

MINISTÉRIO DAS OBRAS PÚBLICAS, TRANSPORTES E COMUNICAÇÕES

Laboratório Nacional de Engenharia Civil

NÃO CONFIDENCIAL

DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA

Grupo de Investigação de Ambiente

Proc. 608/13/10666

**METODOLOGIAS PARA AVALIAÇÃO
DE IMPACTES AMBIENTAIS
DE PROJECTOS DE RECURSOS
HÍDRICOS**

2.º Relatório de Progresso

RELATÓRIO 254/93 — GIAmb

Lisboa, Novembro de 1993

Estudo realizado no âmbito do Programa Específico para o Ambiente,
Contrato N.º 139/91 com a Direcção-Geral do Ambiente

**I&D
HIDRÁULICA**

LABORATÓRIO NACIONAL DE ENGENHARIA CIVIL

NÃO COMERCIAL

COMISSÃO DE LICENCIAMENTO
DE ATIVIDADES DE ENGENHARIA CIVIL

REQUISITOS PARA AVALIAÇÃO
DE PROJETOS DE OBRAS DE
SANEAMENTO

Relatório de Engenharia

PROJETO DE OBRAS DE SANEAMENTO

PROJETO DE OBRAS DE SANEAMENTO

Relatório realizado no âmbito de colaboração estabelecida entre o Laboratório Nacional de Engenharia Civil e o Instituto Nacional da Água.

METODOLOGIAS PARA AVALIAÇÃO DE IMPACTES AMBIENTAIS DE PROJECTOS DE RECURSOS HÍDRICOS

RESUMO

Este relatório é o segundo Relatório de Progresso do Projecto de Investigação financiado pela Direcção Geral do Ambiente, no âmbito do Contrato n.º 139/91.

Constitui o 1.º de um conjunto de dois volumes que, no conjunto, constituem a Dissertação, sob o título "Métodos de determinação do caudal ecológico", apresentada pela autora para a obtenção do grau de Mestre em Hidráulica e Recursos Hídricos, no Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, em Outubro de 1993.

Neste volume procede-se ao levantamento dos principais métodos desenvolvidos para a determinação do caudal ecológico, com vista a propor os métodos potencialmente aplicáveis em Portugal. Entre os métodos actualmente utilizados, a Metodologia Incremental ("Instream Flow Incremental Methodology (IFIM), na terminologia anglo saxónica) tem-se revelado, de acordo com a bibliografia, um método eficaz para a determinação do caudal ecológico, em particular quando se verificam utilizações conflituais da água. Esta metodologia é o reflexo do estado actual dos conhecimentos, constituindo uma síntese dos vários métodos desenvolvidos. Adicionalmente procede-se ao levantamento da legislação sobre o caudal ecológico em alguns países da Europa, nomeadamente da Comunidade Económica Europeia, e da América do Norte.

No 2.º volume procede-se à aplicação da Metodologia Incremental a um pequeno aproveitamento hidroeléctrico no rio Tuela, na bacia Hidrográfica do rio Douro. Os resultados obtidos são comparados com o valor determinado pelo critério actualmente utilizado em Portugal e, complementarmente, com os resultados obtidos com outros métodos. Discute-se, ainda, a aplicabilidade da Metodologia Incremental em Portugal, tendo em consideração o estado actual dos conhecimentos sobre a biologia das espécies piscícolas portuguesas, e a aplicabilidade de métodos alternativos.

METHODOLOGY FOR THE EVALUATION OF ENVIRONMENTAL IMPACTS OF WATER RESOURCES PROJECTS

ABSTRACT

This report is the second Progress Report of the research project funded by the Directorate-General for the Environment under the Contract 139/92.

It is the first publication out of two which together constitute the Dissertation named "Métodos de determinação do caudal ecológico" submitted by the author for the degree of Master of Science, in Hydraulics and Water Resources, at Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa.

In the present publication, a bibliographic research is presented on the existing methods for establishing instream flows requirements, in order to propose the methods to use in Portugal. The Instream Flow Incremental Methodology (IFIM) is described as the "state-of-the-art" with regard to instream flow assessment methods, and is particularly effective in the resolution of water resources conflicts. In addition, a compilation of instream flow legislation in several European countries, mainly of the European Community, and in North America is presented.

In the second publication, the IFIM is applied to a small hydropower plant in the river Tuela, Douro's river basin. The results are compared with the value obtained using the criteria presently adopted in Portugal and those obtained with other methods. The utilization of the IFIM and alternative methods in Portugal is discussed, considering the present knowledge about the Portuguese fish population biology.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho não teria sido possível sem a colaboração e amizade de muitos que contribuíram, quer através do seu apoio científico e técnico, quer através do incentivo oportuno e determinante, para ultrapassar as etapas mais difíceis. A todos manifesto o meu sincero reconhecimento. Gostaria, no entanto, de particularizar esse agradecimento:

- Ao Prof. Doutor Eng.º António Gonçalves Henriques, pela orientação científica e disponibilidade manifestada, assim como, pela compreensão e apoio dado.
- Aos meus colegas Ana Telhado, Pedro Cabrita e Raúl Caixinhas pela amizade e pelo trabalho adicional que tiveram que assegurar. Uma palavra especial ao Dr. Raúl Caixinhas pelo incentivo e apoio incondicional que sempre demonstrou.
- À Dra. Laudemira Ramos pelo interesse demonstrado e por ter proporcionado condições para a concretização deste trabalho.
- À HIDROQUATRO e AIA pelo apoio logístico dado, nomeadamente pela possibilidade de utilização do modelo HEC2 e pelo apoio no trabalho de campo realizado. Um especial agradecimento à Eng.ª Ivone e ao Eng.º Pedro Matos.
- À Dra. Filomena Magalhães, da Faculdade de Ciências de Lisboa, pelas várias discussões e pelo esclarecimento de alguns conceitos de biologia indispensáveis à elaboração deste trabalho.
- Ao Dr. Alexandre Valente, do Instituto "Augusto Nobre" da Faculdade de Ciências do Porto, pela discussão inicial sobre as características biológicas dos cursos de água do Norte do País e pela bibliografia disponibilizada.
- Aos monitores e colegas do curso "Designing and Negotiating Studies using IFIM", pelas discussões e experiência transmitida.
- A todos aqueles que, trabalhando na área em que se enquadra o presente trabalho, disponibilizaram inúmera bibliografia, que não teria sido facilmente adquirida de outro modo e sem a qual seria difícil o desenvolvimento deste trabalho.

- À Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento (FLAD) pelo apoio financeiro que tornou possível a participação no curso "Designing and Negotiating Studies using IFIM", que decorreu em Fort Collins, Colorado, organizado pelo "National Ecology Research Center" do U. S. Fish and Wildlife Center com a colaboração da Universidade do Colorado, Estados Unidos da América.
- Ao Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC) pelo apoio financeiro com que contribuiu para este trabalho.
- Aos hidrometristas Sr. Brito e Sr. Jorge pelo empenho e profissionalismo com que participaram na realização do trabalho de campo.
- Aos desenhadores Sr. Soutinho e Lena, assim como à Paulinha, pelo interesse e apoio prestado.
- A todos os amigos e colegas pela paciência e apoio que sempre demonstraram.
- Ao Miguel e ao Luís pela ajuda gráfica prestada na fase final de elaboração do presente trabalho, em especial pelas horas de sono perdidas.
- À Judite pelo apoio, dedicação e incentivo sem os quais a realização deste trabalho seria praticamente impossível.
- À minha família pelo apoio e carinho dado, em especial nos vários momentos de desânimo.

ÍNDICE DO TEXTO

	Pág.
1. INTRODUÇÃO	
1. 1. Introdução geral	1
1. 2. Impactes da alteração do regime hidrológico sobre os ecossistemas dulciaquícolas	3
1. 3. Conceito de caudal ecológico	5
2. LEGISLAÇÃO SOBRE O CAUDAL ECOLÓGICO	
2. 1. Legislação em Portugal	7
2. 2. Legislação noutros países	8
3. MÉTODOS UTILIZADOS PARA A DETERMINAÇÃO DO CAUDAL ECOLÓGICO	
3. 1. Introdução	13
3. 2. Métodos baseados em registos históricos de caudais	
3. 2. 1. Características gerais	14
3. 2. 2. Método de Tennant ou de Montana	15
3. 2. 3. Método do Caudal Básico ou da Nova Inglaterra	17
3. 2. 4. Método do "Northern Great Plains Resource Program"	19
3. 2. 5. Método de Hope	20
3. 2. 5. Método de 7Q ₁₀	20
3. 3. Métodos baseados na determinação da relação entre as características hidráulicas e o caudal	
3. 3. 1. Características gerais	20
3. 3. 2. Método do Colorado ou da Região 2 do U.S.F.W.S.	23
3. 3. 3. Método de Idaho	23
3. 3. 4. Método da Região 4 do U.S.F.W.S.	24
3. 3. 5. Método do Perímetro Molhado	25
3. 4. Métodos baseados na relação entre o habitat e o caudal	
3. 4. 5. Características gerais	26

3. 4. 2. Método do "WRRRI Cover"	26
3. 4. 3. Método de Washington	28
3. 4. 4. Método da Califórnia ou de Waters	29
3. 4. 5. Método de Oregão	30
3. 5. Métodos de determinação do caudal de limpeza e do caudal de manutenção da estrutura do leito	32
4. METODOLOGIA INCREMENTAL	
4. 1. Princípios gerais	34
4. 2. Estratégia analítica	35
4. 3. Aplicação da metodologia	38
4. 4. Acções que precedem a aplicação da metodologia.	
4. 4. 1. Definição da área de estudo	39
4. 4. 2. Selecção das variáveis ambientais	40
4. 4. 3. Selecção das espécies	40
4. 4. 4. Escolha da época	42
4. 4. 5. Selecção dos locais de amostragem	42
4. 5. Sistema de Simulação do Habitat Físico	
4. 5. 1. Princípios Gerais	45
4. 5. 2. Critérios de aptidão de habitat	
4. 5. 2. 1. Categorias de critérios	49
4. 5. 2. 2. Processamento da infomação e forma de apresentação dos critérios	52
4. 5. 2. 3. Transferência dos critérios	56
4. 5. 3. Estrutura do PHABSIM	58
4. 5. 3. 1. Simulação hidráulica	59
4. 5. 3. 2. Substrato e cobertura	69
4. 5. 3. 3. Simulação de habitat	73
4. 5. Cálculo do caudal ecológico	
4. 5. 1. Determinação da área total de habitat disponível	81
4. 5. 2. Técnicas de determinação do caudal ecológico	84
4.6. Considerações sobre a componente biológica da IFIM	89

1. ...
2. ...
3. ...
4. ...
5. ...
6. ...
7. ...
8. ...
9. ...
10. ...
11. ...
12. ...
13. ...
14. ...
15. ...
16. ...
17. ...
18. ...
19. ...
20. ...

ÍNDICE DE QUADROS

	Pág.
Quadro 1 - Caudal ecológico a manter nos cursos de água de regime permanente, segundo a Lei de Protecção das Águas Suíça de 1992 ..	9
Quadro 2 - Métodos a utilizar para a definição do caudal ecológico, segundo a legislação vigente no Principado das Astúrias	11
Quadro 3 - Regimes de caudais recomendados segundo o Método de Tennant ...	16
Quadro 4 - Caudais mínimos recomendados, segundo o Método do Caudal Básico, para os cursos de água da Nova Inglaterra (E.U.A)	18
Quadro 5 - Código original do substrato para o PHABSIM	69
Quadro 6 - Código do substrato de Brusven modificado	70
Quadro 7 - Código simplificado para a cobertura	71
Quadro 8 - Código para a cobertura.	72

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Fig. 1 - Critérios para a recomendação de caudais mínimos para os métodos baseados nas relações entre as características hidráulicas e o caudal	22
Fig. 2 - Método de Washington para a determinação do caudal ecológico	29
Fig. 3 - Estratégia analítica da Metodologia Incremental	36
Fig. 4 - Definição de segmentos segundo alterações no declive do curso de água	44
Fig. 5 - Definição de secções transversais e de células no trecho do curso de água.	46
Fig. 6 - Forma de apresentação dos critérios de habitat, que podem ser utilizados no PHABSIM	54
Fig. 7 - Representação esquemática da aplicação do PHABSIM, em situações de escoamento permanente	58
Fig. 8 - Principais modelos de simulação hidráulica e de simulação de habitat que constituem a versão II do PHABSIM	60
Fig. 9 - Subdivisões da secção transversal, tal como são consideradas na determinação das velocidades pela equação de Manning-Strickler	63
Fig. 10 - Representação gráfica do modo de determinação da equação $v_i = a_i Q^{b_i}$, recorrendo à medição da velocidade do escoamento para três caudais	66
Fig. 11 - Modo de definição de uma célula no modelo de simulação hidráulica IFG4	67
Fig. 12 - Modo de definição de uma célula no modelo de simulação hidráulica WSP	68
Fig. 13 - Modos de definição de uma célula nos modelos de simulação de habitat: HABTAT, HABVD e HABQE; HABTAV e HABTAM	74
Fig. 14 - Definição de velocidade e profundidade pontual.	75

PALAVRAS CHAVE

Caudal ecológico

Métodos de determinação do caudal ecológico

Metodologia Incremental (IFIM)

Pequenos aproveitamentos hidroeléctricos

Rios salmonícolas

KEY WORDS

Instream flows

Instream flows methods

Instream Flow Incremental Methodology (IFIM)

Small hydropower

Trout streams

SIMBOLOGIA UTILIZADA

Optou-se neste trabalho por não apresentar na lista de símbolos utilizados aqueles que têm um significado muito específico e aplicabilidade restrita à expressão onde são mencionados.

Símbolo	Grandeza	Dimensão
A	área da secção transversal	(m ²)
a_k	área da célula k	(m ²)
a_T	área do trecho T	(m ²)
AH	área de habitat total do segmento	(m ²)
AU	área utilizável	(m ²)
AU_k	área utilizável da célula k	(m ²)
B	peso do peixe	(g)
C	conjunto de condições ambientais	
c_k	coeficiente da célula k	
$c_{k,m}$	coeficiente que relaciona a célula k com a célula m	
d_0	diâmetro médio dos sedimentos para o qual 75% dos elementos têm dimensão inferior na célula onde é conhecido o coeficiente de Strickler	(mm)
d_k	diâmetro médio dos sedimentos na célula k para o qual 75% dos elementos têm dimensão inferior	(mm)
d_m	diâmetro médio dos sedimentos na célula m para o qual 75% dos elementos têm dimensão inferior	(mm)
$f_1(v_k)$	função da velocidade do escoamento na célula k	
$f_2(p_k)$	função da profundidade do escoamento na célula k	
$f_3(il_k)$	função do índice do leito da célula k	
$F(p)$	factor de ponderação para a profundidade	

$F(v)$	factor de ponderação para a velocidade	
h	nível da superfície livre do escoamento	(m)
I	indivíduo da espécie considerada, numa determinada fase do ciclo de vida e actividade	
LA_k	índice de aptidão da célula k	
J	perda de carga unitária	
K	constante	
	factor de condição	
K_S	coeficiente de Strickler	$m^{1/3}s^{-1}$
K_{S_0}	maior valor conhecido do coeficiente de Strickler	$m^{1/3}s^{-1}$
K_{S_k}	coeficiente de Strickler da célula k	$m^{1/3}s^{-1}$
K_{S_m}	coeficiente de Strickler da célula m	$m^{1/3}s^{-1}$
l	largura do curso de água	(m)
l_i	largura da subsecção i	(m)
l_k	largura da célula k	(m)
L	comprimento do trecho do curso de água com condições adequadas de qualidade de água e temperatura	(m)
L_k	comprimento da célula k	(m)
L_j	comprimento do troço do segmento, caracterizado por um conjunto de valores de qualidade de água e temperatura, considerados satisfatórios	(m)
LPU	largura ponderada utilizável	(m)
M	comprimento do peixe	(cm)
p	profundidade para um determinado caudal	(m)
p_k	profundidade média na célula k	(m)
FP_j	factor de preferência para a qualidade de água ou temperatura para o troço	
PLH	preferência líquida de habitat	

P_r	índice de preferência relativa para uma espécie, para uma fase do ciclo de vida ou actividade, considerando um conjunto de condições ambientais	
Q	caudal	(m ³ s ⁻¹)
Q_{ec}	caudal ecológico	(m ³ s ⁻¹)
Q_{335}	caudal que é igualado ou excedido 335 dias no ano	(m ³ s ⁻¹)
Q_{347}	caudal que é igualado ou excedido 347 dias no ano	(m ³ s ⁻¹)
Q_{355}	caudal que é igualado ou excedido 355 dias no ano	(m ³ s ⁻¹)
$7Q_{10}$	caudal que persiste durante 7 dias, pelo menos uma vez em cada 10 anos	(m ³ s ⁻¹)
R	raio hidráulico	(m)
r_k	raio hidráulico da célula k	(m)
SPU	superfície ponderada utilizável	(m ² /km)
SPU_j	superfície ponderada utilizável, caracterizada pelo local de amostragem j	(m ² /km)
SPU_k	superfície ponderada utilizável da célula k	(m ² /km)
SPU_t	superfície ponderada utilizável no troço t	(m ² /km)
SPU_Q	superfície ponderada utilizável para o trecho do curso de água, para um caudal	(m ² /km)
SPU'_Q	superfície ponderada utilizável para o trecho do curso de água, para um caudal, considerando o efeito da temperatura	(m ² /km)
v	velocidade para um determinado caudal	(ms ⁻¹)
v_k	velocidade média na célula k	(ms ⁻¹)
VH	índice de valor de habitat	
z	cota do fundo	(m)

"... we should plan to preserve at least a few aquatic Gardens of Eden for our successors to enjoy. At present we are in real danger of altering everything just a bit, with little knowledge of the consequences, and one day we may discover that there is no wild river left."

Hynes, 1970

METODOLOGIAS PARA AVALIAÇÃO DE IMPACTES AMBIENTAIS DE PROJECTOS DE RECURSOS HÍDRICOS

2º RELATÓRIO DE PROGRESSO

1. INTRODUÇÃO

1. 1. Introdução geral

Os aproveitamentos hidráulicos, para abastecimento público e industrial, rega, controle de cheias e produção de energia, entre outros usos, alteram o regime hidrológico a jusante, devido ao efeito de regularização de caudais, captação e derivação de água e às perdas por evaporação. A modificação do regime hidrológico dos cursos de água é uma das mais importantes alterações antropogénicas no ambiente.

As preocupações relativas ao impacto da construção de aproveitamentos hidráulicos nos ecossistemas dulciaquícolas a jusante, surgiram no início da década de 70 (Petts, 1984) e têm conduzido, desde então, a esforços no sentido de quantificar caudais ecológicos, isto é, caudais mínimos a manter no curso de água, para garantir a conservação e manutenção dos ecossistemas aquáticos, com base num compromisso entre as várias utilizações em que os aspectos ambientais são igualmente considerados.

A preocupação relativa à manutenção de caudais mínimos está fortemente relacionada com o grau de utilização da água e, em particular, com a existência de utilizações conflituais. Um bom exemplo constitui o facto de 60% dos estados dos Estados Unidos da América (E.U.A.) que possuem legislação referente a caudais mínimos são estados do Oeste, onde a lei de posse e uso da água, que se baseia no princípio "primeiro no tempo, primeiro em direitos", tem originado importantes conflitos de uso da água que levaram à necessidade de reservar, por lei, caudais para a protecção dos ecossistemas aquáticos, em especial dos recursos piscícolas, para a protecção dos valores estéticos da paisagem e da vegetação ripícola, assim como para actividades de recreio e lazer.

Em Portugal, o crescimento da população e o desenvolvimento económico do País têm conduzido ao aumento dos consumos de água e diversificação das utilizações. As utilizações da água que têm estado na base da construção de aproveitamentos hidráulicos são a produção de energia eléctrica, a rega e, complementarmente, o abastecimento doméstico e industrial. As actividades de recreio e lazer, assim como o turismo, estão frequentemente associadas às albufeiras criadas (DGRN, 1992). É de prever o aumento do número de aproveitamentos hidráulicos a nível nacional, com destaque para a situação criada pela entrada em vigor da legislação que permite a produção de energia hidroeléctrica por particulares, cuja implantação será essencialmente em pequenas bacias hidrográficas, em cursos de água ainda naturais.

A obrigação de manter um caudal que permita a conservação e a protecção dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos não transparece na legislação portuguesa de forma explícita, estando no entanto incluída, em particular no articulado, da Lei de Bases do Ambiente (Lei n.º 11/87 de 7 de Abril de 1987) e no Decreto-Lei n.º 70/90 de 2 de Março de 1990, em que é referida a necessidade de tomar em consideração a protecção e conservação do meio ambiente no processo de planeamento, na administração e utilização do domínio público hídrico do Estado e na administração do domínio hídrico privado.

A entidade licenciadora da utilização do domínio público hídrico, Direcção Geral dos Recursos Naturais (DGRN), Secretaria de Estado do Ambiente e Recursos Naturais, inclui no Alvará de Licença de Uso de Água, desde 1989, a obrigação de manter um caudal para a manutenção dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos, cujo valor deverá ser, no mínimo, entre 2,5 e 5% do caudal modular do curso de água. O valor do caudal ecológico é independente do valor definido para o caudal reservado, entendido como o caudal que é necessário para a manutenção dos direitos de uso já adquiridos, como sejam abastecimento público e rega. O critério adoptado não toma em consideração as características do aproveitamento hidráulico, as características do regime hidrológico do curso de água e dos ecossistemas a eles associados, pelo que os objectivos de qualidade ambiental pretendidos poderão não ser atingidos.

Pretendeu-se, neste trabalho, proceder ao levantamento dos principais métodos desenvolvidos para a determinação do caudal ecológico, com vista a propor os métodos potencialmente aplicáveis em Portugal.

1. 2. Impactes da alteração do regime hidrológico sobre os ecossistemas dulciaquícolas

O caudal desempenha um papel fundamental na ecologia dos ecossistemas lóticos, constituindo um factor determinante na estrutura e diversidade das comunidades bióticas (Hynes, 1970; Gorman & Karr, 1978). As características do curso de água, como a velocidade e profundidade do escoamento, a geomorfologia do leito, a composição e estabilidade do substrato, são determinadas pelo caudal, pelo que o conhecimento do regime hidrológico permite uma integração das complexas condições ambientais (Poff & Ward, 1989).

Os aproveitamentos hidráulicos alteram o regime hidrológico a jusante, reduzindo o caudal médio anual, diminuindo a variação sazonal do caudal, alterando a época de ocorrência dos caudais extremos, reduzindo a magnitude das cheias e/ou impondo descargas não naturais (Ward & Stanford, 1987). A modificação do regime hidrológico conduz à alteração da velocidade e da profundidade do escoamento, do regime de transporte sólido e da morfologia do leito, da temperatura e da qualidade da água. O habitat das espécies dulciaquícolas é consequentemente afectado, induzindo impactes nas comunidades bióticas, nomeadamente na composição específica, estrutura e relações inter e intraespecíficas (Sale, 1985; Ward & Stanford, 1987; Gore *et al*, 1989).

O habitat pode ser definido genericamente como o local onde uma espécie vive, permanente ou temporariamente. Se os indivíduos de uma espécie completam o ciclo de vida num único ambiente, então essa espécie tem um único habitat; se os indivíduos procuram ambientes diferentes durante as fases do ciclo de vida, a espécie tem vários habitats (Krebs, 1985; Baltz, 1990). O conceito de habitat incorpora os conceitos de macrohabitat e de microhabitat. As características do macrohabitat determinam a distribuição longitudinal das espécies dulciaquícolas no curso de água, sendo as principais variáveis que o definem a temperatura e a qualidade da água. Outras características do macrohabitat, como sejam a geologia, o declive e o regime hidrológico, estão na origem de alterações longitudinais das características do leito, que são, por sua vez, os principais factores determinantes do tipo de microhabitat que ocorre localmente no curso de água. As espécies não respondem directamente às características do macrohabitat, mas sim às condições do microhabitat associadas ao macrohabitat. As características hidráulicas mais importantes para definição do microhabitat para as espécies piscícolas são a largura do leito, a profundidade e a velocidade do escoamento. Entre as características geomorfológicas do leito, referem-se a

configuração do leito, a composição granulométrica do material aluvionar, a relação rápido/fundão e a cobertura¹ (Bovee, 1982).

Petts (1984, 1989) considera três ordens de impactes nos ecossistemas dulciaquícolas, devido à construção de aproveitamentos hidráulicos: i) os impactes de primeira ordem, que ocorrem após a construção do aproveitamento e incluem alterações no regime hidrológico, no transporte sólido, na qualidade da água e temperatura e no fluxo de energia; ii) os impactes de segunda ordem, que ocorrem como resultado dos impactes de primeira ordem e verificam-se ao nível da estrutura do habitat (morfologia do leito e composição do substrato), vegetação ripícola e fontes de matéria orgânica e das comunidades do perifiton² e de macrófitas; iii) as alterações nas comunidades piscícolas e de macroinvertebrados constituem os impactes de terceira ordem e são uma consequência dos impactes de primeira e segunda ordem. A avaliação dos impactes é complexa, já que os impactes de segunda ordem podem levar de 1 a 100 anos a se manifestarem, o que, por sua vez, se reflecte no tempo necessário para que se manifestem os impactes de terceira ordem e no tempo necessário para que o ecossistema atinja um novo estado de equilíbrio.

Entre os potenciais impactes de terceira ordem nos ecossistemas dulciaquícolas destacam-se (Brocksen *et al*, 1982; Peters, 1982; Cushman, 1985; Gras & Albinat, 1985; Ward & Stanford, 1987; Henriques, 1991; Gordon *et al*, 1992):

i) a alteração do volume, frequência e época de ocorrência dos caudais de cheia pode ter consequências na estrutura do leito do curso de água e na composição do substrato, favorecendo a acumulação de materiais finos e o crescimento da vegetação, o que conduz à redução da capacidade de transporte do leito, provocando a diminuição do habitat disponível para os macroinvertebrados e para algumas espécies piscícolas durante a época de postura e incubação dos ovos;

ii) a descida súbita da altura de água devido a variações do caudal para produção de energia hidroeléctrica pode provocar a morte de indivíduos pelo desaparecimento de áreas de habitat;

iii) o aumento repentino de caudal pode destruir as zonas de postura e provocar o arrastamento dos alevins para jusante;

¹ Entende-se por cobertura qualquer característica do curso de água e das margens que, diminuindo a intensidade luminosa, reduzindo a velocidade da corrente ou aumentando o isolamento visual, permite ao peixe refugiar-se e proteger-se de predadores: vegetação aquática, vegetação das margens, qualquer objecto submerso ou localizado nas margens, grandes blocos, substrato pouco compacto e zonas com altura de água ou turbulência suficientes, entre outros (Arnoud, 1976 *in* Fragnoud, 1987; Bovee, 1982)

² Entende-se por perifiton as comunidades de microalgas, bactérias e protozoários que estão associadas a substratos não inertes, como as macrófitas (Moss, 1980).

iv) a regularização dos caudais pode alterar a biologia de algumas espécies, em que algumas actividades (por exemplo, a reprodução e a postura) estão sincronizadas com a ocorrência de períodos de elevados ou baixos caudais;

v) os baixos teores em oxigénio dissolvido das descargas de fundo, em particular quando a montante estão albufeiras de grandes dimensões em que se verifica estratificação térmica, poderão afectar a sobrevivência de algumas espécies piscícolas, nomeadamente de salmonídeos;

vi) a alteração da temperatura em resultado da estratificação térmica na albufeira pode afectar a reprodução, crescimento e sobrevivência das espécies, nomeadamente de macroinvertebrados e de algumas populações piscícolas que requerem temperaturas específicas para a reprodução;

vii) as alterações das populações de macrófitas provoca a modificação dos habitats de determinadas espécies bentónicas, que são o alimento básico de algumas espécies piscícolas;

1. 3. Conceito de caudal ecológico

Em sentido lato, o caudal ecológico pode ser definido como o caudal que permite assegurar a conservação e manutenção dos ecossistemas aquáticos naturais, a produção das espécies com interesse desportivo ou comercial, assim como, a conservação e manutenção dos ecossistemas ripícolas e os aspectos estéticos da paisagem ou outros de interesse científico ou cultural (Wesche & Rechard, 1980; Gordon *et al*, 1992).

Alguns autores referem-se ao caudal ecológico num sentido mais restrito, considerando unicamente o meio aquático ou os recursos piscícolas (Annear & Conder, 1984). Belaud *et al* (1989) definem caudal ecológico como o caudal que é necessário manter num curso de água, de modo a permitir o crescimento e reprodução das espécies piscícolas. Tunbridge e Glenane (1988 *in* Gordon *et al*, 1982) referem três níveis para o caudal ecológico:

i) caudal ecológico óptimo, que permite a produção das espécies piscícolas, em particular para recuperação, após um período de "stress" (determinado, por exemplo, pela seca e por excesso de pesca);

ii) caudal ecológico mínimo, que resultará numa redução pouco significativa ou nula no número de indivíduos, em anos de pluviosidade média;

iii) caudal ecológico de sobrevivência, o qual pode causar uma redução no número de peixes, mas sem diminuição da diversidade específica em anos de seca.

O caudal ecológico é, de um modo geral, definido como um caudal instantâneo e não como um caudal médio (por exemplo, o caudal médio diário), ou seja, o caudal do curso de água não deverá descer abaixo de um determinado valor em qualquer instante (Gordon *et al*, 1992). O valor do caudal ecológico deve variar ao longo do ano, tendo em consideração as necessidades das espécies ao longo do ciclo de vida (Stalnaker, 1990). O caudal ecológico para um curso de água deverá ser definido por uma combinação de valores de caudal ao longo do ano (Gore, 1989a; Gordon *et al*, 1992). Por outro lado, a recomendação do caudal ecológico deve ser flexível às condições hidrológicas naturais que se verificam em cada ano, em particular em anos secos (Stalnaker, 1981 *in* Cavendish & Duncan, 1986).

A recomendação de valores para o caudal ecológico poderá ainda incluir caudais de limpeza ("flushing flows", na terminologia anglo-saxónica), para a remoção de materiais finos depositados, e de caudais para a manutenção da estrutura do leito e da capacidade de transporte (Leathe & Nelson, 1986; Milhous, 1990a; Gordon *et al*, 1992; Reiser *et al*, 1989a).

A principal dificuldade na definição de valores para o caudal ecológico consiste na decisão dos níveis de alteração do regime hidrológico natural que se consideram aceitáveis, face aos impactes nos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos que essa alteração induzirá, particularmente se se atender ao nível de incerteza que ainda existe neste domínio, em especial nos aspectos quantitativos. Esta limitação torna-se particularmente crítica quando estão em jogo outros interesses de uso da água, em que o valor económico, a curto e médio prazo, é facilmente quantificável, e em que, de um modo geral, a tomada de decisões não se compadece com a morosidade dos estudos ecológicos que são necessários realizar para uma correcta avaliação dos impactes e para a definição dos caudais mínimos a manter no curso de água. O processo de definição do caudal ecológico envolve assim, de um modo geral, uma forte componente negocial, entre os vários utilizadores da água (Stalnaker, 1990; Gordon *et al*, 1992).

2. LEGISLAÇÃO SOBRE O CAUDAL ECOLÓGICO

2. 1. Legislação em Portugal

Em Portugal não existe legislação específica sobre o caudal ecológico. No entanto, é variada a legislação que pode ser aplicada à protecção dos ecossistemas aquáticos e dos recursos piscícolas, que constituem a base legal que tem permitido incluir no Alvará de Uso de Água, por parte da entidade licenciadora (Direcção Geral dos Recursos Naturais, Secretaria de Estado dos Recursos Naturais), a obrigação de manter um caudal mínimo no curso de água. Estes aspectos são contemplados na Lei de Bases do Ambiente e em vários Decretos-Lei, nomeadamente:

- No Decreto-Lei nº 44 623 de 10 de Outubro de 1962, que regulamenta a Lei nº2097 sobre a Pesca nas Águas Interiores, estipula-se no Art. 45º que: "Para aprovação de quaisquer obras a realizar nos cursos de água, que possam alterar profundamente o seu regime hídrico ou influir nas características biológicas do meio, será sempre ouvida a secção aquícola do Conselho Técnico dos Serviços Florestais [actualmente, Instituto Florestal]". Neste Decreto-Lei, contudo, não se inclui qualquer recomendação no sentido de minimizar os impactes nas populações piscícolas.

- A Lei nº 11/87 de 7 de Abril, Lei de Bases do Ambiente, estabelece a adopção de medidas que visem "A manutenção dos ecossistemas que suportem a vida, a utilização racional dos recursos vivos e a preservação do património genético e da sua diversidade." e "A plenitude da vida humana e a permanência da vida selvagem, assim como dos habitats indispensáveis ao seu suporte." (Art. 4º), referindo ainda que "Toda a fauna será protegida através de legislação especial que promova e salvguarde a conservação e a exploração das espécies, sobre as quais recaiam interesse científico, económico ou social, garantindo o seu potencial genético e os habitats indispensáveis à sua sobrevivência" (Art. 16º), consagrando como um dos instrumentos da política do ambiente a "Avaliação prévia do impacte provocado por obras, pela construção de infraestruturas [...]" (Art. 27º, posteriormente regulamentado pelo Decreto-Lei nº 186/90 de 6 de Junho e pelo Decreto Regulamentar nº 38/90 de 27 de Novembro).

- O Decreto-Lei nº70/90 de 2 de Março, que define o regime de bens do domínio público hídrico do Estado, estipula que a administração do domínio público hídrico do Estado e do domínio hídrico privado deve-se reger, entre outros princípios, pela "Articulação do planeamento e administração dos recursos hídricos com [...] a conservação

e protecção do ambiente;" (Art. 2º) e que o processo de planeamento deve observar, entre outros, os seguintes requisitos: "Globalidade, baseando-se numa abordagem conjunta e interligada dos aspectos técnicos, económicos, ambientais e institucionais; [...]; Integração, em articulação com o planeamento dos sectores utilizadores, com o planeamento regional, com o ordenamento do território e com a conservação e protecção do ambiente" (Art. 4º). O mesmo Decreto-Lei menciona que qualquer utilização do domínio público hídrico do Estado carece de licenciamento, sendo pressuposto geral de qualquer forma de licenciamento a "Abstenção da prática de actos ou actividades que causem exaustão ou degradação qualitativa dos recursos hídricos e outros impactes sobre o ambiente" (Art. 8º), podendo a licença de utilização do domínio público hídrico depender da apresentação de um Estudo de Impacte Ambiental (Art. 16º).

- O Decreto-Lei nº11/90 de 6 de Janeiro, Regulamento de Segurança de Barragens, relativo a barragens com altura superior a 15 m, medida desde a parte mais baixa da superfície geral das fundações até ao coroamento, e/ou com uma capacidade superior a 100 000 m³, refere no Art. 12º relativo à constituição do projecto que este deverá incluir um Estudo de Impacte Ambiental.

- O Decreto-Lei nº 186/90 de 6 de Junho sujeita a avaliação de impacte ambiental os planos e projectos que, pela localização, dimensão ou características, sejam susceptíveis de provocar incidências significativas no ambiente, nomeadamente, efeitos directos e indirectos sobre "[...] a fauna e flora" (Art. 2º), estando incluído no Decreto Regulamentar nº 38/90 de 27 de Novembro, que regulamenta o regime das avaliações do impacte ambiental, as "barragens com altura superior a 15 metros contados da base até ao coroamento, ou com um volume de armazenamento superior a 100 000 m³, ou área da albufeira superior a 5 ha, ou desenvolvimento do coroamento superior a 500 m ou, ainda, cuja importância e dimensão da obra sejam susceptíveis de ter condições especiais de fundações ou possam pôr em risco populações a jusante". Segundo este Decreto Regulamentar, o Estudo de Impacte Ambiental deverá incluir "Medidas mitigadoras das incidências negativas [do projecto] sobre o ambiente".

2. 2. Legislação de outros países

Alguns países ou regiões administrativas desenvolveram legislação específica, que estabelece o valor do caudal ecológico a manter nos cursos de água em função das suas

características, ou os métodos a utilizar para a sua determinação, como é o caso da França, Suíça, Principado das Astúrias em Espanha e E.U.A.. Outros países, à semelhança do que acontece em Portugal, apenas referem na legislação relativa aos recursos hídricos e à conservação e protecção do ambiente, a necessidade de manter caudais ecológicos nos cursos de água, nomeadamente o Reino Unido, a Espanha e o Canadá.

Espanha

Em Espanha, a Lei das Águas (29/1985) estabelece no Art. 40º a necessidade de manter um caudal mínimo que garanta a preservação do meio natural, definido com base nos Planos Hidrológicos, carecendo de definições precisas, quer qualitativas quer quantitativas.

Actualmente, estão a ser desenvolvidos estudos para a definição de critérios e de metodologias a aplicar aos cursos de água espanhóis (Manteiga & Olmeda, 1992).

Quadro 1 - Métodos a utilizar para a definição do caudal ecológico, segundo a legislação vigente no Principado das Astúrias.

Nível de Protecção	Caudal ecológico
I	O maior dos valores determinados segundo as seguintes expressões (m^3s^{-1}): 1) $Q_{ec} = 0,35 Q_{347}^{(a)}$ 2) $Q_{ec} = \frac{15 Q_{347}}{(\ln Q_{347})^2}$ 3) $Q_{ec} = 0,25 Q_{347} + 75$
II	Soma do maior valor determinado segundo as expressões 1), 2) e 3) com 2 l/s /km ² da bacia hidrográfica
III	Soma do maior valor determinado segundo as expressões 1), 2) e 3) com 4 l/s /km ² da bacia hidrográfica

(a) Q_{347} caudal que é igualado ou excedido 347 dias no ano

Fonte: Telhado (n. publ.); Manteiga & Olmeda (1992).

No Principado das Astúrias existe legislação que define o modo de cálculo do caudal ecológico (Quadro 1) (Telhado, n. publ.; Manteiga & Olmeda, 1992).

França

Em França, a Lei da Pesca e Gestão dos Recursos Piscícolas de 1984 estabelece no Art. 140º que o caudal mínimo a manter não deverá ser inferior a 10% do caudal modular do curso de água, calculado a partir de um registo de caudais com tamanho mínimo de cinco anos. Em cursos de água em que o caudal modular é superior a $80 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, o Conselho de Estado pode, por decreto, definir um limite inferior para o caudal ecológico, que não poderá ser inferior a 20% do caudal modular. Para os aproveitamentos hidráulicos existentes antes de 1984, o caudal ecológico a manter corresponderá a 2,5% do caudal modular.

Reino Unido

No Reino Unido a definição dos caudais ecológicos é feita caso a caso, tendo em consideração as necessidades das populações piscícolas e a conservação dos ecossistemas considerados de interesse.

Existem três padrões tipo de manutenção do caudal ecológico (Gustard, 1989; Manteiga & Olmeda, 1992):

- i) descarga de um caudal constante ao longo do ano, com realização de descargas excepcionais para limpeza do curso de água e para favorecer as migrações de salmonídeos;
- ii) descarga de um caudal que varia sazonalmente, com um valor máximo no Verão;
- iii) manutenção de um caudal mínimo a uma distância definida a partir do local do aproveitamento hidráulico.

Suíça

A Lei de Protecção das Águas Suíça, de Maio de 1992, define no Art. 31º e no Art. 32º o caudal ecológico a manter em cursos de água de regime permanente. O valor do caudal ecológico é calculado segundo a fórmula de Matthey, que se baseia no caudal do curso de

água que, em média, é atingido ou excedido durante 347 dias por ano (Q_{347}), sendo este o caudal considerado determinante para a biologia do curso de água (Quadro 2). O Q_{347} é calculado a partir de um registo de caudais com tamanho mínimo de dez anos, podendo-se na ausência deste registo, recorrer a outros métodos, como seja a simulação.

Quadro 2 - Caudal ecológico a manter nos cursos de água de regime permanente, segundo a Lei de Protecção das Águas Suíça de 1992.

Caudal que em média é atingido ou ultrapassado durante 347 dias/ano, Q_{347}	Caudal ecológico
$Q_{347} \leq 60$ l/s (e por cada mais 10 l/s)	50 l/s (8 l/s)
$Q_{347} = 160$ l/s (e por cada mais 10 l/s)	130 l/s (4,4 l/s)
$Q_{347} = 500$ l/s (e por cada mais 10 l/s)	280 l/s (31 l/s)
$Q_{347} = 2\,500$ l/s (e por cada mais 10 l/s)	900 l/s (21,3 l/s)
$Q_{347} = 10\,000$ l/s (e por cada mais 10 l/s)	2 500 l/s (150 l/s)
$Q_{347} \geq 60\,000$ l/s,	10 000 l/s

O caudal definido para um curso de água pode ser superior ao apresentado no Quadro 2 se nele ocorrerem biótopos ou biocenoses raras, cuja existência está directamente ou indirectamente ligada à natureza e à dimensão do curso de água e que devem ser protegidas; se houver a necessidade de manter um caudal que permita a livre migração dos peixes; ou se o curso de água se encontrar a uma altitude inferior a 800 m e apresentar um valor de Q_{347} inferior ou igual a 40 l/s; ou se for utilizado como zona de desova para as espécies piscícolas ou de habitat para os progenitores.

A Lei de Protecção das Águas admite a manutenção de caudais ecológicos inferiores aos apresentados no Quadro 2 para os trechos do curso de água com um comprimento máximo de 1000 m a jusante de aproveitamentos hidráulicos, para cursos de água com Q_{347} inferior a 50 l/s e a uma altitude superior a 1700 m ou para os aproveitamentos hidráulicos que são construídos em águas não piscícolas e em que o caudal residual seja, no mínimo, 35% do Q_{347} .

Canadá

O Canadá não possui legislação específica sobre o caudal ecológico. No entanto, a legislação existente, nomeadamente a "Canada Fisheries Act", estabelece que o Ministério das Pescas e Oceanos pode definir caudais mínimos para a protecção dos recursos piscícolas (Reiser *et al*, 1989b).

Estados Unidos da América

Nos E.U.A., em 1986, 33% dos Estados possuíam legislação relativa à manutenção de caudais mínimos nos cursos de água: Arkansas, Washington, Oregão, Idaho, Montana, Utah, Wyoming, Colorado, Nebraska, Kansas, Minesota, Texas, Arizona, Indiana, Pensilvânia e Hawai. As entidades federais e estatais definem, de um modo geral, os métodos a utilizar, verificando-se que o método mais utilizado é a Metodologia Incremental (Reiser *et al*, 1989b). Nos Capítulos 3 e 4 deste trabalho são apresentados os principais métodos utilizados.

3. MÉTODOS UTILIZADOS PARA A DETERMINAÇÃO DO CAUDAL ECOLÓGICO

3. 1. Introdução

Apresenta-se neste capítulo, de forma sumária, os métodos desenvolvidos para a definição do caudal ecológico, os quais foram desenvolvidos nos E.U.A., sendo referido para cada um as alterações que tenham sido posteriormente sugeridas e, se caso disso, as novas designações destes métodos. Os métodos para a determinação dos caudais ecológicos podem classificar-se em três grupos: i) métodos baseados em registos históricos de caudais; ii) métodos baseados na relação entre os parâmetros hidráulicos e o caudal e iii) métodos baseados nas relações entre o habitat e o caudal. Saliente-se que a maioria dos métodos foram desenvolvidos para salmonídeos, já que a necessidade de definir caudais ecológicos surgiu na década de 60-70 para rios salmonícolas³ do Oeste dos Estados Unidos da América. No entanto, a sua aplicabilidade não é restrita a esta família de peixes, se se tiver em consideração as adaptações necessárias à respectiva aplicação a outras espécies e a cursos de água com características diferentes.

São ainda apresentados os principais métodos para a definição dos caudais de limpeza e dos caudais para manutenção das características do leito e da capacidade de transporte sólido do curso de água.

³ Os rios são vulgarmente divididos em zonas caracterizadas por diferentes comunidades piscícolas. A classificação mais utilizada é a proposta por Huet (1954 *in* Whitton, 1975) que define:

zona salmonícola ("zone à truite"): corresponde a cursos de água de regime torrencial, com declives acentuados e profundidades pequenas. O leito é rochoso com calhaus e calhaus rolados, por vezes com seixos e areia. As águas são bem oxigenadas e frias.

zona mista, com predominância de salmonídeos ("zone à ombre"): corresponde a cursos de água com profundidades superiores a 2 m e com declives ligeiramente acentuados. Alternam rápidos e fundões, com velocidades elevadas. O substrato é dominado por seixos. Os rápidos são habitados por salmonídeos e os fundões por ciprinídeos.

zona mista, com predominância de ciprinídeos ("zone à barbeau"): corresponde a cursos de água de declive moderado, em que alternam rápidos e zonas calmas. A velocidade do escoamento é moderada. A truta ainda existe nas zonas de rápidos.

zona ciprinícola ("zone à brème"): corresponde às zonas terminais dos rios, em que a velocidade do escoamento é reduzida, e a água apresenta maior turvação. No Verão, as temperaturas são elevadas e o teor em oxigénio dissolvido é baixo.

3. 2. Métodos baseados em registos de caudais

3. 2. 1. Características gerais

Os métodos baseados em registos de caudais baseiam-se, de um modo geral, unicamente em registos de caudais para a definição dos caudais ecológicos a manter nos cursos de água, não sendo necessário recorrer a trabalho de campo específico. Este aspecto constitui a principal vantagem, já que é possível obter rapidamente valores para o caudal ecológico, desde que estejam disponíveis registos de caudais para um período significativo em que não tenham ocorrido alterações importantes nas características do escoamento (Gordon *et al*, 1992). São métodos que necessitam de pouca informação e envolvem poucos recursos financeiros (Shirvell, 1986).

Estes métodos apresentam, no entanto, grande especificidade relativamente ao local e às espécies para os quais foram desenvolvidos, pelo que a aplicação está, de certo modo, restrita a situações em que a relação entre o caudal e o habitat aquático é semelhante. São métodos bastante limitados, com um nível de precisão baixo, dado que não exigem o conhecimento do ecossistema para o qual o caudal mínimo é recomendado, não permitindo uma análise específica das alterações no habitat ou da resposta biológica a alterações no regime hidrológico (Shirvell, 1986; Gordon *et al*, 1992).

A utilização de uma curva de duração de caudais constitui o método mais adequado, dado que permite incorporar a variação natural do regime hidrológico no local do projecto (Sale & Loar, 1981).

A aplicação destes métodos deve restringir-se à gestão dos recursos hídricos ao nível da bacia hidrográfica (Orth & Leonard, 1990), ou à fase inicial dos projectos (Sale & Loar, 1981).

Nesta classe de métodos refere-se o Método de Tennant ou de Montana, o Método da Nova Inglaterra ou do Caudal Básico ("Aquatic Base Flow" (ABF), na terminologia anglosaxónica), o Método do "Northern Great Plains Resource Program" (NGPRP), o Método de Hope e o Método $7Q_{10}$.

3. 2. 2. Método de Tennant ou de Montana

O Método de Montana foi desenvolvido nos E.U.A por Tennant no início da década de 70 (Elser, 1972). A recomendação de um caudal mínimo baseia-se num conjunto de percentagens do caudal médio anual, calculado para o local do aproveitamento hidráulico, recorrendo a diferentes percentagens para o período Outubro-Março e para o período Abril-Setembro (Quadro 3) (Tennant, 1976; Gordon *et al*, 1992). Este método é particularmente adequado para estudos ao nível do planeamento regional (Wesche & Rechará, 1980).

Segundo Tennant (1976), a aplicação deste método envolve as seguintes etapas:

- i) determinação do caudal médio anual no local do aproveitamento hidráulico;
- ii) observação do curso de água durante os períodos em que o caudal no curso de água é aproximadamente 10%, 30% e 60% do caudal médio anual, documentado-o com recurso a fotografias dos vários tipos de habitat característicos e a medições em secções transversais características da largura do leito e da profundidade e velocidade do escoamento. Outros caudais poderão ser igualmente analisados, mas estes três permitem abranger a gama de caudais que, de um modo geral, será recomendado para a protecção dos ecossistemas aquáticos e rípicolas da maioria dos cursos de água;
- iii) utilização da informação obtida para elaborar recomendações de caudais a manter no curso de água, com base no Quadro 3.

No entanto, na prática, a aplicação do Método de Tennant raramente envolve o reconhecimento de campo, sendo a recomendação de caudais baseada unicamente no quadro desenvolvido por Tennant (Loar & Sale, 1981).

O caudal correspondente a 10% do caudal médio anual constitui o caudal instantâneo mínimo, que permite manter, por um curto período de tempo, as condições de habitat necessárias à sobrevivência da maior parte das espécies aquáticas. Para este caudal, a largura do leito, a profundidade e a velocidade do escoamento são significativamente reduzidas, conduzindo à degradação do habitat para a maior parte das espécies. A temperatura da água pode subir, podendo tornar-se um factor limitante para algumas espécies, particularmente durante os meses de Verão. As populações de macroinvertebrados são bastante afectadas, podendo pôr em risco a produção piscícola do curso de água. Os peixes concentram-se nas zonas mais profundas, atingindo densidades elevadas e nos locais onde a profundidade é baixa a circulação de indivíduos de maiores dimensões fica limitada. A vegetação rípicola poderá ficar sujeita a "stress" hídrico.

O caudal correspondente a 30% do caudal médio anual é o caudal recomendado para manter condições adequadas de habitat para a maior parte das espécies aquáticas. A largura do leito, a profundidade e a velocidade do escoamento, assim como a temperatura, são mantidas a níveis considerados satisfatórios para a maior parte das espécies. As populações de macroinvertebrados são afectadas, mas a níveis que não porão em risco a produtividade piscícola. A vegetação ripícola não é afectada.

O caudal correspondente a 60% do caudal médio anual permite a manutenção de condições óptimas de habitat para a maior parte das espécies aquáticas durante as primeiras fases do ciclo de vida (Tennant, 1976).

Quadro 3 - Regimes de caudais recomendados, segundo o Método de Tennant.

Caudal	Regime de caudais recomendado ^(a)	
	Outubro-Março	Abril-Setembro
de descarga ou máximo	200%	
gama de variação óptima	60 - 100%	
excelente	40%	60%
muito bom	30%	50%
bom	20%	40%
fraco ou degradante	10%	30%
pobre ou mínimo	10%	10%
degradação elevada	0 - 10% do caudal médio	

(a) percentagem do caudal médio anual

Fonte: Tennant (1976).

O caudal máximo a recomendar não deverá exceder duas vezes o caudal médio anual, dado que a manutenção de caudais elevados durante períodos longos provoca a erosão das margens e a degradação do ambiente aquático a jusante (Gordon *et al*, 1992).

Uma das principais limitações da aplicação deste método, é que ele só deverá ser aplicado a cursos de água morfológicamente semelhantes àqueles a partir dos quais esta técnica foi desenvolvida (rios dos Estados de Montana, Wyoming e Nebraska dos E.U.A), sendo mais adequado a rios de grandes dimensões, que exibem uma pequena variação do caudal ao longo do ano (Wesche & Rechar, 1980). Como salientam Gordon *et al* (1992), os critérios da aplicabilidade deste método para outros cursos de água não são especificados pelo autor. Outras limitações estão relacionadas com o facto de se basear no caudal médio anual, não tomando em consideração as variações sazonais ou diárias do caudal, e não ter em consideração a morfologia do leito, sendo aconselhável a comparação dos caudais recomendados com o Q_{355} e o Q_{335} para verificar se estes caudais ocorrem naturalmente durante os períodos de baixo caudal (Wesche & Rechar, 1980).

Embora se tenha mantido praticamente inalterado, desde o seu desenvolvimento, algumas alterações foram entretanto sugeridas devido às características das regiões onde é aplicado, diferentes daquelas a partir dos quais foi desenvolvido. Assim, por exemplo, Baya (1978) recomenda a manutenção de caudais de descarga correspondentes a 100% do caudal médio anual durante os meses da Primavera, em vez do caudal correspondente a 40-60% do caudal médio anual, dado ter-se verificado que a existência de caudais elevados durante esta época do ano era importante para a lavagem de materiais finos, recarga das zonas húmidas e migração das espécies piscícolas migradoras. Tessman (1980 *in* Wesche & Rechar, 1980) sugere que quando o caudal médio mensal é inferior a 40% do caudal médio anual, este deve ser considerado o caudal mínimo a manter durante esse mês, o que permite manter os períodos de baixo caudal indispensáveis para algumas espécies completarem o ciclo de vida. Este autor sugere ainda que quando 40% do caudal médio mensal é superior a 40% do caudal médio anual, então o caudal mínimo a manter durante esse mês é 40% do caudal médio mensal.

3. 2. 3. Método do Caudal Básico ou da Nova Inglaterra

O Método do Caudal Básico (ABF) ou da Nova Inglaterra foi desenvolvido por "United States Fish and Wildlife Service" (U.S.F.W.S) em 1981, para a região da Nova Inglaterra

nos E.U.A. As recomendações de um caudal mínimo são feitas com base num registo histórico de caudais, a partir do qual é calculada a mediana do caudal no mês de Agosto, mês a que corresponde a mediana mais baixa. Este constitui o caudal mínimo a manter durante o ano, com excepção para os períodos de reprodução e incubação das espécies piscícolas, em que o caudal mínimo corresponderá à mediana do caudal durante esse período. No entanto, o cálculo da mediana só é válido para cursos de água naturais, para locais onde exista um registo de caudais com um tamanho mínimo de 25 anos. Em outras situações (em cursos de água naturais ou em que se verificam derivações importantes e em que o tamanho do registo de caudais é inferior a 25 anos), o caudal mínimo é uma percentagem de um caudal definido em função da área da bacia hidrográfica (Quadro 4). Quando o caudal do curso de água é menor do que o definido por este critério, então o caudal mínimo é o caudal instantâneo que ocorre nesse período (Loar & Sale, 1981; Russel, 1988, 1990).

Quadro 4 - Caudais mínimos recomendados, segundo o Método do Caudal Básico, para os cursos de água da Nova Inglaterra (E.U.A).

Estação do ano	Período de registos históricos	
	inferiores a 25 anos (m^3s^{-1}/km^2)	Superior ou igual a 25 anos ^(a)
Abril - 1ª quinzena de Junho ^(b)	0,29	100% mediana de Agosto ^(c)
2ª quinzena de Junho - Setembro	0,04	100% mediana de Agosto ^(c)
Outubro - Março ^(b)	0,07	100% mediana de Agosto ^(c)

(a) rio natural, bacia hidrográfica superior a 130 km², precisão superior ou igual a 10%;

(b) períodos de postura e incubação;

(c) se o caudal no curso de água a montante da albufeira for inferior à mediana do mês de Agosto, então o caudal a manter é o caudal que se verifica nesse local do curso de água.

Fonte: Loar & Sale (1981); Russel (1988).

Este método tem sido adaptado a outras regiões dos E.U.A., como por exemplo aos Estados de Virgínia (Orth & Leonard, 1990) e Carolina do Norte (Reed & Mead, 1990), em que vez do mês de Agosto, é considerado o mês de Setembro.

Estudos comparativos com outros métodos sugerem que, de um modo geral, os resultados obtidos com este método são mais conservativos, ou seja, os caudais recomendados são superiores aos obtidos com os outros métodos (Russel, 1990).

3. 2. 4. Método do "Northern Great Plains Resource Program" (NGPRP)

O Método do "Northern Great Plains Resource Program" (NGPRP) foi desenvolvido em 1974, para os rios salmonícolas das montanhas rochosas do Oeste dos E.U.A, para a recomendação de caudais mínimos para a postura e crescimento dos indivíduos e de caudais de descarga para a lavagem de finos. São recomendados caudais mínimos para cada mês do ano, com base na curva de duração de caudais para esse mês, sem recurso a trabalho de campo. As curvas de duração de caudais são obtidas a partir de um registo de caudais médios diários de tamanho superior ou igual a 20 anos, em que são eliminados os caudais de seca e de cheia dado que este método assume como pressuposto que as componentes biológicas mais representativas de um sistema aquático são essencialmente mantidas pelas condições hidrológicas que se verificam em anos normais ou médios e não por acontecimentos extremos, que ocorrem durante períodos de curta duração (Wesche & Rechard, 1980). O caudal mínimo recomendado para cada mês corresponde ao caudal que é igualado ou excedido em 90% do tempo (ou em 84% do tempo segundo Dougal, 1979 *in* Loar & Sale, 1981), com excepção para os meses de caudais mais elevados, em que o caudal mínimo recomendado corresponde ao caudal que é igualado ou excedido em 50% do tempo (Loar & Sale, 1981).

Este método é aplicável a qualquer curso de água; no entanto, a aplicação deve ser monitorizada, particularmente no que se refere à temperatura e ao oxigénio dissolvido (Wesche & Rechard, 1980).

3. 2. 5. Método de Hope

Hope, em 1975, modificou o método do "Northern Great Plains Resource Program" utilizando equações baseadas na área da bacia hidrográfica, nos locais onde não existiam registos de caudais.

O caudal que é igualado ou excedido 40% do tempo é o caudal recomendado para a postura, enquanto que o caudal que é igualado ou excedido 80% do tempo é o caudal recomendado para o crescimento. O caudal que é igualado ou excedido 17% do tempo é considerado o caudal de descarga para um período de 48 horas (Wesche & Rechar, 1980; Loar & Sale, 1981).

3. 2. 6. Método 7Q₁₀

Chiang e Jonhson (1976 *in* Loar & Sale, 1981) recomendam caudais mínimos baseados no caudal mínimo que se observa durante 7 dias, em média uma vez em cada 10 anos.

Este método havia sido anteriormente utilizado para a construção de estações de tratamento de efluentes, sendo determinado o caudal que permite manter condições adequadas de qualidade de água (Loar & Sale, 1981). Tem sido principalmente utilizado no Este e Sudeste dos E.U.A., em cursos de água em que existem problemas de qualidade da água (Reiser *et al*, 1989b).

A utilização deste método para a recomendação de caudais mínimos não tem base ecológica (Loar & Sale, 1981) e ignora a dinâmica natural das populações piscícolas e o tempo necessário para a sua recuperação quando sujeitas a um longo período de caudal reduzido (Stalnaker, 1981 *in* Loar & Sale, 1981).

3. 3. Métodos baseados na determinação da relação entre as características hidráulicas e o caudal

3. 3. 1. Características gerais

Os métodos baseados na determinação da relação entre as características hidráulicas do curso de água e o caudal, também designados por métodos baseados em secções

transversais, baseiam-se no desenvolvimento de uma relação entre o caudal e as características físicas do curso de água, nomeadamente o perímetro molhado, a velocidade e a profundidade do escoamento, com base em uma ou mais secções transversais do curso de água. Incluem-se neste grupo todos os métodos que tomam em consideração as características hidráulicas do meio para o estabelecimento de relações gerais entre o habitat e o caudal, sem considerarem as preferências específicas de habitat das espécies ao longo do ciclo de vida.

Um dos aspectos mais importantes deste tipo de métodos é a selecção de uma ou mais variáveis físicas, que sejam directamente afectadas pela variação do caudal e que constituam um factor limitante para as espécies piscícolas ou outras espécies aquáticas. Admite-se que a garantia de um valor mínimo para estas variáveis permitirá a manutenção da integridade do ecossistema (Sale & Loar, 1981; Gordon *et al*, 1992).

A aplicação destes métodos envolve a definição de secções transversais em zonas em que as variáveis seleccionadas são particularmente sensíveis a variações do caudal, sendo de um modo geral definidas em locais representativos dos vários tipos de habitat existentes ou locais considerados críticos para uma determinada espécie (Sale & Loar, 1981; Gordon *et al*, 1992).

Estes métodos caracterizam-se pela introdução de técnicas simples de simulação em que são utilizados modelos hidráulicos, que permitem diminuir o trabalho de campo necessário, e pela possibilidade de tomar em consideração as características específicas de cada local, nomeadamente a morfologia do curso de água (Loar & Sale, 1981)

Os vários métodos desenvolvidos diferem no modo como são obtidos os dados de campo e no modo como a informação obtida é tratada e utilizada (Sale & Loar, 1981).

A recomendação de caudais mínimos é feita a partir das curvas de variação da variável ou variáveis hidráulicas em função do caudal segundo dois critérios (Sale & Loar, 1981):

i) critérios de manutenção das características físicas do habitat, tendo em consideração as diferenças existentes entre as características do habitat para o caudal em análise e para o caudal de referência, para o qual se considera existirem condições favoráveis para as espécies aquáticas. Um exemplo deste critério é que o perímetro molhado correspondente ao caudal máximo que não deve sofrer uma redução superior a 25% (Bartschi, 1976 *in* Loar & Sale, 1981) (Fig. 1A).

ii) critério do ponto de inflexão, que consiste em encontrar o ponto na curva de resposta da variável hidráulica em função do caudal (por exemplo, o perímetro molhado em função do caudal) onde se verifica uma variação acentuada do declive. O caudal correspondente a este ponto é considerado como o caudal acima do qual a qualidade de habitat é significativamente degradada (Fig. 1B).

A principal desvantagem do critério do ponto de inflexão é o carácter subjectivo que está associado à selecção do ponto de inflexão da curva, devido ao traçado ou devido à existência de vários pontos de inflexão (Annear & Conder, 1984). No entanto, apresentam a vantagem relativamente aos critérios baseados em estatísticas de caudal, o facto de considerarem as características específicas do habitat do trecho em análise (Loar & Sale, 1981).

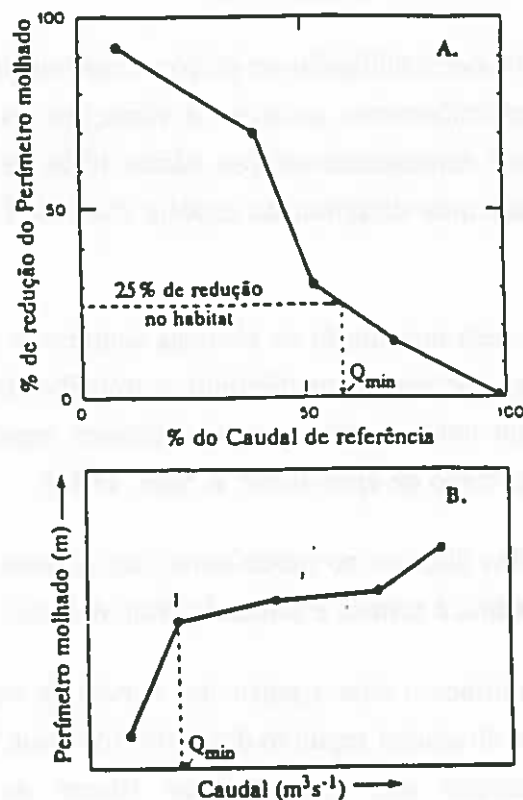


Fig. 1 - Critérios para a recomendação de caudais mínimos para os métodos baseados nas relações entre as características hidráulicas e o caudal (in Loar & Sale, 1981):

- A. critério de manutenção do habitat;
- B. critério do ponto de inflexão.

Nesta classe de métodos salientam-se o Método do Colorado ou da Região 2 do U.S.F.W.S., o Método de Idaho, o Método da Região 4 do U.S.F.W.S. e o Método do Perímetro Molhado.

3. 3. 2. Método do Colorado ou da Região 2 do U.S.F.W.S

O Método da Região 2 do U.S.F.W.S. foi desenvolvido em 1973 para os rios salmonícolas das Montanhas Rochosas do Estado do Colorado, Sudeste dos E.U.A, por Russel e Mulvaney (Wesche & Rechar, 1980).

Este método baseia-se na selecção de áreas críticas, que correspondem, de um modo geral, à zona menos profunda do rápido menos profundo do trecho em análise. Recorre-se à simulação hidráulica, para o que são definidas secções transversais na área crítica. Obtêm-se valores para o perímetro molhado, para a área da secção transversal, para a velocidade média e para a profundidade máxima ou raio hidráulico, a partir dos quais são definidas curvas de variação destes parâmetros hidráulicos em função do caudal (Wesche & Rechar, 1980).

A recomendação de um caudal ecológico é feita recorrendo ao critério de manutenção das características físicas do habitat, sendo considerado o caudal que é necessário para manter 75% da área seleccionada como área crítica, ou ao critério do ponto de inflexão (Loar & Sale, 1981).

Algumas alterações têm sido introduzidas, nomeadamente quanto ao número de área críticas que são seleccionadas em função da respectiva importância para as espécies piscícolas consideradas (Boaze & Fifer, 1977 *in* Wesche & Rechar, 1980).

3. 3. 3. Método de Idaho

O Método de Idaho foi desenvolvido por Cochnauer e White em 1975, para os grandes rios do Estado de Idaho, nos E.U.A (Gordon *et al*, 1992). Este método baseia-se na previsão da perda de habitat devido à diminuição do caudal, tendo em consideração as características de habitat requeridas pelas espécies seleccionadas.

São definidas as áreas críticas para a livre circulação, reprodução e crescimento das espécies piscícolas. Em cada área crítica são definidas secções transversais para as quais é realizado o levantamento topográfico e ao longo das quais são efectuadas medições de velocidade, profundidade e tipo de substrato. A caracterização física de cada secção transversal é realizada uma única vez, para o caudal mais baixo. É utilizado um modelo de simulação hidráulica, para gerar as características hidráulicas (profundidade, velocidade e perímetro molhado) para uma vasta gama de caudais.

A comparação das condições de habitat simuladas com as necessidades de habitat das diferentes espécies permite desenvolver recomendações de caudais mínimos para a circulação, reprodução e crescimento. Os caudais para a circulação sem restrições dos indivíduos baseiam-se na profundidade mínima necessária. Para a postura, o caudal que permite a largura máxima disponível (que é o valor médio obtido considerando todas as secções transversais) é utilizado como orientação para determinar o caudal mínimo. O caudal mínimo para o crescimento dos peixes é determinado com base no método do perímetro molhado (ver 3. 3. 5.).

Os caudais são recomendados para períodos de um mês ou quinze dias, em que é seleccionado o caudal de valor mais elevado entre os caudais mínimos recomendados para a livre circulação, postura e crescimento dos indivíduos, para o período considerado. Este método, ao contrário dos restantes, não define um valor fixo de caudal ecológico, mas sim um valor base que permitirá recomendar um ou mais caudais ecológicos (Wesche & Rechard, 1981; Gordon *et al*, 1992).

3. 3. 4. Método da Região 4 do U.S.F.W.S.

O método da Região 4 do U.S.F.W.S. foi desenvolvido por Herrington e Dunham em 1967, para a recomendação de caudais mínimos que permitam a manutenção das características gerais do habitat para as populações residentes de salmonídeos em pequenos cursos de água de montanha dos Estados de Utah, Idaho e Wyoming, do Sudoeste dos E.U.A. Este método foi posteriormente modificado por Dunham e Collotzi em 1975 (Wesche & Rechard, 1980).

A selecção dos locais de amostragem é realizada a partir de fotografia aérea e de mapas topográficos, sendo definidas, no mínimo, cinco secções transversais em cada um dos locais

seleccionados. A caracterização de cada um dos locais de amostragem é feita para um caudal baixo de estiagem, sendo considerados os seguintes parâmetros: dimensão e estrutura dos fundões, substrato e características das margens. Recorrendo a um modelo de simulação hidráulica, são definidas curvas de habitat em função do caudal, em que é considerada a percentagem de habitat relativamente ao óptimo, correspondendo 100% ao valor obtido para o caudal de estiagem.

3. 3. 5. Método do Perímetro Molhado

No Método do Perímetro Molhado admite-se que existe uma relação directa entre o perímetro molhado e a disponibilidade de habitat para as espécies piscícolas (Annear & Conder, 1984; Gordon *et al*, 1992).

São definidas secções transversais em uma ou mais zonas de rápidos e realizadas medições de velocidade e profundidade do escoamento, no mínimo para cinco caudais, podendo igualmente recorrer-se à modelação hidráulica. É definido um gráfico do perímetro molhado em função do caudal e identificado o principal ponto de inflexão da curva, a partir do qual o aumento de caudal traduz-se num aumento pouco significativo do perímetro molhado e numa rápida deterioração das condições do habitat (Fig. 1A) (Spear & Currier, 1983; Gordon *et al*, 1992). O caudal correspondente ao ponto de inflexão é o caudal recomendado, considerando-se como pressuposto que o caudal óptimo num rápido (ou considerando um valor médio, se são considerados várias zonas de rápidos) é igualmente adequado para outros tipos de habitat (Annear & Conder, 1984). A escolha dos rápidos, principal habitat dos invertebrados bentónicos (Hynes, 1970), que constituem a fonte de alimento de diversas espécies piscícolas, nomeadamente de salmonídeos, prende-se com o princípio de que a produtividade bentónica está directamente relacionada com a superfície molhada do leito do curso de água, representada pelo perímetro molhado, pelo que qualquer alteração nas populações bentónicas afectará directamente as populações piscícolas. Por outro lado, as zonas de rápidos, que constituem para algumas espécies zonas de postura e crescimento dos alevins, são as zonas do curso de água mais afectadas pela diminuição do caudal, pelo que ao definir um caudal que permita a manutenção destas zonas, este permitirá manter igualmente as zonas mais profundas, como por exemplo os fundões, onde normalmente os indivíduos adultos residem. O caudal recomendado por este método é, em geral, excedido pelo caudal médio diário em 60 a 90% do tempo (Leathe & Nelson, 1986).

Outros autores, como por exemplo Nelson (1980 *in* Annear & Conder, 1984; Reed & Mead, 1990), consideram secções transversais representativas dos vários tipos de habitat presentes no curso de água e não apenas as zonas de rápidos.

Segundo Leathe e Nelson (1986), este método é o mais eficaz dos métodos baseados na determinação da relação entre as características hidráulicas do curso de água e o caudal, sendo aplicável a cursos de água salmonícolas e não salmonícolas, embora a experiência relativamente a estes últimos seja menor. Este método não é aplicável a cursos de água de montanha, em que predominam as cascatas, ou a cursos de água de pequeno declive, em que as zonas de rápidos são pouco significativas (Leathe & Nelson, 1986).

3. 4. Métodos baseados na relação entre o habitat e o caudal

3. 4. 1. Características gerais

Os métodos baseados na relação entre o habitat e o caudal são os métodos mais avançados para a determinação do caudal ecológico. Estes métodos recorrem a critérios de aptidão de habitat para uma espécie, numa determinada fase do seu ciclo de vida, para estimar a variação do habitat disponível em função do caudal. Entre os métodos incluídos nesta classe referem-se o Método do "WRRRI Cover", o Método de Washington e o Método da Califórnia (ambos usualmente designados por Método da Área Preferida), o Método de Oregon (também denominado de Método da Largura Utilizável) e a Metodologia Incremental ("Instream Flow Incremental Methodology", na terminologia anglo-saxónica) (IFIM). A IFIM constitui uma síntese dos vários métodos desenvolvidos anteriormente, nomeadamente do Método de Washington e do Método da Califórnia (Reiser *et al*, 1989b), sendo considerada por Stalnaker (1990) e Gordon *et al* (1992), entre outros autores, o reflexo do estado actual dos conhecimentos, pelo que merecerá uma abordagem mais detalhada, no capítulo 4.

3. 4. 2. Método do "WRRRI Cover"

O método do "WRRRI Cover" foi desenvolvido por Wesche em 1973, para *Salmo trutta*, em pequenos rios de montanha, com caudais médios iguais ou inferiores a 30 m³s⁻¹, baseando-se fundamentalmente na cobertura (Wesche & Rechard, 1980).

São definidas secções transversais no trecho do curso de água em estudo, sempre que ocorrem alterações significativas das suas características. Em cada secção transversal é caracterizado o substrato e realizadas medições de profundidade do escoamento e largura do curso de água, assim como medições do comprimento e largura da cobertura das margens e da profundidade da água a ela associada. A gama de caudais seleccionada varia entre 10 a 100% do caudal médio (se não existir registos de caudais, selecciona-se o caudal do meio e do fim do Verão), sendo considerado um número mínimo de quatro caudais. É ainda determinado o perímetro molhado (Wesche & Rechar, 1980). Com base na informação de campo recolhida, a cobertura disponível para cada caudal medido é calculada pela seguinte expressão (Wesche & Rechar, 1980):

$$c = \frac{L_m}{T} (FP_m) + \frac{A_{c,b}}{A} (FP_{c,b}) \quad (1)$$

L_m (m) - extensão da cobertura das margens, na secção que apresenta uma profundidade no mínimo igual a 0,12 m e uma largura superior ou igual a 0,09 m

T (m) - comprimento da secção ao longo da linha de talvegue

FP_m (m) - factor de preferência para a cobertura das margens, específico para cada fase do ciclo de vida de *Salmo trutta*

$A_{c,b}$ (m²) - área da secção em que a profundidade do escoamento é superior a 0,12 m e a dimensão do substrato é superior ou igual a 75 mm (*i.e.* cascalho e blocos) (m²)

A (m²) - área total da secção em estudo considerando o caudal médio anual (ou o caudal do meio e do final do Verão)

$FP_{c,b}$ - factor de preferência para zonas de cascalho e blocos, específico para cada fase do ciclo de vida de *Salmo trutta*

c - valor da cobertura para a secção em estudo e para o caudal em questão

A utilização de simulação hidráulica permite diminuir o trabalho de campo. É definida uma curva de variação da cobertura em função do caudal, sendo recomendado o caudal mais baixo que permita a menor perda de cobertura.

Este método tem uma sensibilidade ecológica elevada, tendo-se verificado uma boa correlação entre a cobertura e a biomassa piscícola (Wesche & Rechar, 1980).

3. 4. 3. Método de Washington

O Método de Washington foi desenvolvido por Collings em 1974, para salmonídeos, para o "Washington Department of Fisheries" (E.U.A.).

Este método envolve a cartografia de troços do curso de água para determinar as áreas para postura e crescimento, para a espécie considerada, para a gama de caudais de interesse, considerando critérios biológicos de preferência para a velocidade e profundidade do escoamento. Estes critérios consistem na definição dos limites superiores e inferiores do intervalo de valores seleccionado pela espécie. São considerados no mínimo três locais de amostragem representativos de postura ou de crescimento, sendo definidas quatro secções transversais em cada local. Ao longo de cada secção transversal e, de preferência também entre secções, são realizadas medições de velocidade e de profundidade para, no mínimo, cinco valores de caudal. Os valores obtidos permitem definir isolinhas de igual valor para a profundidade e velocidade (Fig 2A e B).

Para cada caudal, são definidos mapas planimétricos, para a postura e crescimento, que mostram as diferentes combinações de velocidade e profundidade (Fig. 2C). São medidas as áreas com adequadas combinações de velocidade e profundidade, a partir dos quais são elaboradas curvas da área de postura e da área de crescimento em função do caudal (Fig. 2D). O caudal óptimo para a postura ou o caudal óptimo para o crescimento correspondem aos picos das respectivas curvas, sendo o caudal ecológico definido como o caudal que permite manter 75% da área máxima de postura ou de crescimento, consoante os casos (Wesche & Rechard, 1980; Loar & Sale, 1981; Gordon *et al*, 1992).

Este método constitui, igualmente, um exemplo do caudal recomendado com base em critérios de manutenção de habitat (Loar & Sale, 1981). Uma vantagem deste método é a forma gráfica (Gordon *et al*, 1992), não sendo necessário recorrer a simulação hidráulica (Loar & Sale, 1981).

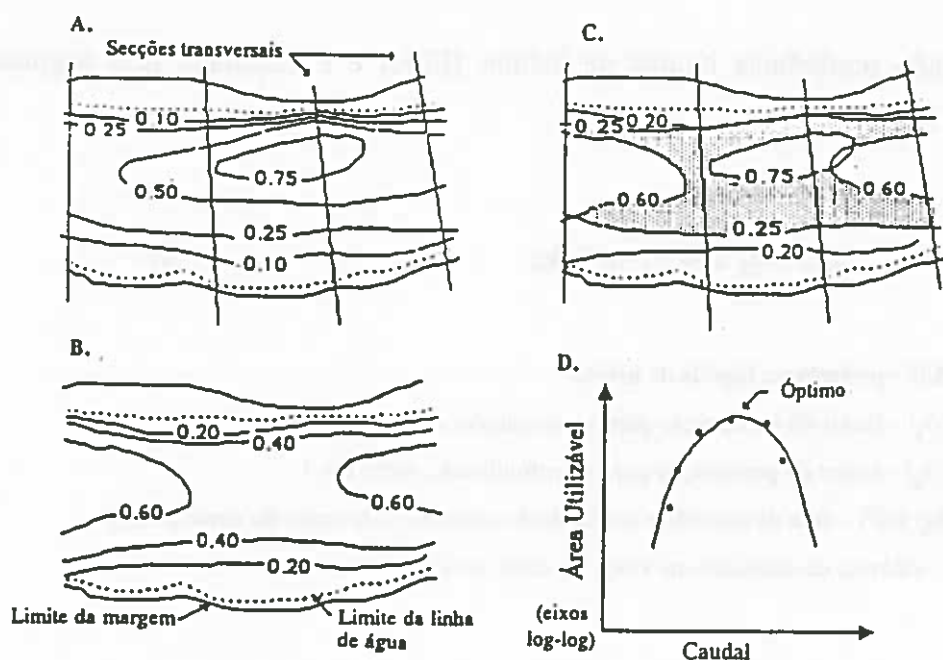


Fig. 2 - Método de Washington para a determinação do caudal ecológico (adaptado de Collings, 1972 in Gordon *et al.*, 1992).

- A. mapa de isolinhas da profundidade (m);
- B. mapa de isolinhas da velocidade (ms^{-1});
- C. combinação dos mapas A e B, em que a área sombreada corresponde à área utilizável;
- D. curva da área utilizável em função do caudal.

3. 4. 4. Método da Califórnia ou Método de Waters

O Método da Califórnia foi desenvolvido por Waters em 1976, para a determinação de caudais mínimos para a postura e crescimento das populações de salmonídeos existentes nos cursos de água da Califórnia (Wesche & Rechard, 1980). Este método envolve, à semelhança do Método de Washington, a elaboração de dois mapas planimétricos, para a velocidade e profundidade do escoamento, a partir da informação obtida em secções transversais seleccionadas em cada local de amostragem (num número mínimo de 600 medições), para os caudais de interesse, em número não inferior a três, sem recorrer à simulação hidráulica. São considerados factores de ponderação, entre 0 e 1, para cada um dos parâmetros, para o cálculo do valor de habitat. O índice de qualidade de habitat é

denominado preferência líquida de habitat (PLH) e é calculado pela seguinte expressão (Loar & Sale, 1981):

$$PLH = \sum_{i=1}^n F(v_i) F(p_i) Da_i \quad (2)$$

PLH - preferência líquida de habitat

F(v_i) - factor de ponderação para a velocidade, entre 0 e 1

F(p_i) - factor de ponderação para a profundidade, entre 0 e 1

Da_i (m²) - área da superfície do fundo do elemento *i* do troço do curso de água

n - número de elementos no troço do curso de água

Adicionalmente, pode ser feita a caracterização do substrato em cada local de amostragem (Wesche & Rechar, 1980).

Wesche e Rechar (1980) consideram que uma das principais limitações deste método resulta do facto de não incluir nenhuma orientação sobre os critérios a seguir para a determinação dos caudais mínimos.

3. 4. 5. Método de Oregão

O Método de Oregão considera os conceitos de largura utilizável (LU) (Thompson, 1972 *in* Loar & Sale, 1981) e de largura ponderada utilizável (LPU) (Sams & Pearson, 1963 *in* Wesche & Rechar, 1980), para determinar os caudais mínimos e os caudais óptimos para a passagem, postura, incubação e crescimento das espécies seleccionadas, tendo sido desenvolvido para cursos de água salmonícolas, do Estado de Oregão, do Noroeste dos E.U.A.

O habitat disponível é quantificado como a fracção da largura do trecho do curso de água que é utilizável pelas espécies seleccionadas, tendo em consideração critérios de habitat para a fase do ciclo de vida considerada e as características físicas do trecho do curso de água (Loar & Sale, 1981). A relação entre o habitat e o caudal é obtida através de medições realizadas em secções transversais, definidas nas zonas de habitat críticas, para um número

mínimo de três caudais, não incluindo originalmente este método modelos de simulação hidráulica (Wesche & Rechar, 1980).

Os critérios de habitat baseiam-se em valores de velocidade e profundidade do escoamento, para os quais se verifica a presença de peixe. A largura utilizável (LU) é definida segundo um critério binário: utilizável, não utilizável, considerando a gama de valores de velocidade e profundidade utilizados pela espécie, para cada uma das fases do ciclo de vida (Thompson, 1972 *in* Loar & Sale, 1981). Quanto à largura ponderada utilizável (LPU), a diferença prende-se com o critério utilizado para definir a aptidão do habitat, sendo considerado um factor de ponderação, variável entre 0 e 1, para cada variável. Para calcular a LPU, cada secção transversal é uniformemente dividida em subsecções, cada uma caracterizada por uma largura, uma profundidade e uma velocidade média. A largura de cada subsecção é multiplicada pelo factor de ponderação para a velocidade e para a profundidade, o que permite quantificar em termos relativos o valor do habitat em cada subsecção. Para cada secção transversal o valor de LPU é dado pela seguinte expressão (Loar & Sale, 1981):

$$LPU = \sum_{i=1}^n F(v_i) F(p_i) l_i \quad (3)$$

LPU (m) - largura ponderada utilizável

n - número de subsecções na secção transversal

l_i (m) - largura da subsecção i

$F(v_i)$ - factor de ponderação para a velocidade média na subsecção i

$F(p_i)$ - factor de ponderação para a profundidade média na subsecção i

A curva dos factores de ponderação pode ser obtida através de opinião pericial ou observação experimental, tendo em consideração as preferências das populações das espécies potencialmente existentes no curso de água em análise (Loar & Sale, 1981).

Pruitt e Nadeau (1978 *in* Wesche & Rechar, 1980) propuseram a utilização das curvas desenvolvidas por "Cooperative Instream Flow Service Group", U.S.F.W.S. (actualmente, "Aquatic Systems Branch of the National Ecology Research Center").

A recomendação de valores para o caudal ecológico é realizada com base nas curvas de LU ou LPU em função do caudal, em cada secção transversal. O caudal mínimo considerado

aceitável para a migração de salmonídeos é o caudal que combina os critérios de profundidade mínima e velocidade máxima, em pelo menos 25% da largura total da secção transversal e numa extensão contínua equivalente a 10% da largura total (Thompson, 1972 *in* Loar & Sale, 1981). O caudal óptimo para a postura é aquele que permite condições adequadas no que respeita à velocidade e profundidade do escoamento, para a maior extensão do leito em que o substrato tem a granulometria adequada. O caudal que permite condições adequadas de velocidade e profundidade para cerca de 80% da extensão anteriormente definida é considerado o caudal mínimo para a postura (Loar & Sale, 1981).

Uma das principais vantagens deste método resulta do facto de as recomendações poderem ser feitas sazonalmente, variando o caudal ecológico recomendado com as necessidades ao longo do ciclo de vida das espécies seleccionadas (Loar & Sale, 1981).

3. 5. Métodos de determinação do caudal de limpeza e do caudal de manutenção das características do leito

Reiser *et al* (1987, 1989a,c) referem três classes principais de métodos para a determinação do caudal de limpeza e do caudal de manutenção das características do leito:

i) métodos hidrológicos, em que o valor do caudal é calculado com base em registos de caudais, sendo definido como uma percentagem do caudal médio anual (de que constituem exemplos o Método de Tennant, o Método de Hope e o Método do "Northern Great Plains Resource Program"), como um caudal de cheia com um determinado intervalo de retorno (por exemplo 2 anos) ou como um caudal que é excedido, por exemplo, 5% do tempo;

ii) métodos baseados na morfologia do leito, em que é identificado um parâmetro de forma, como por exemplo a profundidade do leito;

iii) métodos baseados em equações de transporte sólido, correspondendo o caudal de limpeza ou o caudal de manutenção das características do leito ao caudal que é necessário para remover os sedimentos de uma dada granulometria. A equação de Shields é a equação mais utilizada, para o cálculo deste caudal..

Reiser *et al* (1987, 1989a,c) consideram para a determinação do caudal de limpeza e do caudal de manutenção das características do leito os seguintes factores: a topografia, geologia, a localização de fontes de sedimentos (a montante e a jusante do projecto), as características da ocupação e o grau de erosão do solo na bacia hidrográfica correspondente

ao trecho do curso de água abrangido pelo aproveitamento, a sensibilidade do biota à deposição de material fino no leito ou à alteração na configuração e largura do leito, as características do regime hidrológico do curso de água, a magnitude dos caudais de cheia, e o modo de operação do aproveitamento hidráulico.

É igualmente importante saber durante quanto tempo e em que época do ano se deverá verificar a descarga, para o que se deverá tomar em consideração as espécies presentes e a sua biologia, assim como as características do regime hidrológico do curso de água e as características do projecto do aproveitamento hidráulico. Do ponto de vista biológico, os caudais de limpeza e os caudais de manutenção das características do leito deverão ser descarregados preferencialmente durante a época de ocorrência natural das cheias. Outro importante factor a tomar em consideração é a qualidade da água do caudal descarregado, em particular o teor em oxigénio (Reiser *et al*, 1987; Gordon *et al*, 1992),

Reiser *et al* (1987b,c) consideram que não há métodos padrão para a determinação da magnitude dos caudais de limpeza e manutenção das características do leito, recomendando que os caudais obtidos sejam confirmados com observação de campo e, se possível, com programas de monitorização, para a caracterização quer da composição do caudal sólido, quer da composição do substrato do leito do curso de água.

4. METODOLOGIA INCREMENTAL

4.1. Princípios gerais

A Metodologia Incremental (IFIM) foi desenvolvida por "Cooperative Instream Flow Service Group", actualmente "Aquatic Systems Branch of the National Ecology Research Center", U.S.F.W.S., em Fort Collins (Bovee & Cochnauer, 1977 *in* Bovee 1978a), para a resolução de problemas de gestão dos recursos hídricos que envolvam a definição e implementação de um regime hidrológico, para diminuir ou limitar o stress nos ecossistemas (Bovee, 1982; Herricks & Braga, 1987; Gan & McMahon, 1990; Gore *et al*, 1992). Esta metodologia é original no modo como relaciona dois domínios tradicionalmente considerados distintos, a hidráulica e a biologia das espécies dulciaquícolas, em particular das espécies piscícolas (Fragnaud, 1987).

A IFIM pode ser definida como um conjunto de processos analíticos e de modelos de computador elaborados para prever mudanças nos habitats dulciaquícolas devido a alterações do caudal do curso de água. O carácter incremental desta metodologia prende-se com o modo como cada problema é encarado, permitindo que a solução seja encontrada a partir de variações incrementais do caudal, a partir de uma solução inicial, considerando várias alternativas, o que é adequado à resolução de problemas que envolvam utilizações conflituais, com múltiplas soluções (Bovee, 1982; Gore *et al*, 1992). A aplicação da IFIM envolve o desenvolvimento de um procedimento específico de cada problema em análise.

A IFIM foi originalmente desenvolvida para pequenos cursos de água de montanha (Mathur *et al*, 1985), sendo mais tarde aplicada a rios de temperaturas mais elevadas e com maior diversidade de espécies (Orth, 1980 *in* Bain & Boltz, 1989; Orth & Maughan, 1981, 1982, Osborne *et al*, 1988).

A variável de decisão gerada pela IFIM é a área de habitat total disponível para as espécies piscícolas, considerando o macro e o microhabitat, sendo estimadas as alterações na área de habitat disponível para cada fase do ciclo de vida (alevim, juvenil, adulto), ou para uma actividade particular (reprodução, alimentação, repouso), devido a mudanças no regime hidrológico do curso de água (Bovee, 1982; Gan & McMahon, 1990). O caudal ecológico, em geral recomendado, corresponde ao valor mais alto de um conjunto de caudais mínimos calculados para várias espécies piscícolas e que, por isso, será suficiente para a manutenção das populações piscícolas existentes (Bovee *et al*, 1978 *in* Gore *et al*, 1991; Bovee, 1982). Inicialmente aplicado a espécies piscícolas, a IFIM é, actualmente, também aplicado a

outras espécies, nomeadamente macroinvertebrados bentónicos (Gore & Judy, 1981; Bovee, 1986; Orth, 1987; Jowett & Richardson, 1990; Jowett *et al*, 1991).

A IFIM pode ser aplicada não só a estudos de determinação do caudal ecológico, mas também a estudos de avaliação de impactes nos ecossistemas resultantes de qualquer tipo de perturbação que ocorra no curso de água, nomeadamente alterações no regime hidrológico, nas características geomorfológicas do leito, descarga de efluentes ou alterações, em sentido lato, da ocupação do solo ao nível da bacia hidrográfica (Wesche & Rechar, 1980; Bovee, 1982; Cavendish & Duncan, 1986; Costa, 1988; Costa *et al*, 1988).

A IFIM permite considerar o caudal necessário para a manutenção dos ecossistemas como um uso da água, ao mesmo nível que os outros usos, nomeadamente o abastecimento doméstico e industrial, a rega e a produção de energia (Bovee, 1982). Segundo Gore e Nestler (1988), a IFIM é adequada para a resolução de conflitos de uso da água, permitindo incluir no processo de decisão uma estimativa do ganho ou da perda de habitats. Esta metodologia pode igualmente ser aplicada à determinação do caudal mínimo necessário para a manutenção de outros usos da água como sejam as actividades de recreio e a navegação, para estudos de paisagem (Garn, 1986; Gore, 1989a) e para a conservação do património natural, como foi o caso do "Dinosaur National Monument" (Bassim, 1985).

4. 2. Estratégia analítica

A estratégia analítica global da "Instream Flow Incremental Methodology" consiste em oito etapas (Fig. 3) (Bovee, 1982):

1ª Etapa: Determinação da influência das características da bacia hidrográfica no macrohabitat, na situação com e sem projecto. A caracterização da bacia hidrográfica deverá incluir o regime hidrológico, os aspectos de qualidade da água e fontes poluidoras, erosão e transporte sólido, distinguindo os factores que podem ser alterados através de diferentes alternativas de gestão de recursos hídricos daqueles que dependem do uso do solo. A caracterização da bacia hidrográfica permitirá analisar as alterações introduzidas pelo projecto nas condições actuais e avaliar a eficácia da manutenção de um regime hidrológico como potencial medida de minimização dos impactes negativos. Esta etapa permitirá determinar se deve ser realizado um estudo desta natureza, ou se o mesmo deve ser diferido no tempo, ou se não deve ser realizado, o que depende do estado de equilíbrio da bacia hidrográfica; se esta não estiver numa situação de equilíbrio há quatro opções:

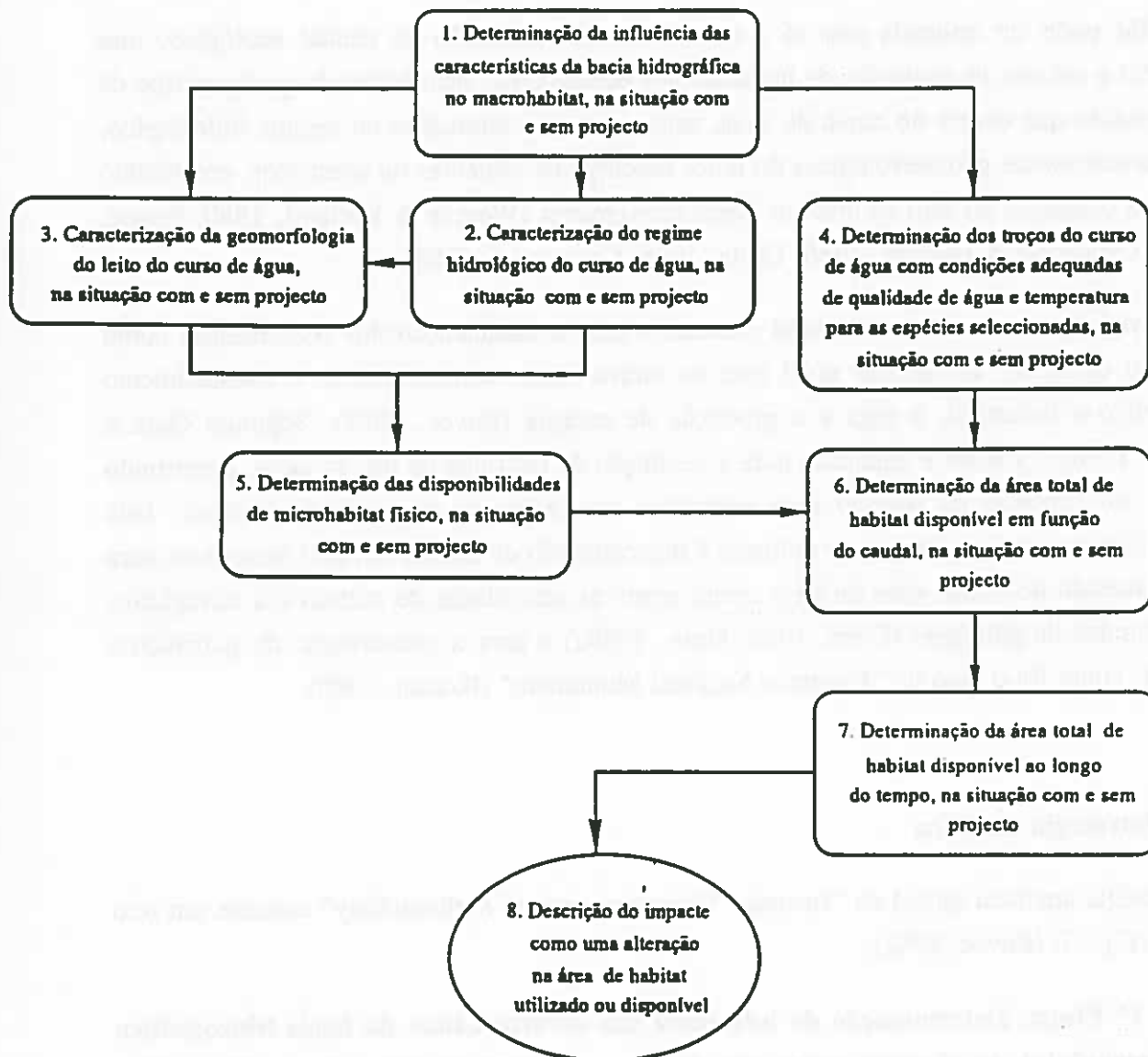


Fig. 3 - Estratégia analítica da "Instream Flow Incremental Methodology" (IFIM) (adaptado de Bovee, 1982).

i) adiar o estudo até ser restabelecido uma situação de equilíbrio; ii) prever o regime hidrológico, as características geomorfológicas do leito e a qualidade da água, após um certo tempo de recuperação e dar início ao estudo; iii) recomendar acções que permitam acelerar o processo de recuperação e iv) desistir do estudo e monitorizar a recuperação.

2ª Etapa: Caracterização do regime hidrológico do curso de água, na situação com e sem projecto, sendo os resultados desta etapa utilizados para determinar: i) as alterações nas características geomorfológicas do leito; ii) as consequências na qualidade da água e iii) a gama de caudais, a partir dos quais será calculada a disponibilidade de microhabitat.

3ª Etapa: Caracterização das características geomorfológicas do leito do curso de água, na situação com e sem projecto, sendo estes factores determinantes das características físicas do microhabitat. O leito está em equilíbrio quando: i) a bacia hidrográfica e o leito estão em equilíbrio; ii) o projecto não afecta directamente ou indirectamente as características geomorfológicas do leito e iii) a relação caudal líquido/caudal sólido (particularmente durante as grandes cheias) é constante. Se o leito não estiver em equilíbrio, poder-se-á: i) diferir a aplicação da IFIM até que seja atingido um novo equilíbrio; ii) aplicar a IFIM mas avaliando o sistema periodicamente até ser atingido o novo equilíbrio, revendo então as recomendações relativas aos caudais mínimos ou iii) prever, antes da aplicação da IFIM, as características do leito quando o novo equilíbrio for estabelecido. A última opção é a mais recomendada para estudos de minimização de impactes de projectos que envolvam alterações do leito, nomeadamente no transporte sólido.

4ª Etapa: Determinação dos troços do curso de água com condições adequadas de qualidade de água e temperatura para as espécies seleccionadas, tendo em consideração a situação com e sem projecto, recorrendo aos vários modelos disponíveis.

5ª Etapa: Determinação das disponibilidades de microhabitat físico, na situação com e sem projecto, recorrendo ao Sistema de Simulação do Habitat Físico ("Physical

Habitat Simulation System", na terminologia anglo-saxónica) (PHABSIM), constituído por um conjunto de programas de simulação hidráulica e de simulação de habitat, que permite relacionar as alterações de caudal e/ou as alterações nas características geomorfológicas do leito com a área de microhabitat disponível (definido em função da velocidade, da profundidade, do substrato e da cobertura e dos critérios de aptidão para as espécies em questão).

6ª Etapa: Determinação da área total de habitat disponível em função do caudal, na situação com e sem projecto. A área total de habitat disponível no curso de água, para uma dada espécie e para um dado caudal, é definida pela intersecção das áreas, respectivamente, de macrohabitat e de microhabitat, para esse mesmo caudal.

7ª Etapa: Determinação da área de habitat disponível ao longo do tempo, na situação com e sem projecto. A área total de habitat em função do caudal (na situação com e sem projecto) é combinada com uma série temporal de caudais (na situação com e sem projecto) e a informação sobre a periodicidade das espécies, de modo a estabelecer uma série temporal do habitat disponível para cada fase do ciclo de vida, na situação com e sem projecto.

8ª Etapa: Descrição do impacte como uma alteração na área de habitat utilizado ou disponível. O impacte na ictiofauna é normalmente quantificado mediante a diferença entre as curvas das séries temporais do habitat disponível definidas na situação com e sem projecto. Outros modos de quantificação utilizam estatísticas da área de habitat disponível, por exemplo a curva de duração de habitat, ou estatísticas da população, nomeadamente séries temporais efectivas de habitat.

4. 3. Aplicação da metodologia

As entidades e grupos de utilizadores que gerem ou beneficiam de um recurso hídrico deverão definir quais os objectivos de conservação e preservação dos ecossistemas aquáticos, ao nível do processo de planeamento, gestão, avaliação ou minimização de

impactes. Questões como a percentagem de redução de habitats e a perda de espécies em favor de outros usos da água deverão ser colocadas, já que estas decisões influenciarão a gama de caudais mínimos possíveis e as conclusões do estudo (Bovee, 1982; Gore *et al*, 1992). Gore e Nestler (1988) e Gore (1989c) salientam a importância de uma decisão multidisciplinar, antes do início da cada aplicação da IFIM.

Na prática, a aplicação da IFIM traduz-se em seis fases (Bovee, 1982):

1. Descrição do estado actual do sistema, abrangendo o macrohabitat e o microhabitat.

2. Determinação das expressões matemáticas e das relações funcionais que expressem a disponibilidade temporal em termos de macro e microhabitat do actual sistema e cálculo da área total de habitat disponível.

3. Mudança incremental de uma ou mais variáveis, por exemplo o caudal, que reflectam uma dada alternativa de gestão e determinação de um novo estado do sistema, em termos da área total de habitat disponível nas novas condições. Esta etapa requiere o cálculo da área total de habitat disponível ao longo do tempo, na situação com e sem projecto.

4. Determinação de acções alternativas ou processos de minimização para diminuir ou eliminar impactes negativos, eventualmente encontrados na etapa anterior.

5. Repetição das etapas 3 e 4 de modo a determinar um conjunto de alternativas em termos de gestão e de minimização de impactes negativos.

6. Avaliação das alternativas a fim de assegurar que elas permitam atingir os objectivos de gestão e a resolução de conflitos do uso da água, assim como definir recomendações e/ou medidas de minimização, tendo em consideração as várias entidades envolvidas.

4. 4. Acções que precedem a aplicação da metodologia.

4. 4. 1. Definição da área de estudo

A área de estudo é definida em função do nível de análise, podendo ser considerados três níveis (Bovee, 1982):

i) planeamento e gestão dos recursos hídricos, em que é considerada a bacia hidrográfica;

ii) estudos de âmbito local, em que se pretende definir um regime de caudais como medida de minimização da alteração do regime hidrológico, podendo abranger parte ou a globalidade do curso de água e afluentes;

iii) estudos de avaliação de impacte de projectos, que são de um modo geral confinados ao trecho do curso de água e afluentes que, de uma forma directa ou indirecta, serão afectados, dependendo a área estudada da extensão geográfica das perturbações.

A definição da área de estudo deverá ter em conta a distribuição longitudinal das espécies piscícolas ao longo do ano no curso de água e as características do microhabitat utilizadas pelas espécies durante cada fase do ciclo de vida.

4. 4. 2. Selecção das variáveis ambientais

São seleccionadas as variáveis que poderão ser afectados pela alteração do regime hidrológico e que determinam a área de habitat disponível para as espécies seleccionadas. Atendendo que em qualquer aplicação da IFIM as alterações das componentes do microhabitat, velocidade e profundidade do escoamento, cobertura e substrato, são sempre avaliadas, esta etapa refere-se em especial às componentes do macrohabitat, em particular às condições de equilíbrio e características geomorfológicas do leito, qualidade da água e temperatura. Relativamente a cada componente deverão ser abordados dois aspectos: i) a existência de uma situação de desequilíbrio que poderá ser agravada pela alteração do regime hidrológico e ii) se o estado actual do sistema corresponde ao estado natural ou a um estado satisfatório do ponto de vista de gestão, e se esta situação é alterada pela acção proposta. A selecção das variáveis ambientais a incluir na aplicação da IFIM é um passo delicado, dado que a exclusão incorrecta de uma variável poderá conduzir à invalidade dos estudos (Bovee, 1982).

4. 4. 3. Selecção das espécies

A selecção das espécies e estádios de vida a utilizar na IFIM é um passo crítico (Orth, 1987). Em geral, são seleccionadas espécies com interesse para a pesca desportiva ou profissional, espécies com interesse conservacionista (espécies endémicas, raras ou em

perigo) (Bovee, 1982) ou simplesmente espécies para as quais existe informação acerca das necessidades em termos de habitat, o que não constitui necessariamente a melhor estratégia (Leonard & Orth, 1988).

O U.S.F.W.S (1980 *in* Bovee, 1982) propõe uma metodologia baseada num sistema de classificação de 1 a 5 de três descritores: i) importância das espécies do ponto de vista do planeamento e gestão dos recursos naturais, ii) vulnerabilidade das espécies e iii) disponibilidade de informação sobre as espécies. São seleccionadas as espécies cujo total dos três descritores seja o mais elevado.

A selecção dos organismos poderá incidir, complementarmente, sobre as espécies de que os peixes se alimentam, nomeadamente macroinvertebrados, dado que a sua distribuição e abundância condicionará a distribuição e abundância das espécies piscícolas. Este critério obriga à caracterização do regime alimentar e à caracterização dos factores ambientais de que depende a disponibilidade de alimento (Bovee, 1982; Orth, 1987). Por outro lado, os níveis tróficos mais baixos são geralmente menos móveis, apresentando-se mais sensíveis a variações do caudal, pelo que a utilização de macroinvertebrados conjuntamente com os peixes permitirá aumentar o rigor na determinação do caudal ecológico (Gore & Judy, 1981; Herricks & Braga, 1987; Orth, 1987; Gore, 1989c; Gore *et al*, 1992).

Uma outra abordagem será a utilização de espécies indicadoras, espécies cuja distribuição e abundância são determinadas por estreitos limites de tolerância relativamente ao caudal e, conseqüentemente, à velocidade e profundidade do escoamento, qualidade da água e temperatura, considerando-se que enquanto as condições do meio se mantiverem a níveis satisfatórios para estas espécies, também se manterão para o resto da comunidade (Bovee, 1974 *in* Bovee 1982; Orth, 1987). A utilização de espécies indicadoras tem como desvantagens o facto de estas serem muito especializadas e com distribuição limitada (Orth, 1987).

Em cursos de água que apresentem uma grande diversidade específica (cursos de água não salmonícolas), não é frequentemente viável a análise de habitat para todas as espécies. Nestes casos, a selecção das espécies pode ser simplificada agrupando as espécies em "guilds" de habitat (Landres, 1983; Verner, 1984; Szaro, 1986; Leonard & Orth, 1988; Bain & Boltz, 1989), entendendo-se por "guild" um grupo de espécies que explorem a mesma classe de recursos, de uma forma semelhante (Root, 1967 *in* Leonard & Orth, 1988). Espécies que explorem os mesmos recursos deverão ser afectadas de forma similar pela alteração daqueles recursos: uma vez avaliado o impacte sobre uma espécie da "guild",

é possível estimar o impacto sobre as restantes espécies da mesma "guild" (Severinghaus, 1981 *in* Szaro, 1986; Roberts & O'Neil, 1985 *in* Leonard & Orth, 1988). Como salientam Bain e Boltz (1989), a utilização do habitat varia consideravelmente ao longo do ciclo de vida dos organismos; conseqüentemente, muitos investigadores dividem as espécies em grupos, de acordo com o tamanho ou fase do ciclo de vida, organizando então estas novas entidades em "guild" (Bain *et al*, 1988).

4. 4. 4. Escolha da época

A escolha da época para a realização dos estudos deverá ter em consideração a variação temporal das condições de macro e de microhabitat. A variação das condições de macrohabitat ao longo do ano, traduz-se pela variação da distribuição longitudinal das espécies no curso de água durante o ano. Por outro lado, as espécies utilizam diferentes tipos de microhabitat durante o ciclo de vida, pelo que é necessário saber quais os tipos de microhabitat que cada espécie utiliza ao longo do ano. Nesse sentido, reveste-se de interesse prático a elaboração de uma Tabela de Periodicidade, que descreve a distribuição natural da espécie pelos diferentes tipos de microhabitat durante o ano.

4. 4. 5. Selecção dos locais de amostragem

No sentido de minimizar os recursos humanos e financeiros envolvidos, assim como o tempo dispendido, os locais de amostragem definidos para a caracterização do macro e microhabitat deverão, sempre que possível, coincidir.

Para a caracterização do macrohabitat, o trecho do curso de água em estudo é dividido em segmentos, devendo o número de segmentos ser equivalente ao número de diferentes macrohabitats existentes na área de estudo. Bovee (1982) define como segmento longitudinal uma fracção do curso de água homogénea quanto ao regime hidrológico e características geomorfológicas do leito, mas não necessariamente quanto à temperatura, qualidade da água ou composição em espécies. Este autor sugere a definição de um segmento, quando:

i) ocorre uma variação igual ou superior a 10% de um caudal de referência (por exemplo, um caudal médio mensal), devido à confluência com um afluente, a uma derivação de caudal ou a condições geológicas particulares;

ii) ocorrem alterações do declive, que são detectadas pela análise do perfil longitudinal do curso de água: as mudanças abruptas (Fig. 4A) constituem bons locais para a marcação do limite de um segmento, enquanto que troços com cotas elevadas (Fig. 4A) ou mudanças graduais e uniformes do declive dificultam a marcação dos limites (Fig. 4B).

iii) ocorrem alterações nos fenómenos de erosão, sedimentação e transporte sólido, a que estão associadas alterações na geomorfologia do leito do curso de água. Deve-se ainda ter em consideração a existência de depósitos de materiais, zonas de deslizamento de terras ou zonas fortemente erodidas e afluentes com caudal sólido importante.

iv) ocorrem alterações significativas da configuração do leito, de que sinuosidade, definida como a razão entre o comprimento do leito e o comprimento do vale, é em geral um bom índice de classificação. Uma alteração de 25% do valor da sinuosidade permite definir o limite de um segmento, em cursos de água rectos ou sinuosos e em cursos de água meandrizados. Em cursos de água entrançados, em que o conceito de sinuosidade não é aplicável, recorre-se à razão largura/profundidade, definindo-se um segmento quando se verifica uma mudança superior a 25%.

v) a existência de fontes poluidoras de origem pontual ou difusa.

vi) a existência de quaisquer obras que afectem o curso de água (barragens, derivações, regularizações, etc.).

No que se refere ao microhabitat, a selecção de locais de amostragem deverá ter em conta a definição de troços representativos e de troços críticos num segmento.

Os troços representativos são fracções do curso de água que representam parte ou a totalidade do segmento, constituindo um potencial local de amostragem. Como regra geral, os troços representativos representam no mínimo cerca de 10% do comprimento total do segmento do curso de água. A selecção de troços representativos pode ser feita segundo várias técnicas de amostragem, salientando-se a distância uniforme, zonação explícita ou amostragem aleatória. Após o reconhecimento no campo, serão seleccionados os locais de amostragem com base na acessibilidade e apoio logístico necessário, tendo em consideração que só é necessário seleccionar um troço representativo por cada tipo de microhabitat que ocorre no segmento.

Os troços críticos são fracções do curso de água que correspondem a um tipo particular de microhabitat, especialmente sensível a alterações do caudal, que é essencial para que as espécies completem o ciclo de vida. Os troços críticos estão frequentemente associados à migração e reprodução dos adultos e crescimento dos alevins. Como exemplos de troços críticos para a migração das espécies piscícolas refira-se os troços onde se verifica a

presença de rápidos, pequenos açudes, dispositivos de transposição para peixes, etc. Um outro tipo de trecho crítico corresponde a um trecho que apresenta uma produtividade elevada ou possui espécies raras ou em perigo (Bovee, 1982).

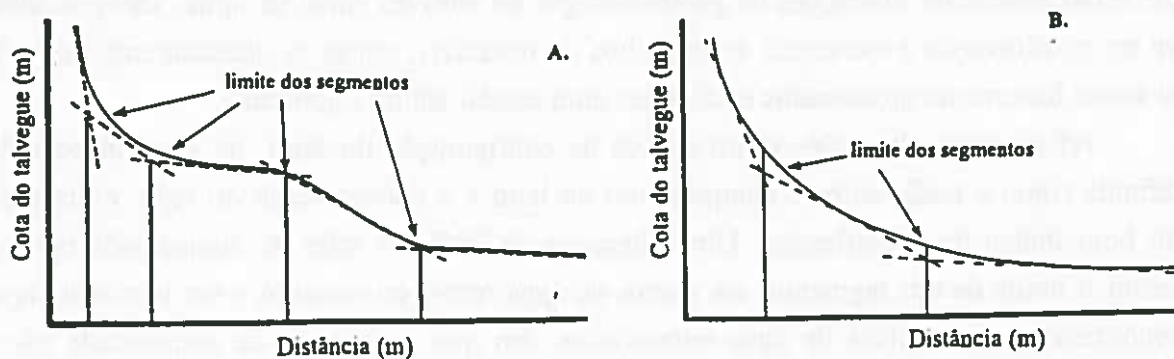


Fig. 4 - Definição de segmentos segundo alterações no declive do curso de água (in Bovee, 1982):

- A. perfil longitudinal com variações longitudinais bruscas do declive ao longo do seu percurso;
- B. perfil longitudinal sem variações bruscas do declive ao longo do seu percurso.

A EDF - Electricité de France (in Sabaton, 1991) propõe para a selecção dos locais de amostragem para a caracterização do microhabitat, uma abordagem baseada no estudo de fácies de escoamento, particularmente adequada para rios de montanha. Nesta abordagem, o trecho do curso de água é dividido num conjunto de zonas de comprimento variável, homogéneas no que se refere à velocidade e profundidade do escoamento e substrato, denominadas fácies, sendo seleccionadas as fácies representativas dos tipos de microhabitat existentes (Malavoi, 1989; Chaverroche, 1990; Sabaton, 1991). As fácies representativas são seleccionadas mediante: i) a realização de medições dos parâmetros morfodinâmico em cada uma das fácies existentes na fracção do curso de água e análise estatística da

informação disponível; ii) o zonamento do trecho do curso de água por observação directa, com base na tipologia dos fácies, e escolha *in situ* das fácies mais representativas de cada tipo (Sabaton, 1991).

4. 5. Sistema de Simulação do Habitat Físico

4. 5. 1. Princípios Gerais

O Sistema de Simulação do Habitat Físico ("Physical Habitat Simulation System", na terminologia anglo-saxónica) (PHABSIM) é um conjunto de modelos de simulação hidráulica e de simulação de habitat, constituindo uma das principais componentes da IFIM. O PHABSIM permite relacionar as alterações de caudal e as alterações na geomorfologia do leito com a área de microhabitat (definido pelos parâmetros profundidade e velocidade do escoamento, substrato e cobertura) disponível para uma determinada espécie piscícola (ou de macroinvertebrados), considerando as várias fases do ciclo de vida (alevim, juvenil e adulto) ou actividades específicas (reprodução, desova, alimentação e repouso) (Bovee, 1982, 1986).

Herricks e Braga (1987) propõem a aplicação dos princípios e da estrutura do PHABSIM a outras variáveis que caracterizam o habitat, como sejam os parâmetros de qualidade da água, nomeadamente substâncias tóxicas, como a amónia, o boro, o cádmio, os cloretos, o crómio, o cobre, o cianeto, o ferro, o chumbo, o manganésio, o mercúrio, o níquel, os fenóis e zinco.

O PHABSIM baseia-se nos seguintes princípios:

i) a distribuição longitudinal e lateral dos organismos lóticos é determinada, entre outros factores, pelas características hidráulicas, estruturais e morfológicas do curso de água (Scarnecchia, 1988; Gore *et al*, 1991), sendo para as espécies piscícolas, a profundidade, a velocidade e o substrato do leito, os principais factores determinantes (Fragnaud, 1987);

ii) cada organismo tende a seleccionar no curso de água as condições morfodinâmicas que lhe são mais adequadas, correspondendo a cada variável ambiental (velocidade e profundidade do escoamento, substrato e cobertura) um grau de preferência que é proporcional à aptidão do valor da variável para a espécie (Bovee, 1982);

iii) a área do curso de água, que possui as condições ambientais para a manutenção de uma população piscícola (ou outra), pode ser quantificada em função do caudal e da estrutura do leito (Bovee, 1982; Gore *et al*, 1989).

A aplicação do PHABSIM compreende a realização das seguintes etapas (Bovee, 1982) :

1ª etapa: Determinação da distribuição longitudinal e lateral da velocidade e da profundidade do escoamento, que são definidas como funções do caudal, recorrendo a modelos de simulação hidráulica, e caracterização do substrato e da cobertura, que são considerados constantes para cada caudal.

São definidas células rectangulares ou trapezoidais, caracterizadas por valores únicos das variáveis velocidade e profundidade do escoamento, substrato e cobertura (Fig. 5) (Bovee, 1978a; Loar & Sale, 1981).

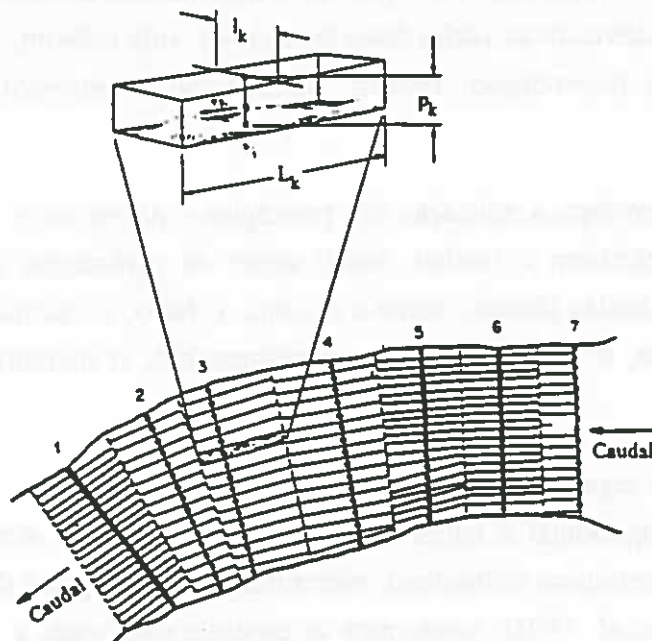


Fig. 5 - Definição de seções transversais e de células no trecho do curso de água. Para uma célula k , a área, a_k , e o caudal, Q_k , são calculados pelas expressões: $a_k = l_k \times L_k$ e

$Q_k = l_k \times p_k \times v_k$ (in Loar & Sale, 1981).

2ª etapa: A aptidão de cada célula para um dado estágio do ciclo de vida de uma espécie é calculada através da aplicação de critérios de aptidão de habitat. Com base nestes critérios é calculado o índice de aptidão, que reflecte a preferência relativa da espécie, numa fase do ciclo de vida ou durante uma actividade, por uma determinada combinação de características morfológicas e hidráulicas definidas na célula para um caudal (Bovee, 1982). Este índice, designado por autores mais recentes por factor de aptidão conjunta, pode ser definido por uma das seguintes expressões (Milhous *et al*, 1989; Gan & McMahon, 1990):

$$IA_k = f_1(v_k) \cdot f_2(p_k) \cdot f_3(il_k) \quad (4)$$

$$IA_k = [f_1(v_k) \cdot f_2(p_k) \cdot f_3(il_k)]^{1/3} \quad (5)$$

$$IA_k = \min [f_1(v_k) \cdot f_2(p_k) \cdot f_3(il_k)] \quad (6)$$

IA_k - índice de aptidão da célula k

$f_1(v_k)$, $f_2(p_k)$, $f_3(il_k)$ - funções, respectivamente, da velocidade e da profundidade do escoamento e do índice do leito⁴ na célula k .

A equação (4) corresponde ao cálculo do IA_k através da multiplicação simples, em que cada factor tem igual peso no valor final. Esta equação implica uma acção sinérgica, em que o óptimo do habitat é atingido quando todas as variáveis consideradas tiverem atingido igualmente o óptimo. É a mais frequentemente utilizada.

A equação (5) utiliza a média geométrica das funções. Implica efeitos de compensação, *i.e.*, se duas ou mais variáveis estiverem na gama do óptimo, o valor da terceira variável tem pouca importância, a menos que seja igual a zero.

Na equação (6), a área da célula é multiplicada pelo valor mínimo das três funções, ou seja, o habitat não é melhor que a pior componente.

⁴ O índice do leito exprime uma combinação das variáveis substrato e cobertura, permitindo considerar uma única função.

3ª etapa: A área de cada célula é ponderada pelo índice de aptidão, obtendo-se um índice de habitat potencial, denominado superfície ponderada utilizável (SPU) ("surface pondérée utile", na terminologia francesa e "weighted usable area" (WUA), na terminologia anglo-saxónica) para cada célula (Bovee, 1982):

$$SPU_k = IA_k \cdot a_k \quad (7)$$

SPU_k (m²/km) - superfície ponderada utilizável da célula k

IA_k - índice de aptidão da célula k

a_k (m²) - área da célula k

O valor do SPU para um trecho do curso de água, com n células, e para um caudal Q , será então dado por (Bovee, 1982):

$$SPU_Q = \sum_{k=1}^n IA_k \cdot a_k \quad (8)$$

ou por (Milhous *et al*, 1989; Gan & McMahon, 1990):

$$SPU_Q = \sum_A IA da$$

A EDF - Electricité de France (*in* Sabaton, 1991) sugere um índice, valor do habitat (VH), dado pela seguinte expressão:

$$VH = \frac{SPU}{a_T} \quad (10)$$

VH - valor de habitat

SPU (m²/km) - superfície ponderada utilizável

a_T (m²) - área total do trecho do curso de água

O valor de habitat é um índice de qualidade que permite quantificar a aptidão média do meio para acolher uma espécie numa fase do ciclo de vida (Chaveroche, 1990; Parent; 1990; Sabaton, 1991).

A temperatura pode ser também considerada na simulação física do habitat, se houver disponibilidade de informação para a espécie ou espécies em questão (Milhous *et al*, 1989):

$$SPU_{\hat{c}} = SPU_{\hat{c}} \cdot m(T) \quad (11)$$

$SPU_{\hat{c}}$ (m^2/km) - superfície ponderada utilizável considerando o efeito da temperatura

$m(T)$ - função da temperatura

4. 5. 2. Critérios de aptidão de habitat

4. 5. 2. 1. Categorias de critérios

Os critérios de aptidão de habitat podem ser de três categorias, dependendo da informação utilizada e do modo como esta é obtida (Bovee, 1986).

A. Categoria I

Os critérios de categoria I são desenvolvidos a partir de informação bibliográfica disponível, conhecimento pericial e experiência profissional sobre uma espécie, com recurso a pouca ou nenhuma informação de campo. A falta de dados empíricos, na base do seu desenvolvimento, constitui uma das principais críticas a esta categoria de critérios; no entanto, e de um modo geral, estudos realizados *a posteriori* para o desenvolvimento de critérios da categoria II têm mostrado concordância entre as duas categorias (Bovee, 1986).

O desenvolvimento de critérios com base em opinião pericial e experiência profissional pode ser conseguido através de: i) discussões informais entre um grupo de participantes, orientadas por um moderador (Bovee, 1986); ii) aplicação da técnica de Delphi (Bovee, 1986; Crance, 1987*a,b*) e iii) reconhecimento da distribuição dos microhabitats das espécies no curso de água, através da observação *in loco* por peritos, e quantificação da área através do desenvolvimento de curvas de frequência, em que a uma resposta positiva é atribuído o

valor 1 e a uma resposta negativa o valor 0. Esta técnica é expedita, particularmente para espécies dificilmente observáveis no campo (como por exemplo, espécies raras ou em perigo), e exige pouco equipamento especializado (Bovee, 1986; Chaverroche *et al*, 1987; Chaverroche & Sabaton, 1989; Chaverroche, 1990).

Os critérios desta categoria estão limitados à informação e conhecimento disponíveis. A aplicação de qualquer uma das técnicas anteriores permite detectar lacunas de informação, contribuindo para identificar e definir áreas de investigação, no sentido de um melhor conhecimento da espécie (Bovee, 1986).

B. Categoria II

Os critérios desta categoria baseiam-se na análise de frequência das características do microhabitat ocupado pelos indivíduos, no momento em que estes são observados ou capturados, sendo desenvolvidas funções de uso. A expressão que define estas funções é $P[C|I]$, ou seja, a probabilidade de ocorrência de um determinado conjunto de condições ambientais C dada a presença de um indivíduo I . As funções de uso representam as características de habitat preferidas e seleccionadas por uma espécie (numa fase do ciclo de vida ou para uma actividade), sendo esta selecção limitada pelas condições ambientais disponíveis no momento da amostragem. Assim, as funções de uso podem não descrever de forma rigorosa as preferências da espécie porque, por exemplo, as condições óptimas não estão presentes ou têm pequena representação no curso de água. Estas funções têm, por isso, uma aplicação restrita ao curso de água para o qual foram desenvolvidas, ou a cursos de água de características muito semelhantes. A utilização desta categoria de critérios envolve a necessidade de desenvolver novas funções de uso, sempre que se pretende proceder à aplicação da metodologia num novo curso de água, o que não é muito eficaz atendendo aos recursos envolvidos e ao tempo dispendido (Bovee, 1982; 1986).

C. Categoria III

As limitações que se colocam à aplicação das funções de uso conduziram ao desenvolvimento das funções de preferência (Voos, 1981 *in* Bovee, 1982), cujo conceito base se prende com o facto de que se um organismo se encontra em proporção elevada num dado microhabitat, face à área disponível com essas características, é porque o organismo

seleccionou de forma activa esse microhabitat. Estas funções incluem a disponibilidade das condições ambientais, sendo a preferência relativa de um organismo definida pela seguinte expressão (Bovee, 1986):

$$P_r = \frac{P[C|I]}{P[C]} \quad (12)$$

P_r - índice de preferência relativa para uma espécie, para uma fase do ciclo de vida ou actividade, considerando um conjunto de condições ambientais

$P[C|I]$ - probabilidade de ocorrência de um conjunto de condições ambientais dada a presença de um ou mais indivíduos

$P[C]$ - probabilidade de ocorrência desse conjunto de condições ambientais no curso de água, no momento em que o indivíduo é observado ou capturado

A combinação óptima de valores das várias condições ambientais é atingida quando P_r atinge o valor máximo (Bovee, 1982).

Pode-se considerar que P_r é independente da biomassa, se o curso de água a partir do qual é determinado se encontrar na capacidade de suporte. Numa população cujo número de indivíduos está abaixo da capacidade de suporte do meio, só os locais mais favoráveis estão ocupados, o que não indica a gama de condições que a espécie utilizaria se fosse atingida a capacidade de suporte do meio. Esta função pode ser ainda dependente da biomassa na presença de outras espécies, se estas competirem pelos mesmos locais. Este aspecto é comum às três categorias de critérios referidas (Bovee, 1982).

A função de preferência é mais independente das condições do meio do que a função de uso, o que aumenta a possibilidade de aplicação dos critérios de categoria III a outros cursos de água. No entanto, estes critérios não têm carácter universal e dependem, em grau variável, das características do curso de água para o qual foram desenvolvidos. A principal desvantagem dos critérios deste tipo é o volume de informação necessária, que pode aumentar entre 20 a 100% o trabalho de campo necessário em comparação com os critérios de categoria II (Bovee, 1986).

O principal problema do desenvolvimento dos critérios de categorias II e III prende-se com os erros associados aos métodos de amostragem e observação, durante a realização do programa de amostragem, para o conhecimento das preferências das espécies piscícolas (ou outras) relativamente às características do microhabitat (Bovee, 1986).

4. 5. 2. 2. Processamento da informação e forma de apresentação dos critérios

O processamento da informação sobre o uso e a preferência de microhabitat pode ser realizado mediante três técnicas principais (Bovee, 1986):

i) análise de histogramas, que consiste, de um modo geral, no ajustamento de uma curva ao histograma de frequências relativas de uso e disponibilidade de habitat. Embora conceptualmente simples, o ajustamento de uma curva pode-se tornar um processo complexo dependendo da irregularidade dos histogramas. Entre as vantagens desta técnica, refere-se o facto de não estar associada a uma função e a informação sobre a disponibilidade e uso das condições ambientais se apresentar na forma de frequências relativas, o que facilita o desenvolvimento dos critérios de preferência;

ii) limites de tolerância não paramétricos, que são utilizados para determinar a gama de valores de uma variável independente a que corresponde uma certa percentagem da população. Esta técnica apresenta várias vantagens: é de fácil utilização, pode ser utilizada para pequenas amostras, não é sensível a irregularidades da distribuição de frequências e não é necessário ajustar uma curva ou distribuição particular. No entanto, dado que a curva de aptidão que se obtém é uma curva de frequências acumulada, é necessário estimar a distribuição de frequências relativas para o cálculo da função de preferência.

iii) técnicas de regressão não linear, que podem ser utilizadas para ajustar curvas univariadas ou funções de densidade de probabilidade multivariadas. Voos *et al* (1981 in Bovee, 1982) e Gore e Judy (1981) sugerem o uso de funções polinomiais exponenciais multivariadas, como por exemplo (Bovee, 1986; Gore, 1989b):

$$P(p,v) = \frac{1}{N} e^{-(b_1 p + b_2 v + b_3 p^2 + b_4 v^2 + b_5 p v)} \quad (13)$$

$P(p,v)$ - probabilidade conjunta de utilização de uma combinação de valores de velocidade v e profundidade p

b_i - parâmetros de v , p e $p v$

N - termo normalizador

Posteriormente, Theilke (1985 in Bovee, 1986) desenvolveu uma segunda função multivariada, usando um modelo de regressão logística. A função logística toma a forma:

$$E\left(\frac{s}{n}\right) = \frac{e^{Bx}}{1 + e^{Bx}} \quad (14)$$

$E\left(\frac{s}{n}\right)$ - aptidão

Bx - função polinomial

s - número de resultados binários positivos

n - número de amostragens

A curva de preferência pode ser obtida segundo os mesmos métodos utilizados na análise de histogramas ou mediante a razão entre a função de uso e a função de disponibilidade, se estas forem do mesmo tipo ou ordem.

A apresentação das três categorias de critérios pode ser através de representação binária, curvas univariadas e superfícies de resposta multivariada (Fig. 6).

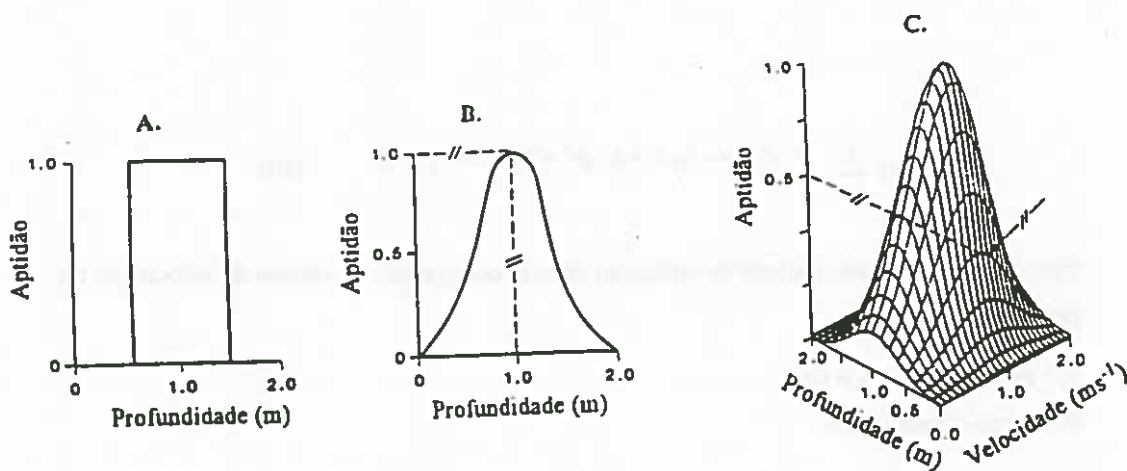


Fig. 6 - Forma de apresentação dos critérios de habitat, que podem ser utilizados no PHABSIM (in Bovee, 1986):

- A. representação binária;
- B. curva univariada;
- C. superfície de resposta multivariada.

A. Representação binária

A representação binária foi inicialmente utilizada por Collings *et al* (1972 in Bovee, 1982) e posteriormente melhorada por Hunter (1973 in Bovee, 1982) e Smith (1973). A representação binária atribui à gama de valores adequados de uma variável, para uma espécie, um valor de aptidão igual a 1, sendo atribuído a qualquer valor fora desse intervalo, um valor de aptidão igual a 0. Uma célula só é utilizável pela espécie se todas as variáveis tiverem um valor de aptidão igual a 1 (Bovee, 1982; 1986).

Uma das vantagens da representação binária é que a sua determinação não implica comportamento selectivo do organismo para as condições especificadas pelo critério. Esta vantagem constitui, por outro lado, uma limitação, dado que a aplicação deste critério não permite distinguir entre condições óptimas, subóptimas ou somente toleráveis. Esta representação pode ser aplicada quando pouca ou nenhuma informação sobre o organismo está disponível, dado que não é definida uma função que descreva preferências e não estão em jogo regras estatísticas, sendo suficiente o conhecimento pericial sobre a suficiência ou não das condições existentes (Bovee, 1982).

B. Curvas Univariadas

Waters (1976 *in* Bovee 1982) foi um dos primeiros autores a sugerir a utilização das curvas univariadas para descrever as características de comportamento de uma espécie, relativamente a uma variável física. O pico da curva corresponde às condições que a espécie selecciona como preferidas ou óptimas, às quais é atribuído o valor de aptidão 1,0; à cauda da curva corresponde o valor 0,0. Entre 0,0 e 1,0 verifica-se toda a gama de valores de aptidão.

As curvas univariadas pressupõem a independência entre variáveis, ou seja, a selecção de um determinado conjunto de condições ambientais por um organismo, não é significativamente afectada pela interacção entre as variáveis. Este pressuposto tem sido sujeito a crítica por vários autores, dado que nem sempre se verifica, quer para as espécies piscícolas (Orth & Maughan, 1982; Mathur *et al*, 1985), quer para as espécies bentónicas (Gore & Judy, 1981; Orth & Maughan, 1983), podendo conduzir a interpretações erróneas do modelo ou invalidar a aplicação.

As curvas univariadas têm várias vantagens: podem ser elaboradas a partir do ajustamento de uma curva a um histograma, permitem a utilização de funções matemáticas muito complexas com relativa facilidade e podem ser construídas a partir de informação pouca detalhada sob a espécie em questão, sendo possível incluir, *a posteriori*, opiniões periciais (Bovee, 1982). As curvas univariadas são, por estas características, utilizadas em grande parte das aplicações do PHABSIM (Lambert & Hanson, 1989).

C. Superfícies de Resposta Multivariada

As funções de aptidão multivariadas permitem incluir as interacções entre variáveis. As interacções entre variáveis mais importantes do ponto de vista biológico, são as relações entre as variáveis hidráulicas e a cobertura, em que a cobertura condiciona a escolha pelos indivíduos dos valores de profundidade e velocidade do escoamento. As variáveis substrato e cobertura são descritas por funções complexas, pelo que, de um modo geral, este tipo de funções não lhes é aplicado. A aplicação de funções multivariadas a estas variáveis só é possível recorrendo a uma descrição simplificada, de modo a obter uma função contínua simples.

No processo de desenvolvimento dos critérios, há todo o interesse em determinar previamente qual o significado biológico da interação entre as variáveis em questão, que pode não justificar a elaboração de funções multivariadas, que são mais complexas, menos flexíveis e, por vezes, menos precisas que as funções univariadas (Bovee, 1982, 1986). A utilização de funções que considerem a interação entre variáveis tende, contudo, a ter cada vez mais importância e a última versão do PHABSIM inclui rotinas que permitem o seu cálculo (Milhous *et al*, 1989).

As funções multivariadas apresentam como desvantagens o volume de informação necessária, que pode por vezes ser bastante elevado, a quase impossibilidade de incluir a opinião pericial, a dificuldade de alterar a expressão inicial da função e a dificuldade em simular expressões matemáticas muito complicadas (Bovee, 1982).

As interações entre variáveis podem ser ainda consideradas através de critérios condicionados, em que é utilizado um conjunto separado de critérios para cada intervalo de uma variável discreta. Este tipo de critérios é particularmente útil, para descrever a aptidão das variáveis substrato e cobertura para uma espécie. Os critérios condicionados podem ser expressos por representação binária, curva univariada ou superfícies de resposta multivariada (Bovee, 1982).

4. 5. 2. 3. Transferência dos critérios

De um modo geral, devido ao tempo e recursos envolvidos na obtenção de critérios de habitat, recorre-se, numa nova aplicação do PHABSIM, a critérios já desenvolvidos para outros cursos de água. A transferência dos critérios deverá ser analisada considerando os seguintes aspectos (Bovee, 1986):

i) avaliação da compatibilidade do nível de detalhe na obtenção dos resultados e do plano de amostragem, relativamente à nova aplicação;

ii) avaliação da precisão dos critérios, através da análise do plano de amostragem ou através de estudos de campo. A análise do plano de amostragem deverá ter em conta a diversidade de condições no curso de água, os erros associados ao plano de amostragem e os erros associados à colheita de dados. Os estudos de campo poderão envolver:

- a realização de um pequeno estudo, em que os histogramas obtidos são sobrepostos com os histogramas dos critérios em análise;

- a sobreposição da aptidão do habitat, método mais preciso que o anterior, que se baseia na premissa de que a área do curso de água para as quais foi calculado uma aptidão elevada deverá conter mais peixe do que aquelas para os quais foi calculada uma aptidão mais baixa;

- ou a aplicação do método de simulação de Monte Carlo, o mais rigoroso dos três métodos, que utiliza um processo aleatório para prever a localização do peixe, a qual é relacionada com observações locais.

A definição de um programa de amostragem para a definição de critérios de âmbito universal deve ter em consideração os seguintes aspectos (Orth *et al*, 1982; Bovee, 1982, 1986):

i) a selecção de cursos de água em que ocorra toda a gama de condições que a espécie pode ocupar;

ii) o plano de amostragem deverá abranger diferentes caudais, em cada época do ano, de modo a avaliar a importância das variações sazonais nas preferências das espécies;

iii) a zona em estudo deve estar na capacidade de suporte ou estar perto desta para as espécies em questão, devendo ser estimada a abundância relativa das outras espécies;

iv) a selecção dos vários microhabitats pela espécie não deve ser influenciada por outras variáveis, como sejam, a qualidade da água, a temperatura, a falta de alimento, as relações intra e interespecíficas (nomeadamente, a competição e a predação);

v) as populações consideradas não devem ser geneticamente muito diferenciadas;

vi) a definição do número de observações necessárias para a obtenção de uma função de distribuição de frequências, o qual de um modo geral varia entre 150 a 200 observações;

vii) a introdução de erro através do processo de amostragem devido a: esforço de amostragem desproporcional ao longo do trecho em estudo, captura de um indivíduo no local anteriormente ocupado por outro, diferente capturabilidade do peixe pela arte de pesca utilizada, pesca de um indivíduo quando ele está em trânsito de um local para outro, ou captura de um indivíduo no local para onde este fugiu depois de assustado;

viii) a determinação da disponibilidade e distribuição dos microhabitats disponíveis, para o cálculo de $P[C]$ deve ser feita para o mesmo caudal e, preferencialmente, ao mesmo tempo que as observações da espécie, devendo o método de amostragem escolhido estar de acordo com o seleccionado para a determinação de $P[C|I]$.

4. 5. 3. Estrutura do PHABSIM

As duas componentes do PHABSIM são a simulação hidráulica e a simulação de habitat. A simulação hidráulica é utilizada para descrever a distribuição das várias combinações de profundidade e velocidade do escoamento em função do caudal. Esta informação, em conjunto com a informação acerca do substrato e cobertura, é utilizada para calcular a superfície ponderada utilizável do curso de água em estudo, tendo em consideração os critérios de aptidão de habitat para as espécies em questão (Milhous *et al*, 1989) (Fig. 7).

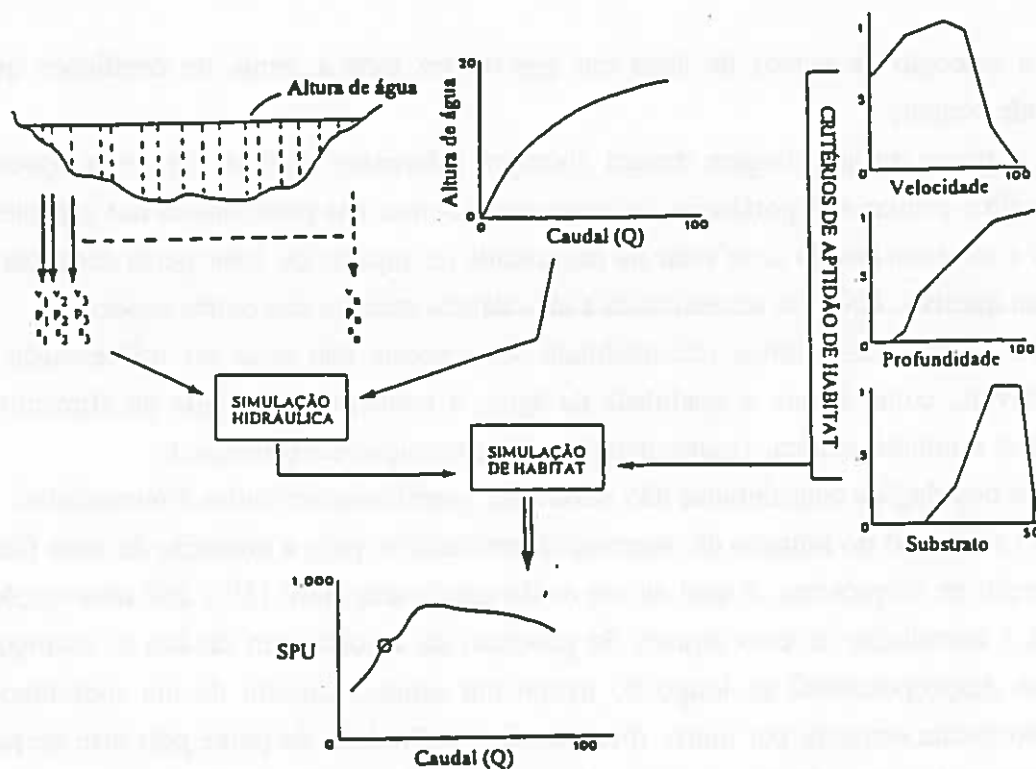


Fig. 7 - Representação esquemática da aplicação do PHABSIM (*in Gore, 1989b*).

A actual versão do PHABSIM (versão II) envolve a simulação de alturas de água, a simulação de velocidades, a simulação do habitat físico em função do caudal e a simulação do habitat físico para uma combinação de caudais. Esta versão incluiu vários modelos de simulação hidráulica com diferentes alternativas, nomeadamente opções de definição do índice do leito, e diversos modelos de simulação de habitat (Milhous *et al*, 1989) (Fig. 8).

As técnicas utilizadas para simular as condições hidráulicas num curso de água podem ter um impacto significativo na simulação de habitat, verificando-se, de um modo geral, grande variabilidade entre os resultados obtidos usando diferentes modelos de simulação hidráulica (Milhous *et al*, 1989; Gan & McMahon, 1990). A variabilidade dos resultados prende-se igualmente com os modelos de simulação de habitat utilizados e as opções consideradas (Gan & McMahon, 1990).

4. 5. 3. 1. Simulação hidráulica

Na simulação hidráulica, admite-se que o regime é permanente e que o leito está em equilíbrio, para os caudais e período de tempo considerados (Milhous *et al*, 1989).

Para o conjunto de caudais de interesse, é calculado o valor do nível da superfície livre em cada secção transversal, considerado constante ao longo da secção, e os valores da profundidade média e velocidade em cada célula. Admite-se que a altura da água é independente da distribuição da velocidade no leito (Milhous *et al*, 1989).

A. Cálculo da altura de água

São utilizadas três técnicas para o cálculo da altura de água: a equação da curva de vazão, a equação de Manning-Strickler e o método das diferenças finitas (Milhous *et al*, 1989):

- Equação da curva de vazão:

$$Q = a (h - z)^b \quad (15)$$

Q (m^3s^{-1}) - caudal

h (m) - altura de água

z (m) - cota do fundo

a, b - coeficientes empíricos

A interacção entre as características do leito, nomeadamente a área, forma, declive e rugosidade da secção transversal, determina a relação entre a altura de água e o caudal, a qual permanecerá constante ao longo do tempo, se não ocorrem alterações na estrutura do leito (Bovee & Milhous, 1978).

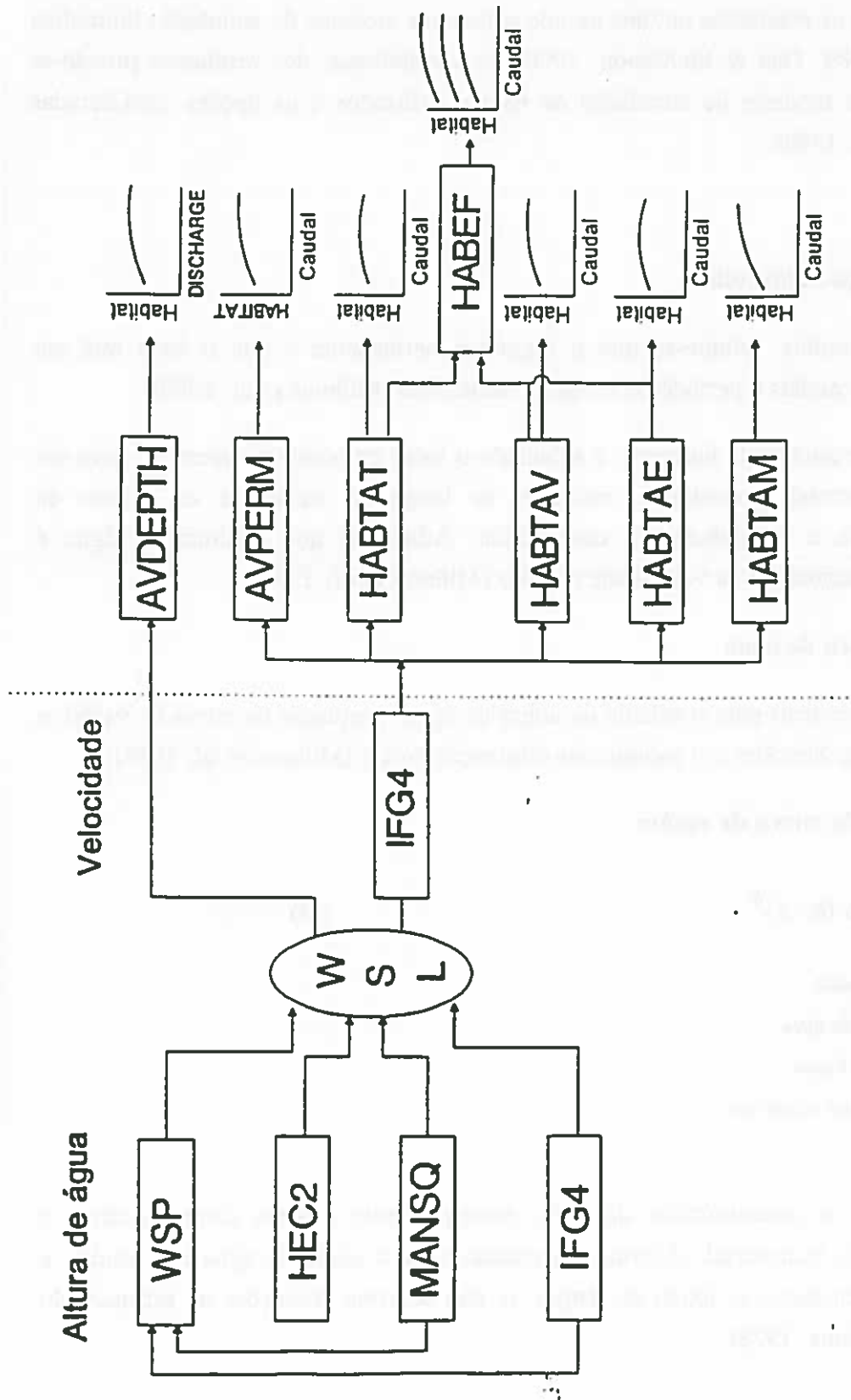


Fig. 8 - Principais modelos de simulação hidráulica e de simulação de habitat que constituem a versão II do PHABSIM (adaptado de Milhous *et al.*, 1989).

- Equação de Manning-Strickler:

$$Q = K_S A R^{2/3} J^{1/2} \quad (16)$$

Q (m^3s^{-1}) - caudal

K_S ($m^{1/3}s^{-1}$) - coeficiente de Strickler

A (m^2) - área da secção transversal

R (m) - raio hidráulico

J - perda de carga unitária

A calibração é feita recorrendo a um único valor de caudal, resolvendo-se a equação em ordem ao coeficiente de Strickler, K_S . Considerando o valor de K_S calculado e admitindo-o constante, são calculadas as alturas de água para vários valores de caudal (Bovee & Milhous, 1978).

A principal vantagem do uso da equação de Manning-Strickler prende-se com a possibilidade de considerar um único caudal para a calibração da equação. No entanto, esta vantagem constitui a principal limitação desta técnica, dado que o coeficiente de Strickler e a perda de carga unitária variam com o caudal (Bovee & Milhous, 1978).

A equação de Manning-Strickler permite obter bons resultados em cursos de água de pequeno declive, verificando-se que para declives superiores a 0,01 há uma tendência para uma sobrestimação dos caudais (Jarret, 1987).

- Método das diferenças finitas

Esta técnica é utilizada para determinar as alturas de água em situações de escoamento gradualmente variado, em que a altura de água numa secção transversal é controlada pelas condições hidrológicas na secção de jusante ou de montante, dependendo se o escoamento é lento ou rápido. A determinação das curvas de regolfo baseia-se na equação da continuidade e na equação dinâmica ou equação da conservação da quantidade de movimento, sendo as perdas de carga calculadas pela equação de Manning-Strickler (Bovee & Milhous, 1978; Milhous *et al*, 1984).

B. Cálculo da velocidade

O cálculo da velocidade nas células definidas ao longo da secção transversal pode ser efectuado recorrendo à equação de Manning-Strickler, sem a realização de medições de velocidade para a calibração, ou à equação de Manning-Strickler com calibração do coeficiente de Strickler utilizando valores de velocidade medidos para um caudal, ou ainda, ao estabelecimento de uma relação linear log-log entre o caudal e a velocidade em cada célula, recorrendo a medições de velocidade para dois ou mais caudais (Bovee & Milhous, 1978; Milhous *et al*, 1989).

- Equação de Manning-Strickler sem medição de velocidades

Admitindo-se que a energia é constante em cada secção transversal do escoamento e conhecendo-se o valor da perda de carga unitária, a altura de água e as dimensões da secção transversal, a velocidade do escoamento numa célula k (Fig. 9) é dada pela seguinte expressão (Bovee & Milhous, 1978):

$$v_k = K_{S_k} r_k^{2/3} J^{1/2} \quad (17)$$

v_k (ms⁻¹) - velocidade média na célula

r_k (m) - raio hidráulico da célula k (a_k/l_k)

a_k (m²) - área da célula k

l_k (m) - perímetro molhado da célula k

J - perda de carga unitária

K_{S_k} (m^{1/3}s⁻¹) - coeficiente de Strickler para a célula k

A calibração da equação (17) pode ser consideravelmente simplificada se se assumir que o coeficiente de Strickler é o mesmo em todas as células, ou seja, $K_{S_1} = K_{S_2} = \dots = K_{S_k} = K_{S_0}$, em que K_{S_0} é o coeficiente de Strickler na secção transversal obtido na determinação das alturas de água. A validade deste pressuposto depende da uniformidade das características do leito (granulometria do material do fundo, rugosidade das margens, entre outras). Nas situações em que este pressuposto não é válido, ou em situações em que as células marginais ficam fora de água durante as medições da altura de água (Fig. 9), é necessário estimar o valor do coeficiente de Strickler para as células em que este é desconhecido. Os coeficientes de Strickler para essas células podem ser calculados pela seguinte expressão (Bovee & Milhous, 1978):

$$K_{S_i} = c_k K_{S_0} \quad (18)$$

K_{S_k} ($m^{1/3}s^{-1}$) - coeficiente de Strickler da célula k

K_{S_0} ($m^{1/3}s^{-1}$) - o maior valor conhecido do coeficiente de Strickler, na secção transversal

c_k - coeficiente da célula k

O valor de c_k pode ser estimado mediante a comparação da dimensão das partículas do leito nas células adjacentes através da seguinte expressão:

$$c_k = \left(\frac{d_0}{d_k}\right)^{1/6} \quad (19)$$

c_k - coeficiente da célula i

d_0 (m) - diâmetro médio dos sedimentos para o qual 75% dos elementos têm dimensão inferior, na célula onde é conhecido o coeficiente de Strickler, K_S (considerando a célula onde K_S toma o maior valor, ou considerando a secção transversal e o respectivo valor médio de K_S)

d_k (m) - diâmetro médio dos sedimentos na célula k para o qual 75% dos elementos têm dimensão inferior

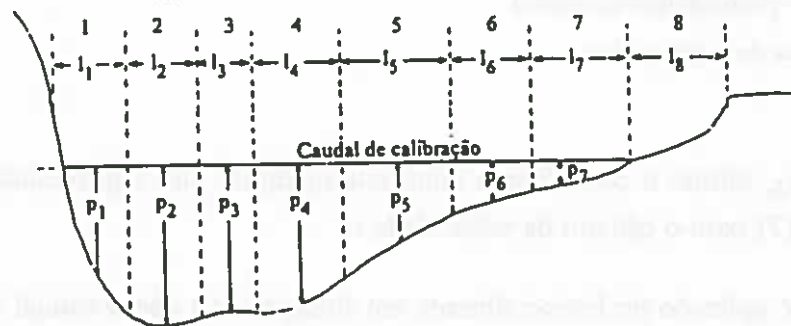


Fig. 9 - Subdivisões da secção transversal, tal como são consideradas na determinação das velocidades pela equação de Manning-Strickler (adaptado de Bovee & Milhous, 1978).

Este método de cálculo é aplicável quando ocorrem mudanças na rugosidade devido a alterações na dimensão do material aluvionar, não incluindo a rugosidade devido às configurações do fundo e à vegetação. De modo a simplificar a recolha de informação sobre a variação do coeficiente de Strickler na secção transversal, a divisão em células é feita, frequentemente, com base na variação da rugosidade (Bovee & Milhous, 1978).

- Equação de Manning-Strickler com medição de velocidades

Admitindo-se que a energia é constante em cada secção transversal do escoamento e conhecendo-se o declive, a altura de água e as dimensões da secção transversal, assim como os valores de velocidade medidos em cada vertical para um determinado caudal Q , o coeficiente de Strickler, K_{S_k} , é calculado para a célula k (Fig. 9) utilizando a seguinte expressão (Bovee & Milhous, 1978):

$$K_{S_k} = \frac{v_k}{p_k^{2/3} J^{1/2}} \quad (20)$$

K_{S_k} ($m^{1/3}s^{-1}$) - coeficiente de Strickler para a célula k

v_k (ms^{-1}) - velocidade média na célula k , obtida a partir das velocidades medidas nas verticais que a definem

p_k (m) - profundidade na célula k

J - perda de carga unitária

O valor de K_{S_k} obtido é considerado constante qualquer que seja o caudal, sendo utilizado na equação (17) para o cálculo da velocidade v_k .

Este método é aplicado preferencialmente em situações em que o caudal simulado é inferior ao caudal de calibração, dado que se ocorrer o contrário, haverão células para as quais não houve calibração do valor do coeficiente de Strickler (é exemplo a célula 8 da Fig. 9). O valor do coeficiente de Strickler pode ser estimado visualmente, recorrendo-se a opinião pericial, ou utilizando-se a seguinte equação (Bovee & Milhous, 1978):

$$K_{S_k} = c_{k,m} K_{S_m} \quad (21)$$

K_{S_k} ($m^{1/3}s^{-1}$) - coeficiente de Strickler da célula k

K_{S_m} ($m^{1/3}s^{-1}$) - coeficiente de Strickler (obtido por calibração) da célula adjacente m

$c_{k,m}$ - coeficiente que relaciona a célula k com a célula m

O valor de $c_{k,m}$ pode ser calculado através da seguinte expressão:

$$c_{k,m} = \left(\frac{d_m}{d_k}\right)^{1/6} \quad (22)$$

$c_{k,m}$ - coeficiente que relaciona a célula k com a célula m

d_k (m) - diâmetro médio dos sedimentos na célula k para o qual 75% dos elementos têm dimensão inferior

d_m (m) - diâmetro médio dos sedimentos na célula m para o qual 75% dos elementos têm dimensão inferior

Este método de cálculo é aplicável quando ocorrem mudanças na rugosidade devido a alterações na dimensão das partículas, não incluindo a rugosidade devido às configurações de fundo e à vegetação (Bovee & Milhous, 1978).

- Equação empírica que traduz a relação entre a velocidade e o caudal

A velocidade média em cada célula pode ser calculada através de uma equação empírica da velocidade em função do caudal, sendo assumida a existência de uma relação linear log-log entre o caudal e a velocidade, de coeficientes c e d (Bovee & Milhous, 1978) (Fig. 10):

$$v_k = c_k Q^{d_k} \quad (23)$$

v_k (ms^{-1}) - velocidade média na célula k

Q (m^3s^{-1}) - caudal na secção transversal

c_k, d_k - coeficientes empíricos para a célula k

(in Bovee & Milhous, 1978)

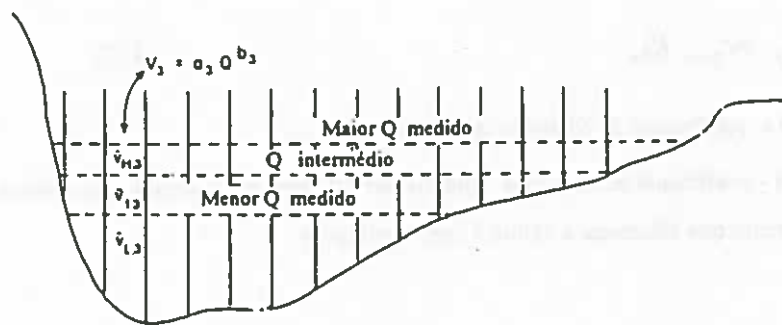


Fig. 10 - Representação gráfica do modo de determinação da equação $v_k = c_k Q^{d_k}$, recorrendo à medição da velocidade do escoamento para três caudais

A equação pode ser obtida recorrendo a medições da velocidade para dois ou mais caudais (Bovee & Milhous, 1978), as quais, deverão ser realizadas nas mesmas verticais para a obtenção de uma relação válida (Milhous *et al*, 1989). Para uma maior precisão na simulação de caudais baixos, a distância entre verticais deverá ser menor no centro do leito do curso de água (Milhous *et al*, 1984, 1989).

O PHABSIM inclui quatro programas base para a simulação da altura de água: IFG4, WSP, MANSQ e um programa externo, que lhe pode ser associado, o HEC2. Para a simulação da velocidade do escoamento, o PHABSIM inclui um único programa, o IGF4 (Milhous *et al*, 1989).

- IFG 4

O IFG4 foi desenvolvido por "Cooperative Instream Flow Service Group" em 1978, especialmente para a IFIM. Este modelo permite calcular as alturas de água na secção transversal e a velocidade média na coluna de água ao longo de cada secção transversal, considerando a existência de uma relação linear log-log entre o caudal e a altura de água na secção transversal e entre o caudal e a velocidade média na coluna de água (Equações 15 e 23). Cada célula é definida pela área compreendida entre metade da distância entre as duas verticais adjacentes à vertical considerada (Fig. 11) (Milhous *et al*, 1984).

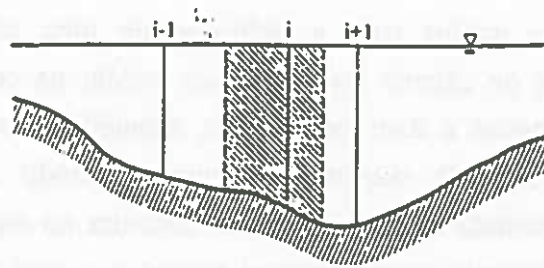


Fig. 11 - Modo de definição de uma célula no modelo de simulação hidráulica IFG4 (in Milhous *et al*, 1984).

O cálculo da altura de água e da velocidade do escoamento para cada secção transversal não considera as condições hidráulicas a montante e a jusante da secção considerada, o que permite uma análise isolada de cada secção transversal ou uma análise conjunta de várias secções (Milhous *et al*, 1984).

De um modo geral, o IFG4 não é utilizado para calcular as alturas de água, sendo estas calculadas por outros programas, como por exemplo o WSP (Milhous *et al*, 1989).

- WSP (Modelo de curvas de regolfo)

O modelo de curvas de regolfo ("Water Surface Profile Model", na terminologia anglo-saxónica) (igualmente designado por IFG2) constitui uma versão modificada do modelo PSEUDO do "U.S. Bureau of Reclamation" de 1968. Este modelo utiliza a equação da continuidade, a equação dinâmica e a equação de Manning-Strickler (Bovee & Milhous, 1978; Milhous *et al*, 1984).

O WSP é, de um modo geral, utilizado no PHABSIM para o cálculo das alturas de água; no entanto, em situações em que os dados de campo são insuficientes para a calibração do IFG4 é também utilizado para o cálculo das velocidades médias em cada célula (Milhous *et al*, 1984; 1989).

O WSP considera dois modos para a definição de uma célula (Fig. 12), os quais determinam os métodos de cálculo da velocidade média na célula. Assim, no primeiro método, a velocidade média é dada pela média aritmética das velocidades medidas nas verticais que delimitam a célula, enquanto no segundo método, a velocidade média é dada pela velocidade média medida na vertical que se encontra no meio da célula, cujos limites correspondem a meia distância entre a vertical central e as verticais adjacentes (Milhous *et al*, 1984).

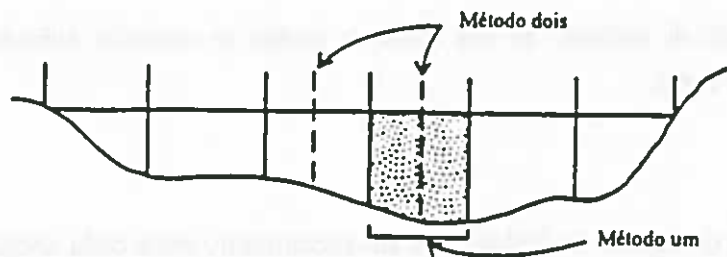


Fig. 12 - Modo de definição de uma célula no modelo de simulação hidráulica WSP (in Milhous *et al*, 1984).

- MANSQ

Este modelo utiliza a equação de Manning-Strickler para calcular as alturas de água, considerando cada secção transversal de forma independente.

Considerando a seguinte equação:

$$K = K_s J^{1/2} \quad (24)$$

pode-se reescrever a equação de Manning-Strickler do seguinte modo:

$$Q = K A R^{2/3} \quad (25)$$

constituindo K a única variável desconhecida, que pode ser determinada recorrendo a um conjunto de medições de altura de água para calibrar o modelo. Pode-se assumir que K é uma constante ou uma função exponencial do caudal ou do raio hidráulico (Milhous *et al*, 1989).

- HEC 2

Este modelo foi desenvolvido por "Hydrologic Engineering Center of the U.S. Army Corps of Engineers", constituindo um modelo complementar do PHABSIM. É utilizado para determinar as alturas de água, recorrendo ao método das diferenças finitas (Milhous *et al*, 1989).

O HEC2 permite calcular as curvas de regolho de escoamento permanente, gradualmente variado, em regime lento ou rápido, com secção natural ou regularizada. Permite, ainda, considerar no cálculo o efeito de várias singularidades, tais como pontes, confinamentos longitudinais, diques e descarregadores.

4. 5. 3. 2. Substrato e cobertura

Não há nenhum método padrão para a descrição e análise do substrato e da cobertura. A análise destas variáveis no PHABSIM requiere o uso de um sistema de código numérico, que permite transformar a descrição num número que é utilizado na elaboração das curvas de preferência e que é lido pelo computador. Em substituição de um código para o substrato pode-se utilizar um único código, relativo ao índice do leito (Bovee, 1982).

A. Substrato

O código original do PHABSIM para o substrato consiste numa série de números inteiros que descrevem seis classes de substrato (Quadro 5).

O código do Quadro 5 permite codificar combinações de classes de substrato adjacentes, por exemplo, 5.2 significa um substrato de seixo com 20 % de calhau rolado. Existem vários problemas relacionados com este código, sendo o mais importante a impossibilidade de descrever combinações de classes de substrato não adjacentes, por exemplo, calhaus e areia (Bovee, 1982).

Quadro 5- Código original do substrato para o PHABSIM .

Código	Descrição do substrato
1	detritos de plantas
2	argila ou vasa (< 0,004 mm)
3	siltos (0,004-0,062 mm)
4	areias (0,062-2,0 mm)
5	seixos(2,0-64,0 mm)
6	calhaus rolados (64,0 -250 mm)
7	calhaus (250-2000 mm)
8	leito rochoso (> 2000 mm)

Fonte: Bovee (1978b); Loar *et al* (1985)

Um novo código compatível com o PHABSIM foi desenvolvido por Brusven, em 1977, e posteriormente revisto por "Instream Inflow Group" do U.S.F.W.S. (Quadro 6). Este índice é constituído por três algarismos, os quais representam, da esquerda para a direita: a dimensão dominante (correspondendo à maior dimensão), a dimensão do material que circunda o tamanho dominante, denominado a dimensão subdominante e, por último, a percentagem de material fino (de dimensão igual ou inferior à areia). Como exemplo de aplicação deste código, o número 53.5 representa uma combinação de substrato constituída por calhau rolado pequeno e seixo médio e 50 % de finos, enquanto que 91.9 representa um calhau rodeado e cerca de 90 % por substrato de dimensão igual ou inferior à areia (Bovee, 1982).

O conjunto de códigos indicado no Quadro 6 não é o único possível, nomeadamente porque não inclui código para a argila, silte ou leito rochoso. Qualquer uma destas classes, ou outras, pode ser adicionada através da eliminação de uma das classes presentes (por exemplo, eliminar o seixo médio e considerar unicamente o seixo pequeno e o seixo grosso). Na escolha da escala do código a adoptar em cada aplicação do PHABSIM, há que ter em consideração as características da espécie em questão e a importância que o substrato desempenha no ciclo de vida. Por exemplo, a existência de material de

granulometria fina é um factor determinante para os macroinvertebrados e para a sobrevivência dos embriões de peixe (Bovee, 1982).

A utilização deste código revela-se, por vezes, pouco prática e de um modo geral utiliza-se um código constituído por um único algarismo (Fragnaud, 1987).

Quadro 6 - Código do substrato de Brusven modificado

Código	Descrição do substrato
1	finos (de dimensão igual ou inferior à areia)
2	seixo pequeno (4-25 mm)
3	seixo médio (25-50 mm)
4	seixo grosseiro (50-75 mm)
5	calhau rolado pequeno (75-150 mm)
6	calhau rolado médio (150-225 mm)
7	calhau (225-300 mm)
8	calhau (300-600 mm)
9	calhau (> 600 mm)

Fonte: Bovee (1982)

B. Cobertura

A informação disponível sobre as preferências dos organismos pelos diferentes tipos de cobertura é reduzida, pelo que de um modo geral as curvas de preferência de habitat são definidas a partir do conhecimento pericial. A determinação da cobertura em cada célula exige uma cartografia rigorosa. Na caracterização da cobertura há que considerar as potencialidades que o substrato apresenta como refúgio e protecção para as espécies piscícolas, durante as várias fases do ciclo de vida.

Existem duas abordagens diferentes para analisar o valor da cobertura em função do caudal:

- i) considerar a cobertura como uma variável contínua do mesmo modo que o substrato ou
- ii) considerá-la como uma variável discreta, que condiciona os tipos de características

hidráulicas que a espécie tolera. Bovee (1982) considera a segunda abordagem como a mais correcta e realista.

O código mais simples para descrever a cobertura é o apresentado no Quadro 7.

Quadro 7- Código simplificado para a cobertura.

Código	Descrição da cobertura
1	sem cobertura
2	cobertura por objectos no leito
3	cobertura por objectos das margens
4	cobertura por objectos no leito e cobertura por objectos das margens

Fonte: Bovee (1982)

Este código não inclui informação sobre as dimensões dos objectos ou sobre as características da vegetação. Um código mais completo apresenta-se no Quadro 8.

Este tipo de código apenas indica o tipo de cobertura presente em cada célula, não incluindo qualquer informação relativa à quantidade de cobertura, ou seja, os códigos apresentados consideram a cobertura como uma variável discreta. Considerando a cobertura uma variável contínua torna-se necessário descrever a percentagem da área da célula que é ocupada pela cobertura. A quantificação da cobertura é muito difícil e aumenta o tempo necessário para a realização do trabalho de campo. De qualquer modo, a codificação é simples, sendo adicionado um novo algarismo para descrever a percentagem de cobertura na célula.

As características da cobertura presentes numa célula condicionam as preferências de uma determinada espécie pelos valores de velocidade e profundidade. Este problema pode ser solucionado considerando, para cada tipo de cobertura, funções separadas para a velocidade e para a profundidade, o que requiere uma classificação da cobertura bastante simplificada. Esta abordagem é compatível com as funções de aptidão multivariadas.

Quadro 8 - Código para a cobertura.

Código	Descrição da cobertura
1	sem cobertura
2	objectos com diâmetro inferior a 150 mm
3	objectos com diâmetro superior a 150 mm e inferior a 300 mm
4	objectos com diâmetro superior a 300 mm
5	vegetação rípicola saliente
6	raízes, troncos submersos, margens escavadas.
7	objectos com diâmetro inferior a 150 mm e com vegetação rípicola saliente
8	objectos com diâmetro inferior a 150 mm com raízes ou margens escavadas.
9	objectos com diâmetro superior a 150 mm e inferior a 300 mm com vegetação rípicola saliente
10	objectos com diâmetro superior a 150 mm e inferior a 300 mm com raízes ou margens escavadas
11	objectos com diâmetro superior a 300 mm com vegetação rípicola saliente
12	objectos com diâmetro superior a 300 mm com troncos submersos ou margens escavadas

Fonte: Bovee (1982)

C. Índice do leito

O código mais simples para o índice do leito é cobertura / substrato, existindo todo um conjunto de combinações possíveis. Um código mais complexo é percentagem da célula ocupada por cobertura / tipo de cobertura / tipo de substrato / percentagem de finos: por exemplo, atendendo aos Quadros 6 e 8, 16.19 representa uma célula com 10 % de cobertura constituída raízes, troncos submersos ou margens escavadas, em que o substrato dominante é silte, correspondendo-lhe uma percentagem de 100 %.

4. 5. 3. 3. Simulação de habitat

Existem cinco modelos básicos para a simulação de habitat: HABTAT, HABTAV (Milhous *et al*, 1989; Gan & McMahon, 1990), HABTAM, HABVQE, HABVD (Gan & McMahon, 1990), HABTAE (Milhous *et al*, 1989) e, adicionalmente um outro modelo: HABEF

(Milhous *et al*, 1989; Gan & McMahon, 1990), aos quais se pode acrescentar o AVDEPH e o AVPERM (Milhous *et al*, 1989). O resultado da simulação é a descrição da área de habitat disponível em função do caudal. A modelação de habitat é, de um modo geral, mais sensível a erros na determinação de velocidades do que a erros na determinação das alturas de água. Estes modelos diferem entre si, essencialmente, no modo como é definida cada célula e no modo como é considerada a velocidade (Milhous *et al*, 1989).

Uma célula é, de um modo geral, centrada numa secção transversal, a meia distância das secções transversais de montante e de jusante, podendo esta distância ser ponderada pela atribuição de valores às secções transversais. A largura de uma célula pode ser definida de duas maneiras: os limites da célula coincidem com as verticais adjacentes na secção transversal, em que cada vertical constitui um ponto de medição e os valores dos parâmetros, em cada célula, são uma média dos valores medidos em cada vertical adjacente (HABTAT, HABVD, HABVQE), ou os limites da célula encontram-se entre verticais e os valores para cada parâmetro são calculados a partir dos valores das verticais que passam no centro da célula (HABTAV, HABTAM) (Gan & McMahon, 1990) (Fig.13).

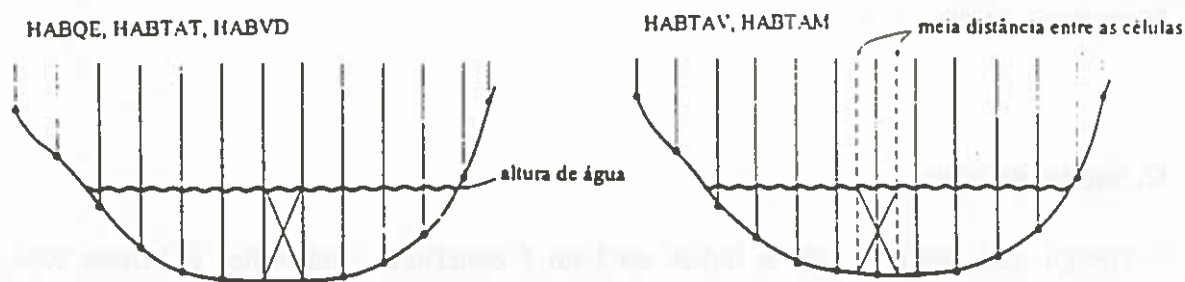


Fig. 13 - Modos de definição de uma célula nos modelos de simulação de habitat: HABQE, HABTAT e HABVD; HABTAV e HABTAM (in Milhous *et al*, 1989)

Relativamente ao cálculo da velocidade, existem fundamentalmente duas opções:

i) velocidade média, que corresponde à média aritmética da distribuição de velocidades entre a superfície e o leito do curso de água. Esta é a opção mais utilizada (Bovee, 1986);

ii) velocidade pontual ("nose velocity" ou "focal point velocity", na terminologia anglo-saxónica), definida como a velocidade medida no local ocupado efectivamente pelo peixe (Bovee, 1986), ou como a velocidade num ponto específico acima do leito do curso de água, que se admite representar a posição do "nariz" do peixe (Fagnoud, 1987) (Fig. 14). À velocidade pontual corresponde uma profundidade pontual.

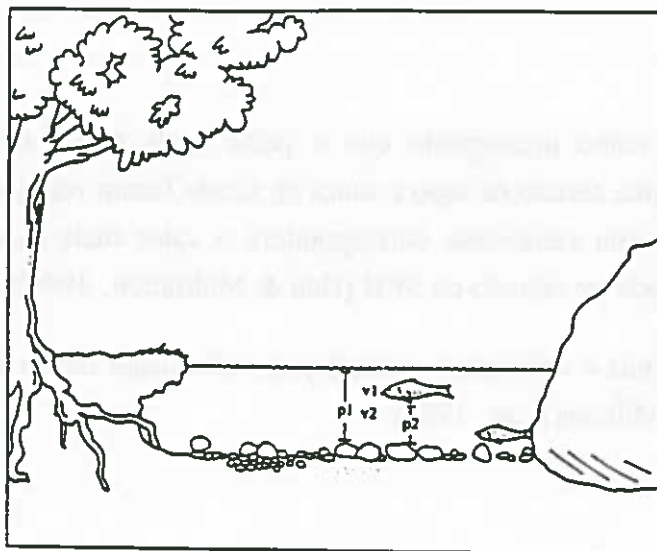


Fig. 14 - Definição de velocidade e profundidade pontual (adaptado de Lambert & Hanson, 1989):

v_1 - velocidade pontual;

v_2 - velocidade média na coluna de água onde se encontra o peixe;

p_1 - profundidade da coluna de água no local onde se encontra o peixe;

p_2 - profundidade pontual.

Como realçam os autores Shirvell e Dungey (1983), Rimmer *et al* (1984 in Fagnoud, 1987) e Lambert e Hanson (1989), os valores da velocidade média e da velocidade pontual podem diferir significativamente. De um modo geral, a velocidade pontual é utilizada para os peixes bentónicos ou para espécies que permanecem junto ao substrato. A utilização da velocidade pontual é particularmente importante em cursos de água profundos em que as diferenças entre a velocidade média na coluna de água e as velocidades junto ao fundo são significativas. Em cursos de água pouco profundos ou para espécies que, de um modo geral, não se encontram junto ao fundo a utilização da velocidade média é geralmente adequada (Nestler *et al*, 1989). Todos os modelos de simulação de habitat, à excepção do

HABVD, podem substituir a velocidade pontual pela velocidade média na coluna de água, para o cálculo da SPU.

O PHABSIM recorre, para o cálculo da velocidade pontual, aos métodos de cálculo da distribuição vertical da velocidade (Milhous *et al*, 1989; Gan & McMahon, 1990).

- HABTAT

O HABTAT considera como pressuposto que o peixe pode mover-se verticalmente na coluna de água, à qual uma secção de topo e outra de fundo foram retiradas, para encontrar a melhor velocidade. A esta velocidade corresponderá o valor mais elevado do índice de preferência, sendo utilizada no cálculo da SPU (Gan & McMahon, 1990).

Este modelo pode substituir a velocidade pontual pela velocidade média na coluna de água para o cálculo da SPU (Milhous *et al*, 1989).

- HABTAV

O processo de cálculo do HABTAV envolve a realização de um rastreio na secção transversal, nas células adjacentes à célula para a qual está a ser feita a simulação, para uma velocidade definida pelo utilizador (VLIM), a uma distância máxima, também previamente definida. Se a velocidade (VLIM) for encontrada para essa distância, a SPU é multiplicado por 1,0. Se a VLIM não for encontrada, é automaticamente feito um novo rastreio na secção transversal, considerando uma velocidade inicial, cujo valor corresponde à primeira velocidade em que o valor do habitat do peixe é superior a 0,0. O HABTAV procura uma velocidade entre a velocidade inicial e um valor de VLIM próximo a VLIM e depois interpola linearmente um valor para esta velocidade entre 0,0 e 1,0. Este valor é então multiplicado pela SPU. O utilizador tem ainda a opção de multiplicar o valor da SPU por zero se a VLIM não for encontrada. Este modelo pode substituir a velocidade pontual pela velocidade média na coluna de água para o cálculo da SPU. O HABTAV pode ser aplicado a cursos de água com regime permanente gradualmente variado (Milhous *et al*, 1989; Gan & McMahon, 1990).

- HABTAM

O HABTAM permite comparar a aptidão de habitat entre células adjacentes para dois caudais diferentes. Este modelo considera que o peixe pode deslocar-se lateralmente no interior de uma secção transversal onde ocorre uma alteração de velocidade, sendo opcionalmente consideradas a velocidade média e a velocidade pontual. Este modelo é utilizado para o cálculo da SPU para espécies com mobilidade limitada e sujeitas a variações bruscas de caudal (Milhous *et al*, 1989; Gan & McMahon, 1990; Milhous 1990b, 1991).

É definido um caudal inicial, um caudal final e uma distância de migração máxima para uma fase do ciclo de vida da espécie. É admitido que o peixe só pode migrar lateralmente de uma célula para a outra, ao longo da mesma secção transversal, a uma distância previamente definida, não podendo migrar de uma secção transversal para outra. O modelo calcula a SPU para o caudal inicial e final. É admitido que toda a SPU para o caudal inicial está ocupada, ou seja, o curso de água está saturado de peixe. Para o caudal final é calculado o valor máximo da SPU que pode ser utilizada pelo peixe existente no curso de água, tendo em consideração a mobilidade do peixe (Milhous *et al*, 1989; Gan & McMahon, 1990).

O HABTAM admite os seguintes pressupostos: i) a migração do peixe tem início nos limites da célula; ii) em situações em que a distância de migração permitida coloca o peixe no limite entre duas células, o peixe só pode deslocar-se para a que fica mais perto; iii) atendendo que o HABTAM calcula a largura da célula para cada novo caudal, a largura da célula calculada para o caudal final é a largura considerada para o cálculo da migração; iv) quando para o caudal final, uma porção da célula torna-se seca, considera-se que o peixe não pode migrar para além desse ponto limite; v) quando uma espécie numa fase do ciclo de vida não migra, é considerada uma distância máxima de migração nula (Milhous *et al*, 1989).

- HABTAE

O HABTAE calcula a superfície ponderada utilizável, considerando a superfície do curso de água (SPU) ou a superfície do leito (SPUL), ou o volume ponderado útil (VPU), para cada uma das secções transversais ou para um determinado trecho do curso de água. A VPU pode ser definida pelo produto do perímetro molhado ponderado por um comprimento,

obtendo-se um volume. Este modelo permite considerar variações de caudal ao longo do trecho simulado, contrariamente aos restantes modelos de simulação de habitat, os quais admitem um caudal constante no trecho do curso de água, definido por duas secções transversais. O HABTAE é aplicável a organismos móveis, em cursos de água com regime permanente gradualmente variado (Milhous *et al*, 1989).

A SPU é calculada, para cada uma das secções transversais, do mesmo modo que nos modelos HABTAT, HABTAV, HABTAM, obtendo-se para um trecho do curso de água os mesmos resultados que o modelo HABTAT (Milhous *et al*, 1989).

Este modelo pode substituir a velocidade pontual pela velocidade média na coluna de água para o cálculo da SPU, SPUL e VPU (Milhous *et al*, 1989).

No HABTAE, e do mesmo modo que no HABTAT, admite-se que o peixe se desloca verticalmente na coluna de água, à qual uma secção de topo e outra de fundo foram retiradas, para encontrar a melhor velocidade. Esta velocidade, a que corresponde o índice de preferência mais elevado (Gan & MacMahon, 1990), é utilizada para o cálculo da SPU, SPUL e VPU (Milhous *et al*, 1989).

- HABVQE

O HABVQE permite calcular a SPU ou o VPU para cada secção transversal, assim como para a globalidade do trecho em análise (Gan & McMahon, 1990).

- HABVD

O HABVD é um modelo simplificado de simulação de habitat, cujos conceitos e lógica são os mesmos do HABTAT e que utiliza as medições efectuadas nas estações hidrométricas para determinar a velocidade, profundidade média e largura da superfície. As estações hidrométricas localizadas em pontes, barragens, açudes ou em quaisquer outros locais em que as condições naturais tenham sido alteradas pelo homem, devem ser excluídas. Quando existem relações morfológicas estabelecidas para locais específicos do curso de água, estas podem ser igualmente utilizadas. Os resultados obtidos com este modelo têm menor validade do que os resultados obtidos com o modelo HABTAT, mas os custos associados à sua aplicação são inferiores (Milhous *et al*, 1989).

Este modelo utiliza uma velocidade, uma profundidade e um valor para o índice do leito para a caracterização do curso de água (Milhous *et al*, 1989). A velocidade pontual não pode ser substituída pela velocidade média (Gan & McMahon, 1990).

A velocidade, profundidade e largura do escoamento podem ser calculadas recorrendo às seguintes expressões (Milhous *et al*, 1989):

$$v = c Q^d \quad (26)$$

$$p = f Q^g \quad (27)$$

$$l = u Q^w \quad (28)$$

v (ms^{-1}) - velocidade para o caudal Q

p (m) - profundidade para o caudal Q

l (m) - largura do curso de água

Q (m^3s^{-1}) - caudal

c, d, f, g, u, w - coeficientes empíricos

Este modelo foi desenvolvido para ser aplicado em situações em que há falta de informação, nomeadamente, para determinar se o conjunto de resultados obtidos com o HABTAT para um trecho do curso de água, pode ser transferido para jusante. O HABVD deve ser considerado um modelo complementar do HABTAT (Milhous *et al*, 1989).

- HABEF

Este modelo calcula a SPU em situações que envolvam dois caudais importantes, ou duas espécies, ou duas fases do ciclo de vida para os quais a área total de habitat foi já anteriormente calculada e de forma independente, através da utilização de um dos modelos: HABTAT, HABTAV, HABTAE. O HABEF não admite a deslocação de um indivíduo entre células (Milhous *et al*, 1989).

O HABEF permite analisar: i) o habitat para duas espécies ou para duas fases do ciclo de vida; ii) a competição entre duas espécies ou entre indivíduos da mesma espécie em fases

diferentes do ciclo de vida; iii) a área de habitat máxima e a área de habitat mínima disponível para um indivíduo numa determinada fase do ciclo de vida, considerando a análise da variação de caudal e iv) o habitat para espécies de reduzida mobilidade, sujeitas a variações rápidas de caudal (Milhous *et al*, 1989; Milhous, 1991).

Um exemplo que envolve dois caudais importantes e directamente relacionados é o caudal necessário para a postura e o caudal necessário para a incubação dos ovos, em que a definição do primeiro caudal não é eficaz a menos que as condições de habitat sejam igualmente favoráveis para a incubação. Um outro exemplo, é a alteração brusca no caudal do curso de água entre um caudal base e um caudal de produção de energia a jusante de um aproveitamento hidroeléctrico.

Atendendo à equação (8), a área utilizável (AU) é determinada pela seguinte expressão, em que IA_k é o índice de aptidão da célula k (Milhous *et al*, 1989):

$$AU = \sum_{i=1}^n \begin{cases} se (IA_k \geq 0,001) AU_k = a_k \\ se (IA_k < 0,001) AU_k = 0,0 \end{cases} \quad (29)$$

- AVDEPTH, AVPERM

O AVDEPTH e o AVPERM consideram as condições médias no curso de água, nomeadamente o perímetro molhado, a largura molhada e a velocidade média, para o cálculo da SPU. Estes parâmetros têm sido utilizados individualmente como índices do habitat físico. A largura molhada é um caso particular em que a aptidão toma o valor 1,0 para qualquer valor da velocidade e profundidade do escoamento e índice do leito. Estando o perímetro molhado, relacionado com a largura molhada, o mesmo se pode afirmar em relação a este parâmetro. A utilização da largura molhada ou do perímetro molhado pressupõe que toda a área do curso de água tem igual aptidão para a espécie em questão. Estes dois parâmetros podem ser constantes ou variar com a profundidade. Adicionalmente, estes modelos calculam ainda a largura do curso de água para cada profundidade pretendida (Milhous *et al*, 1989).

De um modo geral, os modelos de simulação hidráulica admitem que os valores das variáveis hidráulicas, medidas numa secção transversal, são constantes e que se prolongam até meia distância das secções transversais de montante e de jusante. Se não for este o caso, devem ser aplicados factores de ponderação. No caso do AVDEPTH, o factor de

ponderação para cada secção transversal é sempre igual a 0,5; no AVPERM, o valor de ponderação de cada secção transversal resulta do processo de simulação hidráulica.

A principal vantagem de recorrer à largura ou ao perímetro molhado para o desenvolvimento de índices de habitat físico num curso de água, prende-se com a menor quantidade de trabalho de campo e tempo dispendidos, não sendo necessário: i) o desenvolvimento ou obtenção de critérios de preferência para as espécies e ii) a realização de medições de velocidade, no caso da utilização do AVDEPTH, embora o caudal tenha que ser conhecido. A interpretação dos resultados é mais fácil, dado que só estão em causa os valores do perímetro e da largura molhada, em contraste com os vários valores de SPU obtidos para as fases do ciclo de vida das espécies, obtidos quando se aplicam os outros modelos (Milhous *et al*, 1989).

4. 5. Cálculo do caudal ecológico

4. 5. 1. Determinação da área total de habitat disponível

A área total de habitat disponível para uma espécie, numa determinada fase do ciclo de vida e para um caudal, é definida pelo produto da área de microhabitat por unidade de comprimento (valor de SPU unitário) pelo comprimento do curso de água que, no segmento considerado, tem condições adequadas de qualidade de água e temperatura para a espécie em questão.

A área total de habitat deve ser calculada para a totalidade da gama de caudais de interesse. O resultado é uma função entre o caudal e a área de habitat total para cada estágio do ciclo de vida da espécie (Bovee, 1982).

Existem vários modos de calcular a área total disponível, dependendo das características do segmento, da aptidão ou não das condições de qualidade de água e temperatura para as espécies em questão e do número de locais de amostragem. Considerando os quatro tipos principais de situações, tem-se então (Bovee, 1982):

A. Segmentos representados por um local de amostragem, com condições adequadas de qualidade de água e temperatura

Considerando um segmento caracterizado por local de amostragem, em que as condições de qualidade de água e temperatura são satisfatórias para as espécies, a área total de habitat disponível para um caudal é dada pela seguinte expressão:

$$AH = SPU \cdot L \quad (30)$$

AH (m²) - área de habitat total do segmento

SPU (m²/km) - superfície ponderada utilizável por unidade de comprimento

L (km) - comprimento do trecho do curso de água com condições adequadas de qualidade de água e temperatura

B. Segmentos representados por um local de amostragem, em que as condições de qualidade de água e temperatura não são, por vezes, adequadas

Considerando um segmento representado por um local de amostragem, em que para alguns caudais e em todo o comprimento, a qualidade de água e a temperatura não são adequadas, a área total de habitat disponível para um dado caudal é dada por:

$$AH = \sum_{j=1}^n SPU \cdot L_j \cdot FP_j \quad (31)$$

AH (m²) - área de habitat total do segmento

SPU (m²/km) - superfície ponderada utilizável por unidade de comprimento

L_j (m) - comprimento do trecho j do segmento, caracterizado por um conjunto de valores dos parâmetros de qualidade de água e temperatura, considerados satisfatórios

FP_j - factor de preferência para a qualidade da água ou temperatura para o trecho j

A determinação do valor de L_j para cada caudal requiere o conhecimento da variação longitudinal da qualidade de água (incluindo a temperatura), para os parâmetros

considerados de interesse e o conhecimento do grau de tolerância e das preferências das espécies durante o ciclo de vida relativamente a estes parâmetros. A equação (31) considera critérios binários, podendo também ser utilizada uma curva de preferências relativas.

C. Segmentos representados por vários locais de amostragem e com condições adequadas de qualidade de água e temperatura.

Considerando um segmento caracterizado por vários locais de amostragem e com condições adequadas de qualidade de água e temperatura, a área total de habitat disponível é dada pela seguinte expressão:

$$AH = \sum_{j=1}^n SPU_j \cdot L_j \quad (32)$$

AH (m²) - área de habitat total do segmento

SPU_j (m²/km) - superfície ponderada utilizável por unidade de comprimento, caracterizada pelo local de amostragem j

L_j (m) - comprimento do troço j do segmento, representado pelo local de amostragem j

D. Segmentos representados por vários locais de amostragem, em que as condições de qualidade de água e temperatura não são, por vezes, adequadas.

Para o cálculo da área total de habitat disponível de um segmento representado por vários locais de amostragem e em que as condições de qualidade de água e temperatura não são, por vezes, adequadas às espécies consideradas, recorre-se à equação (32), considerando que cada fracção do segmento, L_j , pode ser tratado como um subsegmento, recorrendo-se ao uso das equações (30) e (31) para o cálculo de valores de habitat parciais para cada troço L_j .

4. 5. 2. Técnicas de determinação do caudal ecológico

A. Técnicas essencialmente baseadas na curva da superfície ponderada utilizável em função do caudal

Considerando-se a curva da superfície ponderada útil (SPU) em função do caudal para cada fase do ciclo de vida das espécies seleccionadas, o ponto de inflexão desta curva (ou seja o ponto onde a área disponível de habitat decresce rapidamente com o caudal ou a partir do qual qualquer aumento do caudal tem pouca influência no aumento da área) corresponde ao valor do caudal mínimo a manter, abaixo do qual ocorre uma alteração gravosa do habitat para a espécie. O caudal ecológico recomendado corresponde ao valor mais alto do conjunto de caudais mínimos calculados para cada fase do ciclo de vida das espécies seleccionadas, considerando-se que este constitui o caudal que permite a manutenção das populações piscícolas aos níveis considerados desejáveis (Orth & Maughan, 1981). Preferencialmente, o caudal ecológico deverá ser definido para cada mês (Orth & Maughan, 1982; Gore, 1989a).

Stalnaker (1979) recomenda que o caudal mínimo para cada mês corresponda ao caudal mais baixo que permita obter o mesmo valor de SPU que o caudal médio mensal, para a fase do ciclo de vida das espécies seleccionadas a considerar naquele mês.

A "Cooperative Instream Flow Service Group", U.S.F.W.S., (*in Sale et al*, 1981) recomenda que o caudal mínimo deverá corresponder a um caudal entre o caudal médio mensal e o caudal mais baixo que ocorre, em média, uma vez em dez anos, que permita obter o maior valor de SPU.

Estes três modos de cálculo, particularmente o primeiro, incorporam pouca informação sobre o regime hidrológico natural do curso de água (Orth & Maughan, 1982; Nestler *et al*, 1989; Gore *et al*, 1992) ou sobre as necessidades de habitat das espécies ao longo do ano (Sale *et al*, 1981; Nestler *et al*, 1989). Estas técnicas permitem obter bons resultados quando o objectivo é aumentar o potencial piscícola de uma dada espécie. No entanto, quando os objectivos são a conservação de habitats ou a minimização dos impactes da regularização de caudais, ou quando são consideradas várias espécies com diferentes necessidades de habitat, a utilização torna-se pouco apropriada, quer devido à complexidade, quer porque o caudal mínimo determinado poderá corresponder a um valor superior ao caudal médio que ocorre durante a maior parte do ano (Sale *et al*, 1981).

No sentido de obter resultados mais fiáveis foram desenvolvidas técnicas mais complexas de apresentação e interpretação dos resultados, que incluem técnicas de optimização, séries temporais de habitat e curvas de duração e séries temporais efectivas estocásticas ou probabilísticas (Bovee, 1982).

B. Técnicas de optimização

As técnicas de optimização envolvem a definição de um caudal para cada mês do ano que minimize a redução da área de habitat disponível para qualquer fase do ciclo de vida das espécies que estão presentes no curso de água, durante esse mês. A aplicação desta técnica consiste na construção de uma matriz de optimização para cada mês do ano, em que as colunas se referem aos caudais e as linhas às fases do ciclo de vida das espécies presentes no curso de água durante esse mês.

Os caudais são seleccionados tendo em consideração a curva de duração de caudais, sendo de um modo geral escolhidos os caudais cuja probabilidade de serem excedidos é superior a 50% e inferior a 90-95%. Considerando as curvas de habitat em função do caudal elaboradas para cada fase do ciclo de vida das espécies consideradas, determina-se para os caudais seleccionados, a área total de habitat disponível, cujos valores são colocados na matriz (Bovee, 1982). Analisando cada coluna (a que corresponde um caudal) é seleccionado o valor mínimo da SPU (Bovee, 1982) ou calculado o valor médio (Sale *et al*, 1981), o qual é registado, na última linha da matriz. O maior valor desta linha corresponde ao caudal que maximiza a área de habitat disponível.

Considerando os doze meses do ano, é elaborado um hidrograma com os caudais seleccionados, que corresponde ao cenário mais favorável, dado que os caudais seleccionados são aqueles que permitem uma minimização da perda de habitat. Contudo, a análise global da matriz é fundamental se houver alguma fase do ciclo de vida de uma espécie ou espécies particularmente importantes.

A utilização desta técnica considera dois pressupostos: as necessidades de habitat em cada mês são independentes dos outros meses e todos os estádios de desenvolvimento e espécies têm as mesmas necessidades relativas de espaço. Os erros inerentes ao segundo pressuposto podem ser evitados se se ponderar a área total de habitat disponível para cada fase do ciclo de vida de acordo com as necessidades de área (recorrendo aos índices denominados razões

de habitat), ou para cada espécie, de acordo com a prioridade do ponto de vista de gestão dos recursos. Os erros inerentes ao primeiro pressuposto podem ser evitados recorrendo às séries temporais (Bovee, 1982).

C. Séries temporais de habitat

A série temporal de habitat é construída através da combinação da área de habitat total em função do caudal com uma série temporal de caudais, podendo ser considerada qualquer unidade temporal, horas, meses ou anos. A variação temporal das séries de habitat é, de um modo geral, inferior à variação das séries temporais de caudais a partir das quais foram obtidas. A utilização de séries mensais é particularmente adequada para a análise de alternativas de gestão (Bovee, 1982; Milhous, 1986). Uma série temporal de habitat pode ser utilizada individualmente ou em combinação com outras técnicas de análise e interpretação de resultados, de modo a aumentar a precisão ou verificar os resultados obtidos (Bovee, 1982).

A quantificação dos impactes decorrentes da alteração do regime hidrológico consiste em gerar duas séries temporais de habitat, na situação com e sem projecto e calcular a área entre as duas curvas. O valor obtido pode subestimar os efeitos reais, dado que os impactes mais significativos ocorrem quando a área de habitat mínimo é reduzida devido a uma diminuição do caudal. Por outro lado, as reduções de habitat durante períodos de disponibilidade elevada de habitat pode ser inconsequente se as populações piscícolas estão adaptadas a uma área de habitat reduzida, por exemplo durante períodos de estiagem. As séries temporais permitem identificar períodos críticos para uma fase do ciclo de vida, em que se verifica limitação da área de habitat disponível, sendo ainda útil na avaliação de potenciais alterações nas comunidades piscícolas, dado que diferentes espécies têm diferentes reacções a alterações de caudal (Bovee, 1982).

D. Curva de duração de habitat

Uma curva de duração de habitat é uma curva de frequências acumuladas que permite inferir qual a probabilidade de uma determinada área de habitat ser igualada ou excedida durante um intervalo de tempo na situação com e sem projecto, permitindo, igualmente,

saber qual a frequência natural do caudal ecológico definido anteriormente. É construída do mesmo modo que uma curva de duração de caudais (Sale *et al*, 1981; Bovee, 1982).

Os impactes significativos são definidos pela área abaixo da curva de duração de habitat com uma probabilidade de ser excedida entre 50 a 90%. O valor médio do habitat tem significado biológico dado que representa uma medida da tendência central. Os valores de habitat com probabilidade de 90% de serem excedidos (por vezes superior a 95%) representam condições extremas de limitação de habitat. Esta técnica é mais precisa em termos de resultados obtidos e permite exprimir um impacte em termos de frequência e não apenas em termos da área de habitat. Saliente-se que uma curva de duração de caudais não deve ser considerada uma representação histórica das condições de habitat, dado que as características da morfologia do leito e do substrato não podem ser consideradas constantes para o período de tempo de registo de caudais considerado (Bovee, 1982).

E. Séries temporais efectivas de habitat

A utilização de séries temporais ou de curvas de duração de habitat envolve a análise de um grande volume de informação, dado que têm que ser elaboradas para cada fase do ciclo de vida de uma espécie. Um dos processos de simplificação possível é a identificação de uma fase do ciclo de vida que é limitante, ou que se pode assumir como tal, para a população em questão. Esta simplificação nem sempre é possível, tanto mais que o carácter limitante de uma fase do ciclo de vida depende, frequentemente, do caudal do curso de água. Outro processo de simplificação consiste em recorrer ao conceito de razões de habitat ("habitat ratios"), utilizados na construção de séries temporais representativas do habitat efectivamente utilizado pela espécie.

As séries temporais efectivas de habitat utilizam estimativas das necessidades relativas de espaço entre diferentes fases do ciclo de vida ou níveis tróficos, razões de habitat, para o cálculo das necessidades de habitat para cada fase do ciclo de vida duma espécie, num determinado momento (Bovee, 1982). De um modo geral, as razões de habitat relacionam a importância do habitat para cada uma das fases do ciclo de vida de uma espécie com a fase adulta (Nestler *et al*, 1989).

O processo de cálculo envolve a realização de uma tabela, em que são comparadas, para qualquer intervalo de tempo definido na série temporal, as necessidades e as disponibilidades de habitat, em termos de área. Se a área disponível excede a área

necessária, então a área necessária é transportada para o intervalo de tempo seguinte, para o cálculo da área necessária para a próxima fase do ciclo de vida. Quando a área de habitat necessária é superior à área de habitat disponível, é a área de habitat disponível que é transportada para o próximo intervalo de tempo. A série temporal efectiva calcula a área de habitat que pode ser utilizada pelo adulto ao longo do tempo e incorpora tempos de resposta na utilização de habitat resultantes de acontecimentos extremos ou alterações no regime hidrológico que afectam várias fases do ciclo de vida.

As razões de habitat entre as várias fases do ciclo de vida são funções da distribuição da idade/biomassa da população, das densidades e das taxas de sobrevivência em cada fase. Admite-se, de um modo geral, que o indivíduo não adulto necessita de uma área de menor dimensão que o adulto.

As razões de habitat entre níveis tróficos são afectadas pelas taxas relativas de produção em cada nível e pela eficiência da transferência de energia entre níveis, a eficiência alimentar e a proporção de cada tipo de alimento na dieta. Estes factores são difíceis de determinar, pelo que a melhor estimativa das razões de habitat entre níveis tróficos envolve o estabelecimento de uma relação entre as razões de habitat para vários cursos de água e o factor de condição para o peixe em cada curso de água, a qual existirá se o alimento for um factor limitante para as populações piscícolas, em pelo menos um dos cursos de água. O factor de condição é dado pela seguinte expressão (Bovee, 1982):

M - comprimento do peixe (cm)

$$K = \frac{100B}{M^3} \quad (33)$$

B - peso do peixe (g)

As razões de habitat podem ser definidas por opinião pericial, evidência histórica e empírica, nomeadamente por comparação entre cursos de água e derivação matemática (Bovee, 1982).

A recomendação de caudais mínimos é feita com base numa série temporal efectiva de habitat mensal, correspondendo a um ano hidrológico com uma determinada probabilidade de ocorrência e com base na área de habitat mais pequena disponível para o adulto durante o ano. Considerando as outras fases do ciclo de vida, são utilizadas as razões de habitat para

calcular a área de habitat necessária para cada fase do ciclo de vida, de modo a permitir manter a área de habitat mínima disponível para o adulto. A comparação entre a área de habitat necessária e a área de habitat disponível para cada fase do ciclo de vida permitirá inferir se o caudal disponível é suficiente para manter a área de habitat mínima considerada para o adulto. Por outro lado, se uma ou mais fases do ciclo de vida parecem ser limitantes, então a necessidade de habitat da fase do ciclo de vida mais limitante é utilizada como ponto de partida e as necessidades de habitat para as outras fases são calculadas com base neste limite (Bovee, 1982).

4. 6. Considerações sobre a componente biológica da IFIM

Embora a IFIM seja constituída por duas componentes, a hidráulica e a biológica, a maior parte das críticas colocadas referem-se a esta última (Osborne *et al*, 1988). O PHABSIM tem sido criticado pela falta de rigor biológico, nomeadamente pela incapacidade de tomar em consideração as relações intra e interespecíficas (em particular a predação e competição), as variações nas taxas de produção, as variações sazonais e diárias na distribuição e abundância das espécies ou as variações devido a factores que não são directamente influenciados pelo caudal, como por exemplo a disponibilidade de alimento (Mathur *et al*, 1985; Granholm *et al*, 1985; Shirvell, 1986; Irvine *et al*, 1987; Scott & Shirvell, 1987; Orth, 1987; Souchon *et al*, 1989).

O PHABSIM admite que existe uma relação linear positiva entre a superfície ponderada utilizável (SPU) e a biomassa ou a densidade da espécie (Bovee, 1978a; Stalnaker, 1979; Orth & Maughan, 1986; Conder & Annear, 1987). Este pressuposto tem gerado alguma polémica, tendo sido criticado e posto em causa por vários autores, que consideram que existe falta de evidência que as populações piscícolas respondam de forma directa a alterações na SPU (Mathur *et al*, 1985, 1986; Shirvell, 1986, 1989; Irvine *et al*, 1987; Scott & Shirvell, 1987). Contudo, como Orth (1987) salienta, a maior parte das aplicações da IFIM citadas por Scott e Shirvell (1987), não consideram a temperatura e a qualidade da

água e restringem-se à aplicação do PHABSIM, considerando unicamente a profundidade, velocidade e substrato, não incluindo a cobertura. Por outro lado, várias das aplicações referem-se a espécies com interesse para a pesca, não entrando em consideração com a taxa de exploração da espécie, que poderá constituir um factor mais limitante para a população do que a disponibilidade de microhabitat. Aquele autor considera ainda que a disponibilidade de microhabitat, de um modo geral, não regula a dimensão da população, sendo unicamente um factor determinante da sua distribuição, constituindo a disponibilidade de alimento e as relações intra e interespecíficas factores mais importantes. Os resultados obtidos evidenciam a existência de uma relação linear positiva entre a SPU e a biomassa ou a densidade da espécie, unicamente durante períodos em que a área de habitat disponível é um factor limitante, devido a variações extremas de caudal (Orth & Maughan, 1982, 1986), ou quando o curso de água atingiu a capacidade de suporte (Stalnaker, 1979; Scott & Shirvell, 1987), em situações em que a qualidade da água, temperatura e disponibilidade de alimento não constituem factores limitantes (Loar & Sale, 1981).

A dimensão da população num dado momento é reflexo da dimensão da população e das limitações existentes no passado, particularmente no que se refere às condições de habitat para as primeiras fases do ciclo de vida. As variações temporais no caudal, num dado momento, ao afectarem o crescimento, a sobrevivência, a migração e o recrutamento dos indivíduos, irão traduzir-se, no futuro, na dimensão da população. Assim, a medição instantânea da SPU só dificilmente estará relacionada de forma directa com a dimensão da população nesse momento (Fagnoud, 1987; Orth, 1987). A existência de tempos de resposta entre a limitação do habitat e a resposta da população, dificultam a identificação da natureza desta relação (Orth & Maughan, 1986; Orth 1987; Bovee, 1989). Milhous (1990, *in* Gordon *et al*, 1992) considera que a utilização de séries temporais de habitat e de séries temporais efectivas de habitat permite aumentar a fiabilidade da previsão da biomassa ou da dimensão da população.

A dificuldade em testar a relação da SPU com a biomassa depende, igualmente, da complexidade do regime hidrológico do curso de água e da complexidade das comunidades biológicas (Gore & Nestler, 1988). As melhores estimativas entre a área de habitat disponível e a biomassa foram encontradas para sistemas simples, como por exemplo um

curso de água da montanha em que o caudal tem origem no degelo (Stalnaker, 1982 *in* Gore & Nestler, 1988).

A ausência de uma relação linear positiva entre a SPU e a biomassa ou a densidade da espécie, pode estar ainda relacionada com o facto de se considerar que diferentes unidades de microhabitat (células), com o mesmo valor de SPU, são unidades biológicas equivalentes, com taxas de produção de biomassa semelhantes, enquanto que na realidade cada célula pode ter áreas diferentes e diferentes combinações das variáveis que definem o microhabitat, conduzindo a diferentes produtividades (Mathur *et al*, 1985; Shirvell, 1989). A área da célula tem influência na selecção por parte do peixe, independentemente do facto de esta ter um índice de aptidão elevado; com efeito, Baldes e Vincent (1969) verificaram, em meio experimental, que o adulto de *Salmo trutta fario* não seleccionava células com área inferior a $0,14 \text{ m}^2$, apesar das condições de habitat nessa célula serem adequadas.

Orth & Maughan (1986) e Bovee (1989) referem a necessidade de implementar programas de monitorização após a implementação de um regime hidrológico definido pela IFIM, em que sejam realizadas, periodicamente, medições da biomassa, a fim de ser avaliada a resposta da ou das populações piscícolas e conseqüentemente a validade da aplicação da IFIM.

Na elaboração das curvas de aptidão, assume-se que as interacções bióticas na comunidade estão estado de equilíbrio ou próximo dele, pelo que as curvas de aptidão, baseadas na densidade e localização das espécies seleccionadas incluem as relações de predação e competição (Gore & Nestler, 1988), as quais desempenham um importante papel na regulação das populações (Moyle e Vondracek, 1985). A complexidade das comunidades biológicas limitam as possibilidades de transferência das curvas de aptidão de um sistema lótico para outro, tornando preferível a elaboração de curvas de aptidão específicas para o curso de água (Moyle & Baltz, 1985; Orth, 1987; Gore, 1989b). A transferência dos critérios de aptidão de habitat é mais delicada em cursos de água não salmonícolas onde a maior diversidade específica, é sinónimo de um conjunto mais complexo de relações intra e interespecíficas (Nestler *et al*, 1989; Granholm *et al*, 1989). Nestler *et al* (1989) salientam que as alterações no regime hidrológico poderão favorecer determinadas espécies, induzindo

alterações nas relações interespecíficas, o que poderá conduzir a novos critérios de preferência de habitat. Annear & Conder (1984) consideram possível a transferência de critérios de habitat para a postura e incubação dos ovos, dado que correspondem a fases imóveis, em que a recolha de dados de campo é mais fácil e eficiente, e as condições hidráulicas do curso de água são de um modo eficaz simuladas em laboratório.

O problema da transferência dos critérios de aptidão de habitat coloca-se, ainda, relativamente à dimensão do indivíduo, altura do ano ou do dia (Orth, 1987) e temperatura, factores que influenciam a preferência pelos valores das variáveis físicas, profundidade, velocidade e substrato (Baltz *et al*, 1987, 1991). A aplicação dos critérios de aptidão de habitat deverá, assim, estar limitada, aos cursos de água com regimes térmicos semelhantes (Moyle & Baltz, 1985; Orth, 1987; Gore & Nestler, 1988).

Tendo sido originalmente desenvolvida para cursos de água salmonícolas e só posteriormente aplicada a cursos de água não salmonícolas, a aplicação da IFIM a estes ecossistemas levanta alguns problemas, que se prendem com a complexidade das características hidrológicas, físicas e biológicas, mostrando-se necessária investigação que permita uma melhor compreensão destes sistemas (Bain & Boltz, 1989; Nestler, 1990).

Orth e Maughan (1986) consideram que a obtenção de maus resultados resulta frequentemente de deficientes aplicações do PHABSIM e mais frequentemente de uma interpretação irrealista dos resultados ou de expectativas infundadas sobre estes. Segundo Morhardt (1986, *in* Osborne *et al*, 1988), a IFIM não é válida se a resposta biológica do meio, por exemplo em termos de produtividade, é o único objectivo da aplicação da metodologia. Gore e Nestler (1988) e Gore *et al* (1992) consideram que o PHABSIM não é, na sua forma actual, um modelo ecológico, nem os pretende substituir, constituindo um modelo genérico que permite determinar o valor do habitat como um uso da água, no âmbito do planeamento dos recursos hídricos, para o que tem, no entanto, de sacrificar alguns aspectos de carácter biológico. A análise dos resultados da IFIM deve restringir-se à disponibilidade de habitat, não relacionando a área de habitat disponível com o funcionamento ou produtividade do ecossistema (Nestler *et al*, 1989; Gore *et al*, 1991). A resolução de conflitos de uso da água tem sido conseguida com a estimação da variação da

área de habitat potencial em função do caudal, envolvendo raramente a necessidade de estimar a variação da produtividade piscícola (Gore & Nestler, 1988). Shirvell (1986) considera que os resultados da IFIM deverão ser encarados com bastante cuidado, em particular quando estão em risco grandes áreas ou importantes recursos aquáticos.

Na maior parte das aplicações do PHABSIM está implícito que o substrato e a cobertura são independentes do caudal, o que se deve em parte às dificuldades de modelação. Embora face à velocidade e à profundidade o substrato possa ser considerado uma variável constante, alterações do caudal reflectir-se-ão, a longo prazo, numa alteração na sua composição (Kellerhals, 1982 *in* Shirvell, 1986). Relativamente à cobertura, a sua própria definição traduz uma dependência do caudal, dado que o abrigo ou protecção disponível para um indivíduo dependerá, entre outros factores, da turbulência e da profundidade associadas a um determinado caudal, alterações difíceis de modular (Shirvell, 1986; Scott & Shirvell, 1987).

Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Novembro de 1993.

VISTOS

O Chefe do Departamento de Hidráulica



Jaime Melo Baptista

Colaboradora do GIAmb


Eduarda Béja Neves

Professora Auxiliar do IST

AUTORIA



Maria Helena Alves

Técnica Superior do INAG

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Annear, T. C. & Conder, A. A. (1984). Relative bias of several fisheries instream flow methods. *North American Journal of Fisheries Management*, 4: 451-539.
- Bain, M. B. & Boltz, J. M. (1989). *Regulated Stream Flow and Warmwater Fish: A General Hypothesis and Research Agenda*. Biological Report 89 (18). U. S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC. 28 pp.
- Bain, M. B.; Finn, J. T. & Booke, H. E. (1988). Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology*, 69: 382-392.
- Baldes, R. B. & Vincent, R. E. (1969). Physical parameters of microhabitats occupied by brown trout in experimental flume. *Transactions of the American Fisheries Society*, 2: 230-239.
- Baltz, D. M. (1990). Autoecology. in *Methods for Fish Biology*. American Fisheries Society. pp. 585-607.
- Baltz, D. M.; Vondracek, B.; Brown, L. R. & Moyle, P. B. (1987). Influence of temperature on microhabitat choice by fishes in a California stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 116: 12-20.
- Baltz, D. M.; Vondracek, B.; Brown, L. R. & Moyle, P. B. (1991). Seasonal changes in microhabitat selection by rainbow trout in a small stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 120: 166-176.
- Bassim, N. J. (1985). Dinosaur Nation Monument: the evolution of federal reserved water right. *Water Resources Bulletin*, 21: 145-149.
- Baya, K. (1978). *Instream Flow Methodologies for Regional and National Assessments*. Instream Flow Information Paper No. 7, FWS/OBS-78/61. U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC. 80 pp.
- Belaud, A.; Chaveroche, P.; Lim, P. & Sabaton, C. (1989). Probability-of-use curves applied to brown trout (*Salmo trutta fario* L.) in rivers of southern France. *Regulated Rivers: Research & Management*, 3: 321-336.

- Bovee, K. D. (1978). The incremental method of assessing habitat potencial for coolwater species, with management implications. *American Fisheries Society Special Publication*, 11: 340-346.
- Bovee, K.D. (1982). *A Guide to Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental Methodology*. Instream Flow Information Paper No. 12, FWS/OBS-82/26. U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC. 248 pp.
- Bovee, K. D. (1986). *Development and Evaluation of Habitat Suitability Criteria for Use in Instream Flow Incremental Methodology*. Instream Flow Information Paper No. 21, Biological Report 86 (7). U. S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC. 235 pp.
- Bovee, K. D. (1989). Influences of habitat variability on trout populations in four Colorado streams. in *1989 Annual Meeting American Fisheries Society*. Toronto, Ontario.
- Bovee, K. D. & Milhous, R. T. (1978). *Hydraulic Simulation in Instream Flow Studies: Theory and Techniques*. Instream Flow Information Paper No. 5. FWS/OBS-78/33, U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC. 130 pp.
- Brocksen, R. W.; Fraser, M.; Murarka, I. & Hildebrand, S. G. (1982). The effects of selected hydraulic structures on fisheries and limnology. *Critical Reviews in Environmental Control*. 12: 69-89.
- Cavendish, M. G. & Duncan, M. I. (1986). Use of the instream flow incremental methodoly: a tool for negotiation. *Environental Impact Assessemant Revue*. 6: 347-363.
- Chaver Roche, P. (1990). *Recherche sur les Préférences d'Habitat de la Truite (Salmo trutta fario, L.)*. Thèse de Doctorat, Université de Provence. 208 pp.
- Chaver Roche, P.; Gras, R. & Sabaton, C. (1987). *Quinze Experts Analysent l'Habitat de la Truite Fario*. Rapport EDF E31.86.13. Electricité de France. Chatou. 26 pp.
- Chaver Roche, P. & Sabaton, C. (1989). An analysis of brown trout (Salmo trutta fario L.) habitat: the role of qualitative data from expert advice in formulating probability-of-use curves. *Regulated Rivers: Research & Management*, 3: 305-319.

- Conder, A. L.; Annear, T. C. (1987). Test of weighted usable area estimates derived from PHABSIM model for instream flow studies on trout streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 7: 339-350.
- Costa, M. J. (1988). Utilização das curvas de probabilidade de uso de habitat em estudos de determinação do impacto ambiental nos peixes. in *Actas do Colóquio Luso Espanhol sobre Ecologia das Bacias Hidrográficas e Recursos Geológicos*. Instituto de Zoologia e Estação de Zoologia Marítima "Dr. Augusto Nobre". Faculdade de Ciências do Porto. Porto, 23-25 de Maio. pp. 73-79.
- Costa, M. J.; Gomes, J. M.; Bruxelas, A. & Domingos, M.J. (1988). Efeitos previsíveis da construção da barragem do Alqueva sobre a ictiofauna do rio Guadiana. *Revista de Ciências Agrárias*, 11: 144-163.
- Crance, J. H. (1987a). Habitat suitability index curves for anadromous fishes. Common strategies of anadromous and catadromous fishes. in M. J. Dadsweel; R. J. Klanda; C. M. Moffit; R. L. Saunders; R. A. Rulifson & J. E. Croper (Eds.), *Proceedings of the International Symposium of the American Fisheries Society, Vol. 1*. American Fisheries Society Symposium Service. Boston, Massachusetts. March 9-13. pp. 554.
- Crance, J. H. (1987b). Habitat suitability index curves for Paddlefish, developed by the Delphi Technique. *North American Journal of Fisheries Management*, 7: 123-130.
- Cushman, R. M. (1985). Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management* 5: 330-339.
- DGRN (Direcção Geral de Recursos Naturais) (1992). *Utilização da Água em Portugal*. Direcção Geral de Recursos Naturais., Secretaria de Estado dos Recursos Naturais, Ministério do Ambiente e dos Recursos Naturais. Lisboa. 67 pp.
- Elser, A. (1972). A partial evaluation and application of the "Montana Method" of determining stream flow requirements. in *Proceedings, Instream Flow Workshop*. Pacific Northwest River Basins Commission. Vancouver, Washington. pp. 3-15.
- Fagnoud, E. (1987). *Preferences d'Habitat de la Truite Fario (Salmo trutta fario L., 1758) en Rivière (Quelques Cours d'Eau du Sud-Est de la France)*. Thèse de Doctorat (3ème cycle), Université Claude-Bernard-Lyon I. 435 pp.

- Gan, K. & McMahon, T. (1990). Variability of results from the use of PHABSIM in estimating habitat area. *Regulated Rivers: Research & Management*, 5: 233-239.
- Garn, H. S. (1986). Quantification of instream flow needs of a wild and scenic river for water rights litigation. *Water Resources Bulletin*, 22: 745-751.
- Gore, J.A. (1989a). Case histories of instream flow analysis for permitting and environmental impact assessments in the United States. *South African Journal of Aquatic Sciences*, 16: 194-208.
- Gore, J. A. (1989b). Models for predicting benthic macroinvertebrate habitat suitability under regulated flows. in J. A. Gore & G.E. Pett (Eds.), *Alternatives in Regulated River Management*. CRC Press. Boca Raton, Florida. pp. 253-265.
- Gore, J.A. (1989c). Setting priorities for minimum flow assessments - South Africa. *South African Journal of Science*, 85: 614-615.
- Gore, J. A. & Judy, R. D., Jr. (1981). Predictive models of benthic macroinvertebrate density for use in instream flow studies and regulated flow management. *Canadian Journal of Aquatic Sciences*, 38: 1363-1370.
- Gore, J. A.; King, J. M. & Hamman, K. C. D. (1991). Application of the Instream Flow Incremental Methodology to Southern African rivers: protecting endemic fish of the Olifants river. *Water S. A.*, 17: 225-236.
- Gore, J. A.; Layzer, J. B. & I. A. Russel (1992). Non-traditional applications of instream flow techniques for conserving habitat of biota in the Sabie River of Southern Africa. in P. J. Boon; P. Calow & G. E. Petts (Eds.), *River Conservation and Management*. John Wiley & Sons. Chichester. pp. 161-177.
- Gore, J. A. & Nestler, J. M. (1988). Instream flow studies in perspectives. *Regulated Rivers: Research & Management*, 2: 93-101.
- Gore, J. A., Nestler, J. M. & Layzer, J. B. (1989). Instream flow predictions and management options for biota affected by peaking-power hydroelectric operations. *Regulated Rivers: Research & Management*, 3: 35-48.

- Gordon, N. D.; McMahon, T. A. & Finlayson, B. L. (1992). *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. John Wiley & Sons. Chichester. 526 pp.
- Gorman, O. T. & Karr, J. R. (1978). Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59: 507-515.
- Granholm, S.; Li, S. & Holton, B. (1985). Warning: use of IFIM and HEP with caution. *Hydro Review*, Winter 1985: 22-28.
- Gras, R. A. & Albignat, J. P. (1985). *Impact sur l'Environnement des Aménagements Hydrauliques et de leur Gestion*. Rapport EDF, HE31/85-04, Electricité de France. Chatou. 20 pp.
- Gustard, A. (1989). Compensation flows in the U.K.: a hydrological review. *Regulated Rivers: Research & Management*, 3: 49-59.
- Henriques, A. G. (1991). Impacte ambiental de pequenos aproveitamentos hidroeléctricos. *in 1º Seminário Anual sobre Avaliação do Impacte Ambiental*. Centro de Estudos de Planeamento e Gestão do Ambiente, Centre for Environmental Management and Planning. Albufeira. 14/24 de Abril.
- Herricks, E. E. & Braga, M. I. (1987). Habitat elements in river basin management and planning. *Water Science & Technology*, 19: 19-29.
- Hynes, H. B. N. (1970). *The Ecology of Running Waters*. Liverpool University Press. Liverpool. 555 pp.
- Irvine, J. R.; Jowett, I. G. & Scott, D. (1987). A test of the Instream Flow Incremental Methodology for underyearling rain trout, *Salmo gardnerii* in experimental New Zealand streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21: 35-40.
- Jarret, R. D. (1987). Errors in slope area computations of peak discharges in mountain streams. *Journal of Hidrology*, 96: 53-67
- Jowett, I. J. & Richardson, J. (1990). Microhabitat preferences of benthic invertebrates in a New Zealand river and the development of instream flow habitat models for

- Deleatidium spp. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 24: 19-30.
- Jowett, I.J.; Richardson, J.; Biggs, B. J. F.; Hickey, C. & Quinn, J. M. (1991). Microhabitat preferences of benthic invertebrates and the development of generalised Deleatidium spp. habitat suitability curves, applied to four New Zealand rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 25: 187-199.
- Krebs, C. J. (1985). *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 3rd ed. Harper Collins Publishers. New York. 800 pp.
- Lamb, B. (1989). Quantifying instream flows: matching policy and technology. in L. MacDonald, T. Rice & S. Shupe (Eds.), *Instream Flow Protection in the West*. Boulder: Natural Resources Law Center, College of Law, U. of Colorado. pp. 23-39.
- Lambert, T. R. & Hanson, D. F. (1989). Development of habitat suitability criteria for trout in small streams. *Regulated Rivers: Research & Management*, 3: 291-303.
- Landres, P. B. (1983). Use of the guild concept in environmental impact assessment. *Environmental Management*, 7: 393-398.
- Leathe, S. & Nelson, F. A. (1986). *A Literature Evaluation of Montana's Wetted Perimeter Inflection Point Method for Deriving Instream Flow Recommendations*. Montana Department of Fish, Wildlife and Parks. Helena, Montana. 64 pp.
- Leonard, P. M. & Orth, D. J. (1988). Use of habitat guilds of fishes to determine instream flow requirements. *North American Journal of Fisheries Management*, 8: 399-409.
- Loar, J. M. & Sale, M. J. (1981). *Analysis of Environmental Issues Related to Small-Scale Hydroelectric Development. V. Instream Flow Needs for Fisheries Resources*. Environmental Sciences Division Publication No. 1829, ONRL/TM-7861. Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy. Oak Ridge, Tennessee. 123 pp.
- Loar, J. M.; Sale, M. J.; Cada, G. F.; Cox, D. K.; Cushman, R. M.; Eddlemon, G. K.; Elmore, J. L.; Gatz, A. J.; Kanciruk, P.; Solomon, J. A. & Vaughan, D. S. (1985). *Application of Habitat Evaluation Models in Southern Appalachian Trout Streams*. Environmental Sciences Division Publication No. 2383, ORNL/TM-9323.

Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy. Oak Ridge, Tennessee. 310 pp.

Malavoi, J. R. (1989). Typologie des facies d'écoulement ou unites morphodynamiques des cours d'eau a haute energie. *Bulletin Français de Pêche et Pisciculture*, 315: 189-210.

Manteiga, L. & Olmeda, C. (1992). La regulación del caudal ecológico. *Quercus*, Junio 1992: 44-46.

Mathur, D.; Bason, W. H.; Purdy, E. J., Jr. & Silver, C. A. (1985). A critique of the Instream Flow Incremental Methodology. *Transactions of the American Fisheries Society*, 42: 825-831.

Mathur, D.; Bason, W. H.; Purdy, E. J., Jr. & Silver, C. A. (1986). Reply to "In defense of the Instream Flow Incremental Methodology" by D. J. Orth and O. E. Maughan. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43: 1093-1094.

Milhous, R. T. (1986). Development of a habitat time series. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 112: 145-148.

Milhous, R. T. (1990a). The calculation of flushing flows for gravel and cobble bed rivers. in H. H. Chang & J. C. Hill (Eds.), *Hydraulic Engineering*. ASCE. pp. 598-603.

Milhous, R. T. (1990b). Instream habitat considering hydro-peaking. in R. M. Khanbilvardi & T. C. Gooch (Eds.), *Optimizing the Resources for Water Management, Proceedings of the 17th Annual National Conference*. American Society of Civil Engineers. Forth Worth, Texas. April 17-21. pp. 593-598

Milhous, R. T. (1991). Instream flow needs below peaking hydroelectric projects. in Darling, D. D. (Ed.), *WaterPower'91, Proceedings of the International Conference on Hydropower*. American Society of Civil Engineers. Denver, Colorado. July 24-26. pp. 163-172.

Milhous, R. T.; Wegner, D. L. & Waddle, T. (1984). *User's Guide to the Physical Habitat Simulation System (PHABSIM)*. Instream Flow Information Paper No. 11, FWS/OBS-81/43 Revised. U. S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC. 475 pp.

- Milhous, R. T.; Updike, M. M. & Schneider, D. M. (1989). *Physical Habitat Simulation System Reference Manual - Version II*. Instream Flow Information Paper No. 26, Biological Report 89 (16). U. S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC. s.p.
- Moss, B. (1982). *Ecology of Freshwaters*. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 332 pp.
- Moyle, P. B. & Baltz, D. M. (1985). Microhabitat use by an assemblage of California stream fishes: developing criteria for instream flow determination. *Transactions of the American Fisheries Society*, 114: 695-704.
- Moyle, P. B. & Vondracek, B. (1985). Persistence and structure of the fish assemblage in a small California stream. *Ecology*, 66: 1-13.
- Nestler, J. M. (1990). Considerations in applying IFIM to warmwater streams. in M. B. Bain (Ed.), *Ecology and Assessment of Warmwater Streams: Workshop Synopsis*. Biological Report 90 (5). U.S. Fish Wildlife Service. Washington, DC. pp. 34-35.
- Nestler, J. M.; Milhous, R. T. & Layzer, J. B. (1989). Instream habitat modeling techniques. in J. A. Gore & G. E. Petts (Eds.), *Alternatives in Regulated River Management*. CRC Press. Boca Raton, Florida. pp. 295-315.
- Orth, D. J. (1987). Ecological considerations in the development and application of instream flow-habitat models. *Regulated Rivers: Research & Management*, 1: 171-181.
- Orth, D. J. & Leonard, P. M. (1990). Comparison of discharge methods and habitat optimization for recommending instream flows to protect fish habitat. *Regulated Rivers: Research & Management*, 5: 129-138.
- Orth, D. J. & Maughan, O. E. (1981). Estimated stream flow requirements for fishes of the Washita River below Foss Reservoir, western Oklahoma. *Water Resources Bulletin*, 17: 831-843.
- Orth, D. J. & Maughan, O. E. (1982). Evaluation of the Incremental Methodology for recommending instream flow for fishes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 111: 413-445.

- Orth, D. J. & Maughan, O. E. (1983). Microhabitat preferences of benthic fauna in a woodland stream. *Hydrobiologia*, 106: 157-168.
- Orth, D. J. & Maughan, O. E. (1986). In defense of the Instream Flow Incremental Methodology. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43: 1092-1094.
- Orth, D. J.; Jones, R. N. & E. Maughan (1982). Considerations of curves for habitat suitability criteria. in N. B. Armantrout (Ed.), *Symp. Acquisition and Utilization of Aquatic Habitat Inventory Information*. American Fisheries Society, Bethesda, MD. pp. 124-133.
- Osborne, L.L.; Wiley, M. J. & Larimore, R. W. (1988). Assessment of the water surface profile model: accuracy of predicted instream fish habitat conditions in low-gradient, warm waters streams. *Regulates Rivers: Research & Management*, 2: 619-631.
- Parent, A. (1991). *Étude de Protocoles Experimentaux d'Analyses de la Qualité d'Habitat Piscicole d'un Trocon de Rivière a Débit Reservé*. Rapport EDF, HE31/91-05, Electricité de France. Chatou. 54 pp.
- Peters, J. C. (1982). Effects of river and streamflow alteration on fisheries resources. *Fisheries*, 7: 20-23.
- Petts, G. E. (1984). *Impounded Rivers. Perspectives for Ecological Management*. John Wiley & Sons. Chichester. 326 pp.
- Petts, G. E. (1989). Perspectives for ecological management of regulated rivers. in J. A. Gore & G. E. Petts (Eds.), *Alternatives in Regulated River Management*. CRC Press. Boca Raton, Florida. pp. 3-24.
- Poff, N. L. & Ward, J. V. (1989). Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46:1805-1818.
- Reed, S. E. & Mead, J. S. (1990). Use of multiple methods for instream flow recommendations: A state agency approach. in M. B. Bain (Ed.), *Ecology and Assessment of Warmwater Streams: Workshop Synopsis*. Biological Report 90 (5). U.S. Fish Wildlife Service. Washington, DC. pp. 40-42.

- Reiser, D. W.; Ramey, M. P. & Lambert, T. R. (1987). Considerations in assessing flow needs in regulated stream systems. in J. F. Craig & J. B. Kemper (Eds.), *Regulated Streams: Advances in Ecology*. Plenum Press, New York. pp. 45-57.
- Reiser, D. W.; Ramey, M. P. & Wesche, T. A. (1989a). Flushing flows. in J. A. Gore & G. E. Petts (Eds.), *Alternatives in Regulated River Management*. CRC Press. Boca Raton, Florida. pp. 91-135.
- Reiser, D. W.; Wesche, T. A. & Estes, C. (1989b). Status of instream flow legislation and practises in North America. *Fisheries*, 14: 22-29.
- Reiser, D. W.; Ramey, M. P.; Beck, S.; Lambert, T. R. & Geary, R. E. (1989c). Flushing flow recommendations for maintenance of salmonid spawning gravels in a steep, regulated river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 3: 267-275.
- Russel, G. W. (1988). Use of the Fish and Wildlife Service's New England Flow Method to determine instream flow needs at hydroelectric projects. *8th Annual International Symposium of the North American Lake Management Society*. North American Lake Management Society. St. Louis, Missouri. November 15-19.
- Russel, G. W. (1990). Determination of instream flow needs at hydroelectric projects in the Northeast. in M. B. Bain (Ed.), *Ecology and Assessment of Warmwater Streams: Workshop Synopsis*. Biological Report 90 (5). U.S. Fish Wildlife Service. Washington, DC. pp.36-37.
- Sabaton, C. (1991). *Quel Debit Reserver a l'Aval des Ouvrages Hydro-Electriques? La Methode des Microhabitats: Un Outil d'Aide a la Decision*. Rapport EDF, HE31/91-26. Electricité de France. Chatou. 64 pp.
- Sale, M. J. (1985). Aquatic ecosystem response to flow modification: an overview of the issues. in F. Olson (Ed.), *Small Hydropower and Fisheries, Symposium Proceedings*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. pp. 25-31.
- Sale, M. J. & Loar, J. M. (1981). Instream flow and hydropower development: methods and strategies for impact assessment. in *WaterPower'81: An International Conference on Hydropower. Proceedings, Vol. I*. U.S. Army Corps of Engineers. June 22-84. pp. 493-503.

- Sale, M. J.; Railsback, S. F. & Herricks, E. E. (1981). Frequency analysis of aquatic habitat: a procedure for determining instream flow needs. in N. B. Armantrout (Ed.), *Proceedings of the Symposium on Acquisition and Utilization of Habitat Inventory Information*. Western Division of the American Fisheries Society. Portland, Oregon. October 28-30. pp. 340-346.
- Scarnecchia, D. L. (1988). The importance of streamlining in influencing fish community structure in channelized and unchannelized reaches of a prairie stream. *Regulated Rivers: Research & Management*, 2: 155-166.
- Scott, D. & Shirvell, C. S. (1987). A critique of the Instream Flow Incremental Methodology and observations on flow determination in New Zealand. in J. F. Craig & J. B. Kemper (Eds.), *Regulated Streams: Advances in Ecology*. Plenum Press, New York. pp. 27-43.
- Shirvell, C. S. (1986). Pitfalls of physical habitat simulation in the Instream Flow Incremental Methodology. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, (1460): 1-68.
- Shirvell, C. S. (1989). Ability of PHABSIM to predict chinook salmon spawning habitat. *Regulated Rivers: Research & Management*, 3: 277-289.
- Shirvell, C. S. & R. G. Dungey (1983). Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in Rivers. *Transactions of the American Fisheries Society*, 112: 355-367.
- Smith, A. K. (1973). Development and application of spawning depth and velocity criteria for Oregon salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society*, 102: 312-316.
- Souchon, Y.; Trocherie, F.; Fragnoud, E. & Lacombe, C. (1989). Les modèles numériques des microhabitats des poissons: application et nouveaux développements. *Revue des Sciences de l'Eau*, 2: 807-830.
- Spear, P. W. & Currier, R. A. (1983). A simplified method for determining fishery impacts at proposed hydroelectric facilities where flow regulation is possible. *Alternative Energy Resources (Hemisphere)*, 6th International Symposium. Miami Beach. pp. 155-161.

- Stalnaker, C. B. (1979). The use of habitat structure preferenda for establishing flow regimes for maintenance of fish habitat. *in* J. V. Ward & J. A. Stanford (Eds.), *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Press. New York. pp. 321-337.
- Stalnaker, C. B. (1990). Minimum flow is a myth. *in* M. B. Bain (Ed.), *Ecology and Assessment of Warmwater Streams: Workshop Synopsis*. Biological Report 90 (5). U.S. Fish Wildlife Service. Washington, DC. pp. 31-33.
- Szaro, R. C. (1986). Guild management: an evaluation of avian guilds as a predictive tool. *Environmental Management*, 10: 681-688.
- Telhado, A. (n. publ.). *Caudal Ecológico e Reservado dum Rio*. Parecer Técnico, Direcção Geral de Recursos Naturais, Secretaria de Estado dos Recursos Naturais. Lisboa.
- Tennant, D. L. (1976). Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. *Fisheries*, 1: 6-10.
- U. S. Army Corps of Engineers (1982). *HEC-II, Water Surface Profiles. Users Manual*. The Hydrologic Engineering Center, U. S. Army Corps of Engineers. Davis, California. 39 pp.
- Verner, J. (1984). The guild concept applied to management of bird populations. *Environmental Management*, 8: 1-14.
- Ward, J. V. & Stanford, J. A. (1979). Dammed rivers of the world: Symposium International. *in* J. V. Ward & J. A. Stanford (Eds.), *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Press. New York. pp. 1-5.
- Ward, J. V. & Stanford, J. A. (1987). The ecology of regulated streams: past accomplishments and directions for future research *in* J. F. Craig & J. B. Kemper (Eds.), *Regulated streams: advances in ecology*. Plenum Press, New York. pp. 391-409.
- Wesche, T. A. & Rechard, P. A. (1980). *A Summary of Instream Flow Methods for Fisheries and Related Research Needs*. Eisenhower Consortium Bulletin N° 9. Eisenhower Consortium for Western Environmental Forestry Research. 122 pp.

Whitton, B. A. (1975). *River Ecology*. (Studies in Ecology, Vol. 2). Blackwell Scientific Publications. Oxford. 725 pp.

