

Requalificação dos Ecossistemas Aquáticos: Único Modo de Caminhar para a Inversão da Degradação dos Recursos Hídricos e Cumprir a Directiva Quadro da Água

(Restauración de los Ecosistemas Acuáticos: Único Modo de Caminar para la Inversión de la Degradación de los Recursos Hídricos e Cumplir la Directiva Marco del Agua)

Cortes, Rui Manuel Vitor

Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Apart. 1013, 5001-911 Vila Real, Portugal

RESUMO

Eis uma reflexão das tarefas necessárias para cumprir a Directiva-Quadro da Água (D.Q.) . Mas é uma reflexão assente no *status quo* actual das águas superficiais na Europa (e, particularmente, em Portugal), donde transparece um longo caminho a percorrer, patente no estado de degradação dos recursos hídricos. Procura-se salientar três conceitos fundamentais para se atingirem os objectivos da D.Q: a) a restauração dos cursos de água no sentido das sua re-naturalização; b) a integração funcional dos processos de recuperação e monitorização em escalas espaciais e temporais mais vastas do que aquelas que tem sido comum realizar; c) a necessidade duma monitorização conveniente que avalie, para essas escalas, os resultados obtidos, tendo em conta o estado de referência em cada área geográfica.

1. INTRODUÇÃO

O aspecto basilar da D. Q. é o de obrigar a que os países membros da União Europeia (UE) evitem a deterioração dos seus sistemas aquáticos e, ao mesmo tempo, levem a cabo as medidas de protecção ou requalificação no sentido de se atingir um estado “bom” ou “muito bom” nos finais de 2015. A D. Q. integra ainda novos conceitos, não expressos em anterior legislação da água, designadamente o de integrar a água e uso do solo ao nível da bacia hidrográfica. Outro conceito, é o de não submeter a qualidade do meio aquático às diferentes formas de utilização dos recursos hídricos. Pelo contrário, o tipo de status “bom” ou “muito bom” é definido com uma base ecológica global e é assim que se revela também necessária a medição da diversidade e abundância das espécies, juntamente com variáveis descritoras dos habitats. Até aqui, apenas interessava a qualidade físico-química da água. Neste caso, como é compreensível, eram definidos valores limites, idênticos para todos os estados-membros. Agora, dado que a qualidade do meio aquático é referida relativamente a situações de referência (ou pristinas, isto é, isentas de stress ambiental) para cada tipo de rios, os parâmetros que delimitam a qualidade são variáveis entre países e mesmo dentro de cada país, já que, por exemplo, é completamente inadequado comparar a composição faunística e florística dum rio temporário com um curso de água de montanha com um regime hidrológico relativamente constante. Não se pense, contudo, que foi revogada toda a anterior legislação: de modo algum, a qualidade da água continua a ser uma necessidade, mas não é suficiente para assegurar um “bom status”. Por exemplo, os parâmetros químicos da água dum rio podem obedecer às regras impostas pelos diferentes tipos de legislação, mas se o sistema estiver de tal modo sujeito a obras de engenharia que alterem a conectividade e o hidrodinamismo, com reflexos numa composição atípica das comunidades, não pode de modo algum ser considerado com um “bom” estado ecológico. Ora, quer os países que compõem a UE, quer os países que pretendem integrá-la têm um período de tempo determinado para atingirem os níveis definidos e para adoptarem a gestão e ordenamento em termos de bacia hidrográfica. Mas, no estado de profunda degradação em que se encontram os ecossistemas europeus

será uma tarefa possível atingirem-se os desideratos propostos na D.Q? A questão essencial é que existe uma contínua evolução negativa, ainda mais patente nos ecossistemas da Bacia Mediterrânica. Não basta mesmo estabilizar a situação. É preciso inverter a tendência de destruição dos ecossistemas aquáticos o que de modo algum faz parte da *praxis* das entidades responsáveis e das próprias populações. A palavra de ordem tem de ser obviamente **requalificar**, nas suas diversas componentes, e não apenas **utilizar**.

2. ESTADO ACTUAL DOS CURSOS DE ÁGUA NA EUROPA

Recentemente a World Wildl Foundation (WWF^a, 2001) apresentou um relatório sobre o Estado de 55 rios, divididos em 69 segmentos, espalhados por 16 países membros ou candidatos á UE Os resultados são elucidativos (Quadros 1 e 2):

Quadro1 Avaliação do status ecológico dos cursos de água em 16 países europeus (WWF^a, 2001), incluindo países membros da EU e candidatos á adesão.

	Rios seleccionados		Conservação da biodiversidade	
	Status Ecológico	Fragmentação do rio	Livros vermelhos de espécies ameaçadas	Ameaças provenientes de espécies invasoras
Alemanha	MÉDIO	MAU	S/ DADOS	MÉDIO
Áustria	MÉDIO	MAU	MAU	MÉDIO
Bélgica-Flandres	MÉDIO	MAU	MAU	MAU
Bélgica-Valónia	MÉDIO	MAU	MÉDIO	MÉDIO
Bulgária	MÉDIO	MÉDIO	S/ DADOS	S/ DADOS
Dinamarca	MÉDIO	MAU	BOM	MAU
Escócia	BOM	MÉDIO	S/ DADOS	S/ DADOS
Eslováquia	MÉDIO	MAU	S/ DADOS	S/ DADOS
Estónia	MÉDIO	BOM	S/ DADOS	MÉDIO
Espanha	MÉDIO	MAU	S/ DADOS	S/ DADOS
França	MÉDIO	MAU	S/ DADOS	MAU
Finlândia	MÉDIO	MAU	MÉDIO	MAU
Grécia	MÉDIO	MÉDIO	S/ DADOS	S/ DADOS
Hungria	MÉDIO	MÉDIO	S/ DADOS	S/ DADOS
Inglaterra+ Gales	BOM	S/ DADOS	S/ DADOS	MAU
Irlanda do Norte	MÉDIO	S/ DADOS	S/ DADOS	MÉDIO
Suécia	MÉDIO	MÉDIO	MAU	MÉDIO
Suíça	MAU	MAU	S/ DADOS	MAU
Turquia	MÉDIO	MÉDIO	S/ DADOS	S/ DADOS

_50 dos 69 segmentos analisados foram classificados como de pobre qualidade ecológica devido aos impactos de canalização, regularização, poluição e alteração da regime fluvial. Um “bom estado ecológico” foi apenas verificado nas secções mais a montante dos principais 14 rios europeus, enquanto que apenas 5 dos 55 rios forma considerados quase prístinos.

_Cerca de metade dos países apresentaram rios severamente fragmentados: 37 dos 55 rios apresentam uma reduzida conectividade no canal principal e nos afluentes.

Quadro 2. Análise do estado de artificialização dos 55 rios estudados (WWF^a, 2001)

Tamanho do rio	Nº de rios avaliados	Não regularizados	Moderadamente regularizados	Fortemente regularizados
Muito largos	29	2	3	24
Largos	20	5	5	10
Médios	4	0	1	3
Pequenos	2	1	1	0
Total	55	8	10	37

_ 11 dos 16 países não possuem informação esclarecedora sobre os efeitos a médio prazo respeitante aos impactos da actividade humana na biodiversidade aquática em termos de espécies ameaçadas.

_ Se bem que apenas 3 países não apresentem programas nacionais de avaliação biológica em rios, em mais de metade não existem quaisquer programas idênticos para lagos. Muito pior é a situação para zonas húmidas: nenhum país apresenta um programa de monitorização a nível nacional!

_ Embora a maioria dos países (14) possuam um bom registo histórico de dados nos grandes rios, existe um défice acentuado de informação sobre as cargas de poluição difusa (nitratos, fosfatos, pesticidas, etc.), as quais afectam um número significativo de países. A monitorização é ainda espartilhada entre instituições e é especialmente vocacionada para o uso da água.

_ Espanha, Turquia e Grécia constituem os países em que os ecossistemas aquáticos evidenciam um stress superior, isto é, onde a procura excede as disponibilidades em numerosas massas de água, ou quando a qualidade da água restringe o seu uso (respectivamente 68, 87 e 76% da utilização da água nesses países está associada com a agricultura).

Como se conclui, estamos bem longe do que é preconizado pela D.Q. Mas, em termos evolutivos estaremos a caminhar na direcção correcta? É bem duvidoso... Thyssen (2001) constata que, se bem que as concentrações de fósforo e amónia tenham diminuído nos rios europeus ao longo da década de 90, em contrapartida o teor em nitratos não tem demonstrado uma diminuição. Todavia, a Directiva dos Nitratos de Origem Agrícola (91/676/EEC) procura reduzir a poluição ocasionada pelos nitratos de origem agrícola. Por outro lado, a CBO que evenciava uma diminuição, revela um aumento nos anos mais recentes. Seria de esperar que este parâmetro apresentasse uma redução mais significativa tendo em conta os avultados investimentos na área do tratamento de águas residuais, estando previsto que em 2005 a capacidade de tratamento igualaria a carga orgânica produzida pela maioria dos estados-membros. Os países onde se prevê um maior acréscimo da capacidade de tratamento são a Espanha, Portugal, Grécia e Irlanda. Por sua vez, a Directiva de tratamento das águas residuais urbanas (91/71/EEC) requer o tratamento secundário de efluentes para aglomerados com > 2000 habitantes equivalentes (h. eq.) que descargam para rios ou estuários, e para > 10.000 h. eq. quando as descargas se efectuam nas zonas costeiras. Zonas sensíveis necessitam de tratamentos mais exigentes. O problema é que se assiste a casos, como em Portugal, em que a eficácia das unidades instaladas é de tal modo baixa que foram criados novos programas para reconverter as unidades anteriormente instaladas...

2.1 Estado das águas superficiais em Portugal

Com base no Plano Nacional da Água (PNA) aprovado no corrente ano, vamos traçar aqui os aspectos mais relevantes relativos situação actual em rios e albufeiras, os

quais se encontram contidos em INAG (2001), sem esquecer as interacções com Espanha.

As utilizações actuais de água (excluindo a hidro-electricidade) representam já 24% do total dos recursos superficiais e subterrâneos não regularizáveis (25% para Espanha), correspondentes a 8.850 hm³. Todavia, tal como é salientado no PNA, os incrementos de utilização expectáveis com o Alqueva, e a dependência de Portugal relativamente às bacias internacionais (as utilizações representam 16%, 32% e 20%, respectivamente para o Douro, Tejo e Guadiana), tornam a situação menos atraente.

Relativamente ao impacto dessas utilizações, constata-se o número elevado de unidades industriais com descarga livre para os meios hídricos e solo, com relevância para as bacias do Ave e Leça. O impacto dos aglomerados urbanos é também considerável se tivermos em conta o seguinte diagnóstico:

_ Cerca de 89% da poluição (expressa em CBO5) incide nas águas interiores, sendo o restante drenado para as águas costeiras.

_ São tratadas apenas 42% das águas residuais domésticas, e os níveis de eficiência não ultrapassam os 40%, em média.

_ Estima-se que a taxa média de remoção a nível do Continente seja sómente de 4% para o azoto e de 2% para o fósforo.

A maior degradação dos ecossistemas aquáticos na parte terminal das linhas de água é visível na Fig. 1, consequência da maior concentração humana e industrial. A análise aí expressa resulta da aplicação duma metodologia específica, designada por KT (Cortes et al., 2002). Nesta, os rios foram divididos em troços de acordo com as suas características tipológicas (geomorfologia e clima), designados por unidades fisiográficas homogéneas (UFH). Cada uma destas UFH foi posteriormente classificada, recorrendo a Sistemas de Informação Geográfica, de acordo com o grau de perturbação antrópica, com base 2 conjuntos de variáveis: a) ligadas á integridade biótica: avaliação biológica da água, estrutura da vegetação ripária, espécies piscícolas autóctones e exóticas; b) ligadas á origem e magnitude do stress ambiental: qualidade química da água, cargas poluentes (urbanas e industriais) afluentes ao meio hídrico.

Por sua vez, para as albufeiras, cuja avaliação ecológica foi feita a partir do estado trófico (FIG. 2), esta análise traduz, de modo vincado, o grau de eutrofização a que se encontram sujeitas: apenas 11% se estimam como oligotróficas, enquanto que 30% são mesotróficas e 36% se revelam eutróficas, das quais 23% atingem mesmo a hipertrofia.

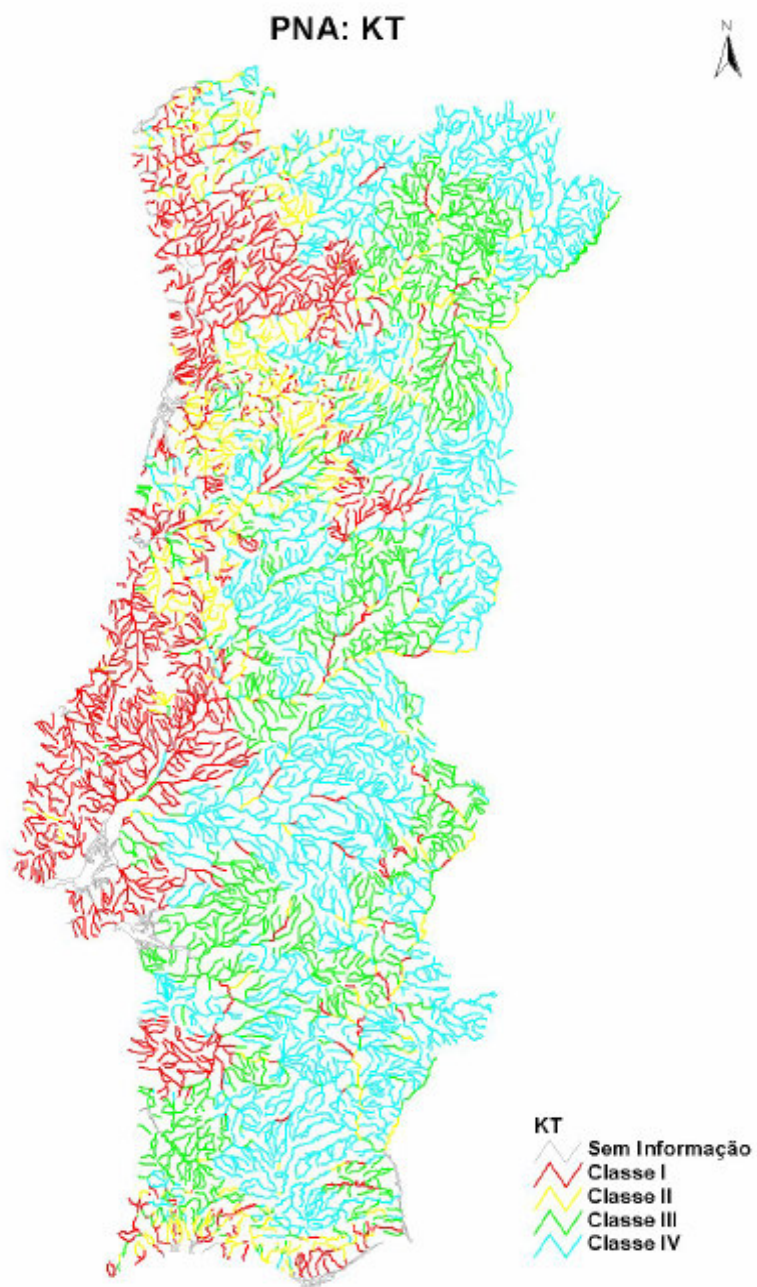


Fig 1. Classificação KT da rede hidrográfica portuguesa de acordo com a avaliação dos impactos antropogénicos em cada UFH .

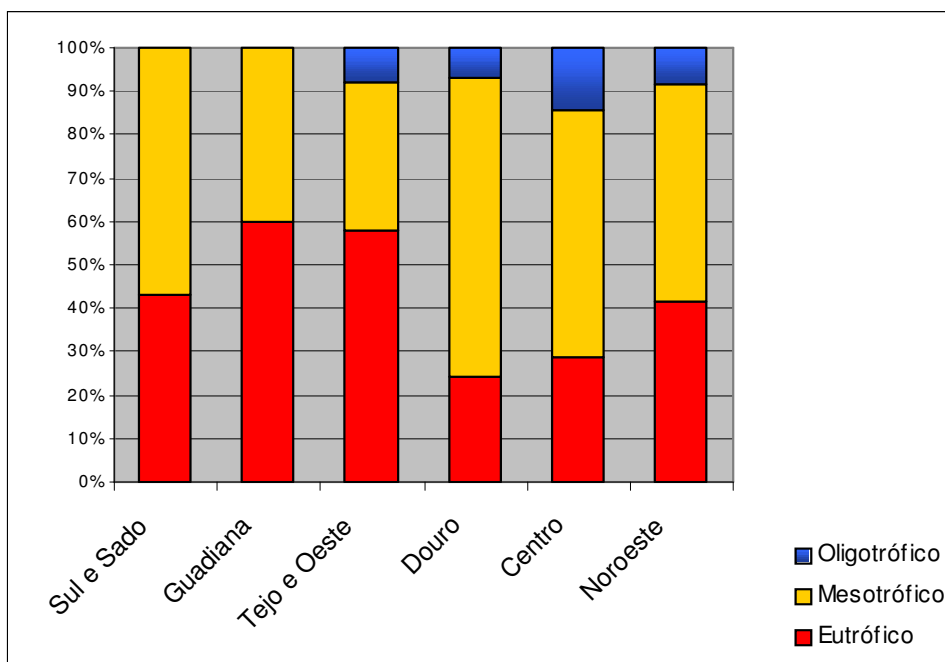


Fig. 2. Estado trófico das albufeiras, consideradas por Plano de Bacia Hidrográfica.

3. ESTRATÉGIAS PARA IMPLEMENTAÇÃO DA DIRECTIVA-QUADRO

No que se refere às águas superficiais, eis as fases principais de implementação encontram-se no Quadro 3:

Quadro 3. Fases intercalares que integram a aplicação da D.Q.

Fase	Actividade	Prazo
I	_ Transposição para a legislação nacional _ Identificação das Regiões de Bacia Hidrográfica	Dez. 2003
II	_ Estabelecimento de condições e locais de referência para a rede de inter-calibração _ Preparação para a especificação de valores para os sistemas de classificação ecológica _ Análises das características da Bacia e impactos existentes, bem como o uso económico da água	Dez. 2004
III	_ Programas de monitorização operacionais	Dez. 2006
IV	_ Publicação dos Planos de Bacia Hidrográfica	Dez. 2009

De modo a cumprir os prazos e objectivos delineados, a UE definiu as actividades-chave para o processo de implementação (UE., 2001), das quais as 3 primeiras têm um carácter horizontal, e a última necessita duma integração vertical:

- _ Actividade 1: Partilha de informação
- _ Actividade 2 : Desenvolvimento de orientação nas questões técnicas
- _ Actividade 3: Informação e tratamento de dados
- _ Actividade 4: Aplicação, teste e validação

A Fig. 3 especifica esta estratégia e implicou a criação de grupos de trabalho aí mencionados dirigidos pela UE ou por um estado-membro e donde fazem parte outros estados-membros, ONG's e utilizadores. Todavia, os aspectos de requalificação para se atingir um bom estado não merecem ainda a atenção da C.E. Para além deste aspecto é ainda fundamental uma política de integração dos instrumentos políticos e financeiros a nível da C.E. (WWF^b, 2001). Por exemplo, sabendo-se do tremendo impacto que tem a agricultura intensiva na deterioração dos ecossistemas aquáticos é necessário rever e reformar a Política Agrícola Comum (PAC). Mas essa integração tem também a ver com a coordenação da gestão das bacias pelas diversas entidades e entre os diversos sectores (agricultura, indústria e turismo/ recreação).

É preciso ainda ter em conta que, tal como a Comissão formulou em 15 de Março de 2001 no Plenário do Parlamento Europeu, a obrigação de prevenir a degradação teve o seu início a partir de Dez. de 2000, e não pode ser derogada para qualquer das datas mencionadas no Quadro anterior. Assim, as modificações introduzidas nos ecossistemas aquáticos depois dessa data (como resultado da sua exploração) têm de obedecer ao artigo 4 da D.Q.:

- _ Incluírem todas as medidas de mitigação.
- _ Os projectos devem servir o interesse público.
- _ Não existirem outras opções ambientais ou económicas mais aconselháveis.

Ora, é muito duvidoso que tal tenha acontecido na maior parte dos domínios de utilização do meio hídrico...

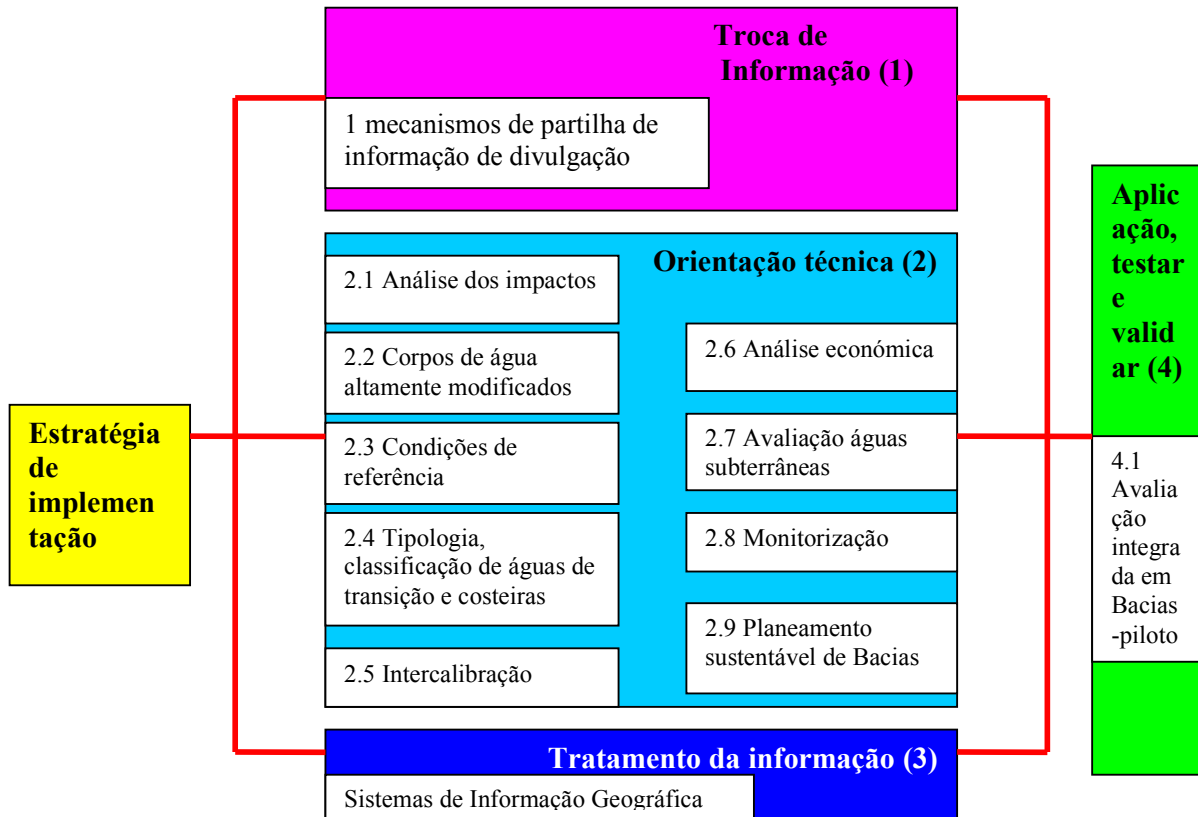


Fig. 3. Actividades-chave estabelecidas pela EU a nível da execução prioritária

4. REQUALIFICAÇÃO DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

Como deixámos explícito, a requalificação de cursos de água degradados é uma necessidade para a efectiva aplicação da D.Q. A diversidade de processos inerentes e os princípios que devem rodear tais técnicas levam-nos a uma abordagem específica.

4.1. Princípios básicos

Os cursos de água são sistemas tridimensionais (Petts & Amoros, 1996): aparentemente são unidireccionais, mas é preciso englobar ainda as interacções laterais do canal com a zona ripária e o leito de cheia e, em termos verticais, com os aquíferos fluviais. Os rios são caracterizados por intensos gradientes **hidrológicos** (como o regime fluvial e sua variação no tempo e no espaço), **geomorfológicos** (destacando-se a agração e degradação do canal fluvial) e **hidráulicos** (ex: força tractiva e poder energético), o que por sua vez dá origem a gradientes **biológicos** (Petts, 2001).

Todavia, por uma questão prática, a requalificação ambiental despreza em geral esta hierarquização, não considerando este modelo teórico amplamente divulgado. A recuperação ecológica de cursos de água degradados é relativamente recente e não atinge os 40 anos (Brookes, 1996). Os trabalhos pioneiros mais consistentes foram realizados no Sul da Alemanha (Larsen, 1994) e a ideia essencial que motivou esses entusiastas foi (e continua a ser...) a re-naturalização. Esta forma de requalificação merece-nos aqui uma maior atenção relativamente a outras mais dirigidas, tais como a melhoria da qualidade da água, a pesca, etc.

4.2. Caudais ecológicos e recomposição da conectividade fluvial

Os princípios orientadores da D.Q., são:

- _Devem ser assegurados os requerimentos em água dos ecossistemas aquáticos.
- _Sómente água que exceda as necessidades ecológicas pode ser disponibilizada para usos consumptivos.

Surge portanto a importância de definirmos os caudais ecológicos. Estes devem ser entendidos como um regime de caudais, variável ao longo do ano de acordo com a dinâmica hidrológica temporal. Devem ser ainda considerados como caudais que permitem o bom funcionamento ecológico do ecossistema aquático, em simultâneo com a utilização da água para outros fins, abrangendo não só o meio aquático como as formações ripárias e o meio hiporreico (Gordon et al, 1992). Os caudais podem mesmo ser definidos para determinadas espécies, que representem um elevado valor económico ou conservacionista e podem ainda ser mais finos na análise, de modo a contemplarem fases no ciclo de vida dessas espécies. Por exemplo, Ferreira et al. (1999) determinaram para o Rio Tejo os caudais adequados para a desova das lampreias. Independentemente do seu carácter mais ou menos abrangente, devem contemplar a magnitude duração e periodicidade das cheias, necessárias para limpar o leito de sedimentos finos. Ora, actualmente, o que vigora na prática na Península Ibérica são essencialmente valores mínimos de caudais instantâneos. No caso de Espanha, tais valores foram definidos pelos Planos de Bacia, o que não aconteceu no caso português (ver Quadro 4).

Quadro 4. Caudais mínimos em Espanha (por Região Hidrográfica) e Portugal _ adaptado de Mesa (2001).

ÁREA (correspondente aos Planos de Bacia no caso de Espanha)	GEOGRÁFICA	CONDIÇÕES GERAIS
Norte I, II, III		10 % caudal modular, com um mínimo de 50 l/s
Douro		Não indicado
Tejo		Caudal mensal mensal equivalente a 50% do caudal estival não regulado
Guadiana I e II		1% do caudal modular
Guadalquivir		50 l/s como valor máximo
Sur		10% do caudal modular
Segura		10 % do caudal modular
Júcar		Reserva máxima: 1% dos recursos da bacia
Ebro		10% do caudal modular
Catalunha		5% do caudal modular em 10 anos consecutivos até 50 l/s
Galiza-Costa		10% do caudal anual
PORTUGAL		5% do caudal modular em rios de salmonídeos 3% do caudal modular em rios de ciprinídeos

Como constatamos através do Quadro anterior, estamos ainda muito longe dos verdadeiros caudais ecológicos. Aliás, a Convenção de Albufeira, que regula a transferência de caudais entre Portugal e Espanha, exceptuando o caso do Guadiana, consiera igualmente um valor fixo de caudal, o qual pode ser mesmo inexistente em anos secos.

Três metodologias distintas têm sido implementadas na Península Ibérica com o objectivo de procurar definir verdadeiros caudais ecológicos:

_Adaptação da metodologia do caudal incremental (IFIM/ PHABSIM _ Bovee, 1982), através do estabelecimento de curvas de preferência para espécies alvo, geralmente populações de peixes.

_Aplicação do “Método Basco” (Docampo & Bikuña, 1995), virado para as espécies de fauna bentónica.

_Método do “Caudal Básico” (Palau et al., 1988), que ao contrário dos métodos anteriores não é virado para espécies indicadoras, e procura que a variabilidade inerente ao caudal regularizado se aproxime o mais possível da dinâmica hidrológica em caudal natural, mimetizando essa mesma variabilidade.

Mas a perda da conectividade fluvial não é apenas o resultado de caudais reduzidos em determinados troços. As barragens são verdadeiras barreiras físicas á translocação das espécies, impedindo-as de completarem os seus ciclos de vida. Ás alterações hidrodinâmicas associam-se outras características físicas e químicas, como a temperatura e qualidade da água. Além do mais, alteram a cadeia alimentar nos troços regularizados e o funcionamento energético dado reterem a matéria orgânica particulada (Cortes et al., 1998). É um facto que, actualmente, os empreendimentos construídos apresentam já dispositivos de transposição. Todavia, uma análise ás eclusas de Borland

(os sistemas existentes no Douro e Tejo _Bochechas, 1995), bem como aos dispositivos de bacias sucessivas localizadas junto dos rios de menores dimensões (Ferreira *et al.*, 2000), demonstram a sua reduzida eficácia. No 1º caso, as eclusas não são aparentemente utilizadas pelas espécies migradoras anádromas devido a deficiências de concepção associadas com a localização da entrada e atractibilidade da mesma. Mas o que mais limita a eficácia de tais dispositivos, para pequenos ou grandes empreendimentos está ligado com um aspecto comum _a não manutenção dum caudal ecológico! Queremos realçar que a recuperação ecológica dos cursos de água mediterrânicos e a sua adequação às directrizes da D.Q. passa em grande medida pela mitigação da fragmentação criada pelas barragens, restituindo a estrutura tipológica ao sistema fluvial.

4.3. Recuperação da heterogeneidade fluvial e controle da erosão

A bio-diversidade requer uma heterogeneidade física, apropriada para as distintas fases do ciclo de vida das espécies. Todavia, quer as actividades agrícolas, como a conversão de espaços naturais em zonas urbanas têm consequências exactamente opostas. Frequentemente canalizam-se os cursos de água, no sentido de se obter um aproveitamento máximo do espaço. Como resultado, o rio passa a correr num leito fortemente linearizado, com profundas incisões no mesmo, configurando-se ainda secções transversais com menores coeficientes largura/ profundidade. Como resultado, aumenta a energia hidráulica do rio e cria-se uma extrema instabilidade das margens, já que a altura das mesmas ultrapassa o valor crítico. Assim, estas são frequentemente mantidas com recurso a técnicas de engenharia civil, como betão armado e gabiões, originando a destruição dos habitats e a perda do efeito de orla, ou seja, das ligações funcionais transversais.

A bio-engenharia ou a requalificação bio-física incluem uma vasta gama de procedimentos tendentes a recuperar a zonas ribeirinhas, utilizando materiais que se combinam estética e biologicamente com o meio, e que permitem acelerar ao mesmo tempo os processos naturais de recuperação. Para uma visão mais completa da multiplicidade de técnicas usadas pode-se encontrar em EPA (2000).

Todavia, a biodiversidade do rio é o produto da heterogeneidade de habitats, mas também numa conectividade funcional entre eles (González del Tanago & García de Jalón, 1995). Consequentemente, a aplicação destas técnicas em determinados troços, sem uma visão de conjunto, não permite uma recuperação global de todo o sistema. Além do mais, é necessária uma correcta monitorização dos resultados. Sendo este um campo promissor, necessitando de modelos demonstração, verifica-se frequentemente que a execução prática na Península Ibérica compromete muitas vezes o plano inicial (ex: González del Tanago & García de Jalón, 2001).

4.4. Recuperação de populações aquáticas

O repovoamento piscícola é, sem dúvida, o processo vulgarmente mais utilizado em termos de recuperação de populações que deixam de apresentar condições de sustentabilidade num determinado curso de água, seja por destruição dos habitats, seja pela redução extrema dos efectivos. Os motivos para repovoar assentam nas seguintes razões (Welcomme, 1984):

_Compensação, destinada a ultrapassar os efeitos relativos a um factor de perturbação (destruição numa zona de desova, obstáculos artificiais...).

_Manutenção, que visa evitar a extinção derivada da sobre-pesca e que afecta particularmente o recrutamento de reprodutores.

_Melhoria, onde o repovoamento procura manter a biomassa de espécies comercialmente interessantes existentes num corpo de água no mais alto nível possível.

Conservação, visando manter stocks de espécies ameaçadas de extinção.

A longa experiência havida neste domínio em Portugal, não se tem traduzido na correspondente informação sobre as consequências destas operações, especialmente no caso dos repovoamentos e, mais especificamente em termos de eficácia e sustentabilidade das populações, embora uma análise crítica destes procedimentos possa ser encontrada em Cortes et al. (1996 e 1998). Mas as consequências nas populações autóctones não podem também ser ignoradas e torna-se fundamental avaliar como estas populações podem ser potencialmente depauperadas como resultado da competição inter- e intra-específica, alteração do pool genético, transferência de doenças etc.

Quantas vezes entre nós o repovoamento foi precedido dum estudo que fundamentasse ou balizasse tais operações, designadamente os locais e quantitativos a libertar? Quantas vezes houve uma avaliação dos resultados obtidos? Além do mais, se a rarefação duma população é o resultado dum factor antropogénico, o aumento da sua densidade por técnicas artificiais estará sempre condenado ao fracasso enquanto esse constrangimento não for eliminado. Já as experiências a nível de transferências ou transplantações têm sido muito reduzidas e sem carácter extensivo, embora uma análise comparativa de repovoamento *versus* transferências possa ser encontrada em Cortes (1996). Aí se evidencia que a dispersão dos indivíduos libertados (no caso da truta) é praticamente nula, pelo que os indivíduos permanecem aglomerados no local onde foram lançados, sujeitos a uma intensa competição intra-específica. Resultam assim elevadas taxas de mortalidade, efeitos negativos sobre as populações autóctones e uma nula dispersão ao longo do rio, pelo que o repovoamento só tem efeitos localizados (e geralmente negativos...).

A libertação de indivíduos produzidos em cativeiro pode assemelhar-se em muitos casos aos efeitos que resultam da fragmentação do habitat, o que leva populações isoladas a um elevado grau de consanguinidade, com os aspectos negativos que daí advêm, especialmente a ocorrência de doenças e alterações morfológicas, bem documentadas nos salmonídeos (Gjerde et al., 1983). Com efeito, vários estudos moleculares, como os anteriormente referidos, têm revelado um alto grau de diferenciação genética para o caso das trutas habitando a mesma área geográfica, entre bacias hidrográficas e mesmo entre habitats duma mesma bacia. Isto indica uma troca limitada de material genético (“gene flow”) de modo a manter-se um isolamento reprodutivo entre indivíduos geneticamente aparentados, o que se perde completamente quando aumenta o potencial de hibridização e quando os indivíduos libertados apresentam uma baixa variabilidade genética, a qual, por sua vez, raramente é a mais indicada para as condições locais, com reflexos no acréscimo de mortalidade. A Fig. 4 ilustra a multiplicidade de efeitos, directos e indirectos, como resultado de repovoamentos ou transferência de indivíduos.

Ora, a presença de variação genética no interior da espécie é essencial para a sua sobrevivência, já que tal diversidade lhe permite adaptar-se às alterações ambientais (Soulé & Wilcox, 1980). Por outro lado, a selecção natural favorece alélos que são superiores num ambiente particular, mesmo quando se verifica a alteração artificial de habitats. Por sua vez, manipulações tais como os repovoamentos levam, pelo contrário, à deriva genética e à extinção dos “pools” genéticos indígenas, substituídos por outros genes conduzindo à “domesticação” dos indivíduos selvagens e à perda da sua resistência no meio natural. Paralelamente, os peixes estabulados apresentam-se fracamente diferenciados derivado da troca de material entre viveiros.

Em Portugal e Espanha, a maior parte dos repovoamentos com salmonídeos revelam-se ineficientes, dado que a contribuição genética dos peixes estabulados é, em alguns casos, extremamente limitada, restringindo-se a águas pouco turbulentas ou a áreas protegidas onde a pesca é fortemente condicionada (ver para o caso da truta:

Moran *et al.*, 1991; Blanco *et al.*, 1998, Garcia-Marin *et al.*, 1999). Analisando o caso de Espanha, as trutas domésticas exibem elevada homogeneidade (86% da variação genética total é partilhada por todos os stocks neste país), o que contrasta com as populações selvagens, onde a forte individualidade persiste em cada bacia, traduzida por um elevada frequência local de alélos raros e baixa heterozigidade. Com efeito, nas populações naturais apenas 36% da variação genética é comum entre as várias regiões (Garcia-Marin *et al.*, 1999). Acresce que os stocks de produção intensiva usados em Espanha são geneticamente diferentes das populações residentes e têm origem frequentemente em populações do Norte da Europa, donde foram importados ovos embrionados ou alevins.

Concluimos que estas acções devem ser encaradas com cuidado, além de ser um processo de contornos contraditórios. Realmente, se o repovoamento conduz a uma taxa apreciável de sobrevivência (o que é pouco frequente) existe uma tendência para haver contaminação genética e sobre-competição. Se, pelo contrário, são escassos os sobreviventes, o efeito do repovoamento é nulo, além de ser uma tarefa onerosa. Assim, estas operações não contribuem para incrementar a biodiversidade no conceito que é explicitado pela D.Q., pelo que a recuperação das populações deve passar em grande medida pela melhoria do meio físico e da conectividade fluvial e da qualidade da água.

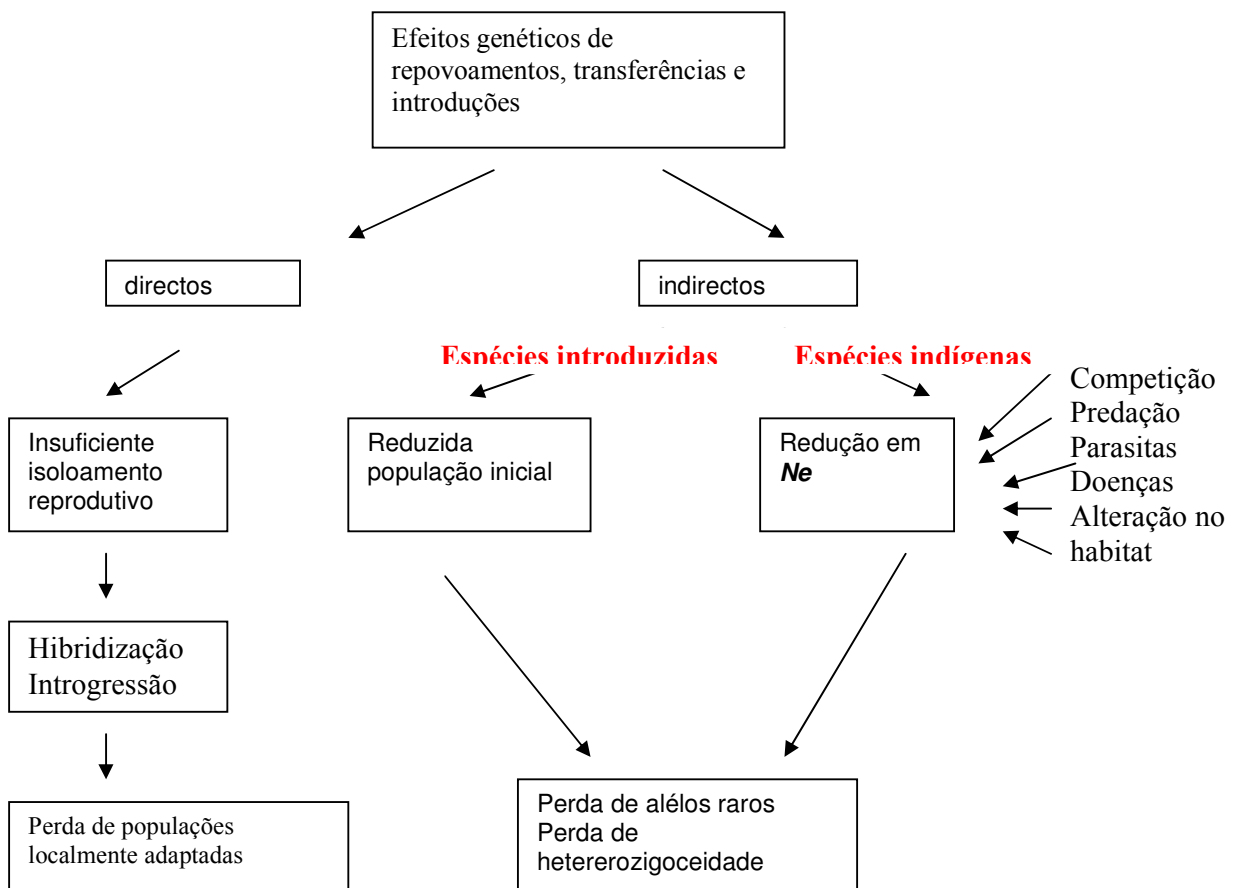


Fig. 4. Consequências potenciais negativas resultantes de repovoamentos piscícolas e de outras operações tendentes a incrementar os stocks.

5. REQUALIFICAÇÃO E MONITORIZAÇÃO

O conceito base para a monitorização biológica tem caminhado desde a noção de indicadores biológicos da qualidade da água para o de **integridade biológica** ou **saúde do ecossistema** (Barbour *et al.*, 1999). Estes conceitos mais recentes são baseados no reconhecimento que a qualidade da água interaccua com as fontes de energia, estrutura do habitat, regimes hidrológicos e interacções biológicas para determinar a condição dos ecossistemas fluviais (Karr, 1991). Consequentemente, os padrões de distribuição das espécies são elementos importantes mas pouco contribuem para conhecermos como funciona o ecossistema (Harris, 1994). Neste sentido, só podemos medir o sucesso da restauração fluvial se podermos comparar os atributos funcionais dos locais em causa com locais de referência teóricamente inalterados (Chessman *et al.*, 1999). Dentro deste âmbito destacamos os sistemas multimétricos, os quais usam medidas de composição, riqueza, estrutura trófica e grau de tolerância a nível dos componentes das comunidades (Barbour *et al.*, 1999) e os sistemas que usam medidas de especiação ou adaptativas (“traits”)_Usseglio-Polatera *et al.*, 2000; Statzner *et al.*, 2001). Entre estas medidas incluem-se: tamanho máximo, longevidade, ciclos reprodutivos, estádios aquáticos de desenvolvimento, tipo de reprodução, modo de dispersão, forma de resistência, respiração, locomoção, dieta alimentar e grupos tróficos. A nível da monitorização preconizada na D.Q., a grande discussão coloca-se já em termos de aplicar este tipo de metodologia, ou os modelos multivariados preditivos, como o RIVPACS, que já vai na III versão (Wright, 2000) e que assenta na comparação entre as espécies observadas (O) e estimadas (E) a partir de variáveis ambientais seleccionadas. Isto é, pode-se prever as espécies que existem num certo troço a partir dos atributos físicos do habitat e químicos da água (E) e comparar com a lista de espécies que efectivamente é inventariada (O). Ambos os sistemas abarcam a ideia base da D.Q., já que a avaliação do grau de perturbação é feita através da comparação com locais de referência. Neste último caso, um elevado desvio da taxa O/E é um indicador de forte influência antropogénica. Naturalmente que países como o Reino Unido, que têm um registo histórico de 614 locais de referência, com registos de fauna bentónica e variáveis ambientais, abrangendo todos os ecótipos, preferem este sistema. Em termos de monitorização de sistemas profundamente alterados onde incidem actividades de restauração fluvial, as quais se pretendem avaliar, as medidas de avaliação do funcionamento dos sistemas são mais adequadas devido á inexistência dum número suficiente de inventários anteriores em sistemas comparáveis.

6. CONCLUSÃO

Ora a requalificação dos ecossistemas aquáticos tem de ter em conta as componentes mencionadas e a sua dinâmica temporal. A actuação ou a monitorização dos resultados deve englobar as diversas escalas espaciais consideradas por Frissel *et al.* (1986) e Petts (2001):

- _A escala regional
- _Uma sequência linear de sectores ($10^8 - 10^5 \text{ m}^2$) dentro das bacias hidrográficas.
- _Mosaicos de habitats ($10^4 - 10^2 \text{ m}^2$) dentro dos vários sectores.
- _Micro-habitats ($10 - 10^{-1} \text{ m}^2$)

Ora uma visão contínua dum rio é necessária para compreender como os processos interaccuam ao longo de escalas tão diversas (Schlosser, 1991; Fausch *et al.*, 2002). Por exemplo, no caso dos peixes estes autores assinalam que estes ao longo do seu ciclo de vida utilizam uma multiplicidade de habitats com escalas espaciais distintas, as quais se podem hierarquizar, sendo necessário assegurar a conectividade entre eles (para essas escalas específicas) para permitir a sustentabilidade das

populações. Quer isto dizer que os processos de amostragem tradicionais são inadequados devido às escalas envolvidas e a natureza heterogénea e relações hierárquicas dos habitats que são percorridos por numerosas espécies. De facto, as populações de peixes para completarem o seu ciclo de vida utilizam escalas de 1 a 100 km dum sistema fluvial e respondem a modificações de habitats, para escalas da ordem dos 5 a 50 anos (Reeves et al, 1995). O problema é que estas escalas são difíceis para os ecologistas visualizarem e amostrarem... E a recuperação de ecossistemas degradados não pode ser avaliada sem esta perspectiva. Além de que intervenções de recuperação biofísica podem ser de marcado interesse local (estético, controlo de erosão, etc.), até por apenas serem exequíveis em pequenos segmentos, mas são de escasso valor quando observadas em escalas mais amplas, ou numa perspectiva de conectividade dentro duma rede hidrográfica.

Assim, o desafio que se impõe é o de inverter a degradação do meio aquático, restaurando as suas características bióticas e abióticas iniciais, mas numa perspectiva de assegurar a interligação física e biológica em termos funcionais. Uma visão holística, portanto. A monitorização deve acompanhar tal visão. Ao fim ao cabo, tal é filosofia da própria D.Q.!

BIBLIOGRAFIA

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D. & Stribling (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Peryphiton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, 2nd edition. Environmental Protection Agency: EPA-841-B-99-002, Washigton, USA. <http://www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon.html>

Blanco, G., Cagigas, E., Vázquez, E. & Sánchez, J.A.(1998). Genetic impact of introduced domesticated strains of brown trout, *Salmo trutta*, on native Spanish populations. Em: *Stocking and Introduction of Fish*, Ed. I.G. Cowx, 371-379. Fishing News Books, Oxford.

Bochechas, J.H.R. (1995). *Condições de Funcionamento e de Eficácia das Eclusas para Peixes: Caso das Barragens de Crestuma-Lever e de Belver*. Tese de Mestrado. Instituto Sup. Técnico, Lisboa.

Bovee, K.D. (1982). *A Guide to Stream Habitat Analysis Using the In-Stream Flow Incremental Methodology*. U. S. Fish and Wildlife Service, Fort Collins, U.S.A.

Brookes, A. (1996). River Restoration Experience in Northern Europe. Em: A. Brookes & F.A. Shields (eds.): pgs 233-268 .Em: *River Channel Restoration*. Wiley, Chichester.

Comissão Europeia (2001). *Common Strategy on the Implementation of the Water Framework Directive*. Strategic Document, Bruxelas.

Chessman, B., Growns, I., Curreys, J., Plunkett-Cole, N. (1999). Predicting diatom communities at the genus level for the rapid assessment of rivers. *Freshwater Biology*, 41: 317-331.

Cortes, R.M.V., Teixeira, A. & Pereira, C.A. (1996). Is supplemental stocking of brown trout (*Salmo trutta*) worthwhile in low productive streams? *Folia Zoologica*, 45: 371-381.

Cortes, R.M.V., Teixeira, A. & Pereira, C., 1998. Repovoamento e transferência de trutas pra recuperação de rios de salmonídeos: Soluções ou ameaças? *Silva lusitana*, 6: 1-17.

Cortes, R.M.V., Ferreira, M.T. & Oliveira, S.V. & Godinho, F., 1998. Contrasting impact of small dams on the macroinvertebrates of two Iberian mountain rivers. *Hydrobiologia*, 389: 51-61.

Cortes, R.M.V., Oliveira, S.V., Cabral, A., Santos, S. & Ferreira, M.T (2002). Different Scales of Analysis in Classifying Streams. *Large Rivers, Sup. Archiv fur Hydrobiologie* (em publicação).

Docampo, L. & Bikuña, B. (1995). The Basque Method for determining In-stream Flows in Northern Spain. *Rivers*: 4: 292-311.

EPA _Environmental Protection Agency (2000). *River Corridor Restoration*. USDA, EUA.

Fausch, K., Torgersen, C.E., Baxter, C.E. & Li, H.W. (2002). Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *BioScience*, 52: 1-16.

Ferreira et al. (2000). *Avaliação da eficácia das passagens para peixes de pequenos aproveitamentos hidroeléctricos e suas alterações ecológicas sobre a ictiofauna fluvial*. Relatório de progresso. Instituto Sup. Agronomia, Lisboa.

Ferreira, M.T., Oliveira, J.M. & Faria, P.J., 1999. *Determinação de caudais de manutenção de desovas de lampreia Petromyzon marinus no Rio Tejo*. Relatório final de projecto. Instituto Sup. Agronomia, Lisboa.

Frissel, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E. & Hurley, M.D., 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in the watershed concept. *Environmental Management*, 10: 199-214.

García-Marín, J.L., Sanz, N. & Pla, C. (1999). Erosion of native genetic resources of brown trout in Spain. *Ecology of Freshwater Fish*, 8: 151-158.

Gjerde, B., Gunnes, K. & Gjedrem, T. (1983). Effect of inbreeding on survival and growth of rainbow trout. *Aquaculture*, 34: 327-332.

González del Tanago, M. & García De Jalón, D., 1995. Principios básicos para la restauración de rios y riberas. *Ecología*, 9: 47-64.

González del Tanago, M. & García De Jalón, D.(2001). River restoration in Spain. Case study: Llobregat River. In-stream flows in Spain. Em H. J. Nijland & M.J.R. Cals (eds) *River Restoration in Europe*: pgs 293-296. RIZA, Lelystad, Holland.

Gordon, N.D., Mac Mahon, T.A. & Finlanson, B.L (1992). *Stream Hydrology: An Introduction to Ecologists*. John Wiley & Sons, Chichester.

Harris, G.P. (1994). Pattern, process and prediction in aquatic ecology. A limnological view of some general ecological problems. *Freshwater Biology*, 32: 143-160.

INAG _Instituto da Água (2001). *Plano Nacional da Água*. Volume 1. INAG, Lisboa.

Karr, J.R. (1991). Biological integrity: A long neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, 1: 66-84.

Larsen, P. (1994). Restoration Of River Corridors. German Experiences: Em: P. Calow & G.E. Petts (eds.) *The Rivers Handbook*: pgs: 419-440. Blackwell Scientific, Oxford.

Mesa, J.C., 2001. In-stream flows in Spain. Em H. J. Nijland & M.J.R. Cals (eds) *River Restoration in Europe*: pgs 281-285. RIZA, Lelystad, Holland.

Morán, P., Pendás, A.M., Garcia-Vazquez, E. & Izquierdo, J. (1991). Failure of a stocking policy of hatchery reared brown trout, *Salmo trutta*, L., in Spain, detected using Ldh-5-* as a genetic marker. *Journal of Fish Biology*, 39: 117-121.

Palau, T., Alcázar, C. & Roi, J. (1998). *El Caudal Básico. Método para la gestión hidrobiológica de rios regulados*. Informe Técnico para CEDEX, Madrid.

Petts, G.E. & C. Amoros (1996). *Fluvial Hydrosystems*. Chapman & Hall, Londres.

Petts, G.E. (2001). Geo-ecological Perspectives for the Multiple Use of European River Systems Em: H. J. Nijland & M.J.R. Cals (eds)_ *River Restoration in Europe*: pgs 49-53. RIZA, Lelystad, Holland.

Reeves, G.H., Benda, L.E., Burnett, K.M., bison, P.A.& Sedell, J.R. (1995). *A disturbance-based ecosystem approach to maintaining and restoring freshwater habitats of evolutionary significant units of anadromous salmonids in the Pacific Northwest*. American Fisheries Society Symposium, 17: 360-370.

Schlösser, I.J. (1991). Stream fish ecology: A landscape perspective. *BioScience*, 41: 704-712.

Soulé, M.E. & Wilcox, B.A. (1980): *Conservation Biology. An Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer Associates Publishers, Sunderland, EUA: 395 pp.

Statzner, B., Bis, B., Dolédec, S. & Usseglio-Polatera, P. (2001). Perspectives for biomonitoring at large spatial scales. A unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic Applied Ecology*., 2: 73-85.

Thyssen, N. (2001). Rivers in the European Union: Water Quality, Status and Trends. Em H. J. Nijland & M.J.R. Cals (eds)_ *River Restoration in Europe*: pgs 66-71. RIZA, Lelystad, Holland

Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M. Richoux, P. & Tachet, H. (2000). Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*., 43: 175-205.

Welcomme, R.L. (1998). Evaluation of stocking and introductions as management tools. Em: *Stocking and Introduction of Fish*, Ed. I.G. Cowx, 397-413. Fishing News Books, Oxford.

Wright, J.F. (2000). An introduction to RIVPACS. Em: *Assessing the Biological Quality of Fresh Waters*, 1-37. J.F. Wright, D.W. Stueliffe & M.T.Furse (eds). Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria, U.K.

WWF^a (2001). *Water and Wetland Index. Assessment of 16 European Countries: Phase I, Results*. <http://www.panda.org/europe/freshwater>

WWF^b (2001). *Elements of Good Practice in Integrated River Basin Management* <http://www.panda.org/europe/freshwater>: