



**UNIVERSIDADE DE ÉVORA**

**ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA**

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA



**UNIVERSIDADE DE LISBOA**

**INSTITUTO SUPERIOR DE AGRONOMIA**

**Influência do regime de caudais no padrão sazonal de movimentos, seleção de habitat, e extensão da área vital do barbo do Norte (*Luciobarbus bocagei*, Steindachner, 1864)**

**Tiago Filipe Almeida Neves**

Orientação: Professor Doutor Pedro Raposo de Almeida

Coorientação: Doutor Bernardo Ruivo Quintella

**Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais**

Dissertação

Évora, 2014



**UNIVERSIDADE DE ÉVORA**

**ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA**

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA



**UNIVERSIDADE DE LISBOA**

**INSTITUTO SUPERIOR DE AGRONOMIA**

**Influência do regime de caudais no padrão sazonal de movimentos, seleção de habitat, e extensão da área vital do barbo do Norte (*Luciobarbus bocagei*, Steindachner, 1864)**

**Tiago Filipe Almeida Neves**

Orientação: Professor Doutor Pedro Raposo de Almeida

Coorientação: Doutor Bernardo Ruivo Quintella

**Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais**

Dissertação

Évora, 2014

## Agradecimentos

Neste espaço gostaria de agradecer a todos os que me apoiaram na realização desta dissertação de mestrado.

Ao Professor Doutor Raposo de Almeida pela sua orientação ao longo de todo o trabalho, pela sua disponibilidade, conselhos e correção da tese e pela confiança que depositou em mim para a realização desta tese.

Ao Doutor Bernardo Quintella pela co-orientação e por todos os conselhos, transmissão de variados conhecimentos, chamadas de atenção e sugestões feitas para que o trabalho tivesse sucesso a todos os níveis.

Ao Carlos Alexandre, companheiro de trabalho e amigo, por todas as horas em que pacientemente me auxiliou em todos os passos deste meu trabalho, do primeiro ao último dia. A sua presença constante foi essencial para o meu sucesso.

Ao Centro de Oceanografia por ter disponibilizado todos os meios para a realização deste trabalho.

Á Erika Carvalho, Gabriela Cardoso e Filipa Ferreira pela ajuda indispensável no trabalho de campo das várias campanhas de amostragem.

Ao Dárcio Sousa, amigo que me puxou para a vida nos rios e que sempre me aconselhou da melhor maneira possível para que eu tenha muito sucesso.

Á Inês Maltez, por estar sempre a meu lado e por me apoiar incondicionalmente em todos os passos da minha vida, por todo o carinho e atenção que dispensa e pela paciência nos dias menos bons e por tudo o que ela significa para mim.

Á Juliana Gonçalves, Filipe Serrano, Esmeralda Pereira e Rita Freitas, por estarem sempre presentes e pela sua amizade.

Ao Ricardo Branca, amigo e irmão, agradeço por tudo, pela ajuda no trabalho de campo, apoio incondicional desde o início do nosso trajeto académico, pelo companheirismo, conselhos e pelas horas partilhadas no campo e na escrita da tese, mas sobretudo pela sua amizade.

Finalmente, á minha família. Avô Zé, avó Deolinda e avó Ana, por sempre quererem que o vosso neto tenha o maior sucesso possível.

Ao meu pai, Mário Neves e à minha mãe, Lucinda Neves, por todos os sacrifícios que fizeram por mim, pelo meu sucesso e por terem feito com que eu chegasse aqui e feito de mim, o homem que sou hoje.

Á minha irmã, Ana Neves, por ser a mulher da minha vida.



## Resumo

Os aproveitamentos hidroelétricos são responsáveis por alterar o regime de caudais e, conseqüentemente, o comportamento piscícola, pela constante modificação nas características do habitat. Trinta e quatro barbos do Norte (*Luciobarbus bocagei*, Steindachner, 1864) foram capturados, marcados com radiotransmissores, libertados e os seus movimentos monitorizados mensal, ou bimensalmente, ao longo de um ciclo anual. O trabalho foi delineado para estudar variações no padrão sazonal de movimentos, extensão de área vital e utilização de habitat deste ciprinídeo potamódromo num rio de caudal regularizado por barragens, o Rio Mondego, e num rio de regime de caudais natural, o Rio Vouga. Para cada localização registaram-se igualmente as características de micro-habitat dos locais utilizados pelos barbos. Os resultados dessa monitorização mostram que os barbos do rio regularizado têm uma área vital de maior dimensão e mais contínua, e um padrão de dispersão ao longo do rio mais uniforme ao longo do ano, enquanto que os do rio natural apresentam áreas vitais mais desconínuas e procuram refúgios estivais. Estes resultados contribuem para uma melhor gestão das comunidades piscícolas dos rios regularizados, podendo indicar quais os componentes de caudal mais alterados pelo pico de caudal turbinado e que períodos do ano apresentam maior probabilidade de os movimentos piscícolas serem mais afetados.

**Palavras-chave:** Regularização do caudal, pico de caudal turbinado, barbo do Norte, radiotelemetria, utilização do espaço



## Abstract

### **Effects of flow regulation on the movement patterns, habitat use and home range of the Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei* Steindachner, 1864)**

Hydroelectric infrastructures are responsible for changing streamflow regime, modifying fishes behaviour, especially due to the intermittency of suitable habitats and resources. To determinate variations in seasonal movements, home range extension and habitat occupation of a potamodromous cyprinid species inhabiting rivers with regulated and natural flow, 34 Iberian barbels were caught, tagged with radio transmitters and released in the two Portuguese systems. Fish movements were tracked once a month, or bimonthly, during an annual cycle. Micro-habitat characteristics were registered for each fish location. Tracking results show that barbels from regulated river exhibit larger and more continuous home and cores ranges, and kept a continuous dispersion along the river. Those results can contribute to the management of regulated rivers, by indicating which flow components are more altered by hydropeaking related operations and which are the critical annual periods, in terms of affecting fish movement behaviour along the river.

**Keywords:** Streamflow regulation, hydropeaking, Iberian barbel, radiotelemetry, home range

## Índice

1. Introdução .....	1
1.1 Barragens, caudais e as comunidades ribeirinhas .....	1
1.2 Telemetria como método de amostragem .....	3
1.3 O barbo do Norte.....	4
1.4 Objetivos do trabalho e enquadramento .....	5
2. Métodos .....	7
2.1. Caracterização da área de estudo .....	7
2.2. Caracterização e análise hidrológica dos sistemas selecionados.....	9
2.3. Captura e marcação dos animais .....	11
2.4. Procedimento de tracking e caracterização do habitat .....	14
3.5. Análise dos dados .....	16
3.5.1. Determinação da área vital .....	16
3.5.2. Seleção de habitat .....	17
3.5.3. Padrão de movimentos .....	18
4. Resultados .....	20
4.1 Caracterização e comparação hidrológica dos sistemas analisados .....	20
4.2. Extensão de área vital e padrão de movimentos.....	21
4.3 Seleção e caracterização de habitat.....	29
5. Discussão .....	32
5.1. Extensão de área vital e utilização espacial .....	32
5.1 Padrão sazonal de movimentos e seleção de habitat .....	33
5.2 Aplicação da informação em futuras medidas de gestão .....	36
6. Referências bibliográficas.....	39

## Índice de figuras

<b>Figura 1:</b> Barbo do Norte ( <i>Luciobarbus bocagei</i> ) capturado no Rio Mondego para posterior marcação.	5
<b>Figura 2:</b> Mapa das áreas de estudo.	8
<b>Figura 3:</b> Hidrogramas representativos das séries temporais de caudal médio diário, para cada curso de água selecionado, utilizadas na análise hidrológica. A azul está representado o rio com regime de caudal natural (Vouga) e a vermelho o Rio Mondego antes e após a regularização do caudal.	10
<b>Figura 4:</b> Fórmula de cálculo da análise dos indicadores de alteração hidrológica (IARHIS) e exemplo de resultado da mesma.	11
<b>Figura 5:</b> Procedimento de marcação dos animais.	14
<b>Figura 6:</b> Indicadores de Alteração Hidrológica (IHA) para períodos habituais, de cheia e seca entre um sistema regularizado e um sistema com caudal natural. A cor azul representa sempre uma situação de caudal natural (rios Vouga ou Mondego pré-barragem) e a cor vermelha uma situação regularizada (Mondego pós-barragem).	21
<b>Figura 7:</b> Mapas representativos da utilização espacial que os barbos fazem do troço de amostragem no Rio Mondego obtidos através da análise de <i>Kernel Interpolation with Barriers</i> e respetivos limites que definem as áreas correspondentes ao <i>Home</i> (azul) e <i>Core</i> (vermelho) ranges.	23 e 24
<b>Figura 8:</b> Mapas representativos da utilização espacial que os barbo do Norte fazem do troço de amostragem no Rio Vouga obtidos através da análise de <i>Kernel Interpolation with Barriers</i> e respetivos limites que definem as áreas correspondentes ao <i>Home</i> (azul) e <i>Core</i> (vermelho) ranges.	25 a 27
<b>Figura 9:</b> Padrão sazonal de movimentos dos barbos do Norte marcados no rio de caudal natural (a) e no rio de caudal regularizado (b). A distribuição das distâncias ao centro do core range esta representada com caixas de bigodes com a representação da mediana e o valor máximo e mínimo onde as distâncias negativas representam movimentos para jusante, e as distâncias positivas para montante do local considerado como referência. As variáveis ambientais (linhas cinzentas e a tracejado) estão relacionadas com a distância mensal média ao <i>core range</i> (a preto).	28
<b>Figura 10:</b> Análise PCO para o fator rio (efeito significativos confirmado pela análise PERMANOVA) das variáveis de habitat não redundantes.	31
<b>Figura 11:</b> Análise PCO para o fator época do ano (efeito significativo confirmado pela análise PERMANOVA) das variáveis de habitat não redundante.	31



## Índice de tabelas

<b>Tabela 1:</b> Dados individuais dos barbos capturados, marcados com radio-transmissores e seguidos no rio natural (Vouga) e regularizado (Mondego)	<b>13</b>
<b>Tabela 2:</b> Variáveis usadas para a caracterização abiótica ao nível do micro e meso-habitat dos barbos do Norte monitorizados	<b>15</b>
<b>Tabela 3:</b> Métricas hidrológicas e temperatura, e respetiva classe de valores para cada rio estudado, obtidas a partir da análise das séries de caudal e registadas no campo (temperatura), de modo a avaliar a sua relação com o padrão sazonal de movimentos dos barbos marcados	<b>19</b>
<b>Tabela 4:</b> Extensão dos <i>home</i> e <i>core ranges</i> dos indivíduos monitorizados no Rio Vouga e Mondego e respetivas médias e desvio padrão	<b>22</b>
<b>Tabela 5:</b> Resumo da regressão linear múltipla entre a distância média ao <i>core range</i> /coeficiente de variação para os barbos marcados em cada rio e as variáveis de caudal e temperatura. Valores estatisticamente significativos assinalados com (*)	<b>29</b>
<b>Tabela 6:</b> Resultados da PERMANOVA tendo em conta as variáveis de micro e meso-habitat caracterizadas	<b>29</b>
<b>Tabela 7:</b> Resultados da PERMANOVA para os diferentes níveis do factor Época do ano	<b>30</b>

# 1. Introdução

## 1.1 Barragens, caudais e as comunidades ribeirinhas

Os sistemas fluviais são compostos por um mosaico de habitats com diferentes características ao longo do seu curso, características essas que, consoante a sua distribuição espacial e temporal, influenciam as comunidades animais e vegetais ao longo do rio. Este arranjo do habitat com características próprias de cada curso de água, é muitas vezes determinado pelo regime de caudais presente e propicia alterações e adaptações na ecologia das comunidades ribeirinhas (Poff & Zimmerman, 2010). O regime de caudais, nomeadamente a sua magnitude e variabilidade, podem ter consequências e efeitos na biodiversidade e nos processos que ocorrem nos rios (Poff & Allan, 1995; Poff *et al.*, 1997).

Atividades humanas como a construção de barragens e a canalização dos cursos de água são alguns dos principais causadores da alteração do regime natural de caudais e consequentes efeitos deletérios nos processos ecológicos e comportamento da fauna dulçaquícola (Bunn & Arthington, 2002; Nilsson *et al.*, 2005). A alteração do regime natural de caudais é considerada uma das maiores ameaças à integridade ecológica dos rios (Bunn & Arthington, 2002). A construção de infraestruturas como as barragens e açudes resulta em algumas mudanças abióticas e na ecologia do próprio rio, tais como a interrupção da continuidade fluvial, aumento da erosão e alteração na composição e quantidade de material em suspensão (e.g., Richter *et al.*, 1996; Magilligan & Nislow, 2005). Alguns dos efeitos mais comuns nas comunidades piscícolas, resultantes da artificialização do caudal, prendem-se com a redução da abundância das suas larvas (Scheidegger & Bain, 1995), a redução do efetivo populacional (Davey, *et al.*, 2006), a supressão das taxas de crescimento (Weisberg & Burton, 1993), a alteração da estrutura das comunidades (e.g. Bain *et al.*, 1988) e redução na diversidade de espécies (e.g. Gehrke *et al.*, 1995). Cursos de água com características fortemente mediterrânicas, são mais afetados pela presença de barragens e açudes, devido às suas características de sazonalidade do caudal, sendo a maioria deles sujeitos a uma regularização do mesmo, o que leva muitas vezes à substituição das espécies nativas pelas exóticas, devido à existência de condições propícias à sobrevivência de espécies oportunistas (Rahel, 2000, Marchetti & Moyle, 2001). É comum observar-se também um decréscimo acentuado nas espécies migradoras (Ward & Stanford, 1989, Britton & Pegg, 2011), assim como uma redução da complexidade da comunidade (Rolls *et al.*, 2010), bem como uma alteração do habitat disponível para os peixes, quer em termos quantitativos como do ponto de vista qualitativo (Scruton *et al.*, 2003; 2005).

Estima-se que, globalmente, existam pelo menos 45 000 grandes barragens (> 15m de altura) e ainda perto de um milhão de outros pequenos açudes (Allan & Castillo, 2007), e que mais de metade dos sistemas fluviais espalhados pelo mundo já tenha sido alterada de

forma a produzir energia elétrica (Rosenberg *et al.*, 2000). Esta enorme demanda por este recurso energético existe porque a produção hidroelétrica é vista com uma fonte de energia renovável e que pode contribuir, pela substituição de outras fontes energéticas alternativas (i.e., centrais termoelétricas a carvão), para a redução da quantidade de gases causadores do efeito de estufa (Jones, 2013). Em Portugal, a produção de energia elétrica através da exploração de recursos hídricos continua a ser uma das fontes com maior potencial de aproveitamento. Por esse motivo, tem-se verificado uma vontade dos sucessivos governos em construir novos aproveitamentos hidroelétricos, ou renovar as já existentes, a fim de aumentar a capacidade instalada de produção (INAG, 2007). A estratégia em termos de política energética em Portugal, tem levado a um incremento no número de infraestruturas hidroelétricas nos rios portugueses que, por esse motivo, apresentam-se cada vez mais obstruídos e com o caudal cada vez mais artificializado. Essas alterações caracterizam-se pela retenção de água durante o Inverno, o que leva a uma diminuição do caudal típico nesta altura do ano. No Verão, são efetuadas descargas acrescidas que além da produção elétrica servem ainda para fins agrícolas ou industriais (Poff & Zimmerman, 2010).

A forma mais comum de produção hidroelétrica é através de descargas pontuais, relativamente curtas durante as quais é libertado um grande volume de água (pico de caudal turbinado, em inglês *hydropeaking*), o que provoca uma drástica alteração no caudal no rio a jusante. Este fenómeno acontece devido ao facto de ser um método de produção que permite às empresas fornecedoras de energia elétrica dar uma resposta pronta às necessidades quase imediatas de energia em certos períodos diários correspondentes a picos de consumo de energia (Scruton *et al.*, 2005).

Nos rios mediterrânicos, ocorrem tipicamente flutuações relativamente rápidas de caudal devido a fenómenos sazonais, como eventos de grande precipitação ou períodos de seca, provocando diferentes disponibilidades de alimento e refúgio. No entanto, o *hydropeaking* pode provocar um stress muito mais acentuado nas comunidades piscícolas e em todo o seu ciclo de vida, já que a intensidade, frequência e a persistência destas constantes alterações de volumes de água são muito contrastantes relativamente ao panorama natural dos cursos de água (Boavida *et al.*, 2013). Por vezes, os animais têm de lidar sucessivamente com ambientes variáveis (elevado e baixo caudal), em períodos de tempo muito reduzidos, já que as barragens fazem descargas frequentes, chegando a ter frequências diárias ou bi-diárias. Isto faz com que os animais tenham que lidar diariamente com variações que, em situações normais, ocorreriam sazonalmente, ou quanto muito, aquando da ocorrência de algum fenómeno extremo como uma seca ou uma inundação. Isto faz com que espécies com uma estreita faixa de tolerância quanto à velocidade de corrente por exemplo, possam ser eliminadas ou tenham, no mínimo, uma desvantagem competitiva relativamente a outras mais generalistas (Munn & Brusven, 1991; Boavida *et al.*, 2013). Segundo a Directiva Quadro da Água, o *hydropeaking* é um dos fatores que mais afecta a

ecologia aquática (EU,2000) e este fenómeno pode ainda, a longo prazo, potenciar o aparecimento de habitat ideal para fauna mais generalista, dando a estas espécies uma vantagem competitiva. O fenómeno do *hydropeaking* e as constantes subidas e descidas do nível da água do rio, fazem com que haja uma exposição acrescida do substrato, alterações constantes na profundidade e velocidade de corrente, o que provoca arrastamento da vegetação, alterações da temperatura, e tudo isto está diretamente relacionado com a magnitude de cada descarga (Jones, 2013).

Neste sentido, estudos que visam avaliar os efeitos destas infraestruturas hidráulicas e dos fenómenos a si associados, na alteração do regime de caudais e da sazonalidade natural e conseqüentemente nas comunidades piscícolas, tornam-se essenciais para desenvolver eventuais medidas de mitigação em troços mais afetados. Este tipo de estudos têm vindo a ser desenvolvidos maioritariamente na América do Norte e Austrália (e.g., Bond *et al.*, 2010). Na região mediterrânica, os trabalhos sobre estes temas são muito escassos (e.g., Santos *et al.*, 2004; Alexandre *et al.*, 2013a), e acresce o facto de trabalhos desenvolvidos noutras regiões demonstram frequentemente uma aplicação limitada dada as diferenças nas características das espécies piscícolas típicas de outros sistemas que não os Rios Ibéricos. Deste modo, o conhecimento das respostas bióticas à alteração do regime de caudais nos rios mediterrânicos, em particular os portugueses, é essencial na medida em que se podem transformar os resultados dessa investigação em ferramentas úteis de gestão, de modo a melhorar programas de conservação e restauro fluvial.

## ***1.2 Telemetria como método de amostragem***

A radiotelemetria é uma técnica relativamente simples e eficaz que permite estudar os movimentos de peixes e outros organismos aquáticos e a sua localização num dado instante através da deteção remota de um sinal, emitido através de transmissores colocados nos animais a monitorizar (Kenward, 2001; Pinheiro *et al.*, 2000). Esta técnica começou a ser utilizada para monitorizar organismos aquáticos no final da década 60, início dos anos 70 (e.g., Lonsdale & Baxter, 1968; Winter *et al.*, 1973) e tem sido desde essa altura muito utilizada para estudar as atividades e movimentos de peixes tanto em sistemas lênticos (e.g. Jacobsen *et al.* 2002) como lóticos (e.g. Ovidio *et al.* 2002; Ovidio & Philippart, 2002; Quintella *et al.*, 2004; Piecuch *et al.*, 2007). As vantagens desta metodologia de marcação prendem-se com o facto da monitorização dos animais ser efetuada em ambiente natural, sem que o animal seja perturbado para ser localizado, desde que o procedimento de captura e implantação do dispositivo eletrónico no animal seja feita de forma adequada. Este tipo de monitorização permite ainda realizar estudos em situações de fraca visibilidade (e.g., estudo de animais com hábitos noturnos ou que habitem sistemas aquáticos profundos ou com índices de turbidez elevados). Por outro lado, trabalhos com telemetria apresentam

normalmente custos económicos elevados associados ao preço dos transmissores e do recetor e obrigam ainda à captura de animais com uma dimensão compatível com o peso e volume do transmissor (Jepsen *et al.*, 2002).

### **1.3 O barbo do Norte**

No presente trabalho, a telemetria foi utilizada para avaliar a influência do regime de caudais no padrão sazonal de movimentos, seleção de habitat e extensão da área vital de um ciprinídeo muito comum nos rios portugueses, o barbo do Norte (*Luciobarbus bocagei*, Steindachner, 1864). Esta espécie foi selecionada por ser relativamente resistente à manipulação, por atingir dimensões consideráveis que permitem a utilização de transmissores com longevidades elevadas e por apresentar uma resposta positiva aos procedimentos que envolvem a marcação de indivíduos com estes equipamentos electrónicos (Alexandre *et al.*, 2013b), constituindo assim um bom modelo para a análise da influência do regime de caudais em espécies dulciaquícolas (Figura 1). Esta espécie, com estatuto de conservação de “Pouco Preocupante”, é nativa da Península Ibérica (Cabral *et al.*, 2005) e tem uma vasta distribuição nacional ocupando quase todas as bacias hidrográficas portuguesas com exceção das bacias dos rios Guadiana e Mira, e das Ribeiras do Algarve (Pinheiro *et al.*, 2000). O barbo do Norte tem a capacidade de utilizar uma vasta gama de habitats de carácter lótico e lêntico, ainda que tenha preferência por habitats de corrente fraca, evitando águas de temperaturas muito baixas (Almaça, 1996). É considerada uma espécie potamódroma, ou seja, efetua movimentos sazonais ao longo do rio que podem ser efetuados por várias razões, quer de procura de locais propícios à reprodução, locais com maior disponibilidade de alimento ou com maior potencial de refúgio (Lobón-Cerviá & Fernandez-Delgado, 1984; Magalhães, 1992). O barbo do Norte apresenta ainda um comportamento alimentar bentónico e é omnívoro e oportunista, visto que recorre normalmente ao que de mais abundante exista no local onde vive, podendo a sua dieta variar entre materiais em suspensão, matéria vegetal, insetos, crustáceos ou, para os indivíduos pertencentes às classes dimensionais mais elevadas, outras espécies piscícolas. A época de reprodução dá-se entre Março e Junho (Rodríguez-Ruiz & Granado-Lorencio, 1992), período em que os animais assumem um comportamento reófilo e efetuam movimentações para locais propícios para a desova, que se caracterizam por uma menor profundidade e com maior velocidade de corrente, com areia ou cascalho e fluxo turbulento, o que confere uma maior oxigenação da água (Ferreira *et al.*, 1999; Pinheiro *et al.*, 2000). Estas movimentações, habitualmente efetuadas para montante, têm sido observadas não só em rios, mas também das albufeiras para os seus tributários (Ferreira *et al.*, 1999; Rodríguez-Ruiz & Granado-Lorencio, 1992).

Apesar do seu estatuto de conservação não ser considerado muito preocupante, os efetivos populacionais desta espécie encontram-se em regressão, devido a várias ameaças a

que tem sido sujeito, tais como a degradação do habitat e a introdução de uma vasta gama de espécies exóticas e ainda o facto de ser uma espécie sujeita a alguma pressão piscatória. (Cabral *et al.*, 2005; Godinho & Ferreira, 1998) A degradação do habitat prende-se principalmente com o já falado anteriormente efeito barreira das obras e infraestruturas construídas com vista à produção de eletricidade, visto causar uma fragmentação da continuidade fluvial. Aliado a essa descontinuidade, está, muitas vezes a alteração do regime de caudais, sendo por isso o barbo do Norte uma espécie interessante para tentar perceber quais os efeitos que a fragmentação de habitat, e outros fenómenos a si associados, provocam no comportamento dos indivíduos. A construção deste tipo de infraestruturas potencia ainda o desenvolvimento das populações de espécies exóticas, que competem com o barbo do Norte por recursos vitais como o alimento e locais de refúgio, no entanto espécies como o achigã (*Micropterus salmoides*, Lacepède, 1802), o lúcio (*Esox lucius*, Linnaeus, 1758) e a lucioperca (*Sander lucioperca*, Linnaeus, 1758) podem ainda exercer comportamentos predatórios sobre as fases juvenis do barbo (Almaça, 1996).



**Figura 1:** Barbo do Norte (*Luciobarbus bocagei*) capturado no Rio Mondego para posterior marcação.

#### ***1.4 Objetivos do trabalho e enquadramento***

Este trabalho tem como objetivo principal estudar o impacto da regularização de caudais no padrão de movimentos do barbo do Norte.

Os objetivos parcelares deste tudo passam por:

- Comparar os padrões sazonais de movimentos de um ciprinídeo potamódromo;
- Relacionar a extensão de área vital com o regime hidrológico natural vs. regularizado (regime de *hydropeaking*);
- Identificar as variáveis ambientais que condicionam a seleção do meso-habitat.

O delineamento experimental está assente na realização do trabalho num sistema representativo de um regime de caudais natural (Rio Vouga), e um sistema alterado cujo caudal é altamente regularizado por um conjunto de empreendimentos hidroelétricos (Rio Mondego).

Importa também referir que este estudo foi desenvolvido no âmbito de um projeto de investigação intitulado ““ECOFLOW - Efeito ecológico do regime hidrológico na comunidade piscícola dos rios Portugueses”, financiado pelo Fundo EDP Biodiversidade 2011, mais abrangente que visa compreender o efeito da alteração do regime de caudais na comunidade ictiofaunística dulçaquícola dos rios da Região Centro de Portugal. O projeto foi estruturado em quatro tarefas distintas: Tarefa 1. Caracterização da composição e estrutura funcional da comunidade ictiofaunística em rios com regimes hidrológicos distintos; Tarefa 2. Avaliação da influência do regime de caudais no padrão sazonal de movimentos, seleção de habitat, e extensão de áreas vitais do barbo do Norte; Tarefa 3. Avaliação da influência das variações diárias de caudal no comportamento, utilização de micro-habitat, movimentos de pequena escala e ritmo de atividade circadiana do barbo do Norte; Tarefa 4. Realização de uma exposição temática no Fluviário de Mora. O presente trabalho foi realizado com os elementos recolhidos no âmbito da Tarefa 2 do referido projeto.

Pretende-se que a informação tratada no presente trabalho de dissertação, conjuntamente com o trabalho desenvolvido nas restantes tarefas elencadas, seja utilizada na definição de uma política de produção hidroelétrica que permita conciliar a rentabilidade dos aproveitamentos com a preservação e conservação da comunidade ictiofaunística dulçaquícola típica dos rios portugueses.

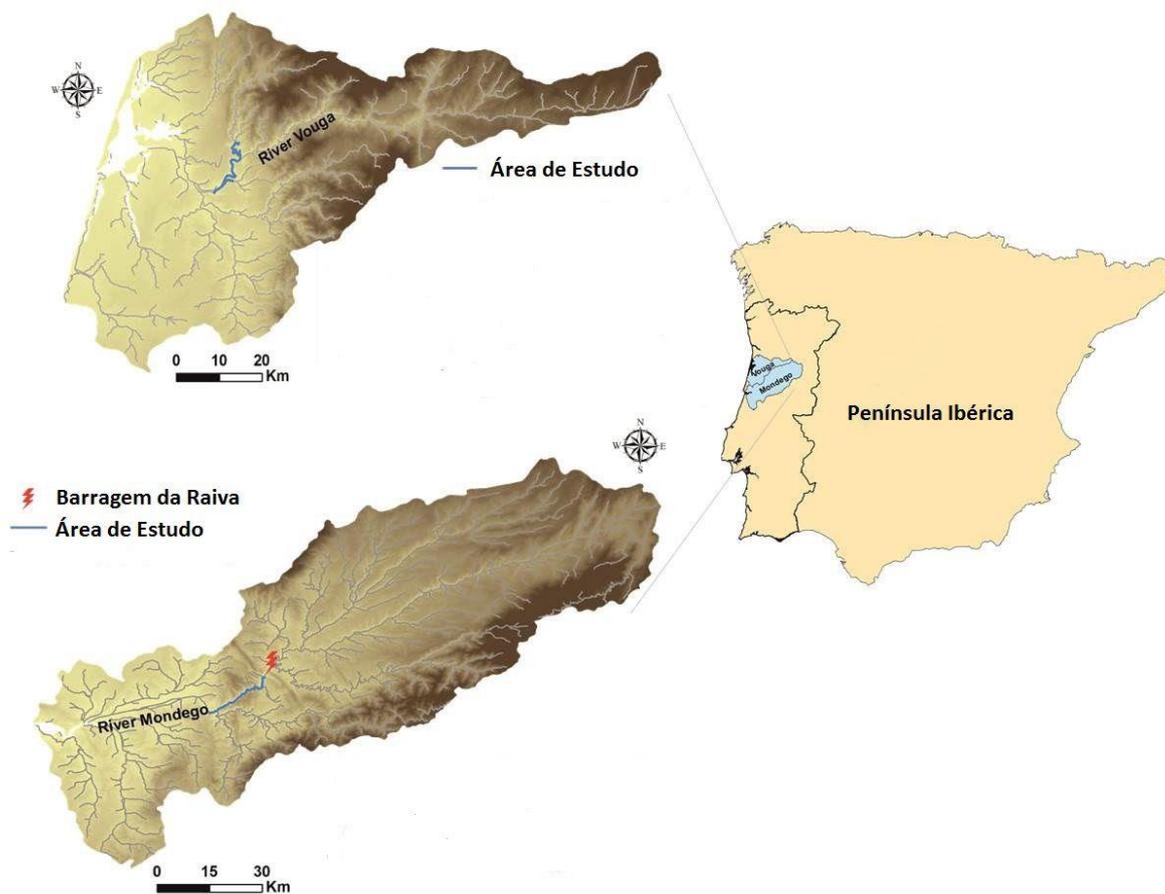
## 2. Métodos

### 2.1. Caracterização da área de estudo

Para o desenvolvimento deste trabalho, selecionaram-se dois rios, um com caudal regularizado por uma barragem hidroelétrica e outro com regime natural, ambos localizados na região centro oeste da Península Ibérica, região caracterizada por um marcado clima mediterrânico e uma grande variação de caudal inter-anual, associados a eventos de cheia e acompanhados de baixas, e períodos de seca acompanhados de altas temperaturas durante o mesmo ano hidrológico (Gasith & Resh, 1999).

O rio selecionado para estudar os efeitos do regime de caudais no padrão sazonal de movimentos, seleção de habitat e extensão da área vital dos barbos-do-norte, foi o Rio Mondego, um dos maiores rios de Portugal que nasce na Serra da Estrela a 1 525 metros de altitude, percorrendo depois 234 km até desaguar na Figueira da Foz. A sua bacia hidrográfica ocupa uma área de 6 645 km<sup>2</sup>, o que faz com que seja a segunda maior bacia portuguesa. Este rio apresenta vários afluentes, sendo os principais, os rios Dão, Alva, Ceira, Arunca, Pranto. Este rio encontra-se muito influenciado por várias infraestruturas que regulam o caudal, sendo a maior delas a Barragem da Aguieira localizada a 66 km da foz e com capacidade de armazenar um volume de 423 hm<sup>3</sup> de água. O Rio Mondego apresenta ainda outras seis pequenas barragens com capacidades entre 1,6 e 89 hm<sup>3</sup> e ainda alguns pequenos açudes ao longo do seu curso. Neste rio, um dos troços selecionado para o estudo, tem uma extensão de 22,8 km e situa-se entre o Açude Palheiros, a jusante, e a Barragem da Raiva, a montante (Figura 2). Neste troço encontra-se um dos grandes tributário do Mondego, o Rio Alva, cujo caudal também é regularizado, não com um regime de *hydropeaking* como se verifica no sistema Aguieira-Raiva, mas com um caudal constante de 2 m<sup>3</sup>/s oriundo de uma descarga da barragem de Fronhas (com 62 hm<sup>3</sup> de capacidade). Habitualmente, o troço em que o trabalho foi realizado está sujeito a um caudal ecológico de 4,8 m<sup>3</sup>/s (ao qual se deve adicionar as descargas da Barragem de Fronhas), exceto quando a Barragem da Raiva (24,1 hm<sup>3</sup> de capacidade) necessita de cumprir os seus requisitos de produção elétrica. Quando isso acontece são libertados grandes volumes de água, normalmente, duas vezes por dia (de manhã e à tarde, durante períodos que habitualmente não excedem 1 a 2 horas). Nestes períodos, o caudal pode aumentar para mais de 150 m<sup>3</sup>/s em condições normais, ou para caudais muito mais elevados em alturas de maior pluviosidade em que os limites da capacidade de encaixe da barragem devem ser salvaguardados. No troço onde decorreu o estudo, existem ainda a mini-hídrica de Penacova, localizada imediatamente a jusante da

Barragem da Raiva, e 3 pequenos açudes com fins lúdicos, os açudes de Penacova, Louredo e Palheiros (Figura 2).



**Figura 2:** Mapa das áreas de estudo.

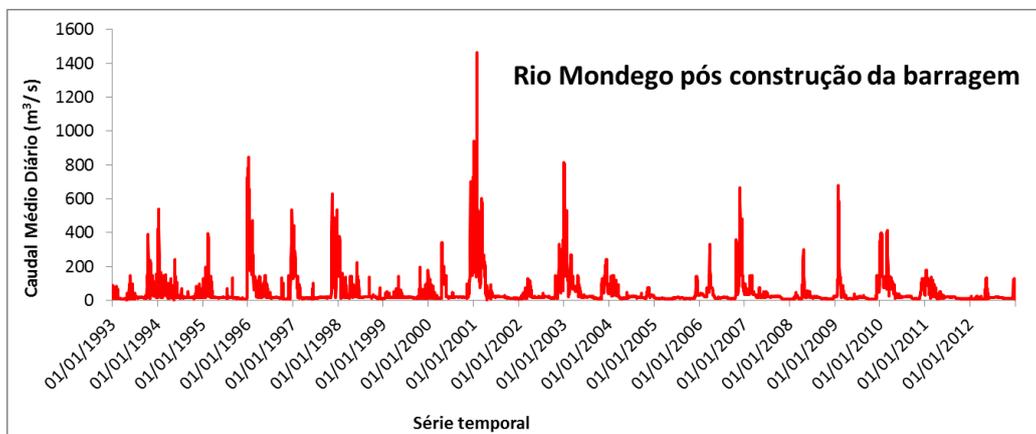
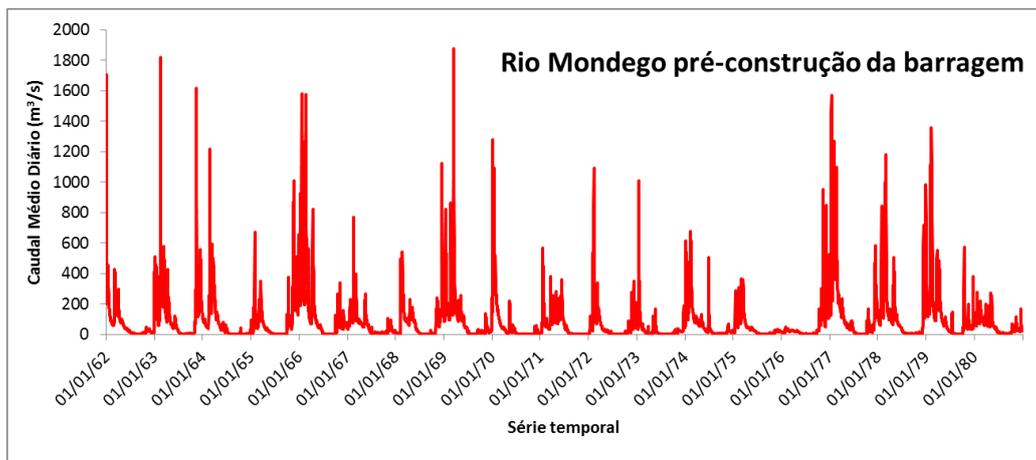
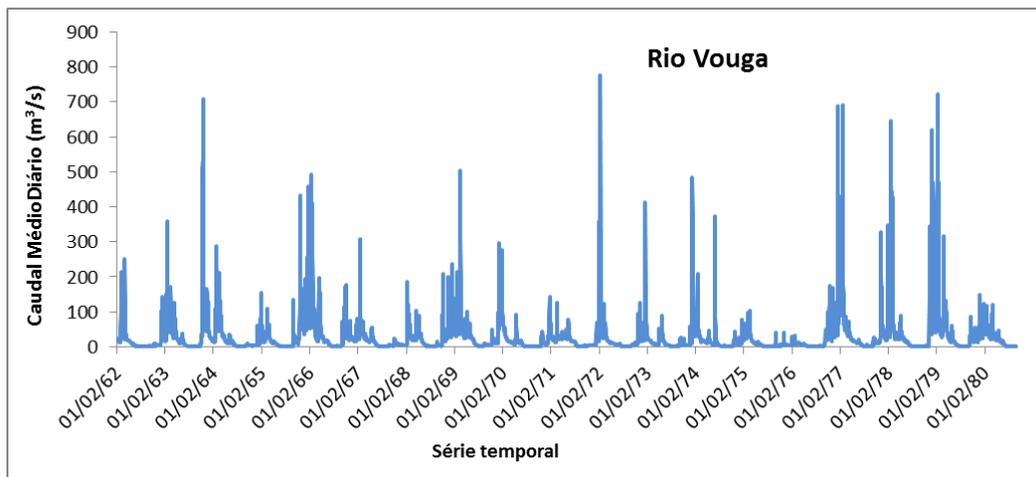
Como sistema representativo de um regime hidrológico natural, não regularizado, selecionou-se o Rio Vouga. O Rio Vouga nasce na Serra da Lapa a 930 metros de altitude e percorre cerca de 150 km até desaguar na Ria de Aveiro, uma laguna que comunica com o mar nessa mesma cidade. A sua bacia hidrográfica ocupa uma área de 3 658 km<sup>2</sup> e os seus principais afluentes são os rios Sul, Caima, Águeda (e os seus afluentes, Cértima e Alfusqueiro) e Antuã. Este rio ainda não tem nenhuma infraestrutura ativa que confira algum tipo de regularização do caudal como acontece no Rio Mondego, apesar de ter várias pequenas estruturas (i.e., açudes) construídas ao longo do seu curso. O troço selecionado para este estudo encontra-se entre o Açude do Carvoeiro, uma grande estrutura de blocos de pedra localizada a 43,5 km da foz do rio e a confluência com o Rio Águeda, o maior tributário do Rio Vouga. Ao longo do troço selecionado (15,8 km de extensão) conflui com o troço principal do Vouga apenas um tributário com uma dimensão apreciável, o Rio Caima, localizado próximo do limite montante do troço de estudo. Nesta zona encontra-se ainda outro grande obstáculo de blocos de pedra, o Açude da Sernada. Estes dois rios estão localizados na mesma região geográfica e de acordo com a caracterização desenvolvida por INAG

(2008a) apresentam características idênticas, como a baixa mineralização proveniente da geologia siliciosa, elevada precipitação anual ( $1196 \pm 347\text{mm}$ ), baixas temperaturas ( $12.6 \pm 1.23 \text{ }^\circ\text{C}$ ) e um declive pouco acentuado de  $0.001 \text{ m/km}$ . As comunidades biológicas típicas das duas bacias são muito semelhantes, tendo sido incluídos na mesma tipologia de rio (Rios do Litoral Centro) durante os trabalhos para a implementação da Directiva-Quadro da Água (DQA) em Portugal (INAG, 2008b).

O que nos permite fazer a comparação entre as análises hidrológicas de ambos os rios prende-se com o facto dos rios Vouga e Mondego apresentarem características originais semelhantes, já que se tratam ambos dos cursos principais das suas bacias hidrográficas, e apresentam na sua extensão e gradiente valores muito idênticos.

## ***2.2. Caracterização e análise hidrológica dos sistemas selecionados***

Foi realizada uma análise hidrológica para identificar e quantificar as diferenças entre o padrão natural de caudal do Rio Mondego em relação ao Rio Vouga (caudal regularizado vs caudal natural), resultantes do funcionamento das barragens associadas ao sistema Agueira-Raiva-Fronhas. Essa análise hidrológica foi realizada com base em séries temporais do caudal médio diário de 20 anos (metodologia recomendada por Richter *et al.*, 1997 e Huh *et al.*, 2005) para cada um dos rios estudados (Figura 3). Estas séries de caudal foram obtidas através da Agência Portuguesa do Ambiente (SNIRH, 2012), no caso do Rio Vouga com uma série de 1962 a 1980. No caso do rio Mondego usou-se uma série de caudal também de 1962 a 1980, série essa anterior à construção e entrada em funcionamento do sistema Raiva-Agueira-Fronhas-. Esta análise vai-nos permitir perceber se antes da construção da barragem no Rio Mondego, ambos os cursos de água tinham as mesmas características hidrológicas. Foi ainda realizada a análise de uma série de caudal do Rio Mondego após a barragem ser construída (1993 a 2012, dados cedidos pela EDP – Eletricidade de Portugal) e esta foi comparada com a série de caudal pré-barragem de modo a identificar os efeitos em termos hidrológicos da construção da barragem e conseqüentemente dos eventos de *hydropeaking* e regularização do caudal. Além disso foi ainda realizada uma comparação entre as séries de caudal do Rio Vouga e do Rio Mondego pós construção da barragem, de modo a comparar as condições hidrológicas entre os dois sistemas em que este estudo foi realizado.



**Figura 3:** Hidrogramas representativos das séries temporais de caudal médio diário, para cada curso de água selecionado, utilizadas na análise hidrológica. A azul está representado o rio com regime de caudal natural (Vouga) e a vermelho o Rio Mondego antes e após a regularização do caudal .

Embora nesta análise não se tenha tido em conta fenómenos ambientais que possam alterar o caudal do troço selecionado, como por exemplo a pluviosidade local, considerou-se para os dois rios que os caudais efluentes de ambas as barragens do Rio Mondego são representativos dos caudais verificados nos troços analisados. Interessa ainda referir que às descargas da barragem da Raiva, foram adicionadas as descargas da barragem de Fronhas

presente no Rio Alva, na mesma série temporal de 20 anos. A soma das duas representa assim o caudal efetivo da área de estudo.

Para proceder à análise hidrológica aplicou-se a metodologia IARHIS 2.2 desenvolvida por Santa-Maria e Yuste (2010). Esta metodologia propõe uma série de indicadores de Alteração Hidrológica (IAH) que permitem uma avaliação eficiente e robusta das alterações causadas pela regularização do caudal em alguns dos componentes do regime hidrológico que podem afetar a ecologia das comunidades aquáticas. Este processo consiste em três fases em que a primeira está direcionada para a caracterização do regime hidrológico natural considerado nesta análise como a realidade observada no Rio Vouga e do Rio Mondego antes da construção da barragem, uma segunda fase em que se caracteriza a situação alterada, ou seja, o regime hidrológico regularizado no Rio Mondego depois da construção da barragem e uma terceira em que se faz a avaliação das alterações hidrológicas através da análise do grau de desvio apresentado pelo curso alterado, neste caso o Rio Mondego, com base em todos os IAH propostos (Figura 4)



**Figura 4:** Fórmula de cálculo da análise IARHIS e exemplo de resultado da mesma.

### 2.3. Captura e marcação dos animais

Em Janeiro de 2013, um total de #28 indivíduos (#13 no rio Mondego e #15 no rio Vouga) de *L. bocagei* foram capturados com o auxílio de equipamento de pesca elétrica (Hans Grassl EL 62 generator, DC, 300 V; Schönau am Königssee, Germany) de modo a serem marcados e posteriormente monitorizados (Tabela 1). Inicialmente estava prevista a marcação do mesmo número de animais em ambos os cursos de água, no entanto a menor abundância de barbos com o tamanho pretendido, juntamente com um aumento significativo do caudal do sistema Raiva-Aguieira-Fronhas, resultante de um brusco incremento da pluviosidade na região, baixou a eficiência do método de captura, impossibilitando assim a obtenção dos dois indivíduos em falta no Rio Mondego. Posteriormente, durante o mês de Maio de 2013, com a normalização do caudal, essa captura foi concretizada e os animais englobados no estudo a

partir desse momento. Observou-se ainda que ao longo do estudo, alguns animais marcados no Rio Vouga foram capturados por pescadores lúdicos, sendo que foi possível recuperar quatro transmissores. Os transmissores recuperados foram reutilizados em animais capturados em Agosto de 2013, aumentando assim o número total de indivíduos marcados neste rio para #19. De maneira a garantir que os dados obtidos seriam comparáveis entre indivíduos e bacias, e os padrões de movimentos ou uso de habitat não seriam influenciados pela ontogenia dos animais, só foram marcados barbos com tamanhos idênticos e compatível com a implantação do transmissor tendo em conta a regra dos 2%, isto é o transmissor utilizado foi sempre inferior a 2% do peso total do peixe (Jepsen *et al.*, 2002) (Tabela 1)

**Tabela 1:** Dados individuais de cada barbo capturado, marcado com radio-transmissor e seguido no rio natural (Vouga) e regularizado (Mondego)

ID	Rio	Data de captura/ libertação	Frequência do transmissor	Comprimento (mm)	Peso (g)	N de localizações
VB1	Vouga	10/01/2013	150.591	502	1125	14
VB2	Vouga	10/01/2013	150.562	472	900	14
VB3	Vouga	10/01/2013	150.742	453	735	13
VB4	Vouga	10/01/2013	150.603	452	885	13
VB5	Vouga	10/01/2013	150.611	453	790	13
VB6	Vouga	10/01/2013	150.572	450	735	13
VB7	Vouga	10/01/2013	150.682	472	995	13
VB8*	Vouga	10/01/2013	150.582	483	940	6
VB9*	Vouga	10/01/2013	150.751	491	1060	7
VB10*	Vouga	10/01/2013	150.552	491	1060	8
VB11*	Vouga	10/01/2013	150.652	506	1185	7
VB12	Vouga	10/01/2013	150.512	485	965	13
VB13*	Vouga	10/01/2013	150.643	502	1180	8
VB14	Vouga	11/01/2013	150.462	545	1580	13
VB15	Vouga	11/01/2013	150.662	455	865	13
VB16*	Vouga	10/08/2013	150.751	468	1100	5
VB17*	Vouga	10/08/2013	150.633	482	1500	5
VB18*	Vouga	10/08/2013	150.552	402	1000	5
VB19*	Vouga	10/08/2013	150.764	428	1100	5
Média ± desvio padrão				495 ± 28	1250.1 ± 199.37	
MB1	Mondego	07/01/2013	150.701	515	1399	14
MB2	Mondego	07/01/2013	150.691	505	1234	13
MB3	Mondego	07/01/2013	150.772	510	1297	14
MB4	Mondego	07/01/2013	150.671	550	1567	13
MB5	Mondego	08/01/2013	150.621	500	1308	13
MB6	Mondego	08/01/2013	150.543	460	961	14
MB7	Mondego	08/01/2013	150.782	460	1070	10
MB8	Mondego	08/01/2013	150.711	491	1293	14
MB9	Mondego	08/01/2013	150.731	505	1349	13
MB10	Mondego	08/01/2013	150.532	503	1237	13
MB11	Mondego	09/01/2013	150.723	495	1302	13
MB12*	Mondego	09/01/2013	150.633	465	1010	7
MB13	Mondego	09/01/2013	150.522	525	1555	11
MB14*	Mondego	21/05/2013	150.482	440	870	8
MB15*	Mondego	21/05/2013	150.472	510	1300	2
Média ± desvio padrão (mm)				473 ± 31	1036.8 ± 223.7	

\* Barbos que foram removidos da análise de *home* e *core range* devido ao baixo número de localizações

Depois de capturados os barbos foram, no campo, marcados com radiotransmissores (ATS F1820; 8 g de peso, 12mm de diâmetro e 46mm de comprimento) fabricados pela ATS - *Advanced Telemetry Systems*, cuja bateria garantia uma longevidade de aproximadamente um ano. Os peixes capturados foram anestesiados numa imersão de 0,4 ml de 2-phenoxyethanol por litro de água, medidos (precisão de 1mm) e pesados (precisão de 1 g). De seguida, foram colocados numa mesa cirúrgica em forma de V, o que permitiu posicionar o peixe com o ventre virado para cima, de forma a facilitar o procedimento de implantação do

transmissor. A administração da anestesia foi mantida durante todo o processo de marcação para facilitar o procedimento de marcação e reduzir o stress associado à manipulação. O transmissor foi implantado na cavidade intraperitoneal e a antena passada no sentido distal através de um pequeno orifício criado na parede lateral do abdómen com uma agulha hipodérmica modificada. Seguidamente, procedeu-se à suturação e desinfeção da incisão com uma solução desinfetante (BETADINE®). Depois de marcados, os barbos foram deixados a recuperar dentro de uma rede no rio durante um período que oscilou entre 1 a 2 horas, sendo posteriormente libertados perto do local onde foram capturados (Figura 5). Todo o material de cirurgia foi previamente esterilizado com álcool a 96° e posteriormente passado por soro fisiológico antes do contacto com os tecidos do animal.



**Figura 5:** Procedimento de marcação dos animais.

#### ***2.4. Procedimento de tracking e caracterização do habitat***

As campanhas de campo para localizar os animais em cada rio foram realizadas mensalmente de Fevereiro a Dezembro de 2013, com exceção da época de reprodução (Março a Junho: Rodriguez-Ruiz and Granado-Lorencio, 1992), em que as campanhas foram realizadas duas vezes por mês. Subjacente a esta opção metodológica em diferenciar a periodicidade de monitorização entre fases do ciclo de vida está a possibilidade desta espécie ser mais ativa durante o período reprodutor, devido à seleção de áreas propícias à reprodução e desova. Em cada campanha, a localização dos animais foi conseguida utilizando para o

efeito uma embarcação pneumática (Mark I, Zodiac), propulsionada por um motor fora-de-borda (Marine BF15, Honda). Quando a utilização do barco não foi possível por razões de elevado caudal, a localização foi efetuada pela margem a pé ou com o auxílio de uma viatura. A localização foi realizada com um recetor de telemetria R410 e uma antena Yagi da ATS. O local preciso onde o peixe marcado se encontrava foi determinado através do procedimento de triangulação do sinal emitido pelo transmissor.

Após a posição do animal ser determinada, a mesma era registada e georeferenciada (WGS 84) com a ajuda de um dispositivo manual de GPS Garmin 62st. Após a localização de cada peixe, uma área circundante de 100 m<sup>2</sup> foi caracterizada de acordo com uma série de características (Tabela 2) que permitem caracterizar o tipo de habitat utilizado, nomeadamente a turvação e a transparência da água (observação direta), a localização do peixe no leito do rio (margem ou meio do canal), o tipo de fluxo (*run*, *riffle* ou *pool*), tipo de margem, largura da área inundada (m), tipo de substrato (% de cada classe granulométrica), estado da galeria ripícola (ausente, interrompida, esparsa, semi-contínua ou contínua), e presença/ausência de estruturas e obstáculos artificiais.

Além da caracterização do habitat ainda forem efetuadas medições de parâmetros físico-químicos da água como a temperatura (°C), pH, condutividade (µS/cm), salinidade (PSU), concentração de oxigénio dissolvido (mg L<sup>-1</sup>), percentagem de oxigénio dissolvido (%), e sólidos totais dissolvidos (g L<sup>-1</sup>). Estas medições foram efetuadas pontualmente, em cada dia de monitorização para cada troço de rio com o auxílio de uma sonda multi-parâmetros (YSI 600 XLM-M), ligada a um leitor de dados (YSI 650 MDS).

Para cada localização foram ainda registadas as características ao nível do micro-habitat (Tabela 2) numa área circundante de 1m<sup>2</sup>, que incluíram a profundidade (cm), velocidade de corrente (medida em dois pontos: a 20 e 60% da profundidade registada), distância à zona seca mais próxima (margem ou ilha), potencial de refúgio (proporção de ocupação por grandes detritos lenhosos, hidrófitas, helófitas e/ou complexos de raízes), identificação de espécies arbóreas associadas na margem e ensombramento (equiparado à cobertura de canópia em cada ponto, avaliada com recurso a um densiómetro).

**Tabela 2:** Variáveis usadas para a caracterização abiótica ao nível do micro e meso-habitat dos barbos do Norte monitorizados

Variável	Procedimento de medição	Classes
Transparência da água	Observação visual	Cristalina; medianamente transparente; pouco transparente; turva
Localização no rio	Deteção por telemetria (triangulação)	Margem; meio do canal

Tipo de habitat	Observação visual	<i>Pool; run; riffle</i>
Largura da área inundada	<i>Range finder - Bushnell Yardage Pro 1000 (m)</i>	-
Composição do substrato	Observação visual (%)	Vasa; areia; cascalho; pedra; calhau; rocha
Vegetação ripícola (*1)	Observação visual	Contínua; semi-contínua; interrompida; esparsa; ausente
Obstáculo físico	Observação visual	Presente; ausente
Estrutura artificial	Observação visual	Presente; ausente
Profundidade	Vara ou corda ( $\pm 0.01m$ )	-
Velocidade de corrente (*2)	Fluxómetro – <i>Hydro-Bios</i> ( $\pm 0.01m/s$ )	-
Distância à área seca mais próxima (*3)	<i>Range finder - Bushnell Yardage Pro 1000 (m)</i> ou fita métrica ( $\pm 0.01m$ )	-
Ensombramento	Densímetro concavo	-
Detritos lenhosos	Observação visual (%)	0-20%; 20-40%; 40-60%; 60-80%; 80-100%
Hidrófitas	Observação visual (%)	0-20%; 20-40%; 40-60%; 60-80%; 80-100%
Macrófitas	Observação visual (%)	0-20%; 20-40%; 40-60%; 60-80%; 80-100%
Raízes	Observação visual (%)	0-20%; 20-40%; 40-60%; 60-80%; 80-100%

\*1 caracterização da vegetação ripícola foi efetuada em ambas as margens; \*2 velocidade de corrente medida a duas profundidades (20 e 60% da profundidade total), e depois calculada a média; \*3 margens do rio e ilhas consideradas “áreas secas”.

### 3.5. *Análise dos dados*

#### 3.5.1. *Determinação da área vital*

Para determinar a área vital dos barbos marcados com radiotransmissores nos dois sistemas analisados, utilizou-se o método da estimativa da densidade de Kernel com barreiras (*Kernel Interpolation with Barriers, KIB*), com recurso à extensão ArcMap do software ArcGis 10.0® da ESRI©. Este método é um *upgrade* do cálculo da densidade de *Kernel*, que nos permite obter informação sobre movimentos e utilização de habitat por parte dos indivíduos marcados e ainda perceber quais os troços mais utilizados pelos mesmos, mas tendo em conta as barreiras físicas do meio onde estes vivem. Os peixes são organismos estritamente aquáticos e por conseguinte só poderão utilizar uma área delimitada pelas margens do rio. Para fazer esta análise, as localizações foram usadas para criar um raster de densidade de

pontos usando a ferramenta *Point Density* (*Spatial Analyst Tools* no *ArcGis 10.1*©). De seguida este raster foi convertido em pontos em que cada um tinha a si associado, um valor de densidade. Os pontos resultantes foram sujeitos a uma análise de Kernel com barreiras, usando o polígono do rio como limite. A análise KIB foi conduzida tendo em conta um fator de suavização de 60 obtido através do *Animal Space Use 1.1* © com o cálculo do LSCV (*Least Squares Cross-Validation*) e um raio igualmente de 60 m. A *shape* resultante do KIB foi importada depois para o programa *Geospatial Modelling Environment 7.2.1* © onde foram calculados os PVC (*Percent Volume Contours*) de 50% (*Core Range*) e 95% (*Home Range*) com recurso ao comando “*Isopleth*”. A análise KIB foi feita para os indivíduos estudados com mais de 10 localizações durante o período de monitorização de maneira a evitar más e precipitadas interpretações dos resultados (Crook, 2004). Dos mapas resultantes da análise de Kernel, obtiveram-se as seis variáveis associadas às diferentes componentes do home e core ranges exibidos pelos barbos, nomeadamente: i) número de *home ranges*; ii) somas das extensões dos *home ranges*; iii) mediana das extensões de *home ranges*; iv) distância entre *home ranges* extremos; v) extensão do core range; vi) proporção da área utilizada, ou seja, a proporção entre a extensão total dos vários *home ranges* e a distância entre os extremos da área utilizada, incluindo área não utilizada entre os diferentes *home ranges*. De maneira a testar as diferenças entre barbos associados a bacias hidrográficas com regimes hidrológicos distintos (Mondego vs Vouga) com base nas seis variáveis definidas e perceber quais contribuem significativamente para essas diferenças, utilizou-se uma análise de variância multivariada (MANOVA, Wilks’s  $\lambda$  method), em que o rio entra como fator fixo com dois níveis (Vouga e Mondego).

### 3.5.2. Seleção de habitat

De maneira a perceber se existem diferenças entre os grupos de indivíduos de barbo do Norte em estudo, associadas aos dois rios no que toca ao habitat selecionado, as características de meso e micro-habitat registadas no campo, foram agregadas por indivíduo e para cada uma das épocas consideradas (Verão, *Ver*, Época de Reprodução, *Rep* e Resto do ano, *RA*), combinações essas obtidas pelas médias e modas de variáveis contínuas e categóricas, respetivamente. Às classes de proporção de detritos lenhosos, hidrófitas, macrófitos e raízes foram dados valores categóricos entre zero e quatro para as diferentes classes de cobertura de cada tipo de refúgio (0: 0-20%; 1: 20-40%; 2: 40-60%; 3: 60-80%; 4: 80-100%) e posteriormente calculada a média para cada localização para obter uma única variável de refúgio (Ref). Para as classes de substrato, foi calculado o grão médio (Krumbein and Pettijohn, 1938) com a fórmula  $\bar{x} = \frac{\sum fm}{100}$ , onde  $f$  representa a frequência em percentagem de cada classe granulométrica e  $m$ , o ponto médio de cada classe. A matriz de dados resultante foi analisada de forma a eliminar variáveis redundantes, sendo feita uma correlação

não-paramétrica de Spearman com o programa SPSS Statistics 22® da IBM Corp.© para identificar as variáveis fortemente correlacionadas ( $\rho \geq 0.80$ ). Assim, quando duas variáveis foram consideradas altamente relacionadas, uma delas foi eliminada da análise, minimizando assim problemas de redundância dos dados. O efeito dos fatores rio e época do ano, bem como a sua interação, na seleção de habitat dos barbos estudados foi testado usando uma análise de PERMANOVA a dois fatores, baseada nas variáveis de habitat descritas anteriormente, obtida com a ferramenta PERMANOVA do software PRIMER+v6.0, seguido de uma análise PCO (*Principal Coordinates Analysis*) de modo a caracterizar e a ajudar na visualização da segregação da seleção de habitat nos grupos de indivíduos estudados e as variáveis que mais a influenciavam.

### 3.5.3. Padrão de movimentos

Para perceber o padrão de movimentos dos indivíduos estudados em ambos os rios, procedeu-se primeiro à definição do centro do *core range* de cada animal, visto ser essa a área onde o animal passou a maior parte do tempo. Depois de definido o centro dessa área, foram feitas medições lineares com o auxílio do ArcGis®, desde esse ponto até ao local onde cada indivíduo se encontrava nos sucessivos meses de monitorização. Isto permite saber em que mês ou época do ano o peixe se encontra mais próximo ou mais afastado do seu *core range*. De modo a identificar quais as variáveis ambientais relacionadas com o padrão de movimentos dos peixes de cada rio, foram aplicadas várias regressões lineares múltiplas em que as variáveis eram analisadas uma a uma ( $F$  para entrar no modelo = 3,71;  $F$  para a remoção = 2,84), usando a distância média ao *core range* e o seu coeficiente de variação para cada mês como variáveis dependentes e as variáveis de caudal e a temperatura como potenciais variáveis explicativas. No que toca às variáveis de caudal, 27 métricas hidrológicas mensais foram obtidas através da caracterização hidrológica realizada com o IARHIS 2.2, complementadas com a *Time Series Analysis* (TSA) do software *River Analysis Package* (RAP version 1.3.0; Marsh *et al.*, 2006). Uma primeira análise (Correlação de Spearman,  $\rho$ ), mostrou fortes correlações entre muitas das métricas ( $\rho > 0.8$ ). Posto isto, foram consideradas 13 métricas finais (Tabela 3), que são demonstrativas de aspetos ecológicos importantes no que toca ao regime de caudais e às alterações por este provocadas e que permitiram assim eliminar possíveis problemas de redundância dos dados de entre as variáveis preditivas. Além disso, e considerando a influência da temperatura na atividade e movimentos dos peixes de água doce (Lucas & Baras, 2001), adicionámos a média mensal de temperatura (obtida com uma frequência horária a partir *data loggers Water Temp Pro V2* da HOBO durante todo o período de estudo) à nossa análise de regressão de forma a avaliar o seu efeito juntamente com as variáveis de caudal no padrão sazonal de movimentos dos barbos marcados.

**Tabela 3:** Métricas hidrológicas e temperatura, e respetiva classe de valores para cada rio estudado, obtidas a partir da análise das séries de caudal e registadas no campo (temperatura), de modo a avaliar a sua relação com o padrão sazonal de movimentos dos barbos marcados

Variáveis de caudal / temperatura (unidade)	Classe de valores (mínimo - máximo)	
	Regime natural (Vouga)	Regime alterado (Mondego)
Volume mensal (hm <sup>3</sup> )	3.21 – 197.05	36.72 – 190.29
Nº de dias caudal elevado (dias)	0.00 – 6.22	0.00 – 8.63
Coefficiente de variação do caudal	0.37 – 0.75	0.15 – 0.59
Variabilidade caudal (Q <sub>10%</sub> - Q <sub>90%</sub> )	0.96 – 5.46	0.18 – 2.84
Nº de períodos de alterações de caudal	0.28 – 1.39	1.05 – 2.35
Magnitude das alterações de caudal (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	0.75 – 10.47	10.47 – 17.27
Duração das alterações de caudal (dias)	8.10 – 31.00	7.48 – 30.15
Nº de aumentos de caudal	1.55 – 3.44	4.85 – 6.65
Magnitude dos aumentos de caudal (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	0.68 – 115.5	3.23 – 37.00
Duração dos aumentos de caudal (dias)	2.29 – 4.51	1.83 – 3.11
Nº de reduções de caudal	2.22 – 3.67	4.75 – 40.34
Duração das reduções de caudal (dias)	6.04 – 16.96	2.36 – 3.97
Escoamento (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	0.46 – 0.67	0.52 – 0.90
Temperatura mensal (°C)	10.12 – 24.85	9.18 – 21.07

## 4. Resultados

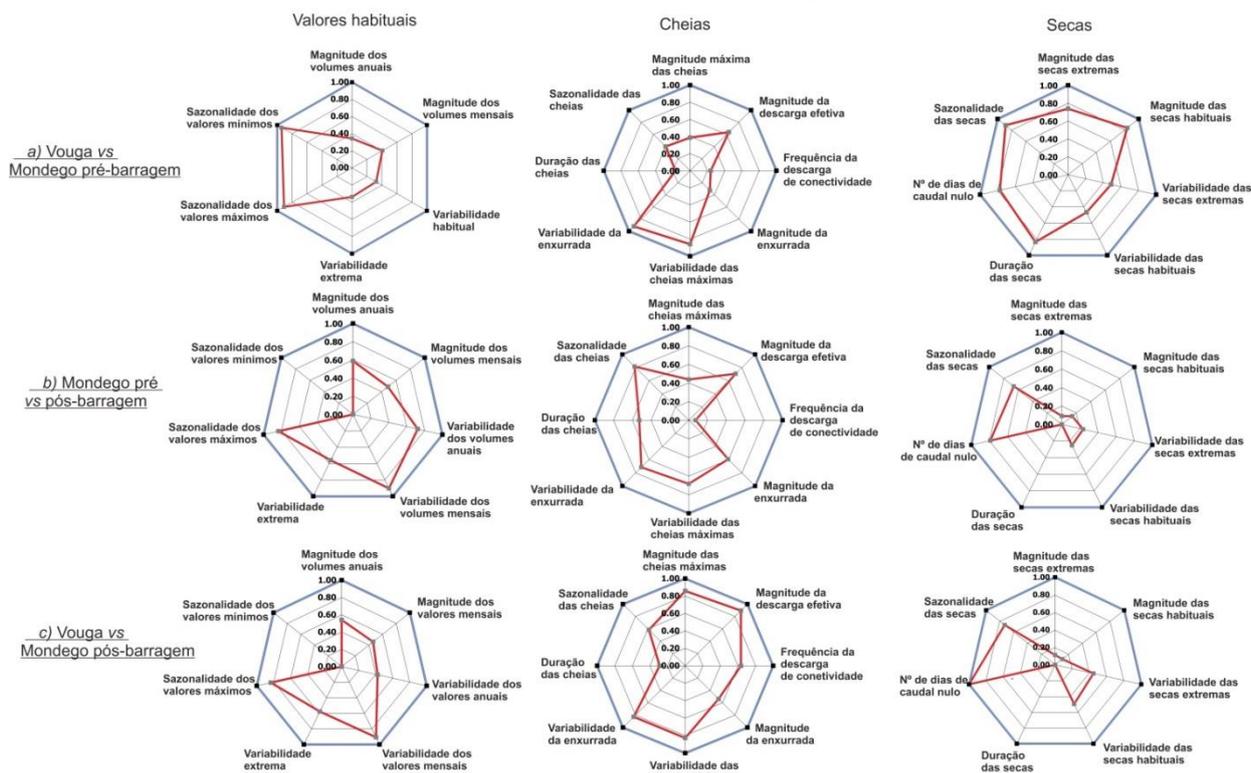
### 4.1 Caracterização e comparação hidrológica dos sistemas analisados

Observa-se assim através da comparação hidrológica dos sistemas analisados (Figura 6) que antes da construção da barragem da Raiva, os rios Vouga e Mondego mostravam algumas diferenças, por exemplo, no que toca aos valores habituais, na magnitude desses valores de caudal (média do volume anual: Vouga = 835,4 hm<sup>3</sup>; Mondego= 2457,2 hm<sup>3</sup>), na variabilidade dos mesmos (diferenças entre valor mensal mínimo e máximo: Vouga= 241,2 hm<sup>3</sup> ; Mondego= 701,5 hm<sup>3</sup>). É também evidente que antes de existirem fenómenos de *hydropeaking* no rio Mondego, também existiam diferenças no que toca às cheias, com o Mondego a revelar cheias mais longas (número médio de dias por mês com  $q < Q_{5\%}$ : Vouga= 1.5 dias; Mondego= 6.6 dias), maior conectividade entre o rio e as zonas adjacentes ( $Q_{connect}$ : Vouga= 578 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>; Mondego= 1393,5 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) e com maiores enxurradas ( $Q_{5\%}$ , Vouga: 113,7 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>; Mondego: 351,6 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>). Por outro lado, a época de secas não apresentava grandes diferenças entre os componentes analisados, sendo os rios relativamente semelhantes.

Ao fazer uma análise e uma comparação entre o Mondego pré e pós-barragem, foram detetadas diferenças significativas nos componentes relacionados com a época de secas, nomeadamente no que toca à magnitude, variabilidade, duração e sazonalidade destes fenómenos de baixo volume de caudal. Destas variáveis, a magnitude das secas (caudal habitual, pré-barragem: 1,34 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>; pós-barragem: 9,38 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>) e a sua duração (número médio de dias consecutivos por mês com  $q \leq Q_{95\%}$ ; pré-barragem: 3,6, pós-barragem: 0), são as diferenças mais evidentes.

A última análise realizada permitiu comparar a situação atual, ou seja o Mondego após a construção da infraestrutura Raiva-Agueira-Fronhas com o Rio Vouga não regularizado, que nos ofereceu resultados muito idênticos aos anteriores (Mondego pré vs pós barragem), permitindo-nos assim utilizar com algum confiança o rio Vouga como sistema representativo dos efeitos e alterações que a regularização do regime de caudal impõe no Rio Mondego. No que toca às diferenças, vemos que essas estão presentes principalmente nas épocas de seca em que a magnitude (Vouga: 0,98 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>) e a duração (dias com  $q \leq Q_{95\%}$ ; Vouga: 20,78) se mostram superiores no Rio Vouga, enquanto que os valores habituais e os valores de cheia se encontram muito próximos.

## Indicadores de Alteração Hidrológica



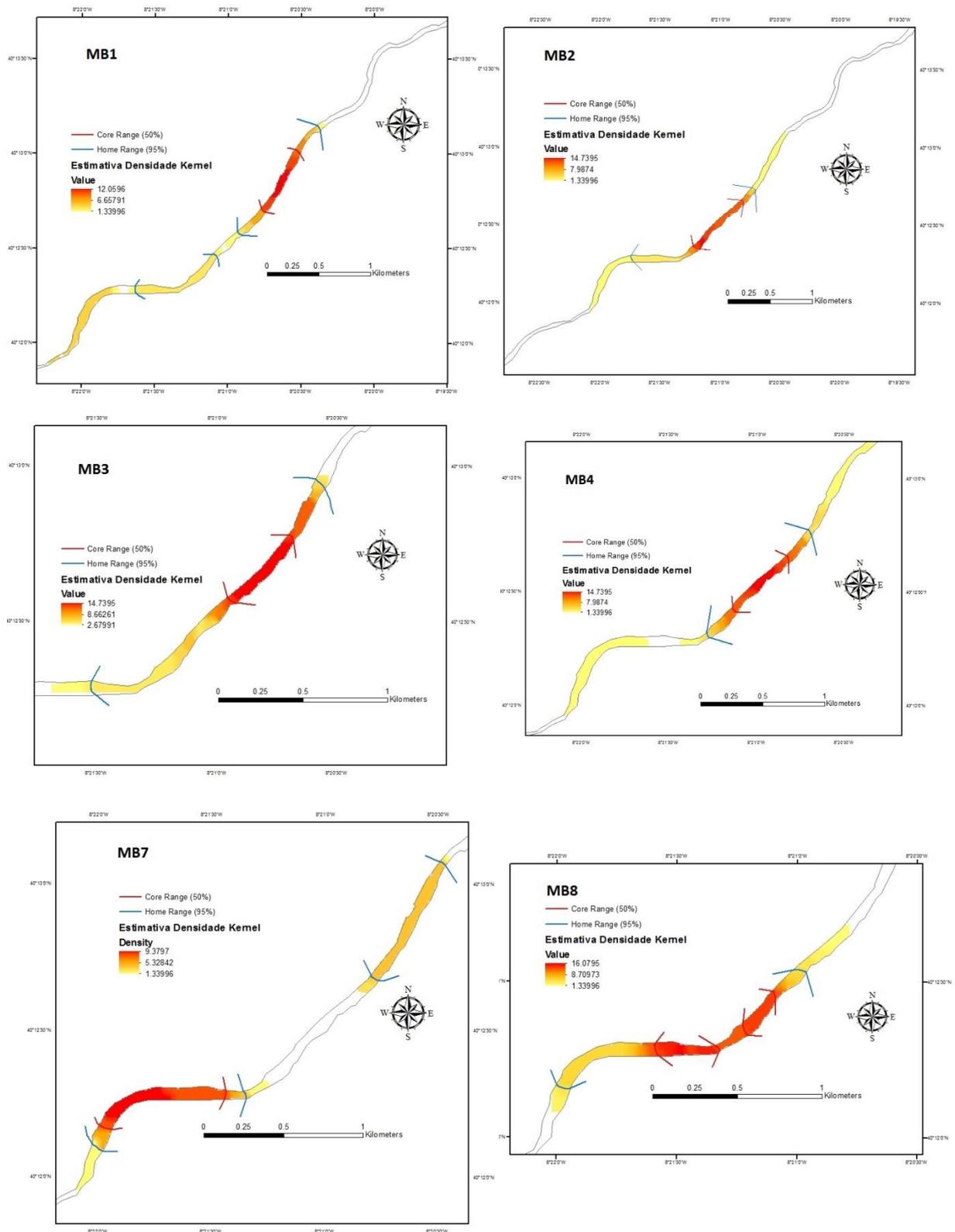
**Figura 6:** Indicadores de Alteração Hidrológica (IHA) para períodos habituais, de cheia e seca entre um sistema regularizado e um sistema com caudal natural. A cor azul representa sempre uma situação de caudal natural (rios Vouga ou Mondego pré-barragem) e a cor vermelha uma situação regularizada (Mondego pós-barragem).

### 4.2. Extensão de área vital e padrão de movimentos

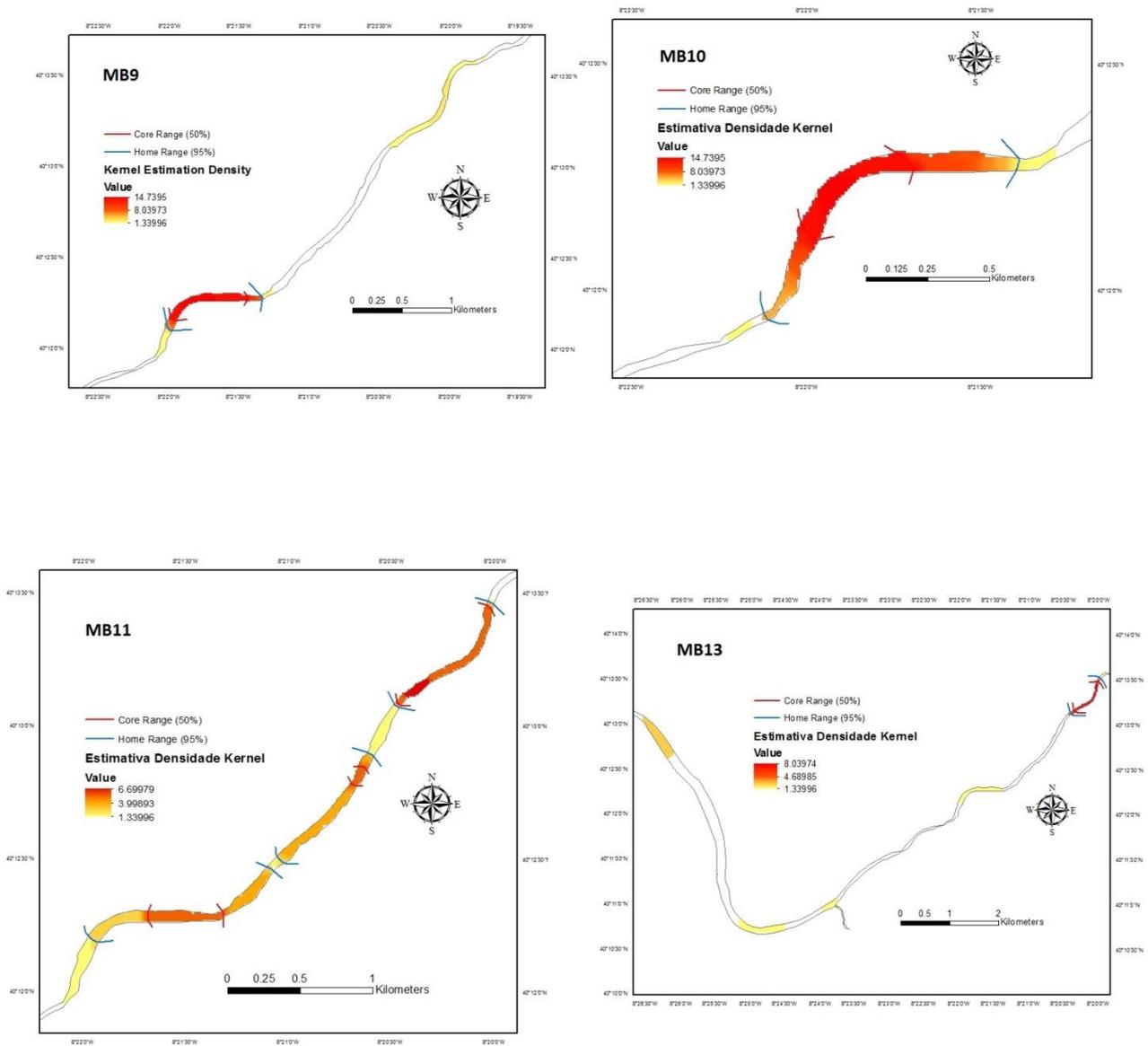
De um total de 34 barbos marcados e seguidos, apenas 22 (10 no rio de regime natural e 12 no rio regularizado) foram localizados dez ou mais vezes durante este estudo, sendo apenas esses os que foram incluídos nas análises de *home* e *core range*. A MANOVA baseada nas variáveis de *home* e *core range* mostrou que há diferenças significativas entre as duas amostras de indivíduos (Wilks's  $\lambda = 0,26$ ,  $F_{6,15}=7,00$ ,  $p\text{-value}<0,01$ ,  $\eta^2=0,73$ ), no que toca à extensão de rio utilizada pelos barbos ao longo de um ciclo anual. Uma análise posterior mostrou que das seis variáveis consideradas nesta análise, apenas três foram significativamente diferentes entre os dois rios, nomeadamente a extensão do *core range* ( $F_{1,20}=25.38$ ,  $p\text{-value}<0.001$ ), a mediana do *home range* ( $F_{1,20}=6.11$ ,  $p\text{-value}<0.05$ ) e a proporção da área utilizada ( $F_{1,20}=8.57$ ,  $p\text{-value}<0.01$ ). Em suma, os barbos do rio com o caudal regularizado exibem, em média, uma maior extensão de *core range* (724 m), maiores *home ranges* (1588 m), em comparação aos do rio de caudal natural (*core range*= 366 m e *home range*= 1108 m) e uma maior proporção de área efetivamente usada no rio, ou seja, os barbos do rio natural, usam *home ranges* mais pequenos e separados entre si (Tabela 4), não tendo uma área vital tão contínua como os barbos do rio regularizado que usam maiores e mais contíguas áreas vitais (Figura 7).

**Tabela 4:** Extensão dos *home* e *core ranges* dos indivíduos monitorizados nos rios Vouga e Mondego e respetivas médias.

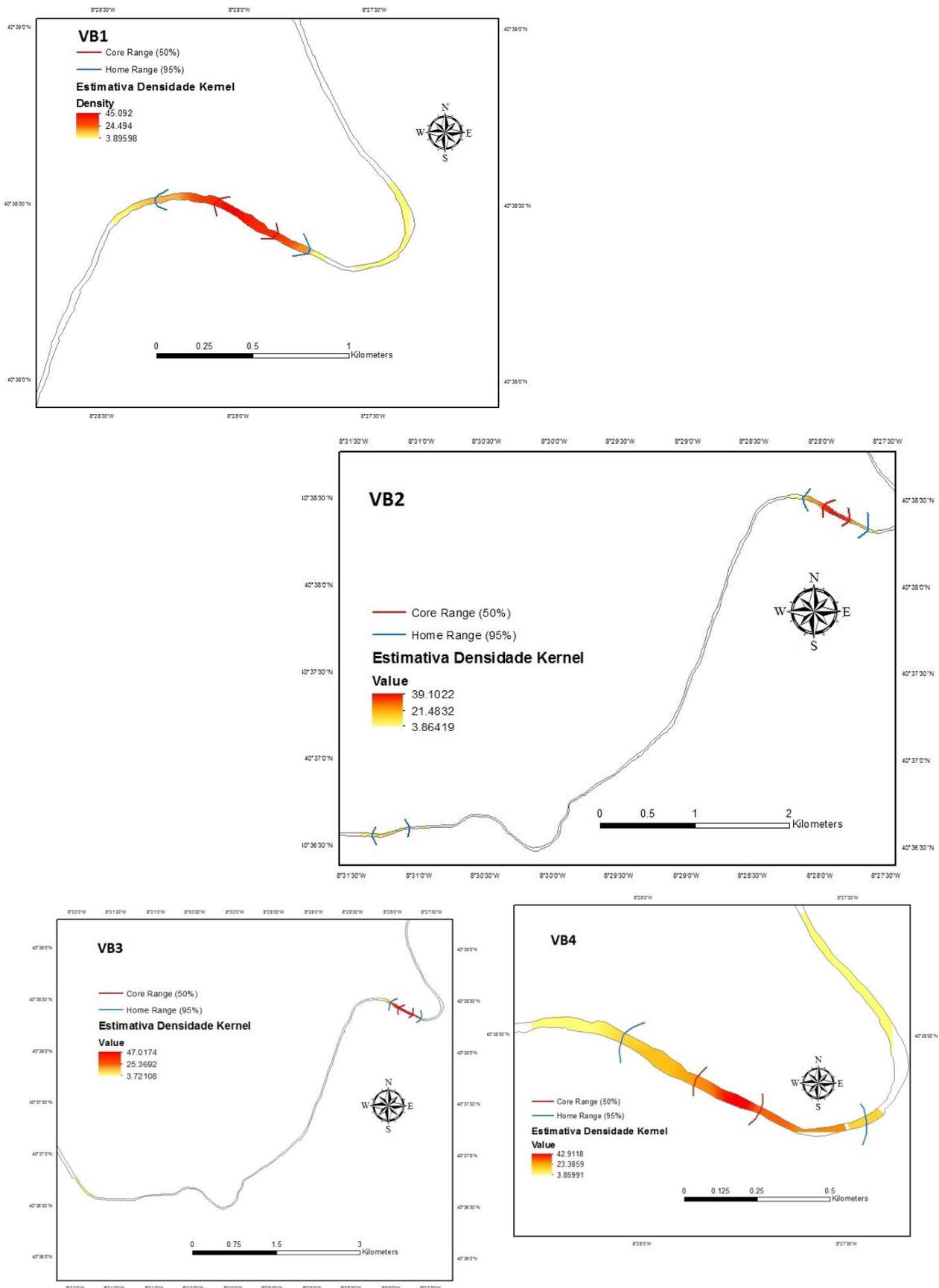
Rio Vouga			Rio Mondego		
Indivíduo	<i>Home Range</i> (m)	<i>Core Range</i> (m)	Indivíduo	<i>Home Range</i> (m)	<i>Core Range</i> (m)
VB1	868.6	351.8	MB1	2446.2	642.2
VB2	1176.5	304.8	MB2	1776.1	756.6
VB3	1104.4	275.3	MB3	1978.8	528.3
VB4	968.7	307.5	MB4	1345.6	581.7
VB5	1159.6	381.2	MB5	538.8	497.6
VB6	1338.1	498.4	MB6	524.9	524.9
VB7	1356.7	369.9	MB7	1878.1	814.2
VB12	1287.2	593.6	MB8	1661.7	602.7
VB14	1020.2	308.9	MB9	1067.2	801.7
VB15	807.7	276.7	MB10	1388.3	483.4
			MB11	3385.4	1612
			MB13	1064.9	831.9
<b>Média</b>	<b>1108.77</b>	<b>366.81</b>	<b>Média</b>	<b>1588.0</b>	<b>724.3</b>
<b>Desvio-padrão</b>	<b>191.16</b>	<b>103.50</b>	<b>Desvio-padrão</b>	<b>804.5</b>	<b>308.07</b>



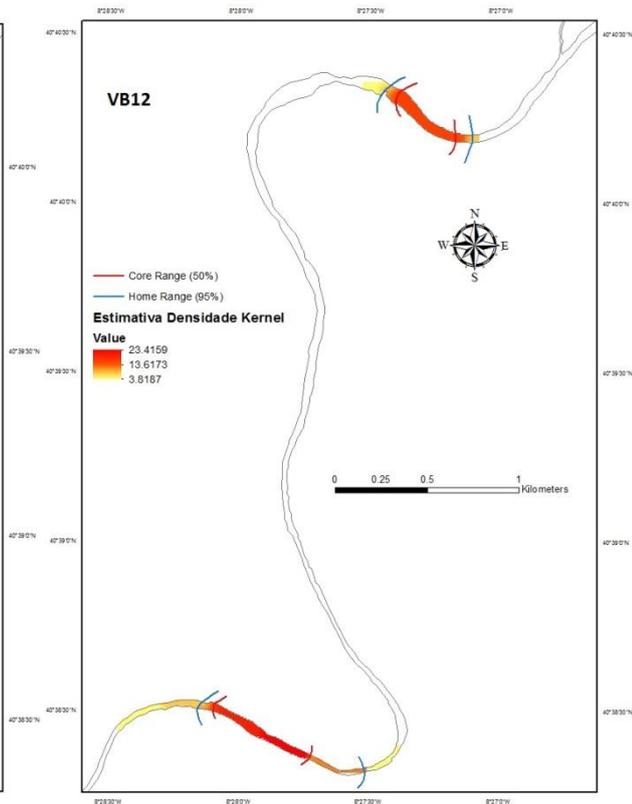
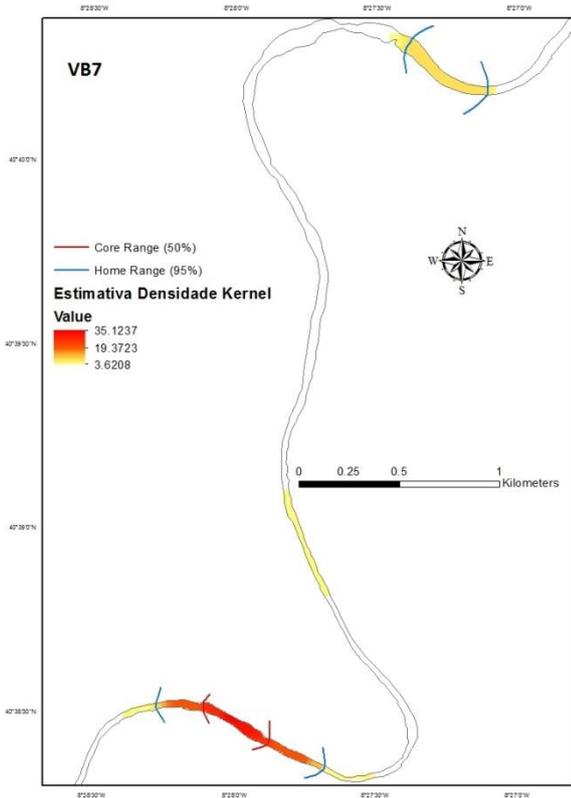
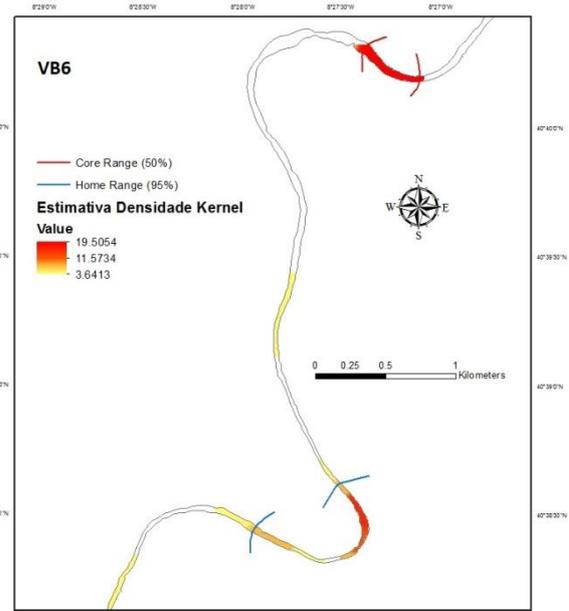
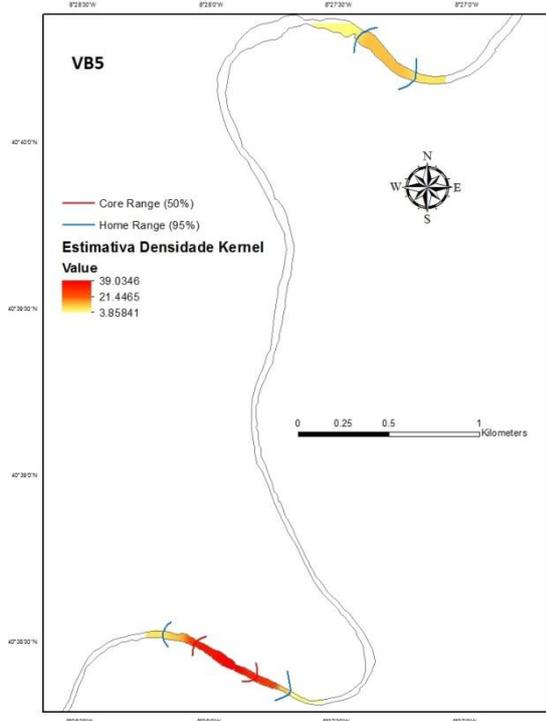
**Figura 7:** Mapas representativos da utilização espacial que os barbos fazem do trecho de amostragem no Rio Mondego obtidos através da análise de *Kernel Interpolation with Barriers* e respetivos limites que definem as áreas correspondentes ao *Home* (azul) e *Core* (vermelho) ranges.



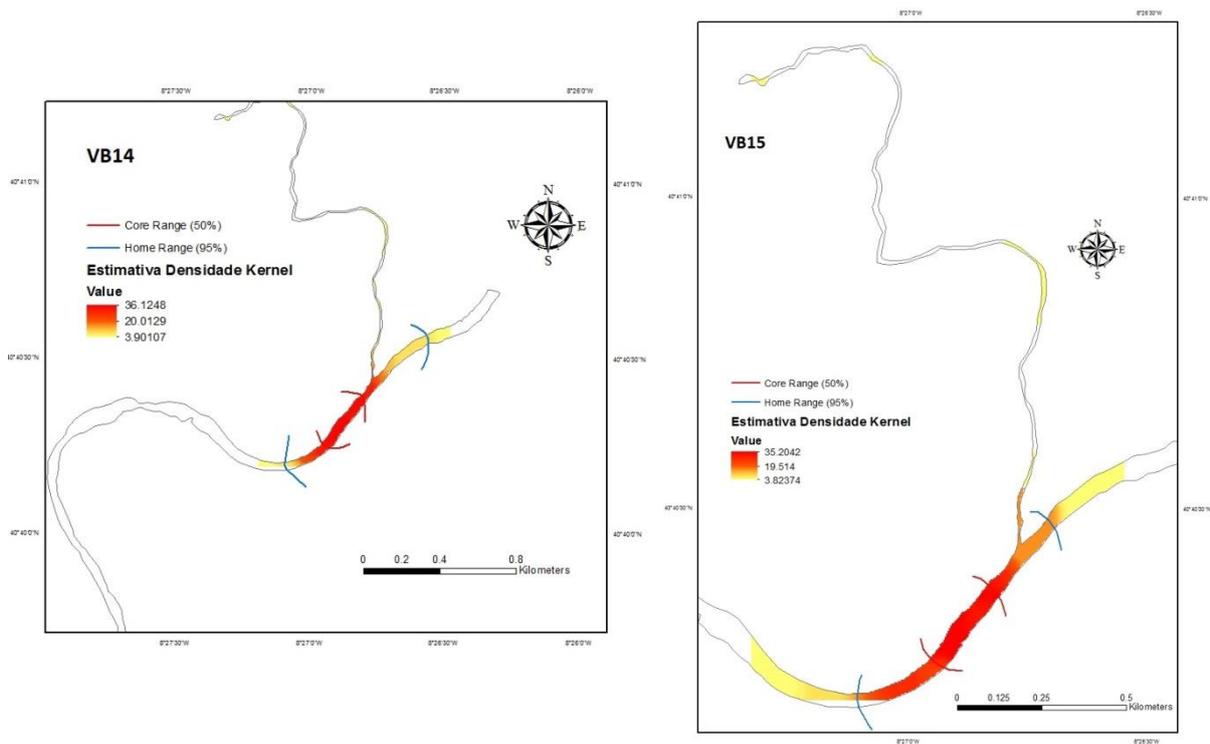
**Figura 7 (continuação):** Mapas representativos da utilização espacial que os barbos fazem do troço de amostragem no Rio Mondego obtidos através da análise de *Kernel Interpolation with Barriers* e respetivos limites que definem as áreas correspondentes ao *Home* (azul) e *Core* (vermelho) ranges.



**Figura 8:** Mapas representativos da utilização espacial que os barbo do Norte fazem do troço de amostragem no Rio Vouga obtidos através da análise de *Kernel Interpolation with Barriers* e respetivos limites que definem as áreas correspondentes ao *Home* (azul) e *Core* (vermelho) ranges.



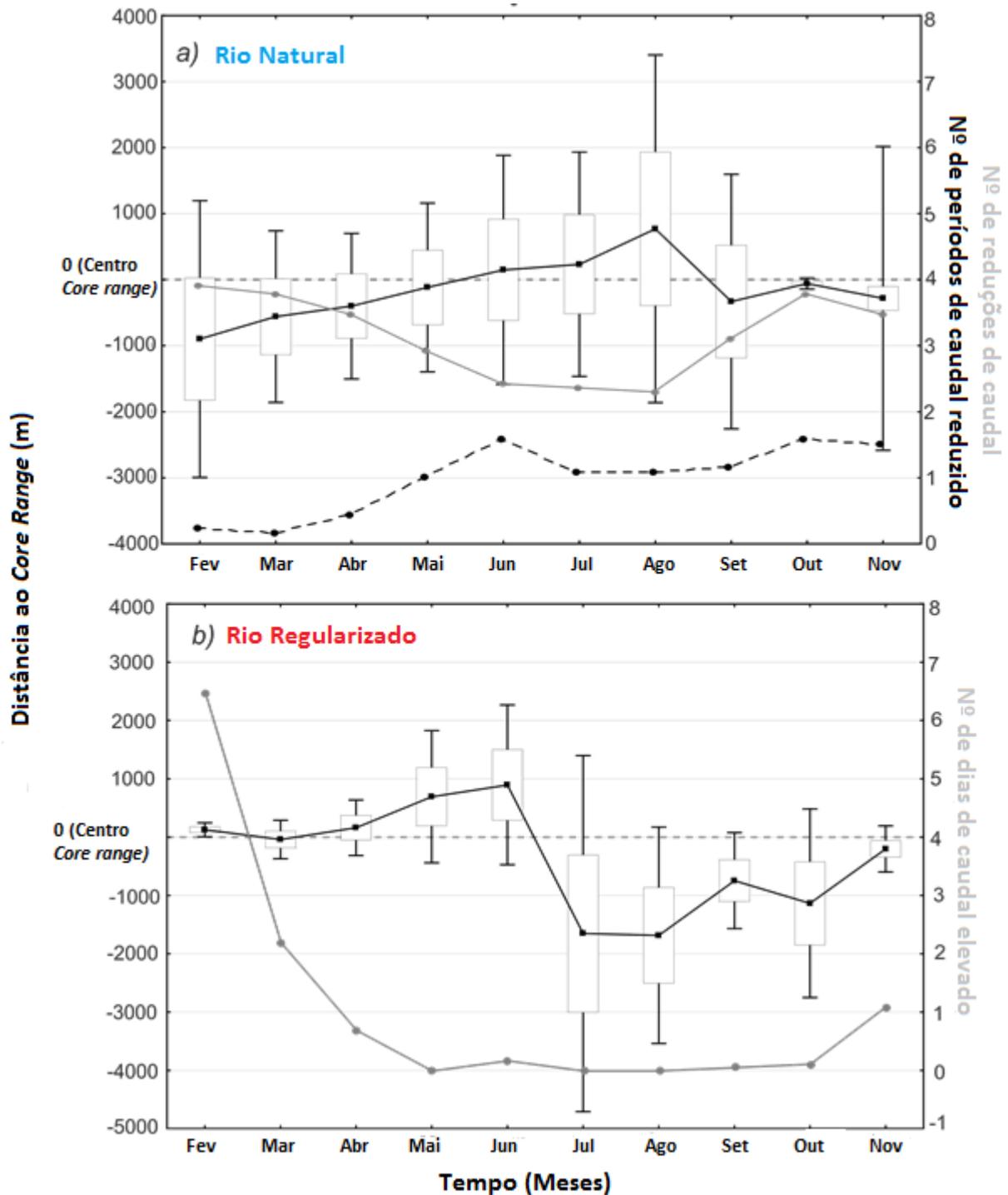
**Figura 8 (continuação):** Mapas representativos da utilização espacial que os barbo do Norte fazem do troço de amostragem no Rio Vouga obtidos através da análise de *Kernel Interpolation with Barriers* e respetivos limites que definem as áreas correspondentes ao *Home* (azul) e *Core* (vermelho) ranges.



**Figura 8 (continuação):** Mapas representativos da utilização espacial que os barbos do Norte fazem do troço de amostragem no Rio Vouga obtidos através da análise de *Kernel Interpolation with Barriers* e respetivos limites que definem as áreas correspondentes ao *Home* (azul) e *Core* (vermelho) *ranges*.

No que toca ao padrão de movimentos, os barbos marcados exibem um padrão de movimentos sazonal ao longo do ano que diferem entre o rio natural e o regularizado. No rio de regime natural, os barbos localizavam-se preferencialmente a jusante (em relação ao seu *core range*) no início da monitorização, respondendo a um número menor de períodos de caudal baixo, no entanto este padrão alterou-se ao longo do ano, movendo-se os barbos mais para montante perto do seu *core range* (Figura 9a). Estes peixes também mostraram uma maior dispersão durante o fim da primavera e início de verão, respondendo a uma diminuição do número de reduções de caudal (Regressão Linear Múltipla; Tabela 5). No fim do verão e início de outono, quase todos os barbos do rio natural se agruparam perto do seu *core range*, seguindo assim um aumento dos períodos de caudal reduzido e grandes reduções do volume de caudal. Os barbos do rio regularizado mantiveram a sua localização perto do *core range* durante os primeiros meses do estudo, mas depois afastaram-se, maioritariamente para jusante durante o início do verão (Figura 9b), respondendo a uma diminuição do número de dias de caudal elevado (Tabela 5). Durante este período, os barbos encontraram-se sempre mais dispersos no rio, mas este padrão não foi detectada nenhuma relação significativa com nenhuma das variáveis ambientais consideradas. A temperatura média mensal não foi selecionada para nenhum dos modelos das regressões, mostrando assim que o efeito desta

no padrão sazonal de movimentos dos barbos testados era menor que o efeito das variáveis de caudal.



**Figura 9:** Padrão sazonal de movimentos dos barbos do Norte marcados no rio de caudal natural (a) e no rio de caudal regularizado (b). A distribuição das distâncias ao centro do core range esta representada com caixas de bigodes com a representação da mediana e o valor máximo e mínimo onde as distâncias negativas representam movimentos para jusante, e as distâncias positivas para montante do local considerado como referência. As variáveis ambientais (linhas cinzentas e a tracejado) estão relacionadas com a distância mensal média ao *core range* (a preto).

**Tabela 5:** Resumo da regressão linear múltipla entre a distância média ao *core range*/coeficiente de variação para os barbos marcados em cada rio e as variáveis de caudal e temperatura. Valores estatisticamente significativos assinalados com (\*)

Variáveis	Coefficientes de regressão	s.e.	t
<b>Rio Natural (Vouga)</b>			
<i>Distância ao core range</i> (Total $R^2 = 0,67$ ; $F_{1,8} = 6,85^*$ )			
<i>Nº alterações de caudal</i>	-2,47	0,95	2,62*
<i>Distância ao core range = 7.22 – 2.47Nº alterações caudal</i>			
<b>Coefficiente de variação</b> [Total $R^2 = 0,68$ ; $F_{1,8} = 7,11^*$ ]			
<i>Nº reduções de caudal</i>	-3,53	1,33	2,66*
<i>Coefficiente de variação = 6.69 – 3.53 Nº reduções de caudal</i>			
<b>Rio regularizado (Mondego)</b>			
<i>Distância ao core range</i> [Total $R^2 = 0,87$ ; $F_{1,8} = 23,98^*$ ]			
<i>Dias de caudal elevado</i>	-1,32	0,27	4,89*
<i>Distancia ao core range = 7.36 – 1.32Dias de caudal elevado</i>			
<b>Coefficiente de variação</b> Nenhuma das variáveis entrou no modelo			

### 4.3 Seleção e caracterização de habitat

Relativamente à análise da seleção de habitat, a PERMANOVA realizada identificou diferenças significativas entre rios/populações ( $F_{1,62}=7,14$ ,  $p<0,01$ ) e entre épocas ( $F_{2,62}=5,54$ ,  $p<0,01$ ), mas não entre a sua interação ( $F_{1,62}=1,59$ ,  $p=0,08$ ), tendo em conta as características do habitat ocupado pelos barbos marcados.

**Tabela 6:** Resultados da PERMANOVA tendo em conta as variáveis de micro e meso-habitat caracterizadas para os fatores Época (Reprodução, Verão e Resto do ano) e Rio (Mondego e Vouga) e para a sua interação.

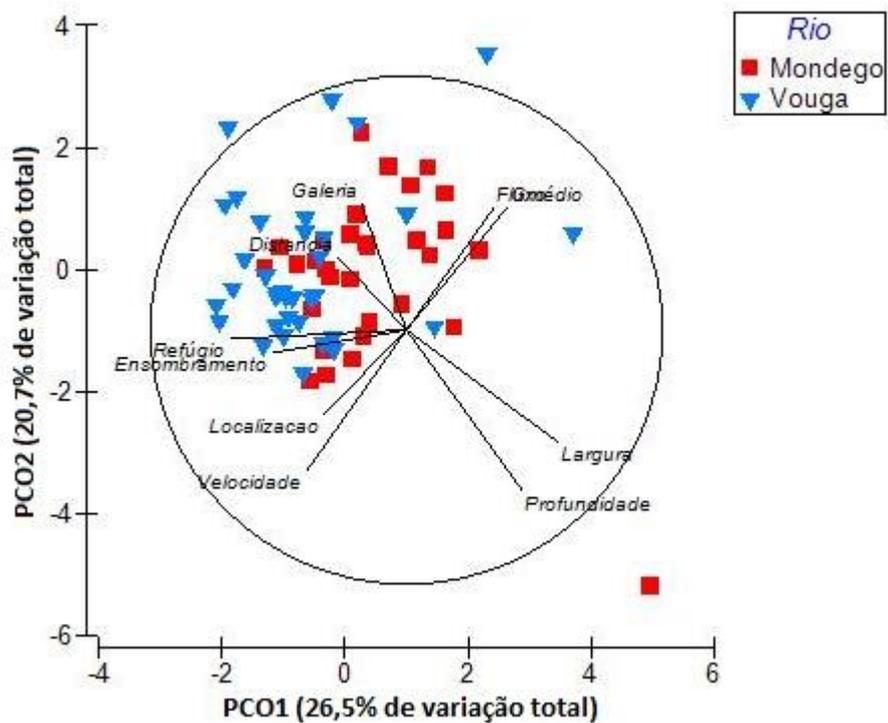
Resultados da PERMANOVA			
Grupos	dF	F	P(Perm)
Época	2	5,407	0,001
Rio	1	7,1393	0,001
Ép x Rio	2	1,5875	0,08

Foram encontradas diferenças significativas relativamente ao habitat utilizado pelos barbos entre todas as épocas do ano analisadas. As diferenças mais evidentes foram encontradas entre a época de reprodução e o resto do ano ( $t=3,11$ ,  $p<0,01$ ), e entre a época de reprodução e o verão ( $t=1,81$ ,  $p<0,01$ ), do que entre o resto do ano e o verão ( $t=1,50$ ,  $p<0,05$ ).

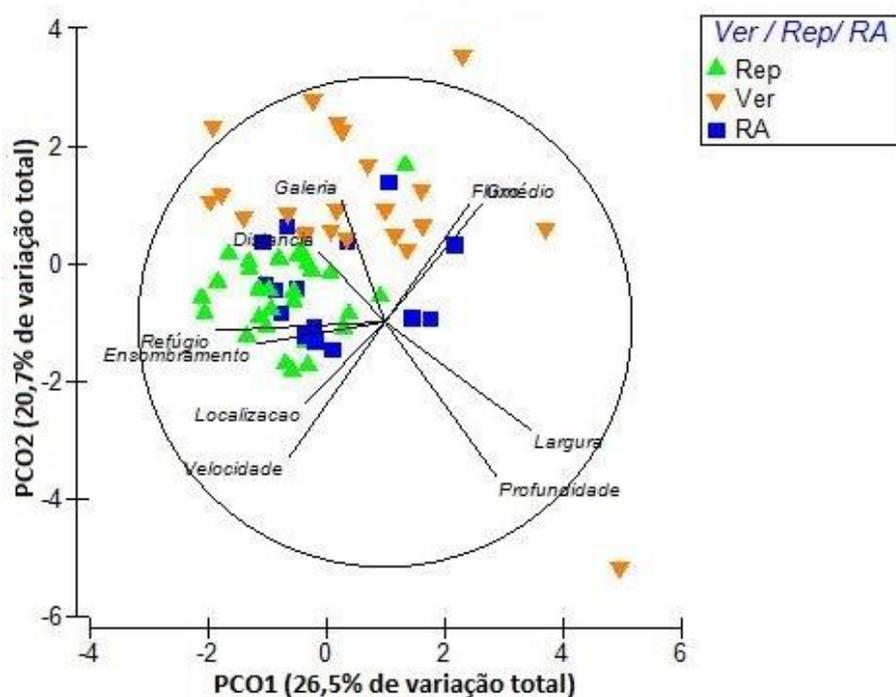
**Tabela 7:** Resultados da PERMANOVA para os diferentes níveis do factor Época do ano

Resultados da PERMANOVA comparações pareadas entre níveis do factor Época		
Grupos	t	P (Perm)
Rep x Ver	3,1189	0,001
Rep x RA	1,8102	0,003
Ver x RA	1,5026	0,038

Os dois primeiros eixos da análise PCO explicam 47,2% da variação em termos de características de habitat entre os dois grupos de barbos e entre as três épocas do ano. O primeiro eixo (PCO1) revelou diferenças entre o grão médio (PCO =0,44), largura do rio (0,58), refugio (-0,71) e o ensobrimento (-0,51). O segundo eixo (PCO2) está maioritariamente associado às diferenças na profundidade (-0,57), velocidade de corrente (-0,75) e galeria ripícola (0,44). Os barbos de ambos os rios selecionaram locais de baixa profundidade e reduzida velocidade de corrente, havendo diferenças entre as populações associadas a sistemas com regimes hidrológicos distintos, principalmente no ensombramento e no refúgio, que apresentam valores mais elevados nos peixes do rio com regime natural, enquanto que os barbos do rio regularizado, tendem a ocupar zonas com um substrato mais grosseiro (maior grão médio) e vegetação ripária mais densa (Figura 9). Entre as épocas do ano, as diferenças são também explicadas maioritariamente pelo eixo PCO1, sendo que o grão médio e a continuidade da vegetação ripícola, apresentam valores mais elevados durante o verão enquanto que na época de reprodução e no resto do ano, os animais ocupam locais mais ensombrados e com maior potencial de refúgio (Figura 10).



**Figura 10:** Análise PCO para o fator rio (efeito significativo confirmado pela análise PERMANOVA) das variáveis de habitat não redundantes.



**Figura 11:** Análise PCO para o fator época do ano (efeito significativo confirmado pela análise PERMANOVA) das variáveis de habitat não redundante.

## 5. Discussão

A análise hidrológica e os trabalhos efetuados no âmbito desta dissertação permitem obter novas indicações acerca dos efeitos da regularização do caudal, provocados pelos fenómenos de *hydropeaking* resultantes das operações de produção elétrica. No Rio Mondego, altamente regularizado, os fenómenos de *hydropeaking* são mantidos diariamente, acontecendo mais do que uma descarga por dia, mesmo em alturas de baixo caudal, privando assim o rio de fenómenos sazonais de baixo caudal, que são típicos dos rios mediterrânicos. Posto isto, os barbos do Rio Vouga, um rio de caudal natural, mostraram ter um comportamento diferente dos do rio Mondego, principalmente ao nível da extensão da sua área vital, padrão sazonal de movimentos e características do habitat selecionado.

### 5.1. Extensão de área vital e utilização espacial

Os resultados deste estudo mostram que existem diferenças no movimento e na utilização espacial entre os dois grupos de indivíduos monitorizados, provavelmente em resposta às diferenças hidrológicas identificadas entre os dois sistemas, o rio regularizado *versus* o rio com um regime de caudais natural. Os barbos do rio natural mostram, em média, uma menor extensão de área ocupada, no entanto, o *home range* (1108m) e o *core range* médio (366m), que esta população demonstra são ainda assim maiores que o espaço utilizado por outras espécies de ciprinídeos como o *Barbus haasi* (Mertens, 1925) e o *Luciobarbus sclateri* (Günther, 1868), que tem uma *home range* aproximado de 100 a 200m (Aparicio & de Sostoa 1999; Prenda & Granado-Lorencio 1994), embora estes trabalhos tenham utilizado uma metodologia diferente da utilizada neste trabalho, que consistia na captura, marcação e recaptura dos animais marcados. A extensão de área vital obtida neste estudo vai mais ao encontro das estimativas de outros trabalhos efetuados com *Barbus barbus* L., que apresentavam *home ranges* na ordem dos 1000-2000m (Philippart & Baras 1996; De Vocht & Baras 2005).

Quando a variável *home range* foi decomposta em seis variáveis, constatou-se que no rio regularizado, os barbos do Norte apresentam um maior e mais contínuo *home range*, mas essa diferença é ainda mais evidente no que toca à extensão do *core range*. Por outro lado, os peixes do rio natural apresentavam áreas vitais mais pequenas e descontínuas. Estas diferenças identificadas na utilização espacial dos barbos do Norte entre sistemas com regime de caudais distintos, pode estar relacionada com a variação das condições de habitat impostas pela regularização de caudais, como a variação da disponibilidade de alimento ou a alteração da disponibilidade de habitat adequado (Letourneur, 2000; Brown & Ford, 2002). Variações abruptas nos caudais podem condicionar a utilização de habitat podendo ser por

isso responsável pelas diferenças identificadas. O fenómeno do *hydropeaking*, é responsável por muitas variações imprevisíveis no que concerne à qualidade da água, hidrologia e hidromorfologia do rio, provocando ainda acentuadas fragmentações do habitat. Estas modificações afetam, numa escala diária, a dispersão de invertebrados (Céréghino & Lavandier 1997; Cortes *et al.* 2002) e a disponibilidade de habitats essenciais para os peixes e o acesso a novos habitats (Brown & Ford 2002, Vehanen *et al.*, 2005), o que pode explicar o facto dos peixes sujeitos a estas abruptas e regulares variações necessitarem de utilizar uma maior área do rio, de maneira a realizar os seus processos ecológicos, nomeadamente os seus requisitos de alimentação, reprodução e refúgio (Bradford 1997; Hansen & Gloss 2005). Já no rio natural, as variações do alimento disponível e mudanças nas condições de habitat serão, presumivelmente, mais lentas e sazonalmente previsíveis, ocorrendo também menos frequentemente, o que leva os peixes a aproveitar melhor o espaço disponível, não sendo por isso de estranhar que necessitem de menos espaço para encontrarem o alimento e as áreas de refúgio de que necessitam para a sua sobrevivência. Peixes que vivem nestes rios tipicamente mediterrânicos e sujeitos a um caudal natural, acabam por passar por um período crítico de baixo caudal aos quais estão perfeitamente adaptados, respondendo a essas condições extremas com pequenos movimentos que têm em vista a procura de refúgio enquanto as condições de caudal e habitat não normalizam, período após o qual os animais podem voltar a utilizar o espaço no rio sem condicionantes relacionadas com o caudal e as consequentes alterações da batimetria no troço que utilizam com área vital (Crook 2004; Pires *et al.*, 2014). Terá sido este comportamento de ocupação de refúgios estivais localizados de forma espaçada em zonas específicas do rio que contribuiu em grande parte para o *home range* mais fragmentado dos barbos do rio natural, já que estes peixes acabam por se movimentar para os chamados refúgios estivais que, muitas vezes, se encontram longe dos locais onde costumam passar grande parte do ano, o seu *core range*. Já os barbos do rio regularizado conseguem manter um *home range* mais contínuo e mesmo mudando de área, acabam por encontrar condições de habitat e alimento adequadas (Gagen *et al.*, 1998). Em última análise, os peixes que restringem as suas atividades a espaços limitados podem adquirir uma espécie de aprendizagem acerca das características dos mesmos locais, o que lhe permite identificar os melhores locais para se alimentarem e refugiarem durante períodos stressantes em termos hidrológicos (Wootton, 1990).

### **5.1 Padrão sazonal de movimentos e seleção de habitat**

Aquando da análise dos movimentos dos peixes ao longo do ano, o padrão observado, mostra que os peixes tendem a movimentar-se para áreas mais a jusante durante o inverno, padrão típico dos rios regularizados e já observado noutros estudos realizados com espécies ciprinícolas (e.g. Lucas & Batley, 1996; Lucas & Frear, 1997). No entanto, não se observaram

migrações com deslocações significativas em busca dos locais de desova, que seriam esperadas durante a Primavera. No rio de caudal natural, os movimentos para montante registaram-se sobretudo durante o período de diminuição do caudal, estando provavelmente relacionadas com a procura de refúgios estivais (Aparicio & De Sostoa 1999; Stormer & Maceina 2009). Ainda em rios com regime de caudal natural, acontece que no fim do verão, quando as condições são realmente extremas e o nível da água é muito baixo, os barbos tendem a agregar-se nas restantes áreas ainda com condições adequadas, caracterizadas essencialmente por maior profundidade, maior densidade de canópia, vegetação ripícola mais densa e maior potencial de refúgio, características que os protegem das grandes diminuições de caudal e do stress ecológico a si associado (Davey *et al.*, 2006). A intermitência de habitat, é descrita como uma das maiores condicionantes para a movimentação dos peixes durante o verão e existem estudos (e.g. Chapman & Kramer 1991) que mostram que o confinamento em alguns pegos isolados e inadequados, provoca elevadas taxas de mortalidade. Posto isto, a relação entre intermitência, características de refúgio e movimentos que foi encontrada neste trabalho, parece ser importante para o aumento da taxa de sobrevivência durante períodos de baixo caudal, já que se mostra que nessa época os peixes se deslocam para zonas que lhes permitam sobreviver durante essas condições mais extremas. No entanto, os períodos de caudal reduzido e a concentração de peixes em zonas muito restritas, pode torná-los mais vulneráveis à predação por parte de aves, mamíferos e até da pesca pelo Homem (Magalhães *et al.* 2002), o que parece muito provável já que durante este trabalho, especialmente no verão, foram recuperados quatro transmissores no Rio Vouga, de barbos predados por animais ou capturados por pescadores.

Já a aparente ausência de comportamento migratório para habitat de desova observado neste estudo, para uma espécie descrita como potamódroma, pode indicar que estamos na presença de um caso de migração parcial, onde as populações são compostas por indivíduos migradores e residentes. Estes casos são também descritos em alguns estudos para todos os tipos de migradores, sejam eles anádromos, catádromos, ou potamódromos (Chapman *et al.* 2011; Chapman *et al.* 2012a), sendo que os ciprinídeos, como a espécie aqui estudada, são um dos grupos em que a migração parcial está mais documentada (e.g., Chapman *et al.* 2011; Skov *et al.* 2011). As razões apontadas para a ocorrência deste fenómeno têm sido propostas em vários estudos e revistas por Chapman *et al.* 2012b, mas basicamente todas assentam no facto de ser uma resposta adaptativa à disponibilidade variável de recursos ou às mudanças de susceptibilidade à predação, tentando assim os peixes maximizar as suas hipóteses de sobrevivência, migrando, ou então assumindo um comportamento de residência, caso as condições ecológicas no local sejam favoráveis. Assim, e tendo em conta os resultados do presente trabalho, podemos assumir que os mesmos processos ecológicos atuaram sobre as populações aqui estudadas e condicionaram o comportamento dos indivíduos, já que os indivíduos do rio natural apresentaram no fim do

verão um comportamento de agregação em zonas que lhes permitissem sobreviver aos níveis muito reduzidos de caudal que este rio apresenta durante essa época do ano. No entanto para tirar conclusões mais definitivas relativamente ao carácter migratório, não migratório ou migratório parcial das populações estudadas, será necessário o desenvolvimento de um outro estudo com um diferente delineamento experimental, porque o presente trabalho foi desenvolvido com indivíduos capturados num troço relativamente restrito, aparentemente com condições adequadas às necessidades associadas ao ciclo de vida desta espécie, designadamente alimentação, refúgio e reprodução. Um estudo com maior abrangência geográfica e que englobe zonas que representem troços com características hidromorfológicas e, conseqüentemente, ecológicas distintas poder-nos-ia permitir tirar conclusões mais válidas.

No rio regularizado, o movimento e a dispersão dos barbos ao longo do rio foram mais limitados durante o inverno. Isto pode estar relacionado com a temperatura da água, mais reduzida neste período do ano, que provoca uma diminuição no metabolismo dos animais (Lucas & Batley, 1996) e conseqüentemente uma diminuição no índice de atividade dos mesmos (Lucas, 2000; Albanese *et al.*, 2004). Isto pode estar relacionado com o facto de os períodos de caudal muito elevado, e conseqüentemente, as variações de disponibilidade de habitat serem menos frequentes nesta altura do ano, já que os eventos de *hydropeaking* não são tão notórios devido ao elevado volume de água no rio. Assim, os animais acabam por se manter mais perto do seu *core range*, para evitar que fiquem “enclachados” ou que sejam arrastados para jusante (Saltveit *et al.* 2001; Halleraker *et al.* 2003). Os peixes do rio Mondego também parecem ocupar habitats com substrato mais grosseiro, no entanto neste rio, as barragens provocam a retenção de sedimentos finos. Posto isto, a ocupação de zonas com substrato grosseiro acaba por ser inevitável e não refletem uma preferência de habitat distinta da população do Rio Vouga.. Os indivíduos deste rio também utilizam locais mais próximos da margem, ao contrário dos peixes do rio natural, o que pode sugerir um comportamento que previne o arrastamento durante as subidas bruscas de caudal provocadas pelas descargas da barragem. Assim, os animais estão protegidos pela cobertura e refúgio proporcionado pelas margens, ainda que este tipo de estudo nunca tenha sido feito com ciprinídeos, apesar de estar extensivamente explorado para populações de salmonídeos (Berland *et al.* 2004; Robertson *et al.* 2004). A apoiar esta teoria, está o facto de os salmonídeos serem melhores nadadores que os ciprinídeos (Peake, 2008), logo, os últimos necessitam de maior adaptação a este fenómeno, já que são mais suscetíveis ao arrastamento.

Além do período invernal, as características ambientais durante o verão foram também elementos que provavelmente induziram diferenças no padrão de movimentos das duas populações. Observou-se que no rio regularizado a diminuição de caudal não é tão acentuada devido à manutenção de frequentes descargas das barragens Raiva-Aguieira durante o período estival. Os peixes deste rio apresentaram um maior grau de dispersão para jusante

durante e após o verão, aparentemente em resposta à diminuição dos períodos de caudal elevado. Este tipo de movimentos, apesar de ser energeticamente muito dispendioso, aparece em resposta a um habitat altamente variável, mas ainda assim com uma intensidade de caudal mais suportável que no inverno, onde os caudais são mais fortes. Esta constatação pode apoiar o facto dos animais do rio regularizado apresentarem uma maior extensão de área vital, já que as mudanças no habitat induzidas pelas variações de caudal, promovem a dispersão dos peixes para zonas com melhores recursos alimentares, desde que essas variações estejam dentro de limites toleráveis (Nislow *et al.*, 1999). No entanto, esta discordância com o padrão natural de movimentos dos barbos, ao qual eles estão adaptados, provoca impactos negativos devido ao custo do aumento do número e extensão dos movimentos, e consequentemente de maiores necessidades de área vital, em habitats que são muito variáveis temporal e espacialmente (Albanese *et al.*, 2004).

## **5.2 Aplicação da informação em futuras medidas de gestão**

O presente trabalho pode ser importante em matéria de gestão de caudais, e pode ajudar a compreender a relação entre o caudal e a extensão de área vital, padrão de movimentos e características do habitat selecionado pelos ciprinídeos da região mediterrânica. Entender o comportamento dos peixes permite-nos perceber a sua resposta às alterações no seu habitat e ajudar à gestão de rios regularizados para fins de produção de eletricidade.

O método mais adequado para a manutenção das populações ictíicas nos rios portugueses parece ser a proteção e o restauro dos caudais naturais e a manutenção da conectividade longitudinal. No entanto, a proteção e a gestão de locais suscetíveis de serem refúgios estivais parece ser uma medida acessória que pode permitir aos animais tolerar épocas de caudal mais reduzido (Gasith & Resh 1999). Nestas épocas e nestes locais, a gestão das áreas de pesca pode ter um impacto positivo nas populações, de modo a evitar a sobre-exploração do recurso em alturas em que este se encontra agrupado em refúgios específicos ao longo do rio e, consequentemente, mais vulnerável. Esta gestão pode passar por promover um período de defeso, pelo menos, em bacias hidrográficas onde a existência de refúgios estivais seja mais notória e que influenciem mais a sobrevivência da ictiofauna. No entanto, o sucesso destas medidas estaria dependente de ações de sensibilização e de uma grande capacidade por parte das autoridades em fiscalizar essas zonas de pesca. Aliado a estas medidas, poder-se-ia ainda encorajar, junto das autarquias uma conservação e melhoramento da qualidade ecológica destas zonas, com ações de restauro fluvial, promovendo assim o património natural e paisagístico do local.

Quanto às variáveis hidrológicas, o conhecimento que aqui se adquiriu acerca dos componentes afetados pelo *hydropeaking*, como as mudanças constantes no volume de caudal devido às descargas ou a manutenção de um caudal mais elevado no verão do que seria natural e todas as alterações no habitat que daí resultam, permitem perceber quais os períodos do ano mais afetados, e ainda de que forma os peixes são influenciados por essas modificações. As propostas de gestão podem assim passar por um restauro da sazonalidade dos rios regularizados, diminuindo na medida do possível as alterações bruscas e mantendo caudais mais estáveis, numa perspectiva de compatibilização com a produção de energia hidroelétrica.

Essa sazonalidade poderia ser mantida através de um programa de descargas que permitisse que os níveis de caudal apresentem valores que se assemelhem aos valores espectáveis num regime hidrológico não regularizado. No entanto, esse tipo de gestão dos caudais estaria dependente de alguma sensibilidade ambiental por parte das entidades produtoras de eletricidade. Uma opção que se pode propor a estas empresas seria fazer descargas mais contínuas mas de menor volume, ou seja descarregar o mesmo volume de água (que permitiria produzir a mesma quantidade de energia elétrica) durante mais tempo, reduzindo as taxas de aumento e redução de caudal. Estes volumes seriam depois ajustados por época e tendo em conta os valores de caudal que seriam normais. Esta medida permitiria que as alterações de caudal não fossem tão bruscas, ou seja, as alterações de velocidade de corrente seriam mais graduais, o que permitiria à ictiofauna uma melhor capacidade de resposta a estas alterações e permitiria às empresas cumprir os requisitos energéticos.

Essas medidas seriam tomadas principalmente durante o verão, que parece ser a época do ano cujas alterações hidrológicas desencadeadas pela regularização dos caudais parece ser mais marcada e a que mais condiciona os movimentos dos peixes neste tipo de sistemas. O restauro das condições naturais de caudal e da variabilidade temporal de grande escala (cheias e secas com caudais mais estáveis e não tão bruscos) podem ser muito úteis no que toca ao restauro das condições ambientais ideais para os peixes nativos (Poff *et al.* 1997). Ainda durante o verão, se o número de diminuições e aumentos de caudal for mais reduzido, o habitat disponível e adequado para os peixes será mais constante e os peixes não precisarão de se movimentar tanto de maneira a cumprir os seus requisitos ecológicos, diminuindo assim o custo ecológico destes movimentos. Esta diminuição da intensidade dos fenómenos de *hydropeaking* pode ainda ajudar a diminuir o arrastamento dos peixes que, por serem maioritariamente ciprinídeos na zona mediterrânica, têm uma menor capacidade natatória, por exemplo relativamente a salmonídeos (Peake, 2008).

Todas estas ações devem ser constantemente monitorizadas, devendo ser realizadas amostragens piscícolas periódicas de forma a perceber a dinâmica das populações antes, durante e após as medidas serem tomadas. Uma avaliação posterior permitirá depois aferir o seu sucesso, integrando-as posteriormente numa rede de gestão mais abrangente no que

toca a todo o sistema fluvial. Além disso uma boa cooperação entre todas as entidades envolvidas (Universidades e centros de investigação, administração central, autarquias, autoridades responsáveis pela fiscalização dos sistemas fluviais) é essencial para que se atinja o objetivo de uma gestão sustentável dos recursos continentais aquáticos.

## 6. Referências bibliográficas

- Albanese, B., Angermeier, P.L. & Dorai-Raj, S. (2004) Ecological correlates of Fish movement in a network of Virginia streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **61**, 857-869.
- Alexandre C.M., B.R. Quintella, A.T. Silva, C.S. Mateus, F. Romão, P. Branco, M.T. Ferreira, P.R. Almeida. (2013b) Use of electromyogram telemetry to assess the behavior of the Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei* Steindachner, 1864) in a pool-type fishway. *Ecological Engineering*, **51**, 191– 202.
- Alexandre, C.M., M.T. Ferreira & P.R. Almeida (2013a). Fish assemblages in non-regulated and regulated rivers from permanent and temporary Iberian systems. *River Research and Applications*, **29**, 1042-1058
- Allan J.D, Castillo M.M. (2007). *Stream Ecology: structure and function of running waters*, 2nd Edition, Springer, Dordrecht, The Netherlands, 436
- Almaça, C. (1996). *Peixes dos rios de Portugal*. Edições Inapa, Lisboa.
- Aparicio, E., & Sostoa, D.A. (1999). Pattern of movements of adult *Barbus haasi* in a small Mediterranean stream. *Journal of Fish Biology*, **55(5)**, 1086-1095.
- Bain, M.B., Finn, J.T., & Booke, H.E. (1988). Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology*, **69(2)**, 382-392.
- Berland, G.T., Nickelsen, T., Heggenes, J., Okland, F., Thorstad, E.B. & Halleraker, J. (2004) Movements of wild Atlantic salmon parr in relation to peaking flows below a hydropower station. *River Research and Applications*, **20**, 957-966.
- Boavida, I., Santos, J.M., Ferreira, M.T., & Pinheiro, A. (2013). Fish Habitat-Response to Hydropeaking.
- Bond, N., D. McMaster, P. Reich, J.R. Thomson & P.S. Lake (2010). Modelling the impacts of flow regulation on fish distributions in naturally intermittent lowland streams: an approach for predicting restoration responses. *Freshwater Biology*, **55**, 1997–2010.
- Bradford, M.J. (1997). An experimental study of stranding of juvenile salmonids on gravel bars and in sidechannels during rapid flow decreases. *Regulated Rivers: Research & Management*, **13(5)**, 395-401.
- Britton, J.R., & Pegg, J. (2011). Ecology of European barbel *Barbus barbus*: implications for river, fishery, and conservation management. *Reviews in Fisheries Science*, **19(4)**, 321-330.

- Brown, L.R., & Ford, T. (2002). Effects of flow on the fish communities of a regulated California river: implications for managing native fishes. *River Research and Applications*, **18(4)**, 331-342.
- Bunn S.E, Arthington A.H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30, 492–507. DOI: 10.1007/s00267-002-2737-0
- Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., ... & Santos-Reis, M. (2005). *Livro vermelho dos vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza
- Céréghino, R., & Lavandier, P. (1997). Influence des éclusées hydroélectriques sur la distribution et le développement larvaire des Diptères Simuliidae d'une rivière de moyenne montagne. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences-Series III-Sciences de la Vie*, **320(4)**, 329-338.
- Chapman, B.B., Hulthén, K., Blomqvist, D.R., Hansson, L.A., Nilsson, J.A., Brodersen, J., Nilsson, P.A., Skov, C. & Brönmark, C. (2011) To boldly go: Individual differences in boldness influence migratory tendency in a cyprinid fish. *Ecology Letters*, **14**, 871–876.
- Chapman, B.B., Hulthén, K., Brodersen, J., Nilsson, P.A., Skov, C. Hansson, L.A. & Brönmark, C. (2012b) Partial migration in fishes: causes and consequences. *Journal of Fish Biology*, **81**, 456-478.
- Chapman, B.B., Skov, C., Hulthén, K., Brodersen, J., Nilsson, P.A., Hansson, L.A. & Brönmark, C. (2012a) Partial migration in fishes: definitions, methodologies and taxonomic distribution. *Journal of Fish Biology*, **81**, 479-499.
- Chapman, L.J. & Kramer, D.L. (1991) The consequences of flooding for the dispersal and fate of poeciliid fish in an intermittent tropical stream. *Oecologia*, **87**, 299-306.
- Cortes, R.M., Ferreira, M.T., Oliveira, S.G. & Oliveira, D.G. (2002) Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *River Research and Applications*, **18**, 367-382.
- Crook, D.A. (2004). Is the home range concept compatible with the movements of two species of lowland river fish?. *Journal of Animal Ecology*, **73(2)**, 353-366.
- Davey, A.J.H., Kelly, D.J., & Biggs, B.J.F. (2006). Refuge-use strategies of stream fishes in response to extreme low flows. *Journal of Fish Biology*, **69(4)**, 1047-1059

De Vocht, A. & Baras, E. (2005). Effects of hydropeaking on migrations and home range of adult Barbel (*Barbus barbus*) in the river Meuse. *Aquatic telemetry: advances and applications. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe*.

Ferreira, A.P., M.T. Ferreira & J.M. Oliveira (1999). Contribuição para o estudo da idade e crescimento do barbo (*barbus bocagei*, Steindacher, 1865) e da Boga (*Chondrostoma polylepis*, Steindacher, 1865). Instituto Superior de Agronomia, **47**, 153-186.

Gagen, C.J., Standage, R.W., & Stoeckel, J.N. (1998). Ouachita madtom (*Noturus lachneri*) metapopulation dynamics in intermittent Ouachita mountain streams. *Copeia*, **1998**, 874-882.

Gasith, A., & Resh, V.H. (1999). Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual review of ecology and systematics*, **30(1)**, 51-81.

Gehrke, P.C., Brown, P., Schiller, C.B., Moffatt, D.B., & Bruce, A.M. (1995). River regulation and fish communities in the Murray-Darling river system, Australia. *Regulated Rivers: Research & Management*, **11(3-4)**, 363-375.

Godinho, F.N., & Ferreira, M.T. (1998). The relative influences of exotic species and environmental factors. *Environmental Biology of Fishes*, **51(1)**, 41-51.

Halleraker, J.H., Saltveit, S.J., Harby, A., Arnekleiv, J.V., Fjeldstad, H.P., & Kohler, B. (2003). Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Research and Applications*, **19(5-6)**, 589-603.

Hansen, E.A., & Closs, G.P. (2005). Diel activity and home range size in relation to food supply in a drift-feeding stream fish. *Behavioral Ecology*, **16(3)**, 640-648.

Huh, S., Dickey, D.A., Meador, M.R. & Ruhl, K.E. (2005). Temporal analysis of the frequency and duration of low and high streamflow: years of record needed to characterize streamflow variability. *Journal of Hydrology*, **310**, 78–94.

INAG I.P. (2008b). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Instituto da Água: Lisboa.

INAG I.P. (2008a). Tipologia de rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água – Caracterização abiótica. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Instituto da Água: Lisboa.

- Jacobsen, L., Berg, S., Broberg, M., Jepsen, N. & Skov, C. (2002). Activity and food choice of piscivorous perch (*Perca fluviatilis*) in a eutrophic shallow lake: a radio-telemetry study. *Freshwater Biology*, **47**, 2370–2379.
- Jalon, D., Garcia, D., Sanchez, P., & Camargo, J.A. (1994). Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. *Regulated Rivers: Research & Management*, **9(4)**, 253-261.
- Jepsen, N., A. Koed, E.B. Thorstad & E. Baras (2002). Surgical implantation of telemetry transmitters in fish: how much have we learned? *Hydrobiologia*, **483**, 239–248.
- Jones, N.E. (2014). The dual nature of hydropeaking rivers: is ecopeaking possible?, *River Research and Applications*, **30(4)**, 521-526
- Kenward, R. (2001). *A manual for wildlife radio tagging*. Gulf Professional Publishing
- Krumbein, W.C., & Pettijohn, F.J. (1938). *Manual of sedimentary petrography*.
- Letourneur, Y. (2000). Spatial and temporal variability in territoriality of a tropical benthic damselfish on a coral reef (Reunion Island). *Environmental Biology of Fishes*, **57(4)**, 377-391
- Lobón-Cerviá, J., & Fernández-Delgado, C. (1984). On the biology of the barbel (*Barbus barbus bocagei*) in the Jarama River. *Folia zoologica*, **33(4)**, 371-384.
- Lonsdale, E.M. & Baxter, G.T. (1968). Design and field tests of a radio-wave transmitter for fish tagging. *Prog. Fish-Cult.* **30**,47-52.
- Lucas, M.C. (2000). The influence of environmental factors on movements of lowland-river fish in the Yorkshire Ouse system. *Science of the total environment*, **251**, 223-232.
- Lucas, M.C., & Frear, P.A. (1997). Effects of a flow-gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid. *Journal of Fish Biology*, **50(2)**, 382-396.
- Lucas, M.C. & Baras, E. (2001) *Migration of freshwater fishes*. Oxford: Blackwell Science Ltd.
- Lucas, M.C. & 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.
- Magalhães, M.F. (1992). Feeding ecology of the Iberian cyprinid *Barbus bocagei* Steindachner, 1865 in a lowland river. *Journal of Fish Biology*, **40**, 123-133

- Magalhães, M.F., Beja, P., Canas, C. & Collares-Pereira, M.J. (2002). Functional heterogeneity of dry season fish refugia across a Mediterranean catchment: the role of habitat and predation. *Freshwater Biology*, **47**, 1919-1934.
- Magilligan, F.J., & Nislow, K.H. (2005). Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology*, **71(1)**, 61-78.
- Marchetti, M.P., & Moyle, P.B. (2001). Effects of flow regime on fish assemblages in a regulated California stream. *Ecological Applications*, **11(2)**, 530-539.
- Marsh N.A., Stewardson M.J., Kennard M.J., (2006). River Analysis Package. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology. Monash University, Melbourne
- Munn, M.D., & Brusven, M.A. (1991). Benthic macroinvertebrate communities in nonregulated and regulated waters of the Clearwater River, Idaho, USA. *Regulated Rivers: Research & Management*, **6(1)**, 1-11.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M., & Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, **308(5720)**, 405-408.
- Nislow, K.H., Folt, C.L., & Parrish, D.L. (1999). Favorable foraging locations for young Atlantic salmon: application to habitat and population restoration. *Ecological Applications*, **9(3)**, 1085-1099
- Olden, J.D., & Naiman, R.J. (2010). Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology*, **55(1)**, 86-107
- Ovidio M. & J. C. Philippart (2002). The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. *Hydrobiologia*, **483**, 55–69.
- Ovidio M., E. Baras, D. Goffaux, F. Giroux & J. C. Philippart (2002). Seasonal variation of pattern of brown trout (*Salmo trutta*) in a small stream, as determined by radio-telemetry. *Hydrobiologia*, **470**, 195–202.
- Peake, S. J. (2008). Swimming performance and behaviour of fish species endemic to Newfoundland and Labrador: A literature review for the purpose of establishing design and water velocity criteria for fishways and culverts, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **2843**, v+52.
- Philippart, J.C., & Baras, E. (1996). Comparison of tagging and tracking studies to estimate mobility patterns and home range in *Barbus barbus*. *Underwater Biotelemetry* (eds E. Baras and J.C. Philippart), University of Lieège, Belgium, 3-12.

- Piecuch, J.,B. Lojkásek, S. Lusk & T. Marek (2007). Spawning migration of brown trout, *Salmo trutta* in the Morávka reservoir. *Folia Zoologica* **56(2)**, 201–212.
- Pinheiro, P.J., Santos, J.M., António, C., & Ferreira, M.T. (2000). Utilização de radio-telemetria no estudo de selecção de habitat do barbo comum (*Barbus bocagei*) no rio Alva. In *Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, 7º Congresso de Água*
- Pires, D.F., Beja, P. & Magalhães, M.F. (2014). Out of pools: movement patterns of Mediterranean stream fish in relation to dry season refugia. *River Research and Applications*. DOI: 10.1002/rra.2776.
- Poff N.L., Zimmerman J.K.H. (2010). Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform environmental flows science and management. *Freshwater Biology* **55**, 194–20.
- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., & Stromberg, J. C. (1997). The natural flow regime. *BioScience*, **47(11)**, 769-784.
- Poff, N.L. & Allan, J.D., (1995). Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology*, **76(2)**, 606-627.
- Prenda, J., & Granado-Lorencio, C. (1994). Estimaciones del espacio vital y calidad del habitat a lo largo del Invierno en tres especies de peces (Cyprinidae) de un río de régimen Mediterráneo. *Doñana, Acta Vertebrata*, **21**, 61-77.
- Quintella, B.R., Andrade, N.O., Koed, A., & Almeida, P.R. (2004). Behavioural patterns of sea lampreys' spawning migration through difficult passage areas, studied by electromyogram telemetry. *Journal of Fish Biology*, **65(4)**, 961-972.
- Rahel, F.J., (2000). Homogenization of fish faunas across the United States. *Science*, **288(5467)**, 854-856.,
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Powell, J., & Braun, D. P. (1996). A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation biology*, **10(4)**, 1163-1174.
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Wigington, R. & Braun, D.P. (1997). How much water does a river need? *Freshwater Biology*, **37**, 231-249.
- Robertson, M.J., Pennell, C.J., Scruton, D.A., Robertson, G.J., & Brown, J.A. (2004). Effect of increased flow on the behaviour of Atlantic salmon parr in winter. *Journal of Fish Biology*, **65(4)**, 1070-1079.

Rodriguez-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(4)**, 545-556

Rolls, R.J., A.J. Boulton, I.O. Grouns & S.E. Maxwell (2010). Response by fish assemblages to an environmental flow release in a temperate coastal Australian river: A paired catchment analysis. *River Research and Applications* **27(7)**, 867-880.

Rosenberg, D.M., McCully, P., & Pringle, C.M. (2000). Global-scale environmental effects of hydrological alterations: introduction. *BioScience*, **50(9)**, 746-751.

Saltveit, S.J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V. & Harby, A. (2001). Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers*, **17**, 609-622.

Santa-Maria, C.M. & Yuste, J. F. (2010). IARHIS 2.2. Indicators of Hydrologic Alteration in Rivers. Metodological reference manual, Madrid.

Scheidegger, K.J., & Bain, M.B. (1995). Larval fish distribution and microhabitat use in free-flowing and regulated rivers. *Copeia*, 125-135.

Scruton D.A., Pennell C.J., Robertson M.J., Ollerhead L.M.N., Clarke K.D., Alfredsen K., Harby A., McKinley R.S. (2005). Seasonal response of juvenile Atlantic salmon to experimental hydropeaking power generation in Newfoundland, Canada. *North American Journal of Fisheries Management* **25**, 964–974. DOI: 10.1577/M04-133.1

Scruton, D.A., L.M.N. Ollerhead, K.D. Clarke, C. Pennell, K. Alfredsen, A. Harby & D. Kelley, (2003). The behavioural response of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) to experimental hydropeaking on a Newfoundland (Canada) river. *River Research and Applications* **19**, 577-587.

Skov, C., Baktoft, H., Brodersen, J., Brönmark, C., Chapman, B. B., Hansson, L. A., & Nilsson, P. A. (2011). Sizing up your enemy: individual predation vulnerability predicts migratory probability. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **278(1710)**, 1414-1418.

SNIRH, 2014. Disponível em: <http://snirh.apambiente.pt/>

Vehanen, T., Jurvelius, J., & Lahti, M. (2005). Habitat utilisation by fish community in a short-term regulated river reservoir. *Hydrobiologia*, **545(1)**, 257-270.

Ward, J.V. & J.A. Stanford (1989). Riverine ecosystems: the influence of man on catchment dynamics and fish ecology. In Proceedings of the International Large Rivers Symposium, vol. 106, Dodge DP (ed.); *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 56–64.

Weisberg, S.B., & Burton, W.H. (1993). Enhancement of fish feeding and growth after an increase in minimum flow below the Conowingo Dam. *North American Journal of Fisheries Management*, **13(1)**, 103-109.

White, G.C., & Garrott, R.A. (1990). *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Elsevier.

Winter, J.D., Kuechle, V.B. & Siniff, D.B. (1973). An underwater radio tracking system. *Underwater Telemetry Newsletter*, **3**, 1-5.

Wootton, R.J. (1990). *Ecology of teleost fishes*. Chapman & Hall, London.