais e urbanos, assim como de poluição difusa proveniente de escorrências de químicos usados na agricultura (Salomoni et al., 2006; Vörösmarty et al., 2010). Neste sentido, foi reforçada a necessidade de uma monitorização e uma gestão dos recursos hídricos eficiente, de forma a garantir a boa qualidade ecológica, bem como a conservação dos seus habitats. O reconhecimento desta necessidade fora já o mote para a criação da Diretiva Quadro da Água (DQA), um instrumento legal europeu que entrou em vigor em 2000. A DQA foi transposta para a legislação Portuguesa sob a forma da Lei nº 58/2005 e do Decreto-Lei 77/2006, que estabelece medidas de proteção, melhoramento e recuperação das águas de superfície, e define que as massas de água de superfície devem ser monitorizadas e recuperadas para garantir a sua boa qualidade. A aplicação prática e técnica destes documentos legais foi operacionalizada pelo INAG – Instituto Nacional da Água, que produziu documentos orientadores INAG (2009), entre os quais aquele que define critérios necessários para a classificação do Estado das massas de água de rios, e massas de água fortemente modificadas (como é o caso das albufeiras, não sendo estas objeto específico do presente artigo).

Apesar destes documentos orientadores, a DQA é uma peça de legislação complexa e exigente no que diz respeito à implementação. Por exemplo, as últimas informações veiculadas pela União Europeia (UE) sobre a implementação da DQA nos Estados Membros denotam, em geral, baixas taxas de sucesso e um atraso que levou ao adiamento da data-limite inicialmente decretada para a definição da boa qualidade ecológica de toda as massas de água para 2027. Nos relatórios publicados em 2019 (EU, 2019a, 2019b), é reportado que menos de metade das massas de água na EU estão classificadas com Boa qualidade ecológica e apontam várias fatores que contribuíram para os atrasos verificados: (i) a definição da lista de substâncias perigosas a monitorizar no âmbito da Diretiva; (ii) as inconsistências entre os objetivos constantes na DQA e outras políticas da UE; (iii) dificuldades na alocação de financiamento proveniente da UE para implementação da DQA; (iv) abrangência dos princípios de não deterioração; (v) a exigência dos requisitos a monitorizar. No anexo do relatório (EU, 2019a), Portugal é aconselhado a melhorar a monitorização das suas águas superficiais, aumentando a informação sobre os elementos de qualidade relevantes para as categorias da avaliação da qualidade da água, com especial relevância para as substâncias prioritárias e os poluentes específicos que potencialmente afetam as massas de água, de forma a estabelecer legislação mais adequada ao caso Português.

Uma das possibilidades para apoiar a implementação mais generalizada da DQA e contribuir para o cumprimento das metas definidas surge através de projetos de ciência cidadã. A ciência cidadã promove a educação para a conservação e aproxima pessoas de diversas áreas de conhecimento, apelando também à participação dos cidadãos na geração de conhecimento. A ciência cidadã permite fazer a ponte entre a

legislação e o cidadão comum, tornando, por exemplo, a compreensão da DQA mais simples, acessível e de mais fácil perceção, e promovendo a consciencialização ambiental sobre o que é a boa qualidade da água e as atitudes defensoras do ambiente (Jollymore et al., 2017; Pinto et al., 2020). Neste contexto, têm existido vários projetos de ciência cidadã relacionados com várias dimensões da aplicação da DQA, com diferentes níveis de envolvimento ativo dos cidadãos. Um exemplo particularmente relevante no contexto do presente artigo é o projeto *FreshWater Watch* (FWW), que estuda a complementaridade de programas de ciência cidadã na monitorização da qualidade de água tulelada pela *Environmental Agency* - orgão responsável pela monitorização e gestão dos recursos aquáticos em Inglaterra. Este programa defende que os cidadãos, apoiados e treinados por cientistas, podem fazer as recolhas das amostras de rios e cursos de água (nas imediações das suas habitações ou durante atividades lúdicas), com periodicidade definida, e enviá-las para avaliação da qualidade da água. Este projeto reporta benefícios em termos monetários, um enorme aumento da malha de amostragem para determinação do estado ecológico da água, o aumento do conhecimento dos cidadãos envolvidos sobre a monitorização dos recursos aquáticos, e também o aumento da consciencialização dos cidadãos sobre as fontes de poluição e ações que devem desenvolver para prevenir a degradação dos recursos aquáticos (Hadj-Hammou et al., 2017).

O incentivo da participação do cidadãos de forma voluntária no apoio aos programas de biomonitorização tem sido, de facto, uma prática comum (Currin et al., 2008; Cuthill, 2000; Deutsch et al., 2009; França et al., 2019; Kebo and Bunch, 2013; Manfrin et al., 2019; Penrose and Call, 1995), e de um modo geral, a ciência cidadã já é usada em observações hidrológicas e/ou monitorização da qualidade de água superficial em todo o mundo: Europa (Brouwer et al., 2018); América do Norte (Lowry et al., 2019); América Central (Shahady and Boniface, 2018); América do Sul (França et al., 2019); Oceania (Storey et al., n.d.); Asia (Thatoe Nwe Win et al., 2019) e África (Dumakude and Graham, 2017). Em Portugal, Pinto et al. (2020), usando ferramentas criadas no âmbito de um projeto de Conservação e Desenvolvimento Sustentável de Ecossistema de Água Doce (CONFRESH) (Voreadou, 2008), desenvolveu uma metodologia aplicada às comunidades de macroinvertebrados de água doce, sendo que esta comunidade de organismos é uma das utilizadas no âmbito da DQA para avaliação da qualidade ecológica das águas de ecossistemas lóticos (água corrente, como por exemplo rios). A validação esta metodologia simplificada envolveu professores e estudantes do 5º ao 12º Ano de escolaridade como voluntários, e foi conduzida na Região Administrativa Hidrográfica do Algarve, tutelada pela Agência Portuguesa do Ambiente. O principal objetivo do trabalho foi demonstrar que redução das 120 famílias de macroinvertebrados bioindicadores de qualidade ecológica da água a apenas 18 substitutos, como proposto pelo projeto CONFRESH, não iria comprometer a qualidade da avaliação biológica, quando comparados os resultados com o Sistema de Classificação Nacional. Após o treino, os alunos foram capazes de identificar os locais com qualidade ecológica menor que boa usando os guias de identificação e os índices desenvolvidos. Perante auditoria, demonstrou-se que os resultados dos alunos voluntários supervisionados pelos seus professores não foram significativamente diferentes dos resultados obtidos por peritos.

Considerando o potencial da ciência cidadã e a sua provada adequação para apoiar a monitorização da qualidade da água no âmbito da DQA, assim fomentando a sua implementação extensiva, torna-se relevante disponibilizar informação sintetizada sobre esta peça de legislação e sobre a sua implementação em formato acessível a um público alargado, não especialista. Neste contexto, o objetivo do presente artigo

é precisamente a disponibilização de informação sistematizada sobre a DQA, a sua implementação e os correspondentes protocolos de biomonitorização e determinação da qualidade ecológica. Espera-se que esta sistematização contribua para a divulgação desta peça essencial de legislação europeia e das suas metas, mas também que, ao clarificar os aspetos práticos da sua implementação, em particular ao nível da monitorização de sistemas lóticos, apoie futuras iniciativas que visem a participação de cidadãos em projetos de ciência cidadã e/ou outros desenvolvidos para alavancar essa mesma implementação. Em concreto, o processo de avaliação da qualidade ecológica de massas de água de superfície de natureza lótica é sistematizado na secção seguinte, após as duas sub-secções imediatamente abaixo que abordam conceitos de base necessários à compreensão do mesmo.

Os rios e as suas tipologias

Apesar de todos os rios partilharem algumas características hidromorfológicas comuns (são corpos de água com idêntico fluxo de água, continuidade dos canais e condições morfológicas) que definem a sua identidade dentro do conjunto das massas de água superficiais, a sua ecologia varia de acordo com uma série de características geográficas, geológicas e hidrológicas tais como: temperatura, tipo de rocha adjacente ao rio, altitude, pH e mineralização, caudal, tamanho da bacia hidrográfica entre outros. O reconhecimento desta particularidade implicou a definição de tipologias de rios, essenciais para a correta avaliação do estado das massas de água, que funcionam como “unidades” que partilham as mesmas características fundamentais de referência, em termos bióticos e abióticos, e apresentam descontinuidade com as outras tipologias (Hering et al., 2003). A tipologias tem delineações artificiais, mas com significado ecológico. As tipologias de rios na Europa foram naturalmente definidas tendo como base condições de referência, ou seja, condições que reflitam o ecossistema num estado praticamente inalterado antropogenicamente (Hering et al., 2004). Em Portugal, foram definidas 15 tipologias de rios (Tabela I) e a suas características e localização podem ser consultadas em INAG (2008).

Estabelecimento de condições de referência para cada tipologia de rio

A seleção dos critérios para classificação da condição de referência, para cada tipologia de rio, é fundamental para a avaliação do estado ecológico dos rios. Isto porque a avaliação do estado ecológico de uma massa de água é feita comparando os registos obtidos nos vários parâmetros analisados com os valores de referência para a tipologia de rio, em avaliação (ver secção abaixo). Assim sendo, os locais de referência usados para definir estes valores de referência têm que refletir as condições naturais e representar comunidades biológicas características de locais com sinais mínimos de impactos antropogénicos. A lista das características a ser avaliadas para que um local seja classificado como local de referência contêm as seguintes advertências (Hering et al., 2003):

- O uso do solo e as práticas agrícolas existentes nas imediações da massa de água devem ser mínimas ou inexistentes, pois influenciam negativamente os locais.
- Relativamente às margens da massa de água, estas devem estar cobertas com vegetação natural selvagem e sem vestígios de agricultura nas imediações.

- O leito do rio e as margens não podem apresentar sinais de emparedamento ou fixação, nem de barreiras para prevenir inundações (açudes) ou represamento de águas, nem redireccionamento do curso de água ou estruturas de captação ou emissão de água.
- A vegetação ripícola deve ser maior ou igual a 3 vezes a largura do canal do rio, criando uma zona de tampão da massa de água.
- Não pode existir nenhuma fonte de poluição (p.ex. nutrientes) difusa ou pontuais, que afete o local;
- Nenhuma fonte de impacto como salinização, calagem, ou uso da água do rio para arrefecimento de sistemas de refrigeração deve ser reconhecida.
- Não deve existir perturbação das comunidades biológicas indígenas com a introdução de espécies não nativas, nem devem existir atividades de piscicultura.

TABELA I: Tipologia de rios em Portugal Continental e respetiva codificação

Designação dos Tipos de rios	**Código**
Rios Montanhosos do Norte	M
Rios do Norte de Pequena Dimensão	N1 $\leq$ 100 km^2
Rios do Norte de Média-Grande Dimensão	N1 $\geq$ 100 km^2
Rios do Alto Douro de Média-Grande Dimensão	N2
Rios do Alto Douro de Pequena Dimensão	N3
Rios de Transição Norte-Sul	N4
Rios de Litoral Centro	L
Rios do Sul de Pequena Dimensão	S1 $\leq$ 100 km^2
Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	S1 $\geq$ 100 km^2
Rios Montanhosos de Sul	S2
Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado	S3
Calcários do Algarve	S4
Rios Grandes do Norte (rios Minho e Douro)	GR Norte
Rios Grandes do Centro (rio Tejo)	GR Centro
Rios Grandes do Sul (rio Guadiana)	GR Sul

Uma das principais dificuldades da aplicação da DQA na Europa tem sido a dificuldade em encontrar locais de referência que cumpram todas as recomendações mencionadas acima, já que o uso de locais de referência que não cumprem todos os critérios pode induzir em erro, em última instância sobrestimando a classificação dos locais impactados, logo artificialmente denotando melhor qualidade (Chaves et al., 2006; Nijboer et al., 2004).

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE ECOLÓGICA DAS MASSAS DE ÁGUA DE ACORDO COM A DQA

A classificação final da qualidade ecológica de uma massa de água segue um esquema conceptual que tem em conta diferentes elementos de qualidade. Os elementos de qualidade biológica, química, físico-química e poluentes específicos, e os de qualidade hidromorfológica definem o estado ecológico da massa de água. A quantificação de substâncias químicas que estão assinaladas na regulamentação associada à DQA como prioritárias ou perigosas definem o estado químico da massa de água; a análise de comunidades biológicas, do contexto físico-químico e das características hidromorfológicas definem o estado ecológico da massa de água (Figura 1). O resultado final da classificação é determinado pelo elemento (no caso da avaliação do estado ecológico) e depois pelo estado com pior classificação. Desta forma, a classificação final da qualidade ecológica da massa de água é considerada conservadora e consequentemente protetora para os ecossistemas, sendo este princípio de análise designado de *one out- all out* (um fora, todos fora).

A avaliação do estado ecológico (1) das massas de água de superfície, baseia-se então nos elementos de qualidade biológica (1.1), nos elementos químicos e físico-químicos gerais e poluentes específicos (1.2) e nos elementos de qualidade hidromorfológica (1.3), que se detalham de seguida.

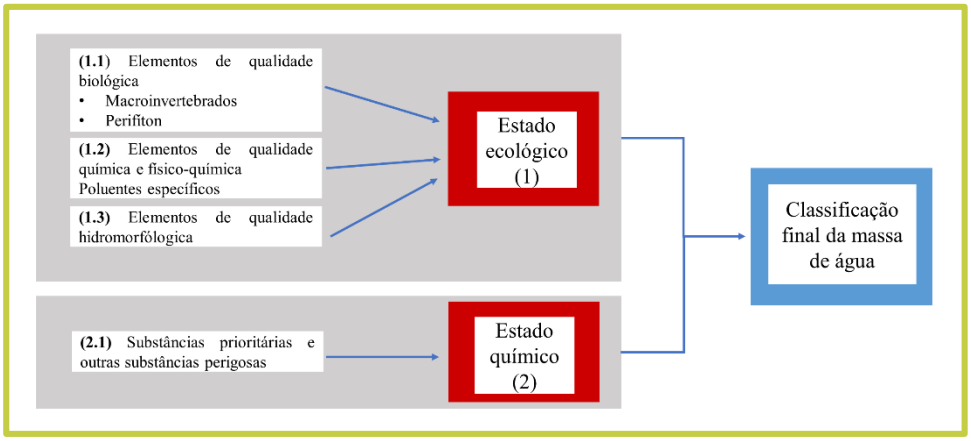

FIGURA 1. Esquema conceptual do sistema de classificação da qualidade ecológica das massas de água lóticas, no âmbito da Diretiva Quadro da Água, Artigo 46º da Lei nº58/2005. A numeração dos diferentes itens nesta figura é usada como guia no texto correspondente.

Estado ecológico - Elementos de qualidade biológica (1.1)

Como elementos de qualidade biológica são avaliadas, em Portugal, as comunidades de macroinvertebrados bentónicos[1] e de perifíton[2]. Estas comunidades são focadas porque traduzem melhor a contaminação que chega aos sedimentos e que pode ficar adsorvida, influenciando estas e indiretamente

[1] Macroinvertebrados bentónicos são a comunidades de organismos composta pelas fases larvares e adulta de insetos aquáticos, anelídeos (minhocas e sanguessugas), moluscos (mexilhões e caracóis de água doce) e crustáceos (lagostins, anfípodes e isópodes), que habitam o fundo e as margens dos rios junto aos sedimentos. Devido às suas caracteristicas morfológicas de fácil identificação, ciclos e vida longa e sensibilidade diferencial a alterações ambientais, são considerados bons indicadores de qualidade ecológica.

[2] Perifíton é a comunidade de microrganismos (microalgas fotossintéticas unicelulares, bactérias e fungos) que forma uma camada que pode ter alguns milímetros e que se encontra na interface entre a água e o substrato, assumindo normalmente cor acastanhada ou esverdeada. A comunidade perifítica é considerada uma das mais representativas de produtores primários nos ecossistemas lóticos, conjuntamente com a comunidade de macrófitas (a corrente transporta produtores que estão suspensos na coluna de água, como o fitoplâncton, que assim se torna pouco representativo das condições locais). O perifíton é bom bioindicador também porque responde a alterações físico-químicas da água, à entrada de nutrientes em excesso na água e à diminuição de oxigénio dissolvido.

todas as outras comunidades num rio. Noutros países da União Europeia, os peixes e as macrófitas são também utilizados como bioindicadores mas em Portugal ainda não foram desenvolvidas as ferramentas necessárias para apoiar a avaliação da qualidade da água com base nestas comunidades. A avaliação da qualidade ecológica da água com base nas comunidades de macroinvertebrados bentónicos e de perifíton é efetuada através do cálculo de índices bióticos multimétricos[3] intercalibrados[4].

Para as comunidades de macroinvertebrados, é recomendada, no âmbito da DQA, a utilização do índice $IPtI_N$ (Índice Português de Invertebrados para rios de Norte; equação 1) ou do $IPtI_S$ (Índice Português de Invertebrados para rios do Sul; equação 2).

$IPtI_N$ = Nº Taxa x 0,25 +EPT x 0,15 + J' x 0,1 + (IASPT - 2) x 0,3 + Log (Sel. ETD + 1) x 0,2) (Equação 1)

$IPtI_S$ = Nº Taxa x 0,4 + EPT x 0,2 + (IASPT – 2) x 0,2 + Log (Sel.EPTCD + 1) x 0,2) (Equação 2)

Nas Equações 1 e 2, o nº Taxa é o número de famílias macroinvertebrados observadas; o EPT consiste no número de famílias pertencentes à ordem Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; J' representa a equitabilidade, ou seja, a uniformidade, ou homogeneidade, da distribuição da abundância de espécies de uma comunidade (Equação 3); IASPT corresponde ao somatórios dos scores (valores numéricos atribuídos às famílias de macroinvertebrados consoante a sua sensibilidade ou tolerância à contaminação orgânica, que varia entre 1 (mais tolerantes) e 10 (mais sensíveis)) das famílias IBMWP[5] fornecidos em Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988) dividido pelo nº de famílias presentes na amostra; Log (Sel. ETD+1) corresponde ao Log de 1 + soma da abundância de indivíduos pertencentes às famílias Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae; Log (Sel. EPTCD) corresponde ao Log de 1 + soma das abundâncias de indivíduos pertencentes às famílias Chloroperlidae, Nemouridae, Leuctridae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Philopotamidae, Limnephilidae, Psychomyiidae, Sericostomatidae, Elmidae, Dryopidae, Athericidae.

$\frac{-\sum_{i=1}^{n} pi \ln pi}{\ln S}$ (Equação 3), em que em que S é o número de taxa presentes e o pi é a proporção relativa de i relativamente ao número total de organismos na amostra.

Após o cálculo de cada uma das métricas incorporadas no índice multimétrico (nº taxa, EPT, equitabilidade, IASPT – 2, Log (sel. ETD + 1)) utilizando os registos obtidos para a comunidade de macroinvertebrados em análise, cada uma delas é normalizada (dividida) pelos respetivos valores de referência. Estes valores são

[3] Índices bióticos multimétricos são índices bióticos, ou seja, índices que incorporam medidas de sensibilidade relativa dos organismos a diferentes condições ambientais, que usam mais do que uma métrica biológica (p.ex. diversidade e abundância de famílias indicadoras).

[4] Intercalibração é um processo de comparação de metodologias em que todos os estados-membros da União Europeia participaram para garantir que as metodologias são equivalentes e que as classes de qualidade ecológica têm o mesmo significado em todos os estados-membros.

[5] O índice IBMWP é a adaptação ibérica do índice BMWP (Biological Monitoring Working Party), que se baseia na atribuição de uma classificação (scores), em função da tolerância à poluição difusa (orgânica), aos diferentes *taxa* de macroinvertebrados. É um índice que baseia a sua classificação na presença/ausência de cada *taxon* e foi desenvolvido inicialmente em Inglaterra.

tabelados, por tipologia de rio (em Portugal existem 15 tipologias de rio; ver Tabela I), e podem ser encontrados em INAG (2009), correspondendo aos valores que as métricas apresentariam se estivéssemos na presença de um rio com qualidade ecológica excelente. Após esta etapa, pode avançar-se para o cálculo do valor do índice $IPtI_N$ ou $IPtI_S$ (aplicando a equação 1 ou 2), e o valor obtido é novamente dividido pelo valor de referência, também fornecido em INAG (2009), tendo em conta a tipologia de rio, em avaliação. Finalmente, este último resultado é comparado com os rácios de qualidade ecológica (RQE), valores também tabelados, por tipologia de rio (INAG, 2009), permitindo a classificação do estado ecológico relativo à comunidade biológica em análise, em Excelente, Boa, Razoável, Medíocre e Má. Esta classificação está associada também um código de cores, azul, verde, amarelo, laranja e vermelho, respetivamente. A Tabela II apresenta um exemplo prático da aplicação desta metodologia. Neste ponto, é importante recordar que a classificação final da qualidade ecológica das massas de água exige a integração das várias classificações obtidas com a análise dos diferentes elementos de qualidade (ver Figura 1), sendo que o que acima se descreveu corresponde apenas à metodologia utilizada para determinar o estado ecológico com base no elemento "comunidade de macroinvertebrados bênticos").

TABELA II. Exemplo de classificação do estado ecológico (célula assinalada com o respetivo código de cor) para uma comunidade de macroinvertebrados colhidos num rio com a tipologia de rio de norte de pequena dimensão. O índice ($IPtI_N$) tem 1.02 como valor de referência (INAG, 2009) para a tipologia de rios de norte de pequena dimensão. Para esta tipologia, se o rácio de qualidade ecológica (RQE) for superior a 0,87, a massa de água é classificada como apresentando um estado ecológico excelente; se o RQE estiver entre 0,87 e 0,65, entre 0,65 e 0,44, entre 0,44 e 0,22, ou for menor que 0,22, o estado ecológico é classificado como Bom, Razoável, Moderado ou Mau, respetivamente. *Valores de referência, para cada uma das métricas, para a tipologia do rio de norte de pequena dimensão.

Métricas	Referência*	Dados obtidos	Divisão da métrica pelo valor de referência*	$IPtI_N$	Divisão do índice $IPtI_N$ pelo valor de referência*	Estado ecológico
Nº taxa	30	9	9/30 = 0.30			
EPT taxa	16	6	6/16 = 0.37			
Equitabilidade	0.71	0.49	0.71/0.49 = 0.69	0.658	0.658/1.02 = 0.645	**Razoável**
IASPT - 2	4.52	4.44	4.52/4.44 = 0.98			
Log (sel. ETD + 1)	1.95	1.59	1.95/1.59 = 0.82			

No que respeita ao perifíton, apenas as diatomáceas[6] são avaliadas, através do índice IPS (Índice de Poluossensibilidade Específica (Equação 4), para rios do Norte; ou do CEE (Índice da Comunidade Económica Europeia) para rios de Sul.

$$IPS== \frac{\sum_{j=1}^{n} a_j s_j v_j}{\sum_{j=1}^{n} a_j s_j} \text{ (Equação 4)}$$

Relativamente à equação 4, que permite o cálculo do índice IPS, a_j representa a abundância relativa da espécie j; s_j representa o valor de sensibilidade da espécie j face ao grau de perturbação (varia entre 1 e 5; 1 para as espécies resistentes e 5 para as mais sensíveis); e v_j é o valor indicador da espécie (varia entre 1 e 3, 1 para as formas mais ubíquas e 3 para os taxa mais característicos). O Índice CEE é baseado numa tabela de dupla entrada. A tabela é composta horizontalmente por 8 grupos de taxa classificados por ordem

[6] Diatomáceas são microalgas fotossintéticas unicelulares, que por vezes formam colónias. A sua característica distintiva é a presença de valvas (uma espécie de carapaça) composta de sílica e que por norma têm ornamentações complexas e que são usadas para distinguir as várias espécies entre si.

decrescente do grupo 1 ao 8. Verticalmente existem 4 sub-grupos de taxa com distribuição geográfica mais restrita e classificados em função dos grandes biótopos definidos pela alcalinidade e mineralização. O valor indicador (v) é obtido por intersecção dos valores dos grupos e sub-grupos medianos (os que contém 50% ou mais da abundância dos taxa importantes para o cálculo), variando entre 0 (água fortemente poluída) a 10 (água pura e isenta de poluição) (Almeida, 1998). Quer para o IPS, quer para o CEE, o processo de normalização é idêntico ao anteriormente exposto para os índices dos macroinvertebrados, existindo valores de referência tabelados para os índices e RQEs, para todas as tipologias de rio em Portugal, que podem ser encontrados no mesmo documento supra-citado.

Estado ecológico - Elementos de qualidade química, físico-química e poluentes específicos (1.2)

O Anexo III do Decreto-Lei nº236/98 define os limites de deteção, precisão e exatidão para os parâmetros físico-químicos usualmente medidos nos rios portugueses. No contexto da avaliação do estado ecológico da água em rios, de acordo com a DQA, apenas se distinguem os valores de fronteira para as classes Bom e Razoável, para alguns dos parâmetros físico-químicos gerais recomendados (Tabela III). Tal como para os índices biológicos, os valores limite que permitem estabelecimento do Bom estado ecológico são diferentes para o agrupamento dos rios do Norte e rios do Sul (Tabela III). O agrupamento dos rios para estes elementos de qualidade, em rios de Norte e rios de Sul, esteve relacionado com a dureza da água (INAG, 2009).

TABELA III: Valores limite para o estabelecimento do Bom estado ecológico em rios para os parâmetros Físico-Químicos gerais.

Parâmetros	**Limite para o Bom Estado Ecológico**	
	Tipologias Norte: M, N1 ≤ 100 km², N1 ≥100 km², N2, N3, N4	**Tipologias Sul: L, S1≤ 100 km², S1 ≥ 100 km², S2, S3, S4**
Oxigénio Dissolvido (1)	≥ 5mg O_2/L	≥ 5mg O_2/L
Taxa de Saturação de Oxigénio (1)	entre 60 e 120%	entre 60 e 120%
Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO_5) (1)	≤ 6 mg O_2/L	≤ 6 mg O_2/L
pH (1)	entre 6 e 9*	entre 6 e 9*
Azoto Amoniacal (1)	≤ 1 mg NH_4/L	≤ 1 mg NH_4/L
Nitratos (2)	≤ 25 mg NO_3/L	≤ 25 mg NO_3/L
Fósforo Total (2)	≤ 0.10 mg P/L	≤0.13 mg P/L

(1) - 80% das amostras, se a amostragem for mensal ou superior; (2) – Média anual
* - Os limites indicados poderão ser ultrapassados caso ocorram naturalmente

Para a implementação da DQA, em Portugal foi feito um levantamento dos poluentes específicos descarregados em quantidades significativas nos rios, em Portugal continental. Deste exercício resultou uma lista de compostos que devem ser monitorizados como elementos de qualidade ecológica, a qual está sujeita a atualizações (a lista mais atual pode ser encontrada em https://www.apambiente.pt/dqa/index.html). Associada a cada poluente constante da lista está sempre a respetiva norma de qualidade ambiental, expressa em µg L^{-1}, ou seja, a concentração máxima admissível na água. Em Portugal, para que o estado de uma massa de água possa ser classificado como Bom ou Excelente, a média aritmética anual dos poluentes específicos quantificados deve estar abaixo do valor da

norma ambiental, bastando esta condição não se verificar para um dos poluentes da lista para obrigar a uma classificação inferior a Bom.

Estado ecológico - Elementos de qualidade hidromorfológica (1.3)

Os elementos de qualidade hidromorfológica (1.3) são avaliados no contexto da caracterização de estado ecológico usando uma metodologia desenvolvida em Inglaterra, designada de *River Habitat Survey* (RHS, Raven et al., 2002), que tem sido usada com adaptações para os rios de Portugal. Esta metodologia implica que a caracterização de variáveis hidromorfológicas (Szoszkiewicz et al., 2006) do canal, e estruturas do corredor ribeirinho e deve ser efetuada ao longo de uma secção do rio com 500 m de comprimento, abrangendo uma faixa de 50 m de largura de cada lado da margem do rio. O RHS é uma metodologia semi-objetiva, com um nível médio de dificuldade de implementação em campo, que permite avaliar a qualidade e estado de conservação dos habitats fluviais a partir da sua hidromorfologia e estrutura da vegetação ribeirinha e aquática. Esta metodologia está pouco desenvolvida para os países do Sul da Europa devido padrão típico de canais entrançados e com pouca profundidade, característico dos rios destas regiões. As características hidromorfológicas avaliadas são a forma e sinuosidade dos canais, largura do canal e variação da profundidade, velocidade da corrente da água, tipo e tamanho da vegetação ripária e vegetação aquática (emergente ou flutuante), tipo de sedimentos que compõe o leito do rio que podem ser naturais com diversa composição (blocos ou siltes) ou artificiais (cimento), grau de ensombramento. A metodologia RHS usada na classificação da qualidade hidromorfológica era originalmente efetuada com base em índices, particularmente o Habitat Modification Score (HMS) e o Habitat Quality Assessment (HQA). Estes dois índices podem ser obtidos mais facilmente recorrendo a software específico e de acesso livre, como é o caso do RAPID 3.0 (https://www.ceh.ac.uk/services/rapid-21-software). O índice HMS avalia a artificialização da estrutura física do canal e traduz-se através do somatório de todos os tipos de modificações hidromorfológicas observadas devido a alterações realizadas pela atividade humana, aos quais são atribuídos diferentes scores; tem 6 classes (pristino, semi-natural, predominantemente não modificado, visivelmente modificado, modificado significativamente e muito modificado) (Raven et al., 1998). O índice HQA corresponde a uma medida de riqueza, raridade, diversidade e naturalidade da estrutura do canal, integrando os atributos do leito e do corredor ribeirinho (INAG, 2009). A sua expressão numérica contempla o somatório de scores atribuídos a cada uma das características enumeradas; valores elevados de HQA indicam que o rio está pouco impactado e apresenta elevada diversificação na estrutura do habitat (Raven et al., 1998). Umas das principais dificuldades da avaliação da natureza hidromorfológica dos rios na Europa reside na variabilidade inerente às muitas tipologias de rio existentes (Szoszkiewicz et al., 2006). A avaliação da qualidade hidromorfológica está dividida em apenas duas categorias: Excelente e Bom. Quando as alterações e impactos antropogénicos são superiores às condições pristinas, a classificação hidromorfológica baixa de Excelente para Bom.

Estado químico (2)

Na avaliação da qualidade ecológica das massas de água de superfície, o **estado químico (2)** baseia-se na avaliação detalhada da presença de substâncias químicas no habitat aquático que, em condições de reduzida pressão antropogénica, não estariam presentes ou estariam presentes em quantidades muito reduzidas. Estas substâncias são suscetíveis de causar danos significativos no habitat aquático, particularmente na fauna e flora, pelas suas características de persistência, toxicidade e bioacumulação, podendo inclusivamente ser nefastas para a saúde humana. Os elementos de qualidade relevantes para avaliar o estado químico das águas superficiais estão compilados numa lista de **(2.1) substâncias prioritárias** (Diretiva 2013/39/EU), que é transposta da legislação europeia para a nacional (DL 83/2011), e que estabelece as normas de qualidade ambiental, no que respeita às substâncias prioritárias no domínio da política da água. A quantificação analítica em amostras de água de rio de níveis de substâncias prioritárias acima do valor máximo de referência publicado nos documentos referidos acima, implica que a qualidade da água quanto ao estado químico (2) seja classificada como inferior a Bom. No entanto, se os valores quantificados em amostras de água de rio forem mais baixos do que os valores publicados, o seu estado químico é classificado como Bom ou superior. Por exemplo, segundo o documento citado, a Terbutrina (ingrediente ativo de um herbicida, muito usado nas práticas agrícolas) pode estar presente na concentração máxima 0.065 µg L^{-1} em águas superficiais interiores. Quando esta substância é quantificada em várias amostragens ao longo de um ano e a média aritmética das concentrações medidas é superior ao valor apresentado na legislação que regulamenta as substâncias prioritárias, o estado químico é automaticamente classificado como inferior a Bom.

A integração de todos os elementos descritores da qualidade da água (1.1, 1.2, 1.3 e 2.1; Figura 1) permite obter uma classificação final do estado da massa de água em avaliação, em que a pior classificação dos elementos biológicos (1) e químicos (2) vai condicionar a classificação final da qualidade ecológica (e.g. Tabela IV).

TABELA IV. Perspetiva geral da classificação final da qualidade ecológica final de 5 massas de água de natureza lótica, considerando as qualificações obtidas para os vários elementos (biológicos, hidromorfológicos, físico-químicos) que podem definir o Estado Ecológico e também a qualificação obtida para o Estado Químico, de acordo com as metodologias recomendadas pela Directiva Quadro da Água. Os valores exemplificativos dos Índices biológicos (IPS and $IPtI_N$) que originaram as diferentes qualificações no caso dos elementos biológicos são dados entre parêntesis.

	Elementos Biológicos		Hidromorfologia	Poluentes específicos	Parâmetros físico-químicos	ESTADO ECOLÓGICO	ESTADO QUÍMICO	ESTADO ECOLÓGICO FINAL
	Perifíton (IPS)	Macroinvertebrados ($IPtI_N$)						
Local 1	Bom (17.3)	Excelente (0.99)	Bom	Bom	Razoável	Razoável	Bom	Razoável
Local 2	Bom (18.4)	Razoável (0.5)	Bom	Bom	Bom	Razoável	Bom	Razoável
Local 3	Bom (15.8)	Bom (0.84)	Bom	Bom	Bom	Bom	Bom	Bom
Local 4	Excelente (19.0)	Medíocre (0.24)	Bom	Mau	Bom	Mau	Bom	Mau
Local 5	Bom (15.8)	Bom (0.82)	Bom	Bom	Bom	Bom	Mau	Mau

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Artigos como este e outras publicações (e.g. Neves et al., 2016; Santos et al., 2018), que fomentam o conhecimento das comunidade bióticas e o cálculo de índices, deverão ser entendidos como um apoio ao estimulo para que o cidadão comum e a comunidade escolar participem neste tipo de atividades, contribuindo para consciencialização dos impactos que a atividades humanas podem ter no meio ambiente. Adicionalmente, podem ser apoios específicos para a implementação de projetos de ciência cidadã focados na avaliação da qualidade ecológica da água, que por sua vez tem contribuído e poderá continuar a contribuir significativamente na alavancagem do conhecimento sobre os estados ecológico e químico das massas de água superficiais em Portugal, aumentando a rede amostragem e assim ajudando a colmatar as principais falhas atribuídas à implementação da DQA, para Portugal (EU, 2019a).

agradecimentos • Este trabalho recebeu apoio financeiro do projeto [SHIFT (PTDC/ATP-EAM/0063/2014)] financiado pelo FEDER através do COMPETE2020 - Programa Operacional Competitividade e Internacionalização (POCI), e por fundos nacionais (OE) através da FCT/MCTES. São devidos agradecimentos à FCT/MCTES pelo apoio financeiro ao CESAM (UID/50017/2020+ UIDB/50017/2020) através de fundos nacionais. Tânia Vidal foi financiada por fundos nacionais (OE) através da FCT – Fundação para a Ciência e a Tecnologia, I.P., no âmbito da celebração do contrato-programa previsto nos números 4, 5 e 6 do art. 23.º do D.L. n.º 57/2016, de 29 de agosto, alterado pela Lei n.º 57/2017, de 19 de julho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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). Limnética 51–56.

Almeida, S.F.P., 1998. Utilização das diatomáceas na avaliação da qualidade das águas doces. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para a obtenção do grau de Doutor em Biologia. Universidade de Aveiro.

Biswas, A.K., Tortajada, C. (Eds.), 2016. Water Security, Climate Change and Sustainable Development. Springer, Singapore.

Brouwer, S., der Wielen, P.W.J.J., Schriks, M., Claassen, M., Frijns, J., 2018. Public Participation in Science: The Future and Value of Citizen Science in the Drinking Water Research. Water 10. doi:10.3390/w10030284

Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R.S., Diaz, S., Dietz, T., Duraiappah, A.K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H.M., Perrings, C., Reid, W. V, Sarukhan, J., Scholes, R.J., Whyte, A., 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 106, 1305–1312. doi:10.1073/pnas.0808772106

Chaves, M.L., Costa, J.L., Chainho, P., Costa, M.J., Prat, N., 2006. Selection and validation of reference sites in small river basins. Hydrobiologia 573, 133–154. doi:10.1007/s10750-006-0270-5

Currin, C.A., Delano, P.C., Valdes-Weaver, L.M., 2008. Utilization of a citizen monitoring protocol to assess the structure and function of natural and stabilized fringing salt marshes in North Carolina. Wetl. Ecol. Manag. 16, 97–118. doi:10.1007/s11273-007-9059-1

Cuthill, M., 2000. An Interpretive Approach to Developing Volunteer-based Coastal Monitoring Programmes. Local Environ. 5, 127–137. doi:10.1080/13549830050009300

Deutsch, W., Lhotka, L., Ruiz-Córdova, S., 2009. Group Dynamics and Resource Availability of a Long-Term Volunteer Water-Monitoring Program. Soc. Nat. Resour. 22, 637–649. doi:10.1080/08941920802078216

Dumakude, N., Graham, M., 2017. Assessing wetland health using a newly developed land cover citizen science tool for use by local people who are not wetland specialists. South. African J. Environ. Educ. 33, 71–83.

EU, 2019a. Report from the Commission to the European Parliament and Council on the implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) and the Floods Directive (2007/60/EC) Second River Basin Management Plans First Flood Risk Management Plans. Brussels.

EU, 2019b. European Commission Executive Summary of the Fitness Check of the Water Framework Directive, Groundwater Directive, Environmental Quality Standards Directive and Floods Directive. Brussels.

França, J.S., Solar, R., Hughes, R.M., Callisto, M., 2019. Student monitoring of the ecological quality of neotropical urban streams. Ambio 48, 867–878. doi:10.1007/s13280-018-1122-z

Hadj-Hammou, J., Loiselle, S., Ophof, D., Thornhill, I., 2017. Getting the full picture: Assessing the complementarity of citizen science and agency monitoring data. PLoS One 12. doi:10.1371/journal.pone.0188507

Hering, D., Buffagni, A., Moog, O., Sandin, L., Sommerhäuser, M., Stubauer, I., Feld, C., Johnson, R., Pinto, P., Skoulikidis, N., Verdonschot, P., Zahrádková, S., 2003. The Development of a System to Assess the Ecological Quality of Streams Based on Macroinvertebrates – Design of the Sampling Programme within the AQEM Project. Int. Rev. Hydrobiol. 88, 345–361. doi:10.1002/iroh.200390030

Hering, D., Moog, O., Sandin, L., Verdonschot, P.F.M., 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. Hydrobiologia 516, 1–20. doi:10.1023/B:HYDR.0000025255.70009.a5

INAG, I.P., 2009. Critérios para a Classificação do Estado das Massas de Água Superficiais -Rios e Albufeiras. Instituto Nacional da Água, I.P.

INAG, I.P., 2008. Tipologia de Rios em Portugal Continental, no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água. I - Caracterização abiótica. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Instituto da Água, I.P.

Jollymore, A., Haines, M.J., Satterfield, T., Johnson, M.S., 2017. Citizen science for water quality monitoring: Data implications of citizen perspectives. J. Environ. Manage. 200, 456–467. doi:10.1016/j.jenvman.2017.05.083

Kebo, S., Bunch, M.J., 2013. Canadian ENGOs in governance of water resources: information needs and monitoring practices. Environ. Monit. Assess. 185, 9451–9460. doi:10.1007/s10661-013-3264-6

Lowry, C.S., Fienen, M.N., Hall, D.M., Stepenuck, K.F., 2019. Growing Pains of Crowdsourced Stream Stage Monitoring Using Mobile Phones: The Development of CrowdHydrology. Front. Earth Sci. 7, 128. doi:10.3389/feart.2019.00128

MA, 2005. Ecosystems and human well-being: current state and trends. Millenium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, DC.

Manfrin, C., Souty-Grosset, C., Anastácio, P.M., Reynolds, J., Giulianini, P.G., 2019. Detection and Control of Invasive Freshwater Crayfish: From Traditional to Innovative Methods. Diversity 11. doi:10.3390/d11010005

Neves, J., Soares, A.M.V.M., Monaghan, K., 2016. Macroinvertebrates body size patterns: a simple tool for freshwater bioassessment? CAPTAR- ciência e Ambient. para todos 6, 49. doi:https://doi.org/10.34624/captar.v6i1.12741

Nijboer, R.C., Johnson, R.K., Verdonschot, P.F.M., Sommerhauser, M., Buffagni, A., 2004. Establishing reference conditions for European streams. Hydrobiologia 516, 91–105. doi:10.1023/B:HYDR.0000025260.30930.f4

Penrose, D., Call, S.M., 1995. Volunteer Monitoring of Benthic Macroinvertebrates: Regulatory Biologists' Perspectives. J. North Am. Benthol. Soc. 14, 203–209. doi:10.2307/1467735

Pinto, P., Oliveira-Junior, J.M.B., Leitão, F., Morais, M.M., Chícharo, L., Vaz, P., Delgado, S.M.A., Voreadou, C., Morales, E.A., Teodósio, M.A., 2020. Development of a Metric of Aquatic Invertebrates for Volunteers (MAIV): A Simple and Friendly Biotic Metric to Assess Ecological Quality of Streams. Water 12, 654. doi:10.3390/w12030654

Raven, P.J., Holmes, N.T.H., Charrier, P., Dawson, F.H., Naura, M., Boon, P.J., 2002. Towards a harmonized approach for hydromorphological assessment of rivers in Europe: a qualitative comparison of three survey methods. Aquat. Conserv. Freshw. Ecosyst. 12, 405–424. doi:10.1002/aqc.536

Raven, P.J., Holmes, N.T.H., Dawson, F.D., Fox, P., Everard, M., Fozzard, I.R., Rouen, K.J., 1998. River Habitat Quality: the physical character of rivers and streams in UK and Isle of Man. Environment Agency, Bristol.

Salomoni, S.E., Rocha, O., Callegaro, V.L., Lobo, E.A., 2006. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravatai river, Rio Grande do Sul, Brazil. Hydrobiologia 559, 233–246. doi:10.1007/s10750-005-9012-3

Santos, M., Pereira, M.J., Luís, A.T., Gonçalves, F.J.M., 2018. Comunidade de diatomáceas como bioindicador da qualidade da água: uma atividade prática. CAPTAR- ciência e Ambient. para todos 7, 66–78. doi:https://doi.org/10.34624/captar.v7i1.1075

Shahady, T., Boniface, H., 2018. Water quality management through community engagement in Costa Rica. J. Environ. Stud. Sci. 8, 488–502. doi:10.1007/s13412-018-0504-7

Storey, R.G., Wright-Stow, A., Kin, E., Davies-Colley, R.J., Stott, R., n.d. Volunteer stream monitoring: Do the data quality and monitoring experience support increased community involvement in freshwater decision making? Ecol. Soc. 21. doi:10.5751/ES-08934-210432

Szoszkiewicz, K., Buffagni, A., Davy-Bowker, J., Lesny, J., Chojnicki, B.H., Zbierska, J., Staniszewski, R., Zgola, T., 2006. Occurrence and variability of River Habitat Survey features across Europe and the consequences for data collection and evaluation. Hydrobiologia 566, 267–280. doi:10.1007/s10750-006-0090-7

Thatoe Nwe Win, T., Bogaard, T., van de Giesen, N., 2019. A Low-Cost Water Quality Monitoring System for the Ayeyarwady River in Myanmar Using a Participatory Approach. Water 11. doi:10.3390/w11101984

Voreadou, K., 2008. Teaching Methods and Pedagogical Strategies for the Promotion to Schools of CONservation and Sustainable Development of FRESHwater Ecosystem.

Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Liermann, C.R., Davies, P.M., 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. Nature 467, 555.