

**UNIVERSIDADE TÉCNICA DE LISBOA
INSTITUTO SUPERIOR DE AGRONOMIA**

**ECOHYDRAULICS OF POOL-TYPE FISHWAYS FOR THE
IBERIAN BARBEL (*LUCIOBARBUS BOCAGEI* STEINDACHNER, 1864)**

ANA MARGARIDA FERREIRA TEIXEIRA DA SILVA

ORIENTADOR: Doutora Maria Teresa Marques Ferreira da Cunha Cardoso

CO-ORIENTADOR: Doutor António Alberto do Nascimento Pinheiro

JÚRI:

Presidente: Reitor da Universidade Técnica de Lisboa

Vogais: Doutor Rui Manuel Victor Cortes, professor catedrático da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro;

Doutor António Heleno Cardoso, professor catedrático do Instituto Superior Técnico da Universidade de Lisboa;

Doutor António Alberto do Nascimento Pinheiro, professor associado do Instituto Superior Técnico da Universidade Técnica de Lisboa;

Doutor António Manuel Dorotêa Fabião, professor associado do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

Doutora Maria Teresa Marques Ferreira da Cunha Cardoso, professora associada do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

Doutor Christos Katopodis, Adjunct professor of Freshwater Institute University Crescent, Canadá.

DOCTORAMENTO EM ENGENHARIA FLORESTAL

LISBOA

2009

UNIVERSIDADE TÉCNICA DE LISBOA
INSTITUTO SUPERIOR DE AGRONOMIA

**ECOHYDRAULICS OF POOL-TYPE FISHWAYS FOR THE
IBERIAN BARBEL (*LUCIOBARBUS BOCAGEI* STEINDACHNER, 1864)**

ANA MARGARIDA FERREIRA TEIXEIRA DA SILVA

ORIENTADOR: Doutora Maria Teresa Marques Ferreira da Cunha Cardoso

CO-ORIENTADOR: Doutor António Alberto do Nascimento Pinheiro

JÚRI:

Presidente: Reitor da Universidade Técnica de Lisboa

Vogais: Doutor Rui Manuel Victor Cortes, professor catedrático da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro;

Doutor António Heleno Cardoso, professor catedrático do Instituto Superior Técnico da Universidade de Lisboa;

Doutor António Alberto do Nascimento Pinheiro, professor associado do Instituto Superior Técnico da Universidade Técnica de Lisboa;

Doutor António Manuel Dorotêa Fabião, professor associado do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

Doutora Maria Teresa Marques Ferreira da Cunha Cardoso, professora associada do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

Doutor Christos Katopodis, Adjunct professor of Freshwater Institute University Crescent, Canadá.

Tese apresentada neste Instituto para obtenção do grau de doutor

DOUTORAMENTO EM ENGENHARIA FLORESTAL

LISBOA

2009

Em memória de
minha mãe Maria Teresa e minha avó Maria Virgínia

Agradecimentos

À Professora Teresa Ferreira, por me ter aceite no seu grupo de investigação e pela sua orientação e apoio incondicional, ao longo deste trabalho.

Ao Professor António Pinheiro, pela co-orientação e apoio na realização desta tese.

Ao Doutor José Maria Santos, pela disponibilidade constante e suporte no desenvolvimento deste trabalho e pela amizade.

À Fundação para Ciência e Tecnologia, pelo financiamento concedido através da bolsa BD/19859/2004.

Ao Professor Christos Katopodis, da Universidade de Alberta, Canadá; pela colaboração nesta tese.

Ao Eng. João Rocha, Chefe do Núcleo de Recursos Hídricos e Estrutura Hidráulicas do laboratório (LNEC), agradeço a disponibilidade e as facilidades concedidas para a realização deste trabalho.

Ao Sr. Guilhermino Lisboa e Sr. João Manuel Pereira do LNEC, por todo o ensinamento e disponibilidade constante prestados na componente experimental deste trabalho. Agradeço também a constante boa disposição e amizade.

Ao Sr. Luís Dias, do LNEC, pela colaboração neste trabalho, em particular no auxílio ao desenvolvimento do sistema de monitorização utilizado.

A toda a equipa do sector de Construção de Modelos do Departamento de Hidráulica e Ambiente do LNEC, agradeço toda a ajuda prestada na realização dos trabalhos experimentais.

Aos Eng.^{os}, Paulo Pinheiro, António Albuquerque, Paulo Branco, Ana Mendes, Luís Lopes, Rui Rivaes, Rosário e aos Doutores João Oliveira, Patrícia Gonzalez, Francisca Aguiar e Pedro Segurado do Instituto Superior de Agronomia, pelo apoio e colaboração, boa disposição e amizade dispensada ao longo deste trabalho. Agradeço em especial à Doutora Samantha Hughes, pelo suporte constante e a acima de tudo pela forte amizade.

Ao Eng.^o Jorge Bochechas da Autoridade Florestal Nacional, por ter proporcionado o desenvolvimento deste trabalho bem como ter permitido a utilização de equipamento de monitorização. Ao Eng.^o Adolfo Franco pela sua colaboração nesta tese, particularmente no primeiro trabalho desenvolvido.

A todos os meus amigos, que de uma forma ou de outra, estiveram presentes e me apoiaram ao longo das várias fases deste trabalho.

À minha família agradeço todo o apoio incondicional, que tornou esta tese possível. Ao meu tio Vítor Tarouco agradeço ainda todo o auxílio prestado durante o desenvolvimento da mesma.

Em particular, gostaria de agradecer ao meu irmão Bruno Miguel por todo o ensinamento e apoio durante toda a minha vida, e a ajuda prestada nesta tese.

Finalmente não poderia deixar de agradecer ao Matthew, por ter estado presente nos bons e maus momentos nestes últimos quatro anos e por ser força inspiradora do meu pensamento.

Resumo

Este estudo analisa o impacto de diferentes condições hidráulicas na movimentação para montante do barbo Ibérico em passagens para peixes (PPP) por bacias sucessivas. Desenvolvido num protótipo experimental de PPP por bacias sucessivas e incluindo peixes de diferente dimensões, o estudo investiga: i) a eficiência de passagem por orifícios submersos ou descarregadores de superfície; ii) o efeito da velocidade, turbulência e tensões de Reynolds, no comportamento desta espécie; iii) a adequabilidade de orifícios desalinhados e alinhados para a passagem dos peixes e, finalmente, iv) a eficiência de orifícios desalinhados e alinhados com uma barra deflectora à movimentação dos espécimes. A PPP por bacias sucessivas demonstrou ser eficiente para a passagem para montante desta espécie. Os espécimes utilizaram preferencialmente os orifícios de fundo, principalmente os peixes de menores dimensões que apesar da sua maior capacidade reostática, apresentaram grandes dificuldades em transpor a passagem. O seu comportamento foi também o mais afectado pela turbulência e tensões de Reynolds, que se destacaram como principais variáveis a afectar o movimento dos peixes. O alinhamento dos orifícios demonstrou não ser adequado para a passagem dos peixes, mesmo com a introdução de uma barra deflectora. Os resultados são discutidos em termos de futuros delineamento de investigação.

Palavras-chave: barbo Ibérico, migração, passagem para peixes por bacias sucessivas, velocidade, turbulência, tensões de Reynolds

Abstract

This study analyses the impact of different hydraulic conditions on the Iberian barbel's upstream movements in a pool-type fishway. Developed in an experiment pool-type fishway prototype and including fish of different sizes, this study investigates: i) the efficiency of passage through submerged orifices or notches; ii) the effect of velocity, turbulence and Reynolds shear stress on this species' behaviour; iii) the suitability of straight and offset orifices to fish's passage and, finally, iv) the efficiency of offset and straight orifices with a deflector bar for this specimens' movements. The fishways was found to be efficient to the upstream passage of this species. Submerged orifices were preferentially used by specimens, mainly by small fish which, although their higher rheotactic capacity, showed strong difficulties to pass through the fishway. The behaviour of the latter was also the most affected by turbulence and Reynolds shear stress, which seemed to be the variables affecting fish' movements the most. Straight orifices were found not be adequate to fish passage, even when added of a deflector bar. The results are discussed in terms of future research delineation.

Keywords: Iberian barbel, migration, pool-type fishways, velocity, turbulence, Reynolds shear stress

Índice

AGRADECIMENTOS	iii
RESUMO	iv
ABSTRACT	v
ÍNDICE	vi
LISTA DE TABELAS	ix
LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DE SIMBOLOS	xiv
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. O fenómeno da migração	1
1.1.1. Estímulo à migração.....	3
1.2. Capacidade natatória e factores associados.....	4
1.2.1. Influência da turbulência do escoamento na capacidade natatória e comportamento dos peixes	8
1.3. A migração nos ciprinídeos.....	11
1.3.1. Considerações gerais	11
1.3.2. O barbo Ibérico (<i>Luciobarbus bocagei</i> Steindachner, 1864)	12
1.4. Impacto das obras hidráulicas nas comunidades piscícolas	14
1.5. Restauro da conectividade longitudinal: Passagens para peixes.....	16
1.6. Evolução histórica das passagens para peixes.....	17
1.6.1. No mundo.....	17
1.6.2. Em Portugal.....	18
1.7. Tipos de dispositivos de passagens para peixes	21
1.7.1. Passagens tradicionais (<i>Technical structures</i>).....	22
1.7.2. Passagens naturalizadas (<i>Close-to-nature types of structures</i>)	25
1.7.3. Passagens especiais (<i>Special constructions</i>)	30
1.8. Posicionamento de uma passagem para peixes e respectivos factores de influência.....	34
1.9. Critérios de dimensionamento de passagens para peixes por bacias sucessivas..	36
1.9.1. Considerações gerais	36
1.9.2. Caudal de dimensionamento	36
1.9.3. Configuração e declive do canal	37

1.9.4. Número e dimensão das bacias	37
1.9.5. Desnível entre bacias.....	38
1.9.6. Dimensão e geometria dos dispositivos para controlo do escoamento entre bacias.....	39
1.10. Características do escoamento em passagens para peixes por bacias sucessivas.....	41
1.10.1. Caudal.....	41
1.10.2. Velocidade e padrão de escoamento	46
1.10.3. Turbulência.....	46
1.11. Técnicas de monitorização das passagens para peixes.....	49
1.11.1. Controlo do funcionamento mecânico e hidráulico	49
1.11.2. Recolha de informação biológica qualitativa	51
1.11.3. Contagem de peixes	52
1.11.4. Determinação da eficiência do dispositivo.....	55
1.12. Objectivos e estrutura da dissertação	56
Bibliografia.....	59
2. SELECTION OF IBERIAN BARBEL <i>BARBUS BOCAGEI</i> (STEINDACHNER, 1864) FOR ORIFICES AND NOTCHES UPON DIFFERENT HYDRAULIC CONFIGURATIONS IN AN EXPERIMENTAL POOL-TYPE FISHWAY	69
2.1. Abstract	70
2.2. Introduction	71
2.3. Material and methods	72
2.4. Results	77
2.5. Discussion	78
References	81
3. EFFECTS OF WATER VELOCITY AND TURBULENCE ON THE BEHAVIOUR OF IBERIAN BARBEL (<i>LUCIOBARBUS BOCAGEI</i> , STEINDACHNER 1865) IN AN EXPERIMENTAL POOL-TYPE FISHWAY	83
3.1. Abstract	84
3.2. Introduction	85
3.3. Material and methods	86
3.4. Results	93
3.5. Discussion	102

3.6. Conclusions	105
References	107
4. IBERIAN BARBEL (<i>LUCIOBARBUS BOCAGEI</i> , STEINDACHNER, 1865) PREFERENCE FOR OFFSET OR STRAIGHT ORIFICES IN AN EXPERIMENTAL POOL-TYPE FISHWAY... ..	111
4.1. Abstract	112
4.2. Introduction	113
4.3. Material and methods	115
4.4. Results	122
4.5. Discussion	131
References	135
5. HIDRAULIC PERFORMANCE OF TWO DESIGNS OF POOL-TYPE FISHWAYS FOR THE IBERIAN BARBEL (<i>LUCIOBARBUS BOCAGEI</i> , STEINDACHNER, 1865)	139
5.1. Abstract	140
5.2. Introduction	141
5.3. Material and methods	143
5.4. Results	153
5.5. Discussion	163
References	167
6. SÍNTESE E CONCLUSÕES.....	171
6.1. Considerações finais.....	178
Bibliografia.....	181

Lista de tabelas

Table 2.1	Experimental conditions tested in an indoor real scale pool-type fishway to study the behaviour of Iberian barbel. Mean total length (TL) \pm standard deviation (SD) of individuals is also given.	76
Table 2.2	Number of passages through the submerged orifices and surface notches observed during the experimental conditions tested in an indoor real scale pool-type fishway to study the behaviour of Iberian barbel.	77
Table 3.1	Details of experimental conditions: submerged orifices area (A_o), head drop between pools (Δh), volumetric power dissipation (P_v), pool mean water depth at 25, 50 and 80%. Fish sizes of individuals used in the experiments are also shown.	89
Table 4.1	Summary of the experimental designs for hydraulic characterization: submerged orifices area (A_o), head drop between pools (Δh), volumetric power dissipation (P_v), pool mean water depth at 25, 50 and 80%. Fish sizes of individuals used in the experiments are also shown.	117
Table 4.2	Spearman correlation analysis between fish transit time and mean values of hydraulic variables (water velocity, turbulent kinetic energy, turbulent intensity and Reynolds shear stress) within a cell in the pool-type fishway.	130
Table 5.1	Details of the hydraulic conditions tested by Alvarez (2008).	146
Table 5.2	Details of the hydraulic conditions of the two experimental tested designs: submerged orifices area (A_o), head drop between pools (Δh), volumetric power dissipation (P_v), and pool mean water depth at 25, 50 and 80%. Number (N) and fish size of individuals used in the experiments.	151
Table 5.3	Hydraulic characterization of regions A, B and C for each experimental design. Measures were taken at $z=0.25h_m$.	155
Table 5.4	Mann-Whitney U-test coefficients obtained when testing for differences on the hydraulic variables (velocity, turbulent kinetic energy and Reynolds shear stress) among the three created regions (A, B, C) in Type I and Type II, at $z = 0.25 h_m$.	156
Table 5.5	Summary of the variation of maximum turbulence parameters (Turbulent kinetic energy and Reynolds shear stress) with depth, for both experimental tested designs. Parameters analysed (velocity, turbulent kinetic energy and Reynolds shear stress (xy plane).	158
Table 5.6	Spearman rank test results obtained when correlating fish's transit time in Type I and Type II with the different hydraulic variables (velocity, turbulent kinetic energy and Reynolds shear stress), at $z = 0.25 h_m$. Parameters analysed (velocity, turbulent kinetic energy and Reynolds shear stress (XY plane).	163

Lista de figuras

- Fig. 1.1 Efeito das diferentes magnitudes de turbulência sobre o movimento dos peixes. Fonte: Odeh *et al.* (2002). 9
- Fig. 1.2 Barbo ibérico (*Luciobarbus bocagei* Steindacnher, 1864). 13
- Fig. 1.3 Distribuição geográfica da potencial ocorrência do *Luciobarbus bocagei* em Portugal. Fonte: <http://nатурlink.sapo.pt/article.aspx?menuid=3&cid=7756&bl=1>. 14
- Fig. 1.4 Distribuição das barragens/açudes existentes (●), das barragens/açudes em projecto (◐) e passagens para peixes (✚) actualmente existentes em Portugal. Fonte: Santo (2005). 20
- Fig. 1.5 (a) Passagem para peixes por bacias sucessivas, construída na barragem de Mauzac, no rio Dordogne (França). Foto: Larinier (2002d). Representação esquemática de passagens para peixes por bacias sucessivas: b) equipada com descarregadores de superfície e orifícios de fundo; c) equipada com duas fendas verticais. Fonte: Larinier (2002d). 23
- Fig. 1.6 (a) Passagem para peixes do tipo Denil. Fonte: Adaptado de <http://www.chesapeakebay.net/fishpass.htm>; (b) representação esquemática de uma passagem tipo Denil. Fonte: Kamula (2001). 24
- Fig. 1.7 Modificação de pequeno açude instalado no rio Havel (Alemanha) para uma rampa: a) antes da modificação, b) depois da modificação. Representação esquemática do procedimento de conversão de um açude para rampa (c). Fonte: FAO/DVWK (2002). 27
- Fig. 1.8 (a) Canal lateral instalado em Varrel Bäke (Alemanha); (b) representação esquemática de um canal lateral. Fonte: FAO/DVWK (2002). 28
- Fig. 1.9 (a) Rampa para peixes instalada no açude de Krewelin no rio Havel (Alemanha); (b) representação esquemática de uma rampa para passagem de peixes. Fonte: FAO/DVWK (2002). 29
- Fig. 1.10 (a) Passagem para enguias instalada numa passagem para peixes na barragem de Sauer em Rosport (Luxemburgo); (b) representação esquemática de uma passagem para enguias de escovas. Fonte: FAO/DVWK (2002). 31
- Fig. 1.11 (a) Eclusa para peixes. Fonte: <http://nатурlink.sapo.pt/article.aspx?menuid=3&cid=7756&bl=1> (b) representação esquemática de uma eclusa para peixes. Fonte: FAO/DVWK (2002). 32
- Fig. 1.12 (a) Ascensor para peixes instalado na barragem de Tuilières no rio Dordogne (França); (b) representação esquemática de um ascensor para peixes. Fonte: Larinier (2002b). 33
- Fig. 1.13 Tipos de escoamento em escadas para peixes com descarregadores de 42

superfície: (a) escoamento desafogado “*plunging flow*”; (b) escoamento afogado “*streaming flow*”. Fonte: Clay (1995).

- Fig. 1.14 Representação esquemática do: (a) jacto mergulhante, (b) jacto de superfície. 42
 Fonte: Larinier (2002d).
- Fig. 1.15 Representação esquemática do princípio de funcionamento do ADV. Fonte: 51
 Sanagiotto (2007).
- Fig. 2.1 (a) Side view of the artificial real scale pool-type fishway at the National 73
 Laboratory for Civil Engineering; (b) details of a cross-wall showing the submerged orifice and the surface notch.
- Fig. 3.1 (a) Side view of the experimental full scale pool-type fishway at the National 87
 Laboratory for Civil Engineering; (b) reference grid used for fish behaviour observation.
- Fig. 3.2 Plane velocity field in the pools for $Q = 47.5 \text{ l.s}^{-1}$: (a) $z = 0.25h_m$; (b) $z = 94$
 $0.50h_m$; (c) $z = 0.80h_m$. Flow from the orifice enters at the bottom left of the diagram.
- Fig. 3.3 Dimensionless maximum velocities at various tested discharges on different 95
 planes: (a) horizontal plane (XY); (b) vertical plane (XZ); (c) transversal plane (YZ).
- Fig. 3.4 Contours of dimensionless turbulent kinetic energy $\kappa = K^{0.5}/V_s$, for $Q = 47.5$ 96
 l.s^{-1} at different horizontal planes: (a) $z = 0.25 h_m$; (b) $z = 0.80 h_m$. Flow from the orifice enters at the bottom left of the diagram
- Fig. 3.5 Variation of dimensionless Reynolds shear stress at various tested discharges 97
 on different planes: (a) horizontal plane (XY) at $z = 0.25h_m$ (b) horizontal plane (XY) at $z = 0.80h_m$ (c) vertical plane (XZ) at $z = 0.25h_m$ (d) vertical plane (XZ) at $z = 0.80 h_m$ (e) transversal plane (YZ) at $z = 0.25h_m$ (f) transversal plane (YZ) at $z = 0.80h_m$. Here, flow enters from the right of the diagram.
- Fig. 3.6 (a) Percentage of fish that successfully negotiated the entire six pool fishway; 98
 (b) time taken by fish to negotiate the entire 6 pool fishway: small adults ($15 < TL < 25 \text{ cm}$) (\square) and large adults ($25 \leq TL < 35 \text{ cm}$) (\blacksquare).
- Fig. 3.7 Distribution of transit time per cell(s) versus mean velocity in each cell (U_c) 99
 at $z = 0.25h_m$ for various tested discharges: (a) small adults ($15 < TL < 25\text{cm}$) and (b) large adults ($25 \leq TL < 35\text{cm}$).
- Fig. 3.8 Distribution of transit time per cell(s) versus mean turbulent kinetic energy in 100
 each cell (K_c) at $z = 0.25h_m$ for various tested discharges: (a) small adults ($15 < TL < 25\text{cm}$) and (b) large adults ($25 \leq TL < 35\text{cm}$).
- Fig. 3.9 Distribution of fish transit time per cell(s) versus Reynolds shear stress 101
 ($-\overline{\rho u'v'}$, $-\overline{\rho u'w'}$ and $-\overline{\rho v'w'}$) in each cell at $z = 0.25 h_m$: (a), (c), (e) respectively, for small adults ($15 < TL < 25\text{cm}$) and (b), (d), (f) respectively,

	for large adults ($25 \leq TL < 35\text{cm}$).	
Fig. 4.1	Experimental full-scale pool-type fishway showing the upstream and downstream (acclimation) concrete tanks at the National Laboratory for Civil Engineering (LNEC).	115
Fig. 4.2	Schematic of cross-walls with the two types of orifice arrangements tested: (a) offset orifices; (b) straight orifices.	116
Fig. 4.3	Three-dimensional representation of flow patterns within the pools of the fishway ($P_v = 47.80 \text{ W.m}^{-3}$): (a) offset orifice configuration; (b) straight orifice configuration. The length of each arrow indicates relative speed of flow.	122
Fig. 4.4	Dimensionless maximum velocities ($z = 0.25h_m$) within the pools of the fishway at different planes, considering both orifice arrangements: (a) horizontal plane (XY); (b) vertical plane (XZ); (c) transverse plane (YZ).	123
Fig. 4.5	Variation with depth of dimensionless maximum turbulent kinetic energy within the pools of the fishway, considering both orifice arrangements.	124
Fig. 4.6	Contours of dimensionless maximum turbulent kinetic energy at different horizontal planes, considering both orifice arrangements ($P_v = 47.80 \text{ W.m}^{-3}$): (a) offset orifice configuration at $z = 0.25h_m$ and (b) at $z = 0.80h_m$; (c) straight orifice configuration at $z = 0.25h_m$ and (c) at $z = 0.80h_m$. Flow from the orifice enters at the bottom left of the diagram.	125
Fig. 4.7	Variation with depth of turbulence intensity (TI), considering both orifice arrangements.	126
Fig. 4.8	Contours of turbulence intensity at different horizontal planes, considering both orifice arrangements ($P_v = 47.80 \text{ W.m}^{-3}$): (a) offset orifice configuration at $z = 0.25h_m$ and (b) at $z = 0.80h_m$; (c) straight orifice configuration at $z = 0.25h_m$ and (d) at $z = 0.80h_m$. Flow from the orifice enters at the bottom left of the diagram.	126
Fig. 4.9	Variation with relative depth (a) and relative width (b) of dimensionless maximum Reynolds shear stress within the pools of the fishway.	127
Fig. 4.10	(a) Percentage of fish that successfully negotiated the pool-fishway and (b) time taken by fish to negotiate the fishway: small adults ($15 < TL < 25 \text{ cm}$) (\square) and large adults ($25 \leq TL < 35 \text{ cm}$) (\blacksquare).	128
Fig. 5.1	Experimental full scale pool-type fishway installed at the National Laboratory for Civil Engineering (LNEC).	144
Fig. 5.2	The two experimental designs evaluated in the present study: (a) offset orifices (Type I); (b) straight orifices with a deflector bar (Type II).	145
Fig. 5.3	Grid used for velocity measurements in planes parallels to the bottom of the flume.	147

Fig. 5.4	Representation of the fields' variation of velocity, dimensionless turbulent kinetic energy and dimensionless Reynolds shear stress in the horizontal plane (XY) parallel to the bottom ($z = 0.25h_m$) and to the surface ($z = 0.80h_m$) for both experimental designs, $Q = 62.70 \text{ l.s}^{-1}$.	154
Fig. 5.5	Dimensionless maximum velocities at various tested discharges on the horizontal plane (XY).	157
Fig. 5.6	Total number of approaches to the flume by small adults ($15 < TL < 25 \text{ cm}$) (\square) and large adults ($25 \leq TL < 35 \text{ cm}$) (\blacksquare), in all the experiments.	159
Fig. 5.7	Rate of entrance in the flume per total number of approaches by small adults ($15 < TL < 25 \text{ cm}$) (\square) and large adults ($25 \leq TL < 35 \text{ cm}$) (\blacksquare), in all the experiments.	160
Fig. 5.8	(a) Percentage of fish that successfully negotiated the entire fishway in both experimental designs; (b) time taken by fish to pass the fishway (mean \pm SE): small adults ($15 < TL < 25 \text{ cm}$) (\square) and large adults ($25 \leq TL < 35 \text{ cm}$) (\blacksquare).	161

Lista de símbolos

A	=	área de secção transversal do peixe;
A_o	=	área do orifício de fundo;
B	=	largura da bacia;
b_d	=	largura do descarregador;
b_f	=	largura da fenda;
b_o	=	largura do orifício;
C_D	=	coeficiente de arrasto;
C_d	=	coeficiente de vazão do descarregador;
C_f	=	coeficiente de vazão na fenda;
C_o	=	coeficiente de vazão do orifício;
D	=	comprimento da trajectória;
d	=	distância percorrida pelo peixe;
F_{doppler}	=	deslocamento da frequência recebida;
F_{fonte}	=	frequência do som transmitido;
f	=	frequência de ondulação do peixe;
F_D	=	força na direcção do escoamento;
g	=	aceleração da gravidade;
H_d	=	carga sobre o descarregador;
h	=	profundidade da água;
h_m	=	profundidade media da água numa bacia ;
i	=	declive;
K	=	energia cinética da turbulência;
K_{af}	=	coeficiente de redução do caudal por afogamento;
K_c	=	energia cinética da turbulência média numa célula;
$K_{\text{max.}}$	=	energia cinética da turbulência máxima;
K_{mean}	=	energia cinética da turbulência média;
$K_{\text{min.}}$	=	energia cinética da turbulência mínima;

L	=	comprimento da bacia;
L_p	=	comprimento do peixe;
P_v	=	potência volumétrica dissipada;
Q	=	caudal de descarga;
Q_d	=	caudal descarregador livre;
Q_n	=	caudal do descarregador afogado;
S	=	secção do orifício;
T	=	tempo;
TI	=	intensidade de turbulência;
TL	=	comprimento total do peixe;
t_{\min}	=	tempo mínimo entre duas contracções musculares;
U	=	velocidade resultante sobre o peixe;
u, v, w	=	components da velocidade num ponto em x, y e z;
u', v', w'	=	fluctuações das velocidades em x, y, e z;
$u'_{\text{rms}}, v'_{\text{rms}}, w'_{\text{rms}}$	=	desvios padrão de u, v, w;
U_c	=	velocidade média na célula;
V	=	velocidade do escoamento;
$V(t)$	=	velocidade instantânea num certo ponto;
V_{cr}	=	velocidade de cruzeiro;
$V_{\text{max nat}}$	=	velocidade máxima de natação;
$V_{f/r}$	=	Velocidade da fonte em relação ao receptor no ADV;
V_{max}	=	velocidades máximas;
V_{mean}	=	velocidades médias;
V_{min}	=	velocidades mínimas;
V_n	=	velocidade de natação;
V_o	=	velocidade do escoamento maxima no orifício;
V_p	=	velocidade do peixe;
V_{som}	=	velocidade do som;
$V_{\text{xym}}, V_{\text{xzm}}, V_{\text{yzm}}$	=	velocidade máxima nos planos xy, xz e yz;
$V'(t)$	=	fluctuação da velocidade no instante t;

\bar{V}	=	velocidade média do escoamento;
W	=	trabalho;
x, y, z	=	coordenadas cartesianas;
xv, yv, zv	=	componentes tridimensionais;
Δh	=	diferença do nível de água entre duas bacias;
κ	=	energia cinética da turbulência adimensional;
$-\overline{\rho u'v'}_{\max}$	=	tensões de Reynolds máximas;
$-\overline{\rho u'v'}_{\text{mean}}$	=	tensões de Reynolds médias;
$-\overline{\rho u'v'}_{\min}$	=	tensões de Reynolds mínimas;
$-\overline{\rho u'v'}; -\overline{\rho u'w'}; -\overline{\rho v'w'}$	=	tensões de Reynolds no plano xy, xz e yz
ρ	=	densidade da água.

1. Introdução

1.1. O fenómeno da migração

O fenómeno da migração, característico de grande parte das espécies piscícolas, resulta da separação temporal e espacial dos recursos vitais ao seu desenvolvimento (Northcote, 1998), sendo por conseguinte extremamente importante para a manutenção das populações piscícolas (Porcher e Travade, 2002), que dependem fortemente das características dos habitats do meio aquático, suporte de todas as suas funções biológicas, tais como a reprodução, alimentação e locomoção (Lucas e Baras, 2001; Porcher e Travade, 2002). Segundo as respectivas funcionalidades, os habitats aquáticos são classificados em (Northcote, 1978; 1984): zonas de reprodução, de alimentação e de refúgio sendo a utilização das mesmas, variável de acordo com as diversas exigências associadas às diferentes fases do ciclo de vida das espécies piscícolas. As deslocações efectuadas com estes mesmos propósitos dão origem às designadas migrações reprodutivas, alimentares e de refúgio. Estas migrações envolvem geralmente uma alternância cíclica entre dois ou três habitats, abrangendo uma larga fracção da população (Smith, 1985). Dependendo da natureza da migração e da espécie, as distâncias percorridas podem variar entre poucos metros e milhares de quilómetros (Northcote, 1978; 1984). A capacidade das espécies em utilizarem habitats de diferentes

salinidades durante o seu ciclo de vida, emerge como factor associado à amplitude das deslocações efectuadas (Lucas e Baras, 2001).

Os ciclos de vida podem ser divididos em dois tipos, em função se as espécies passam toda a sua vida no mar ou água doce (ciclo de vida holobiótico) ou se efectuam deslocações entre ambientes com diferentes teores de salinidade (ciclo de vida anfibiótico). De acordo com a sua capacidade de adaptação a biomas de diferentes níveis de salinidade, as espécies piscícolas são classificadas como: (a) espécies oceanódromas, cujas migrações ocorrem exclusivamente no mar; (b) espécies potamódromas, cujas migrações ocorrem exclusivamente em água doce; e (c) espécies diádromas, cujas migrações ocorrem entre o mar e água doce (Gresswell, 1997; Northcote, 1998). Sendo que as últimas, de acordo com a sua capacidade de adaptação ao meio hipotónico e hipertónico, apresentam modificações morfológicas e fisiológicas claramente evidentes, resultantes da activação de mecanismos fisiológicos e genéticos (ex. salmão; *Salmo salar*) (Porcher, 1987).

De acordo com a direcção da migração e com a obrigatoriedade de adaptação dos diferentes estados de desenvolvimento a mudanças de salinidade, os migradores diádromos podem ser divididos em três classes (McDowall, 1997):

- (i) *Espécies anádromas*, cujo bioma onde tem lugar o crescimento e alimentação (o mar) difere do bioma reprodutivo (água doce). A migração dos espécimes para água doce é efectuada durante a sua fase adulta, com fins reprodutivos, estando associada a uma inexistente ou baixa actividade alimentar na água doce.
- (ii) *Espécies catádromas*, cujo bioma onde tem lugar o crescimento e alimentação (água doce) difere do bioma reprodutivo (o mar). A migração dos espécimes para o mar é efectuada durante a sua fase adulta, com fins reprodutivos, estando associada a uma inexistente ou baixa actividade alimentar no mar.
- (iii) *Espécies anfídromas*, cuja bioma onde tem lugar a alimentação é o mesmo do bioma reprodutivo (água doce). A reprodução ocorre em água doce, dando-se posteriormente a migração de formas larvares em direcção ao mar, onde tem lugar um curto período de alimentação e crescimento, seguindo-se a migração de formas pós-larvares e juvenis em direcção à água doce, onde ocorre uma actividade alimentar prolongada.

Os migradores catádromos são na generalidade menos comuns do que os migradores anádromos, sendo um exemplo clássico de referência a enguia europeia (*Anguilla anguilla*), cuja migração reprodutiva envolve distâncias de milhares de quilómetros percorridos entre os

rios europeus, onde se desenvolvem, e o Mar dos Sargaços (Noroeste do Oceano Atlântico; longitude: 40-70° Oeste, latitude: 25 -35° Norte), onde se reproduzem. Esta espécie evidencia-se pela sua ubiquidade nos rios portugueses, à semelhança de algumas espécies anádromas, como: a truta marisca (*Salmo trutta trutta*), o sável (*Alosa alosa*), a savelha (*Alosa falax*) e a lampreia-marinha (*Petromyzon marinus*), igualmente comuns nos mesmos. Apesar da sua baixa representatividade, algumas espécies anfídromas são também possíveis de encontrar nos nossos rios (ex. tainha, *Liza* sp.). Não obstante, os migradores potamódromos são claramente os mais representativos nos rios Portugueses, destacando-se entre os mesmos, o barbo (*Luciobarbus* sp.), a boga de maiores dimensões (*Pseudochondrostoma* sp.) e o escalo (*Squalius* sp.).

1.1.1 Estímulo à migração

A migração é um fenómeno complexo, que resulta da interacção entre estímulos internos e externos (Lucas e Baras, 2001). As funções fisiológicas são controladas pela acção de factores ambientais originando as diferentes periodicidades e padrões migratórios. A resposta comportamental de uma espécie face ao mesmo estímulo pode diferir de acordo com a situação envolvida (Colgan, 1993), através de uma manifestação comportamental e estrutural que varia espacialmente e temporalmente, consequência da combinação dos factores actuantes. As espécies diádromas salmonícolas são exemplos perfeitos desta variação comportamental, cujo ciclo migratório e respectivas características associadas a este processo diferirem entre populações de diferentes rios (Brannon, 1984). A actuação dos factores ambientais é determinante no desenvolvimento do processo migratório, induzindo diferentes comportamentos em indivíduos da mesma espécie, sobrepondo-se à afinidade genética intraespecífica existente. As características migratórias são por conseguinte resultado parcial da componente genética das espécies, fortemente influenciadas pelos factores ambientais envolventes (eg. luz, temperatura, velocidade do escoamento, qualidade da água, disponibilidade de alimento) (Jonsson, 1982; Näslund, 1993). Este comportamento é também fortemente controlado pelas variações ontogenéticas das espécies, cujas alterações estruturais e motivacionais indiciam diferentes respostas aos vários estímulos existentes (Colgan, 1993). As diferentes necessidades metabólicas dos peixes (ex. alimentação), têm igualmente forte contribuição no desenvolvimento das suas migrações, que podem com este propósito atingir distâncias consideráveis (Lucas e Baras, 2001).

A complexidade deste fenómeno incentivou o desenvolvimento de vários estudos, com vista a determinação e identificação dos factores responsáveis por este processo (Banks, 1969; Brown e MacKay, 1995; Jonsson, 1991). As diferentes teorias interpretativas resultantes fundamentaram-se essencialmente nas características hidráulicas do escoamento da água nos rios. Baglinière *et al.* (1987) por exemplo, defendeu que o caudal de escoamento dos rios emergia como factor determinante ao processo migratório, enquanto que outros autores (Clapp *et al.*, 1990; Meyers *et al.*, 1992) sugeriram que o mesmo era despoletado pela temperatura e respectivas variações associadas. Ovidido *et al.* 1998, propôs uma interpretação alternativa às demais, de carisma mais generalista, na qual defendia que o processo migratório era iniciado aquando da sobreposição das forças estimulantes da deslocação, às forças promotoras da permanência num determinado local. A interpretação deste comportamento é um processo complexo, sendo contínuo âmago de estudo e desenvolvimento.

1.2. Capacidade natatória e factores associados

A capacidade migratória dos peixes resulta da aptidão intrínseca dos mesmos, que permite conciliar simultaneamente a capacidade locomotora e o respectivo consumo energético, com a capacidade de estabilização e orientação, cuja direcção responde à motivação originária do movimento migratório (Lucas e Baras, 2001). Numa perspectiva energética, a natação pode ser considerada como um modo de transformação de energia em distância percorrida (Lucas e Baras, 2001).

A capacidade e modos de natação diferem entre espécies (Webb, 1984) como resultado de diversas adaptações de índole morfológica e fisiológica (estratégias metabólicas de consumo de energia e oxigénio), desenvolvidas pelas mesmas. Não obstante, as espécies migradoras apresentam também notórias variações na sua capacidade de natação, relacionadas com as suas dimensões, fases ontogenética e condições ambientais envolventes (Bainbridge, 1958).

Segundo Larinier (2002a), a capacidade natatória está intrinsecamente relacionada com a ondulação do corpo e da barbatana caudal, definidas como as principais fontes de propulsão da natação, na maioria das espécies. A frequência de ondulação do peixe e da barbatana caudal é determinada pela temperatura e pelo tipo de músculo envolvido. O tecido muscular envolvido na natação representa cerca de 50 a 60% da totalidade da massa muscular dos peixes (Lucas e Baras, 2001), compreendendo dois tipos de músculos, o branco e o vermelho,

cuja utilização se encontra associada a diferentes regimes de natação. A coloração do músculo vermelho reflecte a alta concentração de pigmentos transportadores de oxigénio no sangue, como a hemoglobina e a mioglobina, e constitui uma pequena porção da totalidade da massa muscular, sendo relativamente menor em peixes sedentários (3-5% da massa muscular), quando comparado com a respectiva representatividade nos peixes que conseguem sustentar uma natação rápida (15-20% da massa muscular). Este músculo está associado a uma actividade muscular aeróbia, mantida geralmente por períodos de longa duração, de velocidades reduzidas. Este regime de natação, geralmente designado por velocidade de cruzeiro “*Cruising activity*” pode permanecer durante horas, sem causar alterações fisiológicas aos peixes, dado que o combustível requerido, a glicose, é fornecido de forma sustentada a este tipo de músculo através de inúmeros vasos sanguíneos que o irrigam (Santo, 2005). A energia requerida aquando curtos períodos de rápida natação excede a energia sustentada pelo músculo vermelho induzindo à activação do músculo branco. Caracterizado por uma fraca irrigação vascular, a actividade do músculo branco depende directamente da conversão anaeróbia do glicogénio em ácido láctico. Apesar da contracção deste músculo permitir rápidas acelerações, as reduzidas reservas de glicogénio existentes no mesmo incutem o rápido esgotamento desta substância, e, paralelamente, à acumulação do ácido láctico que por sua vez inibe a contracção do músculo, tornando este regime natatório apenas possível durante curtos períodos de duração, na ordem dos segundos (Beamish, 1978; Wardle, 1975). Este tipo de actividade assume a designação de velocidade de explosão “*Burst speed*” (Bell, 1986; Blaxter, 1969; Webb, 1975). A actividade natatória pode também resultar da acção simultânea de processos anaeróbios e aeróbios, e pode ser mantida durante alguns minutos, causando porém cansaço no peixe, prevalecendo o aumento da componente anaeróbica com o aumento do esforço. Este tipo de actividade assume a designação de velocidade sustentada “*Sustained activity*”. A utilização dos diferentes tipos de natação surge como resposta motivacional dos peixes (Bell, 1986). A velocidade de cruzeiro é por conseguinte utilizada para se movimentarem (mesmo durante a migração), a velocidade sustentada para a passagem em condições de fluxo de maiores velocidades e a velocidade de explosão para propósitos de alimentação e fuga. A cada uma das velocidades características de natação está associado um nível de exigência energético muscular diferente, no qual se assume a existência de uma perda de 15% de energia na transformação da energia muscular em propulsão (Bell, 1986).

A velocidade de natação é determinada pelo comprimento do peixe e a frequência de oscilação do mesmo, enquanto a distância percorrida depende do comprimento do movimento do peixe e da frequência dos batimentos da barbatana caudal. Deste modo, a distância (d)

possível de ser percorrida por um peixe contra a direcção do escoamento, é calculada com base na seguinte equação apresentada por Larinier (2002b):

$$d = (V_p - V) \cdot t \quad (1.1)$$

na qual, V_p é a velocidade de nado do peixe, V a velocidade do escoamento e t o tempo de resistência do peixe ao escoamento. Durante a movimentação para montante, os peixes são sujeitos à actuação de forças, que podem ser definidas através de:

$$F_D = \frac{1}{2} \cdot \rho \cdot U^2 \cdot A \cdot C_D \quad (1.2)$$

onde, F_D representa a componente da força na direcção do escoamento, que é denominada por arrasto, ρ a massa específica da água, U a velocidade resultante sobre o peixe (velocidade de natação – velocidade do escoamento), A a área da secção transversal do corpo do peixe, que pode ser simplificada para a área de uma elipse, e C_D o coeficiente de arrasto. A definição deste coeficiente deve ser obtida experimentalmente, sendo utilizada para o cálculo do trabalho (W) realizado pelos peixes ao percorrerem uma determinada trajectória de comprimento (D), a seguinte expressão de acordo com o proposto por Bell (1986):

$$W = F_D \cdot D = F_D \cdot V_p \cdot t \quad (1.3)$$

onde, V_p a velocidade de deslocamento (Velocidade de natação – Velocidade do escoamento) e t o tempo utilizado na actividade.

A amplitude do movimento do peixe, é específica de cada espécie, dependendo da proporção dos músculos natatórios, bem como da forma, comprimento da barbatana caudal, estrutura das barbatanas e amplitude dos movimentos laterais do peixe. Nesta perspectiva vários estudos têm sido desenvolvidos, visando correlacionar as velocidades de natação com as características físicas dos indivíduos. No entanto a informação disponível é bastante limitada, já que, geralmente, restringe-se a determinadas espécies.

Segundo Wardle (1975), a distância percorrida pelo peixe a cada ondulação do corpo está compreendida entre 0,6 e 0,8% do comprimento do corpo, pelo que a velocidade de natação (V_n) pode ser expressa através da seguinte expressão:

$$V_n = d \cdot f \quad \text{ou} \quad V_n = 0.7 \cdot L_p / 2 \cdot t_{\min} \quad (1.4)$$

onde, f é a frequência de ondulação do corpo e da barbatana caudal, L_p o comprimento do peixe e t_{\min} o tempo mínimo entre duas contracções dos músculos que garantem a propulsão do peixe. Segundo o mesmo autor (Wardle, 1975), o tempo entre duas contracções musculares consecutivas é menor em peixes menores. O autor verificou também que além do comprimento do peixe, a temperatura é igualmente uma variável que fortemente influencia o comportamento natatório das espécies, sugerindo deste modo que as velocidades máximas dependem especialmente do comprimento do peixe e da temperatura da água.

Beach (1984) salienta a relevância do tempo que o peixe resiste nadando à velocidade máxima, o que depende do comprimento do peixe, da temperatura da água e da quantidade de glicogénio armazenado nas células dos músculos brancos. Deste modo, para um determinado comprimento, o aumento da temperatura resulta na diminuição da resistência, uma vez que maiores temperaturas relacionam-se com maiores velocidades máximas, e consequentemente com uma taxa de depleção maior das reservas de glicogénio nos músculos.

Baseado em resultados experimentais (obtidos em peixes com comprimentos inferiores a 55 cm), Videler (1993) relaciona a velocidade máxima de natação (“*Burst speed*”) $V_{\max \text{ nat}}$ ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), com o comprimento do peixe, L_p (m) através da equação:

$$V_{\max \text{ nat}} = 0.4 + 7.4 \cdot L_p \quad (1.5)$$

Vários estudos foram desenvolvidos com o objectivo de determinar velocidades máximas de natação para diferentes espécies piscícolas. Em 1986, Bell aponta para alguns migradores anádromos adultos, velocidades máximas possíveis, em condições óptimas de temperatura, de aproximadamente 6 a 8 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ para o salmão, 3 a 4 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ para a truta e 4 a 5 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ para o sável, sendo que este último apenas consegue manter estas mesmas velocidades durante curtos períodos de tempo. Porcher (2002) por sua vez indica para indivíduos juvenis de enguia (espécie catádroma), com dimensões compreendidas entre 10 e 40 cm, velocidades de natação máximas de 0.6 a 0.9 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$, evidenciando a reduzida capacidade natatória dos mesmos.

A velocidade de cruzeiro, definida como sendo a velocidade máxima a que o peixe consegue nadar sem exhibir sinais de fadiga, foi igualmente alvo de estudo. Videler (1993), propõe duas relações entre a velocidade de cruzeiro, V_{cr} ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) e o comprimento do peixe L_p , (m); igualmente obtidas em experiências conduzidas com peixes de dimensões inferiores a 55cm.

$$V_{cr} = 0.15 + 2.4 \cdot L_p \quad (1.6)$$

$$V_{cr} = 2.3 \cdot L_p^{0.8} \quad (1.7)$$

Para alguns migradores anádromos, o autor aponta dimensões inferiores a 55 cm, velocidades de cruzeiro de aproximadamente 1.7 a 2.5 m.s⁻¹ no caso do salmão e de 0.6 a 1.3 m.s⁻¹ no caso da truta.

A associação das expressões anteriormente descritas, em simultâneo com o conhecimento actual existente sobre as características morfológicas das várias espécies piscícolas, poderá contribuir para o aperfeiçoamento geométrico das passagens para peixes. Estabelecida a distância do percurso que o peixe deve ultrapassar e as velocidades de natação características das espécies alvo, é possível obter as velocidades de escoamento adequadas à passagem das diferentes espécies de modo a que a trajectória possa ser realizada sem exaustão dos indivíduos.

1.2.1. Influência da turbulência do escoamento na capacidade natatória e comportamento dos peixes

A capacidade natatória dos peixes depende fortemente das características hidráulicas dos rios, de entre as quais se destaca a turbulência do escoamento. Esta variável hidráulica, cuja actuação pode despoletar ou inibir o comportamento migratório dos peixes (Montgomery *et al.*, 1997), dependendo da forma e grandeza de actuação no corpo dos mesmos (Lupandin, 2005; Odeh *et al.*, 2002), é indicadora da movimentação irregular das partículas de água no escoamento (escoamento turbulento) e das respectivas flutuações de velocidades inerentes. Tipicamente reostáticos (Montgomery *et al.*, 1997) (i.e. cujo comportamento tende a ser orientado para a corrente), os peixes são atraídos pela corrente, pelo que o comportamento migratório dos mesmos é despoletado pela velocidade do escoamento e pela respectiva turbulência associada (Lucas e Baras, 2001; Jungwirth *et al.*, 1998). A capacidade reostática é um comportamento extremamente bem desenvolvido nos peixes, associada a um complexo mecanismo sensorial mediado essencialmente por um conjunto de neuromastos existentes na linha lateral dos peixes, que permitem detectar pequenas a grandes variações da velocidade da água. A informação adquirida fornece ao peixe indicações sobre as características hidráulicas do meio envolvente, induzindo ou inibindo a sua movimentação face à grandeza e flutuação

das velocidades existentes. O tamanho das flutuações da turbulência (escala de turbulência) (Figura 1.1) é factor fundamental ao entendimento dos impactos desta variável sobre peixes.

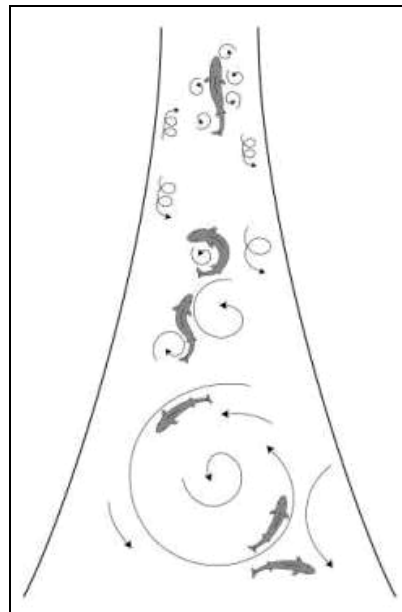


Fig. 1.1. Efeito das diferentes magnitudes de turbulência sobre o movimento dos peixes. Fonte: Odeh *et al.* (2002).

Pequenas escalas de turbulência, geralmente associadas à passagem dos peixes nas turbinas, provocam compressão e distorção dos peixes, enquanto escalas maiores estão associadas à desorientação dos peixes (Odeh *et al.*, 2002). No entanto a turbulência, surge também como factor favorável à movimentação dos peixes, como indicado por Coutant e Whitney (2000), que sugerem que a mesma é utilizada pelas espécies migradoras anádromas durante a migração para jusante. O entendimento sobre como os peixes reagem e usam esta variável hidráulica na sua movimentação, tem-se revelado extremamente importante, suscitando o desenvolvimento de vários estudos.

Por exemplo, Odeh *et al.* (2002) procurou estudar o efeito da turbulência no comportamento de peixes migratórios, através do estudo de três condições de turbulência a jusante de uma comporta. Os autores avaliaram três espécies de peixes: truta arco-íris (*Onchorhynchus mykiss*), robalo híbrido (*Morone saxatilis x Morone chrysops*) e salmão do Atlântico (*Salmo salar*), tendo verificado que a exposição a tensões de Reynolds médias superiores a 50 N.m^{-2} , por um período de 10 minutos, pode causar danos às espécies, mas não a sua mortalidade. Para valores superiores a 30 N.m^{-2} , (Odeh *et al.*, 2002) verificaram que não há alteração da resposta da truta arco-íris, contrariamente ao observado nos exemplares

juvenis de salmão do Atlântico e do robalo híbrido (*Morone saxatilis* x *Morone chrysops*), cujo comportamento é fortemente influenciado mesmo por essas tensões, deixando-os deste modo mais susceptíveis aos predadores ou a outros riscos, demonstrando a variabilidade da resposta comportamental bem como a diferente sensibilidade das espécies à turbulência. Turnpenny *et al.* (1992) submeteu diferentes espécies de peixes a tensões variáveis entre os 206 e 3410 N.m⁻², e avaliou os danos resultantes. Os salmonídeos; salmão do Atlântico (*Salmo salar*), truta arco-íris (*Onchorhynchus mykiss*) e truta marisca (*Salmo trutta trutta*) testados sob menores valores de tensões apresentaram pouca ou nenhuma perda de camada da mucosa e nenhum outro dano aparente, bem como a ausência de mortalidade dos indivíduos nos sete dias que se seguiram a exposição. Pelo contrário, o acréscimo das velocidades e das tensões aumentou os danos e diminuiu o tempo de sobrevivência dos espécimes. Para o máximo valor testado de 3410 N.m⁻², observou-se uma perda da camada da mucosa e danos nos olhos, com sobrevivência após 7 dias de 90% dos indivíduos. Já os clupeídeos, mostraram-se bem mais sensíveis aos ensaios realizados, os quais mesmo quando testados sob baixas tensões, sofreram vários danos, entre eles perda dos olhos e perda da mucosa, morrendo no período de uma hora após a experimentação. A especificidade da sensibilidade das diferentes espécies piscícolas a acção da turbulência foi igualmente demonstrada neste estudo. Lupandin (2005) avaliou o efeito da turbulência do escoamento na velocidade de natação da espécie *Perca fluviatilis*, em indivíduos de diferentes tamanhos. Nesse estudo, verificou que a partir de um determinado valor de intensidade da turbulência (razão entre o desvio-padrão da série temporal e a velocidade média) os peixes diminuem a velocidade de natação, o que se inicia quando a escala de turbulência, excede 2/3 do comprimento do peixe.

As tensões de Reynolds, representam de maneira adequada o efeito da turbulência sobre o corpo dos peixes, cujos efeitos descritos como forças actuantes paralelamente ao corpo dos indivíduos, em fluxos excessivamente turbulentos prejudicam o desempenho dos movimentos dos peixes podendo mesmo provocar em situações extremas danos irreversíveis e mesmo a sua mortalidade. No entanto, em situações de moderada turbulência, Liao *et al.* (2003), verificou que os peixes podem utilizar os vórtices formados no escoamento para reduzir os “custos de locomoção”. O entendimento sobre a interacção entre a actividade muscular dos peixes e a utilização dos vórtices existentes no escoamento para a sua movimentação, poderá constituir um bom auxiliar para a projecção de futuras passagens para peixes.

1.3. A migração nos ciprinídeos

1.3.1. Considerações gerais

A família Cyprinidae é a maior família de peixes de água doce (Nelson, 2006) compreendendo cerca de 2420 espécies distribuídas por 220 géneros. É uma das seis famílias da ordem dos Cypriniformes e estima-se que contenha aproximadamente 321 géneros e 3268 espécies com um máximo de diversidade no Sudeste Asiático (Robalo, 2007).

Fortemente representados nos rios Europeus, abrangendo aproximadamente 42% da totalidade das espécies piscícolas dos sistemas fluviais (Lelek, 1987), os ciprinídeos ocupam uma variedade de habitats quase exclusivamente dulçaquícolas sendo muito raramente encontrados em águas salobras. Existentes em praticamente todo o tipo de cursos de água doce, de todas as dimensões e regimes de corrente, estando no entanto mais associados a sistemas lênticos podem sobreviver em temperatura variáveis entre os 0 e 40 °C, sendo no entanto diferente o tempo necessário à sua aclimação (Howes, 1991). À semelhança das restantes espécies dulçaquícolas caracterizadas por uma fraca capacidade de dispersão entre cursos de água e intolerância à salinidade, as espécies ciprinícolas encontram-se restritas aos rios e lagos, estando a sua distribuição, na maioria dos casos, fortemente relacionada com a sua história biogeográfica. Os ciprinídeos na Europa apresentam padrões de distribuição extremamente interessantes, nomeadamente nas penínsulas meridionais (Ibérica, Itálica e Balcânica), onde um elevado número de espécies e endemismos com pequenas e restritas áreas de distribuição, pertencentes a um número relativamente reduzido de géneros, existem, especialmente na Península Ibérica. Pelo contrário, na Europa Central esta família encontra-se representada por um baixo número de espécies incluído uma diversidade considerável de géneros, apresentando habitualmente amplas áreas de distribuição (Durand *et al.*, 2003; Zardoya e Doadrio, 1999). Este padrão de distribuição das espécies europeias levou à formulação de várias hipóteses explicativas do seu aparecimento na Europa e Penínsulas Meridionais, tendo sido considerada, numa perspectiva paleontológica e corroborada por registos fósseis, a hipótese de que os primeiros ciprinídeos surgiram na Europa no período Oligocénico (há cerca de 35.4 milhões de anos), depois do Mar de Turgai (que separava a Europa da Ásia) ter secado (Briggs, 1995).

Apesar da sua distribuição se restringir essencialmente aos sistemas dulçaquícolas, a maioria das espécies da família Cyprinidae exibem deslocações que podem atingir consideráveis distancias, no entanto a informação existente sobre este fenómeno é bastante limitada (Mills, 1991; Smith, 1991). Estudos, com vista à identificação e compreensão dos padrões e ritmos migratórios destas espécies, têm vindo a ser recentemente desenvolvidos na Europa e América do Norte. As migrações ocorrem essencialmente durante a Primavera, com propósitos reprodutivos, no entanto, durante o Inverno, algumas deslocações são igualmente possíveis de observar, apesar de se direccionarem essencialmente em busca de locais mais profundos, ou de locais de menores velocidades (Lucas e Baras, 2001).

O início do ciclo reprodutivo dos ciprinídeos está associado a alterações fotoperiódicas (Lucas e Baras, 2001; Mills, 1991; Northcote, 1998) e ao aumento da temperatura (Rodríguez-Ruiz e Granado-Lorencio, 1992; Santos *et al.*, 2002). Tendo como principal objectivo evitar o risco de predação, a generalidade dos espécimes efectua as suas migrações ao fim do dia, quando a luminosidade é pouco intensa (Cerri, 1983). No entanto, se as temperaturas óptimas à migração se verificarem durante o dia, as deslocações são efectuadas durante esse período, mesmo com o inerente factor de risco associado (predação) (Baras, 1995). Perante o mesmo estímulo ambiental as espécies apresentam respostas comportamentais distintas entre si, pelo que a esses estímulos (ex. temperatura, intensidade luminosa, etc.) se sobrepõem as especificidades de cada espécie. Caracterizadas por uma fraca capacidade de natação e de salto, durante as suas migrações para montante, as espécies ciprinícolas enfrentam comumente dificuldades inerentes à transposição de barreiras naturais e artificiais, que obstruem a sua contínua deslocação, interrompendo o ciclo biológico das mesmas, e originando o declínio drástico de várias populações de ciprinídeos (Katopodis, 2005; Lucas e Frear, 1997; Ovidio e Philippart, 2002). Atendendo a estas limitações físicas, consideráveis esforços têm sido feitos para facilitar a passagem para montante destas e espécies.

1.3.2. O barbo Ibérico (*Luciobarbus bocagei* Steindachner, 1864)

Data de cerca de 5.5 milhões de anos, durante o período Miocénico final, o primeiro registo fóssil do género taxonómico *Luciobarbus* na península Ibérica (Doadrio e Casado, 1989). O barbo Ibérico (*Luciobarbus bocagei* Steindachner, 1864) (Figura 1.2) é um ciprinídeo endémico da Península Ibérica, caracterizado por um corpo alongado, comprimido

lateralmente, boca infera com lábios grossos com dois pares de barbilhos de comprimento moderado, e com o último raio da barbatana dorsal ossificado e denticulado (Almaça, 1996).

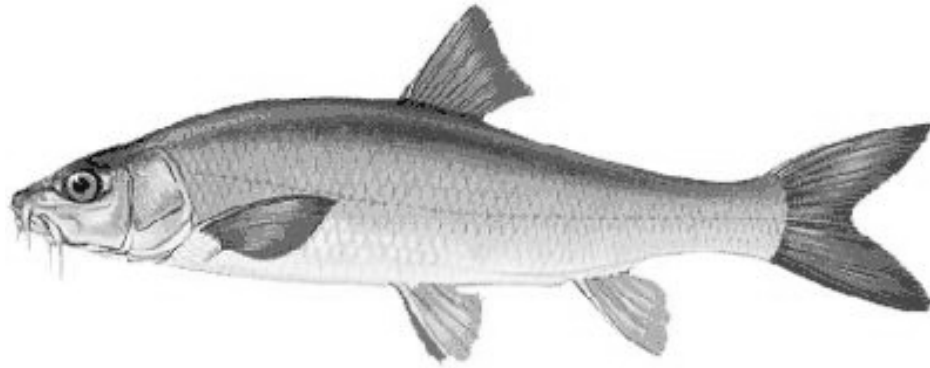


Fig. 1.2. Barbo ibérico (*Luciobarbus bocagei* Steindachner, 1864).

Esta espécie extremamente ubíqua existe numa vasta gama de habitats lóticos e lênticos (Magalhães, 1992), ocorrendo na maioria das bacias hidrográficas do norte e centro de Portugal (Almaça, 1996) (Figura 1.3). Devido ao seu elevado interesse ecológico encontra-se nas espécies consideradas como não ameaçadas na Península Ibérica (Doadrio, 2001). Habita áreas com baixas ou moderadas correntes da água, apresentando uma forte sazonalidade migratória que se inicia em Abril, e cujo pico ocorre em Maio.

Esta espécie potamódroma efectua migrações para montante, para desovar em zonas arenosas de correntes rápidas (Rodríguez-Ruiz e Granado-Lorencio, 1992). Os espécimes de ambos os sexos iniciam as suas deslocações com fins reprodutivos (Lucas e Batley, 1996; Lucas e Frear, 1997), mas provavelmente devido à sua maior dimensão ou preferência por locais com características mais lênticas fora da época reprodutiva, as fêmeas podem percorrer distâncias superiores (Baras, 1992). Os machos sexualmente maduros apresentam pontuações brancas à volta do focinho (tubérculos nupciais) que permitem a sua fácil identificação (Almaça, 1996). Durante o período migratório esta espécie é fortemente atraída pelo forte fluxo de corrente (Baras e Cherry, 1990; Baras *et al.*, 1994), evidenciando a sua natureza reostática.

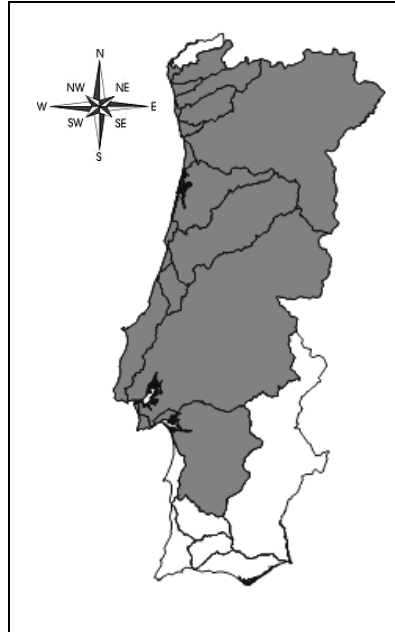


Fig. 1.3. Distribuição geográfica da potencial ocorrência do *Luciobarbus bocagei* em Portugal. Fonte: <http://nатурlink.sapo.pt/article.aspx?menuid=3&cid=7756&bl=1>.

1.4. Impacto das obras hidráulicas nas comunidades piscícolas

A utilização e manipulação dos sistemas aquáticos fluviais remonta a vários séculos atrás. A disponibilidade de água, recurso essencial à vida, foi o principal factor responsável pelas constantes deslocações dos povos nómadas, que mais tarde se estabilizariam em zonas de fácil acesso a este precioso recurso.

A construção de obras hidráulicas constitui certamente uma das mais antigas e difundidas obras de engenharia (Baxter, 1977), emergindo como principal factor do desenvolvimento das primeiras grandes sociedades humanas. Já povos indígenas da Costa do Pacífico e das regiões interiores da América do Norte construía açudes e outros artifícios, para facilitar a captura de espécies que utilizavam na sua dieta, entre as quais se destaca o salmão e a truta (Northcote, 1998). Mais recentemente, com propósitos, de índole não tão primária; têm sido desenvolvidas obras hidráulicas nos cursos de água, principalmente destinadas à produção eléctrica e à reserva de água para consumo e rega. Actualmente, a construção de infra-estruturas hidráulicas é procedimento comum, pelo que a maior parte dos rios se encontram regularizados (Petts, 1984; Ward e Stanford, 1979), estimando-se que aproximadamente metade da água doce disponível no planeta esteja retida em mais de 800.000 albufeiras (Rosenberg *et al.*, 2000). Associadas a esta exacerbada construção surgem

alterações dramáticas na estrutura, composição e diversidade das comunidades piscícolas, devido a alterações humanas ao nível dos seus habitats (Copp, 1990; Gehrke *et al.*, 1995; Peñáz *et al.*, 1999; Ward e Stanford, 1979). Segundo Chiu *et al.* (2002) as principais causas da diminuição das populações piscícolas devem-se a: pesca excessiva, poluição e bloqueio dos rios, sendo que o último representa a causa mais insidiosa. Os dois primeiros problemas são de reconhecimento geral pela maior parte da população e da comunidade científica. Por outro lado, a fragmentação dos rios, resultante do bloqueio imposto pela construção de obras hidráulicas passa muitas vezes despercebido pela sociedade, pelas facilidades advindas da construção das mesmas, como por exemplo, o abastecimento de água, a geração de energia, a recreação, entre outros. Outro factor importante a ser destacado, é o facto de que a poluição e a pesca afectam indivíduos isolados dentro da comunidade aquática, enquanto que o bloqueio dos rios interfere no habitat dos peixes, principalmente nos migratórios, podendo levar à extinção de espécies piscícolas dulçaquícolas.

A regularização dos rios é, com efeito, o factor antropogénico com impactos mais significativos ao nível da alteração do habitat para as espécies dulçaquícolas, estimando-se que aproximadamente 77% dos caudais totais dos 139 maiores rios da América do Norte e Europa, se encontrem alterados (Cowx e Welcomme, 1998). A Península Ibérica não é alheia a esta situação mundialmente generalizada. Com efeito, a irregularidade climática e a conseqüentemente variação dos caudais dos rios Ibéricos, incentivaram a uma intensa regularização, que se traduziu na construção de mais de 1000 grandes barragens durante os últimos 100 anos (MMA, 1998). Em Portugal, todos os rios de médias e grandes dimensões encontram-se regularizados por mais de 150 barragens e aproximadamente 100 pequenos aproveitamentos hidroeléctricos (PAH).

A construção de obras hidráulicas como açudes e barragens, produz, um impacto significativo nas populações piscícolas, principalmente a nível dos movimentos migratórios que são comumente obstruídos. A redução da disponibilidade e acessibilidade dos habitats, que desempenham uma importante função na sustentabilidade das populações devido à presença dessas obras hidráulicas, compromete igualmente, por vezes de forma irremediável, a sobrevivência das espécies (Lenne, 1990). Não obstante os efeitos de obstrução física associados à implantação de obras hidráulicas nos cursos de água, muitos outros surgem com igual impacto nas comunidades piscícolas, entre os quais se destacam: as alterações do escoamento (ex. regime de caudais), da granulometria, e dos locais de deposição de sedimentos e da qualidade da água (ex. diminuição do teor de oxigénio). Salienta-se ainda, o aumento do risco de predação a montante e a jusante, pela concentração de um grande número

de indivíduos junto ao obstáculo, que são impedidos da sua deslocação, constituindo um alvo fácil para determinados predadores.

Os diferentes impactos inerentes à construção de barragens e açudes foram sistematizados e classificados de acordo com a sua ordem de grandeza por Petts em 1988. O autor dividiu os diferentes impactos em três ordens, sendo que os de primeira ordem conduzem aos de segunda que por sua vez dão origem aos de terceira ordem. Nos de primeira ordem foram considerados: o efeito de barreira à livre circulação das espécies; a alteração do regime natural de caudais; a alteração de granulometria e de locais de disposição de sedimentos, bem como a sua quantidade; alterações na qualidade da água a jusante, especialmente se as descarga forem no hipolimnio e, alterações quantitativas e qualitativas no plâncton. Estes impactos condicionam os impactos de segunda ordem que incluem: alterações frequentes na forma do canal fluvial e na distribuição de habitats, e alterações na distribuição, no tipo e quantidade de plantas; que por sua vez induzem aos impactos considerados de terceira ordem que incluem alterações na comunidade de macroinvertebrados e de peixes (composição e biomassa).

1.5. Restauro da conectividade longitudinal: Passagens para peixes

A conectividade longitudinal de um rio é em termos ecológicos, um factor essencial para satisfazer as diversas necessidades das diferentes espécies aquáticas, devendo por isso ser conservada e restaurada. A introdução de passagens para peixes, permite restabelecer a conectividade dos rios, interrompida pela implantação de infra-estruturas hidráulicas (ex. barragens, açudes) nos mesmos.

Um dispositivo de passagens para peixes, é em termos gerais, um caminho alternativo ao curso de água, no qual foi instalado um obstáculo intransponível ou dificilmente transponível (Bochechas, 1995). O seu princípio geral de funcionamento, consiste em atrair os peixes para um determinado ponto a jusante de um obstáculo, induzindo-os ou fazendo-os passar para montante através de um caminho com água (passagem para peixes em sentido estrito) ou capturando-os num tanque ou estrutura similar, sendo posteriormente transferidos para montante (ascensores e sistemas de captura e transporte) (Larinier 2002a). Uma passagem para peixes é considerada eficiente se os peixes encontrarem facilmente a sua entrada e se a transpuserem sem dificuldades significativas, sem atrasos excessivos ou stress que possam

prejudicar a sua migração. Por conseguinte, o dimensionamento de uma passagem para peixes deve ter em conta determinados aspectos do comportamento das espécies migradoras, nomeadamente a capacidade natatória das mesmas. A eficácia deste tipo de dispositivos hidráulicos depende da capacidade de integração, aquando da sua concepção, de conhecimentos de índole biológica (fisiologia, biomecânica e ecologia das espécies) e conhecimentos na área da hidráulica e hidrodinâmica (velocidade da água e regime de escoamento) (Larinier, 2002a; Parasiewicz *et al.* 1998; Pavlov, 1989). As velocidades da água na passagem para peixes devem ser compatíveis com as capacidades natatórias das espécies consideradas. Algumas espécies são muito sensíveis a determinados regimes de escoamento ou condições: quedas entre bacias demasiado elevadas, turbulência excessiva, existência de remoinhos ou velocidades da água demasiado baixas, que podem por conseguinte actuar como barreiras à migração das mesmas. Por outro lado, além dos referidos parâmetros hidráulicos, existem ainda outros factores, como sejam: o teor de oxigénio dissolvido, a temperatura da água, o ruído, a luz, o odor; que podem condicionar a passagem de cada espécie, nomeadamente se a qualidade da água que alimenta a passagem para peixes, for diferente daquela proveniente da obra hidráulica (Larinier, 2002a).

O desenvolvimento de uma passagem para peixes é um processo complexo, devendo ser elaborado tendo em vista as espécies piscícolas existentes no local, em que se pretende implantar a estrutura hidráulica, assegurando deste modo a eficiência da mesma.

1.6. Evolução histórica das passagens para peixes

1.6.1. No mundo

Na tentativa de minimizar os impactos causados sobre a fauna piscícola, resultantes da implantação dessas obras transversais fluviais, foram desenvolvidos dispositivos hidráulicos, denominados por passagens para peixes, que visavam possibilitar a transponibilidade desses obstáculos. Estas são por conseguinte de grande importância à restauração das deslocações contínuas ao longo dos rios, efectuadas pelas espécies migradoras (Clay, 1995). A implantação da primeira passagem para peixes; com uma altura pouco superior a 2 m; remonta ao século XVII (1640) na cidade de Berna (Suíça), especificamente no rio Aar (afluente do Rio Reno com 295 km de comprimento). A partir desse período observou-se que

o uso de passagens para peixes foi sendo difundido para outras partes do mundo, nomeadamente a partir de 1850 (Kamula, 2001) coincidindo com a produção de turbinas hidráulicas e a implantação de aproveitamentos hidroenergéticos em maior escala, consequência do avanço industrial sentido na altura (Revolução Industrial; finais de séc. XVIII - início de séc. XIX). Em 1852, em Sligo (Irlanda), é construída a primeira grande passagem para peixes com sucesso, a passagem para peixes de Ballisodare (McGrath, 1956). Segundo Balaque da Silva (Silva, 1896) em 1896, existiam já diversos tipos de passagens para peixes, sendo o sistema mais adoptado o de escadas para peixes, ainda que bastante arcaico. O mesmo consistia num conjunto de reservatórios quadrados dispostos uns por cima dos outros, formando uma série de cascatas que os peixes teriam que transpor saltando. Em Inglaterra e na América, eram mais utilizados os dispositivos de plano inclinado, com compartimentos rectangulares (Silva, 1896). Em 1909, um cientista Belga (G. Denil), apresentou um novo modelo de passagens para peixes (passagens para peixes do tipo Denil) extremamente avançado, que permitia uma excelente dissipação de energia, tendo sido implantado para funcionamento na Bélgica por volta de 1920 (Clay, 1995). A implantação de dispositivos para passagem de peixes é, desde então, um processo corrente em todo o Mundo, aquando da construção de obras hidráulicas.

1.6.2. Em Portugal

Em Portugal a construção de passagens para peixes é um procedimento relativamente recente, sendo a referência mais antiga conhecida, a passagem de deflectores instalada na barragem de Belver em 1951 (Silva, 1991). Este dispositivo, do tipo escada para peixes, revelou-se ineficaz, tendo sido substituído por uma eclusa em 1983, que entrou em funcionamento apenas três anos mais tarde 1986 (Silva, 1991). No entanto, referências anteriores a esta estrutura indicam a possível existência de outros dispositivos de passagem para peixes em obras hidráulicas transversais, tal como estabelecido nos artigos 165-166 do Regulamento dos Serviços Hidráulicos de 19 de Dezembro de 1892 e no nº 3º do Regulamento Geral dos Serviços Aquícolas de 20 de Abril de 1893, nos quais se determina que *“nos açudes e represas estabelecidos nos leitos de corrente d’águas interiores se estabeleçam escadas para a subida dos peixes”*.

A partir da segunda metade do século passado, verificou-se um forte incremento na construção de passagens para peixes, resultado de um acentuado decréscimo de algumas

espécies piscícolas, em particular das diádromas. Este fenómeno surge como resultado da intensa construção de barragens e aproveitamentos hidroeléctricos de pequena escala (PAH) e outro tipo de açudes, que alterou o escoamento natural dos cursos de água e, conseqüentemente, o funcionamento ecológico dos mesmos, como a livre circulação das espécies piscícolas, fundamental para a realização das diferentes fases dos seus ciclos biológicos. O desenvolvimento das obras hidráulicas ocorrido em Portugal nessa época surge em resposta à existente limitação dos recursos hídricos. Aqui, onde a orografia, a precipitação e as influências atlânticas e mediterrâneas determinaram uma distribuição irregular das disponibilidades hídricas no espaço e no tempo (Santos, 2004), a necessidade de construir barragens e açudes com propósito primordial de armazenar água suficiente para garantir o fornecimento da mesma para rega, bem como para abastecimento público, sobretudo nas regiões de maior irregularidade hídrica, particularmente no Sul, surgiu como factor fundamental. Por outro lado, no Norte do país, onde os recursos eram mais abundantes e regulares, foram construídos aproveitamentos (cerca de 40), destinados maioritariamente à produção de energia. Em Portugal, tal como em muitos outros países, mais de metade das cerca de 150 barragens (estruturas com mais de 15 m de altura) e mais de 3000 pequenos açudes hoje inventariados, foram construídos nos últimos 35 anos, devido ao forte crescimento da procura de água (Afonso, 2001). Para além dos citados, existem ainda muitos outros pequenos açudes, em particular a norte do rio Tejo (Santo, 2005), que apesar de abandonados e/ou em elevado estado de degradação, constituem ainda obstáculo à livre circulação dos peixes.

Apesar do elevado número de barragens e açudes em Portugal, existem apenas 39 dispositivos de passagem para peixes: 32 passagens para peixes de bacias sucessivas, sendo que a grande maioria se encontra instalada em PAH; 6 eclusas Borland, das quais 5 se encontram instaladas no rio Douro e uma no Tejo; 2 ascensor, um instalado na barragem do Touvedo, rio Lima e outro na barragem de Pedrogão, rio Guadiana; e uma passagem naturalizada (canal naturalizado), no rio Lima (Figura 1.4). A maioria destes dispositivos ou não se encontra em funcionamento ou demonstram ser ineficientes à passagem dos peixes (Santo, 2005). Um dos principais motivos da ineficácia destes dispositivos hidráulicos, resulta do inadequado dimensionamento dos mesmos, para a passagem das espécies piscícolas migradoras existentes em Portugal.

A concepção dos dispositivos de passagens para peixes portugueses foi efectuada com base em projectos realizados noutros países, cujos critérios de dimensionamento tinham sido estudados considerando espécies piscícolas não existentes/comuns nos rios Portugueses. O

dimensionamento destes dispositivos, que se demonstrara eficiente nos outros países, apresentou grandes limitações à passagem das espécies migradoras comuns dos nossos rios, cujas características biomecânicas diferem grandemente das espécies para as quais os dispositivos tinham sido projectados.

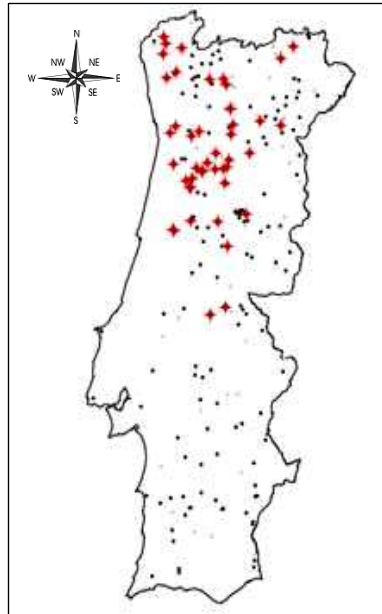


Fig. 1.4. Distribuição das barragens/açudes existentes (●), das barragens/açudes em projecto (◐) e passagens para peixes (✚) actualmente existentes em Portugal. Fonte: Santo (2005).

Além da quase ausência de estudos publicados sobre passagens para peixes, nomeadamente por bacias sucessivas (tipo de passagem mais comum em Portugal), as espécies que se predispõem a utilizar este tipo de dispositivos são essencialmente espécies potamódromas, nomeadamente barbos, bogas e escalos, para as quais o conhecimento acerca da sua ecologia e modo de utilização deste tipo de dispositivos hidráulicos é muito limitado (Santos, 2004). Recentemente, têm vindo a ser desenvolvidos estudos em Portugal, cujo objectivo incide na avaliação da eficiência das passagens para peixes instaladas nos rios portugueses e na detecção de possíveis problemas inerentes ao seu funcionamento (Santos, 2004, Santo, 2005), de modo a obter informação que permita aumentar o conhecimento existente sobre este tipo de estruturas hidráulicas, permitindo de uma forma expedita melhorar os seus critérios de dimensionamento. O desenvolvimento de estudos, que visem a adequação deste tipo de dispositivos hidráulicos para as espécies existentes nos rios portugueses é por conseguinte extremamente importante, permitindo a futura evolução das passagens para peixes em Portugal e promovendo a qualidade e a continuidade dos cursos de água portugueses.

1.7. Tipos de dispositivos de passagens para peixes

A multiplicidade de factores (biológicos, hidrológicos, hidráulicos, topográficos, etc.) e a complexa interacção estabelecida entre os mesmos que caracterizam os sistemas fluviais, conduz a uma dificuldade acrescida aquando da selecção e implantação do tipo de dispositivos de passagens para peixes. Cada situação é um caso específico (Larinier, 2002a), devendo ser sempre considerados os seguintes aspectos durante esses processos: as espécies piscícolas presentes no local, as características hidrológicas do curso de água, as características do obstáculo (infra-estrutura hidráulica), o caudal a transitar no interior da passagem, as variações de nível a montante e a jusante, a topografia, o desnível a vencer e o custo de funcionamento (Porcher e Larinier, 2002).

As características biomecânicas das espécies existentes no curso de água, são factor determinante na selecção do tipo de dispositivo a utilizar, pelo que este processo deve incidir primordialmente na espécie que apresenta características mais restritivas, procurando assegurar deste modo um adequado funcionamento para o maior número de espécies piscícolas existentes. As características da própria infra-estrutura – hidráulica, a altura e o respectivo desnível a vencer, apresentam-se como os factores mais limitativos à selecção do tipo de passagem a utilizar. De acordo com a classificação apresentada pela FAO, (FAO/DVWK, 2002), as passagens para peixes podem ser de três tipos:

- (i) Passagens tradicionais “*Technical structures*” :
 - Passagens por bacias sucessivas (*Pool passes or Fish ladders*);
 - Deflectores ou tipo Denil (*Denil passes*);
- (ii) Passagens naturalizadas “*Close-to-nature types of structures*”:
 - Rampas e declives escavados (*Bottom ramps and slopes*);
 - Canais laterais (*Bypass channels*);
 - Rampas para peixes (*Fish ramps*);
- (iii) Passagens especiais “*Special constructions*”:
 - Passagens para enguias (*Eel ladders*)
 - Eclusas (*Fish locks*)
 - Ascensores (*Fish lifts*)

1.7.1. Passagens tradicionais (*Technical structures*)

Escadas para peixes ou passagens para peixes por bacias sucessivas (pool passes or fish ladders)

As passagens para peixes por bacias sucessivas são o tipo de dispositivo mais vulgarmente utilizado para a transposição de obstáculos naturais e artificiais de pequena e média dimensão (geralmente inferiores a 30 m) (ex. aproveitamentos hidroeléctricos e pequenos açudes) (Borghetti *et al.* 1994; Guiny *et al.* 2003; Jensen e Aass 1995; Linlokken 1993; Santo, 2005), sendo adequadas para situações em que existem frequentes variações do nível de água a montante (Laine *et al.* 1998; Schwalm *et al.* 1985; 2002; Stuart e Berghuis 2002). A escolha do tipo de escadas de peixes a ser implantada devesse recair nas características biomecânicas da ictiofauna local, que definem as características físicas da mesma como a perda de carga entre as bacias, a forma das bacias, entre outras (Sanagiotto, 2007). Dada à elevada variabilidade hidrológica dos rios Portugueses, e pela sua adequação a várias espécies (Larinier, 2002c), este tipo de passagens é o mais comum em Portugal, sendo considerado como o mais adequado à passagem de espécies potamódromas de grande representatividade na maioria dos rios Portugueses (Santos, 2004). Até à data foram contabilizados 32 dispositivos de passagem para peixes deste tipo (Santo, 2005), constituindo o seu princípio de funcionamento na divisão do desnível entre os planos de montante e de jusante em pequenas quedas transponíveis pelos peixes, através de uma série de bacias que se dispõem sucessivamente formando um canal pelo qual os mesmos se podem deslocar (Figura 1.5). As bacias têm duplo objectivo: proporcionar a dissipação da energia do escoamento e providenciar zonas de descanso (Larinier, 2002d). Existe uma grande diversidade deste tipo de passagens, baseado nas inúmeras combinações possíveis de dimensões das bacias, tipo de interligação e desnível entre estas.

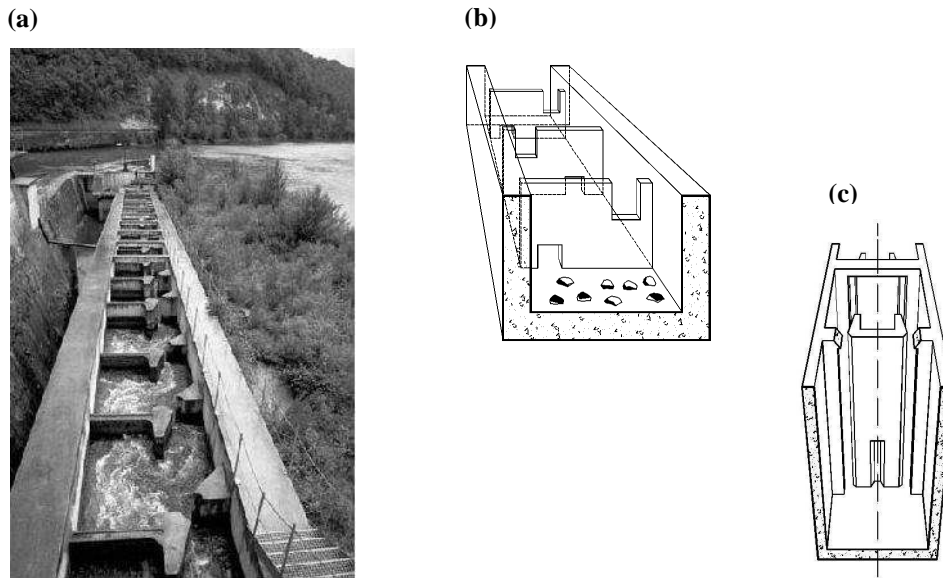


Fig. 1.5. (a) Passagem para peixes por bacias sucessivas, construída na barragem de Mauzac, no rio Dordogne (França). Foto: Larinier (2002d). Representação esquemática de passagens para peixes por bacias sucessivas: b) equipada com descarregadores de superfície e orifícios de fundo; c) equipada com duas fendas verticais. Fonte: Larinier (2002d).

Os peixes passam de uma bacia para a seguinte saltando ou nadando através da lâmina de água, consoante o tipo de descarregador adoptado. Os tipos de passagens de bacias sucessivas mais comuns, e que têm sido objecto de diversos estudos (Borghetti *et al.*, 1994; Jensen e Aass, 1995; Laine *et al.*, 1998, 2002; Stuart e Berghuis, 2002), são as designadas “*pool passes*” nas quais a passagem da água entre bacias é feita por descarregadores de superfície e/ou através de orifícios submersos situados nas paredes de separação entre bacias e as designadas “*vertical-slot passes*” onde o escoamento da água é feito através de uma ou duas fendas verticais (Figura 1.5).

Uma passagem por bacias sucessivas com descarregadores de superfície e orifícios de fundo consiste num canal em betão, ao longo do qual são dispostas paredes de separação em betão ou madeira (septos), com aberturas, no topo (descarregadores de superfície) e no fundo (orifícios fundo). Inerentes à utilização deste tipo de passagem estão associadas algumas desvantagens, destacando-se de entre as demais o risco considerável de obstrução, nomeadamente nos orifícios, por folhas, ramos e outros materiais de pequena dimensão. No entanto, as mesmas demonstram ser adequadas para todas as espécies piscícolas, desde que as respectivas bacias e orifícios sejam dimensionados de acordo com as espécies que existem naturalmente no local destinado a implantar o dispositivo. Relativamente às passagens por fendas verticais, estas suportam escoamentos relativamente elevados, formando deste modo,

boas correntes de atracção para os peixes. Comparativamente às passagens com orifícios de fundo e descarregadores de superfície, sob o ponto de vista de manutenção, apresentam um baixo risco de obstrução. Actualmente são consideradas como o melhor tipo tradicional de passagem para peixes, sendo adequadas para todas as espécies piscícolas, bem como para macroinvertebrados, particularmente se o fundo for revestido por uma camada de substrato grosseiro. De uma forma geral, a concepção e construção das passagens para peixes por bacias sucessivas é relativamente simples, não exigindo caudais muito elevados para o seu funcionamento, podendo comportar uma vasta gama de caudais e alguma flutuação nos níveis de água a montante e jusante. Em Portugal, as passagens para peixes por bacias sucessivas são as mais frequentes, contabilizando-se até à data a existência de cerca de 32 dispositivos instalados nos rios portugueses (Santo, 2005).

Deflectores ou tipo Denil (Denil passes)

As passagens para peixes por deflectores ou tipo Denil, consistem num canal rectilíneo de secção rectangular e de declive acentuado (variável entre os 12 a 50%), com deflectores dispostos ao longo do fundo e/ou nas paredes, com o objectivo de reduzir a velocidade média do escoamento (Larinier, 2002b) (Figura 1.6).

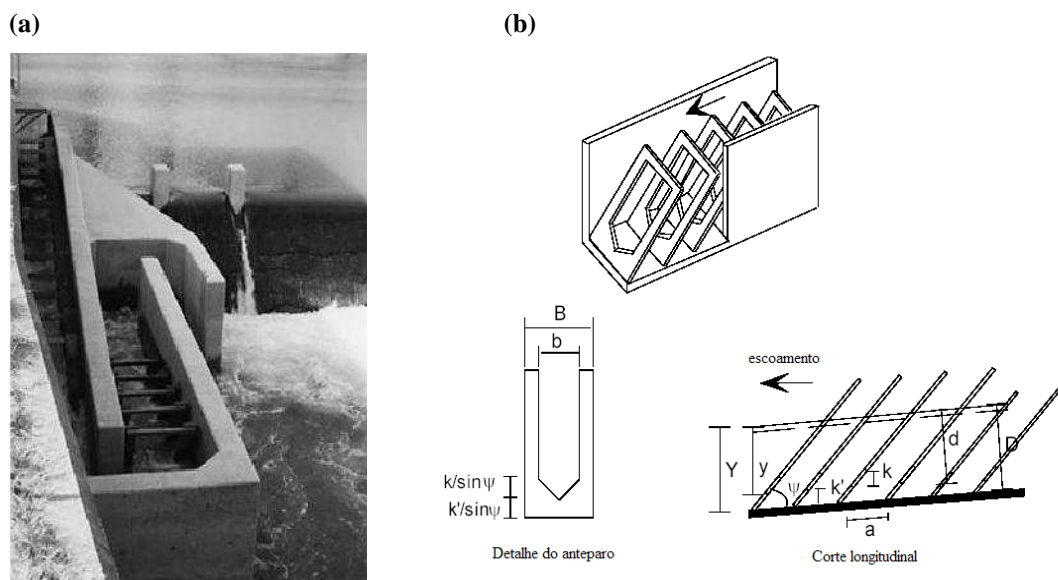


Fig.1.6. (a) Passagem para peixes do tipo Denil. Fonte: Adaptado de <http://www.chesapeakebay.net/fishpass.htm>; (b) representação esquemática de uma passagem tipo Denil. Fonte: Kamula (2001).

Os deflectores têm geralmente a forma de U e são dispostos com um ângulo de cerca de 45° contra a direcção do escoamento, originando correntes secundárias helicoidais que asseguram, por transferência de quantidade de movimento, uma eficiente dissipação de energia no seio do escoamento.

O caudal requerido para funcionamento deste tipo de dispositivos é mais elevado do que em qualquer outro tipo de passagens para peixes, originando um escoamento caracterizado por elevadas velocidades e turbulências. O caudal de atracção é facilmente identificável pela ictiofauna, sendo muito sensível às variações do nível de água a montante. Devido à inexistência de zonas de descanso para os peixes, a sua travessia tem de ser feita de uma só vez dificultando a passagem dos mesmos, principalmente das espécies com limitada capacidade de natação ou de pequenas dimensões (Larinier, 2002d), e da fauna bêntica (Baras *et al.*, 1994; Bunt *et al.*, 1999, 2001; Bunt, 2001). É por conseguinte um tipo de passagens para peixes muito selectivo, dirigido maioritariamente para taxa que apresentem elevadas velocidades de natação e grande resistência (ex. os salmonídeos). As principais vantagens inerentes à sua utilização, incidem no pouco espaço requerido e os reduzidos encargos associados à sua construção.

Em Portugal foi construída uma passagem para peixes do tipo Denil no açude do aproveitamento hidroeléctrico de Senhora do Salto, no rio Sousa (afluente da margem direita do rio Douro). A mesma foi considerada como não funcional, sendo inadequada para a travessia das espécies alvo, caracterizadas por uma fraca capacidade de natação. Mais tarde foi substituída por um dispositivo de transposição de bacias sucessivas.

1.7.2. Passagens naturalizadas (*Close-to-nature types of structures*)

As passagens para peixes naturalizadas, constituem não só uma solução à transposição de obstáculos, como também criam diferentes tipos de habitats de características semelhantes às encontradas em zonas de rápidos ou de pequenos cursos de água; adequados à utilização pelos peixes (FAO/DVWK, 2002). O escoamento neste tipo de passagens é caracterizado por velocidades relativamente baixa, sendo a energia dissipada pela turbulência gerada pela rugosidade do substrato do leito e das margens e pela presença de blocos, calhaus e outro tipo de materiais, colocados de forma mais ou menos regular ao longo da passagem. A especificidade, característica deste tipo de passagens para peixes, implica a inexistência de

critérios de dimensionamento definidos (Gebler, 1998). Não obstante o que já foi referido, a utilização deste tipo de passagem apresenta ainda outras vantagens como: considerarem um maior número de requisitos biológicos quando comparado com as passagens tradicionais; o bom enquadramento paisagístico, consequente da utilização (sempre que possível) dos materiais de origem da zona de implantação; facultarem a passagem de outros elementos da fauna aquáticas, que não os peixes (ex. macroinvertebrados), e possibilitarem a passagem em ambos os sentidos.

A sua implantação apresenta contudo alguns aspectos menos favoráveis, dos quais se destacam: a necessidade de espaço para a sua construção, resultante do seu baixo declive (1% a 2%, máximo de 5%); a sua aplicabilidade limitada devido ao posicionamento muito a jusante da entrada da passagem relativamente ao obstáculo, impedimento que pode igualmente restringir a sua eficácia tornando o uso bastante restrito, particularmente em rios largos. Em rios de menor dimensão, esta desvantagem pode ser contornada, fazendo passar uma elevada proporção do escoamento, em períodos de caudais baixos, pela passagem. Por último, refere-se ainda sua quase inaplicabilidade para transpor obstáculos de grande altura.

Seguidamente apresenta-se uma súmula das características funcionais dos tipos de passagens naturalizadas existentes:

Rampas e declives escavados (bottom ramps and slopes)

Neste tipo de passagens toda a largura do rio é transformada numa superfície rugosa de pequena inclinação, resultado de uma suavização do gradiente hidráulico ao longo de um determinado troço da linha de água, conseguida através da colocação de blocos e calhaus na mesma (FAO/DVWK, 2002). Construção inicialmente direccionada à estabilização do leito dos rios, o inerente desenvolvimento ao longo de um perfil de suave inclinação e com elevada heterogeneidade de substrato grosseiro, permite o desenvolvimento de uma estrutura complexa de habitats que mimetizam as condições existentes num curso de rio rico em diversidade estrutural. Concomitantemente com o facto de permitir a passagem, em ambas as direcções, de todo o tipo de fauna aquática constitui o método mais vantajoso para restaurar a conectividade fluvial.

A distinção entre rampas e declives é baseada essencialmente no declive das obras, pelo que as primeiras são definidas como estruturas artificiais cujo declive de fundo varia entre 1:3 e 1:10, enquanto que nos segundos o mesmo é inferior a 1:10. A sua implantação é

essencialmente adequada para comutar quedas verticais ou muito inclinadas do rio, sendo igualmente utilizada para substituir pequenos açudes, quando não é necessário o controlo de escoamento, funcionando como estrutura de protecção à erosão e mantendo mais ou menos constante os níveis de água a montante (Figura 1.7).

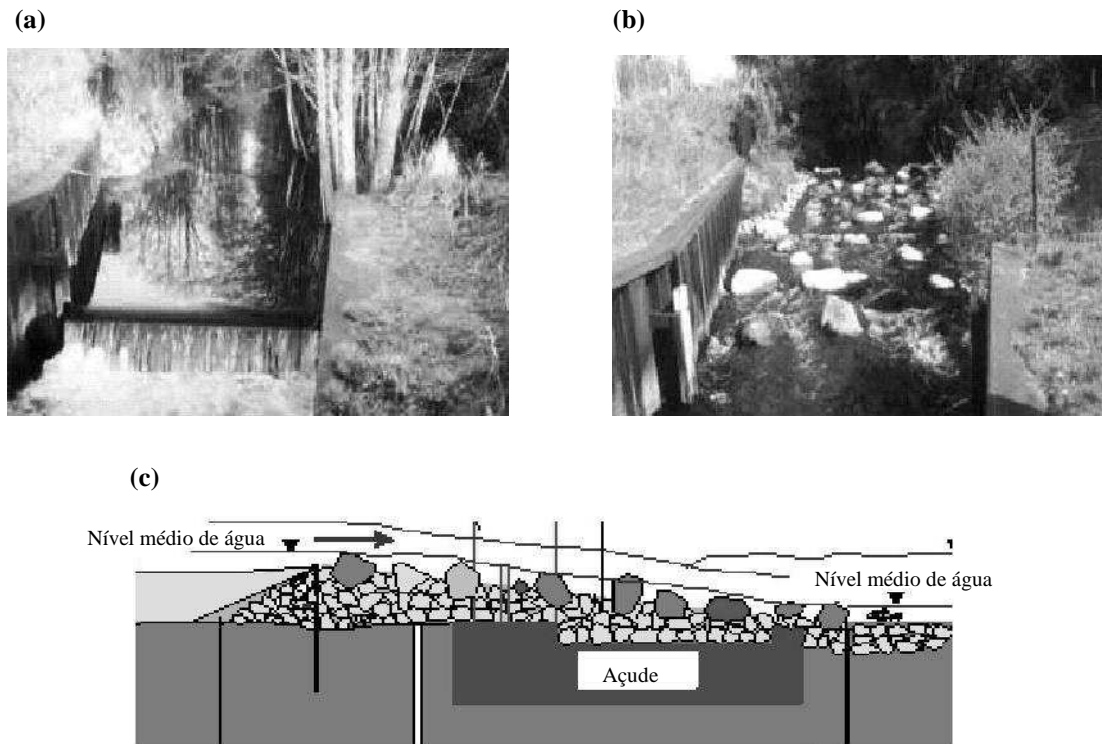


Fig.1.7. Modificação de pequeno açude instalado no rio Havel (Alemanha) para uma rampa: a) antes da modificação, b) depois da modificação. Representação esquemática do procedimento de conversão de um açude para rampa (c). Fonte: FAO/DVWK (2002).

Num médio a longo prazo, este tipo de estruturas permite ainda a “naturalização” da massa de água a montante do açude, através da remoção e arrastamento de materiais finos anteriormente acumulados. O seu enquadramento paisagístico, a pouca manutenção requerida, e a boa atractividade para os peixes ao longo de toda a largura do curso de água (FAO/DVWK, 2002), são igualmente considerados como vantagens inerentes à aplicabilidade deste tipo de passagens naturalizadas.

Canais laterais (bypass channels)

Um canal lateral consiste numa linha de água que se desenvolve nos terrenos marginais do curso de água principal, ao qual se une a montante e a jusante do obstáculo que se pretende transponível pela fauna aquática (Figura 1.8).

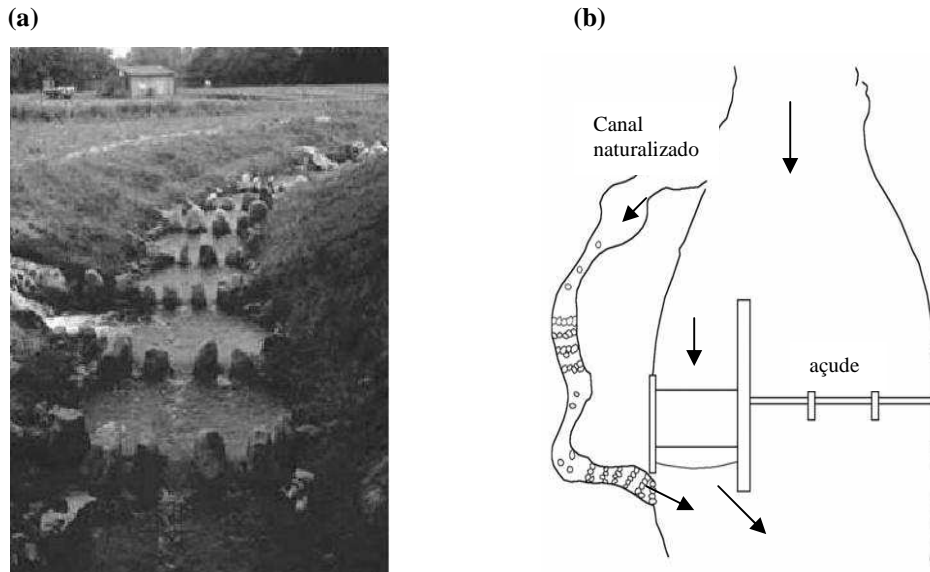


Fig.1.8. (a) Canal lateral instalado em Varrel Bäke (Alemanha); (b) representação esquemática de um canal lateral Fonte: FAO/DVWK (2002).

Caracterizado por apresentar semelhante forma e função, a um afluente natural do rio principal (Gebler, 1998; FAO/DVWK, 2002), este tipo de estrutura desempenha um papel essencial tanto para as espécies migradoras, como para as espécies reófilas, servindo não só de local de passagem como constituindo por si próprio um habitat para as mesmas (Aarestrup *et al.*, 2003; Eberstaller *et al.*, 1998; Mader *et al.*, 1998; Schmutz *et al.*, 1998). Este aspecto é particularmente importante, nomeadamente para o caso de reabilitação de rios regularizados, em que as áreas de abrigo, alimentação e reprodução deste tipo de espécies são eventualmente escassas ou se encontram fortemente afectadas (FAO/DVWK, 2002).

Podendo atingir grandes extensões, estas estruturas são geralmente adaptáveis a todo o tipo de barreiras, desde que se verifique disponibilidade espacial para o seu desenvolvimento, sendo a exigência espacial associada a sua principal desvantagem. Devido ao seu enquadramento harmonioso na paisagem e aos baixos custos de concepção, constitui uma boa solução para corrigir a intransponibilidade de barreiras já existentes. A construção deste tipo de estruturas é particularmente adequada para situações que envolvam barragens, onde se pretenda instalar uma passagem para peixes, visto a sua construção não implicar alterações estruturais da barragem em si. No entanto não são muito adequados para situações em que haja uma variação significativa dos níveis de água a montante, se bem que a construção de dispositivos de regulação do nível da água na entrada, pode atenuar esse problema.

Rampas para peixes (Fish ramps)

A conversão de um açude numa rampa ou declive escavado ao longo de toda a sua largura, apenas é possível se não houver necessidade de controlo dos níveis da água e se existir um escoamento adequado para tal. No entanto, nem sempre essas condições se encontram disponíveis, pelo que se opta pela construção de uma rampa de largura não inferior a 0.20 m (FAO/DVWK, 2002), integrada no próprio açude, formando um declive suavizado relativamente ao leito do rio (inferior a 1:20) (Figura 1.9).

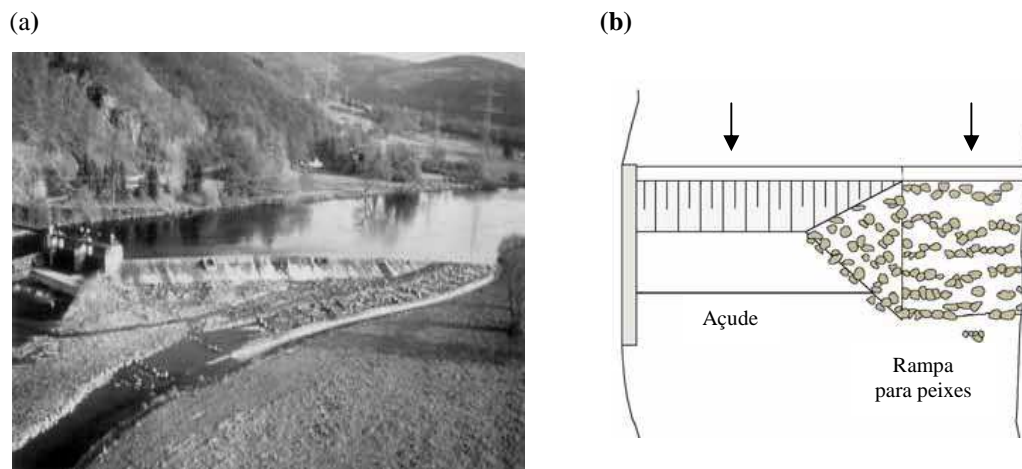


Fig.1.9. (a) Rampa para peixes instalada no açude de Krewelin no rio Havel (Alemanha); (b) representação esquemática de uma rampa para passagem de peixes. Fonte: FAO/DVWK (2002).

À semelhança dos outros dois tipos de passagens naturalizadas descritos, um dos principais objectivos das rampas para peixes consiste na mimetização da variedade estrutural do leito de um curso de água natural. De modo a permitir a redução da velocidade do escoamento e garantir um nível de água adequado para a migração da fauna aquática, as rampas são revestidas com blocos e substrato grosseiro. A profundidade da água não deve exceder os 0.40 m e o caudal deve ter valores aproximados de 100 l.s^{-1} (FAO/DVWK, 2002). Este tipo de passagem é geralmente aplicável em situações onde a altura a transpor é inferior a 3 m, sendo inadequadas em locais onde existam variações significativas do nível de água a montante, causadas por exemplo, por eventual presença de barragens.

A construção deste tipo de estruturas é tecnicamente exigente, uma vez que obriga a um elevado grau de estabilidade estrutural. No entanto, pode existir o risco de secarem em situações de caudais baixos, pelo que poderá ser necessário diminuir a permeabilização da base da estrutura. A pouca manutenção requerida, o bom caudal de atracção facilmente

identificável, bem como o facto de serem transponíveis por todo o tipo de fauna aquática, em ambas as direcções, emerge como a principal vantagem de utilização deste tipo de passagens.

1.7.3. Passagens especiais (*Special constructions*)

Passagens para enguias (Eel ladders)

As passagens para enguias podem ser de dois tipos: *i*) pequenos canais revestidos de adaptações como escovas ou gravilha, atravessados por uma pequena lâmina de água, suficiente para permitir a passagem de enguias (Knight e White 1998); *ii*) canos revestidos de pequenas escovas, mato, galhos ou gravetos, inseridos na própria estrutura do açude, que assumem a designação de “*eel pipes*”. O último não tem provado constituir uma solução eficaz, uma vez que tem uma tendência frequente para ficar obstruído, sendo a sua manutenção extremamente difícil. O mesmo apresenta ainda como desvantagem o elevado risco de predação a que os espécimes se sujeitam, aquando da sua utilização (FAO/DVWK, 2002). Outro aspecto negativo associado à sua construção é a limitação à passagem de enguias, não garantindo a livre passagem das outras espécies piscícolas para montante. Por outro lado as suas principais vantagens de utilização incidem no baixo custo de construção associado, bem como o pouco espaço e os baixos escoamentos necessários para a sua implantação.

Este tipo de passagem é geralmente usado como circuito secundário em passagens de bacias sucessivas com descarregadores de superfície e orifícios submersos, sendo somente necessárias de implantar em locais de ocorrência de migrações desta espécie (Figura 1.10).

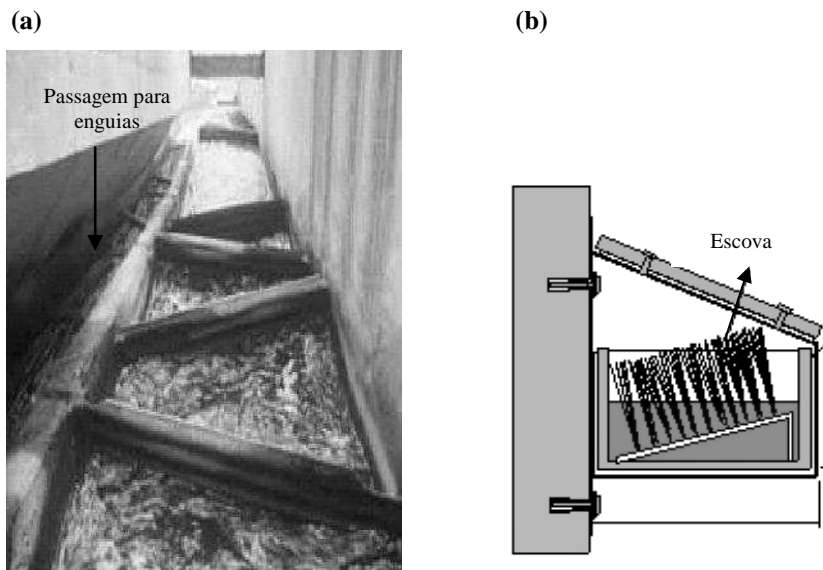


Fig. 1.10. (a) Passagem para enguias instalada numa passagem para peixes na barragem de Sauer em Rosport (Luxemburgo); (b) representação esquemática de uma passagem para enguias de escovas. Fonte: FAO/DVWK (2002).

Eclusas (fish locks)

Contrariamente às restantes passagens para peixes (com excepção dos ascensores), as eclusas não proporcionam um caminho pelo qual os peixes se possam deslocar de forma a vencer o desnível, sendo a sua deslocação para montante forçada através da elevação do nível da água no interior de uma conduta. Este tipo de dispositivo de passagem para peixes é constituído por uma conduta inclinada ou vertical e duas câmaras, uma posicionada a jusante do obstáculo, normalmente com maiores dimensões e outra a montante, cujo controle de entrada e saída de água é efectuado por meio de comportas de funcionamento automático operadas em função dos períodos de funcionamento da eclusa. (Clay, 1995; Travade e Larinier, 2002a) (Figura 1.11). O princípio de funcionamento de uma eclusa para peixes, muito semelhante ao de uma eclusa de navegação, é composto pelas seguintes fases:

- (i) *Fase de atracção*: a comporta de jusante encontra-se totalmente aberta e a comporta de montante controla o caudal que atravessa a eclusa; os peixes são atraídos para a câmara de jusante pela corrente assim criada.
- (ii) *Fase de enchimento*: a comporta de jusante fecha-se e ocorre o enchimento da eclusa; os peixes acompanham a subida do nível da água no interior da conduta e passam para a câmara de montante.

- (iii) *Fase de saída*: os peixes são estimulados a sair da eclusa para a albufeira através de uma corrente criada pela abertura de um “by-pass” na câmara de jusante.
- (iv) *Fase de esvaziamento*: a comporta de montante é fechada e esvazia-se lentamente a eclusa através do “by-pass” ainda aberto e, quando o nível de água na câmara de jusante é suficientemente baixo, é aberta a comporta de jusante. O esvaziamento deve ser lento para evitar grandes velocidades e turbulências na entrada da eclusa, pois podem repelir a entrada dos peixes que se encontrem nas proximidades da mesma.

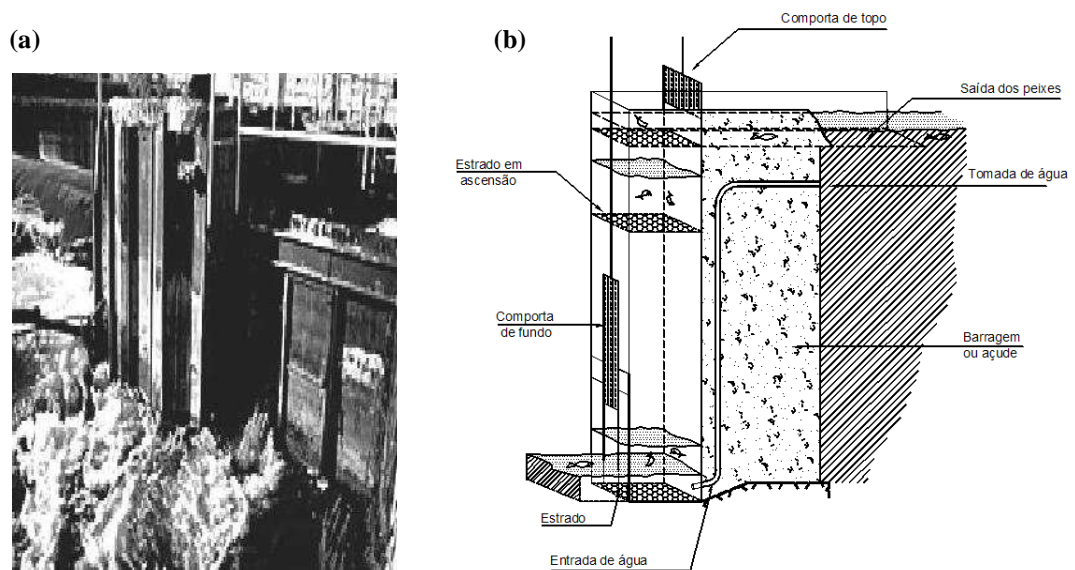


Fig. 1.11. (a) Eclusa para peixes. Fonte: <http://naturlink.sapo.pt/article.aspx?menuid=3&cid=7756&bl=1> (b) representação esquemática de uma eclusa para peixes Fonte: FAO/DVWK (2002).

O ciclo de funcionamento e a duração de cada uma das fases acima descritas é variável, sendo apenas durante a primeira fase, que o dispositivo exerce atracção sobre os peixes. Durante os períodos de enchimento, de saída dos peixes e de esvaziamento, nenhuma atracção é exercida junto da entrada do dispositivo e qualquer peixe que se apresente nesta zona poderá abandoná-la antes que se inicie um novo período de atracção de peixes (Travade e Larinier, 2002b). Uma das desvantagens das eclusas incide no facto de durante a fase de saída, os peixes poderem entrar e sair ou permanecer na câmara de montante, voltando à câmara de jusante na fase de esvaziamento. Outra desvantagem incide na reduzida capacidade de passagem devido ao carácter descontínuo do seu funcionamento, bem como ao curto período de tempo em que os peixes são atraídos. O seu planeamento e construção tecnicamente bastante exigentes implicam elevados custos de construção, manutenção e funcionamento, factores limitantes à utilização destes dispositivos. No ponto de vista ecológico são bastante

limitadas, sendo essencialmente adequadas para espécies de maiores dimensões (ex. esturção, sável) e para espécies de menores capacidades natatórias (FAO/DVWK, 2002), não sendo adequadas para espécies bentónicas. No entanto, apresentam como principais vantagens de utilização, permitirem vencer desníveis elevados em que o espaço e o escoamento disponível, são limitados. Em Portugal, até à data, existem 6 eclusas para peixes, nas barragens de Crestuma-Lever, Carrapatelo, Régua, Valeira e Pocinho, no rio Douro, e na barragem de Belver, no rio Tejo. Todas elas se mostraram pouco eficientes (Bochechas, 1995; Santo, 2005). Devido à baixa eficácia demonstrada, as eclusas das barragens do rio Douro, com excepção da existente na barragem de Crestuma-Lever foram desactivadas.

Ascensores (Fish lifts)

Os ascensores de peixes são dispositivos hidráulicos onde os peixes são atraídos pelo escoamento para uma cuba, geralmente com uma entrada em forma de V (para impedir a saída dos mesmos), contendo água (2 a 4 m³), que é posteriormente elevada através de um sistema mecânico, largando os peixes num canal ou directamente na albufeira (Travade *et al.*, 1992) (Figura 1.12).

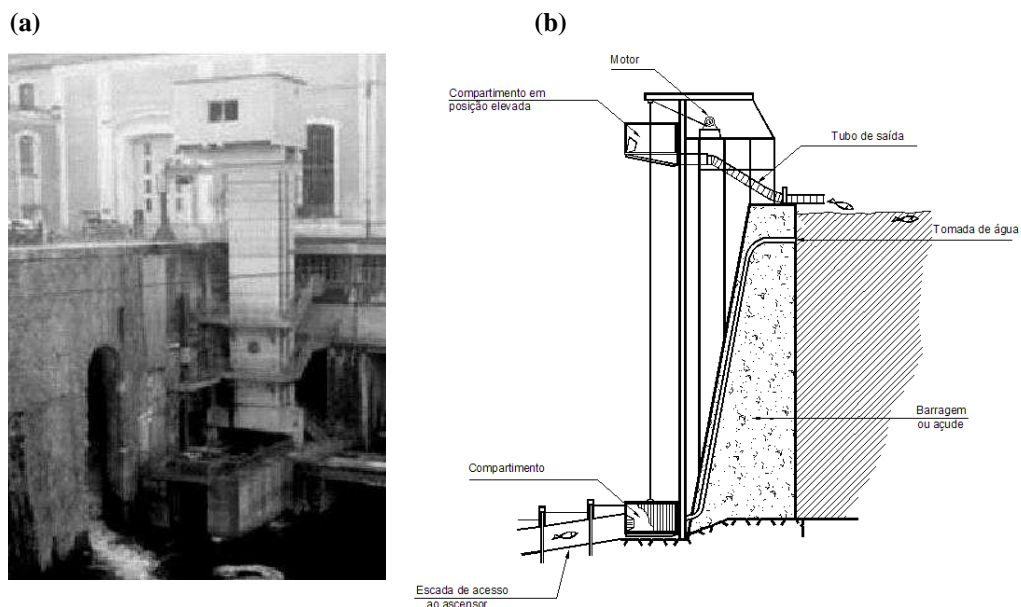


Fig. 1.12. (a) Ascensor para peixes instalado na barragem de Tuilières no rio Dordogne (França); (b) representação esquemática de um ascensor para peixes. Fonte: Larinier (2002b).

À semelhança das eclusas, o funcionamento deste dispositivo compreende três fases: a fase de atracção, a de ascensão e finalmente a de lançamento dos peixes a montante do

obstáculo. A duração dos ciclos é regulada em função da quantidade de peixes potencialmente dispostos a transpor o obstáculo em determinada época do ano (Barry e Kynard 1986; Bellariva e Belaud 1998; Kynard 1998; Travade *et al.* 1998). Neste tipo de estruturas os peixes não realizam nenhum tipo de esforço para vencerem o desnível existente e subirem para montante.

Este tipo de passagens geralmente adaptado a estruturas de grandes dimensões (superiores a 15m) (FAO/DVWK 2002), requer pouco espaço disponível para a sua instalação. É também caracterizado por se adaptar bem aos obstáculos e ser independente às variações do nível de água a montante (Travade e Larinier, 2002a). A sua principal desvantagem incide nos elevados custos de manutenção e funcionamento.

Em Portugal, encontram-se em funcionamento dois ascensor para peixes um na barragem de Touvedo, no rio Lima (Santo, 2005) e outro na barragem de Pedrogão (rio Guadiana). O ascensor de Touvedo, foi monitorizado entre Março de 1998 e Fevereiro de 1999, tendo sido observada a passagem de 1194 peixes, de sete espécies diferentes, concluindo-se que o mesmo é relativamente eficiente (Santos *et al.*, 2002). Actualmente está a ser realizado o estudo ecohidráulico do ascensor de de Pedrogão.

1.8. Posicionamento de uma passagem para peixes e respectivos factores de influência

A selecção do posicionamento de uma passagem para peixes é fundamental para o sucesso de funcionamento da mesma. Este processo incide essencialmente na acessibilidade do dispositivo, para efeitos de vigilância e manutenção, e na sua atractividade para a fauna piscícola (Santo, 2005). Apesar de não interferir directamente no funcionamento do dispositivo, de facto, quer o posicionamento quer a forma como a passagem se insere na infraestrutura hidráulica, interferem indirectamente na sua acessibilidade, factor este essencial ao seu controlo e manutenção. Associada à eventual inacessibilidade ao dispositivo, surge a impossibilidade de detectar problemas e resolvê-los, podendo limitar o funcionamento do mesmo. Relativamente à questão da atractividade, esta encontra-se directamente ligada à eficácia do dispositivo, dependendo essencialmente da localização e das condições hidrodinâmicas da entrada da passagem. Geralmente associada às migrações para montante, a atractividade surge como factor determinante à condução dos peixes e à respectiva passagem para montante. Considerando que a totalidade da largura dos rios está geralmente disponível à

migração dos peixes e que uma passagem para peixes representa apenas uma pequena parte dessa secção, todo o processo de atractividade é por conseguinte complexo, envolvendo uma diversidade de variáveis a serem consideradas, tais como, velocidade de corrente, caudal de escoamento e localização da passagem. Esta última é considerada de importância crítica, uma vez que o dimensionamento das passagens é geralmente limitado por diversos constrangimentos índole hidráulica, de engenharia ou económicos, particularmente aquando da sua implantação em rios de grandes dimensões (FAO/DVWK, 2002). Sendo a largura do curso de água muito superior à da entrada da passagem para peixes, a velocidade da corrente nas proximidade do obstáculo, surge assim como o único estímulo activo para o encaminhamento dos indivíduos até à entrada da mesma. Por conseguinte, durante o período migratório, o caudal de escoamento deverá encontrar-se entre aproximadamente 1 a 5% dos caudais de competição (Larinier, 2002c), devendo ser perceptível pelos peixes o mais a jusante possível e não existirem outras fontes de descarga que se tornem competidoras em termos de atracção dos peixes. A velocidade de corrente associada é um indicador fundamental em todo este processo, devendo enquadrar-se dentro dos valores de referência para as diferentes espécies, na ordem dos 2.0-2.4 m.s⁻¹ para espécies salmonícolas e 1.0-1.5 m.s⁻¹ para espécies ciprinícolas.

Segundo Larinier (2002c), a localização da entrada do dispositivo para a passagem dos peixes deverá situar-se o mais próximo possível do obstáculo a transpor, para que, em caso de impedimento à sua progressão, os peixes sejam impelidos a procurar uma passagem. Deste modo, para que seja facilmente detectável, o mesmo deverá ser posicionado junto às margens do rio, uma vez que os peixes tendem a deslocar-se nesta zona. Assim, em rios de grandes dimensões poderá justificar-se a implantação de dois dispositivos, um em cada margem do rio (Santo, 2005). Não obstante a importância associada à atracção da fauna piscícola para a entrada da passagem, o tempo dispendido durante esta fase é relevante, uma vez que este se pode tornar factor limitante ao sucesso da migração (Clay, 1995). Outro aspecto associado ao posicionamento das passagens diz respeito à sua protecção contra os caudais de cheia, os quais podem comprometer a estabilidade do dispositivo, nomeadamente nos casos das passagens por bacias sucessivas, cujos septos podem ser destruídos.

1.9. Critérios de dimensionamento de passagens para peixes por bacias sucessivas

1.9.1. Considerações gerais

Os dispositivos de passagens para peixes por bacias sucessivas são os mais utilizados em Portugal (Santos, 2004), adaptando-se bem à maioria das obras fluviais construídas no âmbito dos aproveitamentos hidroeléctricos, pelo que serão seguidamente abordadas, de forma detalhada, as características inerentes a este tipo de estruturas. Numa passagem para peixes por bacias sucessivas, os principais parâmetros de dimensionamento relacionam-se com as dimensões das bacias e as características geométricas dos dispositivos para passagem do caudal entre bacias (descarregadores de superfície, fendas e orifícios). Estas características geométricas, em função dos níveis de água a montante e jusante do referido dispositivo, determinam o caudal e o padrão de escoamento (Larinier, 2002c), bem como os inerentes campos de velocidades e turbulência associados. O dimensionamento das passagens determina a eficiência de utilização pelos peixes, devendo contemplar as características específicas das espécies piscícolas às quais se destina, destacando-se entre estas: a capacidade de natação e de salto, a condição fisiológica dos espécimes e a sua dimensão. A consideração destas características, permite minimizar o stress e o tempo dispendido pelos peixes na transposição do obstáculo (Santo, 2005).

Seguidamente, apresenta-se uma descrição detalhada dos factores de dimensionamento hidráulico considerados de maior relevância, que devem ser considerados aquando da concepção deste tipo de dispositivos hidráulicos.

1.9.2. Caudal de dimensionamento

O caudal de dimensionamento de uma passagem para peixes é um parâmetro de extrema importância sendo base do dimensionamento da mesma. O mesmo deverá proporcionar uma boa atractividade para a passagem dos peixes, sendo esta tanto maior quanto maior for o caudal escoado na passagem.

O caudal de dimensionamento depende do caudal médio anual do curso de água, do caudal ecológico no período de migração, adoptando-se, geralmente, valores de cerca de 1 a 5

% desse caudal (Larinier, 2002c). Em cursos de água onde circulam caudais elevados (caudal médio diário anual da ordem das centenas de $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), dimensionar a passagem para peixes para aquelas percentagens pode conduzir a valores de dimensionamento inoportáveis. Nestes casos, recorre-se à utilização de um caudal de atracção superior ao do caudal de dimensionamento na extremidade jusante da passagem, da ordem dos 10% do caudal do rio na época de estiagem, e dimensiona-se a passagem para um caudal de cerca de 1 a 1,5% do caudal médio anual. Este procedimento promove um caudal de atracção para a fauna piscícola, salvaguardando os valores de velocidade de corrente suportados pelos peixes.

1.9.3. Configuração e declive do canal

A configuração de uma passagem para peixes, baseada na disposição das bacias no canal, depende da sua inserção na infra-estrutura e na margem do rio. A forma mais comum é a forma linear, na qual o escoamento se realiza essencialmente numa única direcção. Por vezes, por necessidade de adaptação às características da margem do rio ou mesmo por limitação espacial à construção da passagem para peixes, o canal pode apresentar inflexões ou as bacias podem ser dispostas lado a lado, sendo que nesta situação existe alteração do sentido do escoamento entre bacias (Santo, 2005).

O declive (i) do canal é:

$$i = \Delta h/L \quad (1.8)$$

onde, Δh é o desnível entre bacias e L o comprimento total da bacia. Considerando a existência de valores limite para os parâmetros de dimensionamento das componentes de uma passagem para peixes, o declive do canal máximo passível de adoptar, resulta da conjugação de um volume de bacia maximizado para um desnível entre bacias minimizado (Santo, 2005)

1.9.4. Número e dimensões das bacias

O número e a dimensão das bacias a implantar numa passagem para peixes dependem do desnível total a vencer e do desnível entre bacias, sendo que o último deverá ser estabelecido com base nas diferentes características biomecânicas das espécies piscícolas alvo (Larinier, 2002d). Através do quociente entre o desnível imposto pela barreira e o desnível

entre bacias é obtido o número de septos a utilizar (N) e conseqüentemente o número de bacias a implantar (N+1).

O dimensionamento deverá ter em consideração o volume e tamanho dos espécimes que irão utilizar o dispositivo. O tamanho das bacias deverá ser tanto maior quanto maior a dimensão dos peixes que potencialmente utilizarão a estrutura, correspondendo por norma, a três vezes o comprimento total do maior indivíduo. A profundidade das bacias, deverá ser estipulada tendo em consideração as capacidades de salto das espécies, principalmente em passagem onde os peixes tenham que saltar para transpor a mesma (ex. passagens para peixes por bacias sucessivas com descarregadores superficiais). De acordo com Larinier (2002b), profundidades de aproximadamente 1.0 m e 0.6 m são adequadas para os salmões e trutas, respectivamente

As características do escoamento criado no canal, nomeadamente os níveis de turbulência e arejamento, são igualmente factores determinantes das dimensões das bacias. O escoamento deverá apresentar baixos níveis de turbulência, mas velocidades não muito reduzidas, de modo a permitir a atracção dos peixes (FAO/DVWK, 2002).

1.9.5. Desnível entre bacias

O desnível entre bacias (Δh) é definido como a diferença de cotas altimétricas entre dois pontos equivalentes em duas bacias sucessivas (Santo, 2005). Este deve ser escolhido de acordo com as capacidades natatórias das espécies migratórias, sendo a progressão dos peixes para montante tanto mais facilitada quanto menor for o seu valor. No entanto, não deve ser adoptado um desnível demasiado reduzido, por conduzir a um número de bacias excessivo (Larinier, 2002d). Segundo esta perspectiva, valores de referência para o limite superior deste parâmetro foram estabelecidos para diferentes espécies piscícolas. De acordo com Larinier (2002b), o desnível entre bacias deverá variar entre 0,15 e 0,25 m no caso de espécies ciprinícolas, sendo este tanto menor quanto menor for o tamanho da espécie em questão, enquanto que para espécies salmonícolas os limites superiores indicados oscilam entre 0.30 e 0.60m, dependendo de serem considerados, respectivamente, pequenos ou grandes salmonídeos.

1.9.6. Dimensão e geometria dos dispositivos para controlo do escoamento entre bacias

A dimensão e geometria dos dispositivos para controlo do escoamento entre bacias são variáveis, condicionando o escoamento no interior da passagem, nomeadamente o campo de velocidades. Estes parâmetros deverão ser definidos de acordo com a particularidade da obra, em função das variações de caudal, das variações de nível a montante e a jusante do obstáculo a transpor. A dimensão e geometria dos dispositivos para controlo do escoamento entre bacias dependem igualmente da dimensão dos espécimes que potencialmente utilizarão a passagem.

Seguidamente, apresenta-se uma súmula das características dos dispositivos para controlo do escoamento mais utilizados e que melhor se adaptam à maioria das situações em Portugal.

Orifícios de fundo

Os orifícios de fundo são geralmente quadrados dispendo-se junto ao fundo da bacia, de um dos lados dos septos ou ao centro. Podem constituir um dispositivo para controlo do escoamento entre bacias por si só ou em conjunto com os designados descarregadores de superfície. A utilização dos mesmos como forma única de controlo do escoamento é habitual para reduzir as variações de caudal resultantes de variações do nível de montante, nomeadamente quando da instalação dos dispositivos em pequenas obras (Larinier, 2002b). A existência de dois orifícios num mesmo septo, permite repartir o caudal de entrada e, no caso de possuírem comportas, regular a entrada de água por um ou outro orifício ou pelos dois em simultâneo. No entanto, qualquer uma das situações apresenta como principal desvantagem de utilização o elevado risco de obstrução e, por conseguinte, os necessários cuidados de manutenção inerentes.

A largura dos orifícios de fundo deve ser suficiente para permitir a passagem dos peixes e para evitar que fiquem facilmente obstruídos por detritos. Segundo Larinier (2002d), as áreas mínimas de referência de $0.30 \times 0.30 \text{ m}^2$ e $0.20 \times 0.20 \text{ m}^2$ são recomendáveis quando a passagem se destina respectivamente a espécies salmonícolas, e espécies ciprinícolas. Em Portugal as dimensões dos orifícios variam geralmente entre os $0.15 \times 0.15 \text{ m}^2$ e 0.40×0.40

m², sendo superiores quando constituem a única forma de comunicação entre bacias (Santo, 2005).

Descarregadores de superfície

Os descarregadores podem assumir diferentes formas e posicionar-se em qualquer zona do septo (lateral e central). A forma mais habitual é a rectangular, podendo, no entanto, assumir forma triangular, mais adequada a grandes variações de caudal. O posicionamento, largura e profundidade relativa ao fundo da bacia, do descarregador determinam o padrão e o tipo de escoamento na passagem.

A largura dos descarregadores de superfície deve permitir o escoamento de um caudal adequado para as espécies piscícolas alvo e deve ser suficientemente larga para possibilitar a passagem dos peixes de maiores dimensões. O valor mínimo da largura dos descarregadores a optar de acordo com as diferentes espécies foi estabelecido, (Larinier, 2002d), para grandes migradores salmonídeos entre 0,30 e 0,40 m; 0,45 m para sáveis e savelhas; e de 0,20 m para trutas. No caso da passagem para peixes se destinar a espécies ciprinícolas, a largura mínima dos descarregadores depende do tamanho da espécie em questão.

Fendas verticais

As fendas verticais são dispositivos para controlo do escoamento entre bacias, adequadas a locais que apresentem variações do nível de água a montante e jusante simultaneamente e de forma idêntica (Clay, 1995). Os valores de largura mínima de referência das fendas verticais são semelhantes aos dos descarregadores de superfície, dependendo da dimensão do maior peixe potencialmente utilizador da passagem. A sua principal vantagem de aplicação incide no facto dos peixes poderem escolher a profundidade da coluna de água que mais se adequa à sua deslocação. A utilização de dispositivos com fendas verticais é adequada a uma vasta gama de espécies com características biomecânicas muito diferentes. Por vezes, quando necessário os septos podem comportar duas fendas localizadas lateralmente. Como principal inconveniente, aponta-se os elevados caudais de dimensionamento, relativamente a passagens equipadas com descarregadores de superfície e/ou orifícios de fundo.

1.10. Características do escoamento em passagens para peixes por bacias sucessivas

1.10.1. Caudal

O caudal é um parâmetro extremamente importante, que, juntamente com as características geométricas dos diferentes dispositivos para controlo do escoamento entre bacias, define o padrão e tipo de escoamento, bem como os respectivos níveis de velocidade e turbulência existentes na passagem para peixes. Seguidamente, são apresentadas algumas características dos caudais de escoamento para cada forma de comunicação entre bacias.

Orifícios de fundo

O caudal que se escoar num orifício depende essencialmente da área do mesmo e do desnível entre os planos de água da bacia a montante e da bacia a jusante. Para orifícios de fundo o caudal pode ser calculado através da seguinte expressão:

$$Q = C_o \cdot S \cdot \sqrt{2g\Delta h} \quad (1.9)$$

onde, Q é o caudal ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), C_o o coeficiente de vazão do orifício, S a área do orifício, g a aceleração da gravidade ($9.8 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2}$) e Δh o desnível entre duas bacias. O coeficiente de vazão depende da forma e do perfil do orifício, bem como da espessura do septo e da posição em que o orifício se encontra inserido no mesmo. Orifícios com arredondamento a montante apresentam geralmente coeficientes de vazão mais elevados, de aproximadamente 0.65 a 0.85.

Descarregadores de superfície

O tipo de escoamento numa passagem para peixes varia de acordo com a geometria, posicionamento e profundidade do descarregador de superfície, sendo seguidamente caracterizado para as diferentes situações. O tipo de escoamento numa passagem para peixes

por bacias sucessivas pode ser de dois tipos: desafogado “*plunging flow*” e afogado “*streaming flow*” (Clay, 1995; Larinier, 2002d) (Figura 1.13).

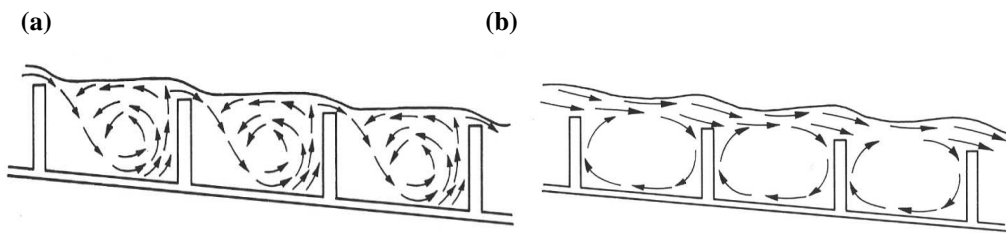


Fig. 1.13. Tipos de escoamento em escadas para peixes com descarregadores de superfície: (a) escoamento desafogado “*plunging flow*”; (b) escoamento afogado “*streaming flow*”. Fonte: Clay (1995).

No escoamento desafogado “*plunging flow*”, a corrente passa sobre a crista do descarregador e “mergulha” na bacia a jusante, formando uma grande área de recirculação de sentido oposto ao fluxo principal (Figura 1.14). Neste tipo de escoamento o jacto é do tipo mergulhante (o nível da água na bacia de jusante está abaixo da soleira do descarregador) (Figure 1.14a), induzindo a existência de áreas de forte agitação, pelo que cerca de 90% da taxa de dissipação de energia ocorre nos primeiros 25% do comprimento total da bacia (Ead *et al.*, 2004).

No escoamento afogado “*streaming flow*”, a corrente é superficial, sendo que maior parte do caudal se escoam nas camadas superficiais da bacia, deslizando sobre uma recirculação no mesmo sentido do escoamento. O jacto neste tipo de escoamento é do tipo superficial (o nível da água na bacia de jusante está acima da soleira do descarregador) (Figure 1.14b), pelo que as camadas inferiores apresentam menor turbulência. A taxa de dissipação de energia ocorre de modo uniforme ao longo de toda a extensão da bacia (Ead *et al.*, 2004).

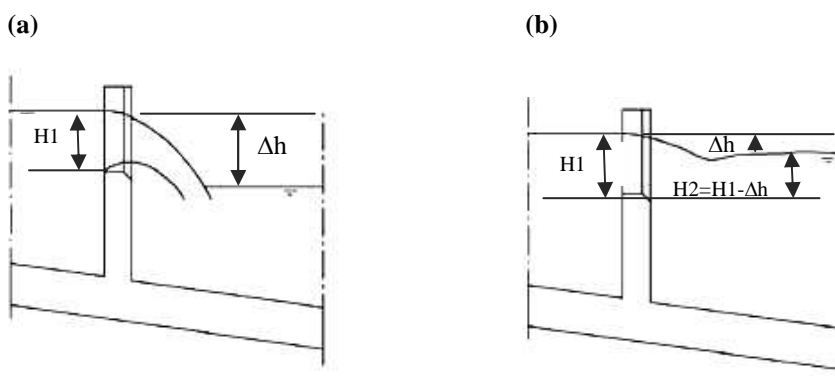


Fig. 1.14. Representação esquemática do: (a) jacto mergulhante, (b) jacto de superfície. Fonte: Larinier (2002d).

Não obstante as suas características específicas, Ead *et al.* (2004), avaliou mais detalhadamente os tipos de escoamentos em passagens para peixes com descarregadores de superfície, e constatou que os perfis de velocidade de escoamento entre os dois regimes, “*plunging flow*” e “*streaming flow*” são semelhantes.

Dada a importância do tipo de escoamento numa passagem para peixes, vários estudos tem sido desenvolvidos com vista a uma maior compreensão das características do mesmo e sua adequação à passagem de espécies piscícolas. Rajaratnam *et al.* (1988) tentaram definir experimentalmente em que situação é que o escoamento passa do tipo “*plunging flow*” para o tipo “*streaming flow*”. Os autores modelaram à escala experimental uma passagem para peixes com 9 bacias de 0.31m de largura e de comprimento variável (0,18; 0,38 e 0,57 m), com descarregadores de superfície com 0.21m de altura. A passagem foi testada para 4 declives diferentes: 2%, 5%, 10% e 15% e a avaliação da passagem entre o regime de escoamento “*plunging flow*” para o “*streaming flow*” foi realizada visualmente, através da injeção de corantes. Rajaratnam *et al.* (1988) observaram que essa transição ocorreu mais rapidamente nas bacias de menor comprimento, bem como nos menores declives testados.

O caudal escoado num descarregador de superfície com jacto mergulhante pode ser calculado através da seguinte expressão:

$$Q = C_d \cdot b_d \cdot (2g)^{0.5} H_1^{1.5} \quad (1.10)$$

onde, C_d é o coeficiente de vazão, b_d a largura do descarregador, e H_1 a carga sobre o descarregador (m).

O caudal escoado num descarregador de superfície com jacto de água de superfície, isto é quando o afogamento da soleira atinge 50 a 60% da carga hidráulica sobre o mesmo, pode ser calculado através da seguinte expressão:

$$Q_n = K_{af} \cdot Q_d \quad (1.11)$$

com

$$K_{af} = \left[1 - \left(\frac{H_1 - \Delta h}{H_1} \right)^{1.5} \right]^{0.385}$$

e

$$Q = C_d \cdot b_d \cdot (2g)^{0.5} H_1^{1.5}$$

onde, Q_n é o caudal num descarregador com afogamento a jusante com uma carga H_1 ($m^3 \cdot s^{-1}$), K_{af} o coeficiente de redução de caudal (<1) induzido pelo afogamento, Q_d o caudal num descarregador livre com uma carga de H_1 ($m^3 \cdot s^{-1}$), C_d o coeficiente de escoamento e b_d a largura do descarregador.

À semelhança do que ocorre com os orifícios de fundos, o coeficiente de escoamento nos descarregadores de superfície é afectado essencialmente pelo perfil do mesmo, bem como pela espessura do septo, sendo este maior no caso de descarregadores arredondados a montante, relativamente aos de arestas vivas e menor para descarregadores mais espessos. Geralmente é adoptado o valor de 0.4 (Larinier, 2002d).

O tipo de jacto criado numa passagem é um aspecto particularmente importante, uma vez que se relaciona directamente com a capacidade de salto das espécies potenciais de utilizar esta estrutura. No caso de passagens direccionadas para espécies com fraca capacidade de salto (ex. espécies potamódromos), dever-se-á evitar a ocorrência de jactos mergulhantes, devido à inerente necessidade de uma boa capacidade de salto pelos espécimes, bem como a formação de correntes de recirculação a jusante do jacto mergulhante que tendem a desorientar algumas espécies (Larinier, 2002d).

Fendas verticais

O caudal escoado numa passagem para peixes com fendas verticais, pode ser calculado através da seguinte expressão:

$$Q = C_f b_f . H_1 . (2g . \Delta h)^{0.5} \quad (1.10)$$

onde, C_f o coeficiente de escoamento e b_f a largura da fenda.

O coeficiente de vazão de uma fenda vertical depende da forma da fenda, variando entre 0,65, para fendas com paredes biseladas, e 0,85, para fendas com paredes arredondadas (Larinier, 2002d).

Soluções combinadas entre dispositivos para controlo de passagem de água entre bacias

Numa passagem para peixes por bacias sucessivas, os septos podem comportar um único tipo de dispositivo para controlo do escoamento entre bacias (orifícios de fundo, descarregadores de superfície e fendas verticais), que constitui por si só a única forma de escoar o caudal entre bacias, ou dois ou mais dispositivos, sendo frequente a utilização de

orifícios de fundo e descarregadores de superfície (Santo, 2005). A selecção da combinação de dispositivos a utilizar, deve permitir encontrar o equilíbrio entre o caudal, o desnível dos planos de água entre bacias e a carga sobre os descarregadores, parâmetros que se relacionam entre os tipos de dispositivos para controlo do escoamento entre bacias utilizados. Deste modo o caudal deve ser suficiente atractivo e adequado para a passagem dos peixes, o desnível entre bacias deve ser transponível pelos peixes e a carga sobre a soleira do descarregador deve ser suficiente para permitir que os peixes passem através da mesma. A geometria e a orientação dos dispositivos para controlo do escoamento entre bacias determinam o tipo e orientação do escoamento dentro das passagens, condicionando a facilidade com que os peixes se deslocam dentro das bacias. Dada a importância do padrão de escoamento e das respectivas características hidráulicas numa passagem para peixes, vários estudos tem sido desenvolvidos em termos da sua adequação para a passagem de espécies piscícolas.

Kim (2001) estudou as características hidráulicas de passagens para peixes por bacias sucessivas com diferentes tipos de descarregadores de superfície e orifícios de fundo, com vista a compreender os respectivos efeitos na passagem para montante dos peixes. O autor testou três modelos de passagem para peixes, um equipado com descarregadores de superfície de largura igual à do canal e crista inclinada (secção trapezoidal), outro com descarregadores de forma rectangular e os orifícios de fundo dispostos em *zigzag* e um terceiro com descarregadores de superfície rectangulares e orifícios de fundo dispostos em linha recta. Na configuração com descarregadores de superfície trapezoidais, observou-se a formação de uma corrente principal, entre os descarregadores, em forma de S e de um jacto turbulento, proveniente dos orifícios de fundo, bem como a formação de turbilhões em toda a bacia, não havendo zonas de menores velocidades e turbulências adequadas ao repouso dos peixes. Na configuração experimental, com descarregadores rectangulares dispostos em *zigzag*, o autor observou a formação de uma corrente principal afogada entre os descarregadores e de uma corrente secundária, não afogada, junto às paredes transversais da bacia. Como as correntes afogada e desafogada ocorrem em simultâneo na mesma bacia, o escoamento torna-se instável e não se criam zonas de repouso para os peixes. Na última configuração testada, na qual os descarregadores rectangulares se encontravam alinhados foi observada uma corrente principal desafogada entre os descarregadores, junto à parede lateral, e uma corrente secundária, com velocidades de escoamento baixas, na restante área da bacia. Devido à estabilidade do escoamento, bem como à criação de zonas de descanso para os peixes, o autor concluiu que a última configuração seria a mais adequada à passagem dos peixes para montante.

1.10.2. Velocidade e padrão de escoamento

A velocidade e o padrão de escoamento numa passagem para peixes são aspectos de extrema importância, devido à sua influência no comportamento e na facilidade de progressão para montante das espécies piscícolas.

A velocidade máxima de escoamento numa passagem para peixes do tipo de bacias sucessivas com determinado desnível entre bacias, pode ser calculado a partir da seguinte expressão:

$$V = (2g\Delta h)^{0.5} \quad (1.11)$$

Segundo Larinier (2002d), as velocidades máximas de escoamento deverão variar entre 1.5-1.9 m.s⁻¹ no caso de espécies ciprinícolas e 2-2.5 m.s⁻¹ no caso de espécies salmonícolas.

1.10.3. Turbulência

A turbulência do escoamento é um factor de extrema importância a ser considerado numa passagem para peixes, pois condiciona fortemente a resposta comportamental bem como a capacidade de natação dos peixe durante a sua progressão para montante neste tipo de estruturas (Odeh, 2002; Rodríguez *et al.*, 2006) (ver ponto 1.2). A turbulência varia continuamente no espaço e no tempo, pelo que se torna necessário caracteriza-la a partir de valores médios temporais e de parâmetros relacionados com as variações em torno dos valores médios (Odeh *et al.*, 2002). A potência dissipada por unidade de volume (P_v) surge como um indicador bastante expedito, apresentando no entanto a desvantagem de apenas caracterizar a turbulência globalmente (Tarrade, 2008). Torna-se por conseguinte necessário recorrer a outros parâmetros como a energia cinética turbulenta (K), a intensidade de turbulência (TI) e as tensões de Reynolds, que caracterizam de forma mais detalhada a variação da turbulência no escoamento. A descrição destes parâmetros é seguidamente apresentada.

Potência dissipada por unidade de volume

A potência dissipada por unidade de volume (P_v), é um bom indicador global da turbulência do escoamento, considerada como um dos principais aspectos a ponderar aquando da concepção de uma passagem para peixes, nomeadamente na definição das dimensões das bacias. A potência volúmica dissipada é inversamente proporcional ao volume de água existente na bacia, sendo definida como:

$$P_v = \frac{\rho g Q \Delta h}{L B h_m} \quad (1.12)$$

onde, ρ é a massa volúmica da água (1000 Kg.m^{-3}), L o comprimento da bacia, B a largura da bacia e h_m a altura média da água na bacia. Segundo Larinier (2002b), os valores de P_v em passagens para peixes destinadas a espécies salmonídeas e ciprinícolas, não devem exceder 200 e 150 W.m^{-3} , respectivamente.

Energia cinética turbulenta

A energia cinética turbulenta (K) indica a energia cinética associada às flutuações de velocidade num dado ponto. A velocidade num determinado instante, num escoamento em regime turbulento, pode ser expressa pela soma do seu valor médio e da componente que representa a flutuação em relação ao mesmo:

$$V(t) = \bar{V} + V'(t) \quad (1.13)$$

onde, \bar{V} é a velocidade média num determinado ponto durante o tempo de medição e $V'(t)$ a componente flutuante num dado instante (t). De acordo com Rodi (1980), a energia cinética turbulenta pode ser calculada, através da seguinte expressão:

$$K = \frac{1}{2} \left(u'_{\text{rms}}{}^2 + v'_{\text{rms}}{}^2 + w'_{\text{rms}}{}^2 \right) \quad (1.14)$$

onde, u' , v' e w' são respectivamente, as flutuações de velocidade segundo os eixos coordenados x , y e z , e u'_{rms} , v'_{rms} e w'_{rms} os respectivos desvios-padrão. A energia cinética turbulenta será por conseguinte, tanto maior quanto maior as flutuações da velocidade.

Intensidade de turbulência

A turbulência pode também ser caracterizada através da sua intensidade (Odeh *et al.*, 2002). A intensidade de turbulência (TI) traduz a magnitude das flutuações em torno da média num dado ponto durante o período de medição (Cotel *et al.*, 2006; Odeh *et al.*, 2002; Nietzel *et al.* 2000). A intensidade de turbulência pode ser calculada a partir da seguinte expressão:

$$TI = \frac{K}{V^2} \quad (1.15)$$

onde, as variáveis têm o significado anteriormente apresentado.

Tensões de Reynolds

As tensões de Reynolds ocorrem entre camadas do escoamento com diferentes velocidades. Quando os peixes nadam em massas de água em que existem gradientes de velocidade ficam sujeitos à acção dessas tensões tangenciais (Cada *et al.*, 1999). Os danos resultantes da acção destas tensões nos peixes variam de acordo com magnitude da tensão exercida. As diferentes lesões resultam essencialmente do facto de diferentes partes do corpo do peixe estarem submetidas a diferentes velocidades, o que pode originar distensão, compressão, torção ou danos localizados do indivíduo. Este parâmetro é, por conseguinte, extremamente importante, sendo considerado por Odeh *et al.* (2002) como um bom indicador de turbulência do escoamento, quando se pretende analisar o seu efeito no comportamento das espécies piscícolas. Nos escoamentos turbulentos, as flutuações de velocidade provocam transferência de quantidade de movimento entre as camadas adjacentes do fluido, surgindo tensões tangenciais adicionais devidas à turbulência. Os valores médios da tensão tangencial turbulenta ou tensão de Reynolds, exercidos horizontalmente (plano xy), verticalmente (plano xz) ou transversalmente (plano yz) podem definidos respectivamente por:

$$-\overline{\rho u'v'} \quad (1.16)$$

$$-\overline{\rho u'w'} \quad (1.17)$$

$$-\overline{\rho v'w'} \quad (1.18)$$

onde, as variáveis têm o significado anteriormente apresentado.

1.11. Técnicas de monitorização das passagens para peixes

Após a construção de uma passagem para peixes, é necessário avaliar as suas condições de funcionamento e eficácia. Este procedimento é importante sob diversos pontos de vista: verificação da eficácia de novos dispositivos e eventual ajustamento das suas características se necessário, conhecimento das populações de peixes migradores e das respectivas características das suas migrações, recolha de informação técnica e biológica, indispensável à optimização de futuros dispositivos e a uma gestão racional das espécies migradoras (Travade e Larinier, 2002b). Salienta-se ainda a importância do processo de monitorização de passagens para peixes existentes, cuja avaliação da sua eficácia nunca tenha sido objecto de estudo, desconhecendo-se por conseguinte o seu grau de eficácia (Santo, 2005).

As técnicas de monitorização utilizadas incluem o controlo do funcionamento hidráulico e mecânico do dispositivo, a recolha de informações biológicas qualitativas indicadoras da eficácia do dispositivo, a contagem dos peixes que transitam pelo dispositivo e a determinação da eficiência do dispositivo (relativização do número de passagens pelo dispositivo com a população migrante) (Travade e Larinier, 2002b).

Não obstante as referidas técnicas, a fiscalização constitui igualmente um importante meio para conhecer a situação actualizada das passagens para peixes, nomeadamente no que respeita ao seu funcionamento e estado de limpeza e conservação.

1.11.1. Controlo do funcionamento mecânico e hidráulico

O controlo do funcionamento mecânico e hidráulico consiste na medição e observação de determinados parâmetros e situações, que devem ser efectuadas imediatamente e

periodicamente após a construção de um dispositivo, para verificar a sua conformidade com os critérios definidos em projecto.

O controlo dos parâmetros mecânicos incide essencialmente na verificação periódica dos órgãos reguladores de caudal ou de nível de água, bem como dos mecanismos que asseguram o funcionamento das passagens ditas mecânicas, como as eclusas e ascensores, assegurando o normal desenrolar dos seus ciclos de funcionamento.

O controlo dos parâmetros hidráulicos consiste na medição e na manutenção dos níveis de água em locais específicos e nas proximidades do dispositivo, em conformidade com o que estipulado durante a sua projecção. Nas passagens para peixes por bacias sucessivas, o mesmo deve incluir os níveis de água como quedas de água entre bacias, em cada bacia e à entrada do dispositivo. Este processo deverá incluir igualmente a verificação da adequabilidade dos escoamentos e níveis de turbulência em todo o dispositivo para as diversas espécies potenciais utilizadoras do mesmo.

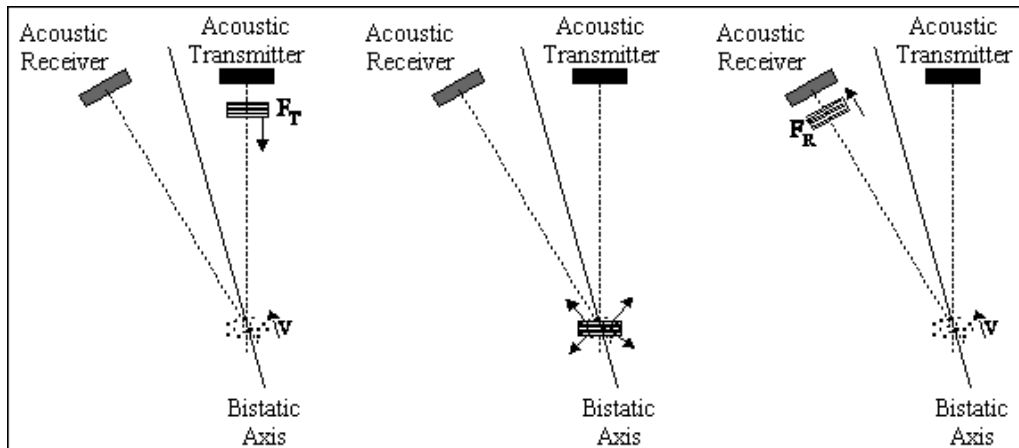
A velocidade e a turbulência do escoamento podem ser avaliadas através de vários instrumentos de medição, sendo ultimamente recorrente a utilização dos designados “velocímetros acústicos Doppler (ADV)”, devido à sua capacidade de permitir medir simultaneamente a velocidade do escoamento nos três eixos cartesianos e velocidades muito rápidas, realizando 150 a 250 medições por segundo. Outra vantagem associada à sua utilização é o facto deste tipo de equipamento ser calibrado durante a sua fabricação, dispensando a realização de aferições periódicas posteriores, excepto em caso de ocorrência de danos à sua integridade física. O princípio de funcionamento do ADV baseia-se na medição das velocidades das partículas presentes na água através de um princípio de efeito Doppler. Segundo este princípio, se uma fonte de som se desloca em relação a um receptor, a frequência do som percebida pelo mesmo é deslocada em relação à frequência transmitida (Sanagiotto, 2007). Sendo esta relação expressa através da seguinte expressão:

$$F_{\text{doppler}} = -F_{\text{fonte}} (V_{f/r} / V_{\text{som}}) \quad (1.17)$$

onde, F_{doppler} é o deslocamento da frequência recebida, F_{fonte} a frequência do som transmitido, $V_{f/r}$ a velocidade da fonte em relação ao receptor e V_{som} a velocidade do som.

O ADV é composto por um transdutor transmissor e por dois ou três transdutores acústicos receptores, construídos de modo a operar em feixes estreitos, cuja intersecção define um volume de água (volume de amostragem), onde ocorre a medição da velocidade. O

transmissor emite dois pulsos de som de frequência conhecida, separados por um determinado tempo (TLag- “pulse lag”), que se propagam na água ao longo do eixo do seu feixe, passando pelo volume de medição, fazendo com que a energia acústica seja reflectida em todas as direcções pelas pequenas partículas presentes na água. Parte da energia reflectida volta através do eixo receptor, onde é feita a medição de cada frequência do sinal de retorno de cada pulso emitido (Figura 1.15).



Obs: FT é a frequência transmitida (da fonte) e FR é a frequência recebida, dada por $FR = F_{\text{fonte}} + F_{\text{doppler}}$

Fig. 1.15. Representação esquemática do princípio de funcionamento do ADV. Fonte: Sanagiotto (2007).

O deslocamento da frequência medida pelo receptor é proporcional à velocidade das partículas na direcção do eixo bi-estático (bissetriz do ângulo formado pelo transdutor transmissor - volume de medição -transdutor receptor). A velocidade da partícula é obtida através do coeficiente entre o deslocamento da frequência e o tempo entre dois pulsos de som (TLag).

1.11.2. Recolha de informação biológica qualitativa

Concomitantemente com a avaliação da eficiência de uma passagem, a obtenção de informação de forma indirecta, pode ser extremamente útil numa análise qualitativa do funcionamento do dispositivo, nomeadamente: observação e/ou densidade (em caso de visibilidade) de peixes que tentam transpor o obstáculo, concentração de pescadores a jusante do obstáculo (sinal provável de ineficácia da passagem), observação de movimentos piscícolas ao longo do dispositivo, índices de abundância piscícola (por observação ou captura), observação de ninhos e locais de desova a montante do dispositivo. Esta informação

é extremamente importante, principalmente quando obtida previamente à instalação da passagem para peixes.

1.11.3. Contagem de peixes

Contagem por captura

Este tipo de contagem de peixes consiste na captura destes num dispositivo instalado no interior ou à saída da passagem para peixes, e na sua contagem manual antes de os libertar a montante do obstáculo (Travade e Larinier, 2002b). O dispositivo de captura é geralmente constituído por uma nassa em rede, com a entrada em forma cónica, o que facilita a retenção dos peixes e posterior contagem em intervalos regulares. No seu dimensionamento deve ser tido em conta o número máximo de peixes possível de coexistir (Clay 1995).

O sistema de contagem por captura é facilmente adaptável a dispositivos de pequenas dimensões, permitindo a fácil identificação das espécies, a aquisição de dados biométricos e a manipulação dos peixes para outros fins (marcação e repovoamento). As suas principais desvantagens consistem no maior risco de ferimento dos peixes, nos maiores custos de manutenção e a na impossibilidade de uma recolha contínua de dados (Travade, 1990).

Em Portugal esta técnica foi utilizada para a monitorização de passagens para peixes por bacias sucessivas dos aproveitamentos hidroeléctricos de Vale Soeiro (rio Paiva) e de Janeiro de Cima (rio Zézere), tendo-se revelado muito dispendiosa e com resultados pouco interessantes, na medida em que os mesmos não permitem relacionar em tempo real a utilização da passagem com as condições de exploração da mesma (Santos, 2004).

Bloqueio

A captura por bloqueio, consiste no bloqueio da saída da passagem para peixes por uma rede ou grelha, com o objectivo de prevenir a entrada de peixes de montante (FAO/DVWK, 2002). Posteriormente, através de pesca eléctrica ou secagem da passagem, os peixes são retirados da mesma, sendo posteriormente feito um controlo do número de passagens provenientes de jusante. Este método é aplicável a todas as passagens que possuam zonas de

descanso para os peixes, no entanto, a sua aplicação pode facilitar a obstrução de orifícios submersos por folhas e diversos materiais (Santos, 2004).

Contagem automática

A contagem automática consiste na utilização de dispositivos que reagem à passagem dos peixes, registando o número de passagens. Os contadores automáticos mais frequentes são *os de sonar*, em que a detecção é feita com base no eco da passagem do peixe através da zona de acção de uma sonda (Arnold, 1978); e *os de resistividade*, que se baseiam na diferença de condutividade entre a água e o corpo dos peixes (Bussel, 1978; Fewings, 1994). A principal vantagem que advém da utilização deste tipo de contadores é o baixo custo de investimento e de manutenção. No entanto, os mesmos não permitem a identificação das espécies, sendo por isso de aplicação restrita a rios com apenas uma ou duas espécies (truta e salmão), principal desvantagem da utilização deste tipo de contadores.

Recentemente foi desenvolvido um contador de infravermelhos, o *Riverwatcher*, que permite contar e estimar o comprimento de indivíduos em passagens para peixes (Halfdanarson, 2001). Este dispositivo de monitorização funciona como um “*bio-scanner*”, efectuando não só o registo do número de passagens e as condições em que estas se processam (data, hora, sentido do movimento), mas também a gravação das silhuetas dos peixes e o registo de dados ambientais como a temperatura da água.

Em Portugal este contador foi testado na passagem para peixes no aproveitamento hidroeléctrico de Janeiro de Cima com resultados pouco satisfatórios, nomeadamente no que respeita à detecção de peixes de pequenas dimensões (Pinheiro *et al.*, 2003).

Contagem visual ou por gravação de imagem

A contagem visual é um método contínuo sem necessidade de manuseamento dos peixes, o que evita os principais inconvenientes da contagem por captura (Travade, 1990). O seu princípio consiste em obrigar os peixes a passar numa área em que sejam facilmente visíveis para serem identificados e contados. Para tal os peixes podem ser obrigados a passar por uma zona pouco profunda, em cujo fundo é colocado um painel de cor clara, facilitando a sua observação feita de cima através da superfície da água, ou podem ser forçados a passar

junto a uma janela, através da qual é feita a sua observação lateralmente. Dado o reduzido número de caracteres morfológicos que permitem a distinção entre espécies, a identificação dos peixes torna-se mais difícil no primeiro caso.

A contagem e a identificação podem ser efectuadas em tempo real, o que implica a presença permanente de um observador. Os recentes progressos registados no campo da tecnologia de vídeo têm permitido uma maior automatização das operações e redução do tempo de contagem pelos observadores *in situ*, facilitando a realização desta operação.

A monitorização das operações de contagem e identificação em passagens para peixes, do tipo ascensor, são facilitadas pela natureza descontínua das passagens. Travade e Larinier (2002b) citam o caso do ascensor de Poutès no rio Allier (França), em que apesar da observação por câmara de vídeo durante 24 h por dia, apenas são registadas imagens durante um curto período de passagem dos peixes, que corresponde a cada ciclo de elevação do ascensor. Esta solução permite reduzir o consumo de fita magnética e o tempo de visionamento, que pode ser limitado a uma hora de gravação mensal, com um grau de confiança de 95%.

No entanto, na maioria das situações é necessário registar a imagem de uma forma contínua, dado que a passagem dos peixes pode ocorrer em qualquer momento. Neste tipo de passagens a monitorização por vídeo pode ser realizada através da aplicação de dois métodos: i) gravação contínua de imagens a baixa velocidade e subsequente análise a velocidades superiores; ii) automatização de gravações apenas em sequências de imagens quando se encontram peixes em movimento em frente de uma janela de observação (sistema CERBERE). No primeiro método a análise das gravações pode tornar-se num processo moroso, se o número de peixes que utilizaram a passagem for significativo. A utilização do segundo método permite conhecer com grande rigor os períodos de migração e o comportamento das espécies, sendo baixos os respectivos custos de operação. No entanto, a sua utilização é limitada em águas muito turvas.

Em Portugal a contagem e identificação por vídeo, foi aplicada em vários dispositivos: Barragem de Belver, no rio Tejo e Barragem de Crestuma-Lever, no rio Douro (Bochechas, 1995), no ascensor de peixes da Barragem de Touvedo no rio Lima (Santos *et al.*, 2002), com resultados excelentes.

1.11.4. Determinação da eficiência do dispositivo

A eficiência de uma passagem para peixes é avaliada pela proporção de indivíduos migradores presentes a jusante do obstáculo que conseguem efectivamente transpor o dispositivo, e pelos atrasos na migração. Existem dois tipos de métodos: métodos quantitativos ou estatísticos e métodos de estudo comportamental (Santo, 2005).

Os métodos quantitativos ou estatísticos constituem a metodologia mais directa e usual, consistindo na medição ou estimativa do número total de indivíduos a jusante do obstáculo, por amostragens ou utilização de armadilhas, e posterior comparação com o número de indivíduos que utilizou o dispositivo. Em alternativa, pode ser aplicado um método indirecto que consiste na relação entre um número de indivíduos que são marcados a jusante do obstáculo e os que efectivamente usaram o dispositivo, no qual é incorporado um coeficiente ($0 < C < 1$) que representa a influência das operações de marcação nos peixes (Travade e Larinier, 2002b). Em termos práticos, a maior dificuldade consiste na estimativa desse coeficiente, uma vez que a referida influência varia de acordo com as espécies. A marcação dos espécimes pode provocar grandes alterações comportamentais ou mesmo a morte de indivíduos, no caso de espécies mais sensíveis (ex. sável), enquanto que em espécies mais robustas os efeitos podem ser insignificantes (ex. salmonídeos) (Travade e Larinier, 2002b).

Os métodos de estudo comportamentais têm como objectivo evidenciar os factores que influenciam a eficiência de uma passagem para peixes, tais como a localização da respectiva entrada, o escoamento no dispositivo e o efeito de determinados factores ambientais (Santos, 2004). Estes envolvem a monitorização directa do movimento e comportamento dos indivíduos, particularmente durante a sua aproximação ao dispositivo. Técnicas de telemetria, baseadas na detecção remota de um sinal, emitido através de transmissores colocados nos indivíduos a monitorizar, são geralmente utilizadas com este propósito (Travade e Larinier, 2002b). As vantagens associadas a esta metodologia são: a monitorização dos indivíduos marcados ser efectuada no habitat natural, o processo de implantação dos transmissores ser realizado com perturbações mínimas, e ser adequada a situações de fraca ou nula visibilidade e de permitir realizar estudos de grande amplitude (ex. migrações transcontinentais). Apresenta no entanto como principais desvantagens, o elevado custo do material utilizado, sobretudo transmissores (“tags”) e receptor (“data logger”) e a sua limitação para espécies/indivíduos de pequena dimensão (Brown *et al.*, 1999).

Actualmente existem três sistemas de telemetria: ultra-sónico, radio-telemetria e satélite. Em ambientes dulçaquícolas, o sistema de radio-telemetria tem sido a técnica mais aplicada na monitorização de migradores (Chanseau e Larinier, 1999; Chanseau *et al.*, 1999; Travade e Larinier, 2002b). Este sistema utiliza transmissores que emitem em bandas compreendidas entre 20 e 180 MHz, permitindo uma maior facilidade na detecção de sinais na água, podendo atingir distâncias relativamente longas, até 2 km. Apresenta ainda a vantagem, em relação aos outros sistemas de telemetria, de ser menos perturbado pelos ruídos existentes nos cursos de águas e pelos emitidos por centrais hidroeléctricas.

Em Portugal, a maior parte das passagens para peixes existentes são pouco eficientes, devido a problemas relacionados essencialmente com a sua concepção ou manutenção (Santo, 2005). Os primeiros dependem particularmente da falta de conhecimento existente que impede a progressão da qualidade dos dispositivos, enquanto os segundos se centralizam essencialmente na falta de acompanhamento das passagens para peixes, nomeadamente no que respeita a implantação de acções de fiscalização, que permitam uma actualização contínua sobre cada caso. É por conseguinte necessário desenvolver o conhecimento sobre as passagens para peixes, com vista ao seu melhoramento para as espécies piscícolas existentes nos rios portugueses.

1.12. Objectivos e estrutura da dissertação

A presente tese teve como principal objectivo aumentar o conhecimento sobre o comportamento do barbo Ibérico e dos respectivos requerimentos biológicos e hidráulicos associados à utilização de uma passagem para peixes por bacias sucessivas na sua movimentação para montante. Foi realizado o estudo da eficiência de diferentes configurações hidráulicas num protótipo experimental de uma passagem para peixes por bacias sucessivas para a passagem para montante de espécimes de diferentes classes de dimensão. Os resultados obtidos pretenderam fornecer informação para o delineamento de critérios óptimos de dimensionamento de passagens para peixes deste tipo, adequados a esta e outras espécies de características biomecânicas semelhantes.

A tese foi estruturada em seis capítulos. No primeiro capítulo, referente à presente introdução geral, efectua-se o enquadramento geral deste estudo, sendo demonstrada a importância do mesmo, bem como a definição dos respectivos objectivos e sua estruturação.

Os subsequentes quatro capítulos apresentam o trabalho experimental efectuado e os resultados obtidos, visando os seguintes objectivos específicos: Capítulo 2 - estudar a eficiência de orifícios submersos ou descarregadores de superfície para a passagem do barbo ibérico. Analisar a existência de diferenças em termos de utilização preferencial deste tipo de descarregadores, entre peixes de duas classes de dimensões distintas. Capítulo 3 - investigar o efeito da velocidade, turbulência e seus parâmetros (energia cinética turbulenta e tensões de Reynolds), no comportamento desta espécie, e definir quais as variáveis hidráulicas que mais influenciam o seu comportamento. Análise de possíveis diferença nas respostas comportamentais dos espécimes de diferentes dimensões face a estas variáveis. Capítulo 4 - avaliar a adequabilidade de orifícios desalinhados e alinhados à passagem para montante de espécimes de barbo ibérico de diferentes dimensões. Caracterizar as condições hidráulicas existentes em ambas as configurações, com vista a compreender o comportamento dos peixes aquando da sua passagem para montante. Capítulo 5- avaliar a eficiência de orifícios, desalinhados e alinhados com uma barra deflectora, à movimentação dos espécimes para montante. Estudar e analisar as características hidráulicas inerentes a ambas as configurações, visando o entendimento entre a relação estabelecida pelas mesmas e a movimentação dos peixes. O último capítulo, Capítulo 6, apresenta uma súpula dos principais resultados obtidos, das suas implicações e das subsequentes necessidades de investigação futura que suscitam. Os quatro capítulos base que compõem a dissertação são apresentados sob a forma de artigos científicos, publicados, aceites ou submetidos para publicação em revistas de índole científica de reconhecimento internacional, encontrando-se por esse motivo na Língua Inglesa, em conformidade com a forma original submetida para publicação. Esta estratégia é de salientar devido ao facto de a Língua Inglesa ser cada vez mais a forma universal de expressão nos meios científicos, favorecendo a maior divulgação do trabalho realizado. No entanto, algumas desvantagens que advém desta estratégia são igualmente notórias, salientando-se a repetição de aspectos metodológicos quando se comparam os diferentes capítulos entre si.

Os seguintes capítulos/artigos são apresentados nesta tese:

Capítulo 2 – Silva AT, Santos JM, Franco AC, Ferreira MT, Pinheiro AN. 2009. Selection of Iberian barbel *Luciobarbus bocagei* (Steindachner, 1864) for orifices and notches upon different hydraulic configurations in an experimental pool-type fishway. *Journal of Applied Ichthyology*. **25**: 173– 17.

Capítulo 3 – Silva AT, Santos JM, Ferreira MT, Pinheiro AN, Katopodis C. (*em publicação*). Effects of water velocity and turbulence on the behaviour of Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei* Steindachner, 1864) in an experimental pool-type fishway. *River Research and Applications*.

Capítulo 4 – Silva AT, Santos JM, Ferreira MT, Pinheiro AN, Katopodis C. (*submetido*). Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei* Steindachner, 1864), preference for straight or offset orifices in an experimental pool-type fishway. *River Research and Applications*.

Capítulo 5 – Silva AT, Santos JM, Alvarez TP, Ferreira MT, Pinheiro AN, Katopodis C. (*em preparação*). Hydraulic performance of two designs of pool-type fishways for the Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei* Steindachner, 1864).

Bibliografia

- Aarestrup K, Lucas MC, Hansen JA. 2003. Efficiency of a nature-like bypass channel for sea trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT telemetry. *Ecology of Freshwater Fish*. **12**: 160-168.
- Afonso, JR. 2001. Barragens: aspectos gerais. In: Curso de exploração e segurança de barragens. Eds: INAG, Lisboa. pp. 1-186.
- Almaça C. 1996. *Peixes dos rios de Portugal*. Edições Inapa, Portugal.
- Arnold GP. 1978. Methods of tracking, deflecting and counting fish in North America. Fish. Res. Tech. Rep. 44, Lowestoft, Directorate of Fisheries Research, UK.
- Baglinière JL, Maisse G, Le Bail PY, Prévost E. 1987. Dynamique de la population de truite commune (*Salmo trutta* L.) d'un ruisseau Breton (France): les géniteurs migrants. *Acta Oecologia Applicata*. **8**:201-215.
- Bainbridge R. 1958. The speed of swimming fish as related to size and to the frequency and amplitude of the tail beat. *Journal of Experimental Biology*. **35**:109-133.
- Banks JW. 1969. A review of the literature on the upstream migration of adult salmonids. *Journal of Fish Biology*. **1**:85-136.
- Baras E, Cherry B. 1990. Seasonal activities of male barbel *Barbus barbus* (L.) in the River Ourthe (Southern Belgium) as revealed by radio-tracking. *Aquatic Living Resources*. **3**:283-294.
- Baras E, Lambert H, Philippart JC. 1994. A comprehensive assessment of the failure of *Barbus barbus* spawning migrations through a fish pass in the canalized River Meuse (Belgium). *Aquatic Living Resource*. **7**: 181-189.
- Baras E. 1995. "Thermal Activities of *Barbus Barbus*, Effect of Temperature on Time-Budgeting," *Journal of Fish Biology*. **46**: 806–818.
- Baras E. 1992. Étude par biotéléométrie de l'utilisation de l'espace, chez le barbeau fluviatile *Barbus barbus* (L.). *Cahiers d'Ethologie*. **12**:125-442.
- Barry T, Kynard B. 1986. Attraction of adult American shad to fish lifts at Holyoke dam, Connecticut River. *North American Journal of Fisheries Management*. **6**: 233-241.
- Baxter RM. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*. **8**: 255-283.
- Beach MH. 1984. *Fish pass design – criteria for the design and approval of fish passes and other structures to facilitate the passage of migratory fish in rivers*. Ministry of

- Agriculture, Fisheries and Food. Directorate of Fisheries Research. Fisheries Research. Technical Report. No 78, Lowestoft,
- Beamish FWH. 1978. Swimming capacity. In Hoar, W. S. & Randall, D.J. (eds), *Fish Physiology*- Vol. VII. Academic Press, New York- 101-187.
- Bell MC. 1986. *Fisheries handbook of engineering requirements and biological criteria*. Fish Eng. Res. Prog. U. S. Army Corps of Eng., North Pacific Div., Portland, Oregon, 290 pp.
- Bellariva JC, Belaud A. 1998. Environmental factors influencing the passage of allice shad *Alosa alosa* at the Golfech fish lift on the Garonne River, France. In: Fish migration and fish bypasses. Eds: M. Jungwirth; S. Schmutz; S. Weiss, Vienna, Austria. pp. 171-179.
- Blaxter JHS. 1969. Swimming speeds of fish. *FAO Fish. Rep.* **62 (1)**: 69-100.
- Bochechas JH. 1995. Condições de funcionamento e de eficácia de eclusas para peixes: casos das barragens de Crestuma-Lever e Belver. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.
- Borghetti JR, Nogueira VG, Borghetti NB, Canzi C. 1994: The fish ladder at the Itaipu binational hydroelectric complex on the Paraná River, Brazil. *Regulated Rivers.* **9**: 127-130.
- Brannon EL. 1984. Influence of stock origin on salmon migratory behaviour. In: Mechanisms of Migration in Fishes (eds. J.D. McCleave, G.P. Arnold, J.J. Dodson and W.H. Neill). Plenum, New York. 103-111.
- Briggs JC. 1995. Global biogeography—developments in palaeontology and stratigraphy. Elsevier, Arnoldsville.
- Brown RS, Cooke SJ, Anderson WG, Mckinley RS. 1999. Evidence to challenge the “2% rule” for biotelemetry. *North American Journal of Fisheries Management.* **19**: 233-241.
- Brown RS, MacKay C. 1995. Spawning ecology of cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki*) in the Ram River, Alberta. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.* **52**: 983-992.
- Bunt C.M, Poorten BT, Wong I. 2001. Denil fishway utilization patterns and passage of several warmwater species relative to seasonal, thermal and hydraulic dynamics. *Ecology of Freshwater Fish.* **10**: 212-219.
- Bunt C.M. 2001. Fish entrance modifications enhance fish attraction. *Fisheries Management and Ecology.* **8**: 95-105.
- Bunt CM, Katopodis C, Mckinley RS. 1999: Attraction and passage efficiency of white suckers and smallmouth bass by two Denil fishways. *North American Journal of Fisheries Management.* **19**: 793-803.

- Bussel RB. 1978. Fish counting stations (notes for guidance in their design and use). Department. of the Environment, London.
- Cada G, Carlson T, Ferguson J, Richmond M, Sale M. 1999. Exploring the role of shear stress and severe turbulence in downstream fish passage. In *Proceedings of waterpower '99. Hydro's future: technology, markets, and policy*. Brookshier PA (eds). American Society of Civil Engineers Reston: Virginia; 10p.
- Cerri RD. 1983. "The Effect of Light Intensity on Predator and Prey Behaviour in Cyprinid Fish, Factors that Influence Prey Risk," *Animal Behaviour*. **31**: 736–742.
- Chanseau M, Larinier M. 1999: Étude du comportement du saumon Atlantique au niveau de l'aménagement hydroélectrique de Baigts (gave de Pau) lors de sa migration anadrome. . *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*. **354**: 239-262.
- Chiu E, Heath AL, Hebert C, Jones P, Marcot K, Synkowski EC, Waters K, Young K. 2002. Fish Sustainability - Assessing Blockages and Prioritizing Passages. Thesis. University of Maryland, 264p,
- Clapp DF, Clark RD, Diana JS. 1990. Range activity and habitat of large, free-ranging brown trout in a Michigan stream. *Transactions of the American Fisheries Society*. **119**:1022-1034.
- Clay CH. 1995. *Design of Fishways and Other Fish Facilities*, 2nd edn. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Colgan P. 1993. The motivational basis of fish behaviour. In: Behaviour of Teleost Fishes, 2nd edn. (ed. T.J.Pitcher). 31-56. Chapman and Hall, London.
- Copp GH. 1990: Effect of regulation on 0+ fish recruitment in the Great Ouse, a lowland river. *Regulated. Rivers*. **5**: 251-263.
- Cotel AJ, webb PW, Tritico H. 2006. Do brown trout choose locations with reduce turbulence? *Transactions of the American Fisheries Society*. **135**: 610-619.
- Coutant CC, Whitney RR. 2000. Fish behaviour in relation to passage through hydropower turbines: a review. *Transactions of the American Fisheries Society*. **129**:351-380.
- Cowx IG, Welcomme RL. 1998. Rehabilitation of Rivers for Fish. Fishing New Books, Oxford.
- Doadrio I, Casado P. 1989. Nota sobre la ictiofauna continental de los yacimientos de la cuenca de Guadix-Baza (Granada). In: Alberdi, M. T., Bonadonna, F. P. (Eds.) Geología y Paleontología de la Cuenca de Guadiz-Baza. Trabajos sobre Neógeno y Cuaternario, Madrid. 139–150.

- Doadrio I. 2001. *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Durand JD, Bianco PG, Laroche J, Gilles A. 2003. Insight into the origin of endemic Mediterranean ichthyofauna—Phylogeography of *Chondrostoma* genus (Teleostean, Cyprinidae). *J. Hered.* **94**: 315–328.
- Ead SA, Katopodis C, Sikora GJ, Rajaratnam N. 2004. Flow regimes and structure in pool and fishways. *Journal of Environmental Engineering and Science* **3**: 379-390.
- Eberstaller J, Hinterhofer M, Parasiewicz P. 1998. The effectiveness of two nature-like bypass channels in an upland Austrian river. In: *Fish migration and fish bypasses*. Eds: M. Jungwirth; S. Schmutz; S. Weiss, Vienna, Austria. pp. 363-383.
- FAO/DVWK, 2002. *Fish Passes – Design, Dimensions and Monitoring*. FAO, Rome.
- Fewings GA. 1994. Automatic Salmon Counting Technologies. A Contemporary Review. Atlantic Salmon Trust Publication, Pitlochry, Scotland. 66pp.
- Gebler RJ. 1998. Examples of near-natural fish passes in Germany: drop structure conversions, fish ramps and bypass channels. In: *Fish migration and fish bypasses*. Eds: M. Jungwirth; S. Schmutz; S. Weiss, Vienna, Austria. pp. 403-419.
- Gehrke, PC, Brown, P, Schiller, CB, Moffatt, DB, Bruce, AM. 1995. River regulation and fish communities in the Murray-Darling River system, Australia. *Regulated Rivers* **11**: 363-375.
- Gresswell RE. 1997. Preface to the Western Division of the American Fisheries Society Symposium on Potamodromous Salmonids, Eugene, Oregon, July 1996. *North American Journal of Fisheries Management* (in press).
- Guiny E, Armstrong JD, Ervine DA. 2003. Preferences of mature male brown trout and Atlantic salmon parr for orifice and weir fish pass entrances matched for peak velocities and turbulence. *Ecology of Freshwater Fish*. **12**: 190-195.
- Halfdanarson B. 2001. The Riverwatcher – a system for monitoring fish migration. In: Proc. Second Nordic Internat. Symp. Freshwater Fish Migration and Fish Passage, Reykjavík, Iceland.
- Howes GJ. 1991. Systematics and biogeography: an overview. In: Winfield, I.J., Nelson, J.S. (Eds.), *Cyprinid Fishes— systematics*. In: *Biology and Exploitation*, vol. 3. Chapman and Hall, London. 1–33.
- Jensen AJ, Aass P. 1995. Migration of a fast-growing population of brown trout (*Salmo trutta* L.) through a fish ladder in relation to water flow and water temperature. *Regulated. Rivers* **10**: 217-228.

- Jonsson B. 1982. Diadromous and resident trout *Salmo trutta*: is their difference due to genetics? *Oikos*. **38**: 297-300.
- Jonsson N. 1991. Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic Journal of Freshwater Research*. **66**: 20-35.
- Jungwirth M. 1998. River continuum and fish migration – Going beyond the longitudinal river corridor in understanding ecological integrity in Fish migration and fish bypasses, Eds. M. Jungwirth; S. Schmutz e S. Weiss, *Fishing News Books, Blackwell Science Ltd.*, Oxford. 19-32
- Kamula R. 2001. Flow over weirs whit application to fish passage facilities, Academic Dissertation, Department of Process and Environmental Engineering, University of Oulu, Finland,
- Katopodis C. 2005. Developing a toolkit for fish passage, ecological flow management and fish habitat works. *Journal of Hydraulic Research* **43**: 451-467.
- Kim JH. 2001. Hydraulic characteristics by weir type in a pool-weir fishway. *Ecological Engineering*. **16 (3)**: 425-433.
- Knight B, White EM. 1998. Enhancing immigration and recruitment of eels: the use of passes and associated trapping systems. *Fisheries Management and Ecology*. **5**: 459-471.
- Kynard B. 1998. Twenty-two years of passing shortnose sturgeon in fish lifts on the Connecticut River: what has been learned? In: Fish migration and fish bypasses. Eds: M. Jungwirth; S. Schmutz; S. Weiss, Vienna, Austria. pp. 255-264.
- Laine A, Jokivirta T, Katopodis C. 2002. Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and sea trout, *Salmo trutta* L., passage in a regulated northern river – fishway efficiency, fish entrance and environmental factors. *Fisheries Management and Ecology*. **9**: 65-77.
- Laine A, Kamula R, Hooli J. 1998. Fish and lamprey passage in a combined Denil and vertical slot fishway. *Fisheries Management and Ecology*. **5**: 31-44.
- Larinier M. 2002a. Biological factors to be taken into account in the design of fishways, the concept of obstructions to upstream migration. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*. **364**: 28–38
- Larinier M. 2002b. Fishways – General considerations. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*. **364**: 21-27.
- Larinier M. 2002c. Location of fishways. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*. **364**: 39-53.
- Larinier M. 2002d. Pool fishways, pre-barrages and natural bypass channels. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*. **364**: 54–82

- Lelek A. 1987. The Freshwater Fishes of Europe Vol. 9, Threatened Fishes of Europe. Wiesbaden, Aula-Verlag. 343pp.
- Lenne, D. 1990. Circulation des Poissons Migrateurs: Franchissement des Buses et Étude Hydraulique des Passes à Bassins Successifs. ENITRS, CEMAGREF.
- Liao JC, Beal DN, Lauder V, Triantafyllou MS. 2003. Fish Exploiting Vortices Decrease Muscle Activity. *Science*. **302**: 1566-1569.
- Linlokken A. 1993. Efficiency of fishways and impact of dams on the migration of grayling and brown trout in the Glomma River system, South-eastern Norway. *Regulated. Rivers*. **8**: 145-153.
- Lucas M, Batley E. 1996. Seasonal movements and behaviour of adult barbel *Barbus barbus*, a riverine cyprinid fish: implications for river management. *Journal of Applied Ecology*. **33**: 1345-1358
- Lucas MC, Frear PA. 1997. Effects of a flow-gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid. *Journal of Fish Biology*. **50**:382-396.
- Lucas MC, Baras E. 2001. Migration of Freshwater Fishes. Blackwell Science Ltd., Oxford.
- Lupandin AI. 2005. Effect of Flow Turbulence on Swimming Speed of Fish. *Biology Bulletin*. **32**: 461-466.
- Mader H, Unfer G, Schmutz S. 1998: The effectiveness of nature-like bypass channels in a lowland river, the Marchfeldkanal. In: Fish migration and fish bypasses. Eds: M. Jungwirth; S. Schmutz; S. Weiss, Vienna, Austria. pp. 384-402.
- Magalhães MF. 1992. Feeding ecology of the Iberian cyprinid *Barbus bocagei* Steindachner, 1865 in a lowland river. *Journal of Fish Biology*. **40**: 123-133.
- McDowall RM. 1997. The evolution of diadromy in fishes (revisited) and its place in phylogenetic analysis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. **7**: 443-462.
- McGrath BE. 1956. *Inland Fisheries and the Engineer*. Institution of Civil Engineer of Ireland. Dublin
- Meyers LS, Theumeler TF, Kornley GW. 1992. Seasonal movements of brown trout in north-east Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management*.**12**:433-441.
- Mills CA. 1991. "Reproduction and Life History," In Winfield, I.J. and Nelson, J.S., (eds.), *Cyprinid fishes. Systematics, Biology and Exploitation*, London: Chapman and Hall, pp. 483-508.
- MMA (Ministerio de Medio Ambiente). 1998: Libro Blanco del Agua en España. Mma, Madrid.

- Montgomery JC, Baker CF, carton AG. 1997. The lateral line can mediate rheotaxis in fish. *Nature*. **389**: 960-963.
- Näslund I. 1993. Migratory behaviour of brown trout, *Salmo trutta* L.: importance of genetic and environmental influences. *Ecology of Freshwater Fishes*. **2**:51-57.
- Nelson JS. 2006. Fishes of the world, 4th Ed. Wiley, New York, USA.
- Nietzel DA, Richmond MC, Dauble DD, Mueller RP, Moursund RA, Abernethy CS, Guensch GR. 2000. *Laboratory Studies on the Effects of Shear on Fish*. Final Report, 2000. Pacific Northwest National Laboratory operated by Battelle for the U.S. Department of Energy under Contract DE-AC05-76RL01830, Pacific Northwest National Laboratory Richland, Washington, G.F. Cada - Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.
- Northcote TG. 1978. Migratory strategies and production in freshwater fishes. In: Ecology of freshwater production. Ed: S.D. Gerking, Blackwell, Oxford. pp. 326-359.
- Northcote TG. 1984. Mechanisms of fish migrations in rivers. In: Mechanisms of migration in fishes. Eds: J.D. McCleave; J.J. Dodson; W.H. Neill, Plenum, New York. pp. 317-355.
- Northcote TG. 1998. Migratory behaviour of fish and its significance to movement through riverine fish passage facilities in Fish migration and fish bypasses, Eds. M. Jungwirth; S. Schmutz e S. Weiss, *Fishing News Books, Blackwell Science Ltd.*, Oxford. 3-18
- Odeh M, Noreika JF, Haro A, Maynard A, Castro-Santos T, Cada GF. 2002. Evaluation of the effects of turbulence on the behaviour of migratory fish. Final Report. *Environmental, Fish and Wildlife Division. Bonneville Power Administration*
- Ovidio M, Baras E, Goffeaux D, Birtles C, Philippart JC. 1998. Environmental unpredictability rules the autumn migration of brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Belgian Ardennes. *Hydrobiologia*. **371/372**: 263-274.
- Ovidio M, Philippart JC. 2002. The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish - Synthesis of a 5-year telemetry study in the River Meuse basin. *Hydrobiologia*. **483**: 55-69.
- Parasiewicz, P; Eberstaller, J; Weiss, S; Schmutz, S. 1998: Conceptual guidelines for nature-like bypass channels. In: *Fish migration and fish bypasses*. Eds: M. Jungwirth; S. Schmutz; S. Weiss, Vienna, Austria. pp. 348-362.
- Pavlov DS. 1989. Structures assisting the migration of non-salmonids: URSS. *FAO, Fisheries Technical Papers* 308
- Peňáz M, Baruš V, Prokeš M. 1999. Changes in the structure of fish assemblages in a river used for energy production. *Regulated. Rivers*. **15**: 169-180.

- Petts GE. 1984. *Impounded Rivers, Perspectives for Ecological Management*. Wiley, Chichester.
- Petts, GE. 1988. *Impounded Rivers*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Pinheiro PJ, Santos JM, Ferreira MT, Bochechas J. 2003. *Avaliação da eficácia das passagens para peixes através de detectores de infravermelhos*. Riverwatcher: um caso de estudo. In: CD ROM do II Simpósio sobre Aproveitamentos hidroelétricos. Eds: APRH, Vila Real. 10 pp.
- Porcher JP, Larinier M. 2002. Designing fishways Supervision of Construction, Costs, Hydraulic Model Studies. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*. **364**:156-165.
- Porcher JP, Travade F. 2002. Fishways: biological basis, limits and legal considerations. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*. **364**: 9–20
- Porcher JP. 1987. Les besoins de circulation et leurs modalités. *La Houille Blanche*, n° 1/2. 31–37.
- Porcher JP. 2002. Fishways for Eel. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*. **364**: 147-155.
- Rajaratnam N, Katopodis C, Mainali A. 1988. Plunging and stream flow in pool and weir fishways. *Journal of Hydraulic Engineering* **114**: 939-944.
- Robalo JI. 2007. *Filogenia, filogeografia e comportamento dos pequenos ciprinídeos do género Chondrostoma Agassiz, 1832 (Actinopterygii: Cyprinidae)*. Tese de Doutoramento Biologia. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
- Rodi W. 1980. Turbulence models and their application in hydraulics. IAHR Monograph, Delft, the Netherlands.
- Rodríguez TT, Puertas Agudo J, Mosquera LP. 2006. Evaluating vertical-slot fishway designs in terms of fish swimming capabilities. *Ecological Engineering*. **27**: 37-48.
- Rodríguez-Ruiz A, Granado-Lorencio C. 1992. “Spawning Period and Migration of Three Species of Cyprinids in a Stream with Mediterranean Regimen (SW Spain). *Journal of Fish Biology*. **41**:545-556.
- Rosenberg DM, McCully P, Pringle CM. 2000. Global scale environmental effects of hydrological alterations. *Bioscience*. **50**: 746-751.
- Sanagiotto D.G. 2007. *Análise da macroturbulência do escoamento em escadas para peixes por bacias sucessivas*. Tese de Doutoramento em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.
- Santo M. 2005. *Dispositivos de passagens para peixes em Portugal*, 1ª edição, DGRF

- Santos JM, Ferreira MT, Godinho FN, Bochechas J. 2002. Performance of a fish lift recently built at the Touvedo Dam on the Lima River, Portugal. *Journal of Applied Ichthyology*. **18**: 118–123
- Santos JM. 2004. *Effects of River Regulation on Fish Assemblages in Central and Northern Portugal and the Role of Fish Passes*. Tese de Doutoramento em Engenharia Florestal. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Schmutz S, Giefing C, Wiesner C. 1998. The efficiency of a nature-like bypass channel for pike-perch (*Stizostedion lucioperca*) in the Marchfeldkanalsystem. *Hydrobiologia* **371/372**: 355-360.
- Schwalme K, Mackay WC, Lindner D. 1985. Suitability of vertical slot and Denil fishways for passing north-temperate, nonsalmonid fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **42**: 1815-1822.
- Silva B. 1896. Processo relativo à construção de escadas para subida dos peixes no leito das correntes de águas interiores, 2ª Circumscrição de Hidráulica, não publicado.
- Silva JM. 1991. Dispositivos de Passagens para Peixes nos Aproveitamentos Hidroeléctricos da EDP- Situação Existente e Perspectivas para o Futuro. EDP.
- Smith RJF. 1991. Social behaviour, homing and migration. In: *Cyprinid Fishes- Systematics, Biology and Exploitation* (eds.I.J.Winfields and J.S.Nelson).509-529.Chapman & Hall, London.
- Smith TJ. 1985. The fishery, biology and management of Atlantic sturgeon, *Acipenser oxyrinchus*, *North American Environmental. Biology of Fishes*. **14**: 61-72.
- Stuart IG, Berghuis AP. 2002. Upstream passage of fish through a vertical-slot fishway in an Australian subtropical river. *Fisheries Management and Ecology*. **9**: 111-122.
- Tarrade, L; Texier, A; David, L; Larinier, M. 2008. Topologies and measurements of turbulent flow in vertical slot fishways. *Hydrobiologia*. **609(1)**: 177-188.
- Travade F, Larinier M, Bernard SB, Dartiguelongue J. 1998. Performance of four fish pass instalations recently built on two rivers in south-west France. In: *Fish migration and fish bypasses*. Eds: M. Jungwirth; S. Schmutz; S. Weiss, Vienna, Austria. pp. 146-170.
- Travade F, Larinier M, Trivellato D, Dartiguelongue J. 1992. Conception d'un ascenseur à poissons adapté à l'alose (*Alosa alosa*) sur un grand cours d'eau: l'ascenseur de Golfech sur la Garonne. *Hydroécologie Appliquée*. **4**: 91-119.
- Travade F, Larinier M. 2002a. Fish locks and fish lifts. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*. **364**: 102–118

- Travade F, Larinier M. 2002b. Monitoring techniques for fishways. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*. **364**: 166-180.
- Travade F. 1990. Monitoring techniques for fish passes recently used in France. In: Proc. Internat. Symp. Fishways. River Division. Ed: S. Komura, GIFU Prefectural Government, GIFU, Japan. pp. 119-126.
- Turnpenny AWH, Davis MH, Fleming JM, Davies J K. 1992. *Experimental studies relating to the passage of fish and shrimps through tidal power turbines*. Marine and Freshwater Biology Unit, National Power, Fawley, Southampton, Hampshire, England
- Videler JJ. 1993. *Fish swimming*. Chapman & Hall. London.
- Ward JV, Stanford JA. 1979. *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Press, New York.
- Wardle CS. 1975. Limit of fish swimming speed. *Nature* (London). **255**:725-727.
- Webb P W. 1975. Hydrodynamics and energetics of fish propulsion. Bull. Fish. Rep. Bd. Can., 190. 158 p
- Webb PW. 1984. Form and function in fish swimming. *Scientific American*. **251**:58-68.
- Zardoya R, Doadrio I. 1998. Phylogenetic relationships of Iberian cyprinids: systematic and biogeographical implications. *Proceedings of the Royal Society of London B*. **265**: 1365–1372.

Endereços consultados na internet:

<http://natura.link.sapo.pt/article.aspx?menuid=3&cid=7756&bl=1>, consultado em 15/11/09.

<http://www.chesapeakebay.net/fishpass.htm>, consultado em 04/12/09.

2.

*“Selection of Iberian barbel *Luciobarbus bocagei* (Steindachner, 1864) for orifices and notches upon different hydraulic configurations in an experimental pool-type fishway”¹*

¹ Published paper: Silva AT, Santos JM, Franco AC, Ferreira MT, Pinheiro AN. 2009. Selection of Iberian barbel *Luciobarbus bocagei* (Steindachner, 1864) for orifices and notches upon different hydraulic configurations in an experimental pool-type fishway. *Journal of Applied. Ichthyology*. **25**: 173–17.

2.1. Abstract

Trends in fish passage studies are increasingly moving towards a holistic approach considering movements of a wide range of species and other aquatic fauna. In this context, it is important to consider not only salmonids and other game species, but also coarse species, such as cyprinids. Moreover, knowledge on their behaviour when facing fishways, particularly their upstream movements upon different hydraulic configurations, is still scarce and poor. To address this lack of knowledge, this study presents results from an experimental research conducted in an indoor real scale pool-type fishway to assess how a cyprinid species, the Iberian barbel *Luciobarbus bocagei* (Steindachner, 1864), responded to the simultaneous presence of submerged orifices and surface notches, with adjustable dimensions, in association with two different flow regimes over the notches, i.e. plunging and streaming. Overall, there was a clear selection for orifices (76%) to negotiate the fishway. A significantly higher proportion of individuals selected the orifices to move upstream when the flow was on the plunging mode, but proportions were equivalent during streaming flow conditions. Time taken for fish to enter the fishway differed significantly according to the discharge device chosen and was lower for submerged orifices (52 s – 35 min.). The present study identified key factors on Iberian barbel upstream movements that have direct applications to future fishway design for this species.

KEYWORDS: Fish passage; pool-type fishway; *Luciobarbus bocagei*; passage type.

2.2. Introduction

River fragmentation by dams and weirs has been identified as one of the most dramatic impacts of human societies on stream fishes, particularly for those that perform migrations within the river systems (Lucas and Baras, 2001). The continuous decline of many species stocks stimulated the development of the so-called “fishways”, which are of increasing importance for the restoration of free passage for migratory fish in rivers (Clay, 1995). However, the restoration of fish passage has historically focused on anadromous species with high commercial value (Laine *et al.*, 2002), with low emphasis being given to coarse species. Recent studies demonstrated that these fishes may migrate over long distances to reach their spawning grounds or for refuge and trophic reasons (Ovidio and Philippart, 2002). Moreover, knowledge on their migratory behaviour and swimming capabilities is generally poor and scarce (Santos *et al.*, 2005). Therefore, to provide fish passage towards the restoration of stream connectivity, studies accommodating movements and behaviour of coarse fish, such as cyprinids, are becoming increasingly necessary for future fishway design. This challenge is highlighted in Iberian rivers where cyprinid fishes are frequently the most dominant and abundant group of species encountered (Doadrio, 2001). The main fishway options for those fishes at low weirs, which stand as the most common stream barriers are the pool-type fishways (Santos *et al.*, 2006). It consists of a series of pools separated by cross-walls with submerged orifices at the bottom and/or surface notches, arranged in a stepped pattern. Fish may move from pool to pool by leaping over the notches or swimming through submerged orifices.

The Iberian barbel *Luciobarbus bocagei* (Steindachner, 1864) is one of the most common cyprinid species in Iberian rivers. Though their migration and feeding ecology have been assessed in recent studies (Collares-Pereira *et al.*, 1996; Santos *et al.*, 2005), little is known about their behaviour when facing pool-type fishways, particularly whether they negotiate them by swimming through submerged orifices or leaping over the surface notches. This information is needed to develop robust general guidelines for future fishway designs. However, to be successful, studies should be based on balanced experimental designs, in which the variables of interest can be manipulated while controlling for confound effects. Studies conducted on such conditions offer an excellent opportunity to gain generic insights into fish behaviour.

The primary goal of this study is to assess, under the experimental conditions of an indoor real-scale pool-type fishway, the behavioural response of Iberian barbel to different hydraulic configurations. Specifically, the following questions were asked: (a) do Iberian barbel prefer to swim through submerged orifices or over the surface notches?; (b) are the proportions equivalent of Iberian barbel that passed through the orifices and notches upon different notch dimension and flow regimes over the notches?; (c) do Iberian barbel take the same time to enter the fishway by using submerged orifices or surface notches; and (d) is there a relation between passage time through orifices/weirs and flow discharge?

2.3. Materials and methods

Fishway facility

The experimental study was conducted in an indoor real scale pool-type fishway located at the Hydraulics and Environment Department of the National Laboratory for Civil Engineering (LNEC), Lisbon. The structure was 10 m long, 1 m wide and 1.2 m high, and presented a steel frame, with glass-viewing panels on both sidewalls (Figure 2.1).

It consisted of 6 pools (1.9 m long x 1.0 m wide x 1.2 m high) divided by five cross-walls, each one incorporating a submerged orifice and a surface notch of adjustable width on opposite sides creating a sinusoidal flow path. The fishway was positioned at a slope of 8.5%, which is within the range of those commonly used in this type of fishways (Larinier, 2008). The fishway also encompassed an acclimation chamber (4.0 x 4.0 x 3.0 m) at the downstream end of the channel, which was separated from the main structure by two mesh panels. Two slot gates, positioned at the upstream and downstream ends of the fishway were used to control the discharge and the water level within the structure, respectively. Water used in the experiments was drawn from domestic water supply (soft water) and was recirculated through the system for at least two weeks prior to the experiments to ensure throughout dechlorination and “maturation” (Copp *et al.*, 1998), and checked for temperature, hardness, pH and dissolved oxygen at the beginning and at the end of experiments by means of a multiparametric probe (Hydrolab, Quanta model).

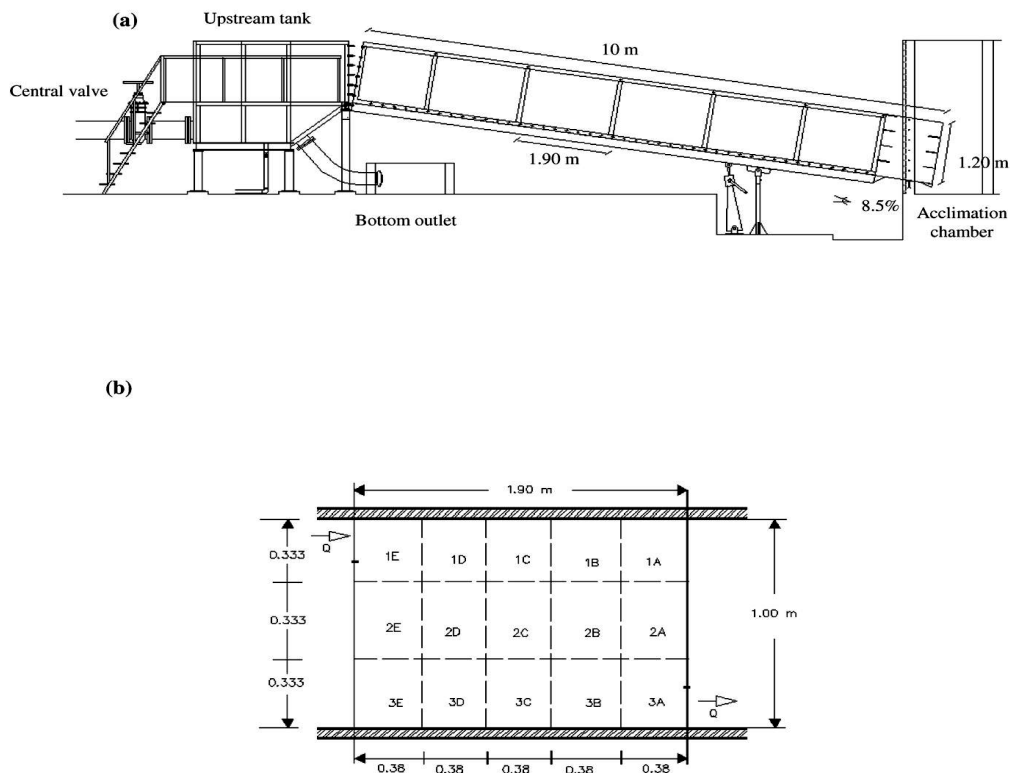


Fig. 2.1. (a) Side view of the artificial real scale pool-type fishway at the National Laboratory for Civil Engineering; (b) details of a cross-wall showing the submerged orifice and the surface notch.

Fish capture and holding

Iberian barbel were collected from the River Sorraia, the largest left tributary of the River Tagus, central Portugal. Further details of the sampling area may be seen in Collares-Pereira *et al.* (1995). Sampling was undertaken using electrofishing (Electracatch International, SAREL model WFC7_HV, Wolverhampton, UK) with low voltage (250 V) and a 30 cm diameter anode to reduce the effects of positive galvanotaxis. Fish were captured during a natural reproductive migration, which generally takes place from April-June (Santos *et al.*, 2005). Fish were all mature as shown by in situ macroscopic observations of their gonads development stage, particularly their volume, vascular irrigation and visibility of oocytes, and by the presence of nuptial tubercles (Agostinho *et al.*, 2007). A total of 45 Iberian barbel of *ca.* 14.0-28.5 cm total length (TL) were brought to the laboratory facilities and randomly introduced in three 1.45 x 0.70 x 0.80 m tanks equipped with ELITE aerator systems, at a number of 15 individuals per tank. Fish size was similar among the tanks (mean total length (TL) \pm SD: A = 18.6 \pm 3.1 cm, B = 20.7 \pm 2.4 cm, C = 19.6 \pm 3.1 cm; ANOVA, *F*

= 2.13, $df = 2$, $P > 0.05$), which allowed for valid comparisons to be made between experiments. The laboratory was well lit with natural light. Difference in water temperature between the collection site and the tanks / fishway (mean temperature = 18°C) was less than 2°C. Fish were kept in the tanks for 1-2 weeks before experiments started. During that period, the water was permanently filtered by a mechanical filter and a closed circuit with a turn over rate of 200 l per day. Feeding was supplied as pond sticks (Tetra Pond) three times a week, but stopped 24 h prior to experimentation.

Experiments

Each experiment took place on a different day (28 April - 10 May 2005) and was performed between 17:00h-22:00h, to encourage attempts by this species which typically migrates at dusk (Santos *et al.*, 2005). The submerged orifices dimensions (width × height) were set at 0.20 x 0.20 m and remained constant throughout the study period. These dimensions have been found to be adequate for upstream passage of other European cyprinid species in pool-type fishways (Larinier, 2002), but their adequability to the target species remains still unknown. Parallely, a design consisting of combinations of two different surface notch dimensions (width × height) – 0.20 x 0.30 m and 0.30 x 0.30 m – with two different flow regimes over the notches - plunging and streaming (Rajaratnam and Katopodis, 1988) - was employed to test the ability of Iberian barbel to negotiate with different hydraulic configurations. These dimensions were previously determined from calculations to approximately match velocities between the two pass openings. Accordingly, mean velocity through the orifices was determined considering head drop between consecutive pools and the discharge coefficient of a square orifice with jet contraction in two of the edges, whereas velocity through the notches was calculated by the quotient between notch discharge and the flow cross section on the plane of the crest. The flow height at this cross section was measured through a transparent scale attached to the side wall. Overall, three replicates (A, B and C) of each hydraulic configuration (notch width x flow regime) were tested, giving a total of 4 experiments (Table 2.1). Each replicate used individuals of a different tank, which were allowed to recover for 48 hours, prior to the beginning of the next experiment. Discharge (Q) was fixed among replicates and previously determined to create a head drop between the pools of 0.16 m - producing a maximum flow velocity of $\approx \sqrt{2g\Delta h} = 1.77 \text{ m s}^{-1}$, where g is the acceleration due to gravity, 9.8 m s^{-2} , and Δh is the head drop between two consecutive pools

- and a turbulence not higher than $100 \text{ W} \cdot \text{m}^{-3}$ in all experiments. These values fall within the range of recommended ones for pool-type fishways when cyprinids are the target species to be passed (Larinier, 2002). Individuals of each tank were first introduced into the downstream chamber and provided with a 12h acclimation period. Fish behaviour, whether moving through submerged orifices or over the surface notches, was continuously monitored through the glass sidewalls of the fishway by means of direct observation and video recording. A fish was considered to perform a successful upstream passage when the total of its body length was within the following pool. Direct observations were performed during the whole time of an experiment (c. 5 h) and were made at approximately 1 m distance from the channel, approaching and leaving discreetly the observations points, respectively before and after each experiment. This caused no disturbance to the fish, as revealed by a previous pilot study (unpublished data). Observations were also supplemented by four video cameras (Panasonic, WV-BP100 model), connected to two time-lapse video recorders (Panasonic, AG-6720A model), positioned at the two uppermost cross-walls and focused particularly on both openings. Five 175 W infrared lamps fixed above the fishway and programmed to be turned on from 20:30-22:00 h, allowed the observation procedures when natural light was no longer sufficient to monitor fish movements. These lamps have been used in other fishway studies (e.g. Santos *et al.*, 2005) and their presence had no effect on fish behaviour.

Data analysis

Non-parametric Mann-Whitney U-tests (Zar, 1996) were used to test the null hypothesis that (i) the proportion of fish that moved through the submerged orifices was equivalent to the proportion of fish that passed over the surface notches; (ii) the proportion of fish that passed through the submerged orifices and surface notches was equivalent for both notch widths tested (0.20 m and 0.30 m). For this analysis data were pooled over different flow regimes to increase statistical power; (iii) the proportion of fish that passed through the submerged orifices and surface notches was equivalent for both flow regimes (plunging and streaming) occurring over the notches (data pooled over different notch widths) and (iv) the time taken for fish to enter the fishway by using the submerged orifices was equivalent to the time taken for fish to enter the fishway by passing over the surface notches. Correlations between discharge and passage time through orifice and notches were further analysed using the Spearman rank statistic.

Table 2.1. Experimental conditions tested in an indoor real scale pool-type fishway to study the behaviour of Iberian barbel. Mean total length (TL) \pm standard deviation (SD) of individuals is also given.

Experiments	Replicate	Q (l.s ⁻¹)	Notch width (m)	Flow regime	Mean velocity (m.s ⁻¹)		Water temperature (°C)	Mean TL \pm SD (cm)
					orifices	notches		
1	A	70.6	0.20	plunging	1.14	1.07	18.3	18.6 \pm 3.1
1	B	70.6	0.20	plunging	1.14	1.07	18.3	20.1 \pm 2.4
1	C	70.6	0.20	plunging	1.14	1.07	18.3	19.7 \pm 3.1
2	A	90.3	0.20	streaming	1.14	1.10	18.0	18.6 \pm 3.1
2	B	90.3	0.20	streaming	1.14	1.10	18.0	20.1 \pm 2.4
2	C	90.3	0.20	streaming	1.14	1.10	18.0	19.7 \pm 3.1
3	A	83.2	0.30	plunging	1.14	0.96	18.2	18.6 \pm 3.1
3	B	83.2	0.30	plunging	1.14	0.96	18.2	20.1 \pm 2.4
3	C	83.2	0.30	plunging	1.14	0.96	18.2	19.7 \pm 3.1
4	A	108.3	0.30	streaming	1.14	1.01	18.0	18.6 \pm 3.1
4	B	108.3	0.30	streaming	1.14	1.01	18.0	20.1 \pm 2.4
4	C	108.3	0.30	streaming	1.14	1.01	18.0	19.7 \pm 3.1

2.4. Results

All fish successfully ascended the fishway during the four experiments, though the number of passages through the orifices and notches was statistically unequal. Overall, a much higher number of passages through the submerged orifices (1781, 76%) were registered by fish during their upstream movements within the fishway, relatively to those that occurred over the notches (Mann-Whitney U-test, $Z = -3.52$, $P < 0.05$) (Table 2.2).

Table 2.2. Number of passages through the submerged orifices and surface notches observed during the experimental conditions tested in an indoor real scale pool-type fishway to study the behaviour of Iberian barbel.

Experiment	Notch width (m)	Flow regime	Number of passages		
			Submerged orifice	Surface notches	Total
1	0.20	plunging	413	79	492
2	0.20	streaming	354	118	472
3	0.30	plunging	601	98	699
4	0.30	streaming	413	264	677
Total			1781	559	2340

A higher number of upstream movements through submerged orifices and surface notches were observed when notch width was set at 0.30 m (1376, 59%) relatively to 0.20 m, but this was not statistically significant (Mann-Whitney U-tests, $P > 0.05$). Experiments conducted during plunging flow conditions revealed an unequal proportion of individuals selecting the orifices and notches, with a higher proportion using the former (Mann-Whitney U-test, $Z = -2.84$, $P < 0.05$). Contrarily, fish were likely to display a higher use of the notches for streaming flows relatively to plunging flows, as during the former no significant differences were found in the number of individuals that passed through the orifices and over the notches (Mann-Whitney U-test, $Z = -1.21$, $P > 0.05$). The time taken for fish to enter the fishway after they were introduced in the acclimation chamber differed significantly upon selection of orifice or notch (Mann-Whitney U-test, $Z = 3.46$, $P < 0.05$). Iberian barbel that selected the submerged orifice took between 52 s and 35 min. to pass, whereas the time taken to pass over the surface notch varied between 25 min. and 3 h. There was no relation between discharge and passage time through the submerged orifices (Spearman rank correlation, $r = 0.17$, $P > 0.05$), however a significant pattern (i.e. higher number of passages observed on

lower discharge events) was encountered when movements took place over the notches (Spearman rank correlation, $r = -0.60$, $P < 0.05$).

2.5. Discussion

When fish are being tested in a fishway with the goal of assessing their behaviour, in particular their upstream movements upon different hydraulic configurations, it is important that fish are in appropriate physiological state to be motivated to swim upstream. In the present study, a sound indication that this motivation was present was that all individuals ascended the fishway in response to every flow discharges without the need to be forced through. Moreover, continuous observation on fish movements did not report any unnatural behaviour caused by operational procedures. Gas oversaturation due to pumping water was unlikely to occur, as typical related symptoms, such as heavy gasping or bubbles/blisters around the head and eyes of fishes were not found throughout the experiments (Bouck, 1980). Similarly, gasping or presence of darkened gills, symptoms of an excess carbon dioxide on the water, was not registered at all during the study.

The design of the experimental study was well balanced in terms of hydraulics because velocities were similar between the orifices and notches among all experiments. Under these conditions, a significant proportion of upstream movements were found to occur through the submerged orifices. This result has also been noted for brown trout (*Salmo trutta* L.) and Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a similar experimental design study (Guiny *et al.*, 2003). Though velocities were similar between both fish pass openings, it is possible that flow from the submerged orifice may have provided a more directional stronger cue to approaching fish. Future studies should consider using advanced techniques such as the ADV (Acoustic Doppler Velocimeter) to characterize the velocity components (x, y, z) of flowing water, in a tentative to further clarify the mechanisms responsible for the choice of different fishway openings.

The type of flow regime over the notches also appeared to play an important role in the upstream movements of fish. In fact, a significant higher proportion of individuals selected the submerged orifices to pass rather than surface notches, when the flow was on the plunging mode. In a similar study using Atlantic salmon as the target species, Stuart (1962) found an opposite pattern when analysing their upstream movements within an experimental pool-type fishway. We attribute this low proportion of individuals using the surface notches at

plunging flows to limitations in the swimming ability of this species (Doadrio, 2001). The repeated use of the same fish could also have lowered their swimming performance on subsequent experiments due to lactate production caused by burst activity in a tentative to leap over the plunging flow. This re-use of fish, although not statistically desirable, may in fact provide a more realistic indication of the potential ability of Iberian barbel to use orifices and notches in real pool-type fishways. Learning of flow patterns has been suggested as an explanation of improvements in fish movement through experimental fishways (Laine, 1990). Nevertheless, at the present study, the recovery period of 48 h prior to beginning of the next experiment should have been sufficient for the fish to metabolize any lactate (Wardle, 1978). Contrarily, during streaming flow conditions, the presence of a continuous surface stream flowing over the crest of the notches would require Iberian barbel a lower effort, by allowing individuals to swim over the notches instead of leap over them, hence the observed similar proportion of fish using both fish pass openings. The use of recent techniques to monitor intensity of fish activity, such as electromyogram telemetry in association with numerical flow simulations, remains a promising option to further clarify species behavioural patterns during obstacle negotiation upon different types of flow regimes.

Time for fish to pass over the surface notch was significantly higher than in the case of passage through the submerged orifice. As fish were offered similar velocities at both pass openings in all experiments, they should choose the path that would tend to minimise energy expenditure and risk of predation while accounting by a need to make a rapid upstream progress to increase the chances of spawning (Hinch and Rand, 2000). Swimming through the submerged orifice, fish should have had the chance to avoid the jet core (the central focus of highest velocities) by negotiating close to the edges, a situation that could be easily confirmed during in situ and video observations. Though there is no data on velocity components (x , y , z) measured at the different horizontal layers in the vicinity of the cross-walls to support our hypothesis, it is believed that some of the variation in passage time might be related to environmental variables, but the experiments were not designed to test this possibility.

The results of this study may have important implications to the design of fishways for Iberian barbel. Accordingly, submerged orifices are likely to be a better option than surface notches for upstream passage of Iberian barbel. However, scientists and technicians should be aware of the possible presence on the site of debris loads and fine elements that could easily obstruct the orifices, thereby limiting fish movements. Additional maintenance may therefore be required on such cases. Nevertheless, if surface notches are provided and sufficient water is available, streaming flow conditions should be encouraged in detriment of plunging flows.

This could be easily achieved by increasing the fishway discharge and allowing submersion of the crest of the notches as a consequence of increase in the water level of the downstream pools. Fish would then be able to swim over the obstacles instead of leap over it. There are, however limits to the application of our results. Some natural pool-type fishways may have roughness elements, such as large bottom substrates or logs that can be used by the fish to assist their upstream movements or to hold their position before a subsequent effort (Larinier, 2008). In other situations, the presence of such structures may result in complicated flow phenomena, such as turbulent jets and eddy formation that may hinder these behaviours (Clay, 1995). As the study was developed in a pool-type fishway with smooth walls and floor, the occurrence of such phenomena was null or, at least, had no significant expression, as all fish did not show sign of disorientation and could successfully ascend the pass during all experiments. Thus, these results should be applied to those situations that are hydraulically similar to the laboratory experimental conditions.

Although some authors argue that experimental laboratory research on fishways cannot replace studies conducted in the field (Lobón-Cervia *et al.*, 2003), a fully comprehensive approach to understand the influence of fish behaviour on passage success requires the integration of research conducted over different scales. The present study provided evidence of specific behaviour of Iberian barbel using orifices and notches in response to different hydraulic configurations in an experimental pool-type fishway and suggests that studies conducted on similar conditions may provide useful insights necessary to improve fish passage. Further research, combining both field and laboratory investigations are needed to provide a deeper understanding of the influence of fish behaviour on passage success, namely their physiological response to different hydraulic scenarios.

References

- Agostinho CS, Pereira CR, Oliveira RJ, Freitas IS, Marques EE. 2007. Movements through a fish ladder: temporal patterns and motivations to move upstream. *Neotropical Ichthyology*. **5**: 161-167.
- Bouck GR. 1980. Etiology of gas bubble disease. *Transactions of the American Fisheries Society* **109**: 703-707.
- Clay CH. 1995. Design of fishways and other fish facilities, 2nd edn. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.
- Collares-Pereira MJ, Magalhães MF, Geraldés AM, Coelho MM, 1995. Riparian ecotones and spatial variation of fish assemblages in Portuguese lowland streams. *Hydrobiologia*. **303**: 93-101.
- Collares-Pereira MJ, Martins MJ, Pires AM, Geraldés AM, Coelho MM. 1996. Feeding behaviour of *Barbus bocagei* assessed under a spatio-temporal approach. *Folia Zoologica*. **45**: 65-76.
- Copp GH, Edmonds-Brown VR, Cottey R. 1998. Behavioural interactions and microhabitat use of stream-dwelling sticklebacks *Gasterosteus aculeatus* and *Pungitius pungitius* in the laboratory and field. *Folia Zoologica*. **47**: 275-286.
- Doadrio I, 2001. Atlas y libro rojo de los peces continentales de España. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, Spain.
- Guiny E, Armstrong JD, Ervine DA, 2003. Preferences of mature male brown trout and Atlantic salmon parr for orifice and weir fish pass entrances matched for peak velocities and turbulence. *Ecology of Freshwater Fish*. **12**. 190-195.
- Hinch SC, Rand PS. 2000. Optimal swimming speeds and forward-assisted propulsion: energy-conserving behaviours of upriver-migrating adult salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **57**: 2470-2478.
- Laine, A. 1990. The effects of a fishway model hydraulics on the ascent of vendace, whitefish and brown trout in Inari, northern Finland. *Aqua Fennica*. **20**: 191-198.
- Laine A, Jokivirta T, Katopodis C. 2002 . Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and sea trout, *Salmo trutta* L., passage in a regulated northern river - fishway efficiency, fish entrance and environmental factors. *Fisheries Management and Ecology*. **9**: 65-77.
- Larinier M, 2002. Pool fishways, pre-barrages and natural bypass channels. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*. **364** : 54–82.

- Larinier, M. 2008. Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France. *Hydrobiologia*. **609**: 97-108.
- Lobón-Cervia J, Mortensen E, Aerestrup K. 2003. Editorial. *Ecology of Freshwater Fish*. **12**: 159.
- Lucas MC, Baras E. 2001. Migration of Freshwater Fishes. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Ovidio M, Philippart JC. 2002. The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish - Synthesis of a 5-year telemetry study in the River Meuse basin. *Hydrobiologia* **483**: 55-69.
- Rajaratnam N, Katopodis C., 1988. Plunging and streaming flows in pool and weir fishways. *Journal of Hydraulic Engineering*. **114**: 939-944.
- Santos JM, Ferreira MT, Godinho FN, Bochechas J. 2005. Efficacy of a nature-like bypass channel in a Portuguese lowland river. *Journal of Applied Ichthyology* **21**: 381–388.
- Santos JM, Ferreira MT, Pinheiro AN, Bochechas J. 2006. Effects of small hydropower plants on fish assemblages in medium-sized streams in Central and Northern Portugal. *Aquatic Conservation*. **16**: 373–388.
- Stuart TA. 1962. The leaping behaviour of salmon and trout at falls and obstruction. *Freshwater and salmon fisheries research* 28. FRS Freshwater Laboratory, UK.
- Wardle CS. 1978. Non-release of lactic acid from anaerobic swimming muscle of plaice *Pleuronectes platessa* L.: a stress reaction. *Journal of Experimental Biology*. **77**: 141-155.
- Zar JH. 1996. Biostatistical analysis. Prentice Hall International, Inc., New Jersey, USA.

3.

*“Effects of water velocity and turbulence on the behaviour of Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei* Steindachner, 1864) in an experimental pool-type fishway”²*

² In print: Silva AT, Santos JM, Ferreira MT, Pinheiro AN, Katopodis C. Effects of water velocity and turbulence on the behaviour of Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei* Steindachner, 1864) in an experimental pool-type fishway. *River Research and Applications*.

3.1. Abstract

The restoration of fish passage has been focused on anadromous fish species, whilst studies accommodating passage of coarse species have often been considered incidental, yet frequently these are the predominant group of species encountered in rivers. In addition, fishway designs depend greatly on the interplay between hydraulics and biomechanics, yet very little data are available on the responses to specific hydraulic settings for these species. This study aims to explore the effects of water velocity and turbulence on the behaviour of a cyprinid species - the Iberian barbel *Luciobarbus bocagei* (Steindachner, 1864) - particularly their upstream movements upon different discharges (38.5 to 77.0 l.s⁻¹), through an indoor full scale pool-type fishway prototype. Larger adults had a higher passage success (mean = 79 %) and took less time (mean ± SD (min): 5.7 ± 1.3) to negotiate the entire 6 pool fishway, when compared to small adults. Correlation analysis between hydraulic variables and fish transit time yielded different results. Correlations were found to be the highest between the horizontal component of Reynolds shear stress and fish transit time, particularly for smaller size-individuals ($r = -0.45$; $p < 0.001$), highlighting this variable as a key-parameter which strongly determines the movements of Iberian barbel. The present study identified key factors on Iberian barbel movements that may have direct application to future fishway designs for this species and for other “weak” swimmers.

KEYWORDS: Cyprinids, fish pass, fishway, kinetic energy, Reynold’s shears stress, acoustic Doppler velocimeter.

3.2. Introduction

River fragmentation by dams and weirs is one of the major causes for the dramatic decline in the range and abundance of freshwater fish (Lucas and Frear, 1997; Cowx and Welcomme, 1998; Lucas and Baras, 2001), particularly on those that complete their migrations within river systems (Nicola *et al.*, 1996; Poulet, 2007). In order to minimize such consequences on riverine communities, considerable effort has been devoted to the development of the so-called “fishways” which are of increasing importance for the restoration of passage for migratory fish in rivers (Clay, 1995; FAO/DVWK, 2002; Katopodis 2005). Biologically oriented fishway research has focused mostly on anadromous fish species (e.g. salmonids) (Bunt *et al.* 1999; Baras *et al.*, 1994; Laine *et al.*, 2002; Gowans *et al.*, 2003; Katopodis, 2005). Therefore, considerably limited information on coarse species has been available, particularly on cyprinids. Recent studies have proven that these species can travel considerable distances for reproduction, refuge and feeding purposes (Lucas and Frear, 1997; Ovidio and Philippart, 2002; Katopodis, 2005). Therefore, there is an increasing need to conduct studies to accommodate movements and behaviour of coarse fish within fishways and to assess the effect of potential key-variables that should be considered for the successful development of future designs.

In Portugal, the most common fish pass is the pool-type fishway (Santos *et al.*, 2006). It consists of a series of pools, arranged in a stepped pattern, separated by cross-walls that can be equipped with submerged orifices at the bottom and surface notches. Hydraulic characteristics in pool-type fishways vary according to the pool dimensions, configuration and dimensions of orifices and notches, slope and discharge. A number of studies have addressed the flow circulation patterns, the jet characteristics and the turbulence generated by the energy dissipation in pools for different configurations, and their relevance for the development of suitable hydraulic criteria for passage of salmonid species (Rajaratnam and Katopodis, 1986; Rajaratnam *et al.*, 1992; Wu *et al.*, 1999; Ead *et al.*, 2004; Puertas *et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2006; Barton *et al.* 2008). However, passage studies focused on coarse species are scarce and therefore highly desirable (Stuart and Mallen-Cooper, 1999; Katopodis, 2005). This requirement is highlighted in Iberian rivers where cyprinid fishes are frequently the most abundant group of species encountered (Doadrio, 2001).

The Iberian barbel *Luciobarbus bocagei* (Steindachner, 1864) is one of the most common cyprinid species in Iberian rivers, though its migration ecology has been assessed only in recent studies (Santos *et al.*, 2005). However, little is known about this specie's response to specific hydraulic characteristics, such as water velocity and turbulence. These two hydraulic variables are considered to play an essential role in successful fish passage through a fishway (Rajaratnam *et al.*, 1998). Turbulent kinetic energy (K) and Reynolds shear stress, are two interdependent turbulence descriptors that naturally affect fish migration, but for which, detailed knowledge on their effects on fish movements is scarce (Rajaratnam *et al.*, 1988; Odeh *et al.*, 2002). Due to the fact that both turbulence kinetic energy and Reynolds shear stress are important indicators of turbulence effect on a fish's body, it's clear there is a need to understand how Iberian barbel sense, react and use these hydraulic phenomena in their movements within fishways, in order to develop robust guidelines that are useful for future fishway designs. However, their assessment under natural conditions is extremely difficult and possibly inaccurate due to the plethora of interacting factors. To be successful, studies should be based on balanced experimental designs, in which the variables of interest can be manipulated. Studies conducted on such conditions offer an excellent opportunity to gain generic insights into fish behaviour (Kemp *et al.*, 2006).

The main goal of this study is to understand the effects of water velocity and turbulence, expressed as turbulent kinetic energy (K) and Reynolds shear stress, on the upstream movements of Iberian barbel under experimental conditions in a full scale pool-type fishway. Specifically, the following questions should be answered: (a) how do the different hydraulic parameters relate to the transit time of distinct fish size-classes within the fishway, i.e., are smaller size-classes more affected by hydraulics than larger conspecifics? and (b) which hydraulic parameters affect fish performance within the fishway the most?

3.3. Materials and methods

Experimental fishway

The study was conducted in an indoor full scale pool-type fishway installed at the Hydraulics and Environment Department of the National Laboratory for Civil Engineering (LNEC), in Lisbon. The structure was 10 m long, 1 m wide and 1.2 m high, externally

reinforced by fiberglass sidewalls (Figure 3.1). It consisted of six pools (1.9 m long x 1.0 m wide x 1.2 m high) divided by five PVC cross-walls, each equipped with a submerged orifice and a surface notch of adjustable area. Two consecutive orifices were positioned on opposite sides of the cross-walls, creating a sinusoidal flow path. The fishway was set at a slope of 8.5%, which is within the range of slopes commonly used in this type of hydraulic devices (Larinier, 2002). A concrete tank (1.50 x 1.00 x 1.20 m) located at the upstream end of the flume, provided a smooth flow entering in the flume. The fishway also encompassed an acclimation chamber (4.0 x 3.0 x 4.0 m) at the downstream end of the channel, which was separated from the main structure by two mesh panels.

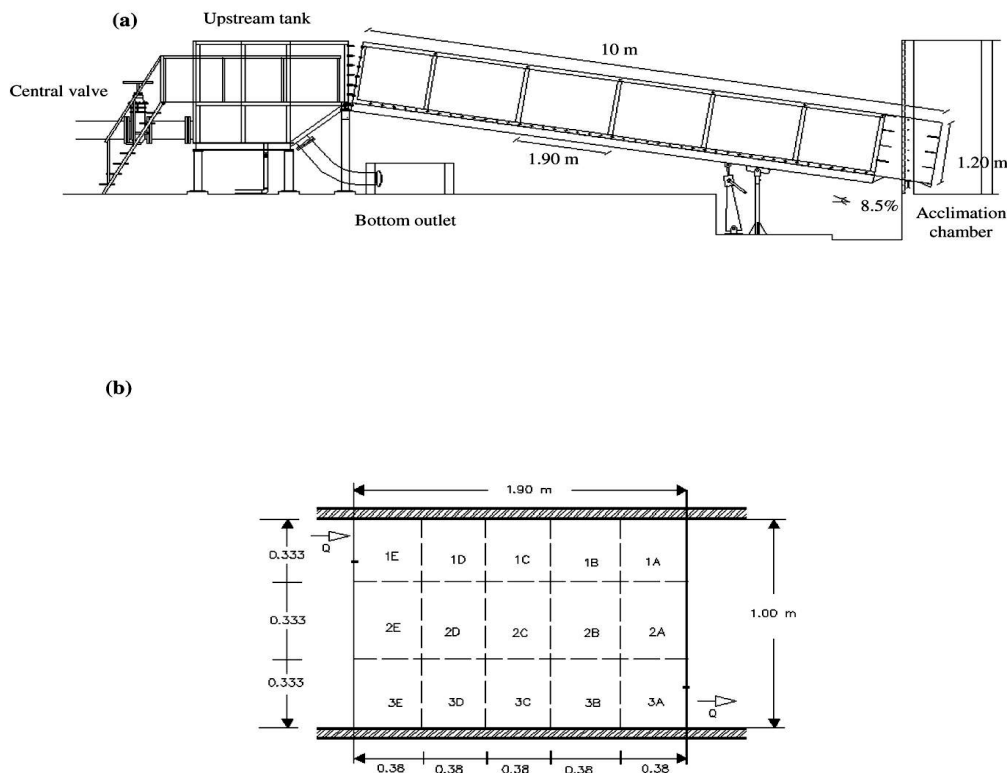


Fig. 3.1. (a) Side view of the experimental full scale pool-type fishway at the National Laboratory for Civil Engineering; (b) reference grid used for fish behaviour observation.

Water used in the experiments was drawn from domestic water supply (soft water) and was recirculated through the laboratory pumping system (maximum capacity of 259 l.s^{-1}) for at least two weeks prior to the experiments to ensure dechlorination and “maturation” throughout (Copp *et al.*, 1998), and checked for temperature, hardness, pH and dissolved oxygen at the beginning and at the end of experiments by means of a multiparametric probe (Hydrolab, Quanta model).

Fishway discharge was measured by a magnetic flow meter located in the supply pipe and controlled by a slot valve at the upstream tank. Water surface levels were measured using graduated scales placed on the side-wall of the pool, in the vicinity of the cross-walls and middle point of the pool. The water level within the structure was regulated by a slot gate at the downstream end of the facility.

Hydraulics

By varying fishway discharges (Q) between 38.5 l.s^{-1} and 77.0 l.s^{-1} , and the area of submerged orifices (A_o) between 0.03 m^2 and 0.06 m^2 , four experimental conditions were tested (Table 3.1). Because Silva *et al.* (2009) found that Iberian barbel avoided notched surface openings, the surface notches, under all experiments, remained closed.

Detailed instantaneous velocity measurements were conducted using an instantaneous 3D Acoustic Doppler Velocimeter (ADV) oriented vertically down (Nortek AS). The advantage of using this device relies on its ability to adequately measure the three-dimensional velocity components (x , y , z) of flowing water (Papanicolaou and Maxwell, 2000; Odeh *et al.*, 2002; Ead *et al.*, 2004; Guiny *et al.*, 2003). Velocity measurements were recorded at 25 Hz for a sampling period of 90 s in each point on the grid. Preliminary tests were conducted to define the ADV sampling period needed for an accurate determination of the mean velocity, turbulent kinetic energy and Reynolds shear stress. Tested sampling periods ranged from 5s to 350s. It was found that velocity became almost constant for sampling periods greater than 30s, therefore a sampling time of 90s was considered to be representative for an appropriate determination of mean velocity and turbulence within the pool. Because the flow pattern and the head drop between the pools were found to be the same in all pools ($\Delta h=0.16\text{m}$), measurements were made in the second downstream pool. Measurements were taken at different horizontal planes parallel to the flume bottom, namely at 25, 50 and 80% of the pool mean depth (h_m). A predefined grid of 48 measurement points distributed according to the velocity fluctuations expected was used as a reference to the measurements in each plane. Altogether, 2250 instantaneous measurements were recorded for each sampling point.

Table 3.1. Details of experimental conditions: submerged orifices area (A_o), head drop between pools (Δh), volumetric power dissipation (P_v), pool mean water depth at 25, 50 and 80%. Fish size of individuals used in the experiments are also shown.

Experiments	Variables											
	A_o (m^2)	Δh (m)	Q ($l.s^{-1}$)	P_v ($W.m^{-3}$)	h_m (m)	25% h_m (m)	50% h_m (m)	80% h_m (m)	Small adults: 15 < TL <25cm		Large adults: 25 ≤ TL <35cm	
									N	Mean ± S.D (cm)	N	Mean ± S.D (cm)
E1	0,03	0,16	38,5	37,0	0,79	0,20	0,40	0,63	10	19.07 ± 1.76	10	28.87 ± 2.59
E2	0,04	0,16	47,5	47,8	0,86	0,21	0,43	0,68	10	19.85 ± 2.49	10	28.44 ± 3.11
E3	0,05	0,16	62,7	63,1	0,85	0,21	0,42	0,68	10	19.74 ± 2.14	10	28.67 ± 2.89
E4	0,06	0,16	77,0	78,4	0,84	0,21	0,42	0,67	10	19.65 ± 2.41	10	28.25 ± 3.07

To understand the velocity fields at the different planes – horizontal (XY), vertical (XZ) and transversal (YZ) - within the pools, the ratios between the maximum velocity in each plane (V_{xy_m} , V_{xz_m} and V_{yz_m}) and the maximum flow velocity at the orifice (V_o) were calculated for the four experiments.

Turbulence descriptors - turbulent kinetic energy and Reynolds shear stress - were calculated based in the instantaneous velocities registered. The local velocity in a turbulent region can be decomposed of a temporal mean value plus a component that represents the velocity fluctuation about the mean. Accordingly:

$$V(t) = \bar{V} + V'(t) \quad (3.1)$$

where \bar{V} is the mean velocity at the point during the sampling period and $V'(t)$ is the fluctuating component of velocity at sampling time t .

Turbulent kinetic energy (K) is defined as:

$$K = \frac{1}{2} (u'_{rms}{}^2 + v'_{rms}{}^2 + w'_{rms}{}^2) \quad (3.2)$$

where, u'_{rms} , v'_{rms} and w'_{rms} are respectively root mean square values of the fluctuating components of velocity on the system of coordinates x , y , z . This parameter represents the kinetic energy of the velocity fluctuations, i.e. greater fluctuation from the mean flow represents greater turbulent kinetic energy. The size of the turbulent fluctuations is therefore important to consider when studying upstream movements of fish species. Small-scale turbulence associated with tiny eddies may cause localized damage on fish body surfaces (bruises, scale loss), whereas larger-scale turbulence, i.e. greater than fish size, can cause spin, fish disorientation and loss of equilibrium which ultimately affect their upstream movement (Odeh *et al.*, 2002). To enable comparisons with others studies, K was formulated in dimensionless terms (normalized) using the maximum velocity in the orifice (V_o), according to the following equation:

$$\kappa = K^{0.5}/V_o \quad (3.3)$$

The Reynolds shear stress represents another fluid force that involves a velocity gradient, and therefore is of major importance for fish passage studies. This parameter represents a force per unit area and occurs when two water masses or layers of different

velocities are parallel or adjacent to each other. Fish may therefore experience shear stress when moving between two water masses of different velocities or when moving near a solid structure (Cada *et al.*, 1999).

To better understand which forces are primarily acting on the body surface of fish and therefore influencing their upstream movements, this parameter was partitioned on three components according to the forces present on each plane: longitudinal (forces acting on the XY plane), vertical (forces acting on the XZ plane) and transversal (forces acting on the YZ plane). For the horizontal component, shear stress is defined by:

$$-\rho \overline{u'v'} \quad (3.4)$$

where ρ is the water density, u' and v' are the fluctuating velocities in the X and Y directions, respectively. The variations of the Reynolds shear stress in each of the three dimensions were therefore assessed at two different layers from the flume bottom: at $0.25h_m$ (close to the bottom) and at $0.80h_m$ (near the surface). To allow for comparisons, this parameter was also made dimensionless according to the maximum velocity in the orifice (V_o) according to the following equation, for the horizontal plane (XY):

$$\overline{(-u'v')}_m / V_o^2 \quad (3.5)$$

where the subscript m refers the maximum value in a transverse profile. The variations of the dimensionless Reynolds shear stress at the vertical $\overline{(-u'w')}_m / V_o^2$ and at the transversal plane $\overline{(-v'w')}_m / V_o^2$ were also calculated to $z=0.25h_m$ and $z=0.80h_m$.

Fish

Iberian barbels were captured at the River Sorraia, the largest tributary of the River Tagus (central Portugal). Further details of the sampling area are included in Collares-Pereira *et al.* (1995). Sampling was undertaken using electrofishing (Electrocatch International, Sarel model WFC7_HV, Wolverhampton, UK) with low voltage (250 v) and with a 30 cm diameter anode. Fish were captured during the natural reproductive migration season, which generally takes place from April to June (Santos *et al.*, 2005). Only mature individuals, as shown by *in situ* macroscopic observations of fish gonads development stage, particularly their volume,

vascular irrigation and visibility of oocytes, and the presence of nuptial tubercles (Agostinho *et al.*, 2007) were selected for the study. Fish (N=80) were brought to the laboratory, and measured for total length (TL). To test for size-related differences in species behaviour, fish were separated into two size-classes according to reported differences in age and growth (Lobón-Cerviá, 1982; Lobón-Cerviá & Fernandez-Delgado, 1984), although such divisions are somewhat arbitrary and flexible depending on catchment characteristics (Oliveira *et al.*, 2002): small ($15 < \text{total length (TL)} < 25$ cm) and large adults ($25 \leq \text{TL} < 35$ cm). Iberian barbel of each size-class ($n = 40$; 20 individuals per tank) were then placed in four tanks (length x width x height = 1.45 x 0.70 x 0.80 m) equipped with ELITE aerator systems and mechanical filters. To recover from transport and handling stress, fish were kept in the tanks for at least one week before experiments started. During that period, fish were fed daily with pond sticks (Tetra Pond), until 24 h prior to experimentation. The difference in water temperature between the tanks and the fishway (mean temperature = 18°C) was less than 2°C.

Fish experiments took place between the 10th and 18th of May 2007 from 17h00 to 22h30, to encourage attempts by this species which typically migrates at dusk (Santos *et al.*, 2005). Each experiment lasted 1.5 hours, as a previous pilot study (unpublished data) - employing the same design settings and holding conditions, but where barbel were left for five hours (17h00-22h00), from dusk to early-night, to ascend the fishway - have shown no further fish movements into the flume after the above time period. Experiments were conducted by using one adult fish of each size-class simultaneously. Individuals were first introduced in the acclimation chamber where they remained for 12 hours prior to experimentation and were prevented from entering the flume by two mesh panels. Once the discharge in the flume was brought to the desired level, the mesh panels were removed and fish were allowed to ascend the fishway of their own volition. Fish experiments were conducted under the four previously tested hydraulic conditions with 10 replicates each, giving a total of 40 trials. Fish behaviour was continuously monitored through the glass sidewalls of the fishway by means of direct observation and a video recording system. Direct observations were performed during the entire time of an experiment and were made at approximately 1 m distance from the channel, approaching and leaving discreetly the observation points, respectively before and after each experiment. This caused no disturbance to the fish, as revealed by a previous study (Silva *et al.*, 2009). Each operator followed a single fish, registering continuously all of its movements after removal of both mesh panels, including the time taken by the fish i) to enter the flume, ii) to ascend from one pool to the next and iii) to successfully negotiate the fishway. Observations were also supplemented by

three digital video cameras focused on the second pool, which was considered to be representative of the remaining hydraulic conditions (see Hydraulics). Two of the cameras were positioned at a distance of 2 m from both side-walls of the pool, whereas the other was placed 3 m above the water surface. In addition, a 1.90 x 1.00 m reference grid containing 15 contiguous sequentially numbered cells (each 0.38 x 0.33 m) was created and placed above this pool to aid in the video monitoring process (Figure 3.1). Video records were analyzed by a single operator, using the IVision Labview software from National Instruments (<http://www.ni.com>), allowing the collection of continuous exact locations of fish within the pool. An individual fish was considered to occupy one cell, when more than half of its body length was within a cell's boundaries. The time spent by a fish in each cell of the grid (transit time) was determined and related to the hydraulic parameters values previously found.

Statistical analysis

Kruskal-Wallis ANOVA was employed to test the hypothesis that, for each fish size-class, the transit times in each cell of the grid were equivalent among experiments. Correlations between transit time and mean velocity, turbulent kinetic energy and three-dimensional Reynolds shear stresses were analysed using the Spearman rank coefficient. Data were pooled over the four experimental conditions, as a previous analysis revealed water velocity vectors to be spatially similar among experiments, though increasing proportionally in terms of magnitude with increasing flow discharge. Analyses were performed using data collected at $z = 0.25h_m$ instead of considering mean values obtained from all three planes, as visual observations and video monitoring showed that fish movements were found to occur preferentially close to the bottom of the fishway.

3.4. Results

Hydraulics

The mean velocity patterns for the three horizontal planes at $0.25h_m$, $0.50h_m$ and $0.80h_m$ above the bottom of the flume for $Q = 47.5 \text{ l.s}^{-1}$ are shown in Figure 3.2. In the horizontal

plane at $0.25 h_m$, closest from the flume bed, two different regions could be clearly distinguished: the jet region, with maximum velocities occurring at a distance of $0.40 m$ downstream from the cross-wall and reaching $0.83 m.s^{-1}$, and a large recirculation region, extending from the jet zone to the opposite side-wall, characterized by low velocities and reversed flow directions. At the plane closest to the water surface ($0.80 h_m$), a uniform recirculation region could be observed, with moderate to high velocities ($0.50-0.77 m.s^{-1}$), occurring along this plane, particularly in the vicinity of the downstream cross-wall.

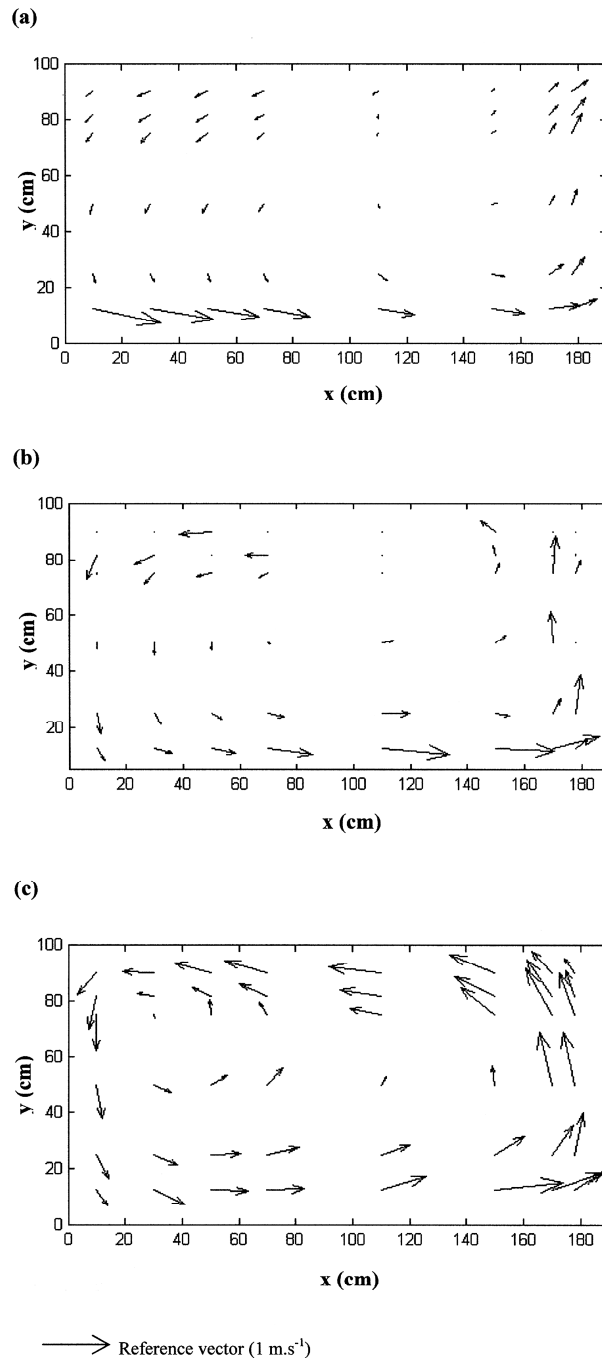


Fig. 3.2. Plane velocity field in the pools for $Q = 47.5 l.s^{-1}$: (a) $z = 0.25h_m$; (b) $z = 0.50h_m$; (c) $z = 0.80h_m$. Flow from the orifice enters at the bottom left of the diagram.

The ratio between the maximum velocity in each plane (V_{xy_m} , V_{xz_m} and V_{yz_m}) and the maximum velocity in the orifice (V_o) are shown in Figure 3.3. It can be seen that in the horizontal plane (XY), maximum velocities occur near the bottom of the flume increasing with flow discharge (Figure 3.3a).

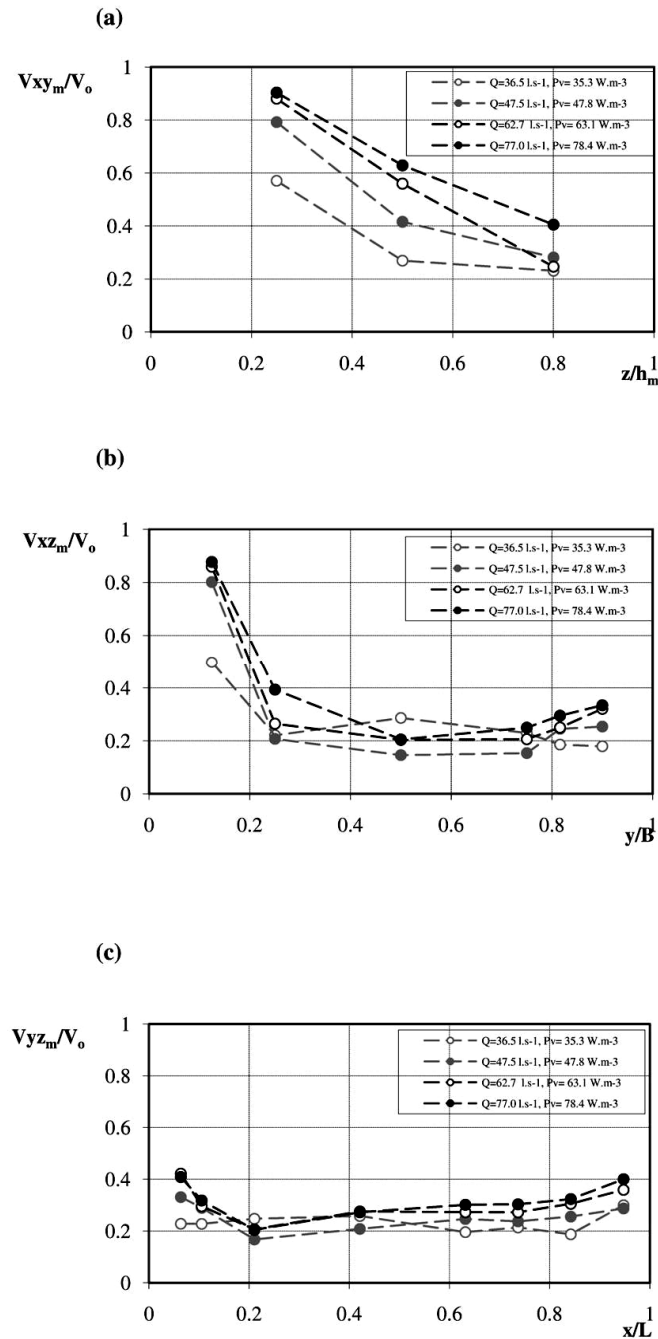


Fig. 3.3. Dimensionless maximum velocities at various tested discharges on different planes: (a) horizontal plane (XY); (b) vertical plane (XZ); (c) transversal plane (YZ).

In both vertical (XZ) and transversal (YZ) planes, the occurrence of higher velocities with increasing discharge was less evident. Nonetheless, patterns of velocity distribution could still be observed along the pool, particularly at higher discharges: on a vertical plane, maximum velocities were found to be greater in the vicinity of the side-wall adjacent to the orifice and decreasing towards the opposite side-wall (Figure 3.3b). Similarly on a transverse plane, the maximum velocities varied slightly with the increasing discharge peaking in the vicinity of both cross-walls ($0.40 V_o$), ranging between 0.20 - $0.30 V_o$ in the remaining areas (Figure 3.3c).

The contours of the dimensionless turbulent kinetic energy ($Q = 47.5 \text{ l.s}^{-1}$) at $z=0.25h_m$ and $z=0.80h_m$ are shown in Figure 3.4. Turbulence was found to be higher near the bottom of the flume ($z = 0.25h_m$), particularly along the streamline between the submerged orifices. At the level closest to the surface ($z = 0.80h_m$), a rapid decay was observed within the same jet region. In contrast, in the recirculation area, turbulence remained low (around 0.08 - $0.10 V_o$) at both levels, though a small increase was noted near the surface.

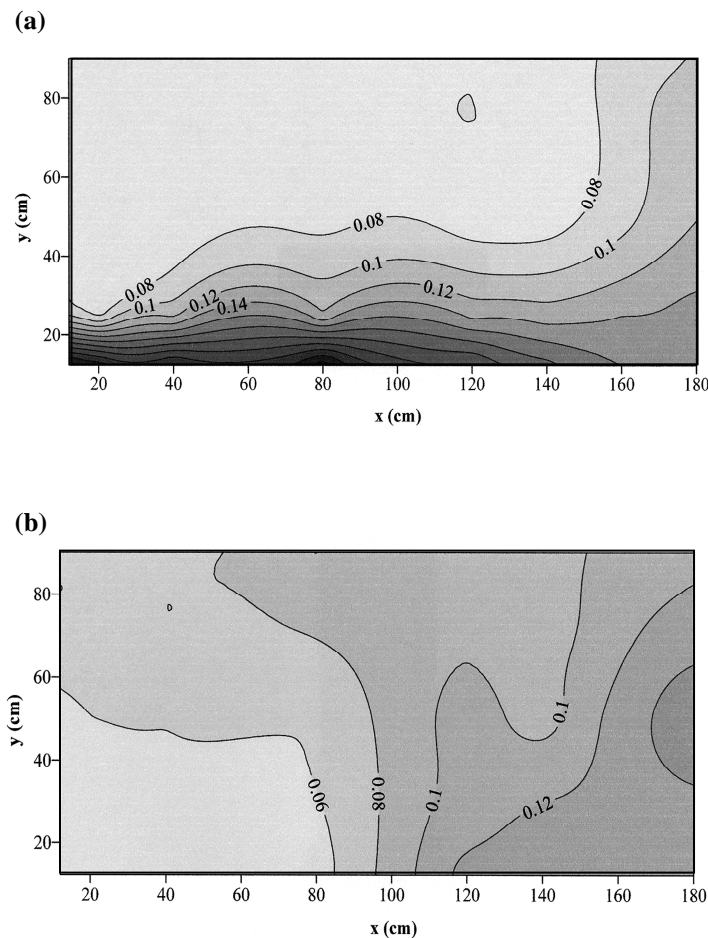


Fig. 3.4. Contours of dimensionless turbulent kinetic energy $\kappa = K^{0.5}/V_s$, for $Q = 47.5 \text{ l.s}^{-1}$ at different horizontal planes: (a) $z = 0.25 h_m$; (b) $z = 0.80 h_m$. Flow from the orifice enters at the bottom left of the diagram.

The variations of Reynolds shear stress in all three planes are shown on Figure 3.5. The absolute value of this parameter was found to decrease in both the horizontal and vertical planes when moving from the bottom ($z = 0.25h_m$) to the surface ($z = 0.80h_m$).

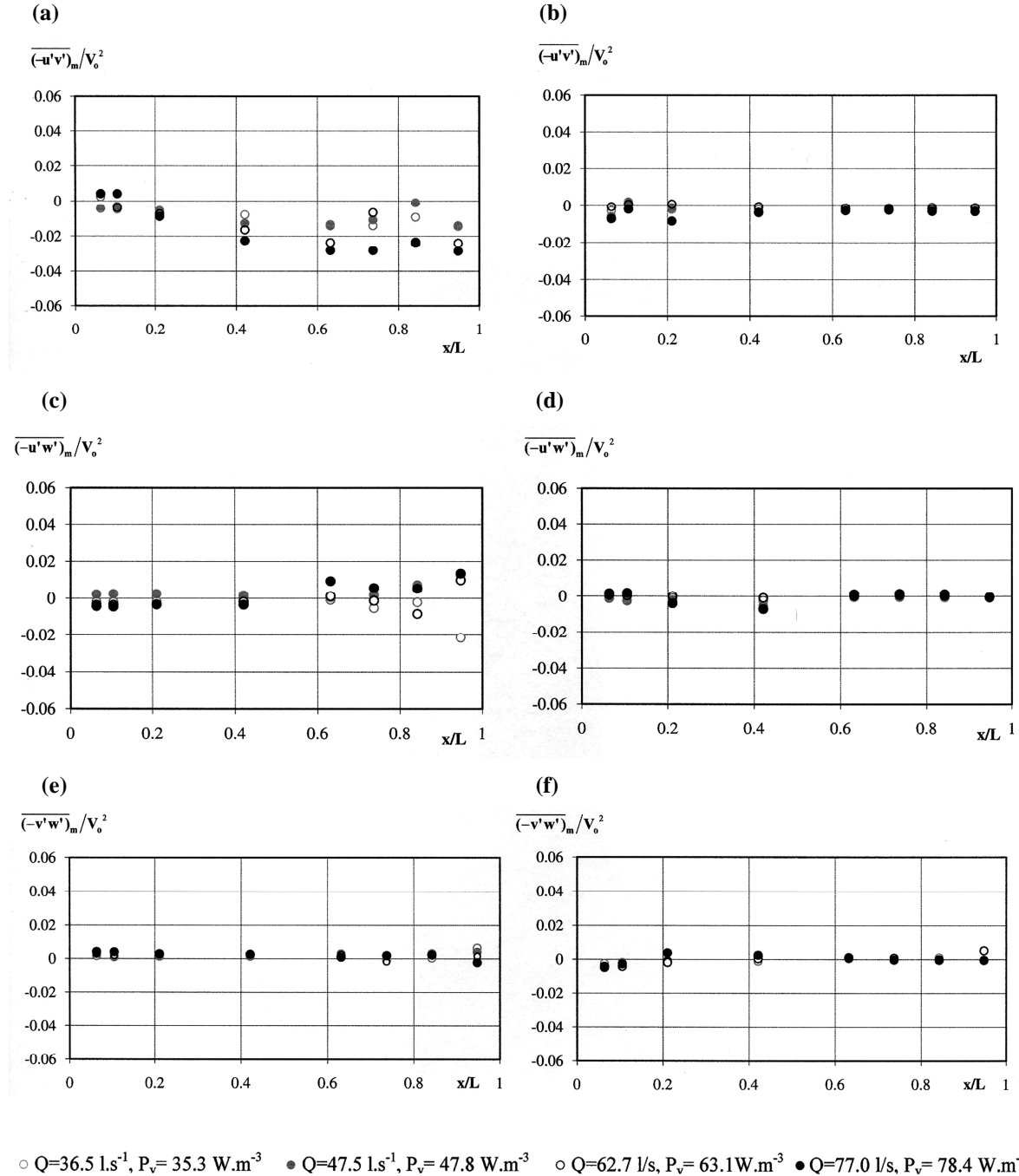


Fig. 3.5. Variation of dimensionless Reynolds shear stress at various tested discharges on different planes: (a) horizontal plane (XY) at $z = 0.25h_m$ (b) horizontal plane (XY) at $z = 0.80h_m$ (c) vertical plane (XZ) at $z = 0.25h_m$ (d) vertical plane (XZ) at $z = 0.80 h_m$ (e) transversal plane (YZ) at $z = 0.25h_m$ (f) transversal plane (YZ) at $z = 0.80h_m$. Here, flow enters from the right of the diagram.

Accordingly, at $z = 0.25h_m$, the values of absolute horizontal (Figure 3.5a) and vertical shear stress (Figure 3.5c) were greater in the vicinity of the upstream cross-wall (flow inlet), decreasing from the middle part of the pool towards the downstream end, with these patterns being clearer at higher discharges. At the level near the surface ($z = 0.80h_m$), absolute shear forces remained almost constant along the pool length and among experiments, ranging from 0 to 0.01 (Figure. 3.5b and Figure 3.5d, respectively). Variations in transverse Reynolds shear stress at $z = 0.25 h_m$ (Figure 3.5e) and $z = 0.80 h_m$ (Figure 3.5f) were quite low, remaining almost constant along the pool length and throughout experiments.

Fish

In all the experiments, fish exhibited a high capacity to negotiate the fishway, though some size-related differences were noted (Figure 3.6a).

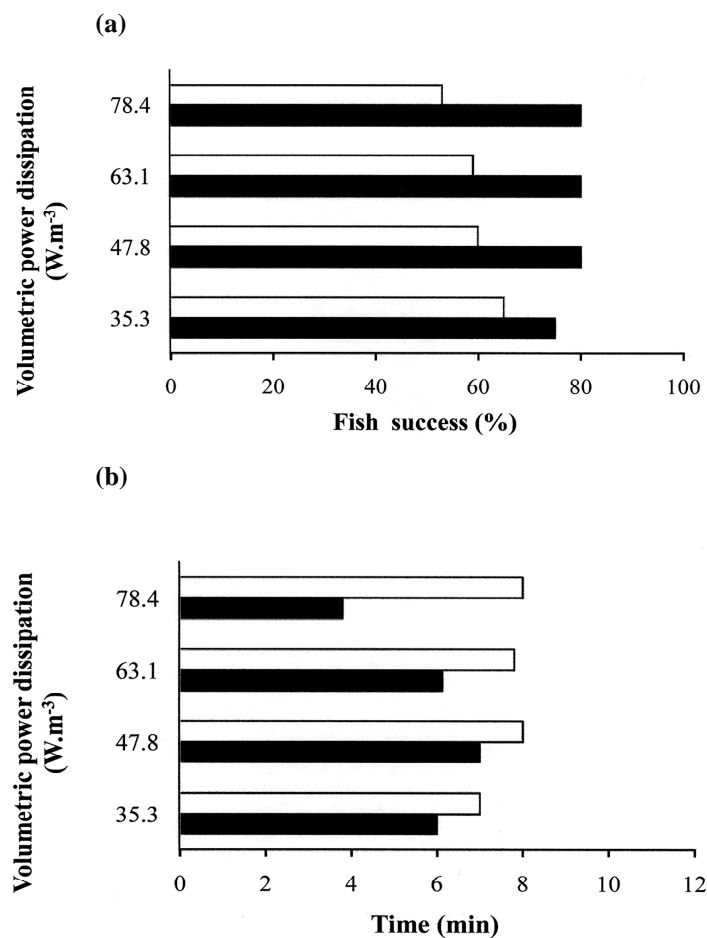


Fig. 3.6. (a) Percentage of fish that successfully negotiated the entire six pool fishway; (b) time taken by fish to negotiate the entire 6 pool fishway: small adults ($15 < TL < 25$ cm) (\square) and large adults ($25 \leq TL < 35$ cm) (\blacksquare).

Accordingly, larger adults presented a higher rate of success (mean = 79%) in ascending the fishway, relative to small adults (mean = 59%). Similarly, larger adults took less time (mean \pm SD (min): 5.7 ± 1.3) to ascend the fishway, when compared to small-size individuals (mean \pm SD (min): 8.0 ± 0.4) (Figure 3.6b). Transit time did not differ among experiments (Kruskal-Wallis ANOVA: $p > 0.05$) and was found to be lower with increasing mean velocity for both size-classes, particularly for small adults (Spearman rank correlation: small adults: $r = -0.30$, $p < 0.05$; large adults: $r = -0.27$, $p < 0.05$).

The relationship between mean values of velocity within each cell (see Figure 3.1b for a general scheme) and the respective fish transit time at $z = 0.25h_m$ is shown on Figure 3.7. Both size-classes used cells with low velocity values ($0.20 - 0.40 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$).

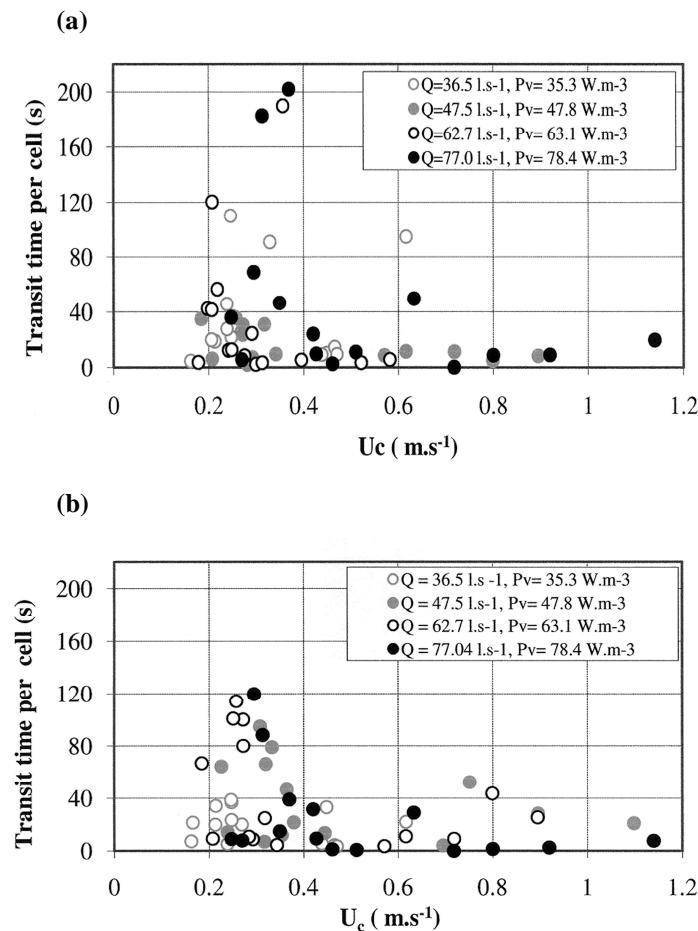


Fig. 3.7. Distribution of transit time per cell(s) versus mean velocity in each cell (U_c) at $z = 0.25h_m$ for various tested discharges: (a) small adults ($15 < TL < 25 \text{ cm}$) and (b) large adults ($25 \leq TL < 35 \text{ cm}$).

The plot of fish transit time with turbulent kinetic energy (K) is shown on Figure 3.8 for the different cells within the pool. It shows that small (Figure 3.8a) and large adults (Figure 3.8b) used mainly areas with low K ($< 0.05 \text{ m}^2\cdot\text{s}^{-2}$). Therefore, a significant negative

correlation between K and fish transit time was found for both fish sizes (Spearman rank correlation: small adults: $r=-0.39$, $p<0.01$; large adults: $r=-0.35$, $p<0.01$).

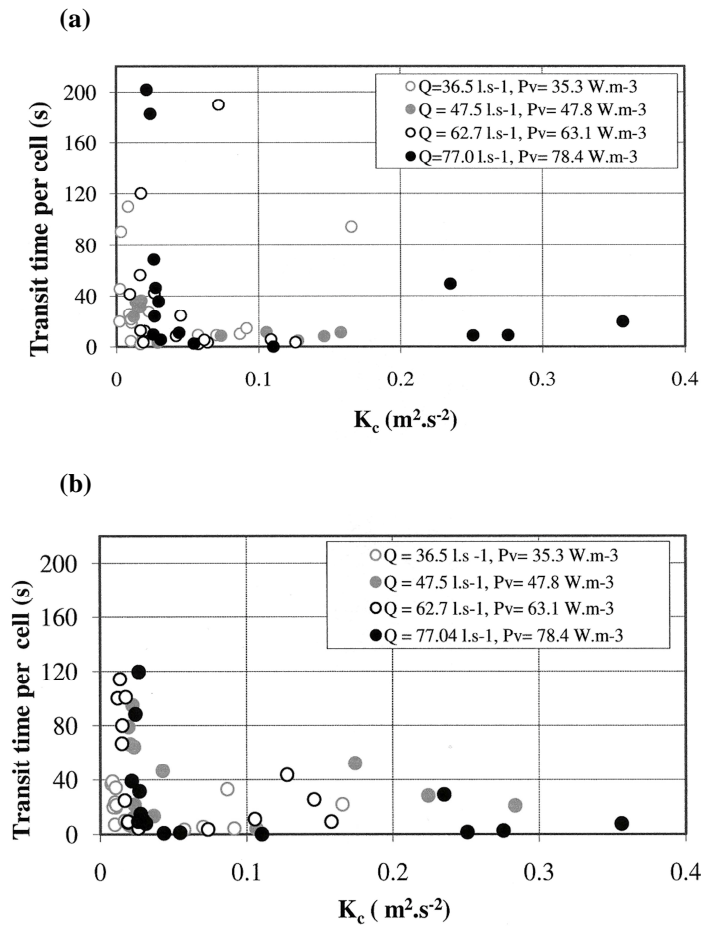
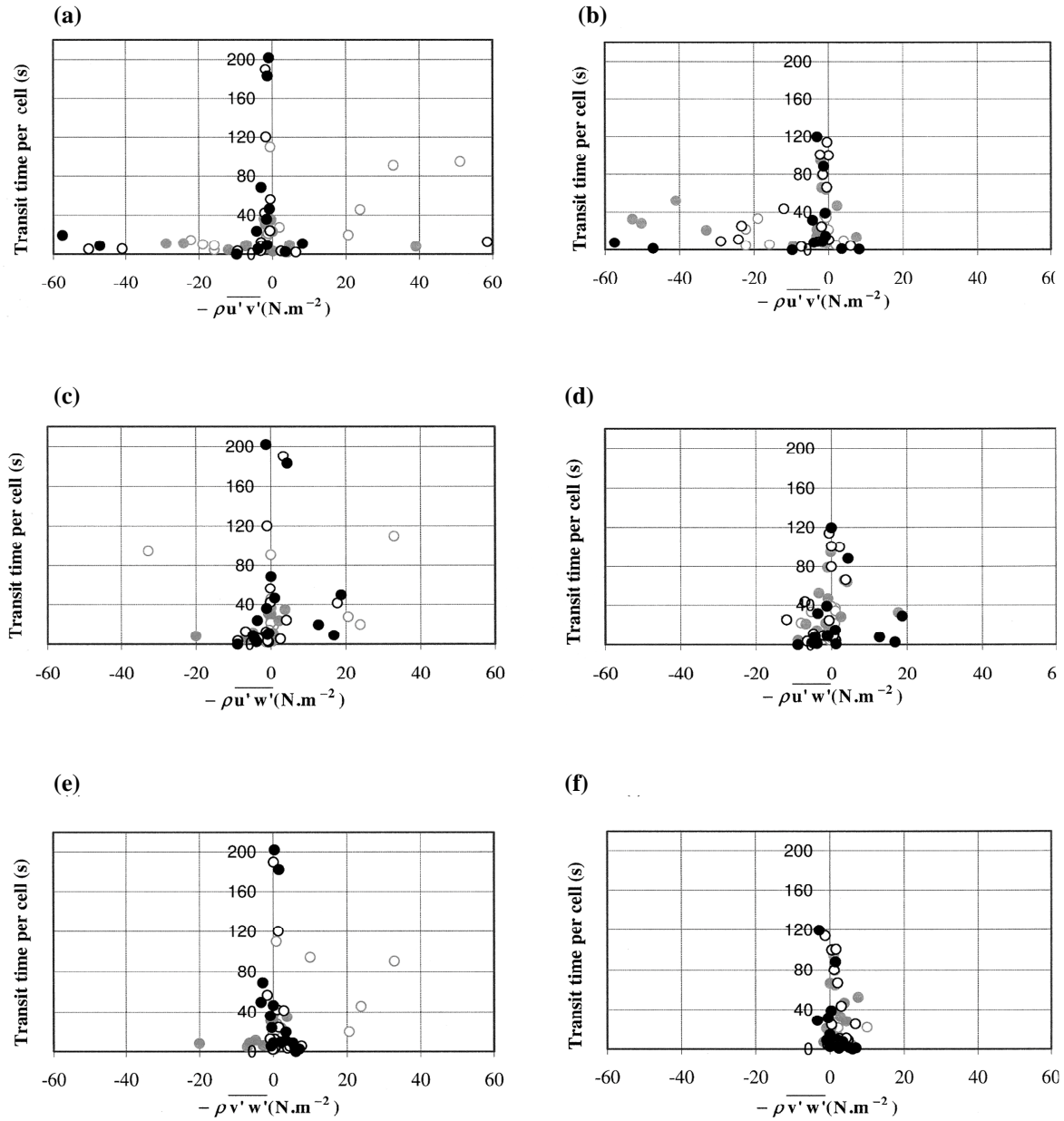


Fig. 3.8. Distribution of transit time per cell(s) versus mean turbulent kinetic energy in each cell (K_c) at $z = 0.25h_m$ for various tested discharges: (a) small adults ($15 < TL < 25\text{cm}$) and (b) large adults ($25 \leq TL < 35\text{cm}$).

Finally, the relation between Reynolds shear stress components (horizontal, vertical and transversal) and fish transit time in each cell is shown on Figure 3.9. Correlations between the former and the components of Reynolds shear stress in the different planes yielded different results. Accordingly, a negative association between fish transit time and the horizontal shear stress was found for both size-classes, particularly for small adults (Figure 3.9a and Figure 3.9b) (Spearman rank correlation: small adults: $r=-0.45$, $p<0.001$; large adults: $r=-0.36$, $p<0.01$). Overall, individuals spent less time in cells with higher shear stress values (absolute values ranged from 20 to 60 N.m^{-2}) on this plane. This correlation was the strongest among all tested hydraulic characteristics against transit time, thereby indicating that the horizontal component of Reynolds shear stress may stand as the hydraulic parameter affecting fish behaviour within the fishway the most. In contrast, no significant relations were found for the

vertical (small adults: $r = -0.22$; $p > 0.05$; large adults: $r = -0.19$; $p > 0.05$) (Figure 3.9c and Figure 3.9d) and transverse (small adults: $r = -0.21$; $p > 0.05$; large adults: $r = -0.18$; $p > 0.05$) (Figure 3.9e and Figure 3.9f) components, i.e. regardless of transit time, fish remained in cells with low absolute values of non-horizontal shear stress ($c, 10 \text{ N.m}^{-2}$).



○ $Q=36.5 \text{ l.s}^{-1}, P_v=35.3 \text{ W.m}^{-3}$ ● $Q=47.5 \text{ l.s}^{-1}, P_v=47.8 \text{ W.m}^{-3}$ ◐ $Q=62.7 \text{ l/s}, P_v=63.1 \text{ W.m}^{-3}$ ◑ $Q=77.0 \text{ l/s}, P_v=78.4 \text{ W.m}^{-3}$

Fig. 3.9. Distribution of fish transit time per cell(s) versus Reynolds shear stress ($-\overline{\rho u'v'}$, $-\overline{\rho u'w'}$ and $-\overline{\rho v'w'}$) in each cell at $z = 0.25 h_m$: (a), (c), (e) respectively, for small adults ($15 < TL < 25 \text{ cm}$) and (b), (d), (f) respectively, for large adults ($25 \leq TL < 35 \text{ cm}$).

3.5. Discussion

This study quantified the effects of water velocity and turbulence flow descriptors turbulent kinetic energy and Reynolds shear stress, on the upstream movements of a potamodromous fish, the Iberian barbel, within an experimental pool-type fishway. In testing the response of fish to distinct hydraulic conditions in an experimental fishway, an appropriate physiological condition is required for fish to be motivated to swim upstream without being forced through. In addition, to avoid biased conclusions, experimentation should also be performed during periods and under conditions that are relevant to the animals in their native habitat (Castro-Santos, 2004). In the present study, the high proportion of fish that negotiated the fishway in response to every fishway discharge strongly indicates that these factors were present. Furthermore, continuous observation on fish movements did not indicate any unnatural behaviour caused by operational procedures. Gas supersaturation due to pumping water was unlikely to occur, as typical related symptoms, such as heavy gasping or bubbles / blisters around the head and eyes of fishes were not found throughout the experiments (Bouck, 1980). Similarly, gasping or presence of darkened gills, symptoms of an excess carbon dioxide on the water, was not registered at all during the study.

The configuration of the fishway used in the present study – surface notches closed and presence of orifices of adjustable area (0.03-0.06 m²) located on opposite sides of the cross-walls - was adequate as shown by an overall high percentage of passing fish, though this was more evident in the case of large adults (*c.* 80%). Water velocities were found to be the highest (*c.* 0.80 m.s⁻¹), close to the flume bed, namely in the jet region, but they were within the range of critical swimming speed for this species (Mateus *et al.*, 2008). In addition, the volumetric power dissipation, which provides an indication of average pool turbulence, was always < 150 W.m⁻³; this is considered as the upper limit for fishways used by cyprinid species (Larinier, 2008). Despite their weaker swimming capability relative to larger individuals, small adult barbel also managed to successfully ascend the fishway, though to a lesser extent (*c.* 60%). Although the concept of fishway efficiency (defined as the proportion of fish present at the acclimation chamber that successfully negotiated the fishway) has not been formally defined in terms of minimum standards (Larinier, 1998), it is generally considered that efficiencies should be 90-100% for diadromous species, whereas for potamodromous cyprinid species, such as the Iberian barbel, the successful passage of a certain number of individuals, in relation to the population in place may be sufficient to

ensure the longitudinal connectivity of river systems and avoid fragmentation of the populations (Porcher and Travade, 2002). It is therefore believed that the configuration of the fishway was well designed, as shown by a fairly “reasonable” proportion, i.e. 60-80%, of Iberian barbel that successfully negotiated the device.

Iberian barbel spent higher transit times in cells with low water velocity ($0.20\text{-}0.40\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) but this effect was more prominent on the smaller size-class, as shown by a higher negative correlation coefficient between this parameter and fish transit time for the four experiments. These conditions were mainly found close to the bottom of the fishway ($z = 0.25h_m$) on the recirculation region, extending from the jet zone to the opposite side-wall. Several studies have shown that recirculation regions on pool-type fishways can become traps for fish, by drastically increasing the transit times in each pool and thus compromising the clearing of the fish pass (Tarrade *et al.*, 2008). Although the notion that this phenomenon might have affected some of the fish is not excluded, particularly the smaller individuals, it is believed that most fish clearly used these areas for a short resting before a subsequent upstream movement through the higher-velocity areas within and in the vicinity of the orifice. This is also supported by the high proportions of fish that even at lower discharges successfully negotiated the fishway.

As with velocity, Iberian barbel were mainly found to occupy areas with low turbulent kinetic energy (K), with small adults displaying a higher effect concerning the time spent on each cell, relatively to large adults. These areas could be found close to the bottom of the fishway ($z = 0.25h_m$) and corresponded to the previous recirculation region, contiguous with the jet zone. The occurrence of barbel, a species with limited swimming ability (Doadrio, 2001), spending higher transit times in low velocity and kinetic energy cells would naturally be expected, since energy expenditures to maintain fish position are typically lower in such areas (Pavlov *et al.*, 2000). In a study designed to monitor the physiological swimming effort of Iberian barbel, Mateus (2007), using individuals tagged with coded electromyogram radio transmitters, also found this species to maintain positions close to the bottom at a mean velocity of $0.30\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. The use of low turbulent kinetic energy locations by Iberian barbel as resting areas before subsequent efforts to traverse areas of higher velocity and turbulence (i.e. near or through orifices), highlights the importance of this parameter, that should be taken into account when designing fishways for this species.

The effects of Reynolds shear stress on the movements of Iberian barbel through the fishway were found to differ according to the component considered in each of the three dimensions. Accordingly, the correlations between fish transit time and the horizontal

Reynolds shear stress were the highest among all tested hydraulic variables, suggesting the importance of this variable as a key-parameter determining Iberian barbel' movements within pool-type fishways. Reynolds shear stress is negligible in sections where water velocity is fairly uniform. However, when water velocity changes on scales similar to the size of a fish, shear stress can occur, causing fish disorientation and localized injury. In the present study, water velocity was found to vary across different horizontal planes, increasing from the surface to the bottom. The result of these changing velocities, detected by the fish through the superficial neuromasts of the lateral line (Montgomery *et al.*, 1997), might have acted upon the components of the force that are parallel to the fish surface area, therefore creating a higher shear stress on the body of the fish. As with the other hydraulic parameters, the effects of Reynolds shear stress were most prominent in the smaller-size individuals, as shown by the highest correlations with fish transit time, highlighting the use of different size-classes upon studying the effects of hydraulics on fish.

Though fish have developed numerous adaptations to the levels of shear stresses occurring in natural environments ($\leq 30 \text{ N.m}^{-2}$ in small to medium sized streams), high and potentially undesirable values can occur where rapidly flowing water passes within confined man-made structures such as submerged orifices of pool-type fishways (Cada *et al.*, 2006). This is in accordance with the findings of the present study, where turbulence was maximal in the vicinity and within submerged orifices. On the horizontal plane, barbel occupied positions with absolute Reynolds shear stresses up to 60 N.m^{-2} during higher discharges. This value, though larger than those generally observed under natural conditions, may not be sufficient to cause injuries or mortalities, which typically occur at much higher levels ($\geq 700 \text{ N.m}^{-2}$) (Cada *et al.*, 1999). Nevertheless, the prospect that the higher shear stresses reported on this plane may have caused some minor disorientation and reduction of swimming performance at higher discharges is not excluded, particularly for some of the smaller individuals, as shown by a lower percentage of successful passage compared to larger fish. Such disorientation may have been caused by a more pronounced effect of large turbulence vortex systems on their smaller body surface, compared to larger individuals. It is known that flowing water has a complex vortex structure, a torque of hydrodynamic rotating forces increasing from the center to the periphery, with various vortex formations of different sizes (Odeh *et al.*, 2002). The sizes of these vortexes are of great importance for the balance of fish in a turbulent flow, i.e., if a vortex is much smaller than a fish, its balance should not be affected due to an even distribution of the moments of force along its body. In contrast, if vortex and fish sizes are similar, the hydrodynamic rotating forces introduce a torque which tends to overturn the fish

and decrease stability (see Lupandin (2005) for a schematic view). In other words, the larger an individual is, the larger the vortex required to affect its balance. The presence of larger vortex systems is typically more pronounced in higher turbulent areas (Lupandin, 2005). In the present study, such areas could be mainly found near the bottom of the flume along the streamline between the submerged orifices. Though not quantified, the expected higher proportion of larger vortices in this region could have therefore affected balance and hence, the swimming performance of smaller size individuals. This was particularly evident in the vicinity of the orifices at higher discharges, when some of these fish were seen to spread their pectoral fins in an attempt to stabilize their body position. Such behaviour increases the hydraulic resistance of their body and consequently decreases their swimming performance. The modification of internal flow characteristics in the pools by placement of submerged structures to examine the extent to which turbulence, particularly the horizontal Reynolds shear stress component can be reduced, and thus facilitate and shortening the passage time of small individuals, should be considered on future fish passage studies. Their inclusion in numerical flow simulations in association with fish activity monitoring techniques, such as electromyogram telemetry, would surely contribute to advance the knowledge of species behavioural patterns during obstacle negotiation with different hydraulic conditions.

3.6. Conclusion

The configuration of the fishway was well designed, given the “considerable” proportion of Iberian barbel that successfully negotiated the structure. However, size-related differences were found: overall, larger adults negotiated the fishway in a greater proportion and took less time to ascend, relatively to small ones. Of the tested hydraulic characteristics, the horizontal component of Reynolds shear stress was found to be the hydraulic parameter that most strongly affected movements of the species, in particular of the smaller-size individuals, which seemed to avoid areas of high turbulence. A possible cause for their lower rate of passage success could be the impact of the higher turbulence (and consequently larger turbulence vortices) observed in the vicinity of the submerged orifices, on fish body surfaces. Future work should consider ways of increasing the success of passing small barbel and other benthic species through the pool-type fishway, by minimising any possible disorientation and shortening the time spent by such individuals in the pools. An alternative approach could

involve the introduction of artificial rough substrates on the bottom of the flume in an attempt to attenuate the higher shear stress zones close to the submerged orifices, through the smoothing of the horizontal velocity gradients. Finding ways of reducing the size of the recirculation region by the placement of structural elements in the pools could be another possible solution which should also be considered. In every case, attention should be given on characterizing the water velocity and shear stress in the vicinity of these structures, providing detailed descriptions of the behaviours of fish traversing such areas and identifying conditions that act to increase or decrease the number of successful fish passage attempts.

References

- Agostinho CS, Pereira CR, Oliveira RJ, Freitas IS, Marques EE. 2007. Movements through a fish ladder: temporal patterns and motivations to move upstream. *Neotropical Ichthyology* **5**: 161-167.
- Barton AF, Keller RJ, Katopodis C. 2008. A free surface model of a vertical slot fishway to numerically predict velocity and turbulence distributions. In *Advances in fisheries bioengineering*, Amaral SV, Mathur D, Taft EP (eds). American Fisheries Society Symposium 61, Bethesda, Maryland; 39-52,
- Bouck GR. 1980. Etiology of gas bubble disease. *Transactions of the American Fisheries Society* **109**: 703-707.
- Bunt MC, Katopodis C, McKinley RS. 1999. Attraction and Passage Efficiency of White Suckers and Smallmouth Bass by Two Denil Fishways. *North American Journal of Fisheries Management* **19**: 793-803.
- Cada G, Carlson T, Ferguson J, Richmond M, Sale M. 1999. Exploring the role of shear stress and severe turbulence in downstream fish passage. In *Proceedings of waterpower '99. Hydro's future: technology, markets, and policy*. Brookshier PA (eds). American Society of Civil Engineers Reston: Virginia; 10 p.
- Cada G, Loar J, Garrison L, Fisher R, Nietzel D. 2006. Efforts to reduce mortality to hydroelectric turbine-passed fish: locating and quantifying damaging shear stresses. *Environmental Management*. **37**: 898-906.
- Castro-Santos T. 2004. Quantifying the combined effects of attempt rate and swimming capacity on passage through velocity barriers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **61**: 1602-1615.
- Clay CH. 1995. *Design of fishways and other fish facilities*, 2nd edn. Lewis Publishers, Boca Raton: Florida.
- Collares-Pereira MJ, Magalhães MF, Geraldes A. M, Coelho M M. 1995. Riparian ecotones and spatial variation of fish assemblages in Portuguese lowland streams. *Hydrobiologia* **303**: 93-101.
- Copp GH, Edmonds-Brown VR, Cottey R. 1998. Behavioural interactions and microhabitat use of stream-dwelling sticklebacks *Gasterosteus aculeatus* and *Pungitius pungitius* in the laboratory and field. *Folia Zoologica*. **47**: 275-286.

- Cowx IG, Welcomme RL. 1998. *Rehabilitation of rivers for fish*. Fishing News Books: Oxford.
- Doadrio I. 2001. *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Museo Nacional de Ciencias Naturales: Madrid.
- Ead SA, Katopodis C, Sikora GJ, Rajaratnam N,. 2004. Flow regimes and structure in pool and fishways. *Journal of Environmental Engineering and Science* **3**: 379-390.
- FAO/DVWK 2002. *Fish Passes – Design, Dimensions and Monitoring*. FAO: Rome.
- Guiny E, Armstrong JD, Ervine DA. 2003. Preferences of mature male brown trout and Atlantic salmon parr for orifice and weir fish pass entrances matched for peak velocities and turbulence. *Ecology of Freshwater Fish* **12**: 190-195.
- Katopodis C. 2005. Developing a toolkit for fish passage, ecological flow management and fish habitat works. *Journal of Hydraulic Research* **43**: 451-467.
- Kemp PS, Gessel MH, Sandford BP, Williams JG. 2006. The behaviour of Pacific salmonid smolts during passage over two experimental weirs under light and dark conditions. *River Resource and Application* **22**: 429-440.
- Laine A, Jokivirta T, Katopodis C. 2002 . Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and sea trout, *Salmo trutta* L., passage in a regulated northern river - fishway efficiency, fish entrance and environmental factors. *Fisheries Management and Ecology* **9**: 65-77.
- Larinier M. 2002. Pool fishways, pre-barrages and natural bypass channels. *Bulletin. Français de la Pêche et de la Pisciculture* **364**:54–82.
- Larinier M. 2008. Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France. *Hydrobiologia* **609**: 97-108.
- Liu M, Rajaratnam N, Zhu D. 2006. Mean flow and turbulence structure in vertical slot fishways. *Journal of Hydraulic Engineering*. ASCE, **132**(8): 765-777.
- Lobón-Cervía J, Fernández-Delgado C. 1984. On the biology of the barbel (*Barbus bocagei*) in the Jarama river. *Folia Zoologica* **33**: 371-384.
- Lucas MC, Frear PA. 1997. Effects of a flow-gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid. *Journal of Fish Biology*. **50**:382-396.
- Lupandin AI. 2005. Effect of flow turbulence on swimming speed of fish. *Biological Bulletin* **32**: 461–466.
- Mallen-Cooper M. 1992 Swimming ability of juvenile Australian bass, *Macquaria novemaculeata* (Steindachner), and juvenile barramundi, *Lates calcarifer* (Bloch), in an experimental vertical-slot fishway. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* **43**: 823-834.

- Mateus CS. 2007. Performance and swimming behaviour of the Iberian barbel (*Barbus bocagei* Steindachner, 1865) in an experimental pool-type fishway assessed by electromyogram telemetry. BSc thesis. Universidade de Évora, Évora, Portugal.
- Mateus CS, Quintella BR, Almeida, PR. 2008. The critical swimming speed of Iberian barbel *Barbus bocagei* in relation to size and sex. *Journal of Fish Biology* **73**: 1783-1789.
- Matthews WJ. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman and Hall:New York.
- Nicola GG, Elvira B, Almodóvar A. 1996. Dams and fish passage facilities in the large rivers of Spain: effects on migratory species. *Archives of Hydrobiology* **10** (Suppl.113): 375-379.
- Odeh M, Noreika JF, Haro A, Maynard A, Castro-Santos T. 2002. Evaluation of the effects of turbulence on the behavior of migratory fish. Final Report to the Bonneville Power Administration, Contract 00000022, Project 200005700, Portland, Oregon.
- Oliveira J M, Ferreira AP, Ferreira M. T, 2002. Intrabasin variations in age and growth of *Barbus bocagei* populations. *Journal of Applied Ichthyology* **18**: 134-139.
- Ovidio M, Philippart JC. 2002. The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish - Synthesis of a 5-year telemetry study in the River Meuse basin. *Hydrobiologia* **483**: 55-69.
- Pavlov DS, Lupandin IA, Skorobogatov M. A. 2000. The effects of flow turbulence on the behavior and distribution of fish. *Journal of ichthyology*. **40** S232-S261.
- Poulet N. 2007. Impact of weirs on fish communities in a piedmont stream. *River Resource and Application* **23**: 1038-1047.
- Rajaratnam N, Katopodis C, Solanki S. 1992: New design for vertical slot fishways. *Canadian Journal of Civil Engineering*. **19**: 402-414.
- Rajaratnam N, Van der Vinne, G, Katopodis C. 1986. Hydraulics of vertical slot fishways. *Journal of Hydraulic Engineering*. ASCE **112**: 909-927.
- Rajaratnam N, Katopodis C, Mainali A. 1988. Plunging and stream flow in pool and weir fishways. *Journal of Hydraulic Engineering* **114**: 939-944.
- Santos JM, Ferreira MT, Godinho FN, Bochechas J. 2005. Efficacy of a nature-like bypass channel in a Portuguese lowland river. *Journal of Applied Ichthyology* **21**: 381-388.
- Santos JM, Ferreira MT, Pinheiro AN, Bochechas J. 2006. Effects of small hydropower plants on fish assemblages in medium-sized streams in Central and Northern Portugal. *Aquatic Conservation* **16**: 373-388.
- Silva AT, Santos JM, Franco AC, Ferreira MT, Pinheiro AN. 2009. Selection of Iberian barbel *Barbus bocagei* (Steindachner, 1864) for orifices and notches upon different

hydraulic configurations in an experimental pool-type fishway. *Journal of Applied Ichthyology* **25**:173-177.

Stuart IG, Mallen-Cooper M. 1999. An assessment of the effectiveness of a vertical-slot fishway at a tidal barrier on a large tropical/subtropical river. *Regulated. Rivers: Resource & Management* 15: 575-590.

Tarrade L, Texier A, David L, Larinier M. 2008. Topologies and measurements of turbulent flow in vertical slot fishways. *Hydrobiologia* **609**: 177-188.

Wu S, Rajaratnam N, Katopodis C. 1999. Structure of flow in vertical slot fishway. *Journal of Hydraulic Engineering ASCE* **125**: 351-360.

4.

“Iberian barbel (Luciobarbus Bocagei, Steindachner, 1864) preference for offset or straight orifices in an experimental pool-type fishway”³

³ Submitted paper: Silva AT, Santos JM, Ferreira MT, Pinheiro AN, Katopodis C. Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei* Steindachner, 1864), preference for straight or offset orifices in an experimental pool-type fishway. *River Research and Applications*.

4.1. Abstract

Worldwide, numerous fish passage studies aiming to improve habitat connectivity have often failed to achieve such goals as a result of an insufficient knowledge on the swimming behaviour of the target species and how it interacts with key hydraulic parameters that are vital for successful passage through a fishway. In addition, such studies are typically focused on commercial and game species, whereas passage of other species is often neglected, even though they are frequently the predominant taxa found in rivers. The present research aims to explore the effects of water velocity and turbulence descriptors on the behaviour of a cyprinid species, the Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei*), migrating through an indoor real scale pool-type fishway. The fishway was tested for two distinct orifice configurations: offset and straight (aligned orifices). Overall, the offset configuration was found to have a significantly higher rate of fish passage success (68%) than the straight arrangement (28%). The time taken to successfully negotiate the fishway was also significantly lower when it featured an offset configuration, particularly for small adults. Of all analysed hydraulic parameters, the Reynolds shear stress seemed to be the one that most strongly influenced the movements of Iberian barbel within the fishway. The results of this study may have important implications for the future design of pool-type fishways for Iberian barbel and other “weak” swimmers.

KEYWORDS: Cyprinids, fishway, velocity, turbulent kinetic energy, turbulence intensity, Reynold’s shear stress

4.2. Introduction

The free circulation of fish in rivers is often restricted by several obstacles of natural (rapids, waterfalls) or man-made (dams, watermills) origin, which obstruct upstream or downstream fish movements between specific habitats (spawning, foraging and refuge), greatly disrupting fish life cycles (Knaepkens *et al.*, 2005; Puertas *et al.*, 2004; Lucas and Baras, 2001; Cowx and Welcomme, 1998) particularly for those species which complete their migrations within river systems (Nicola *et al.*, 1996; Poulet, 2007). River fragmentation, caused by man-made structures has then been considered as one of the most striking impacts on ichthyofauna (Knaepkens *et al.*, 2007). The last two decades have highlighted the critical need to restore river connectivity in an attempt to increase and enhance fish stocks in disturbed streams. The development of hydraulic structures, i.e. fishways that enable fish to overcome the obstacles with minimum delay has been one of the most common measures to achieve such goals (Katopodis *et al.*, 2005; Knaepkens *et al.*, 2005; Vasquez *et al.*, 2005). However, the success of these devices many times may be questionable because there is insufficient knowledge on the swimming behaviour of the target species and how such behaviour interacts with key hydraulic parameters that define successful passage through a fishway (Kemp, 2009)

On the other hand, research on fishways has then been extensively focused on anadromous or commercial species due to their high economical value (Bunt *et al.* 1999; Baras *et al.*, 1994; Laine *et al.*, 2002; Gowans *et al.*, 2003; Katopodis 2005). Therefore, less information is available on other species, particularly cyprinids (Baras *et al.*, 1994; Lucas and Frear, 1997), which can also migrate considerable distances for reproduction, refuge and feeding purposes (Katopodis 2005; Lucas and Frear 1997; Ovidio and Philippart, 2002) and thus can be seriously affected by river barriers.

The pool-type fishways are the most common fish passes in Europe (Larinier, 2008), particularly in Iberia (Santos *et al.*, 2006). These structures consist of a series of pools, arranged in a stepped pattern, separated by cross-walls that can be equipped with submerged orifices at the bottom and/or surface notches. Though recent fish passage studies have shown that submerged orifices were the preferential choice by either salmonid (Guiny *et al.*, 2003) or cyprinid fish (Silva *et al.*, 2009) to negotiate pool-type fishways, there is still insufficient knowledge on whether different orifice arrangements, i.e. offset or straight, will provide similar or different fish passage success rates. As different arrangements may be preferred by

different species (Katopodis 2005), knowing how species respond to distinct orifice configurations will prove extremely useful to further develop guidelines for future fishways designs.

The Iberian barbel *Luciobarbus bocagei* (Steindachner, 1864) is one of the most common potamodromous cyprinid species in Iberian rivers (Geraldes *et al.*, 1993; Santos *et al.*, 2005). It has received greater attention in recent years through studies on their feeding and migration ecology (Collares-Pereira *et al.* 1995; Santos *et al.* 2005). More recently, Silva *et al.* (2009) studied the selection of this species for orifices and notches upon different flow regimes in an experimental pool-type fishway and concluded that the former were used in a significantly higher proportion than the latter to move upstream. However, there is still a lack of information on the behaviour of this species within such devices, in particular how it responds to different submerged orifice configurations and which hydraulic parameters affect their performance the most. Water velocity and turbulence descriptors such as turbulent kinetic energy (K), turbulence intensity (TI) and Reynolds shear stress (RSS), are considered critical variables for successful fish passage through a fishway, but for which knowledge on their effects on fish movement is scarce, particularly for coarse fish (Katopodis 2005; Odeh *et al.* 2002). Therefore, there is a need to conduct studies aiming to understand how movements of Iberian barbel are affected by hydraulic phenomena generated by distinct orifice configurations. Owing to the plethora of interacting factors present in natural environments, such studies should preferentially be conducted in laboratories, where the variables of interest can be manipulated while controlling for confounding effects (Kemp *et al.*, 2006).

The main goal of this study is to assess Iberian barbel passage success upon distinct submerged orifice configurations, i.e. offset and straight, in an experimental pool-type fishway. Specifically, the following questions were posed: (a) are there significant differences between an offset and a straight orifice arrangement on passage success, and if so, which is more beneficial for Iberian barbel?; (b) are there significant size-related differences on passage success for each specific configuration?; (c) are there significant size-related differences on fish transit time between these two orifice configurations?; and (d) which hydraulic parameter primarily affects fish passage performance between these two orifice configurations?

4.3. Materials and methods

Fishway apparatus

The study took place in an experimental full-scale pool-type fishway installed at the Hydraulics and Environment Department of the National Laboratory for Civil Engineering (LNEC), in Lisbon. The structure comprised a rectangular flume (10.0 m long, 1.0 m wide and 1.2 m high) externally reinforced by a steel frame with fiberglass sidewalls. It consisted of six pools (1.9 m long x 1.0 m wide x 1.2 m high) divided by five PVC- made cross-walls, each one incorporating a submerged orifice and a surface notch of adjustable area. The flume was set at a slope of 8.5%, which is within the range of those commonly used in this type of hydraulic devices (Larinier, 2008). The facility also encompassed two concrete tanks, located at the upstream and downstream end of the flume, being 2.6 m long x 1.0 m wide x 1.2 m high and 4.0 m long x 3.0 m wide x 4.0 m high, respectively. The first ensured that smooth flow entered the flume, whilst the latter was used as an acclimation chamber for fish, separated from the main structure by a mesh panel (Figure 4.1).

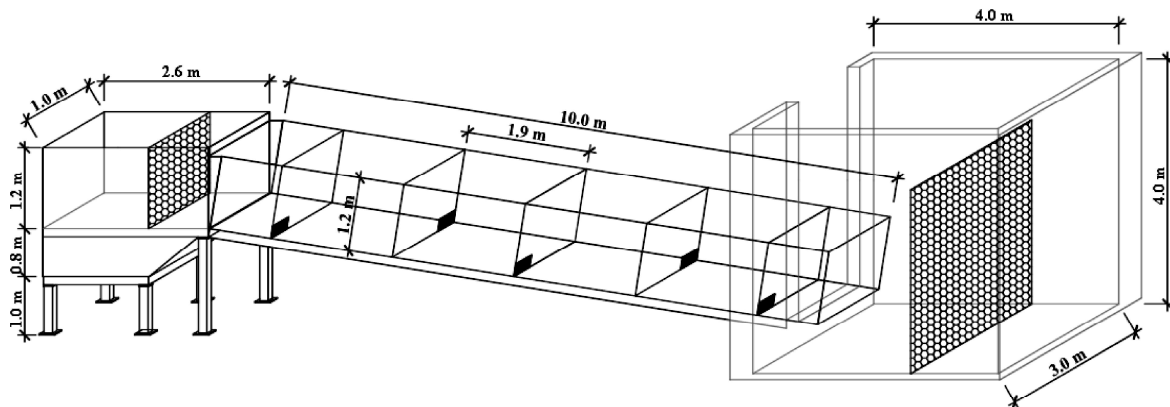


Fig. 4.1. Experimental full-scale pool-type fishway showing the upstream and downstream (acclimation) concrete tanks at the National Laboratory for Civil Engineering (LNEC).

Water for the experiments was drawn from the domestic water supply (soft water) and was re-circulated through the laboratory pumping system for at least two weeks prior to the experiments, to ensure dechlorination throughout and “maturation” (Copp *et al.*, 1998). At the beginning and at the end of each experiment, the water was checked for temperature,

hardness, pH, and dissolved oxygen by using a multi-parametric probe (Hydrolab, Quanta model). Flow discharge was measured and controlled by a magnetic flow meter located in the supply line and by a valve located at the upstream tank. The water level was regulated by an adjustable control slot gate at the downstream end of the facility. For each orifice geometry, the discharge created a uniform flow (i.e. identical depth at equivalent points with each of the six pools), leading to a constant head drop (Δh) between two consecutive pools of 0.16 m. The maximum velocity, V_o , due to that drop was $1.77 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, calculated according to the formula $V_o = \sqrt{2g\Delta h} = 1.77 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, where $g = 9.80 \text{ m}\cdot\text{s}^{-2}$ is the acceleration due to gravity (Larinier, 2002).

Hydraulic measurements

Four sets of experiments were conducted to assess Iberian barbel selection for either offset or straight arrangements. Fishway discharge (Q) varied from 47.50 to $71.70 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ and submerged orifice area (A_o) varied from 0.03 to 0.05 m^2 . (Figure 4.2, Table 4.1).

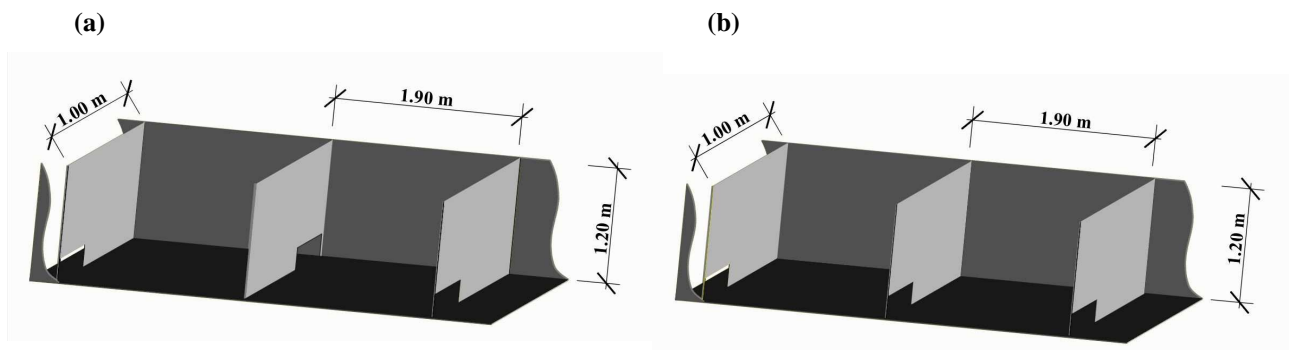


Fig. 4.2. Schematic of cross-walls with the two types of orifice arrangements tested: (a) offset orifices; (b) straight orifices.

Flows for the dimensions of the submerged orifices were previously determined from calculations to approximately match volumetric power dissipation (P_v) between experiments with different arrangement. As in a previous study (Silva *et al.*, 2009), it was found that Iberian barbel avoided notched surface openings, therefore surface notches remained closed for all experiments.

Table 4.1. Summary of the experimental designs for hydraulic characterization: submerged orifices area (A_o), head drop between pools (Δh), volumetric power dissipation (P_v), pool mean water depth at 25, 50 and 80%. Fish size of individuals used in the experiments are also shown.

Experiment	Orifices arrangement	Variables											
		A_o (m^2)	Δh (m)	Q ($l.s^{-1}$)	P_v ($W.m^{-3}$)	h_m (m)	25% h_m (m)	50% h_m (m)	80% h_m (m)	Small adults (15 <TL<25cm)		Large adults (25 ≤TL<35cm)	
										N	Mean ± S.D (cm)	N	Mean ± S.D (cm)
E1	offset	0.04	0.16	47.5	47.80	0.86	0.21	0.43	0.68	10	19.85 ± 2.49	10	28.44 ± 3.11
E2	offset	0.05	0.16	62.7	63.10	0.85	0.21	0.42	0.68	10	19.74 ± 2.14	10	28.67 ± 2.89
E3	straight	0.03	0.16	50.5	47.80	0.87	0.22	0.44	0.70	10	20.03 ± 2.12	10	28.57 ± 5.31
E4	straight	0.04	0.16	71.7	63.10	0.88	0.22	0.44	0.70	10	18.35 ± 1.61	10	28.05 ± 2.03

Extensive pointwise measurements of the three-dimensional velocity components (x, y, and z) of flowing water were made in the flume to characterize the flow fields through which fish would have to swim in the four experimental designs. Data was acquired by a 3D Acoustic Doppler Velocimeter (ADV) oriented vertically down (Nortek AS) at sampling rates of 25 Hz. The advantage of using this device relies on its ability to adequately measure the three-dimensional velocity components (x, y, z) of flowing water (Papanicolaou and Maxwell, 2000; Odeh *et al.*, 2002; Ead *et al.*, 2004; Guiny *et al.*, 2003). Velocity measurements were carried out to establish the sampling period needed for an accurate determination of the mean velocity and turbulence parameters. The ADV was consequently tested for sampling periods ranging from 5 to 350 s. It was found that the mean velocity became almost constant for sampling periods longer than 30 s, therefore a sampling time of 90 s was considered to be representative for an appropriate determination of mean velocity and turbulence within the pools. As the head drops between the pools were found to be the same in all pools ($\Delta h=0.16$), measurements were taken in the second downstream pool, considered representative of the hydraulic conditions observed within the fishway. These were performed at different horizontal planes parallel to the flume bottom, at 25, 50 and 80% of the pool mean depth (h_m). A predefined grid of 48 measurement points, distributed according to the expected velocity field variation, was used as a reference to the measurements in each plane. On the whole, 2250 instantaneous measurements were recorded for each sample point, at a sampling rate up of 25 Hz.

Velocity fields were characterized at all three planes - horizontal (XY), vertical (XZ) and transversal (YZ), and the ratios between the maximum velocity in each plane (V_{xy_m} , V_{xz_m} and V_{yz_m}) and the potential velocity in the orifice (V_o) calculated.

Turbulence descriptors - turbulent kinetic energy (K), turbulence intensity (TI) and Reynolds shear stress (RSS) - were calculated based on the instantaneous velocity (V_i) measurements, which can be decomposed as:

$$V(t) = \bar{V} + V'(t) \quad (4.1)$$

where \bar{V} is the mean velocity at a point during the sampling period and $V'(t)$ is the fluctuating component of velocity at sampling time t. The root mean square of the fluctuating velocity component is a measure of velocity intensity and it was calculated for the longitudinal component (u'_{rms}) by:

$$u'_{\text{rms}} = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (u_i - \bar{U})^2} \quad (4.2)$$

where u' is the longitudinal fluctuating component of $V'(t)$, \bar{U} the mean longitudinal velocity at a point during the sampling period and n is the number of instantaneous velocity measurements. Also the transverse and vertical components of $V'(t)$, v' and w' respectively, were calculated.

The turbulent kinetic energy (K), which corresponds to the kinetic energy associated with the velocity turbulent fluctuations at a given point (Rodi, 1980), was calculated by:

$$K = \frac{1}{2} (u'_{\text{rms}}{}^2 + v'_{\text{rms}}{}^2 + w'_{\text{rms}}{}^2) \quad (4.3)$$

where, u'_{rms} , v'_{rms} and w'_{rms} are respectively root mean square values of the fluctuating components of velocity on the system of coordinates x , y , z . To enable further comparisons, K was made dimensionless using the maximum velocity in the orifice (V_o), according to:

$$\kappa = K^{0.5} / V_o \quad (4.4)$$

Turbulence intensity (TI), which represents turbulence in terms of the magnitude of fluctuations about the mean velocity at a given sampling point over the period of measurement (Odeh *et al.*, 2002; Cotel *et al.*, 2006; Nietzel *et al.* 2000), was also computed according to:

$$TI = \frac{K}{V} \quad (4.5)$$

The Reynolds shear stress (RSS) results from the velocity gradients, and therefore is of major importance for fish passage studies. Fish experience shear stress when moving between two water layers of different velocities (Cada *et al.* 1999). The shear stress can be decomposed on the following components according to the forces acting on each plane: horizontal (stresses acting on the XY plane), vertical (stresses acting on the XZ plane) and transverse (stresses acting on the YZ plane). However, as a previous study, conducted under similar conditions to assess the importance of different hydraulic parameters on Iberian barbel' behaviour demonstrated (Silva *et al.*, in press), only the horizontal component was found to correlate significantly with fish transit time (i.e. the time spent by a fish in a given

cell of the grid), so the vertical and transverse components were not included on the present study. The Reynolds shear stress in the horizontal plane was defined by:

$$-\overline{\rho u'v'} \quad (4.6)$$

where ρ is the water density, u' and v' are the fluctuating velocities in the X and Y directions, respectively.

Reynolds shear stress was made dimensionless using maximum velocity in the orifice (V_o), according to the following equation:

$$\overline{(-\rho u'v')}_m / \rho V_o^2 \quad (4.7)$$

where the subscript m refers to the maximum value in the considered horizontal profile.

Biological experiments

Iberian barbels (*Luciobarbus bocagei*) were captured at the river Sorraia, the largest tributary of the River Tagus (central Portugal) on May 2008. Details of the sampling area can be found in Collares-Pereira *et al.* (1995). Sampling was performed by means of electrofishing (Electrocatch International, Sarel model WFC7-HV, Wolverhampton, UK) using low voltage output (250 v) and a 30 cm diameter anode. Fish were collected during their natural reproductive migration season, which occurs from April to June (Santos *et al.*, 2005). Only mature individuals were selected for the study. These could be easily found on the basis of the volume of their gonads, vascular irrigation, visibility of oocytes, and presence of nuptial tubercles (Agostinho *et al.*, 2007). Fish (N = 80) were brought to the laboratory and measured for total length (TL). To test for size-related differences in species behaviour, fish were separated into two size-classes based on reported differences in the literature (Lobón-Cerviá & Fernandez-Delgado, 1984), although these are often dependent on catchment characteristics (Oliveira *et al.*, 2002): small ($15 \leq \text{total length (TL)} < 25$ cm) and large adults ($25 \leq \text{TL} < 35$ cm). Iberian barbel of each size-class (n = 40) were then held for one week in four tanks (length x width x height = 1.45 x 0.70 x 0.80 m) equipped with ELITE aerator systems and mechanical filters, at a density of 20 per tank, to recover from handling and transport stress. During this period, fish were daily fed with pond sticks (Tetra Pond), until 24 h prior to experimentation. The laboratory was well lit with natural light and the difference in

water temperature between the tanks and the fishway (mean temperature = 18°C) was less than 2°C. Fish experiments were conducted between the 19th May and 9th June 2008 from 17h00 to 22h30, as the species typically migrates at dusk (Santos *et al.*, 2005). Each experiment lasted 1h30 and was conducted by using simultaneously two adult fish, one of each size-class. Fish were first introduced in the acclimation chamber, where they remained for 12 h prior to experimentation, and were prevented from entering the flume by a mesh panel. Once the flow in the flume was brought to the desired level, the mesh panel was removed and fish were allowed to ascend the fishway. Experiments were performed under the four previously tested hydraulic conditions with 10 replicates each, giving a total of 40 trials. During a trial, fish behaviour was continuously monitored through the glass sidewalls of the fishway by means of direct observation and a video recording system. Direct observations were performed by two operators at approximately 1 m distance from the flume, approaching and leaving discreetly the observation points, at the beginning and end of each trial, respectively. Each operator followed a single fish, registering all of its movements, including the time taken by the fish to enter the flume, to ascend from one pool to the next one, and to successfully negotiate the fishway. The video recording system consisted of three digital video cameras focused on the second pool, considered to be representative of hydraulic conditions of the remaining ones (see Hydraulic measurements): two of the cameras were positioned at 2 m from both side-walls of the pool, whereas the other was placed 3 m above the water surface. To aid the video monitoring process, a 1.90 x 1.00 m reference grid containing 15 contiguous sequentially numbered cells (each 0.38 x 0.33 m) was created and placed above the second pool. Video records were then analyzed using the IVision Labview software from National Instruments (<http://www.ni.com>), allowing the collection of continuous fish location within the pool. The position of a fish within a cell (a fish was considered to occupy a specific cell, when more than half of its body length was within a cell boundary) as well as its time spent in it (transit time) were then determined and related to the hydraulic parameter values previously measured.

Statistical analysis

Wilcoxon paired tests were initially used to compare the number of successful fish passage attempts between offset and straight configurations under similar volumetric power dissipation. Differences on the number of successful passages between different size-classes

were further explored for each configuration. Wilcoxon tests were also performed to search for significant differences on the time taken for each fish size-class to navigate the fishway with each orifice configuration. Kruskal-Wallis ANOVA was used to test the null hypothesis that, for each fish size class, the transit times in each cell of the grid were similar among experiments. The Spearman rank coefficient was used to test for possible correlations between fish transit time and hydraulic variables (mean velocity, turbulent kinetic energy, turbulence intensity and Reynolds Shear Stress) in each orifice configuration. Analyses were performed using data collected at $z = 0.25h_m$ instead of considering mean values obtained from all the three planes as direct observations and video recordings showed that movements were found to occur preferentially close to the bottom of the fishway. All statistical analyses were carried out using the program STATISTICA (StatSoft, Inc. 2000).

4.4. Results

Flow patterns and velocity distribution

The three-dimensional schematic flow patterns within the pools for offset and straight configurations at $Q = 47.50 \text{ l.s}^{-1}$ and $Q = 50.50 \text{ l.s}^{-1}$, respectively, is shown on Figure 4.3.

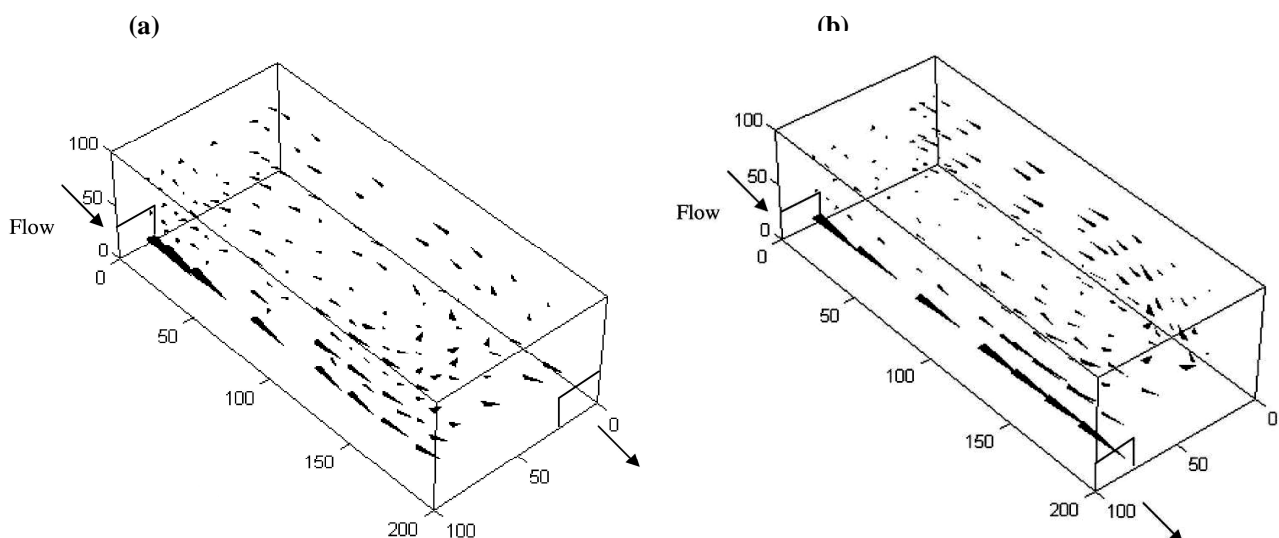


Fig. 4.3. Three-dimensional representation of flow patterns within the pools of the fishway ($P_v = 47.80 \text{ W.m}^{-3}$): (a) offset orifice configuration; (b) straight orifice configuration. The length of each arrow indicates relative speed of flow.

Clearly velocity varied significantly from the bottom of the fishway to the water surface. In the deeper horizontal plane, at $0.25 h_m$, two different regions could be distinguished in both configurations: a primary flow region, travelling between two consecutive orifices, characterized by higher water velocities, and a large recirculation region, extending from the jet zone to the opposite side-wall, characterized by low velocities and reversed flow directions. In the case of the offset orifice arrangement, the primary flow travelled initially along the adjacent sidewall, reaching a maximum velocity of 1.52 m.s^{-1} approximately at a distance of 0.30 m downstream from the cross-wall, followed by a smooth decrease towards the opposite submerged orifice (Figure 4.3a). Mean velocities observed at the nearby recirculation region were less than 0.30 m.s^{-1} (mean \pm S.D (m.s^{-1}): 0.27 ± 5.39). In the straight orifice design, the primary flow travelled directly between the two aligned orifices, reaching a maximum velocity of 1.58 m.s^{-1} at the water inlet (Figure 4.3b). As in the case of the offset orifice design, velocities were much lower in the contiguous recirculation area (mean \pm S.D (m.s^{-1}): 0.21 ± 4.30). At a more surficial layer ($z = 0.80 h_m$), both arrangements have shown a uniform recirculation flow (counter-clockwise) with negligible velocities. The ratio between the maximum velocity in each plane (V_{xy_m} , V_{xz_m} and V_{yz_m}) and the maximum velocity in the orifice (V_o) are shown on Figure 4.4.

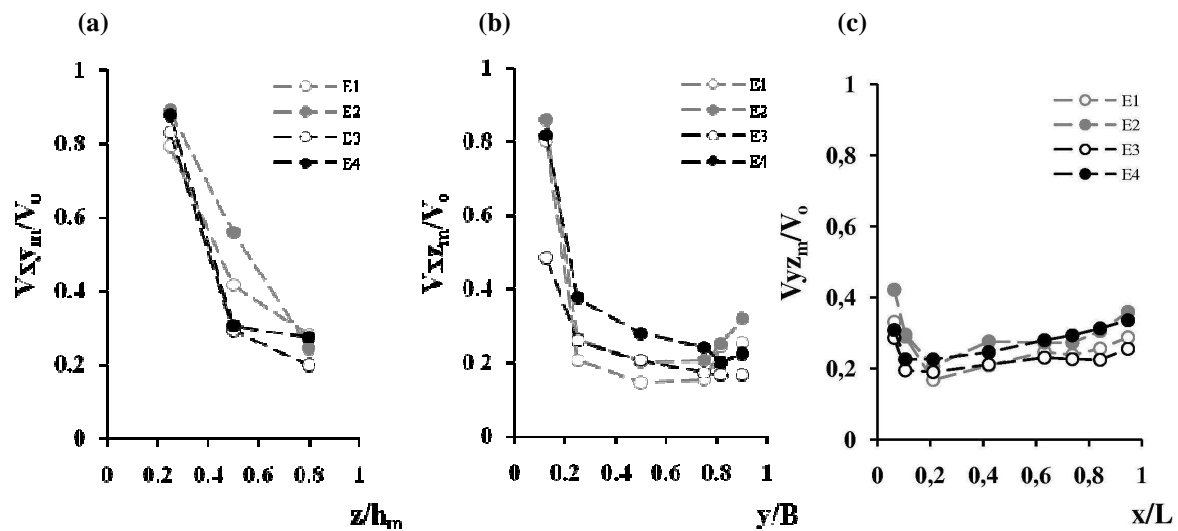


Fig. 4.4. Dimensionless maximum velocities ($z = 0.25h_m$) within the pools of the fishway at different planes, considering both orifice arrangements: (a) horizontal plane (XY); (b) vertical plane (XZ); (c) transverse plane (YZ).

Again, considering the horizontal plane (XY), velocity decreased from the bottom to the surface, however such decrease was much more pronounced in the case of pools featuring a straight orifices arrangement (Figure 4.4a). For both vertical (XZ) and transverse (YZ) planes,

differences on velocity patterns between straight and offset arrangements were less evident. Nonetheless, patterns of velocity distribution could still be observed for both orifice configurations. On the vertical plane, maximum velocities were found to be greater in the vicinity of the side-wall adjacent to the upstream orifice, decreasing towards the opposite side-wall (Figure 4.4b). Also, higher velocities were observed with increasing discharge for each design. In the transverse direction, maximum velocities varied slightly with increased discharge, peaking in the vicinity of both cross-walls at approximately $0.40 V_o$, ranging from 0.20 to $0.30 V_o$ in the remaining areas (Figure 4.4c).

Turbulent kinetic energy

The vertical variation of the maximum dimensionless turbulent kinetic energy (κ) for both orifice arrangements is shown on Figure 4.5.

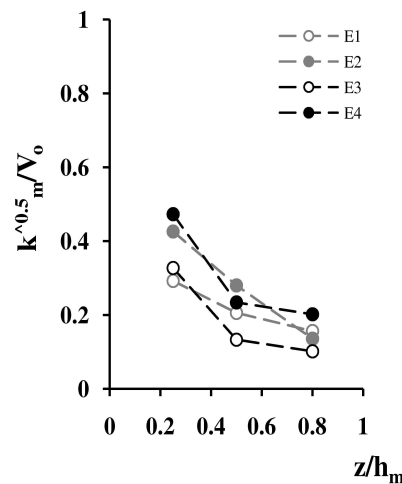


Fig.4.5. Variation with depth of dimensionless maximum turbulent kinetic energy within the pools of the fishway, considering both orifice arrangements.

It shows that turbulent kinetic energy which was higher near the bottom of the flume ($z = 0.25h_m$), varied between $0.3-0.5V_o$, and increased with discharge for both orifice configurations. However, with the proximity to the water surface, the decay of κ was more pronounced in the case of the straight orifice configuration, being around $0.1V_o$ in the experiment conducted with the lower discharge. The contours of the dimensionless turbulent kinetic energy (k) for both offset ((a) and (b)) and straight arrangements ((c) and (d)) at different horizontal layers ($z = 0.25h_m$ and $z = 0.80h_m$) are shown in Figure 4.6 (P_v similar among configuration, c. 47 W.m^{-3}). For both configurations and considering the flume bottom

($z=0.25h_m$), κ was found to be higher along the streamline between the submerged orifices ($>0.16V_o$). However κ showed higher values for the straight orifice configuration, decreasing towards the opposite side-wall, where it remained below $0.08V_o$ in almost half of the pool, in the case of the offset orifices. On the contrary, κ was found to decrease with proximity to the water surface ($z=0.80 h_m$) in both configurations, but showed proportionally lower values in the case of the straight orifice arrangement.

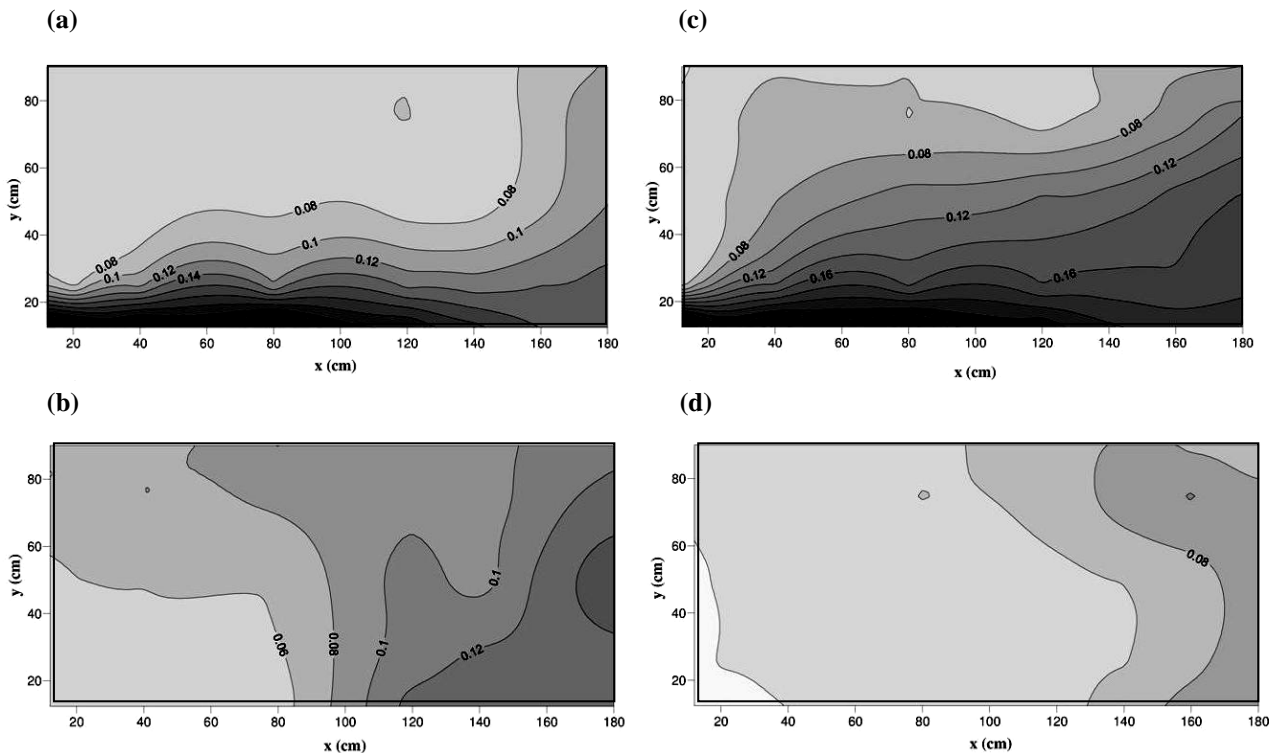


Fig. 4.6. Contours of dimensionless maximum turbulent kinetic energy at different horizontal planes, considering both orifice arrangements ($P_v = 47.80 \text{ W}\cdot\text{m}^{-3}$): (a) offset orifice configuration at $z = 0.25h_m$ and (b) at $z = 0.80h_m$; (c) straight orifice configuration at $z = 0.25h_m$ and (d) at $z = 0.80h_m$. Flow from the orifice enters at the bottom left of the diagram.

Turbulence intensity

The variation of the maximum turbulence intensity (TI) with relative water depth (z/h_m) is shown on Figure 4.7. Though variations of maximum TI from the bottom to the surface were not very clear, the presence of offset orifices generated higher TI at the surface ($z = 0.80h_m$) when compared to straight orifices.

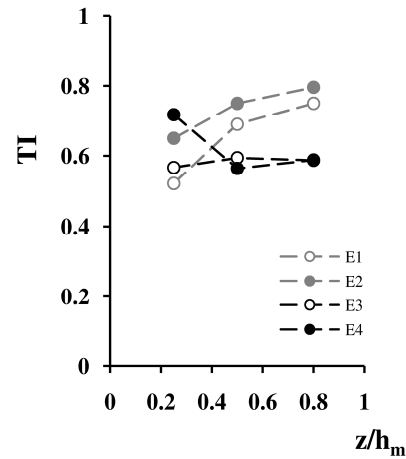


Fig. 4.7. Variation with depth of turbulence intensity (TI), considering both orifice arrangements.

The contours of the dimensionless mean TI for both offset ((a) and (b)) and straight arrangements ((c) and (d)) at different horizontal layers ($z = 0.25h_m$ and $z = 0.80h_m$) are shown in Figure 4.8 (P_v is similar among configurations, c. 47 W.m^{-3}).

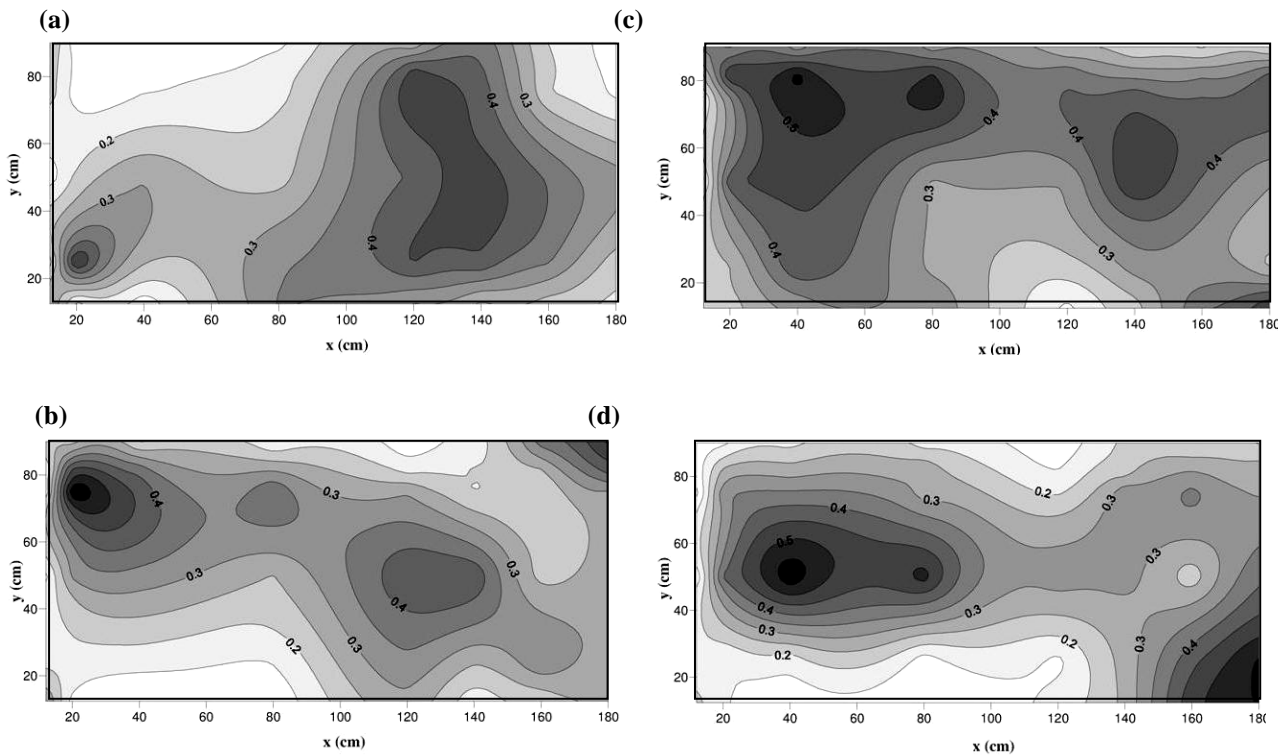


Fig. 4.8. Contours of turbulence intensity at different horizontal planes, considering both orifice arrangements ($P_v = 47.80 \text{ W.m}^{-3}$): (a) offset orifice configuration at $z = 0.25h_m$ and (b) at $z = 0.80h_m$; (c) straight orifice configuration at $z = 0.25h_m$ and (d) at $z = 0.80h_m$. Flow from the orifice enters at the bottom left of the diagram.

The variation of TI for the offset orifice configurations, increased from the bottom (less than $0.2V_o$) to the surface ($0.5-0.6V_o$), particularly in the previously described recirculation region, in the vicinity of the side-wall opposite the upstream orifice. Vertical variation of

maximum TI was almost negligible with the straight orifice arrangement. At both planes TI was found to peak ($0.6V_o$) in the low-velocity recirculation region, extending from the jet zone to the opposite side-wall.

Reynolds shear stress

The variation of the maximum horizontal component of Reynolds shear stress was found to differ at distinct depths (Figure 4.9a). Accordingly, both configurations have shown a decrease on the absolute values of this parameter from the bottom ($z = 0.25h_m$) to the surface ($z = 0.80$), though this is more pronounced in the case of the straight arrangement, which also showed higher absolute values ($0.07V_o$) at the highest discharge tested. At a vertical plane (Figure 4.9b), differences between the two configurations were noted on the absolute value of this parameter: for the straight orifice arrangement, a decrease occurred from the orifice area ($0.0 < y/B < 0.3$) towards the opposite side-wall; this is clearly pronounced for the highest discharge, where it remained negligible. In contrast in the offset configuration, shear stress was found to be highest in the vicinity of the opposite side-wall ($0.8 < y/B < 0.9$), particularly for the highest discharge (absolute value *c.* 0.03).

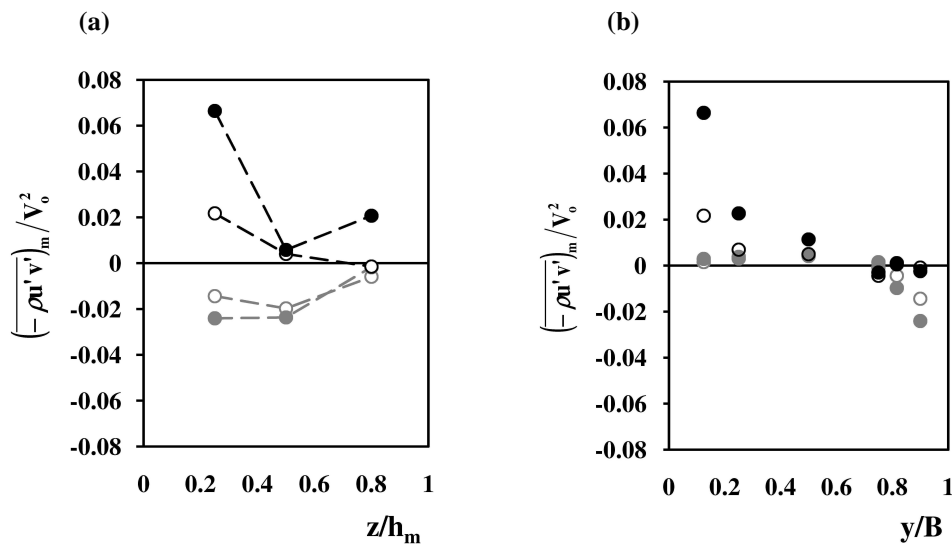


Fig. 4.9. Variation with relative depth (a) and relative width (b) of dimensionless maximum Reynolds shear stress within the pools of the fishway.

Fish behaviour

Fish exhibited distinct capacities to negotiate the fishway according to the type of submerged orifice arrangement (Figure 4.10a). Overall, the use of an offset configuration was found to display a significantly higher rate of passage success (68%) than the use of a straight arrangement (28%) (Wilcoxon paired t-test, $P < 0.01$). Differences were also found between size-classes. Accordingly, larger adults presented a significantly higher rate of success (mean = 80%) in ascending the fishway with offset orifices, relative to small adults (mean = 55%) (Wilcoxon paired t-test, $P < 0.05$), but this was not true when the fishway featured straight orifices (small adults: mean = 25%; large adults: mean = 30%, $P > 0.05$). The time taken for fish to successfully negotiate the fishway was also found to vary according to the target configuration and fish size-class (Figure 4.10b). Indeed, small adults took significantly less time to ascend the fishway when equipped with offset orifices rather than straight openings (Wilcoxon paired t-test, $P < 0.05$). Although larger adults also took less time (mean \pm SE: 3.33 ± 0.59) to navigate the fishway with the offset design relative to the straight design (mean \pm SE: 7.45 ± 0.82), this difference was not significant (Wilcoxon paired t-test, $P > 0.05$).

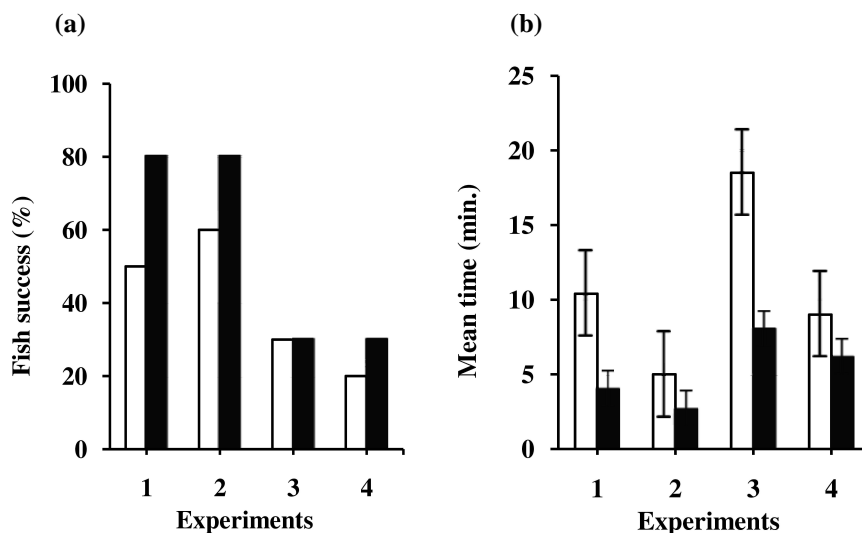


Fig. 4.10. (a) Percentage of fish that successfully negotiated the pool-fishway and (b) time taken by fish to negotiate the fishway: small adults ($15 < TL < 25$ cm) (\square) and large adults ($25 \leq TL < 35$ cm) (\blacksquare).

Configuration-related patterns between fish transit time and the hydraulic variables could be found for species size-classes (Table 4.2). Accordingly, a significant negative relation between transit time and mean water velocity was found for both size-classes,

particularly for small adults, using the offset orifice arrangement ($r = -0.44$, $p < 0.05$). A similar trend was also found for turbulent kinetic energy (k), i.e. both small ($r = -0.48$, $p < 0.01$) and large adults ($r = -0.39$, $p < 0.05$), particularly the former, displayed a significant negative correlation with this hydraulic variable. Turbulence intensity (TI) correlated significantly with transit time for the small individuals only with the offset orifice conditions ($r = -0.41$, $p < 0.05$). As with the previous parameters, Reynolds shear stress was found to be significantly correlated with fish transit time when the offset orifice design was used, particularly in the case of small adults ($r = -0.60$, $P < 0.001$). In addition, of all the hydraulic variables examined, this was the one that showed the highest correlations with transit time for both fish size-classes. No significant correlations between fish transit time and hydraulic parameters were found for the straight submerged orifice design.

Table 4.2. Spearman correlation analysis between fish transit time and mean values of hydraulic variables (water velocity, turbulent kinetic energy, turbulence intensity and Reynolds shear stress) within a cell in the pool-type fishway.

Dependent variable	Independent variables	Offset configuration		Straight configuration	
		N	r	N	r
Fish transit time (small adults: 15 < TL < 25cm)	water velocity	20	-0.44*	20	0,01
	turbulent kinetic energy	20	-0.48**	20	0,02
	turbulence intensity	20	-0.41*	20	0,06
	Reynolds shear stress	20	-0.60***	20	0,01
Fish transit time (large adults: 25 ≤ TL < 35cm)	water velocity	20	-0.38*	20	0,33
	turbulent kinetic energy	20	-0.39*	20	0,34
	turbulence intensity	20	-0.30	20	0,22
	Reynolds shear stress	20	-0.51**	20	-0,25

* Significant in P<0.05; ** significant in P < 0.01; *** significant in P<0.001; ^{ns} no significant

4.5. Discussion

The criteria obtained for an adequate fishway design are often a result of hydraulic and biological experiments carried out under rather artificial conditions, which are a necessary feature of controlled laboratory studies. This is typically the case for determining the critical speed of species (Tudorache *et al.*, 2007), in which fish are placed in enclosed swimming respirometers with a uniform flow profile to avoid having fish take advantage of low-velocity areas. This raises the question of how representative of natural conditions the results can be. The present study, designed to assess the effects of different hydraulic parameters (water velocity, turbulent kinetic energy, turbulence intensity and Reynolds shear stress) on the upstream movements of cyprinid Iberian barbel, represented a departure from and an improvement over those methods, because fish were given the choice to move freely and volitionally in a full-scale pool-type fishway prototype subjected to two different configurations: presence of offset or straight submerged orifices. In addition, in testing the response of fish to distinct hydraulic characteristics under experimental laboratory conditions, an appropriate physiological state is required for fish to be motivated to swim upstream. Tests should preferentially be performed during periods and under conditions that are relevant to the animals in their native habitat (Castro-Santos, 2004). In the present study, the wide range of fish sizes that negotiated the fishway in response to different fishway discharges strongly suggests that these factors were present. Furthermore, continuous observation on fish movements did not indicate any unnatural behaviour caused by operational procedures. Gas supersaturation due to pumping water was unlikely to occur, as typical related symptoms, such as heavy gasping or bubbles / blisters around the head and eyes of fishes were not found throughout the experiments (Bouck, 1980). Similarly, gasping or presence of darkened gills, symptoms of an excess carbon dioxide in the water, was not registered at all during the study.

Overall, the use of an offset orifice arrangement was found to be more beneficial for Iberian barbel, as shown by a significantly higher rate of passage success relative to a straight orifice configuration. In a study conducted to search for an optimal design of cross-walls in a pool-type fishway, Kim (2001) found that cross-walls installed in a straight configuration were preferable to the ones in an offset configuration, since the former made the flow stable and created possible resting places for fish. However, the results of his study were not validated *a posteriori* through the assessment of passage success by any target fish populations. In addition, besides including surface notches, which was not the case of the

present study, Kim's research was only supported by the evaluation of flow patterns and water velocity, and did not include turbulence flow descriptor measurements. Turbulence greatly influences the hydrodynamic heterogeneity that fish experience and hence is an important factor that should be taken into account on studies of migratory behaviour of river fishes within fishways (Lupandin 2005). Despite the similar trend (decrease) from the bottom to the surface for both the straight and offset arrangements, the variation of water velocity on the horizontal plane was more pronounced in the case of the straight orifices. The same pattern was observed, although to a lesser extent, in the case of turbulent kinetic energy, i.e. a more pronounced decay towards the surface was noted in the case of the straight configuration. The occurrence of these more pronounced changes in velocity, detected by fish through the surficial neuromasts of their lateral line (Montgomery *et al.* 1997), might have acted upon force components that are parallel to the fish surface area, therefore creating a higher shear stress on the fish's body and lowering the performance of their movements through the straight orifice configuration. This was indeed confirmed by the presence of higher Reynolds shear stress zones near the bottom and in the vicinity of the submerged orifices on the straight configuration, particularly at higher discharges, highlighting this variable as a key-parameter which strongly determines the upstream movements of Iberian barbel within pool/type fishways.

Significant size-related differences on Iberian barbel passage success were found – larger individuals were more successful than smaller ones - but only when the fishway featured an offset submerged orifice arrangement. This configuration allowed primarily the smaller-size fish to successfully navigate the fishway in significantly less time when compared to the straight configuration. Similar size-related differences were also found by Silva *et al.* (in press) when studying movements of this species employing a similar design configuration. Though both size-classes spent longer transit times in cells with lower water velocity and turbulent kinetic energy as shown by the correlation analysis, this effect was more prominent on small adults given the higher correlation coefficient between these variables and fish transit times. These conditions were primarily found near the bottom of the flume ($z=0.25h_m$) at the recirculation region, extending from the jet zone to the opposite side-wall. Such recirculation regions are often reported to become traps for fish on pool-type fishways, by increasing transit times in the pools and hence compromising their efficient or successful passage (Tarrade *et al.* 2008). Although we do not exclude that such recirculation zones might have affected the fish's capacity to successfully negotiate the fishway, we believe that most individuals remained in these areas for resting purposes before a subsequent

upstream movement through the higher velocity and kinetic energy areas within and in the vicinity of the orifices.

Correlation analysis between transit time of species size-classes and hydraulic parameters yielded distinct results according to the type of orifice arrangement. Considering the offset configuration, all hydraulic variables, with the exception of TI, correlated negatively with transit time for both size-classes. Correlation with Reynolds shear stress was found to be the highest among all tested hydraulic variables, being particularly evident for small adults, suggesting the importance of this turbulence descriptor acting on barbel movements within pool-type fishways. Though maximum shear stress values obtained in the present research (60 N.m^{-2}) were far from those reported to cause injuries or mortalities on fish (700 N.m^{-2}) (Cada *et al.* 1999), it is possible that minor disorientation and reduction of swimming performance might have occurred, particularly for some of the smaller individuals, as shown by a lower percentage of successful passage compared to larger fish. Such disorientation may have been caused by a more pronounced effect of large turbulence vortex systems on their smaller body surface, compared to larger individuals. It is known that flowing water has a complex vortex structure, a torque of hydrodynamic rotating forces increasing from the center to the periphery, with various vortex formations of different sizes (Odeh *et al.*, 2002). The sizes of these vortices are of great importance for fish balance in a turbulent flow, i.e., if a vortex is much smaller than a fish, its balance should not be affected due to an even distribution of the moments of force along its body. In contrast, if vortex and fish sizes are similar, the hydrodynamic rotating forces introduce a torque which tends to overturn the fish and decrease stability (see Lupandin (2005) for a schematic view). In other words, the larger an individual is, the larger the vortex required to affect its balance. The presence of larger vortex systems is typically more pronounced in higher turbulent areas (Lupandin, 2005). In the present study, such areas could be mainly found near the bottom of the flume along the streamline between the submerged orifices. Though not quantified, the expected higher proportion of larger vortices in this region could have therefore affected balance and hence, the swimming performance of smaller size individuals. This was particularly evident in the vicinity of the orifices at higher discharges, when some of these fish were seen to spread their pectoral fins in an attempt to stabilize their body position. Such behaviour increases the hydraulic resistance of their body and consequently decreases their swimming performance. On the other hand, no correlation has been observed between fish transit time and hydraulic parameters during experiments carried out on the straight orifice configuration. Such lack of relationships might have resulted from the overall low fish

passage success due to the higher Reynolds shear stress and the more pronounced vertical velocity and kinetic energy variations detected within and in the vicinity of the orifices. These conditions might have forced barbel, a species with limited swimming ability (Doadrio, 2001), to remain “trapped” in the slow-flowing recirculation areas where energy requirements to maintain position are typically much lower (Pavlov *et al.*, 2000).

The findings of the present study may have important implications for the design of pool-type fishways for Iberian barbel and other “weak” swimmers. Accordingly, pool-type fishways featuring an offset submerged orifice configuration are most likely to provide a higher passage success for target species than similar fishways with a straight orifice configuration. In addition, fish transit time, in particular of small adults, was found to be significantly lower in the former than in the latter. Altogether this may indicate that in such fishways, an offset orifice arrangement may be more efficient in passing fish with minimal delay, than a straight orifice design where higher Reynolds shear stress in the vicinity of the orifice and the presence of more pronounced changes in velocities seemed to hamper upstream movements. There are however limits to the applications of our results. As the study was developed in a pool-type fishway with smooth walls and floor, inferences can only be made to situations that are hydraulically similar to the laboratory experimental conditions. Future research should focus on ways to increase fish passage success and shortening the time spent by individuals in the pools. This could be achieved by testing the introduction of simple elements or artificial rough substrates on the bottom of the flume to approximate nature-mimicking conditions to a larger degree (Katopodis 2005; Larinier 2008) in an attempt to attenuate the higher shear stress zones close to the submerged orifices, through the smoothing of the horizontal velocity gradients. Their inclusion in numerical modeling in association with fish activity monitoring techniques (e.g. electromyogram telemetry) could certainly contribute to knowledge advances on species behavioural patterns within pool-type fishways under different orifice arrangements.

References

- Agostinho CS, Pereira CR, Oliveira RJ, Freitas IS, Marques EE. 2007. Movements through a fish ladder: temporal patterns and motivations to move upstream. *Neotropical Ichthyology* **5**: 161-167.
- Alvarez-Vázquez LJ, Martínez A, Rodríguez C, Vázquez-Méndez ME, Vilar MA. (in press) Some optimal shape problems related to river fishways Math. Comput. Simul.,
- Baras E, Lambert H, Philippart JC. 1994. A comprehensive assessment of the failure of *Barbus barbus* spawning migrations through a fish pass in the canalized River Meuse (Belgium). *Aquatic Living Resource* **7**:181-189.
- Bunt CM. 2001. Fishway entrance modifications enhance fish attraction. *Fisheries Management and Ecology* **8**: 95-105.
- Bunt MC, Katopodis C, McKinley RS. 1999. Attraction and Passage Efficiency of White Suckers and Smallmouth Bass by Two Denil Fishways. *North American Journal of Fisheries Management* **19**: 793-803.
- Cada G, Carlson T, Ferguson J, Richmond M, Sale M. 1999. Exploring the role of shear stress and severe turbulence in downstream fish passage. In *Proceedings of Waterpower '99. Hydro's future: technology, markets, and policy*. Brookshier PA (eds). American Society of Civil Engineers, Reston, Virginia; 10p.
- Capel FM, García de Jalón D. 1999. Desarrollo de curvas de preferencia de microhábitat para *Leuciscus pyrenaicus* y *Barbus bocagei* por buceo en el río Jarama (Cuenca del Tajo). *Limnetica* **17**: 71-83.
- Castro-Santos T. 2004. Quantifying the combined effects of attempt rate and swimming capacity on passage through velocity barriers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **61**: 1602-1615.
- Clay CH. 1995. *Design of fishways and other fish facilities*, 2nd edn. Lewis Publishers, Boca Raton: Florida.
- Copp GH, Edmonds-Brown VR, Cottey R. 1998. Behavioural interactions and microhabitat use of stream-dwelling sticklebacks *Gasterosteus aculeatus* and *Pungitius pungitius* in the laboratory and field. *Folia Zoologica*. **47**: 275-286.
- Cotel AJ, Webb PW, Tritico H. 2006. Do brown trout choose locations with reduced turbulence? *Transactions of the American Fisheries society* **135**: 610-619.

- Cowx IG, Welcomme RL. 1998. *Rehabilitation of rivers for fish*. Fishing News Books: Oxford.
- Doadrio I. 2001. *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Museo Nacional de Ciencias Naturales: Madrid.
- Ead SA, Katopodis C, Sikora GJ, Rajaratnam N. 2004. Flow regimes and structure in pool and weir fishways. *Journal of Environmental Engineering and Science* **3**: 379-390.
- Enders EC, Boisclair D, Roy AG. 2003. The effect of turbulence on the cost of swimming for juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60**:1149-1160
- Geraldes AM, Coelho MM, Collares-Pereira AM. 1993. Régime alimentaire et croissance du barbeau ibérique, *Barbus bocagei* (Steind 1865) dans la Rivère Sorraia (Portugal). *Cahiers d’Ethologie* **13 (2)**: 179-180.
- Gordon ND, McMahon TA, Finlayson BL. 1992. Stream hydrology: An introduction for ecologists. John Wiley & Sons, New York, New York. 526 p.
- Gowans AD, Armstrong, JD, Priede IG, McKelvey S. 2003. Movements of Atlantic salmon migrating upstream through a fish-pass complex in Scotland. *Ecology of Freshwater Fish* **12**: 177-189.
- Guiny E, Armstrong JD, Ervine D.A. 2003. Preferences of mature male brown trout and Atlantic salmon parr for orifice and weir fish pass entrances matched for peak velocities and turbulence. *Ecology of Freshwater Fish* **12**: 190-195.
- Katopodis C. 2005. Developing a toolkit for fish passage, ecological flow management and fish habitat works. *Journal of Hydraulic Research* **43**: 451-467.
- Kemp PS, Gessel M H, Sandford BP, Williams JG. 2006. The behaviour of Pacific salmonid smolts during passage over two experimental weirs under light and dark conditions. *River Resource and Application* **22**: 429-440.
- Knaepkens G, Baekelandt K, Eens M. 2005. Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river. *Ecology of Freshwater Fish*.
- Knaepkens G, Maerten E, Eens M. 2007. Performance of a pool-and-weir fish pass for small bottom-dwelling freshwater fish species in a regulated lowland river. *Animal Biology* **57(4)**: 423-432.
- Laine A, Jokivirta T, Katopodis C. 2002. Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and sea trout, *Salmo trutta* L., passage in a regulated northern river - fishway efficiency, fish entrance and environmental factors. *Fisheries Management and Ecology* **9**: 65-77.

- Larinier M. 2002. Pool fishways, pre-barrages and natural bypass channels. *Bulletin. Français de la Pêche et de la Pisciculture* **364**:54–82.
- Larinier M. 2008. Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France. *Hydrobiologia* **609**: 97-108.
- Liu M, Rajaratnam N, Zhu D. 2006. Mean flow and turbulence structure in vertical slot fishways. *Journal of Hydraulic Engineering, ASCE*, **132**(8): 765-777.
- Lucas MC, Frear PA. 1997. Effects of a flow-gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid. *Journal of Fish Biology*. **50**:382-396.
- Lucas MC, Baras E. 2001. Migration of Freshwater Fishes. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Lupandin AI. 2005. Effect of flow turbulence on swimming speed of fish. *Biological Bulletin* **32**: 461–466.
- Mateus CS, Quintella BR, Almeida PR. 2008. The critical swimming speed of Iberian barbel *Barbus bocagei* in relation to size and sex. *Journal of Fish Biology* **73**: 1783-1789.
- Montgomery JC, Baker CF, Carton AG. 1997. the lateral line can mediate rheotaxis in fish. *Nature* **389**: 960-963.
- Neitzel DA, Richmond MC, Dauble DD, Mueller RP, Moursund RA, Abernethy CS, Guensch GR. 2000. Laboratory Studies on the Effects of Shear on Fish. Final Report, 2000. Pacific Northwest National Laboratory operated by Battelle for the U.S. Department of Energy under Contract DE-AC05-76RL01830, Pacific Northwest National Laboratory Richland, Washington, G.F. Cada - Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.
- Nicola GG, Elvira B, Almodóvar A. 1996. Dams and fish passage facilities in the large rivers of Spain: effects on migratory species. *Archives of Hydrobiology* **10** (Suppl.113): 375-379.
- Odeh M, Noreika JF, Haro A, Maynard A, Castro-Santos T. 2002. Evaluation of the effects of turbulence on the behavior of migratory fish. Final Report to the Bonneville Power Administration, Contract 00000022, Project 200005700, Portland, Oregon.
- Ovidio M, Philippart JC. 2002. The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish - Synthesis of a 5-year telemetry study in the River Meuse basin. *Hydrobiologia* **483**: 55-69.
- Papanicolaou AN, Maxwell AR. 2000. Hydraulic performance of fish bypass-pools for irrigation diversion channels. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering ASCE* **126**: 314-321.

- Parasiewicz, P.; Eberstaller, J.; Weiss, S. & S. Schmutz (1998). Conceptual guidelines for nature-like bypass channels. In: *Fish migration and fish bypasses*. Eds: M. Jungwirth; S. Schmutz; S. Weiss, Vienna, Austria. pp. 348-362.
- Pavlov DS, Lupandin IA, Skorobogatov M. A. 2000. The effects of flow turbulence on the behavior and distribution of fish. *Journal of Ichthyology*. **40** S232-S261.
- Poulet N. 2007. Impact of weirs on fish communities in a piedmont stream. *River Resource and Application* **23**: 1038-1047.
- Puertas J, Pena L, Teijeiro T, 2004: Experimental approach to the hydraulic of vertical slot. *Journal of Hydraulic Engineering ASCE* **130(1)**: 1-14.
- Rodi W. 1980. Turbulence models and their application in hydraulics. IAHR Monograph, Delft, the Netherlands.
- Rodríguez TT, Puertas Agudo J, Mosquera LP. 2006. Evaluating vertical-slot fishway designs in terms of fish swimming capabilities. *Ecological Engineering* **27**: 37-48.
- Santos JM, Ferreira MT, Godinho FN, Bochechas J. 2005. Efficacy of a nature-like bypass channel in a Portuguese lowland river. *Journal of Applied Ichthyology* **21**: 381–388.
- Silva A.T., J.M. Santos, M.T. Ferreira, A.N. Pinheiro, and C. Katopodis. (in press). Effects of water velocity and turbulence on the behaviour of Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei*, Steindachner 1865) in an experimental pool-type fishway. *River Research and Applications*.
- Silva AT, Santos JM, Franco AC, Ferreira MT, Pinheiro AN. 2009. Selection of Iberian barbel *Barbus bocagei* (Steindachner, 1864) for orifices and notches upon different hydraulic configurations in an experimental pool-type fishway. *Journal of Applied Ichthyology* **25**:173-177.
- Slavík O, Bartos L, Horký P. 2009. Effect of river fragmentation and flow regulation on occurrence of landlocked brown trout in a fish ladder. *Journal of Applied Ichthyology* **25**: 67-72.
- Stuart IG, Mallen-Cooper M. 1999. An assessment of the effectiveness of a vertical-slot fishway at a tidal barrier on a large tropical/subtropical river. *Regulated. Rivers: Resource & Management* **15**: 575-590.
- Tarrade L, Texier A, David L, Larinier M. 2008. Topologies and measurements of turbulent flow in vertical slot fishways. *Hydrobiologia* **609**: 177-188.
- Vogel, S. 1981. Life in moving fluids: The physical biology of flow. *Princeton University Press*. Princeton, New Jersey. 352 p.

5.

“Hydraulic performance of two designs of pool-type fishways for the Iberian barbel (Luciobarbus Bocagei Steindachner, 1864)”⁴

⁴ In preparation: Silva AT, Santos JM, Alvarez TP, Ferreira MT, Pinheiro AN, Katopodis C. Hydraulic performance of two designs of pool-type fishways for the Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei* Steindachner, 1864).

5.1. Abstract

Small benthic species are an important biological component of fish assemblage in Iberian rivers. Free instream movements are indispensable for the survival of those species, but usually neglected in fishways performance studies. In this study the efficiency of two designs of pool-type fishways, varying on orifices' arrangement: offset orifices (Type I) and straight orifices with a deflector bar of 50% of the total width of the orifice (b_o) located at 20% of the total length of the pool (L) with (Type II), for Iberian barbel *Luciobarbus bocagei* of two size-classes was assessed for discharges of 38.50 and 62.70 l.s⁻¹. Measures of velocity were performed by 3D Acoustic Doppler Velocimeter (ADV), and the velocity and turbulence descriptors of flow analysed and related with fish's swimming capacity and behaviour. Flow pattern, velocities and turbulence mostly varied with depth and experimental design. Type I was clearly the best design for barbel's upwards movements, as evidenced by the highest success of passage (mean \pm SD: 70.25 \pm 10.21%), when comparing with Type II (mean \pm SD: 35.00 \pm 23.80%). Small adults, which were clearly more rheotatic, easier, passed the fishway resulting in the highest efficiency of passage (mean \pm SD: 62.00 \pm 11.66 %). Turbulent kinetic energy, Reynolds shear stress strongly determined fish's behaviour, mainly of small adults. In this study, insights on hydraulic criteria of pool-type fishways and barbel's hydraulic requirements were provided, which may aid to improve fishways suitability for such infrequently studied species, as well as for a wide range of species of similar biomechanical features.

KEYWORDS: Coarse-fish, deflector bar, flow pattern, velocity, turbulent kinetic energy, Reynold's shear stress.

5.2. Introduction

From the last decades rivers have been intensively used by man (Arthington and Welcomme, 1995), so that, freshwater system can be considered as one of the most modified ecosystems in earth, characterized by a marked decrease on freshwater biodiversity (Saunders *et al.*, 2002). River's habitats fragmentation, either by, artificial (dams, weirs) or natural origins (natural obstacles, topography, timing and magnitude of precipitation; Bartson, 1997) has been pointed as the major cause of such dramatic decline (Cowx and Welcomme, 1998; Knaepkens *et al.*, 2007), particularly of species that complete their migrations routes within river systems (Knaepkens *et al.*, 2006; Lucas and Baras, 2001; Nicola *et al.*, 1996; Poulet, 2007; Philippart *et al.*, 1988; Puertas *et al.*, 2004). In order to minimize the former consequences on riverine communities, considerable effort has been devoted to the development and improvement of the so-called "fishways", which have been considered of increasing importance for the restoration of passage for migratory fish in rivers (Katopodis *et al.*, 2005; Knaepkens *et al.*, 2006).

In the last decade's biologically oriented fishway research has been developed, mainly focused on anadromous fish species (Baras *et al.*, 1994; Bunt *et al.* 1999; Gowans *et al.*, 2003; Katopodis 2005; Laine *et al.*, 2002), leading to considerably oversights of knowledge on the suitability and efficiency of fish pass designs for coarse species, which are frequently the predominant group encountered in Mediterranean rivers (Baras *et al.*, 1994; Lucas and Frear, 1997; Lucas *et al.*, 1999; Santos *et al.*, 2005) can travelling considerable distances for reproduction, refuge and feeding purposes (Katopodis 2005; Lucas and Frear 1997; Ovidio and Philippart, 2002). In Portugal, the pool-type fishways are the most common fish pass (Santos *et al.* 2006), in most cases constructed beneath the dimension criteria oriented to salmonids, which biomechanical skills are rather distinct from the commonest Iberian species (Jungwirth, 1996). As result, most of those hydraulic devices have revealed to be inadequate to the passage of the common fish species found in Portuguese rivers (Santos *et al.*, 2005).

Considering that Portuguese fish fauna ranges from small-size, bottom-dwelling species to large-size long distance migrants, exhibiting a variety of ecological requirements (Santos *et al.*, 2005), adapting fishways for such variety of species by developing suitable dimensional criteria, is of growing interest (Ead *et al.*, 2004; Stuart and Mallen-Cooper, 1999). Although, some studies aiming to improve pool-type fishways have been developed, those were mainly focused on the hydraulic characteristic of flow created (Ead *et al.*, 2004; Kim, 2001), evidence strong oversights on the biology of fish species, essential to enhance the efficiency

of such hydraulic devices. Thus undoubtedly hydraulically well structured, the resulted insights on fishway design criteria can nonetheless create adverse conditions to fish passage. Kim (2001), studied the hydraulic characteristics of weir types in a pool-weir fishway, and concluded that rectangular weir with a notch installed in a straight configuration was the optimal design for the upstream migration of fish due to the high resting areas created of lower velocity. Nevertheless no fish were tested and the likelihood of small species getting trapped in those large resting areas and difficulty pass through very long pools (Tarrade *et al.*, 2008) was thus unconsidered. In a study focused on the efficiency of offset (standard design) and straight submerged orifices for Iberian barbel upstream movements (Silva *et al.*, submitted), it was found that offset orifices arrangement was a rather better configuration for fish, in opposite to straight orifices, in which, once in the resting areas, fish difficultly move from there, due to the higher velocities felt in the main flow. To develop efficient fishway design criteria, is thus necessary to consider the interplay between hydraulic and biological variables, which emerges as key parameter in all this process (Puertas *et al.*, 2004; Rodriguez *et al.*, 2006).

The Iberian barbel *Luciobarbus bocagei* (Steindachner, 1864) is an endemic cyprinid species to the Iberian Peninsula, occurring in almost all of the basins in North and centre of Portugal (Geraldes *et al.*, 1993; Lobón-Cerviá *et al.*, 1984; Santos *et al.*, 2005). Although this potamodromous species' movements are commonly restricted by man-made barriers, yet a small numbers of studies have addressed the Iberian barbel's behavioural response to the hydraulic characteristics existent within a fishway, such as water velocity and turbulence. Therefore, and considering the intrinsic ecological conservation value of this species, it is need to gather data on how Iberian barbel sense, use and react to velocity and turbulence, for a better understanding of how the hydraulics variables affects this species' swimming performance to improve fishways' designs for this species (Odeh *et al.*, 2002).

It is known that as rheotatic species, fish's behaviour tends to be orientated to water current (Lupandin, 2005; Montgomery *et al.*, 1997), this orientation is an important and widespread behaviour in fish, strongly evident in their upstream migrations and commonly assessed throughout swimming speed (Gregory and Wood, 1999). Likewise velocity, also turbulence plays an important role on fish's migratory movements, triggering or preventing the same (Odeh *et al.*, 2002). Upper limits of velocity and turbulence of flow that permit fish species to successfully negotiate fish passages with minimum of injuries and delays, are then need to be establish. Attempting to minimize eventual high levels of velocity and turbulence inadequate for fish (e.g. insertion of deflectors), several studies have been developed (Ead *et*

al., 2004; Kim, 2001; Tarrade *et al.*, 2008). Although less frequent, studies focused on the effects of turbulence and velocity upon fish behaviour have been undertaken (Cotel *et al.*, 2006; Odeh *et al.*, 2002) under laboratory condition, which due to the similarity between the conditions herein created and the existent under natural environment (Vogel, 1981) have been proved to be a good approach to reproduce and measure turbulence's effects on fish behaviour (Kemp *et al.*, 2006; Odeh *et al.* 2002; Kemp *et al.*, 2006; Tudorache *et al.*, 2007).

In this study we compared offset and straight orifices arrangement for Iberian barbel upstream movements. To avoid previously demonstrated within-pool highly different velocities and large resting areas, acting as traps of fish movement (Silva *et al.*, submitted), a modification of the internal flow characteristics in the pools by placement of a deflector bar was performed in the latter experimental design. This study assessed the impact of different hydraulic characteristics of turbulent flow created either in offset orifices or straight orifices with a deflector bar on Iberian barbel's upstream movements.

5.3. Materials and methods

The fishway

Experiments were conducted in a full-scale experimental pool-type fishway prototype (Figure 5.1), consisting of a rectangular open-channel flume (10.00 m long x 1.00 m wide x 1.20 m deep) with fiberglass sidewalls, externally reinforced by a steel frame, and two concrete tanks located at the upstream (2.60 m long x 1.00 m wide x 1.20 m deep) and downstream (4.00 m long x 3.00 m wide x 4.00 m deep) end of the respective channel. This experimental structure was installed at the Hydraulics and Environment Department of the National Laboratory for Civil Engineering (LNEC), in Lisbon. PVC cross-walls divided the total length of the flume in six pools. Each pool was 1.90 m long, 1.00 m wide and 1.20 deep, and each wall was equipped with a submerged orifice of adjustable area. Given the low swimming capacity of the target species and the usual range of slopes of pool-type fishways (Larinier, 2002), the slope of the flume was set at 8.5% for all trials. Also, in order to reduce the likelihood of eddies' occurrence within the experimental area, the bottom of the flume was made smooth, straight and level.

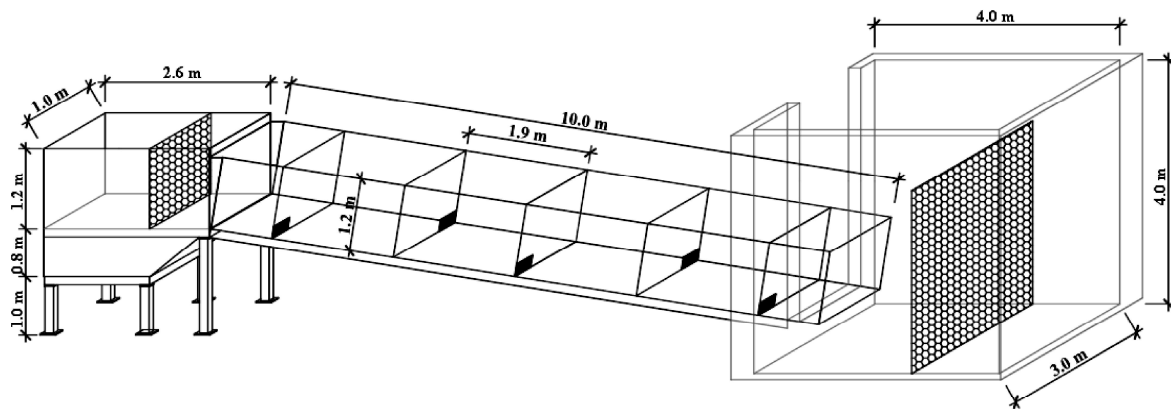


Fig. 5.1. Experimental full scale pool-type fishway installed at the National Laboratory for Civil Engineering (LNEC).

Water (soft water) for the fishway was pumped from the laboratory sump into the upstream tank using two pumps (maximum capacity of 250 l.s^{-1}). The discharge was measured and controlled by magnetic flowmeters located in the supply lines and a valve located at the upstream tank, whilst the water level within the structure was regulated by a slot gate located at the downstream tank. The latter was used as an acclimation chamber for fish, which were kept separately from the flume by means of a fine-mesh panel (12 m^2) installed in this tank (Figure 5.1). To ensure an adequate dechlorination, the water was maintained within the recirculation system of the laboratory for at least two weeks previous to the beginning of the experimental period. Water temperature, hardness, pH and dissolved oxygen were also measured at the beginning and end of each trial by a multiparametric probe (Hydrolab, Quanta model). In the absence of a temperature control system, water temperature shifted according with the variation of the atmospheric temperature within the room (mean \pm SD: $18 \pm 2^\circ\text{C}$), which was similar to river's water temperature usually found during barbel's migration period.

To ensure uniform lighting and to block sunlight reflection around the structure of the flume, a 4m high tarpaulin was erected along the flume, providing a clear observation of fish's behaviour within the channel. The structure was illuminated by the artificial lighting system of the laboratory.

Fishway design variants and experiments

In total two distinct experimental designs of a pool-type fishway were studied experimentally: i) offset orifices (Type I), ii) straight orifices with a deflector bar (Type II) (Figure 5.2), based on prior experimental results.

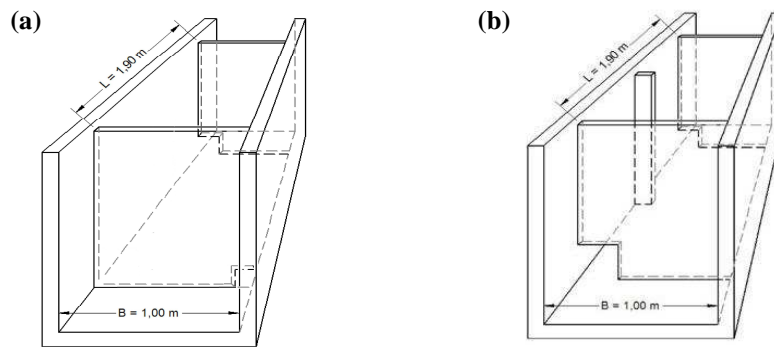


Fig. 5.2. The two experimental designs evaluated in the present study: (a) offset orifices (Type I); (b) straight orifices with a deflector bar (Type II).

Previous studies, focused on the Iberian barbel preference for submerged orifices or weirs in their upstream movements, (Silva *et al.*, 2009) showed that this species preferentially use the submerged orifices, mainly if placed in an offset arrangement (Silva *et al.*, unpublished). On the other hand, for some of the tested configurations with straight orifices, a straight flow of high velocities was found between two consecutive orifices, impeding the complete dissipation of the kinetic head of the flow, which was then transferred to the next basin, creating a different flow pattern. Also, a large area of low velocities was created in the opposite side of this flow, which seemed to have restrained the upstream movement of the specimens (Silva *et al.*, unpublished). To bypass these experimental constraints, a set of experimental runs have been previously conducted that placed a vertical bar (which acted as a deflector) of variable width, $0.25b_o$ and $0.50b_o$, between two consecutive straight orifices at $0.20L$, $0.40L$ and $0.60L$ from the upstream orifice (Table 5.1; Alvarez, 2008). In these experiments the uniformity of the flow was assumed in all configurations. The introduction of the vertical bar led to the slight deflection of the jet from the upstream orifice and to the complete dissipation of its kinetic head. The head drop between pools (Δh), was found differ among the hydraulic configuration tested, ranging between 0.08 and 0.18 m in experiments

conducted under lower flow discharges, and between 0.05 and 0.20 m in experiments conducted with higher low discharges.

Table 5.1. Details of the hydraulic conditions tested by Alvarez (2008).

Experiments	A_o (m^2)	L %	d (m)	b_o %	b_o (m)	Q ($l.s^{-1}$)	P_v ($W.m^3$)	h_m (m)	25% h_m (m)	50% h_m (m)	80% h_m (m)
1		20	0.38	25	0.45						
2		20	0.38	50	0.90						
3	0.03	40	0.76	25	0.45	38.5	37.0	0.88	0.22	0.44	0.70
4		40	0.76	50	0.90						
5		60	1.14	25	0.45						
6		60	1.14	50	0.90						
7		20	0.38	25	0.58						
8		20	0.38	50	0.11						
9	0.05	40	0.76	25	0.58	62.7	63.1	0.84	0.21	0.42	0.67
10		40	0.76	50	0.11						
11		60	1.14	25	0.58						
12		60	1.14	50	0.11						

Since it is easier for fish to pass a fishway when the head drop between two consecutives pools is smaller (Larinier, 2002), two fishway configurations were selected for the experimental biological trials based on the head drop between pools. Experimental configurations with $\Delta h = 0.16$ m were then chosen, due to the similarity of the head drops values with the ones found in the first experimental design (Type I), as well as by the adequacy to cyprinids species of the correspondent maximum velocity of 1.77 m.s^{-1} ($V_o = \sqrt{2g\Delta h} = 1.77 \text{ m.s}^{-1}$ where g is the acceleration due to gravity, 9.80 m.s^{-2} , Larinier, 2002). Free surface levels were measured by eight rulers fixed to the side-wall of the flume (two at 20 cm increments upstream from the cross-wall; one at the cross-wall; four at 0.20 m increments downstream of the cross-wall and one at $0.5L$, 0.95 m). The two experimental designs were tested for $Q=38.50 \text{ l.s}^{-1}$ and $Q=62.70 \text{ l.s}^{-1}$ and submerged orifices areas (A_o) of 0.03 and 0.05 m^2 . Details of the experiments conditions are given in Table 5.2. To characterize the velocity and turbulence fields, detailed velocity measurements were made with a NORTEK AS 3D Acoustic Doppler Velocimeter (ADV). Owing to its ability to adequately measure the three-dimensional velocity components (x, y, z) of flowing water

(Ead *et al.*, 2004; Guiny *et al.*, 2003; Odeh *et al.*, 2002; Papanicolaou and Maxwell, 2000) by recording the Doppler shift created by changes in wave characteristics caused by the flow of the water relative to a 10 MHz carrier wave (Cotel *et al.*, 2006), either in laboratory or field, the ADV has become recognised as an useful instrument for precise velocity measurements (Cotel *et al.*, 2006; Liu *et al.*, 2006). In order to minimize the vibration of the ADV probe due to the high velocities exists in the main flow, this was set in a rigid beam, mounted in the surface of the flume. Pointwise velocity measurements were then obtained at different horizontal planes parallel to the flume bottom, at 25, 50 and 80% of the pool mean depth (h_m). Due the uniformity of the flow pattern and head drop among pools, measurements were carried out in the 2nd downstream pool, considered as representative of the hydraulic conditions exists within the fishway. A predefined grid parallel to the bottom with 48 measurements points distributed according to the velocity field variability was used as reference (Figure 5.3).

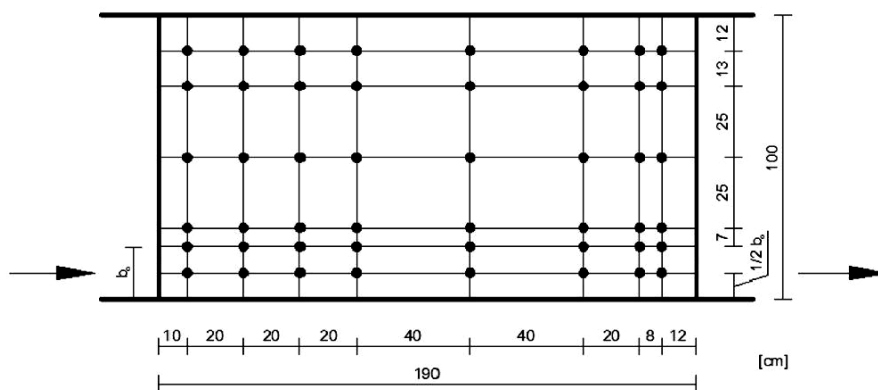


Fig. 5.3. Grid used for velocity measurements in planes parallels to the bottom of the flume.

In order to establish the sampling period needed for an accurate determination of the mean velocity and turbulence parameters, the ADV was previously tested for sampling periods ranging between 5 to 350 s, which showed that, above 30 s, the velocity mean value was almost constant. Considering that the sampling period required to provide converged statistic of mean and turbulence features is controls by the mean velocity (Liu *et al.*, 2006), a sampling period of 90s was chosen. Thus, 2250 instantaneous measurements of velocity were recorded for each sampling point, at a sampling rate of 25 Hz. Data were used to compute turbulence and velocity characteristics (Lupandin, 2005) found in the fishway at the horizontal (XY), vertical (XZ), and transversal (YZ) planes, for all experimental conditions.

Studies focused on fish rheoreaction (i.e. the behavioural orientation to water currents) (Montgomery *et al.*, 1997) and on fish critical velocity (i.e. the maximum velocity at which a fish can sustain itself in a stream) have shown that both fish's capacities tend to decrease with the increase of water turbulence (Pavlov *et al.*, 1982). The assessment of the effects of turbulence and the respective descriptors, such as turbulent kinetic energy and Reynolds shear stress, upon fish behaviour is therefore extremely important; this has been the subject of previous research (Pavlov *et al.*, 1994; Puertas *et al.*, 2004; Odeh *et al.*, 2002) and it is also addressed in this study focusing on the Iberian barbel.

A simple indicator of the amount of turbulence inside the pool is the dissipated power per unit volume (P_v) (Puertas *et al.*, 2004; Rodríguez *et al.*, 2006), which, according to Larinier *et al.* (1998), is defined as:

$$P_v = \frac{\rho g Q \Delta h}{L B h_m} \quad (5.1)$$

where ρ is the water density, Δh the water drop between the pools, and L and B the length and the width of each pool and h_m the mean water depth. Due to the strong effects of high P_v on fish's swimming capacity, the experiments were conducted with P_v values beneath the upper limit considered as adequate for cyprinids species ($<150 \text{ W.m}^{-3}$; Larinier, 2002).

The instantaneous velocity data were used to compute the turbulent kinetic energy (K ; Rodi, 1980) as:

$$K = \frac{1}{2} \left(u'_{\text{rms}}{}^2 + v'_{\text{rms}}{}^2 + w'_{\text{rms}}{}^2 \right) \quad (5.2)$$

where, u'_{rms} , v'_{rms} and w'_{rms} are respectively root mean square values of the fluctuating components of velocity on the system of coordinates x , y , z . Large fluctuations from the mean flow are associated with large turbulent kinetic energy, which is undesirable for fish swimming performance (Liu *et al.*, 2006). The effects of turbulence on fish are known to vary according to the intensity and size of the turbulent fluctuations (turbulence scale) (Odeh *et al.*, 2002). In rivers, fish are constantly exposed to a wide range of turbulence scales. These vary from small-scale turbulence, that is associated to tiny eddies and may cause localized damages on fish body surface, to larger-scale turbulence, greater than fish size, which can cause fish spinning, disorientation and loss of equilibrium (Odeh *et al.*, 2002). In order to

generalize the results for situations others than the ones tested, turbulent kinetic energy was normalized using the maximum velocity in the orifice (V_o), according to:

$$\kappa = K^{0.5}_m / V_o \quad (5.3)$$

Turbulent flows result from water particles moving in different directions with different velocities, interacting between them creating shear stress (Odeh *et al.*, 2002). Reynolds shear stress has been considered as one of the most important hydraulic parameters determining fish behaviour (Odeh *et al.*, 2002). Its horizontal component (XY) is:

$$-\overline{\rho u'v'} \quad (5.4)$$

where ρ is the water density, u' and v' are the fluctuating velocities in X and Y directions, respectively. Previous studies (Silva *et al.*, unpublished) focused on the tridimensional impact of turbulence and shear stress in the Iberian barbel upstream movements in a pool-type fishway prototype, showed that the horizontal component of Reynolds shear stress mostly affects these specimens. Therefore, the variations of Reynolds shear stress in the plane XY at $0.25h_m$ (close to the bottom) and at $0.80h_m$ (near the surface) were assessed in this study. This hydraulic parameter was also made dimensionless using the maximum velocity in the orifice (V_o), according to:

$$\overline{(-\rho u'v')}_m / \rho V_o^2 \quad (5.5)$$

where the subscript m refers the maximum value in a transverse profile.

Fish experiments

During April-June 2008, the natural reproductive migration season of the Iberian barbel (Santos *et al.*, 2005), eighty adults specimens with a total body length (TL) between 15 and 35 cm were caught by means of electrofishing (Electrocatch International, Sarel model WFC7_HV, Wolverhampton, UK) with low voltage (250 v), from the River Sorraia (the largest tributary of the River Tagus-central Portugal). Fish were selected for maturation stage by *in situ* macroscopic observations of gonads development stage and presence of nuptial tubercles (Agostinho *et al.*, 2007). The specimens were brought to the laboratory, and

according to their size separated into two size-classes: small adults (N= 40, $15 < TL < 25$ cm, mean \pm SD (cm): 19.35 ± 2.24) and large adults (N= 40, $25 \leq TL < 35$ cm, mean \pm SD (cm): 28.19 ± 3.32). Aiming to recover from possible handling stress, and according to their size, were placed in four tanks (20 individuals per tank), where were kept for at least one week before experiments started. During that period, the specimens were daily fed with pond sticks (Tetra Pond), until the 24 h previous to experimentation. Water quality within the tanks was ensuring by means of an ELITE aerator systems and mechanical filters.

Attempting to simulate natural close conditions favourable to barbel's upstream movements (Santos *et al.*, 2005), all trials were conducted at end afternoon and lasted 1h30 (from 17h00 to 22h00). To test for size-related differences in species behaviour, each trial was conducted using simultaneously two adults fish of each size-class. Fish were tested for the four different configurations (Table 5.2): two different orifice configurations (offset or straight) and two orifice dimensions (0.03 or 0.05cm). Each configuration was tested 10 times, given a total of forty trials. In this study, fish were used only once. These were randomly removed from the holding tank and placed in the acclimation chamber, where remained for approximately 12 h to settle. Fish were prevented from entering the flume by a mesh panel (Figure 5.1). The start of each trial took place as soon as flow discharge in the flume was brought to the desired level; by removing the mesh panels to enable fish volitionally ascend the flume. During the experimental period, owing to the absence of water control systems, water temperature shifted in accordance with the variation of the atmospheric temperature (mean \pm SD : $18 \pm 2^{\circ}\text{C}$).

Table 5.2. Details of the hydraulic conditions of the two experimental tested designs: submerged orifices area (A_o), head drop between pools (Δh), volumetric power dissipation (P_v), and pool mean water depth at 25, 50 and 80%. Number (N) and fish size of individuals used in the experiments.

Design	Experiments	Variables											
		A_o (m ²)	Δh (m)	Q (l.s ⁻¹)	P_v (W.m ⁻³)	h_m (m)	25% h_m (m)	50% h_m (m)	80% h_m (m)	Small adults : 15<TL <25cm		Large adults: 25≤ TL <35cm	
										N	Mean ± SD (cm)	N	Mean ± SD (cm)
Type I	E1	0.03	0.16	38.5	37.0	0.79	0.20	0.40	0.63	10	19.07 ± 1.76	10	28.87 ± 2.59
	E2	0.05	0.16	62.7	63.1	0.85	0.21	0.42	0.68	10	19.74 ± 2.14	10	28.67 ± 2.89
Type II	E3	0.03	0.16	38.5	37.0	0.88	0.23	0.45	0.72	10	20.15 ± 2.49	10	30.61± 2.46
	E4	0.05	0.16	62.7	63.1	0.84	0.22	0.44	0.70	10	20.18 ± 4.53	10	30.98 ± 2.40

Observations and video analysis

Fish behaviour was continuously assessed during all trials, either by direct observation carried out by two operators or by three video cameras, one positioned at 3 m above the water level and two at 2 m of distance of each side of the flume, covering the entire second downstream pool. Positioning of the fish in the pool was determined by using a 1.90x1.00 m reference grid containing 15 contiguous and sequentially numbered cells (each, 0.38 m length x 0.33 m width). An individual was considered to occupy one cell, when more than half of its body length was within the cell's boundaries. Video recordings were analysed with IVision Labview software from National Instruments (<http://www.ni.com>).

Fish behaviour was analysed for the two different size-classes counting the number of fish that: i) approached the flume – *Rate of approach to the flume*; ii) entered the flume - *Rate of entrance in the flume per number of approaches*; and iii) successfully negotiated the fishway - *Fish success*. The time taken by fish to pass the fishway, as well as the time spent by a fish in each cell of the grid (transit time) were also accounted. The latter was even related to the hydraulic parameters previously determined, for a better understanding of the impact of these upon barbels' swimming performance.

Data analysis

Overall, fish were found to preferentially remain near the bottom of the fishway, exhibiting a similar behaviour to the one found under natural conditions (Capel *et al.*, 2009), so analysis were performed using only data collected at $z = 0.25h_m$. Herein, the non-parametric Mann-Whitney U-tests was used to test for differences on: i) velocity, turbulence kinetic energy and Reynolds shear stress between each of two hydraulic regions created in the two experimental designs (region A, B and C, see section 5.3, below); ii) the rate of approach to the flume and the rate of entrance in the flume per number of approaches, between both fish size-classes and experimental designs; iii) the rate of entrance in the flume of each size-class in both experimental designs; iv) fish success and the respective time taken to pass the fishway between both experimental designs v) the transit time spent by fish of each size-class in each experimental design and between regions A and B in Type I. Aiming to test for possible influence (correlation) of flow discharge on : vi) the rate of approach to the flume;

vii) the rate of entrance in the flume per number of approaches; viii) fish success, ix) the time taken to ascend the passage, and x) the transit time by fish of each size-class in the two experimental designs; data were analysed by using the Spearman Rank Statistical Test. The Krsukall-Wallis ANOVA test was used to detect differences on velocity, turbulent kinetic energy, Reynolds shear stress and transit time for each fish size-class, among the three distinct hydraulic regions created in Type II (regions A, B and C). The statistical procedure herein present was performed with the Statistic program (version 6.0).

5.4. Results

Overall structure of flow in pools

The different flow patterns in the pools created in the tested configurations were the main factors used to the hydraulic characterization. These, as well as both, velocity and turbulent fields were found to vary the most in response to the experimental designs tested and to depth.

Flow v.s. fishway design: In Type I, near the bottom ($z = 0.25 h_m$), two clear distinct hydraulic regions were created (Figure 5.4): region A) a main flow with high velocities (mean \pm SD: 0.77 ± 0.48) and turbulence (K: mean \pm SD: 0.12 ± 0.13 ; Reynolds shear stress: mean \pm SD: -12.07 ± 7.57) which runs along the flume sidewall until it reaches the next crosswall where it deviates towards the downstream orifice, occupying approximately 41% (0.78 m^2) of the total area of the pool; region B: a large recirculation region with reversed flow directions and low velocities (mean \pm SD: 0.32 ± 0.06) and turbulence (K: mean \pm SD: 0.02 ± 0.005 ; Reynolds shear stress: mean \pm SD: -0.73 ± 3.49) (Table 5.3) favourable for fish rest, “*resting-areas*”, located near the opposite sidewall, occupying about 59% (1.12 m^2) of the total area of the pool. Herein, maximum velocities and turbulence were found at the vicinity of the side-wall adjacent to the upstream orifice accentually decreasing until the vicinity of the opposite side-wall (Table 5.3). Significant differences on velocity, turbulent kinetic energy and Reynolds shear stress were found between region A and B, increasing with flow discharge increment (Table 5.4). Near the surface ($z = 0.80 h_m$), a uniform recirculation flow (counter-clockwise) with lower velocities (mean \pm SD: 0.45 ± 0.07) and turbulence (K: mean \pm SD: 0.02 ± 0.006 ; Reynolds shear stress: mean \pm SD: -0.07 ± 1.35) was observed (Figure 5.4).

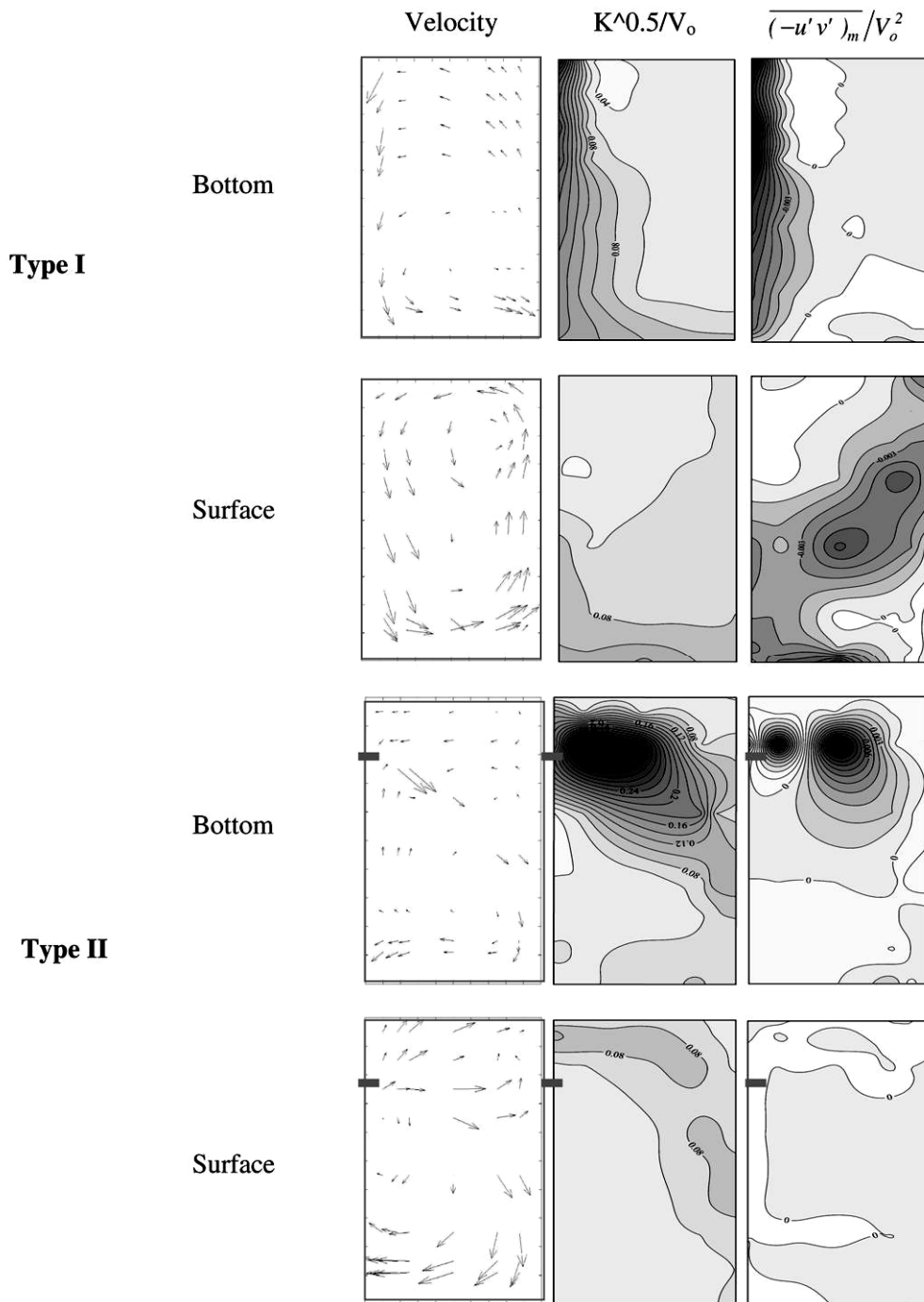


Fig. 5.4. Representation of the fields' variation of velocity, dimensionless turbulent kinetic energy and dimensionless Reynolds shear stress in the horizontal plane (XY) parallel to the bottom ($z = 0.25h_m$) and to the surface ($z = 0.80h_m$) for both experimental designs, $Q = 62.70 \text{ l.s}^{-1}$.

Table 5.3. Hydraulic characterization of regions A, B and C for each experimental design. Measures were taken at $z=0.25h_m$.

Hydraulic parameters	Experiments									
	Type I				Type II					
	E1		E2		E3		E4			
	Main Flow (Region A)	Resting area (Region B)	Main Flow (Region A)	Resting area (Region B)	Main Flow (region A)	Resting area (Region B)	Resting area (Region C)	Main Flow (region A)	Resting area (Region B)	Resting area (Region C)
V_{max} (m.s ⁻¹)	1.094	0.289	1.543	0.459	1.042	0.246	0.215	1.245	0.854	0.297
V_{mean} (m.s ⁻¹)	0.452	0.224	0.771	0.325	0.358	0.160	0.143	0.487	0.222	0.194
V_{min} (m.s ⁻¹)	0.150	0.139	0.415	0.220	0.124	0.093	0.086	0.191	0.090	0.085
K_{max} (m ² .s ⁻²)	0.324	0.027	0.569	0.040	0.540	0.095	0.051	0.704	0.372	0.036
K_{mean} (m ² .s ⁻²)	0.059	0.011	0.123	0.024	0.079	0.024	0.012	0.097	0.058	0.016
K_{min} (m ² .s ⁻²)	0.006	0.007	0.052	0.017	0.010	0.005	0.005	0.021	0.008	0.007
$-\overline{\rho u'v'}_{max}$ (N.m ⁻²) *	7.665	4.904	12.985	8.885	41.377	6.271	3.162	24.743	5.924	7.109
$-\overline{\rho u'v'}_{mean}$ (N.m ⁻²) *	-4.519	-0.129	-12.072	-0.734	0.415	-0.465	-0.251	-3.314	-3.916	0.625
$-\overline{\rho u'v'}_{min}$ (N.m ⁻²) *	-43.907	-1.991	-45.080	-6.983	-47.731	-5.861	-3.545	-51.378	-31.300	-5.355

* Extreme values Reynolds shear stresses are herein considered

Table 5.4. Mann-Whitney U-test coefficients obtained when testing for differences on the hydraulic variables (velocity, turbulent kinetic energy and Reynolds shear stress) among the three created regions (A, B, C) in Type I and Type II, at $z = 0.25 h_m$.

Variables	Mann-Whitney U-test (F)			
	Type I		Type II	
	E1	E2	E3	E4
<i>Velocity ($m.s^{-1}$)</i>				
regions A-B	4.37***	5.70***	3.81***	3.38***
regions A-C	-	-	4.48***	3.58***
regions B-C	-	-	-0.84 ^{ns}	-0.70 ^{ns}
<i>Turbulent kinetic energy ($m^2.s^{-2}$)</i>				
regions A-B	4.66***	5.26***	2.47**	1.47 ^{ns}
regions A-C	-	-	3.24***	3.52***
regions B-C	-	-	-0.53 ^{ns}	1.41 ^{ns}
<i>Reynolds shear stress ($N.m^{-2}$)</i>				
regions A-B	-2.49**	3.13***	-0.08 ^{ns}	-0.49 ^{ns}
regions A-C	-	-	0.33 ^{ns}	-2.08*
regions B-C	-	-	-0.21 ^{ns}	-2.32*

* Significant in $P < 0.05$; ** significant in $P < 0.01$; *** significant in $P < 0.001$; ^{ns} no significant

In Type II, near the bottom of the flume ($z = 0.25 h_m$), three distinct regions characterized by different hydraulic conditions were also observed (region A, B and C) (Figure 5.4). Herein, it was also in the main flow (region A) that the highest velocities (mean \pm SD: 0.48 ± 0.26) and turbulence (K: mean \pm SD: 0.09 ± 0.16 ; Reynolds shear stress: mean \pm SD: -3.31 ± 12.50), were registered (Table 5.3). The jet from the upstream orifice impinged on the deflector bar, shifting direction to the opposite sidewall, where it moves all along until the downstream cross-wall, keeping its path in direction to the downstream orifice (Figure 5.4), occupying approximately 40% ($0.76 m^2$) of the total area of the pool. Amid the main flow and the upstream cross-wall, another region was created (region B), characterized by lower velocities (mean \pm SD: 0.22 ± 0.19) and turbulence (K: mean \pm SD: 0.05 ± 0.09 ; Reynolds shear stress: mean \pm SD: -3.91 ± 0.08), (Table 5.3), and a reversal flow, travelling in direction to the deflector bar (Figure 5.4). With a minor area of occupation, this region covers roughly 17% of the total area of the pool ($0.32 m^2$). A third region (region C) of very low velocities (mean \pm SD: 0.19 ± 0.07) and turbulence (K: mean \pm SD: 0.02 ± 0.009 ; Reynolds shear stress: mean \pm SD: 0.62 ± 3.48), was also identify immediately below of the

deflector bar, constrained between $0.42L - 0.74L$ and $0.12B - 0.5B$ with approximately 0.23 m^2 , 12% of the total area of the pool (Figure 5.4). Herein, maximum velocities and turbulence (Table 5.3) were observed in the middle of the pool. Differences on velocity, turbulent kinetic energy and Reynolds shear stress, were found mainly between region A and C (Table 5.4). In this experimental design velocities were found to be lower, when comparing to Type I, resulting from the presence of the deflector bar within the pool, which in turn led to higher turbulence conditions (Table 5.3). In Type II, near the surface the flow pattern was similar to the one observed at $z = 0.25h_m$, varying, only on flow direction in region B which was found to travels to the upstream corner of the pool (opposite side to the inlet water point in the pool).

Flow v.s depth: In figure 5.5, the ratio between the maximum velocities in the horizontally plane (V_{xy_m}) and the maximum velocity in the orifice (V_o) is plotted.

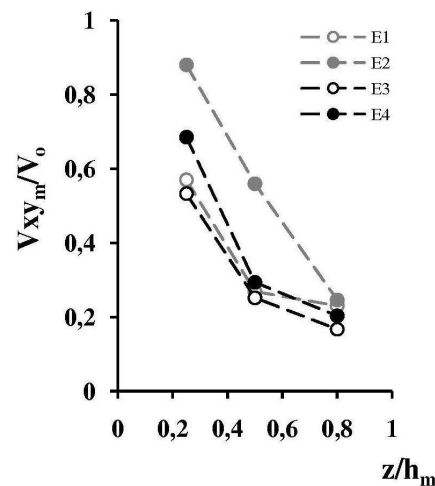


Fig. 5.5. Dimensionless maximum velocities at various tested discharges on the horizontal plane (XY).

The variation of velocity with depth was undoubtedly evident particularly in experiments conducted under higher flow discharges. Thus, the highest velocities 1.54 m.s^{-1} ($0.8V_o$) were found in the second tested condition (E2, Type I) near the bottom. With the proximity to water surface, maximum velocity drastically decreased, mainly in experiments conducted under higher flow discharges (Figure 5.5). Minimum maximum velocity values of 0.40 m.s^{-1} ($0.23 V_o$) were then found at this level ($z = 0.80 h_m$), in the third experimental configuration (E3, Type II). Likewise velocity, turbulent kinetic energy was also found to strongly vary with depth (Table 5.5), decreasing to particularly low values near water surface. Thus, the highest values ($0.70 \text{ m}^2.\text{s}^{-2}$; $0.39 V_o$), were register near the bottom of the pool ($z = 0.25h_m$ in the fourth experimental configuration tested (E4, Type II). This hydraulic behaviour

was similar in Type I, in which a maximum of $0.57 \text{ m}^2.\text{s}^{-2}$ ($0.32 V_o$) was found in the second experimental configuration tested (E2), (Table 5.5).

Table 5.5. Summary of the variation of maximum turbulence parameters (Turbulent kinetic energy and Reynolds shear stress) with depth, for both experimental tested designs. Parameters analysed (velocity, turbulent kinetic energy and Reynolds shear stress (xy plane).

Hydraulic parameters		Experiments				
		Type I		Type II		
		E1	E2	E3	E4	
$K_{\max.} (\text{m}^2.\text{s}^{-2})$	z (% h_m)	25	0.324	0.569	0.540	0.704
		50	0.065	0.386	0.280	0.210
		80	0.049	0.058	0.040	0.090
κ	z (% h_m)	25	0.183	0.321	0.284	0.397
		50	0.036	0.218	0.158	0.118
		80	0.027	0.032	0.022	0.050
$-\overline{\rho u'v'} (\text{N.m}^{-2})$	z (% h_m)	25	-43.900	-45.080	-47.731	-51.378
		50	-17.410	-20.320	27.910	35.280
		80	-8.600	-5.539	10.240	18.580
$\overline{(-\rho u'v')}_m / \rho V_o^2$	z (% h_m)	25	-0.014	-0.014	-0.015	-0.016
		50	-0.006	-0.006	0.008	0.011
		80	-0.003	-0.002	0.003	0.006

Close to the surface ($z = 0.80 h_m$) in both the experimental designs, turbulent kinetic energy was lower, with a maximum of $0.09 \text{ m}^2.\text{s}^{-2}$ ($0.05 V_o$) in Type II and $0.06 \text{ m}^2.\text{s}^{-2}$ ($0.03 V_o$) in Type I. Differences of this hydraulic variable with the experimental design and depth were clearly evident, mainly in experiments conducted under higher flow discharges. Reynolds shear stress was also found to clearly increase with the increment of water depth and flow discharge (Table 5.5). Therefore in both the experimental designs, the highest values

(-51.0 N.m^{-2} , $0.01V_o$) were register near the bottom, in the fourth experimental configuration (E4) in Type II (-45.00 N.m^{-2} , $0.01V_o$) and in the second configuration (E2) in Type I (Table 5.5). Near the surface, at $z = 0.80h_m$, this tension was particularly lower with maximum values ranging between -8.60 N.m^{-2} and -5.53 N.m^{-2} in Type I, and between 10.24 N.m^{-2} and 18.58 N.m^{-2} in Type II (Table 5.5).

Rate of approach to the flume

In all experiments, barbel were found to simultaneously approach the flume, exhibiting a virtual behaviour to the one observed under natural condition, which is characterized by fish moving in schools (Capel *et al.*, 2009). Hence, although differences on fish behaviour have been observed between size-classes, those were found to be no significant (Mann-Whitney U-test: $Z = -0.01$, $P > 0.05$). Nevertheless, even if by a slight difference, small adults were observed to approach to the flume, the most (Figure 5.6). This rate was found to strongly vary with the experimental design tested (Mann-Whitney U-test: small adults, $Z = 3.59$, $P < 0.001$; large adults, $Z = 3.93$, $P < 0.001$), have been lower in the second experimental design (mean \pm SE: Type I, 302.25 ± 0.75 ; Type II: 220.00 ± 2.56). In opposite, no relation was found between the rate of approach to the flume and flow discharge (Spearman rank correlation: small adults, $r=0.13$, $p>0.05$; large adults $r=-0.04$, $p>0.05$).

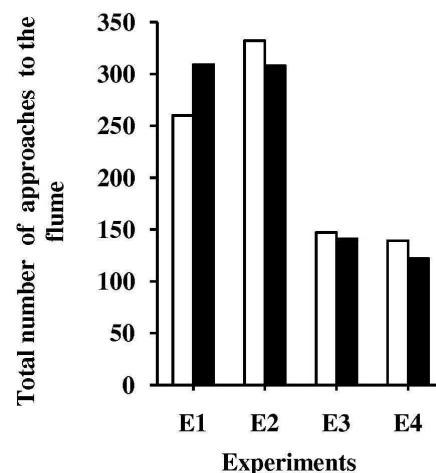


Fig. 5.6. Total number of approaches to the flume by small adults ($15 < TL < 25 \text{ cm}$) (\square) and large adults ($25 \leq TL < 35 \text{ cm}$) (\blacksquare), in all the experiments.

Rate of entrance in the flume per number of approaches

In both the experimental designs, the number of fish entering the flume was low (Type I: 8.15 ± 3.54 %; Type II: 10.52 ± 5.96 %) (Figure 5.7) and similar between those (Mann-Whitney U-test: $Z = -0.57$, $P > 0.05$). Also, no relation on the rate of entrances and flow discharge was found (Spearman rank correlation $r = 0.43$, $P > 0.05$). Although, small adults evidence a stronger capacity to overtake the adverse hydraulic conditions and enter the flume (mean \pm SD: 10.30 ± 5.53 %), when comparing with large fish (mean \pm SD: 8.38 ± 4.33 %), no significant differences on the number of entrances in the flume was found between size-classes (Mann-Whitney U-test: $Z = -0.07$, $P > 0.05$). However, small fish' capacity to enter the flume was found to varied with the experimental design tested (Mann-Whitney U-test: $Z = 2.72$, $P < 0.01$), contrarily to large fish, which capacity to enter the flume seemed to be independent of such variable (Mann-Whitney U-test: $Z = 0.62$, $P > 0.05$).

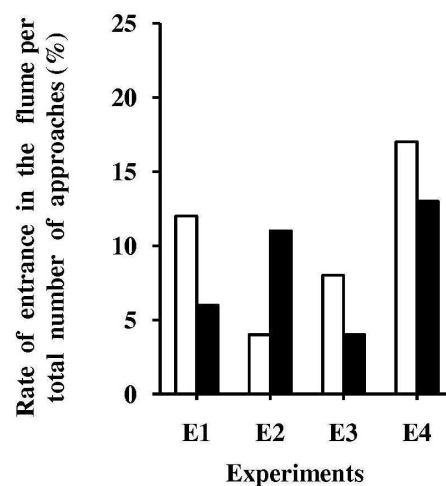


Fig. 5.7. Rate of entrance in the flume per total number of approaches by small adults ($15 < TL < 25$ cm) (\square) and large adults ($25 \leq TL < 35$ cm) (\blacksquare), in all the experiments.

Fish success

Type I was found to be more favourable for fish passage as showed by a higher fish's passage efficiency in this experimental design (mean \pm SD: 70.25 ± 10.21 %), when comparing with the second experimental design (mean \pm SD: 35.00 ± 23.80 %), (Figure 5.8 a). For the same experimental design mean passage was similar between, low (mean \pm SD: Type I, 70.50 ± 10.61 %; Type II, 30.00 ± 28.28 %) and high flow discharge (mean \pm SD: Type I,

70.00 ± 14.14 %; Type II, 40.00 ± 28.28 %), thus, no relation on passage efficiency and flow discharge was found (Spearman rank correlation $r = 0.19$, $P > 0.05$). Also, although size-related differences on rate of success were noted, (mean ± SD: small adults, 62.00 ± 11.66 %; large adults, 43.25 ± 33.60%), these were not statistically significant (Mann-Whitney U-test: $Z = 0.28$, $P > 0.05$), (Figure 5.8 a).

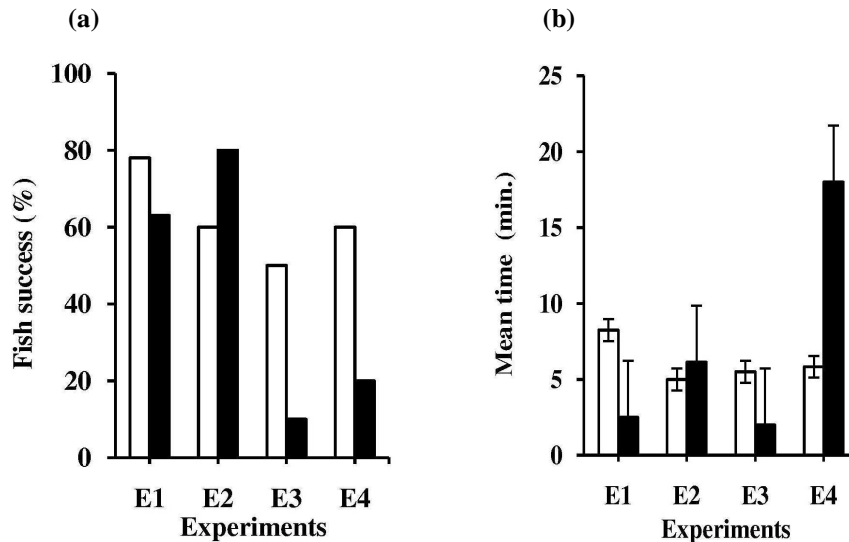


Fig. 5.8. (a) Percentage of fish that successfully negotiated the entire fishway in both experimental designs; (b) time taken by fish to pass the fishway (mean ± SE): small adults (15 < TL < 25 cm) (□) and large adults (25 ≤ TL < 35 cm) (■).

The time taken by fish to pass the fishways was higher in Type II (mean ± SD (min): 7.83 ± 6.99) when comparing to the time taken by fish in experiments conducted in Type I (mean ± SD (min): 5.47 ± 2.39) (Figure 5.8b). Nevertheless, no significant differences were found between the two experimental design in both size-classes (Mann-Whitney U-test: small adults $Z = 1.36$, $P > 0.05$; large adults $Z = -1.09$, $P > 0.05$). Within each experimental design, the time taken by fish to ascend the passage was similar between experiments conducted with low (mean ± SD (min): Type I, 5.38 ± 4.06; Type II, 3.75 ± 2.47) and high flow discharge (mean ± SD (min): Type I, 5.56 ± 0.79; Type II, 11.91 ± 8.60). Thus, no relation was found between this time and flow discharge (Spearman rank correlation: $r = 0.43$, $P < 0.27$). Moreover, size-related differences were clearly evident, have been observed that large fish took longer to ascend the fishway (mean ± SD (min): 7.16 ± 7.45), when compared to small-size individuals (mean ± SD (min): 6.15 ± 1.44). Although, this difference was barely evident and had no statistical meaning (Mann-Whitney U-test: $Z = -0.11$, $P > 0.05$).

Fish behaviour within the flume

Likewise, the results observed in previous studies, focused on Iberian barbel behaviour under different hydraulic configurations in an experimental pool-type fishway (Silva *et al.*, unpublished), fish preferentially remained near the bottom of the flume approximately at $z = 0.25 h_m$, exhibiting a virtual behaviour to the one observed under natural conditions (Capel and Garcia de Jalón, 1999). Although, attempting to avoid the highest velocities and turbulence existent in the main flow near the bottom, fish were found to explore the water column, in their approaches to the upstream orifices.

Overall, fish's behavioural response was found to vary according to the experimental design and fish size-class. The first experimental design, seemed to be more suitable for fish of both size-classes, thus, it was in Type I that the effects of flow discharge on fish's behaviour were felt the most, resulting in a strong relation between flow discharge and the transit time in each cell (Spearman rank correlation: small fish, $r = -0.38$, $P < 0.05$; large fish, $r = -0.80$, $P < 0.001$). Contrarily, this relation was not found in the second experimental design (Spearman rank correlation: small adults, $r = 0.23$, $P > 0.05$; large adults, $r = 0.24$, $P > 0.05$). Therefore, the hydraulic conditions existent in Type II, seemed like to be extremely aggressive for fish with strong implications on their swimming capacity, leading to a constant displacement of position within the pool, and consequently to the absence of differences on transit time among the three main hydraulic regions created (region A, B and C) (Kruskall – Wallis test, $P > 0.05$). As result no significant relation between fish's transit time and most of the hydraulic condition within each cell, were found, however when present those were extremely poor (Table 5.6). In opposite, in Type I, the hydraulic conditions seemed like to be more favourable for fish's swimming capacity, leading to a well structure behavioural pattern within pools. Due to the deep differences of the hydraulic conditions between both hydraulic regions created in this experimental design (region A and B), the transit time of fish of both size-classes, strongly varied between those (Mann-Whitney U-test: small adults, $Z = 4.19$, $P < 0.001$; large adults, $Z = 2.82$, $P < 0.01$). Owing to the smoothest hydraulic conditions encountered in the resting area (region B), fish were then observed to mainly remain in this zone, avoiding the high velocities and turbulence of the main flow (region A). As result, in Type I, high correlations were established between fish's transit time in each cell and the respective velocities, turbulent kinetic energy and Reynolds shear stress (Table 5.6). Herein, fish size-related differences associated to the impact of the hydraulic parameters on fish's

behaviour, were also found. Therefore, small fish's behaviour looks like to be strongly determined by those, in particularly by Reynolds shear stress. Although not so evident, turbulent kinetic energy was also observed to have a strong impact on fish's behaviour of this size-class, as well as, on large adults (Table 5.6).

Table 5.6. Spearman rank test results obtained when correlating fish's transit time in Type I and Type II with the different hydraulic variables (velocity, turbulent kinetic energy and Reynolds shear stress), at $z = 0.25 h_m$. Parameters analysed (velocity, turbulent kinetic energy and Reynolds shear stress (XY plane)).

Design	Fish size-class	Dependent variable	N	Spearman rank r	P-value
Type I	15<TL<25 cm	$v (m.s^{-1})$	20	-0.39	0.030*
		$K (m^2.s^{-2})$	20	-0.46	0.009**
		$ \rho u'v' (N.m^{-2})$	20	-0.62	0.001***
	25≤TL<35cm	$v (m.s^{-1})$	20	-0.45	0.010*
		$K (m^2.s^{-2})$	20	-0.37	0.030*
		$ \rho u'v' (N.m^{-2})$	20	-0.55	0.003**
Type II	15<TL<25 cm	$v (m.s^{-1})$	20	-0.11	0.054
		$K (m^2.s^{-2})$	20	0.11	0.550
		$ \rho u'v' (N.m^{-2})$	20	0.53	0.002**
	25≤TL<35cm	$v (m.s^{-1})$	20	-0.13	0.500
		$K (m^2.s^{-2})$	20	0.09	0.650
		$ \rho u'v' (N.m^{-2})$	20	0.45	0.010*

*Significant in $P<0.05$; **significant in $P<0.01$; ***significant in $P<0.001$.

5.5. Discussion

The lack of consideration and understanding of the fish passage biological and hydraulic requirements for coarse species considered of low economic value has been the main reason for the scarce development of multi-species fish passage facilities (Lucas and Baras, 2001; Poulet, 2007; Puertas *et al.*, 2004). This study added information to enhance pool-type fishways' design for Iberian barbel, by providing data about this species' behaviour within a pool-type fishway, and insights on the hydraulics in this type of structures.

Though hydraulically distinct, both experimental designs tested seemed like to permit barbel upstream movements. The rate of entrance in the flume per number of approaches was

higher in Type II, but Type I was found to be more favourable to barbel's passage, as shown by the higher rate of success (mean \pm SD: 70.25 \pm 10.21%) when comparing to the success found in Type II (mean \pm SD: 35.00 \pm 23.80%). Also, due the highest required times from fish to ascend the fishway when facing the hydraulic conditions existent in Type II, Type I was believed to be the design that better suited to the Iberian barbel's biomechanical skills.

The results showed that fish held positions near the bottom of the flume, exhibiting a virtual behaviour to the one observed under natural conditions as result of a vertical segregation associated to trophic adaptations (Capel *et al.*, 2009). Water depth is in fact considered as one of the most relevant factors in microhabitat selection, differing among species and size-classes (Capel *et al.*, 2009), thus, species' natural position on the water column should be taken into account during the development of fishways designs.

Also, the similarity between fish's behaviours under laboratory and natural conditions found in this study support the concept that hydraulic effects on fish can be produced and measured under laboratory settings, as defended by several authors (Kemp *et al.*, 2006; Odeh *et al.*, 2002). Owing to the possible manipulation of key variables determinants of fish behaviour within fishways, simulated laboratory studies could be an important tool to the development of future research. In the natural habitat, fish are usually confronted with the need to compromise among many interacting physical and biotic factors (Slavík *et al.*, 2009; Cotel *et al.*, 2006) attempting to achieve stability, which implies the ability to control posture in the water column.

Fish stability also depends on perturbation magnitude, hence, on the momentum (Cotel *et al.*, 2006) and the hydraulic parameter's fluctuations such as velocity and turbulence (Bunt, 2001; Odeh *et al.*, 2002; Lupandin, 2005). This was clearly evident in the different behavioural response of fish to the hydraulic conditions existent in the two experimental designs, particularly in Type II, where the hydraulic environment strongly disturbed fish capacity to achieve stability, resulting in their displacement within the pool, and therefore in the absence of differences on transit times among the three distinct hydraulic regions created (region A, B and C). Contrarily in Type I, the inherent hydraulic conditions permitted fish to achieve stability, resulting in a well structural behavioural pattern, leading to the registered higher transit times in areas of lower velocity and turbulence. Fish capacity to achieve stability and then to negotiate the fishway seemed like to have been mainly determined by flow pattern. Although the total area of the pool occupied by the main flow and the respective velocities and turbulence were similar on both experimental designs tested, fish were observed to face stronger difficulties to overtake the hydraulic conditions of the main flow to

reach the resting areas, in Type II. The prominent location of the main flow occupying the central area of the pool as well as the additional energy expenditure required for fish to balance control under the turbulent flow conditions, could be the main factors for the decrement of both fish swimming capacity and the faculty of achieve an equilibrium point, which led to the observed fish disorientation and constant displacement, even in areas with low velocity. In opposite the prominent lateral position of the main flow in the first experimental design was more favourable for fish to negotiate the hydraulic conditions within the pool, and to easily reach the resting area, where they could rest and recover from energy expenditure. During upstream movements, fish tend to use the maximum critical swimming speed to overtake the cross-walls, (Larinier, 2002; Odeh *et al.*, 2002; Mateus *et al.*, 2008) which is usually accomplished by an immediately decreased of fish's swimming velocity, leading to an intern equilibrium of energy (Pavlov *et al.*, 2000). As evidence by the results, flow pattern is a determining factor on fish's swimming capacity within a fishway, so it should be also taken into consideration in its design.

It is known that fish's behaviour within a pool, deeply depends on the velocity and turbulence (Haro *et al.*, 2004; Odeh *et al.*, 2002), and as no exception, such relation was strongly evident in this study. The effects of turbulence kinetic energy (K) on fish behaviour were herein pronounced, as showed by the high negative correlations found between this hydraulic parameter and transit time and by the disorientation of fish during their upstream movements in turbulent areas. It is of general understanding that the impact of turbulence on fish's swimming capacity strongly varies according to the shape and size of turbulence vortex (turbulence scale) exercised on fish body (Lupandin, 2005; Odeh *et al.*, 2002), which can induced to fish orientation at all angles, including position inversion and disturbance of fish balance (Lupandin, 2005), as observed in Type II. Thus, and adding the limited swimming capacity of this species (Doadrio, 2001) as well as the high energy expenditure required by fish to maintain their balance in turbulent flow condition (Pavlov *et al.*, 2000), these factors could be pointed as the main causes of the prominent occurrence of fish in areas with low turbulence. This behaviour is commonly found in rivers pointing to the importance of turbulence as key variable on fish's behaviour, hence, necessary to fishway design.

Likewise K, Reynolds Shear Stress is also a turbulence parameter of great impact on fish behaviour, as shown by the high correlations between fish transit time and Reynolds shear stress on the XY plane. This result, similar to other studies (Odeh *et al.*, 2002; Silva *et al.*, 2009 unpublished), points towards to the importance of Reynolds shear stress as one of the key-parameter determinant of fish' movements within a fishways. The effects of this

parameter vary according to its intensity, as well as with the target species, whose sensitivity to strain are different (Odeh *et al.*, 2002). It is known that within confined man-made structures such as submerged orifices of pool-type fishways, high and potentially undesirable values of shear stress can occur (Cada *et al.*, 2006), which may cause injuries or even mortality (Nietzel *et al.*, 2000) when at higher levels ($\geq 700 \text{ N.m}^{-2}$) (Cada *et al.*, 1999). The absence of any type of injuries in the tested fish indicates that the levels of shear stress existent within the experimental conditions were suitable for barbel's swimming capacity. Therefore, it is needed to consider such hydraulic parameter in future studies.

The length of fish appeared to be an important factor related with fish capacity to overtake the adverse hydraulic conditions within a fishway (Slavík *et al.*, 2009), as showed by the barbel's behavioural responses of different size-classes. The highest capacity of small fish to pass the fishway, mainly in Type II where the hydraulic conditions strongly difficult fish movements, evidenced their highest rheotatic capacity, and the proposal that in this species small individuals are more rheophilous (Capel *et al.*, 1999). The high correlation established between transit time and fish of each size-class, also exhibited the size-related dependency of fish swimming capacity, highlighting the importance of taking into account the fish population structure expected to go through the fishway.

The results support the concept that pool-type fishway is a suitable facility to free movement of benthic species (Knaepkens, *et al.*, 2007), like the Iberian barbel. The strong orientation of fish movements according to the hydraulic conditions within the fishway, in particularly turbulent kinetic energy and Reynolds shear stress, showed that these hydraulics parameters should be considered during fishway design. Also, the size-related behavioural response, herein clearly evident highlights the importance of such variable. These results are believed to provide useful insights about the hydraulics and the Iberian barbel behaviour within pool-type fishways, to define optimal fishways design criteria suitable for this and other fish species of similar biomechanical skills.

References

- Alvarez, TP. 2008. *Caracterização da turbulência em passagens para peixes por bacias sucessivas com escoamento através de orifícios de fundo*. Tese de Mestrado em Engenharia Civil. Instituto Superior Técnico, Lisboa.
- Arthington AH, Welcomme RL. 1995. The condition of large rivers systems of the world. *In: Condition of the World's Aquatic Habitats*. Eds: Armantrout NB, Wolotira Jr. R. J, Labanon, New Hampshire: World Fisheries Congress, *Science Publishers*: 44-75.
- Baras E, Lambert H, Philippart JC. 1994. A comprehensive assessment of the failure of *Barbus barbus* spawning migrations through a fish pass in the canalized River Meuse (Belgium). *Aquatic Living Resource*. **7**:181-189.
- Bunt CM. 2001. Fishway entrance modifications enhance fish attraction. *Fisheries Management and Ecology*. **8**: 95-105.
- Bunt MC, Katopodis C, McKinley RS. 1999. Attraction and Passage Efficiency of White Suckers and Smallmouth Bass by Two Denil Fishways. *North American Journal of Fisheries Management*. **19**: 793-803.
- Cada G, Carlson T, Ferguson J, Richmond M, Sale M. 1999. Exploring the role of shear stress and severe turbulence in downstream fish passage. *In Proceedings of waterpower '99. Hydro's future: technology, markets, and policy*. Brookshier PA (eds). American Society of Civil Engineers Reston: Virginia; 10p.
- Cada G, Loar J, Garrison L, Fisher R, Nietzel D. 2006. Efforts to reduce mortality to hydroelectric turbine-passed fish: locating and quantifying damaging shear stresses. *Environmental Management*. **37**: 898-906.
- Capel FM, García de Jalón D., Werenitzkt D., baeza D., Rodilla-alamá M. 2009. Microhabitat use by three endemic Iberian cyprinids in Mediterranean rivers (Tagus River basin, Spain). *Fisheries management and Ecology*. **16**: 52-60.
- Capel FM, García de Jalón D. 1999. Desarrollo de curvas de preferencia de microhábitat para *Leuciscus pyrenaicus* y *Barbus bocagei* por buceo en el rio jarama (Cuenca del Tajo). *Limnetica*. **17**: 71-83.
- Cotel AJ, webb PW, Tritico H. 2006. Do brown trout choose locations with reduce turbulence? *Transactions of the American Fisheries Society*. **135**: 610-619.
- Cowx IG, Welcomme RL. 1998. *Rehabilitation of rivers for fish*. Fishing New Books: Oxford.

- Doadrio I. 2001. *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Museo Nacional de Ciencias Naturales: Madrid.
- Ead SA, Katopodis C, Sikora GJ, Rajaratnam N. 2004. Flow regimes and structure in pool and fishways. *Journal of Environmental Engineering and Science*. **3**: 379-390.
- Geraldes AM, Coelho MM, Collares-Pereira AM. 1993. Régime alimentaire et croissance du barbeau ibérique, *Barbus bocagei* (Steind 1865) dans la Rivère Sorraia (Portugal). *Cahiers d’Ethologie*. **13 (2)**: 179-180.
- Gowans AD, Armstrong, JD, Priede IG, McKelvey S. 2003. Movements of Atlantic salmon migrating upstream through a fish-pass complex in Scotland. *Ecology of Freshwater Fish*. **12**: 177-189.
- Gregory TR, Wood CM. 1999. Interactions between individual feeding, growth, and swimming performance in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed different rations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. **56**: 479 – 486.
- Guiny E, Armstrong JD, Ervine D. A. 2003. Preferences of mature male brown trout and Atlantic salmon parr for orifice and weir fish pass entrances matched for peak velocities and turbulence. *Ecology of Freshwater Fish*. **12**: 190-195.
- Haro A, Castro-Santos T, Noreika J, Odeh M. 2004. Swimming performance of upstream migrant fishes in open-channel flow: a new approach to predicting passage through velocity barriers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. **61**: 1590-1601.
- Katopodis C. 2005. Developing a toolkit for fish passage, ecological flow management and fish habitat works. *Journal of Hydraulic Research*. **43**: 451-467.
- Kemp PS, Gessel M H, Sandford BP, Williams JG. 2006. The behaviour of Pacific salmonid smolts during passage over two experimental weirs under light and dark conditions. *River Resource and Application*. **22**: 429-440.
- Knaepkens G, Baekelandt K, Eens M. 2006. Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river. *Ecology of Freshwater Fish*. **15**: 20-29.
- Knaepkens G, Maerten E, Eens M. 2007. Performance of a pool-and-weir fish pass for small bottom-dwelling freshwater fish species in a regulated lowland river. *Animal Biology*. **57(4)**: 423-432.
- Laine A, Jokivirta T, Katopodis C. 2002 . Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and sea trout, *Salmo trutta* L., passage in a regulated northern river - fishway efficiency, fish entrance and environmental factors. *Fisheries Management and Ecology*. **9**: 65-77.

- Larinier M. 1998. Upstream and downstream fish passage experience in France *in* Fish migration and fish bypasses, Eds. M. Jungwirth; S. Schmutz e S. Weiss, *Fishing News Books, Blackwell Science Ltd.*, Oxford. 127-145
- Larinier M. 2002. Pool fishways, pre-barrages and natural bypass channels. *Bulletin. Français de la Pêche et de la Pisciculture*. **364**: 54–82.
- Liu M, Rajaratnam N, Zhu D. 2006. Mean flow and turbulence structure in vertical slot fishways. *Journal of Hydraulic Engineering, ASCE*. **132(8)**: 765-777.
- Lobón-Cerviá, J, Fernández-Delgado C. 1984. On the biology of the barbel (*Barbus bocagei*) in the Jarama river. *Folia Zoologica*. **33**: 371-384.
- Lucas MC, Baras E. 2001. Migration of Freshwater Fishes. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Lucas MC, Frear PA. 1997. Effects of a flow-gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid. *Journal of Fish Biology*. **50**: 382-396.
- Lupandin AI. 2005. Effect of flow turbulence on swimming speed of fish. *Biological Bulletin* **32**: 461–466.
- Mateus CS, Quintella BR, Almeida PR. 2008. The critical swimming speed of Iberian barbel *Barbus bocagei* in relation to size and sex. *Journal of Fish Biology* **73**: 1783-1789.
- Nietzel DA, Richmond MC, Dauble DD, Mueller RP, Moursund RA, Abernethy CS, Guensch GR. 2000. Laboratory Studies on the Effects of Shear on Fish. Final Report, 2000. Pacific Northwest National Laboratory operated by Battelle for the U.S. Department of Energy under Contract DE-AC05-76RL01830, Pacific Northwest National Laboratory Richland, Washington, G.F. Cada - Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.
- Nicola GG, Elvira B, Almodóvar A. 1996. Dams and fish passage facilities in the large rivers of Spain: effects on migratory species. *Archives of Hydrobiology* **10** (Suppl.113): 375-379.
- Odeh M, Noreika JF, Haro A, Maynard A, Castro-Santos T. 2002. Evaluation of the effects of turbulence on the behavior of migratory fish. Final Report to the Bonneville Power Administration, Contract 00000022, Project 200005700, Portland, Oregon.
- Ovidio M, Philippart JC. 2002. The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish - Synthesis of a 5-year telemetry study in the River Meuse basin. *Hydrobiologia*. **483**: 55-69.
- Papanicolaou AN, Maxwell AR. 2000. Hydraulic performance of fish bypass-pools for irrigation diversion channels. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering ASCE*. **126**: 314-321.

- Pavlov DS, Lupandin AI, Skorobogatov MA. 1994. Influence of flow turbulence on critical flow velocity for gudgeon (*Gobio gobio*). *Doklady Biological Sciences*. **336**: 215-217.
- Pavlov DS, Lupandin IA, Skorobogatov M. A. 2000. The effects of flow turbulence on the behavior and distribution of fish. *Journal of ichthyology*. **40** S232-S261.
- Pavlov DS, Skorobogatov MA, Shtaf LG. 1982. The critical current velocity of fish and the degree of flow turbulence. Reports of the USSR Academy of Sciences. **267**: 1019-1021.
- Poulet N. 2007. Impact of weirs on fish communities in a piedmont stream. *River Resource and Application* **23**: 1038-1047.
- Puertas J, Pena L, Teijeiro T, 2004. Experimental approach to the hydraulic of vertical slot. *Journal of Hydraulic Engineering ASCE*. **130(1)**: 1-14.
- Rodi W. 1980. Turbulence models and their application in hydraulics. IAHR Monograph, Delft, the Netherlands.
- Rodríguez TT, Puertas Agudo J, Mosquera LP. 2006. Evaluating vertical-slot fishway designs in terms of fish swimming capabilities. *Ecological Engineering*. **27**: 37-48.
- Santos JM, Ferreira MT, Godinho FN, Bochechas J. 2005. Efficacy of a nature-like bypass channel in a Portuguese lowland river. *Journal of Applied Ichthyology* **21**: 381–388.
- Saunders DL, Meeuwig JJ, Vicent ACJ. 2002. Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology*. **16**: 30-41.
- Silva AT, Santos JM, Franco AC, Ferreira MT, Pinheiro AN. 2009. Selection of Iberian barbel *Barbus bocagei* (Steindachner, 1864) for orifices and notches upon different hydraulic configurations in an experimental pool-type fishway. *Journal of Applied Ichthyology*. **25**: 173-177.
- Slavík O, Bartos L, Horký P. 2009. Effect of river fragmentation and flow regulation on occurrence of landlocked brown trout in a fish ladder. *Journal of Applied Ichthyology*. **25**: 67-72.
- Stuart IG, Mallen-Cooper M. 1999. An assessment of the effectiveness of a vertical-slot fishway at a tidal barrier on a large tropical/subtropical river. *Regulated Rivers: Resource & Management*. **15**: 575-590.
- Tudorache C, Viaene P, Blust R, Vereecken H, De Boeck G. 2007. A comparison of swimming capacity and energy use in seven European freshwater fish species. *Ecology of Freshwater Fish*. **17**: 284-291.
- Vogel, S. 1981. Life in moving fluids: The physical biology of flow. *Princeton University Press*. Princeton, New Jersey. 352 p.

6. Síntese e conclusões

Neste trabalho, foi avaliada a eficiência de várias configurações de uma passagem para peixes por bacias sucessivas relativamente ao barbo Ibérico (*Luciobarbus bocagei*). Foi efectuada a caracterização dos escoamentos estabelecidos para as diferentes configurações testadas e efectuada a sua análise conjuntamente com as respectivas respostas comportamentais dos espécimes. Procurou-se compreender as relações estabelecidas entre os parâmetros biológicos e variáveis caracterizadoras do escoamento, de modo a encontrar indicadores que possam ser utilizados para estabelecer critérios de dimensionamento adequados a esta e a outras espécies piscícolas com semelhantes características biomecânicas.

Seguidamente apresenta-se uma súmula das principais conclusões obtidas em cada um dos trabalhos desenvolvidos nesta tese. No primeiro trabalho, foi analisada a preferência do barbo ibérico pelos diferentes dispositivos de controlo do escoamento entre bacias (descarregadores de superfície v.s orifícios de fundos) na sua movimentação para montante.

Apesar da semelhança entre os valores da velocidade do escoamento através dos orifícios de fundo e dos descarregadores de superfície, o que evitou eventuais factores tendenciosos à selecção do dispositivo (Guiny *et al.*, 2003), os espécimes utilizaram essencialmente os orifícios de fundo durante a sua passagem para montante. Este resultado é semelhante ao obtido por Guiny *et al.* (2003), no seu estudo sobre a preferência de utilização deste mesmo tipo de dispositivos de controlo do escoamento entre bacias por duas espécies

salmonícolas (*Salmo trutta*, L. e *Salmo salar* L.), no qual ambas as espécies utilizaram preferencialmente os orifícios de fundo para as suas deslocações. Facto que juntamente com os resultados obtidos nesta tese, evidencia claramente, que independentemente das suas capacidades biomecânicas, as espécies durante a sua migração para montante, procuram minimizar o gasto energético requerido neste processo (Hinch e Rand, 2000).

A selecção do tipo de dispositivos de controlo do escoamento entre bacias, foi observada como sendo um processo complexo, determinado por um conjunto de factores, biológicos e hidráulicos, dos quais se destacou o tipo de escoamento existente na passagem. De acordo com os resultados obtidos, o último poderá ser considerado como um dos factores determinantes deste processo, tendo induzido a diferentes respostas comportamentais de acordo com a sua natureza. Deste modo, existindo afogamento (“*streaming flow*”) do descarregador de superfície (jacto de superfície), alguns espécimes utilizaram os descarregadores durante a sua deslocação para montante, enquanto que para jacto mergulhantes (“*plunging flow*”, escoamento desafogado), os peixes apenas utilizaram os orifícios de fundo. O maior número de passagens e a utilização equitativa pelos dois tipos de dispositivos de controlo do escoamento entre bacias para escoamentos com jactos de superfície, demonstra que este tipo de escoamento poderá ser mais adequado para a passagem de um maior número de indivíduos e de uma maior diversidade de espécies piscícolas, facto já sugerido por Larinier (2002). A fraca capacidade de salto, característica das espécies potamódromas (Doadrio, 2001), que é geralmente factor limitativo à sua passagem para montante num dispositivo de passagem para peixes, poderá ser contornada pela implementação de regimes de escoamento com afogamento dos descarregadores de superfície, possibilitando que os espécimes nadem por cima da soleira do descarregador durante as suas deslocações para montante, sem ter necessidade de saltar.

Neste primeiro estudo, a utilização de passagens para peixes por bacias sucessivas, comumente empregadas em Portugal (Santos *et al.*, 2006), demonstrou ser adequada à passagem para montante do barbo Ibérico, para os escoamentos testados, em que a potência dissipada por unidade de volume não excedeu 100 W.m^{-3} . Deste modo, dada a representatividade desta espécie na maioria dos rios portugueses (Magalhães, 1992), a implantação deste tipo de passagem para peixes deverá constituir uma boa solução para outras espécies com capacidade biomecânicas semelhantes. Considera-se, assim que, de uma forma geral, a concepção e construção das passagens para peixes por bacias sucessivas é adequada aos rios portugueses, não implicando a disponibilidade de caudais muito elevados para o seu funcionamento, e apresentando, simultaneamente, boa adaptação a flutuações nos níveis de

água a montante e jusante, desde que se tomem adequadas disposições de projecto das estruturas de entrada e saída da passagem, adaptando-as à irregularidade espacial e temporal da disponibilidade de água, característica dos rios portugueses resultante da influência Mediterrânea dominante (Gasith e Resh 1999). De acordo com a informação obtida neste trabalho, a concepção deste tipo de passagens, utilizando apenas orifícios de fundo como forma de comunicação entre as bacias, poderá ser uma solução a adoptar, quer pelo baixo caudal de escoamento necessário ao seu funcionamento e o baixo custo de construção, quer pela baixa capacidade de salto característica da maioria das espécies piscícolas existentes em Portugal. No entanto, as possíveis desvantagens associadas à utilização dos orifícios de fundo, como por exemplo a sua maior propensão para possíveis bloqueamentos pela presença de lixo ou detritos (Larinier, 2002; Santo, 2005), poderão ser limitantes ao bom funcionamento deste dispositivo, induzindo a elevados custos de manutenção, e aconselhando à utilização conjunta com descarregadores de superfície.

No segundo trabalho, foram analisados os efeitos da velocidade do escoamento e da turbulência e respectivos descritores (energia cinética turbulenta e tensões de Reynolds) na resposta comportamental de espécimes de barbo Ibérico com diferentes dimensões, durante a sua movimentação para montante num protótipo experimental de uma passagem para peixes por bacias sucessivas. A utilização de um velocímetro acústico Doppler (ADV) permitiu a caracterização tridimensional dos campos de velocidade e, conseqüentemente, das condições de turbulência, criados nas várias configurações testadas, possibilitando a análise e a avaliação das características do escoamento, utilizadas como variáveis explanatórias das respostas comportamentais dos espécimes, observadas.

Durante a sua progressão para montante, os peixes tendem a nadar contra a corrente, resposta comportamental induzida pela sua capacidade reostática (Lupadin, 2005). A este fenómeno encontra-se associado um elevado gasto energético que deixa os peixes extremamente susceptíveis a qualquer tipo de perturbação (Lupandin, 2005), nomeadamente à elevada turbulência do escoamento, que provoca a sua desorientação e que interfere igualmente na sua capacidade de natação e progressão para montante (Cada *et al.*, 1999; Pavlov *et al.*, 2000). Dependendo da magnitude da turbulência (Nietzel *et al.*, 2002) os peixes podem apenas sofrer uma desorientação relativamente à direcção do seu movimento, ou padecer de alguns danos físicos que em casos extremos podem levar à sua morte (Odeh *et al.*, 2002). A importância desta variável hidráulica na movimentação dos peixes, fora já reconhecida por outros autores como Odeh *et al.*, (2002) e Cada *et al.* (1999) que estudaram respectivamente, o efeito da turbulência e das tensões de Reynolds sobre os peixes, tendo

identificado que o comportamento dos mesmos era extremamente susceptível e condicionado pelas variações da turbulência, particularmente pelas tensões de Reynolds.

As condições hidráulicas criadas nas diferentes configurações testadas demonstraram ser adequadas à passagem para montante do barbo ibérico. As velocidades máximas registadas nas bacias, factores determinantes da capacidade de natação dos peixes (Montgomery *et al.*, 1997; Rajaratnam *et al.*, 1988), enquadraram-se nos valores de referência para esta espécie (Larinier, 2002; Mateus *et al.*, 2008), permitindo o observado elevado sucesso de passagem dos espécimes em ambas as configurações testadas. Apesar de fortemente condicionados pelo campo de velocidades criado, o comportamento dos peixes foi essencialmente afectado pelos níveis de turbulência existentes, mostrando particular sensibilidade à energia cinética turbulenta e às tensões de Reynolds no plano xy, que demonstraram ser factores condicionantes do comportamento dos mesmos.

A semelhança observada entre o comportamento dos peixes em condições laboratoriais e em condições naturais, nomeadamente a permanência dos mesmos junto ao fundo do canal em todos os ensaios (comportamento típico desta espécie em condições naturais) (Capel e Garcia de Jalón, 1999), justificam a ideia de que as condições laboratoriais podem mimetizar as condições existentes em ambiente natural, permitindo por conseguinte a simulação e medição dos efeitos das condições hidráulicas do escoamento no comportamento dos peixes (Kemp *et al.*, 2006; Odeh *et al.*, 2002). Este aspecto é extremamente importante, na medida em que permite manipular e controlar o número de variáveis a testar, bem como os custos associados à execução dos trabalhos, factores determinantes no delineamento dos mesmos.

No terceiro trabalho incluído nesta tese, foi estudada a eficiência de duas configurações de uma passagem para peixes por bacias sucessivas, para a passagem para montante do barbo Ibérico. As duas configurações variaram na disposição dos orifícios de fundo nas bacias, tendo sido testados orifícios de fundo alinhados e desalinhados. Ambas as configurações permitiram a passagem para montante dos espécimes, embora, a taxa de sucesso obtida na configuração com orifícios alinhados tenha sido menor do que a obtida na configuração com orifícios desalinhados. Considerando que, para as espécies potamódromas a eficiência de uma passagem para peixes é geralmente considerada aquando da passagem de um número substancial da população existente (Porcher e Travade, 2002), concluiu-se que a configuração com os orifícios desalinhados poderá ser considerada como a mais eficiente para a passagem de peixes. No entanto, este resultado é contraditório com o trabalho de Kim (2001), que, tendo testado em simultâneo descarregadores de superfície e orifícios de fundo, propõe, com base nas condições existentes nas designada zona descanso (*resting-areas*), onde se registam

baixas velocidades e menor turbulência, que o alinhamento dos orifícios e descarregadores de superfície poderá ser mais favorável à passagem para montante dos peixes. A discrepância entre estes resultados e os obtidos nesta tese, está certamente relacionada com o facto de Kim (2001) ter fundamentado as suas conclusões apenas em observações do campo de velocidades, não tendo realizado ensaios com peixes, pelo que não existiu uma validação biológica dos mesmos. Por conseguinte, a relação entre as características biomecânicas das espécies e as características hidráulicas não foi estabelecida. Este facto evidencia a necessidade de desenvolver estudos que analisem conjuntamente as características biomecânicas das espécies e as condições hidráulicas existentes nas passagens para peixes.

Apesar da semelhança entre os valores máximos de velocidade e de turbulência entre as duas configurações testadas (orifícios de fundo alinhados *v.s* orifícios de fundo desalinhados), foi evidente a diferença entre a capacidade dos espécimes para ultrapassarem as condições hidráulicas criadas nas duas situações, em particular dos peixes de menores dimensões, que apresentaram maiores dificuldades em transpor a passagem com orifícios alinhados. A relação existente entre a dimensão dos espécimes e a sua capacidade para utilizar e ultrapassar as condições hidráulicas subjacentes ao escoamento existente numa passagem para peixes, tal como observada neste estudo, é considerada como factor determinante da eficiência deste tipo de dispositivos hidráulicos, devendo ser por conseguinte considerada durante a sua concepção (Slavick *et al.*, 2009).

Considerando, que a maior diferença em termos hidráulicos entre as duas configurações testadas incidiu no padrão de escoamento originado, poder-se-á concluir que este foi um dos factores responsáveis das diferentes respostas comportamentais observadas, tal como registado por Rodriguez *et al.* (2006), no seu estudo incidente na avaliação do “desenho” de uma passagem para bacias por fenda vertical em termos da capacidade de natação dos peixes. A maior estabilidade do padrão de escoamento em relação às variações do caudal de escoamento do que em relação ao tipo de configuração testado, evidencia a importância da adequação da configuração das passagens para peixes às espécies alvo. Deste modo, o conhecimento das condições de escoamento criadas neste tipo de dispositivos hidráulicos, bem como a sua análise em termos de adequabilidade às capacidades de natação das espécies potenciais de utilização dos mesmos, tem demonstrado ser um método adequado para seleccionar a configuração a adoptar para um dada passagem para peixes.

A abrupta estratificação transversal do campo de velocidades nas bacias, observada na configuração com orifícios alinhados, poderá ser considerada como uma das principais causas do baixo sucesso de passagem registado e do respectivo elevado tempo de transposição do

canal. O escoamento principal, predominantemente unidireccional, com velocidades elevada, parece ter actuado como factor dissuasor da passagem para montante dos espécimes. Considerando que a capacidade de natação dos peixes bem como a sua estabilidade dependem fortemente das flutuações dos parâmetros hidráulicos (Bunt, 2001; Lupandin, 2005; Odeh *et al.*, 2001), é compreensível que quando confrontados com essas elevadas velocidades e turbulências, os espécimes tenham sentido fortes dificuldades em manter o seu equilíbrio e orientação, devido ao acréscimo de energia requerido para o efeito (Pavlov *et al.*, 2000), resultando na sua desorientação. Perante tais condições adversas, a existência de uma larga zona de recirculação caracterizada por valores significativamente inferiores de turbulência e velocidades, poderá ter funcionado como uma espécie de “armadilha”, induzindo os peixes a permanecerem nessas mesmas áreas durante um longo período de tempo, de modo a evitar as condições hidráulicas desfavoráveis à sua progressão para montante do escoamento principal. O aumento do tempo de permanência dentro das bacias pode comprometer a passagem dos espécimes para montante, em particular se o dispositivo comportar um número elevado de bacias. Este tipo de comportamento foi igualmente observado por Gomes *et al.* (2004), durante o seu estudo de modelação de passagens para peixes, onde espécimes de *Zingel asper* permaneceram longos períodos de tempo em zonas de menores velocidades, diminuindo o número de passagens para montante. A redução da capacidade reostática dos peixes em situações de baixas velocidades e turbulências (Lupandin, 2005) poderá ter influenciado fortemente o comportamento observado. A introdução de obstáculos na zona de escoamento principal, visando a interrupção da continuidade do mesmo, permitindo a dissipação das condições de turbulência por toda a extensão da bacia poderá ser uma possível solução a adoptar para reduzir as abruptas velocidades e condições de turbulência existentes. Por outro lado, a implantação de obstáculos na zona de recirculação de modo a criar alguma turbulência e velocidades atractivas aos peixes induzindo à sua movimentação e consequentemente impedindo a ocorrência da sua permanência prolongada nessas zonas, poderá igualmente facilitar a movimentação dos espécimes, por redução da designada zona de “armadilha” (Tarrade *et al.*, 2008).

O quarto trabalho incluído nesta tese, cujo desenvolvimento teve como base os resultados obtidos no trabalho anterior, teve como objectivo avaliar a eficiência de dois tipos de configurações de uma passagem para peixes por bacias sucessivas com orifícios de fundo, desalinhados vs. alinhados, em que, para os orifícios alinhados se introduziu uma barra deflectora vertical, junto da parede adjacente ao orifício de montante, de modo a deflectir ligeiramente o jacto e evitar a existência da corrente predominantemente unidireccional

observada no trabalho anterior. Tal modificação permitiria assim obter uma melhor distribuição da dissipação de energia e, conseqüentemente, da intensidade de turbulência na bacia, sem, no entanto, interromper completamente, como sucede nos orifícios desalinhados, a corrente existente entre dois orifícios de fundo consecutivos, o que permitiria uma melhor orientação dos peixes na sua progressão para montante. A introdução da mesma provocou, de facto, uma ligeira redução das velocidades do escoamento principal criado entre dois orifícios alinhados, quando comparados com os valores registados no trabalho anterior para condições de dimensionamento semelhantes. Não obstante, o sucesso de passagem dos peixes foi igualmente menor nesta configuração, sugerindo que, apesar das melhorias em termos hidráulicos resultantes da introdução da barra deflectora, as características do escoamento originado numa passagem por bacias sucessivas com orifícios de fundo alinhados, são inadequadas para a passagem para montante do barbo ibérico. À semelhança com o que observado no trabalho anterior, o padrão de escoamento parece ter influenciado fortemente a resposta comportamental dos espécimes, sustentando a ideia defendida por Rodriguez *et al.* (2006), de que a compreensão do escoamento existente considerando as capacidades natatórias das espécies, é por conseguinte essencial para a concepção de uma passagem para peixes. A intensidade da turbulência no escoamento principal, bem como a localização predominantemente central do mesmo, resultante da presença da barra deflectora entre dois orifícios alinhados, parecem ter dificultado a movimentação para montante dos espécimes testados, nomeadamente os de maiores dimensões. Embora contraditório com os resultados obtidos nos trabalhos anteriores, nos quais os peixes de menores dimensões apresentaram maiores dificuldades em transpor a passagem, este resultado poderá estar relacionado com a maior capacidade reostática dos indivíduos mais pequenos, como observado por Capel e Garcia de Jálón (1999) no seu estudo incidente sobre o desenvolvimento de curvas de preferência de microhabitat para o escalo do sul (*Leuciscus pyrenaicus*) e o barbo ibérico (*Luciobarbus bocagei*) no rio Jarama (bacia do Tejo). Neste estudo, os autores verificaram que os espécimes de barbo ibérico com menores dimensões apresentavam uma capacidade reostática superior à dos indivíduos de maiores dimensões. A maior dificuldade evidenciada pelos peixes de maiores dimensões durante a sua progressão para montante, poderá estar igualmente relacionada com o tamanho das flutuações de turbulência (escala de turbulência) (Nietzel *et al.* 2000; Odeh *et al.*, 2002) existentes no escoamento principal, que nos peixes de menores dimensões parecem ter apenas provocado desorientação e atrasos na sua travessia para montante, enquanto nos peixes de maiores dimensões, a actuação simultânea de forças desiguais em zonas diferentes do seu corpo, não só provocaram a desorientação dos mesmos,

como também afectaram directamente a sua capacidade natatória e a respectiva progressão para montante.

Os resultados obtidos nesta tese evidenciam claramente a importância subjacente ao desenvolvimento de estudos que conjuguem as capacidades biomecânicas das diferentes espécies e as características do escoamento, para a optimização dos critérios de dimensionamentos das passagens para peixes, de modo a garantir a sua eficiência.

6.1. Considerações finais

Este estudo abordou essencialmente os efeitos das características hidráulicas do escoamento na capacidade de natação do barbo ibérico durante a sua movimentação para montante, perante diferentes configurações de uma passagem para peixes por bacias sucessivas. Dada a pouca informação existente até a data sobre a capacidade dos ciprinídeos em utilizar este tipo de dispositivos de transposição (Katopodis, 2005; Santos *et al.*, 2005; Stuart and Mallen-Cooper, 1999), durante o desenvolvimento deste estudo surgiram várias questões relacionadas com a direcção experimental a seguir. Este aspecto evidencia claramente a forte necessidade existente em continuar a desenvolver estudos nesta área, focados em espécies não salmonícolas (Stuart and Mallen-Cooper, 1999; Katopodis, 2005). A partir do trabalho realizado e dos respectivos resultados encontrados dentro da pesquisa desta tese, é possível indicar alguns aspectos com interesse de investigação, que deverão ser considerados em estudos futuros.

Apesar da sua elevada representatividade em Portugal, pouco se sabe sobre a eficiência e adequabilidade das passagens para peixes por bacias sucessivas para a ictiofauna ocorrente nos rios portugueses (Santos, 2004; Santo, 2005), sendo por conseguinte necessário estudar de forma mais aprofundada a relação entre as características hidráulicas existentes neste tipo de dispositivo e as exigências biológicas e hidráulicas das espécies potenciais de as utilizar (Clay, 1995; FAO/DVWK, 2002; Katopodis 2005).

Relativamente à abordagem das características hidráulicas do escoamento, verifica-se a necessidade do estudo detalhado de outros tipos de geometrias de passagens para peixes por bacias sucessivas. Considerando que o escoamento existente numa passagem para peixes depende de factores como o declive do canal, o tipo de deflector, o tamanho do canal, a relação comprimento/largura das bacias, os caudais de descarga, ou dos dispositivos de

controlo do escoamento entre bacias (Larinier, 2002), a variação destes parâmetros geométricos e a análise do escoamento originado, bem como dos respectivos campos de velocidade e de turbulência criados, deverão ser abordadas em estudos futuros. A implementação de substratos que permitam a redução das velocidades e dos níveis de turbulência do escoamento, e simultaneamente a criação de zonas de refúgio, poderá ser uma boa opção a adoptar, devendo as inerentes modificações das características internas do escoamento serem analisadas, em termos da sua adequação para as espécies alvo (Clay, 1995; Larinier, 2008).

Perante os resultados obtidos, com base nas avaliações biológicas qualitativas realizadas e na literatura (Cada et al. 1999; Cotel *et al.*, 2006; Nietzel *et al.* 2000; Odeh *et al.*, 2002), verifica-se que a energia cinética turbulenta e as tensões de Reynolds podem ser bons indicadores dos efeitos da turbulência no comportamento dos peixes, pelo que dada a variabilidade encontrada na resposta comportamental dos espécimes de acordo com a sua dimensão, o desenvolvimento de estudos futuros focados na determinação de limites máximos de velocidade e turbulência tolerados por várias espécies e espécimes de diferentes dimensões, são de extrema importância. Estes facultarão informação determinante à concepção de passagens para peixes, cujo princípio se baseia na projecção das mesmas de modo a permitir a passagem da espécie mais desfavorecida, em termos de capacidade natatória (Santo, 2005). O uso de técnicas de marcação dos espécimes (Travade e Larinier, 2002) contribuirá fortemente para a obtenção de informação sobre os padrões de movimentação dos peixes, durante a sua utilização deste tipo de dispositivos hidráulicos, pelo que deverá ser considerado no desenvolvimento de estudos futuros.

Os resultados obtidos nesta tese evidenciam que as passagens para peixes por bacias sucessivas com orifícios de fundo são adequadas à passagem do barbo ibérico e por conseguinte que o deverão ser também para espécies de semelhantes características biomecânicas. Nesta perspectiva e considerando o carácter intermitente dos rios mediterrânicos (Gasith e Resh, 1999), a utilização deste tipo de passagens para peixes é vantajosa, devendo ser desenvolvidos estudos adicionais sobre a relação benefício/custo para determinadas configurações de passagens para peixes e sobre a sua adaptabilidade às espécies portuguesas. O desenvolvimento de programas de monitorização e gestão, de forma a assegurar a eficácia das passagens para peixes, é igualmente essencial.

Dada a aparente adequabilidade das passagens para peixes por bacias sucessivas com fendas verticais, para um número apreciável de espécies (Larinier, 2002), e a limitada capacidade natatória das espécies ciprinícolas, cuja representatividade nos rios Portugueses é

de dominância (Doadrio, 2001), podendo várias delas percorrer consideráveis distâncias durante as suas migrações (Katopodis, 2005; Lucas and Frear, 1997; Ovidio and Philippart, 2002); o desenvolvimento de estudos sobre as características hidráulicas deste tipo de passagens e sua adequação à ictiofauna mediterrânica, deverá continuar a ser objecto de pesquisa. Destaca-se em particular a enguia europeia (*Anguilla anguilla*), actualmente considerada como espécie criticamente em perigo (SNPRCN, 1991) cujo decréscimo populacional, de acordo com os dados de recrutamento em Portugal, sofreu uma quebra de cerca de 75% nos últimos 20 anos (Antunes, 2002). Durante as décadas de 80 e 90, verificou-se a ocorrência de um decréscimo de 90% desta espécie a nível da população mundial (Dekker, 2003a) tendo esse valor atingido cerca de 99% no final dos anos 90 (Dekker, 2003b). Este fenómeno resultou essencialmente do aumento considerável de obstáculos às suas rotas migratórias (Tesch, 2003), sendo por conseguinte evidente a necessidade existente em estudar de forma aprofundada o comportamento desta espécie nas passagens construídas especificamente para esta espécie (*eel ladders*), de forma a permitir o aperfeiçoamento e optimização dos respectivos critérios de dimensionamento, facultando a livre movimentação da enguia europeia, cujas deslocações migratórias podem atingir milhares de quilómetros durante a sua migração (Stuart *et al.*, 1999).

O desenvolvimento deste trabalho sob condições laboratoriais demonstrou ser adequado para o estudo dos efeitos das características hidráulicas do escoamento no comportamento dos peixes aquando da utilização de uma passagem para peixes. Deste modo, deverá ser dada continuidade ao desenvolvimento de estudos experimentais em laboratório, os quais deverão ser acompanhados pelo desenvolvimento simultâneo de experimentação em condições naturais, permitindo uma maior complementaridade e validação dos resultados obtidos.

Bibliografia

- Antunes JC. 2002. Monitoring of glass eel recruitment in Portugal. Pp.219-226. In: *Monitoring of glass eel recruitment*, Volume 2B: Country Reports, Southern Part, Report C007/02-Wd (W Dekker. Ed.). Netherlands Institute of Fisheries Research, Ijmuiden.
- Bunt CM. 2001. Fishway entrance modifications enhance fish attraction. *Fisheries Management and Ecology* **8**: 95-105.
- Cada G, Carlson T, Ferguson J, Richmond M, Sale M. 1999. Exploring the role of shear stress and severe turbulence in downstream fish passage. In *Proceedings of waterpower '99. Hydro's future: technology, markets, and policy*. Brookshier PA (eds). American Society of Civil Engineers Reston: Virginia; 10p.
- Capel FM, García de Jalón D. 1999. Desarrollo de curvas de preferencia de microhábitat para *Leuciscus pyrenaicus* y *Barbus bocagei* por buceo en el río Jarama (Cuenca del Tajo). *Limnetica* **17**: 71-83.
- Capel FM, García de Jalón D, Werenitzkt D, Baeza ., Rodilla-alamá M. 2009. Microhabitat use by three endemic Iberian cyprinids in Mediterranean rivers (Tagus River basin, Spain). *Fisheries management and Ecology*. **16**: 52-60.
- Clay CH. 1995. Design of fishways and other fish facilities, 2nd edn. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.
- Cotel AJ, webb PW, Tritico H. 2006. Do brown trout choose locations with reduce turbulence? *Transactions of the American Fisheries Society*. **135**: 610-619.
- Dekker W. 2003a. Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla*? *Fisheries Management and Ecology*. **10**: 365-376.
- Dekker W. 2003b. Eels in crisis. *ICES CIEM Newsletter*. **40**: 10-11.
- Doadrio I. 2001. *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Museo Nacional de Ciencias Naturales: Madrid.
- FAO/DVWK, 2002. *Fish Passes – Design, Dimensions and Monitoring*. FAO, Rome.
- Gasith A, Resh VH. 1999: Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics*. **30**: 51-81.
- Gomes p, Vighetti S, larinier M. 2004. *Etude pour la conception de passes à poissons adaptés à l' appron*. Rapport GHAAPPE RA05.05, 45p.

- Guiny E, Armstrong JD, Ervine DA. 2003. Preferences of mature male brown trout and Atlantic salmon parr for orifice and weir fish pass entrances matched for peak velocities and turbulence. *Ecology of Freshwater Fish*. **12**: 190-195.
- Hinch SC, Rand PS. 2000. Optimal swimming speeds and forward-assisted propulsion: energy-conserving behaviours of upriver-migrating adult salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **57**: 2470-2478.
- Katopodis C. 2005. Developing a toolkit for fish passage, ecological flow management and fish habitat works. *Journal of Hydraulic Research* **43**: 451-467.
- Kemp PS, Gessel M H, Sandford BP, Williams JG. 2006. The behaviour of Pacific salmonid smolts during passage over two experimental weirs under light and dark conditions. *River Resource and Application* **22**: 429-440.
- Kim JH. 2001. Hydraulic characteristics by weir type in a pool-weir fishway. *Ecological Engineering*. **16**: 425-433.
- Larinier M. 2002. Pool fishways, pre-barrages and natural bypass channels. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*. **364**: 54-82.
- Larinier M. 2008. Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France. *Hydrobiologia* **609**: 97-108.
- Lucas MC, Frear PA. 1997. Effects of a flow-gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid. *Journal of Fish Biology*. **50**: 382-396.
- Lupandin AI. 2005. Effect of flow turbulence on swimming speed of fish. *Biological Bulletin* **32**: 461-466.
- Magalhães MF. 1992. Feeding ecology of the Iberian cyprinid *Barbus bocagei* Steindachner, 1865 in a lowland river. *Journal of Fish Biology*. **40**: 123-133.
- Mateus CS, Quintella BR, Almeida, PR. 2008. The critical swimming speed of Iberian barbel *Barbus bocagei* in relation to size and sex. *Journal of Fish Biology* **73**: 1783-1789.
- Montgomery JC, Baker CF, carton AG. 1997. The lateral line can mediate rheotaxis in fish. *Nature*. **389**: 960-963.
- Nietzel DA, Richmond MC, Dauble DD, Mueller RP, Moursund RA, Abernethy CS, Guensch GR. 2000. Laboratory Studies on the Effects of Shear on Fish. Final Report, 2000. Pacific Northwest National Laboratory operated by Battelle for the U.S. Department of Energy under Contract DE-AC05-76RL01830, Pacific Northwest National Laboratory Richland, Washington, G.F. Cada - Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

- Odeh M, Noreika JF, Haro A, Maynard A, Castro-Santos T. 2002. Evaluation of the effects of turbulence on the behavior of migratory fish. Final Report to the Bonneville Power Administration, Contract 00000022, Project 200005700, Portland, Oregon.
- Ovidio M, Philippart JC. 2002. The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish - Synthesis of a 5-year telemetry study in the River Meuse basin. *Hydrobiologia*. **483**: 55-69.
- Pavlov DS, Lupandin IA, Skorobogatov M A. 2000. The effects of flow turbulence on the behavior and distribution of fish. *Journal of ichthyology*. **40** S232-S261.
- Porcher JP, Travade, F. 2002. Fishways: biological basis, limits and legal considerations. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **364**: 9–20.
- Rajaratnam N, Katopodis C, Mainali A. 1988. Plunging and stream flow in pool and weir fishways. *Journal of Hydraulic Engineering*. **114**: 939-944.
- Rodríguez TT, Puertas Agudo J, Mosquera LP. 2006. Evaluating vertical-slot fishway designs in terms of fish swimming capabilities. *Ecological Engineering*. **27**: 37-48.
- Santo M. 2005. *Dispositivos de passam para peixes em Portugal*, 1ª edição, DGRF
- Santos JM, Ferreira MT, Godinho FN, Bochechas J. 2005. Efficacy of a nature-like bypass channel in a Portuguese lowland river. *Journal of Applied Ichthyology*. **21**: 381–388.
- Santos JM, Ferreira MT, Pinheiro AN, Bochechas J. 2006. Effects of small hydropower plants on fish assemblages in medium-sized streams in Central and Northern Portugal. *Aquatic Conservation* **16**: 373–388.
- Santos JM. 2004. *Effects of River Regulation on Fish Assemblages in Central and Northern Portugal and the Role of Fish Passes*. Tese de Doutoramento em Engenharia Florestal. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Slavík O, Bartos L, Horký P. 2009. Effect of river fragmentation and flow regulation on occurrence of landlocked brown trout in a fish ladder. *Journal of Applied Ichthyology* **25**: 67-72.
- SNPRCN (Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza). 1991. Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Vol. II. Peixes Dulçaquícolas e Migradores. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Stuart IG, Mallen-Cooper M. 1999. An assessment of the effectiveness of a vertical-slot fishway at a tidal barrier on a large tropical/subtropical river. *Regulated Rivers: Resource & Management* **15**: 575-590.
- Tarrade L, Texier A, David L, Larinier M. 2008. Topologies and measurements of turbulent flow in vertical slot fishways. *Hydrobiologia*. **609**: 177-188.

Travade F, Larinier M. 2002. Monitoring techniques for fishways. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*. **364**: 166-180.

Tesch FW. 2003. The eel. *Blackwell Science*, Oxford (UK): 1-408.