

DIRETIVA QUADRO D'ÁGUA: UMA REVISÃO CRÍTICA E A POSSIBILIDADE DE APLICAÇÃO AO BRASIL¹

SHEILA CARDOSO-SILVA², TERESA FERREIRA³,
MARCELO LUIZ MARTINS POMPÊO⁴

Introdução

Apesar da lei n° 9433/97, que estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRHI) e o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SINGREH) (BRASIL, 1997), ter representado um grande avanço na gestão de RH, ainda é precária a situação em que se encontram muitos corpos hídricos no Brasil. A PNRHI e o SINGREH estabelecem uma série de medidas promitentes, que provavelmente trarão resultados eficazes na preservação das águas, mas muito ainda pode e deve ser feito no sentido de aprimorar a gestão dos RH no Brasil.

Lições podem ser tiradas de modelos de gestão aplicados em diversos países, desde que haja as devidas adequações às realidades locais. Neste sentido, o modelo de gerenciamento de RH europeu, a Diretiva Quadro da Água (DQA), surgiu como uma alternativa promissora na gestão dos corpos hídricos.

Algumas diferenças que imprimem avanços na DQA em relação ao SINGREH incluem medidas que favorecem a implementação da gestão. Por exemplo, a DQA estipula prazos para o cumprimento das metas estabelecidas e elabora manuais com diretrizes para que a implementação de fato ocorra. A DQA não é permissiva à degradação e não deixa subentendido, ao menos em teoria, que um corpo hídrico apresente piora na qualidade de suas águas. Além disso, diferentemente do modelo brasileiro, cujo foco da gestão está nos usos que se faz da água, a DQA tem como objetivo o alcance do 'bom estado' ecológico (EC, 2000), em todas as massas de água da União Europeia (UE). Ou seja, a DQA adota uma abordagem ecossistêmica com o intuito de que os corpos hídricos atinjam um estado de degradação mínima. Apesar

¹ Agradecimento: à CAPES processo 4317-106.

² Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. Brasil. E-mail: sheilacardoso@usp.br

³ Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. Portugal. E-mail: terferreira@isa.utl.pt

⁴ Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. Brasil. E-mail: mpompeo@ib.usp.br

do objetivo ambicioso, esta é a melhor forma de garantir a satisfação de todas as necessidades de água, ambientais e humanas, numa lógica de longo prazo (CORREIA, 2005).

A pergunta que se faz é se existiria a possibilidade de aplicar conceitos da DQA ao Brasil, mais especificamente aos corpos hídricos de águas doces e superficiais. Preceitos da DQA funcionariam como novos instrumentos que auxiliariam o processo de gestão. Neste artigo será feita uma avaliação da DQA visando compreender seus princípios para avaliar as dificuldades de sua aplicação no Brasil. A avaliação, de enfoque acadêmico, abordará as principais etapas iniciais do processo de implementação da DQA associadas à avaliação do estado ecológico. Questões de ordem administrativa, econômica e social, embora fundamentais no processo de gestão não serão abordadas. Serão analisados também alguns dos principais problemas a serem superados pelo SINGREH e como isso pode ser compreendido sob a luz da DQA.

A Diretiva Quadro d'Água

Desde a década de 1970, partes da Europa (Reino Unido e Suécia) já haviam demonstrado interesse em padronizar medidas ambientais para combater os problemas de qualidade da água trans-regionais (HERING *et al.*, 2010). Mas foi apenas durante a década de 1990 que grande variedade de peritos, gestores e partes interessadas iniciaram discussões para elaborar um sistema de gestão de RH único para a UE. Partindo-se de uma série de legislações existentes de antemão nos Estados Membros (EM) sobre a gestão dos RH e após cinco anos de debates, em 22 de dezembro de 2000, a DQA foi estabelecida pelo Parlamento Europeu (CIS, 2003a).

O intuito da DQA é o de prevenir a deterioração e assegurar o alcance do 'bom estado' das massas de água dos países membros da UE e da Noruega até o ano de 2015, com a possibilidade de prorrogação para o ano de 2027. Para as águas subterrâneas o objetivo é atingir o 'bom estado' químico e para as águas superficiais o objetivo é atingir tanto o 'bom estado' químico quanto ecológico (CIS, 2003b). No 'bom estado' as condições biológicas e de qualidade da água não apresentam desvio ou possuem ligeiro desvio em relação às condições do corpo hídrico na ausência de impactos antrópicos (ACREEMAN & FERGUSON, 2010).

Alguns corpos de água podem não atingir este objetivo por diferentes razões. Para represas, por exemplo, o alcance do 'bom estado' ecológico constituiria a remoção da barragem para recuperar o fluxo natural dos rios, o que é normalmente inviável. Sob condições como esta a DQA permite identificar e designar corpos hídricos artificiais (CHAs) e corpos hídricos fortemente modificados (CHFMs) de acordo com o artigo 4 (3) do texto que a descreve (CIS, 2003b). Ao invés do 'bom estado' ecológico o objetivo para CHFMs e CHAs é atingir o 'bom potencial' ecológico (BPE) e o 'bom estado' químico das águas superficiais (EC, 2000).

Para além da análise de parâmetros físicos e químicos e poluentes específicos (a lista de substâncias foi acordada entre países europeus), a DQA estabelece a análise de elementos hidromorfológicos e biológicos com o intuito de definir a qualidade

ecológica dos corpos de água. A DQA busca uma harmonização nos sistemas de classificação dos corpos hídricos e monitoramento ao longo da Europa, sem, contudo, estabelecer critérios generalistas, pois reconhece que os padrões químicos, geológicos e biológicos não são iguais ao longo da paisagem. As principais etapas do processo de implementação da DQA (Tabela 1) foram descritas por Cardoso-Silva *et al.* (2011).

Neste momento, a maioria das massas de água da Europa, se encontra dividida, oficialmente numeradas e classificadas quanto ao estado ecológico presente, pressões que as determinam, bem como as medidas de proteção e recuperação para manter o bom estado atual, ou recuperá-los nos próximos anos. Para monitorar, proteger e recuperar o bom estado ecológico das águas europeias, a DQA cria ainda dois pilares essenciais: a gestão da água por bacia hidrográfica e o sistema econômico da água.

A bacia hidrográfica é a unidade de gestão porque cada segmento fluvial depende do que nele se passa, mas, também da respectiva bacia de drenagem a montante; assim, retirar as pressões humanas de um segmento ou represa, requer em geral agir sobre a sua bacia de drenagem, quer em nível dos usuários da água quer em nível da gestão do território. Por outro lado, muitas bacias europeias são partilhadas por dois ou mais países (por exemplo, Portugal e Espanha partilham os três maiores rios ibéricos) e a DQA obriga ainda a um gerenciamento administrativo conjunto destas unidades hidrográficas.

Finalmente, a água é um bem limitado e não renovável. Monitorar, proteger e recuperar implica custos importantes, que devem ser suportados por quem polui e utiliza o recurso da água, direta ou indiretamente. A DQA exige a implementação de taxas e licenças para os bens e serviços gerados pela água (definidos através de um regime econômico-financeiro complexo que todos os países europeus implementaram), que devem ser reinvestidos na garantia da sustentabilidade do uso e na prossecução dos objetivos ambientais. Ou seja, os recursos financeiros gerados pela água devem ser reinvestidos neste setor, garantido às gerações futuras a existência do recurso natural em boas condições ambientais.

Diretiva Quadro da Água: uma revisão crítica

Do ponto de vista científico, a DQA promoveu avanços, já que estimulou o desenvolvimento de uma série de pesquisas e publicações, principalmente na área de ecologia de ecossistemas aquáticos. Em consulta efetuada na página de Internet: ISI Web of Knowledge, para a palavra chave 'Water Framework Directive' (busca efetuada em 02 de maio de 2011) foram elencados um total de 2057 publicações. Deste total, o maior número estava relacionado ao monitoramento - 644 artigos. Isto porque esta etapa é essencial para todo o processo de implementação da DQA. Tanto para o estabelecimento das condições de referência por fornecer dados quanto para acompanhar o processo de recuperação dos corpos hídricos.

Para corpos hídricos de águas doces superficiais, a tipologia ('typology') foi tema de 108 trabalhos, grande parte relacionada à validação da tipologia por elementos biológicos. Esta é uma etapa importante, porém não obrigatória, para confirmar que a

divisão nos tipos (Tabela 1) tenha significado ecológico. Quando a validação por tipos biológicos não é feita, é possível que a tipologia resulte em divisões excessivas ou insuficientes no ecossistema, criando a necessidade de muitos pontos de monitoramento no primeiro caso e levando a classificações inapropriadas para a tomada de medidas no segundo (CIS, 2003c).

Tabela 1 – Principais etapas no processo de implementação da DQA, associadas à avaliação ecológica

Etapa	Definição
Definição de Tipologia	Há quatro categorias categoria de ecossistemas aquáticos: rios, lagos, águas de transição e águas costeiras, e dois sistemas possíveis para o estabelecimento de tipologias A e B (Anexo II - EC, 2000). A classificação é baseada em condições geológicas e hidrológicas. Espera-se que condições distintas possuam características, biológicas e ecológicas distintas. No sistema A existem fatores obrigatórios para o estabelecimento da tipologia, categorizados em classes, para rios, por exemplo: altitude, latitude, longitude, geologia e dimensão. No sistema B não existem classes pré-estabelecidas e além dos fatores obrigatórios são elencados uma série de fatores facultativos, como medidas de precipitação em rios. O intuito da tipologia é permitir que sejam corretamente estabelecidos tipos de massas de água e respectivas condições de referência e que sejam comparáveis as classificações de estado ecológico dentro de cada categoria de ecossistemas com características semelhantes (Alves, 2002).
Estabelecimento de Condições de referência	Descrição das características dos elementos físico-químicos, hidromorfológicos e biológicos que caracterizam cada corpo hídrico na ausência ou na presença de pequeno impacto das atividades antrópicas (CIS, 2003b). Os elementos biológicos analisados para o estabelecimento das condições de referência e do estado ecológico são: peixes, macrófitas aquáticas, invertebrados bentônicos, diatomáceas (fitobentos) e fitoplâncton (Anexo V, (EC, 2000)).
Avaliação do Estado ecológico	Trata-se do desvio das condições dos elementos físico-químicos, biológicos e hidromorfológicos no tempo presente em relação às condições de referência. Quanto maior o desvio em relação às condições de referência 'pior' será o estado do corpo hídrico. O estado ecológico deverá ser expresso como um valor numérico entre 1 (excelente estado ecológico) e 0 (estado ecológico ruim), os valores entre este intervalo indicam os estados: bom, razoável e medíocre (CIS, 2003b). A condição de um elemento biológico estimado como o mais afetado por alterações antrópicas irá ditar a classe que o corpo hídrico irá pertencer - princípio do "one out all out", ao menos que os resultados para os elementos físicos, químicos e/ou hidromorfológicos indiquem uma classe inferior (CIS, 2003a).
Análise das pressões na bacia	Para se avaliar o estado/potencial ecológico parte-se do pressuposto que as comunidades biológicas agem em resposta às pressões. Sendo assim, é importante que sejam identificadas as pressões existentes sobre os corpos hídricos conforme recomendações do artigo 5 (1) e anexo II, e que se identifiquem os descritores ecológicos de resposta destas pressões.
Monitoramento	O monitoramento terá como objetivos proporcionar uma visão geral dos estados/potenciais ecológicos e químicos em cada bacia hidrográfica (artigo 8° e Anexo V 1.3, (EC, 2000)), guiar as ações de proteção e uso, e avaliar a eficácia das ações de restauro ecológico a serem desenvolvidas.
Intercalibração (IC)	O intuito é testar e validar as ferramentas utilizadas na classificação dos estados ecológicos, de tal forma que tais classificações possam ser comparáveis entre diferentes países, e portanto, seja comparável o esforço de gestão e proteção do uso hídrico e o resultado deste. Isto ocorre, pois, países diferentes podem desenvolver métodos de avaliação diferentes. No entanto, a nível europeu é necessário poder comparar entre países, qual o estado das respectivas massas de água, para se equiparar o esforço de implementação da legislação.

Entre a possibilidade de escolha fornecida pela DQA, para o estabelecimento da tipologia, constatou-se que a maioria dos EM optou pelo uso do sistema B (Tabela 1). Isto porque as diferenças na composição biológica e estrutura das comunidades normalmente dependem de mais descritores do que aqueles elencados no sistema A (CIS, 2003b). A definição da tipologia mostra-se como uma etapa importante, por permitir que gestores e população compreendam melhor as diferenças naturais nas comunidades aquáticas e conseqüentemente diferenças nas medidas de restauração. Terminada a fase de estabelecimento da tipologia, os estados devem então determinar as condições de referência. Caso esta etapa não seja de maneira científica e correta avaliada, pode haver o risco de se inserir um corpo hídrico numa classe de estado ecológico superior ou inferior ao real estado. As condições de referência são, portanto, a base para todo o processo de implementação da DQA. Para o estabelecimento desta etapa, a DQA recomenda o uso de quatro alternativas: 1) comparação com uma área que não apresente impactos antrópicos ou que estes sejam mínimos; 2) uso de dados históricos prévios à intervenção humana significativa; 3) uso de modelagem matemática e 4) julgamento por especialistas (Anexo II, 1.3 (iii) da DQA- EC, 2000).

Cada uma das técnicas sugeridas pela DQA apresenta vantagens e desvantagens, cabendo a cada EM definir qual a melhor alternativa para cada caso. De um total de duzentas e quinze publicações levantadas nesta revisão, 16,5% discorriam sobre o

estabelecimento das condições de referência com comparações com áreas de referência 'reference, conditions/sites', 12,6% utilizavam o uso de dados históricos 'historical data', 3,7% faziam uso da paleolimnologia 'palaeolimnology', enquanto 6,5% utilizavam a modelagem matemática 'modelling' como opção. Muitos artigos faziam uma combinação das propostas para determinação das condições de referência: dados de monitoramento e dados históricos (OSTHOIC, 2011), modelagem matemática e dados históricos (NIELSEN *et al.*, 2003), dados históricos, de monitoramento e paleolimnológicos (WOLFRAM *et al.*, 2009), dados históricos, de modelagem matemática e paleolimnológicos (POIKANE *et al.*, 2010).

O que se tem observado é que dificilmente o uso de apenas uma técnica é suficiente para a determinação das condições de referência. Em geral, a UE têm apresentado dificuldades em encontrar áreas para o estabelecimento das condições de referência em que os impactos antrópicos estejam ausentes, ou sejam mínimos (BAATTRUP-PEDERSEN, 2008). Em países como a Holanda, com até 50% dos corpos hídricos impactados (HERING *et al.*, 2010), a alternativa é utilizar outras técnicas e/ou buscar condições de referência em países vizinhos, desde que estes possuam a mesma tipologia para o corpo hídrico em questão.

Outro desafio a ser enfrentado é estabelecer os critérios para determinação dos estados ecológicos (quinhentos e setenta artigos encontrados na revisão efetuada). É complexo reduzir a informação da condição de um ambiente a um valor numérico e estabelecer os limites das classes dos estados ecológicos. A DQA não deixa claro o que vem a ser um desvio 'moderado' ou 'grande' (KELLY *et al.*, 2008). Dependendo da abordagem utilizada, um corpo hídrico considerado em bom estado/potencial poderia ser considerado razoável em uma outra abordagem técnica. Portanto, uma das necessidades na continuidade do processo de implementação da DQA é discutir maneiras de se diminuir as incertezas dos resultados.

Trabalhos como o de Sondergard *et al.* (2005) indicam que, independentemente dos limites estabelecidos para as classes dos estados ecológicos, a variabilidade natural é alta e alguns lagos inevitavelmente serão inseridos em uma classe equivocada. Outra questão que merece ser mencionada é o fato de que o princípio 'one out all out' (princípio no qual a condição de um elemento biológico estimado como o mais afetado por alterações antrópicas irá ditar a classe que o corpo hídrico irá pertencer), se por um lado promove maior proteção do corpo hídrico, por outro pode induzir que um corpo hídrico classificado não apresente boas condições mesmo que elas existam. Desta forma, pode haver o risco de se impor custos em restauração desnecessários (BORJA, 2010). Este tema ainda é polêmico e atualmente ainda há discussões a respeito.

O estabelecimento dos estados ecológicos tem demandado esforço e um período de tempo maior do que o planejado pela DQA. Apesar desta etapa ter permitido o desenvolvimento de técnicas capazes de refletir diferentes fatores de estresse para a maioria dos elementos de qualidade biológica e tipos de água, adaptados a maioria dos países (HERING *et al.*, 2010), os sistemas de avaliação dos estados ecológicos, muitas vezes são incomparáveis entre os EM, dificultando o processo de IC.

A IC, embora tenha sido foco do menor número de publicações nesta pesquisa (sessenta artigos) devido, entre outros fatores, ao seu caráter técnico/ burocrático, tem se mostrado um importante exercício na troca de experiências entre os EM com maior e menor experiência na determinação dos estados ecológicos (CE, 2012).

Outra questão, que merece ser mencionada é o fato de haver reduzido número de publicações associadas às represas e CHFMs. A DQA acaba por ser generalista, no que diz respeito a estes ecossistemas (João Ferreira, Instituto da Água, Lisboa Portugal, comunicação pessoal), e a UE se encontra com uma série de dificuldades para implementar a DQA. Os CHFMs, em geral, estão menos desenvolvidos nos sistemas de avaliação para implementação da DQA, uma vez que ainda não há concordâncias em qual abordagem deveria ser inicialmente utilizada nas avaliações (HERING *et al.*, 2010).

A DQA também não considera os possíveis efeitos das alterações climáticas. Nôges (2007), por exemplo, argumenta que as condições de referência não são estáticas, e que podem mudar como consequência do efeito das alterações climáticas nas condições físicas e químicas dos corpos hídricos. Mesmo com o aumento dos debates sobre o assunto apenas dois artigos tinham como foco a temática (NÔGES, 2007 e LARSEN, 2011), em busca efetuada no ISI Web of Knowledge para “Water Framework Directive climate change”.

Apesar da implementação da DQA ter consumido mais tempo do que o previsto, boa parte de suas etapas já foram cumpridas. O estado ecológico das águas superficiais já foi estabelecido em vinte e um países e 43% dos corpos hídricos alcançaram o bom estado ecológico (EC, 2012). Poluição e pressões hidromorfológicas foram apontadas como responsáveis pelo não alcance da meta, sendo esta última uma das importantes pressões que prejudicam o alcance do bom estado ecológico (EC, 2012). Até 2009, devido a deficiências na rede de monitoramento, 15% dos corpos hídricos não possuíam seu estado ecológico definido e 40 % seu estado químico (EC, 2012).

Os métodos para a determinação dos estados ecológicos nem sempre são capazes de reproduzir corretamente o “estado” dos elementos biológicos em causa. Isto porque a maioria das comunidades biológicas está sujeita a regimes naturais dinâmicos e a multipressões antrópicas. Não sendo sempre óbvia a relação causa-efeito entre pressão e estado. Também deve ser considerado que cada EM apresenta condições ecológicas e socioeconômicas distintas (ACREEMAN & FERGUSON, 2010) e cada qual se depara com dificuldades específicas no processo de execução da DQA, o que tem sido um complicador para que em 2015 esteja prevenida a deterioração e assegurado o ‘bom estado’ das massas de água, como preconiza a CE/60/2000. Neste momento, admite-se que parte significativa das águas europeias tenha que prorrogar até 2027 o alcance do bom estado ecológico.

A implementação da DQA em países não pertencentes à UE

Com o intuito de averiguar discussões e possíveis adequações da DQA em países não pertencentes à UE, a busca para a palavra chave ‘Water Framework Directive’ no

site ISI Web of Knowledge, foi refinada com os nomes de países e continentes: 'United States', 'Canada', 'Mexico', 'Argentina', 'Chile', 'Peru', 'Venezuela', 'Bolivia', 'Colombia', 'Brazil', 'Russia', 'Australia', 'New Zealand', 'Japan', 'India', 'China', 'Oceania', 'South America', 'Central America', 'North America', 'Asia' e 'Africa'. Do total analisado, apenas duas publicações da China relacionavam o sistema de gerenciamento de RH local e a DQA. Ambos os trabalhos chineses focavam a gestão integrada na bacia de drenagem (RAVESTIJN *et al.*, 2009; YANG & GRIFFITHS, 2010). Também foram identificadas duas publicações no continente africano, uma com foco na gestão integrada de bacias hidrográficas, empregada pela DQA e outra discutindo, entre outros fatores, a possibilidade de adequação da DQA no que diz respeito ao alcance do bom estado ecológico (FLOWER & THOMPSON, 2009a e 2009b).

Apesar do número restrito de publicações sobre a DQA em países não pertencentes à UE, diversos pesquisadores e gestores de diferentes nacionalidades já procuram compreender o sistema de gerenciamento de RH europeu para que possam melhorar a gestão em seus países. No II Congresso dos Comitês de Bacias Hidrográficas do estado de São Paulo, em 2010, discutiu-se o que a DQA poderia acrescentar ao sistema de gerenciamento de RH brasileiro. Embora as questões ecológicas sejam a base da DQA, neste evento, tais aspectos não foram o foco dos debates. Publicações sobre a DQA no Brasil foram feitas por Sobral *et al.* (2008), que descreveram os objetivos da DQA bem como a classificação da qualidade ecológica e química dos corpos d'água superficiais e por CARDOSO-SILVA, *et al.* (2011) que reportaram as principais etapas iniciais da implementação da DQA referentes à temática ecológica.

Pesquisas científicas que levem em consideração tal assunto estão sendo efetuadas. Em Minas Gerais, por exemplo, questões sobre o estabelecimento das condições de referência foram abordadas (MOLLOZI, 2011). Em São Paulo, pesquisadores da Universidade de São Paulo (USP) com o apoio da Universidade Técnica de Lisboa estabelecem atualmente uma tipologia para as represas da região. O mesmo grupo da USP busca determinar as condições de referência para alguns elementos químicos (fósforo total e metais: chumbo, níquel, cobre, zinco, cádmio, cromo) para a represa Paiva Castro (Sistema Cantareira, Mairiporã, SP), uma das principais responsáveis pelo abastecimento público na região metropolitana de São Paulo.

Principais problemas a serem enfrentados pelo SINGREH perante o ajuste da DQA: saneamento básico e monitoramento

Para o alcance do 'bom estado ecológico', é essencial que questões de saneamento básico estejam resolvidas ou em vias de resolução. No Brasil, de acordo com dados do censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2008, 44,8% dos municípios brasileiros não possuíam acesso à rede coletora de esgotos, o que corresponde à cerca de 18% da população do país. Maior número de municípios e de habitantes sem a rede de esgotamento sanitário foram registrados no Nordeste e Norte do país enquanto o Sudeste foi a região melhor atendida (Figura 1).



Figura 1 - Municípios e milhões de habitantes por região brasileira que não apresentam serviço de esgotamento sanitário (Fonte: modificado de IBGE, 2010).

O censo realizado pelo IBGE indicou também que do total de municípios com rede de esgotamento sanitário, apenas 28,5% realizavam tratamento de seu esgoto. Mesmo na região Sudeste, com o maior número de coleta de esgoto, menos da metade dos municípios (48,4%) o trataram. A menor proporção de municípios com coleta (13,4%) e tratamento de esgoto (7,6%) foi observada na região Norte, o que em parte se explica pela baixa densidade demográfica da região combinada com a elevada capacidade de autodepuração de seus rios (Figura 2). Na UE, por outro lado, apenas 4,5% de um total de quinhentos e cinquenta e seis municípios não possuem tratamento de esgotamento sanitário (KATSIRI, 2009).

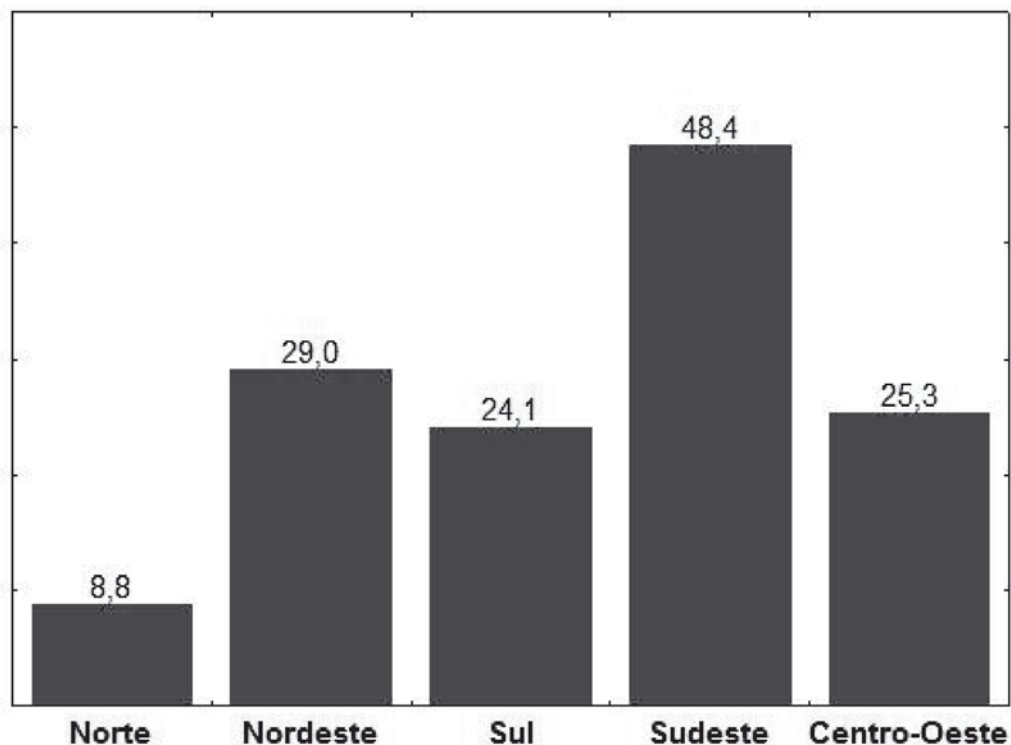


Figura 2 - Porcentagem dos municípios brasileiros que apresentam tratamento de esgotamento sanitário.

O déficit no setor de saneamento pode ser explicado por uma série de fatores, o mais importante talvez seja de ordem financeira. Os investimentos para a universalização dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário até o ano de 2015 representam a expressiva quantia de 35 bilhões de dólares (ANA, 2010).

Além da necessidade de grandes investimentos no setor, muitos outros fatores explicam o déficit nos serviços de sanitização. A fragmentação de políticas públicas e carência de instrumentos de regulação (GALVÃO, 2009) são alguns exemplos. Apenas cinco dos vinte e sete estados da União apresentam leis estaduais no setor: São Paulo, Minas Gerais, Rio Grande do Sul, Rio Grande do Norte e Goiás. A ausência de um marco federal levou ao estabelecimento de políticas desarticuladas, tanto em âmbito de governo como entre setores de planejamento (GALVÃO, 2009).

Caso o saneamento básico não apresente melhoras significativas, mantidos os investimentos habituais na área, estima-se que apenas em cinquenta e seis anos este serviço apresente uma universalização do atendimento (LANNA, 2008). Espera-se que com a implementação da lei n° 11445/2007, que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico, haja ampliação da rede de esgotamento sanitário e investimentos em tratamento de efluentes. Sem essas medidas, é complexo estabelecer

programas de recuperação ambiental de corpos hídricos e adequar conceitos da DQA.

Além de investimentos no setor de saneamento básico, são necessárias ampliações na rede de monitoramento. Apenas nove unidades da Federação (Rio Grande do Sul, Mato Grosso do Sul, São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, Espírito Santo, Bahia, Pernambuco e Amapá) possuem sistemas de monitoramento da qualidade da água considerados ótimos ou muito bons, cinco estados possuem sistemas bons ou regulares e treze têm sistemas incipientes (PNRH, 2006).

O monitoramento é um instrumento de gestão fundamental na implementação da DQA. Os dados da rede de monitoramento são utilizados no estabelecimento das tipologias, nas condições de referência e são necessários tanto para o acompanhamento do estado dos corpos hídricos quanto para a tomada de medidas de recuperação ambiental. A média de pontos de monitoramento para a qualidade da água por área no Brasil está abaixo do número considerado mínimo para os países europeus (MAZOLLA, 2008). O número médio de pontos de monitoramento ao longo do Brasil, até o ano de 2007 era de 0,28 pontos para cada 1000 Km² (MAZZOLA, 2008). Para a Europa, o critério básico de monitoramento é de um ponto para cada 1000 Km², embora existam países que não possuam uma rede de monitoramento fixa e regular. Na Tabela, 2 são apresentados os números médios de pontos de monitoramento por área em alguns países europeus e em alguns estados brasileiros. De acordo com Mazolla (2008), a meta é que em 2015, ocorra um aumento do número de pontos de monitoramento no país.

Tabela 2 - Número de pontos de monitoramento por 1000 Km² em países europeus que implementaram a DQA e em alguns estados brasileiros

Número de pontos de monitoramento para 1000 Km²	
Países europeus e Estados brasileiros	Nº pontos/ 1000 Km²
Inglaterra	53,20
Espanha	2,55
França	1,96
Distrito Federal- Brasília	11,51
Rio de Janeiro	3,27
São Paulo	1,16

Além disso, a rede de monitoramento brasileira distribuída nos estados aplica diferentes metodologias a campo e laboratório, apresenta problemas de credibilidade devido a deficiências na qualificação dos aplicadores e laboratórios de análises, implicando na não confiabilidade de um grande conjunto de dados, prejudicando a análise comparativa (CLARKE & SILVA DIAS, 2003). Estes fatos demonstram a extrema dificuldade na adequação da DQA ao Brasil, obrigatoriamente passando por discussões políticas, aspectos técnicos, metodológicos e financeiros.

Adequação de instrumentos da DQA ao Brasil

Embora promissora, a DQA não é de fácil implementação e a possibilidade de adequá-la ao Brasil, deve ser vista com cautela. O assunto é extremamente vasto e necessita do debate entre os tomadores de decisão e a comunidade científica para que haja adaptações à realidade social, política e econômica brasileira. Anos de discussão foram necessários para a elaboração da DQA na UE e anos de debate também deveriam ser utilizados para adequar conceitos da DQA ao SINGREH.

Faz sentido avançar na gestão de RH no Brasil, por meio da incorporação de princípios e instrumentos da DQA, em que já existe uma estrutura adequada. O estado de São Paulo, por exemplo, por ser uma das regiões mais industrializadas e populosas do país, se depara há anos com problemas de demanda e disponibilidade hídrica, por isso apresenta um sistema de gestão melhor estruturado em relação às demais regiões do país. Embora ainda haja a necessidade de investimentos no que diz respeito ao saneamento básico, principalmente em tratamento de esgotos, o Estado de São Paulo apresenta uma das melhores coberturas no setor do país (IBGE, 2010). A rede de monitoramento é mais bem estruturada e o número médio de pontos de monitoramento por 1000 Km², na região, está dentro dos padrões mínimos estabelecidos pela UE. Além disso, há dados de monitoramento, para diversos corpos hídricos de águas doces superficiais desde a década de 1974 (CETESB, 2011).

A maior fonte de dados de monitoramento em São Paulo está relacionada a elementos químicos, embora sejam efetuados também o monitoramento de elementos biológicos, como fitoplâncton e macroinvertebrados bentônicos em alguns corpos hídricos. Apesar da DQA recomendar a análise de macrófitas aquáticas, peixes e diatomáceas, além dos elementos biológicos já monitorados no estado de São Paulo, na determinação dos estados ecológicos, deveria ser discutida a inclusão de todos estes grupos biológicos, pois, dependendo do corpo hídrico, pode não ser necessário. A análise do fitoplâncton em rios muito largos, por exemplo, poderia ser excluída já que estes organismos podem ser pouco numerosos ou praticamente ausentes nestes ambientes. Desta forma não haveria a necessidade de despender esforços para obtenção de dados e para criação de rede de monitoramento para grupos biológicos não monitorados.

Caso a adequação da DQA fosse efetuada no Brasil, a tipologia não poderia ser negligenciada. A tipologia facilita o estabelecimento das condições de referência e permite a comparação das classificações de estado ecológico dentro de cada grupo de corpos hídricos. É fato que do ponto de vista ecológico a tipologia não é um procedimento muito relevante, pois as divisões no ambiente ocorrem ao longo de um gradiente (FERREIRA *et al.*, 2009). Apesar de alguns ecólogos defenderem a ideia de que cada corpo hídrico é único e que o estabelecimento das condições de referência deveria ser efetuado por um corpo hídrico ou por um grupo homogêneo destes, em uma escala local (VERDONSCHOT & NIJBOER, 2004), esta prática é logística e financeiramente inviável.

Em relação ao estabelecimento das condições de referência, o estado de São Paulo apresentaria dificuldades comuns a muitos países europeus. Um destes problemas

seria encontrar corpos hídricos que não tenham sofrido impactos antrópicos. Há escassez ou mesmo ausência de dados históricos, tanto de elementos de qualidade biológica, quanto de elementos de suporte hidromorfológicos, físicos e químicos. Para contornar tal situação a UE têm feito uso da abordagem paleolimnológica, isolada ou em conjunto com outras ferramentas recomendadas pela DQA, como a modelagem matemática e a consulta a especialistas.

De qualquer forma, a etapa de estabelecimento das condições de referência é uma tarefa complexa. Cada uma das técnicas recomendadas pela DQA (comparação com uma área que não apresente impactos antrópicos ou que estes sejam mínimos; uso de dados histórico prévios à intervenção humana significativa; uso de modelagem matemática e consulta à especialistas) apresenta vantagens e desvantagens e mesmo o uso combinado destas não supre necessariamente as deficiências de uma ou outra técnica. Discussões acerca desta etapa seriam essenciais no ajuste da DQA ao Brasil.

Um grande número de pesquisadores e de centros de pesquisas poderiam ser consultados para o estabelecimento das condições de referência no Brasil. Há diversos trabalhos que poderiam ser utilizados como subsídio. Na área da paleolimnologia, por exemplo, trabalhos que estabeleçam as condições prístinas do ambiente, foram desenvolvidos por: Tavares, *et al.*, (2003) e Fávoro *et al.* (2007).

A consulta a especialistas seria essencial também na determinação dos estados ecológicos. A participação destes profissionais seria necessária tanto para o desenvolvimento de metodologias quanto para adequar as técnicas já desenvolvidas no âmbito europeu para estabelecimento dos processos de avaliação dos estados ecológicos. Isto porque os ecossistemas aquáticos podem apresentar dinâmicas distintas nas regiões tropicais e temperadas. Os corpos hídricos lênticos, por exemplo, apresentam, em geral, processos de estratificação e desestratificação sazonais nas regiões temperadas, enquanto nos trópicos estes processos ocorrem com mais frequência, muitas vezes sendo diários.

Apesar da necessidade de desenvolvimento de pesquisas adicionais para o ajuste da DQA, vale ressaltar que já existem alguns trabalhos na região de São Paulo que poderiam contribuir com a execução da DQA. Simões *et al.* (2008), por exemplo, elaboraram um índice indicador da degradação da qualidade da água por atividades de aquacultura. Índices responsivos à degradação estão sendo elaborados pela UE e são necessários para o estabelecimento dos estados ecológicos. Na verdade, em São Paulo, há inúmeros grupos de pesquisa em diversas universidades e institutos de pesquisa que trabalham com a temática 'água' (biólogos, engenheiros, ecólogos). Há assim grande base de dados, em inúmeros reservatórios e rios, efetuada por especialistas experientes, sendo este mais um fator a favor do ajuste de alguns princípios da DQA nesta região.

Uma problemática a ser superada em São Paulo estaria relacionada ao fato de haver diversos CHFMs na região, sendo esta uma situação ainda tema de discussões pela UE. Para muitos dos CHFMs de São Paulo, há escassez de dados históricos e ausência de ecossistemas aquáticos que pudessem ser utilizados como referência. Nestes casos, poderiam ser utilizados modelos matemáticos em conjunto com a avaliação de especialistas para se determinar o bom potencial ecológico (NIELSEN *et al.*, 2003),

como sugerido para a etapa de estabelecimento das condições de referência. A modelagem matemática apresenta vantagens em termos de custo e velocidade dos resultados da avaliação (CABECINHA *et al.*, 2009), entretanto, é preciso ponderação na aplicação desta ferramenta. Estabelecer as condições de referência em um cenário inferido por modelos matemáticos, sempre apresenta possibilidades de erro. É essencial uma boa base de dados para que a modelagem seja funcional.

O processo de IC deveria também ser implementado para haver comparabilidade de dados já que metodologias diferentes poderiam ser utilizadas na classificação dos estados ecológicos. Também para a região de São Paulo isso seria mais fácil devido ao maior número de laboratórios consolidados e presença de diversos pesquisadores na área de ecologia e de RH.

Deveriam ser abordadas também, em uma possível adequação da DQA, as possíveis alterações nos ecossistemas aquáticos devido às mudanças climáticas. Tal fato não é mencionado na legislação europeia, sendo crescente o debate acerca das possíveis consequências das alterações climáticas no estabelecimento dos estados ecológicos (ACREEMAN & FERGUSON, 2010). As mudanças climáticas, por exemplo, podem interferir em alguns fatores sugeridos para a determinação da tipologia, como precipitação e temperatura do ar. Nöges *et al.* (2007), sugerem o uso de modelos matemáticos capazes de prever os possíveis efeitos das alterações climáticas nos ecossistemas, auxiliando desta forma o estabelecimento das condições de referência. Também no Brasil, questões relacionadas às mudanças climáticas não estão incorporadas de forma explícita na gestão dos RH, e independentemente de haver ou não adequações da DQA, tais aspectos deveriam ser considerados na formulação das políticas de RH (LANNA, 2008).

Conclusões e recomendações

O processo de implementação da DQA ainda está em curso na UE e uma série de desafios precisam ainda ser superados. Há aspectos difíceis de serem cumpridos como, por exemplo, estabelecer o prazo de quinze ou trinta anos para que um corpo hídrico, que esteja sendo degradado há anos alcance um estado ecológico considerado 'bom'. Contudo, a DQA tem levado a UE a executar inúmeras medidas em prol da recuperação dos corpos hídricos. Não fosse sua implementação talvez tais medidas não fossem tomadas com o rigor atual. Além disso, a DQA tem contribuído com a elaboração de uma série de pesquisas e com a melhor compreensão da ecologia dos ecossistemas aquáticos. O conhecimento não está mais restrito apenas a um grupo pequeno de pesquisadores, ao contrário, técnicos, gestores e o poder público tem colaborado com o processo e aprendido também a se comunicar apesar das diferenças educacionais e culturais (HERING *et al.*, 2010).

O ajuste de algumas etapas da DQA seria uma alternativa promissora na gestão dos RH no Brasil. Neste artigo foram analisadas apenas as etapas iniciais da implementação da DQA com enfoque nos avanços científicos obtidos. Seria interessante que outros trabalhos fossem desenvolvidos com intuito de debater questões sobre a

estrutura institucional da DQA para que haja de fato a incorporação de instrumentos deste modelo de gestão à PNRH/SINGREH.

Deve ser salientado que mesmo existindo capacidade científica para avançar na incorporação de novos instrumentos da DQA ao SINGREH, e mesmo que questões primordiais como o saneamento básico e redes de monitoramento estejam resolvidas, ou em vias de resolução, é essencial que haja decisão política, adequação institucional e rigor na aplicação destes novos instrumentos, caso contrário a incorporação da DQA ao Brasil, ou mesmo ao estado de São Paulo torna-se inviável.

O processo de implementação da DQA demanda tempo para sua execução e requer altos custos financeiros, entretanto, o relaxamento das exigências ambientais é um caminho indesejável de desenvolvimento econômico dado que pode comprometer seriamente o futuro das próximas gerações.

Referências

- ACREEMAN, M.C. & FERGUSON, J.D. Environmental flows and the European Water Framework Directive. **Freshwater Biology**, v. 55, p 32–48, 2010.
- ALVES, M.H; BERNARDO, J.M.; FIGUEIREDO, H.D.; MARTINS, J. P; PÁDUA, J.; PINTO, P. & RAFAEL, M.T. Directiva-Quadro da Água: Tipologias de rios segundo o sistema A e o sistema B em Portugal. Actas del **III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. La Directiva-Marco da Água: realidades y futuros**. Sevilla, 13 a 17 de Novembro. 347-354 pp. 2002.
- ANA- Agência Nacional das Águas. **Atlas Brasil: abastecimento urbano de água-panorama nacional**. Brasília: ANA. 72p. 2010.
- BAATTRUP-PEDERSEN, A.; SPRINGE, G.; RIIS, T.; LARSEN, S.E.; SAND-JENSEN, K. & LARSEN, L. M. K. The search for reference conditions for stream vegetation in northern Europe. **Freshwater Biology**, v.53, p.1890–1901, 2008.
- BORJA, A. Problems associated with the ‘one-out, all-out’ principle, when using multiple ecosystem components in assessing the ecological status of marine waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, p.1143–1146, 2010.
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 (1997). **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Brasília (DF). Diário Oficial da República Federativa do Brasil.
- CARDOSO-SILVA, S.; FERREIRA, T.& POMPÊO, M. L. M. O processo de implementação da Diretiva Quadro da Água na Comunidade Européia. **Saneas**, v.12, n.40, p.18-22, 2011.
- CETESB-Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2010**. Relatório Técnico. São Paulo, 2011. 298p.

CIS- Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document N° 7. **Monitoring under the Water Framework Directive**. 153p. 2003a.

CIS- Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document N° 10. **River and Lakes Guidance on Typology, Reference Conditions and Classification Systems**. 94p. 2003b.

CIS - Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC). **Guidance on Typology, Reference Conditions and Classification Systems for Transitional And Coastal Waters**, 119 p. 2003c.

CORREIA, F. N. Algumas Reflexões Sobre Os Mecanismos De Gestão De Recursos Hídricos E A Experiência Da União Europeia. *Rega*, v.2 n.2, p. 5-16, 2005.

EC- European Commission . **Directive 2000D 60D EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy**. Ofúcial Journal 22 December 2000 L 327D 1. European Commission, Brussels. 2000.

CLARKE, R.T. & SILVA DIAS, PL. **As necessidades de observação e monitoramento dos ambientes brasileiros quanto aos recursos hídricos - versão 1.0 (preliminar)**. Brasília, CGEE - Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, CT-Hidro – Fundo Setorial de Recursos Hídricos, 41p. 2003.

EC- European Commission. **Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC): River Basin Management Plans**. Brussels.15p. 2012.

FÁVARO, D.I.T.; Damatto, S.R.; Moreira, E.G.; Mazzilli, B.P. & Campagnoli, F. Chemical characterization and recent sedimentation rates in sediment cores from Rio Grande reservoir, SP, Brazil. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v.273, n.2, p.451–463, 2007.

FERREIRA, M. T. Considerações finais. In: Inag. **Qualidade ecológica e gestão integrada de albufeiras**. Lisboa: Inag. pg. 314- 326, 2009.

FLOWER R. J. & THOMPSON, J. R. An overview of integrated hydro-ecological studies in the Melmarina Project: monitoring and modelling coastal lagoons-making management tools for aquatic resources in North Africa. *Hydrobiologia*, v. 622, p.3-14, 2009a.

FLOWER R. J. & THOMPSON, J. R. Environmental science and management of coastal lagoons in the Southern Mediterranean Region: key issues revealed by the Melmarina Project. *Hydrobiologia*. v. 622, p. 221-23, 2009b.

HERING, D.; BORJA, A.; CARSTENSEN, J.; CARVALHO, L.; ELLIOTT, M.; FELD, C. K.; HEISKANEN, A. S.; JOHNSON, R. K.; MOE, J.; PONT, D.; SOLHEIM, A. L. & VAN DE BUND, W. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment*, v. 408, p.4007–4019, 2010.

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro: IBGE. 219p. 2010.

KATSIRI, A. Access to improved sanitation and waste water treatment. European environment and healthy system. 2009. Disponível em: <<http://www.euro.who.int/ENHIS>> Acesso em maio de 2011.

KELLY, M.; JUGGINS, S.; GUTHRIE, R.; PRITCHARD, S.; JAMIESON, J.; RIPPEY, B.; HIRST, H. & YALLOP, M. Assessment of ecological status in U.K. rivers using diatoms. **Freshwater Biology**, v.53, p. 403–422, 2008.

LANNA, A. E. A economia dos recursos hídricos: os desafios da alocação eficiente de um recurso (cada vez mais) escasso. **Estudos Avançados**, v. 22, n.63, p. 113-130, 2008.

LARSEN, S. V. Risk as a challenge in practice: investigating climate change in water management. **Reg Environ Change**, v. 11, p. 111–122. 2011.

MAZOLLA, M. **Situação do Monitoramento de Qualidade de Água do Brasil- Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas – PNQA**. II Curso de Monitoramento da Qualidade da Água. ANA 49p. 2009.

MOLLOZI, J. **Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta na avaliação dos estados ecológicos**. Belo Horizonte: UFMG. (Tese) 183p.

MOOG, O.; SCHMIDT-KLOIBER, A.; OFENBÖCK, T. & GERRITSEN, J. Does the ecoregion approach support the typological demands of the EU ‘Water Framework Directive’? **Hydrobiologia**, v.516, p.21–33, 2004.

NIELSEN, K.; SØMOD, B.; ELLEGAARD, C. & KRAUSE-JENSEN, D. Assessing Reference Conditions According to the European Water Framework Directive Using Modelling and Analysis of Historical Data: An Example from Randers Fjord, Denmark. **Ambio**, v. 32, n.4, p. 287-294, 2003.

NÕGES, P.; BUND, W. V.; CARDOSO, A. C. & HEISKANEN, A.S. Impact of climatic variability on parameters used in typology and ecological quality assessment of surface waters—implications on the Water Framework Directive. **Hydrobiologia**, v. 584, p.373–379, 2007.

OSTOICH, M.; AIMO, E.; FASSINA, D.; BARBARO, J.; VAZZOLER, M.; SOCCORSO, C. & ROSSI, C. Biologic impact on the coastal belt of the province of Venice (Italy, Northern Adriatic Sea): preliminary analysis for the characterization of the bathing water profile. **Environmental Science and Pollution Research**, v.18, n.2, p. 247-259, 2011.

PNRH -.**Plano Nacional de Recursos Hídricos Panorama e estado dos recursos hídricos do Brasil**. Volume 1 / Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos. Brasília, MMA. 2006.

POIKANE, S.; ALVES, M.H. & ARGILLIER, C. et al. Defining Chlorophyll-a Reference Conditions in European Lakes. **Environmental Management**, v.45, n.6, p.1286-1298, 2010.

RAVESTEIJN, W.; SONG, X. & WENNERSTEN, R. **The 2000 EU water framework directive and Chinese water management: experiences and perspectives. River basin management.** V Book Series: WIT Transactions on Ecology and the Environment. 37-46 p. 2009.

SIMOES, F.D.; MOREIRA, A.B.; BISINOTI, M.C.; GIMENEZ, S.M.N. & YABE, M.J.S. Water quality index as a simple indicator of aquaculture effects on aquatic bodies. **Ecological Indicators**, v. 8, n.5, p.476-484. 2008.

SOBRAL, M.C.; GUNKEL, G.; BARROS, A. M. L.; PAES, R. & FIGUEIREDO, R. C. Classificação de Corpos d'Água segundo a Diretiva Quadro da Água da União Européia – 2000/60/CE. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 11, p.30-39, 2008.

SØNDERGAARD, M.; JEPPESEN, E.; JENSEN, J. P.; AMSINCK, S.L. Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. **Journal of Applied Ecology**. v. 42, p. 616–629, 2005.

TAVARES G.A, FERREIRA, J.R. & OLIVEIRA, C.R. Histórico da presença de metais pesados (Hg, Cu, Mn, Cr e Ni) na lagoa rio das Pedras, Bacia do rio Moji-Guaçu-SP, Brasil. **Holos Environment.**, v.3, n.2, p.74-84, 2003.

YANG, X & GRIFFITHS, I. M. A comparison of the legal frameworks supporting water management in Europe and China. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 3, p.745-761, 2010.

VERDONSCHOT, P. F. M. & NIJBOER, R. C. Testing the European stream typology of the Water Framework Directive for macroinvertebrates. **Hydrobiologia**, v. 516, p.35–54, 2004.

WOFRAM, G.; ARGILLIER, C.; BORTOLI, J.; BUZZI, F.; DALMIGLIO, A.; DOKULIL, M.T.; HOEHN, E.; MARCHETTO, A.; MARTINEZ, P.J.; MORABITO, G; SCHULZ, L. & URBANIC.G. Reference conditions and WFD compliant class boundaries for phytoplankton biomass and chlorophyll-a in Alpine lakes. **Hydrobiologia**. v. 633, n.1, p.45-58, 2009.

Submetido em: 15/07/2012

Aceito em: 15/02/2013

DIRETIVA QUADRO D'ÁGUA: UMA REVISÃO CRÍTICA E A POSSIBILIDADE DE APLICAÇÃO AO BRASIL

SHEILA CARDOSO-SILVA, TERESA FERREIRA,
MARCELO LUIZ MARTINS POMPÊO

Resumo: No Brasil, embora o sistema de gerenciamento de recursos hídricos (RH) tenha representado grande avanço, muito ainda pode ser feito no sentido de aprimorá-lo. A Diretiva Quadro da Água (DQA), o modelo de gerenciamento de RH europeu, reconhece que uma gestão baseada na qualidade ecológica é a maneira mais eficaz de garantir a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados. Neste artigo será feita uma avaliação crítica da DQA visando compreender seus princípios para avaliar as dificuldades de sua aplicação no Brasil. Observou-se que existe capacidade científica para avançar na incorporação de novos instrumentos da DQA, principalmente no estado de São Paulo, entretanto, é preciso que existam sistemas de saneamento e monitoramento adequados e especialmente decisão política e rigor na aplicação destes novos instrumentos, caso contrário a incorporação da DQA fica inviável.

Palavras chave: Gestão; recursos hídricos; saneamento; monitoramento; DQA.

Summary: In Brazil, although the local water resource management (WRM) system has shown progress, many improvements are still required. The Water Framework Directive (WFD), the European WRM model, recognizes that the ecological quality of ecosystems is the most effective way to ensure sufficient availability of water in adequate quality standards. In this paper WFD will be critically reviewed in order to understand its principles to assess the difficulties of its application in Brazil. It was observed that there is scientific capacity to incorporate new instruments of WFD, mainly in São Paulo, however, there must be adequate sanitation and monitoring systems and especially political decision and rigor in the application of these new tools, otherwise the incorporation of the WFD is unviable.

Key Words: Management, water resources, sanitation, monitoring, WFD

Resumen: En Brasil, aunque el sistema de gestión de los recursos hídricos (RH) ha representado durante mucho tiempo un gran avance todavía se puede hacer para mejorarlo. La Directiva Marco del Agua (DMA), el modelo de gestión de RH Europea, reconoce que la gestión basada en la calidad ecológica es la manera más eficaz de garantizar la disponibilidad suficiente de

agua en los estándares de calidad adecuados. En este artículo, habrá una evaluación crítica de la DMA, a fin de comprender sus principios para evaluar las dificultades de su aplicación en Brasil. Se observó que existe una capacidad científica para avanzar en la incorporación de nuevos instrumentos de la DMA, principalmente en São Paulo, sin embargo, debe haber sistemas de saneamiento y vigilancia adecuado y la decisión política y en especial rigor en la aplicación de estas nuevas herramientas, de lo contrario la incorporación de la DMA es inviable.

Palabras clave: gestión, recursos hídricos, saneamiento, vigilancia, DMA
