

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Ciências**  
**ULisboa**

**Impacto da regularização de caudal para fins hidroelétricos  
no ciclo de vida de uma espécie potamódroma**

Inês de Castro da Silva Oliveira

**Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental**

Dissertação orientada por:  
Doutor Carlos Manuel Engeitado Alexandre  
Prof. Doutor Bernardo Silva Ruivo Quintella

2018

## ***Agradecimentos***

Ao ***Professor Doutor Pedro Raposo de Almeida***, meu professor na licenciatura de Biologia na Universidade de Évora e coordenador da equipa que integrei para o desenvolvimento desta dissertação, gostaria de agradecer a sua disponibilidade, interesse e orientação desde o primeiro dia. É alguém que admiro, que considero um exemplo em termos profissionais, e com quem aprendi que com trabalho e dedicação tudo se consegue.

Ao ***Doutor Bernardo Silva Ruivo Quintella***, meu orientador, pela sua disponibilidade de orientação, apoio, motivação, ideias e conselhos ao longo de todas as fases desta dissertação. Por ser alguém que liga e alerta para os pormenores que muitas vezes fazem toda a diferença, a sua experiência e dedicação permitiram e foram fundamentais para melhorar muitos aspetos do presente trabalho.

Ao ***Doutor Carlos Manuel Engeitado Alexandre***, meu orientador, a quem passei a chamar Carlos (*risos*), tenho de agradecer a sua disponibilidade e vontade em me orientar no desenvolvimento desta dissertação. Começou por me co-orientar na licenciatura em Biologia, voltando agora a orientar-me em mais esta etapa, que considero tão ou mais importante. Para o desenvolvimento desta dissertação, teve um papel fundamental não só na parte do delineamento mas também em todas as outras partes do trabalho. O seu apoio, ajuda, e transmissão de conhecimentos e experiência, tanto ao nível do trabalho de campo, como no trabalho laboratorial e no tratamento e análise de dados foi essencial. A ele tenho de agradecer toda a ajuda e autonomia que ganhei e que permitiram levar esta dissertação a bom porto. Agradecer-lhe todas as nossas discussões “saudáveis” não só sobre a dissertação mas também sobre futebol, linguística e alguma política durante as longas saídas de campo. Agradecer-lhe a confiança que depositou em mim e no meu trabalho, e essencialmente por ter contribuído para o meu desenvolvimento profissional e pessoal, por me dar as bases para evoluir a partir daqui e pelos seus muitos conselhos. Por tudo isto, penso que posso dizer que mais do que um orientador se tornou um amigo!

Aos restantes elementos da equipa “Lamp”, ***Catarina Mateus, Esmeralda Pereira, Filipa Belo e Filipa Silva***, agradecer os seus conselhos, experiências e todo o apoio que me deram no desenvolvimento do trabalho prático da dissertação, nomeadamente ao nível dos trabalhos de campo. Agradecer também a ajuda da ***Filipa Belo*** numa parte do tratamento de dados referente à telemetria, que integra o *Capítulo 2* da presente dissertação. A todas admiro pela sua capacidade de trabalho e dedicação e considero-as um exemplo a seguir.

Á minha ***família, aos meus pais*** que permitiram o meu ingresso e percurso na faculdade durante estes últimos anos e que com muito esforço contribuíram para o meu desenvolvimento profissional e pessoal; em particular, ao meu ***pai***, pela troca de ideias e ajuda em algumas partes do tratamento de dados, à minha ***mãe***, um agradecimento especial, relativamente ao apoio logístico, pela sua paciência na preparação de algum material para o trabalho de campo, nomeadamente dos envelopes para a recolha de escamas (*risos*); ao meu ***irmão***, o futuro engenheiro da família, pela companhia em certos momentos e alguma ajuda em programação quando necessário; aos meus ***avós***, simplesmente por estarem presentes, pela sua companhia, dedicação e preocupação durante mais uma fase tão importante do meu percurso académico, e claro como não poderia deixar de ser, agradecer também a todos os restantes elementos da família que mesmo longe sempre se preocuparam e desejaram o meu sucesso profissional.

Aos meus ***amigos e colegas, Lúcia, Ricardo, Liliana, Frederico, Sara Silva, Inês Santos, Inês Pacheco, João Santos, Laura Gomes***, entre outros, que mesmo longe sempre me apoiaram, aconselharam, motivaram e ajudaram nesta fase.

Ao **José Eduardo**, por simplesmente ter surgido na minha vida, por estar comigo e por se ter tornado tão importante para mim nesta fase (nem sempre fácil...). A sua presença, apoio, motivação e compreensão foram essenciais para que me mantivesse focada no desenvolvimento e finalização desta dissertação. Agradecer-lhe o facto de me proporcionar momentos de descontração, alívio e conforto, principalmente em alturas de mais stress, por simplesmente me fazer rir (*risos*) e essencialmente por se ter tornado alguém com quem posso contar incondicionalmente. Por tudo isto, espero que este seja apenas um dos muitos momentos em que está presente e com qual partilho. Obrigado por tudo!

### ***Agradecimentos institucionais***

Á instituição **MARE - Centro de Ciências do Mar e do Ambiente** e ao seu diretor **Professor Doutor Henrique Cabral**, pelo acolhimento e disponibilização dos meios necessários que permitiram o desenvolvimento deste trabalho.

Ao projeto **ECOFLOW** - “Efeitos ecológicos dos caudais nas comunidades piscícolas dos rios portugueses”, financiado pela EDP – Eletricidade de Portugal, através do Fundo EDP para a Biodiversidade 2011, com a Universidade de Évora (UÉ) como instituição proponente e o MARE (anterior Centro de Oceanografia) e o Fluviário de Mora (FM) como instituições parceiras, pela informação recolhida e disponibilizada relativa a um estudo e avaliação prévia à construção do Aproveitamento Hidroelétrico de Ribeiradio-Ermida sobre a influência do regime de caudais no padrão sazonal de movimentos, seleção de habitat e extensão de áreas vitais do barbo do Norte.

Á empresa **EDP – Eletricidade de Portugal**, pelo financiamento do programa de monitorização “Plano de Monitorização, Adequação, e Avaliação da Eficácia das Medidas Compensatórias para a Fauna Piscícola Associadas ao Aproveitamento Hidroelétrico de Ribeiradio-Ermida”, que permitiu o desenvolvimento de uma parte deste trabalho e a disponibilização de dados que são apresentados no *Capítulo 3 dos Resultados* da presente dissertação.

## Resumo

O regime hidrológico desempenha um papel fundamental na composição, estrutura e funcionamento dos ecossistemas fluviais. Nos últimos anos, a regularização de caudal para produção hidroelétrica tem ganho expressão por constituir uma alternativa à utilização de combustíveis fósseis. Porém, o pico de caudal turbinado (i.e., hydropeaking) libertado durante o funcionamento dos aproveitamentos hidroelétricos, provoca alterações rápidas, pontuais e frequentes do caudal e pode afetar o regime térmico e as comunidades aquáticas a jusante nos cursos de água. Apesar de já existirem estudos que avaliam os efeitos do hydropeaking na estrutura e composição das comunidades piscícolas, os seus efeitos a uma escala mais basal são ainda pouco conhecidos. Este estudo pretendeu avaliar o impacto ecológico deste tipo de regularização no ciclo de vida de uma espécie piscícola, o barbo-comum (*Luciobarbus bocagei* Steidachner, 1864). Os objetivos principais passaram por: i) caracterizar os impactos no regime hidrológico e térmico do curso de água regularizado; ii) avaliar o impacto da regularização de caudal no padrão de movimento da espécie-alvo; iii) identificar o impacto da regularização de caudal no crescimento e condição corporal dos indivíduos; e iv) propor medidas de gestão que permitissem a mitigação dos eventuais impactos identificados. Para tal, foi feita a monitorização da temperatura da água na área de estudo e analisados os respetivos dados de caudal. Paralelamente, e utilizando uma metodologia semelhante à avaliação efetuada durante o período pré-regularização, foram marcados 22 barbos com radiotransmissores e monitorizados os seus movimentos. Durante o decorrer do estudo, foram recolhidas também amostras periódicas de escamas e dados biométricos de indivíduos desta espécie em dois cursos de água, um regularizado e outro não-regularizado. Os dados biométricos obtidos foram depois comparados com dados recolhidos relativos à mesma população no período pré-regularização. Os resultados mostraram diferenças na magnitude e variabilidade do caudal entre os períodos pré e pós-regularização, e ainda a existência de um gradiente térmico ao longo do rio. A monitorização dos movimentos dos barbos marcados no período pós-regularização, permitiu identificar dois perfis (grupos) comportamentais distintos: um grupo que permanece a montante no rio durante todo o ano e outro que percorre longas distâncias para jusante após a época de reprodução. Destes dois grupos, apenas o grupo que percorre longas distâncias apresentou diferenças significativas com o grupo pré-regularização. As principais diferenças são a distância máxima percorrida e a extensão das áreas vitais, consideravelmente maiores para o grupo pós-regularização, sugerindo a existência de diferenças intraespecíficas e populacionais no comportamento migratório desta espécie. No que respeita ao crescimento dos indivíduos, este não parece ser afetado pelo regime de hydropeaking, porém, ao nível da condição corporal evidenciaram-se diferenças entre o período pré e pós-regularização. Estas diferenças manifestaram-se nos indivíduos pertencentes às classes dimensionais mais pequenas onde foram registados coeficientes de condição corporal mais elevados para o período pós-regularização. Este estudo apresenta informações relevantes no que respeita às alterações provocadas no regime hidrológico e térmico em sistemas aquáticos regularizados para produção hidroelétrica, e revela ainda, aspetos de índole comportamental e biológica que podem ser úteis na elaboração e no desenvolvimento de estudos, planos de monitorização e gestão de sistemas fluviais regularizados.

**Palavras-chave:** pico de caudal turbinado; regime térmico; comportamento; crescimento; condição corporal

## Abstract

The hydrological regime plays a key role in the composition, structure and functioning of river ecosystems. In recent years, flow regulation for hydroelectric production has gained expression as an alternative to the use of fossil fuels. However, hydropeaking released during the operation of the hydroelectric power stations causes rapid, punctual and frequent changes in the flow rate and can affect the thermal regime and aquatic communities downstream in the watercourses. Although there are already studies evaluating the effects of hydropeaking on the structure and composition of fish communities, their effects on a more basal scale are still little known. This study aimed to evaluate the ecological impact of this type of regulation in the life cycle of a fish species, the Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei* Steidachner, 1864). The main objectives were: i) characterize the impacts on the hydrological and thermal regime of the regulated watercourse; ii) evaluate the impact of flow regulation on the movement pattern of the target species; iii) identify the impact of regulation on the growth and body condition of individuals; and iv) propose management measures that would allow the mitigation of possible identified impacts. For this purpose, the water temperature was monitored in the study area and the respective flow data were analyzed. In parallel, using a methodology similar to the evaluation carried out during the pre-regulation period, 22 barbels were tagged with radio transmitters and their movements monitored. During the course of the study, periodic samples of scales and biometric data of individuals of this species were also collected in two streams, one regulated and other non-regulated. The biometric data obtained were then compared with data collected for the same population in the pre-regulation period. The results showed differences in the magnitude and variability of the flow between the pre and post-regulation periods, and also the existence of a thermal gradient along the river. Monitoring the movements of barbels tagged in the post-regulation period allowed us to identify two different behavioral profiles (groups): one group that remains upstream of the river all the year round and another that travels long distances downstream after the breeding season. Of these two groups, only the group that travels long distances presented significant differences with the pre-regulation group. The main differences are the maximum distance travelled and the extension of vital areas, considerably larger for the post-regulation group, suggesting the existence of intra-specific and population differences in the migratory behavior of this species. In relation to the growth of individuals, this does not seem to be affected by the hydropeaking regime, however, at the level of the body condition differences were detected between the pre and post-regulation period. These differences were manifested in the individuals belonging to the smaller dimensional classes where higher body condition coefficients were registered for the post-regulation period. This study presents relevant information about the alterations in the hydrological and thermal regime in aquatic systems regulated for hydroelectric production, and also reveals behavioral and biological aspects that may be useful in the elaboration and development of studies, monitoring plans and management of regulated river systems.

**Key-words:** hydropeaking; thermal regime; behavior; growth; corporal condition

## Índice:

|   |           |
|---|-----------|
| <b>1. Capítulo 1 – Introdução Geral .....</b>                                   | <b>1</b>  |
| 1.1. Os ecossistemas aquáticos .....  | 1         |
| 1.2. Impactos Antropogénicos – A <i>regularização de caudal</i> .....           | 3         |
| 1.3. Produção Hidroelétrica .....   | 6         |
| 1.4. Objetivos.....   | 8         |
| <b>2. Capítulo 2 – Materiais e Métodos .....</b>                                | <b>9</b>  |
| 2.1. Caracterização da Área de Estudo .....                                     | 9         |
| 2.1.1. Caracterização geral da bacia hidrográfica do rio Vouga.....             | 9         |
| 2.1.2. Impactos da regularização de caudal no regime hidrológico e térmico..... | 10        |
| 2.2. Espécie-alvo.....  | 12        |
| 2.3. Avaliação do Comportamento e Padrão de Movimento da espécie-alvo .....     | 12        |
| 2.3.1. Captura e Marcação .....   | 12        |
| 2.3.2. Monitorização dos barbos marcados .....                                  | 16        |
| 2.3.3. Análise de dados.....  | 17        |
| 2.4. Idade, Crescimento e Condição Corporal .....                               | 19        |
| 2.4.1. Recolha de dados biométricos .....                                       | 19        |
| 2.4.2. Análise de dados.....  | 21        |
| 2.4.2.1. Idade e Crescimento .....  | 21        |
| 2.4.2.2. Condição Corporal.....   | 22        |
| <b>3. Capítulo 3 – Resultados .....</b>   | <b>24</b> |
| 3.1. Regime hidrológico e térmico .....   | 24        |
| 3.2. Comportamento e Padrão de Movimento da espécie-alvo.....                   | 33        |
| 3.3. Idade, Crescimento e Condição Corporal .....                               | 41        |
| 3.3.1. Idade e Crescimento .....  | 41        |
| 3.3.2. Condição Corporal.....   | 43        |
| <b>4. Capítulo 4 – Discussão .....</b>  | <b>47</b> |
| 4.1. Impactos da regularização de caudal no regime hidrológico e térmico .....  | 47        |
| 4.2. Comportamento e Padrão de Movimento da espécie-alvo .....                  | 49        |
| 4.3. Idade, Crescimento e Condição Corporal .....                               | 51        |
| <b>5. Considerações finais: propostas de medidas de gestão .....</b>            | <b>53</b> |
| <b>6. Referências bibliográficas.....</b>                                       | <b>56</b> |
| <b>7. Anexos .....</b>  | <b>62</b> |

## Índice de Figuras:

### *Capítulo 2*

|  |    |
|--|----|
| <b>Figura 2.1.</b> Mapa da área de estudo na bacia hidrográfica do rio Vouga .....   | 9  |
| <b>Figura 2.2.</b> Açude de Cacia .....  | 10 |
| <b>Figura 2.3.</b> Açude de Sernada .....  | 10 |
| <b>Figura 2.4.</b> Açude do Carvoeiro .....  | 10 |
| <b>Figura 2.5.</b> Mini-hídrica da Grela.....  | 10 |
| <b>Figura 2.6.</b> Barragem Ermida.....  | 10 |
| <b>Figura 2.7.</b> Barragem Ribeiradio.....  | 10 |
| <b>Figura 2.8.</b> Localização dos dataloggers para registo contínuo de temperatura da água ao longo da área de estudo.....  | 11 |
| <b>Figura 2.9.</b> Mapa representativo dos locais de captura e libertação dos barbos monitorizados no âmbito deste estudo .....  | 13 |
| <b>Figura 2.11.</b> Radiotransmissores utilizados no presente estudo .....   | 15 |
| <b>Figura 2.12.</b> Material cirúrgico utilizado na marcação dos barbos .....  | 15 |
| <b>Figura 2.13.</b> Colocação de um exemplar de barbo-comum num banho de solução anestésica.....   | 15 |
| <b>Figura 2.14.</b> Medição do comprimento total de um exemplar de barbo comum.....  | 15 |
| <b>Figura 2.15.</b> Registo do peso total de um exemplar de barbo-comum .....  | 15 |
| <b>Figura 2.16.</b> Incisão na cavidade intraperitoneal de um exemplar de barbo-comum após a sua colocação na mesa cirúrgica.....  | 15 |
| <b>Figura 2.17.</b> Colocação do radiotransmissor num exemplar de barbo-comum e passagem da respetiva antena num orifício feito através da incisão da agulha hipodérmica modificada..... | 15 |
| <b>Figura 2.18.</b> Suturação da incisão feita na cavidade intraperitoneal de um exemplar de barbo-comum .....   | 16 |
| <b>Figura 2.19.</b> Colocação dos exemplares de barbo-comum em redes durante o período de recobro para posterior libertação .....  | 16 |
| <b>Figura 2.20.</b> Procedimento de localização dos barbos monitorizados no âmbito deste estudo .....  | 16 |
| <b>Figura 2.21.</b> Mapa representativo dos troços nos rios Vouga e Águeda onde se procedeu à captura de exemplares de barbo-comum para análise de variáveis biométricas .....           | 20 |
| <b>Figura 2.22.</b> Medição do comprimento total de um exemplar de barbo-comum capturado.....  | 20 |
| <b>Figura 2.23.</b> Registo do peso total de um exemplar de barbo-comum capturado .....  | 20 |
| <b>Figura 2.24.</b> Recolha de amostra de escamas de um exemplar de barbo-comum capturado .....  | 21 |
| <b>Figura 2.25.</b> Leitura de uma amostra de escamas de um dos exemplares de barbo-comum capturados .....   | 21 |

### *Capítulo 3*

|   |    |
|---|----|
| <b>Figura 3.1.</b> Hidrograma representativo da variação intra-anual de caudal na área de estudo, para os períodos pré e pós-regularização no rio Vouga e para o sistema de referência, o rio Águeda .....                                      | 24 |
| <b>Figura 3.2.</b> Representação da magnitude e variação mensal de caudal (janeiro) na área de estudo, relativas à estação de inverno, para os períodos pré e pós-regularização no rio Vouga e para o sistema de referência, o rio Águeda ..... | 25 |
| <b>Figura 3.3.</b> Representação da magnitude e variação mensal de caudal (agosto) na área de estudo, relativas à estação de verão, para os períodos pré e pós-regularização no rio Vouga e para o sistema de referência, o rio Águeda .....    | 26 |

|  |    |
|--|----|
| <b>Figura 3.4.</b> Hidrograma representativo da variação diária (janeiro) de caudal na área de estudo, relativo à estação de inverno, para o período pós-regularização no rio Vouga .....  | 26 |
| <b>Figura 3.5.</b> Hidrograma representativo da variação diária (agosto) de caudal na área de estudo, relativo à estação de verão, para o período pós-regularização no rio Vouga .....   | 27 |
| <b>Figura 3.6.</b> Variação intra-anual da temperatura no mesmo local (Lamas do Vouga) para os períodos pré e pós-regularização.....   | 27 |
| <b>Figura 3.7.</b> Variação da temperatura intra-anual registada no rio Vouga (Vouzela, Carvoeiro e Lamas do Vouga) e no rio Águeda (Redonda) para o período pós-regularização .....   | 28 |
| <b>Figura 3.8.</b> Variação da temperatura mensal (dezembro) relativa à estação de inverno, registada no rio Vouga (Vouzela, Carvoeiro e Lamas do Vouga) e no rio Águeda (Redonda) para o período pós-regularização .....            | 29 |
| <b>Figura 3.9.</b> Variação da temperatura mensal (setembro) relativa à estação de verão, registada no rio Vouga (Vouzela, Carvoeiro e Lamas do Vouga) e no rio Águeda (Redonda) para o período pós-regularização .....              | 29 |
| <b>Figura 3.10.</b> Variação da temperatura semanal (dezembro) relativa à estação de inverno, registada no rio Vouga (Vouzela, Carvoeiro e Lamas do Vouga) e no rio Águeda (Redonda) para o período pós-regularização .....          | 30 |
| <b>Figura 3.11.</b> Variação da temperatura semanal (setembro) relativa à estação de verão, registada no rio Vouga (Vouzela, Carvoeiro e Lamas do Vouga) e no rio Águeda (Redonda) para o período pós-regularização .....            | 31 |
| <b>Figura 3.12.</b> Variação da temperatura diária (dezembro) relativa à estação de inverno, registada no rio Vouga (Vouzela, Carvoeiro e Lamas do Vouga) e no rio Águeda (Redonda) para o período pós-regularização .....           | 31 |
| <b>Figura 3.13.</b> Variação da temperatura diária (setembro) relativa à estação de verão, registada no rio Vouga (Vouzela, Carvoeiro e Lamas do Vouga) e no rio Águeda (Redonda) para o período pós-regularização .....             | 32 |
| <b>Figura 3.17.</b> Mapas da Estimativa da Densidade de Kernel (KDE) e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para barbos representativos do grupo A (POSVB1 e POSVB3), referente ao período pós-regularização .....      | 36 |
| <b>Figura 3.18.</b> Mapas da Estimativa da Densidade de Kernel (KDE) e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para barbos representativos do grupo B (POSVB14 e POSVB20), referente ao período pós-regularização .....    | 37 |
| <b>Figura 3.22.</b> Mapas da Estimativa da Densidade de Kernel (KDE) e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para barbos representativos da amostra VOPRE (PREVB4 e PREVB7), referente ao período pré-regularização..... | 39 |
| <b>Figura 3.23.</b> Mapas da Estimativa da Densidade de Kernel (KDE) e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para barbos representativos do grupo B (POSVB11 e POSVB14), referente ao período pós-regularização .....    | 40 |
| <b>Figura 3.29.</b> Caixas de bigodes representativas da Condição de Fulton (K') para os três cenários analisados (VOPRE, VOPOS e AG).....   | 44 |
| <b>Figura 3.30.</b> Caixas de bigodes representativas da variação da Condição de Fulton (K') para as duas épocas (Inverno e Verão) .....   | 44 |
| <b>Figura 3.33.</b> Regressão Peso-Comprimento para os cenários VOPRE e VOPOS .....  | 46 |

## Anexos

### Anexo A: Mapas da Estimativa da Densidade de Kernel para o período de Pré-Regularização

|   |    |
|---|----|
| <b>Figura 7.1.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB1 .....   | 63 |
| <b>Figura 7.2.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB2 .....   | 64 |
| <b>Figura 7.3.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB3 .....   | 65 |
| <b>Figura 7.4.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB4 .....   | 66 |
| <b>Figura 7.5.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB5 .....   | 67 |
| <b>Figura 7.6.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB6 .....   | 68 |
| <b>Figura 7.7.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB7 .....   | 69 |
| <b>Figura 7.8.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB12 .....  | 70 |
| <b>Figura 7.9.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB14 .....  | 71 |
| <b>Figura 7.10.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB15 ..... | 72 |

### Anexo B: Mapas da Estimativa da Densidade de Kernel do grupo A para o período de Pós-Regularização

|  |    |
|--|----|
| <b>Figura 7.11.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB1 ..... | 73 |
| <b>Figura 7.12.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB3 ..... | 74 |
| <b>Figura 7.13.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB4 ..... | 75 |
| <b>Figura 7.14.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB5 ..... | 76 |
| <b>Figura 7.15.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB6 ..... | 77 |
| <b>Figura 7.16.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB7 ..... | 78 |
| <b>Figura 7.17.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB9 ..... | 79 |

### Anexo C: Mapas da Estimativa da Densidade de Kernel do grupo B para o período de Pós-Regularização

|  |    |
|--|----|
| <b>Figura 7.18.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB8 ..... | 80 |
|--|----|

|   |    |
|---|----|
| <b>Figura 7.19.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB11 ..... | 81 |
| <b>Figura 7.20.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB12.....  | 82 |
| <b>Figura 7.21.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB14.....  | 83 |
| <b>Figura 7.22.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB15.....  | 84 |
| <b>Figura 7.23.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB18.....  | 85 |
| <b>Figura 7.24.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB19.....  | 86 |
| <b>Figura 7.25.</b> Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB20.....  | 87 |

## **Índice de Tabelas:**

### ***Capítulo 2***

|  |    |
|--|----|
| <b>Tabela 2.10.</b> Tabela com informação geral dos barbos marcados com radiotransmissores e monitorizados no rio Vouga, durante os períodos de pré e pós-regularização..... | 14 |
|--|----|

### ***Capítulo 3***

|   |    |
|---|----|
| <b>Tabela 3.14.</b> Tabela geral com informação relativa às oito variáveis medidas nos mapas de Kernel referentes a cada um dos barbos marcados e analisados .....  | 34 |
| <b>Tabela 3.15.</b> Tabela de resultados PERMANOVA ao fator COMPORTAMENTO para o grupo A e grupo B.....   | 35 |
| <b>Tabela 3.16.</b> Tabela de resultados SIMPER entre o grupo A e o grupo B .....   | 35 |
| <b>Tabela 3.19.</b> Tabela de resultados PERMANOVA ao fator REGULARIZAÇÃO (VOPRE vs grupo A VOPOS) .....  | 38 |
| <b>Tabela 3.20.</b> Tabela de resultados PERMANOVA ao fator REGULARIZAÇÃO (VOPRE vs grupo B VOPOS) .....  | 38 |
| <b>Tabela 3.21.</b> Tabela de resultados SIMPER entre o grupo VOPRE e o grupo B VOPOS .....   | 38 |
| <b>Tabela 3.24.</b> Tabela de idade-comprimentos (estimados com base em retrocálculos) dos barbos da população do rio Vouga (regularizado desde 2015) e do rio Águeda (não-regularizado).....   | 41 |
| <b>Tabela 3.25.</b> Tabela de idade-comprimentos (estimados com base em retrocálculos) para o período Vouga Pré-regularização e Águeda Pré-2015 (situação PRÉ) .....  | 42 |
| <b>Tabela 3.26.</b> Tabela de idade-comprimentos (estimados com base em retrocálculos) para o período Vouga Pós-regularização e Águeda Pós-2015 (situação PÓS) .....  | 42 |
| <b>Tabela 3.27.</b> Tabela de resultados PERMANOVA relativa à influência dos fatores RIO (Vouga vs Águeda), PERÍODO (Vouga Pré-regularização e Águeda Pré-2015 vs Vouga Pós-regularização e Águeda Pós-2015 – situação PRE vs POS) e IDADE (I vs II vs III vs IV) e suas interações, na variável Incremento Anual ( <i>Iannual</i> )..... | 43 |
| <b>Tabela 3.28.</b> Tabela de resultados PERMANOVA ao fator CENÁRIO (VOPRE, VOPOS e AG) e ÉPOCA (inverno e verão) .....   | 44 |

|   |    |
|---|----|
| <b>Tabela 3.31.</b> Coeficientes de regressão [ $\log(w_t) = \log(a) + b \cdot \log(L_t)$ ] estimados para os barbos dos três cenários estudados (VOPRE, VOPOS e AG)..... | 45 |
| <b>Tabela 3.32.</b> Tabela de resultados ANCOVA para a variável resposta Peso .....   | 45 |

**Índice de expressões e equações:**

*Capítulo 2*

|  |    |
|--|----|
| <b>Expressão 2.21.</b> Fórmula h ótimo ( <i>hopt</i> ).....                | 17 |
| <b>Equação 2.27.</b> Equação de Fraser-Lee .....                           | 21 |
| <b>Expressão 2.28.</b> Fórmula do Índice da Condição de Fulton.....        | 22 |
| <b>Equação 2.29.</b> Equação exponencial da relação peso-comprimento ..... | 23 |
| <b>Equação 2.30.</b> Equação logarítmica da relação peso-comprimento ..... | 23 |

### **Lista de abreviaturas e siglas:**

**AG:** Cenário de Referência Águeda

**Águeda C:** Situação de Referência ou “controlo” Águeda

**AHRE:** Aproveitamento Hidroelétrico de Ribeiradio-Ermida  
**ca:** “aproximadamente”

**Corextens:** Soma das Extensões dos Core ranges

**CT:** Comprimento Total

**Dhome:** Distância entre o limite de montante e jusante dos home ranges incluindo área do rio não utilizada

**Dmáx:** Distância Máxima Percorrida

**e.g:** “por exemplo”

**Homemed:** Mediana das Extensões dos Home ranges

**Homextens:** Soma das Extensões dos Home ranges

**i.e:** “isto é”

**Iannual:** Incremento Anual

**Id:** Idade

**JRE:** Jusante Ribeiradio Ermida

**K':** Condição Corporal de Fulton

**MRE:** Montante Ribeiradio Ermida

**Ncore:** Número de Core ranges

**Nhome:** Número de Home ranges

**Pe:** Período

**PT:** Peso Total

**PVC:** Percent Value Contour

**Ri:** Rio

**Uarea:** Proporção entre Homextens e Dhome

**VOPOS:** Cenário/Amostra Vouga Pós-regularização

**VOPRE:** Cenário/Amostra Vouga Pré-regularização

## 1. CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL

### 1.1. Os ecossistemas aquáticos

Os ecossistemas fluviais (e.g. rios, lagos, zonas húmidas, aquíferos) armazenam aproximadamente um total de 100 000 km<sup>3</sup> de água doce, menos que 0,01% de toda a água na Terra (Schwarz *et al.*, 1990; Arthington, 2012) e representam cerca de 0,8% da superfície terrestre (Gleick, 1996). Contudo, estes ecossistemas suportam pelo menos 100 000 espécies de um total de aproximadamente 1,8 milhões – quase 6% de todas as espécies descritas. Dessas, cerca de 10 000 são espécies de peixes, ou seja, estes ecossistemas suportam aproximadamente 40% da diversidade global destes organismos (Lundberg *et al.*, 2000; Dudgeon *et al.*, 2006).

A presença de ecossistemas fluviais está dependente do tipo de clima regional e da predominância do ciclo hidrológico. A disponibilidade de água doce varia substancialmente e de forma drástica em todo o mundo, em resposta a restrições e alterações climáticas que determinam a quantidade de precipitação e a sua distribuição sazonal, seja em forma de chuva, neve ou gelo (Arthington, 2012). As principais zonas climáticas do mundo estão agrupadas em cinco grandes categorias baseadas na sua precipitação média anual, precipitação média mensal e temperatura média mensal (Kottek *et al.*, 2006; Arthington, 2012). A mais frequente classificação climática utilizada, conhecida como o esquema climático Köppen-Geiger, baseada nas condições de temperatura e precipitação inclui: a zona equatorial (A), a zona árida (B), a zona de temperatura quente (C), a zona de neve (D), e a zona polar (E). Esta classificação descreve as condições meteorológicas médias que determinam as taxas anuais, mensais e diárias de precipitação e transpiração/evaporação, que, por sua vez influenciam diretamente a hidrologia da paisagem (Arthington, 2012). Por outro lado, o movimento da água através da paisagem influencia a ecologia dos cursos de água através de uma ampla gama de escalas espaciais e temporais, que se define como o regime hidrológico.

O regime hidrológico é uma das características principais dos cursos de água e pode ser considerado uma peça-chave relativamente à composição biótica, integridade e funcionalidade ecológica das bacias hidrográficas (Poff *et al.*, 1997; Bunn & Arthington 2002; Meile *et al.*, 2010). As variações hidrológicas traduzem padrões climáticos regionais e dependem de diversos fatores como a dimensão da bacia hidrográfica e dos respetivos cursos de água, e ainda a variação geográfica do clima, geologia, topografia e cobertura vegetal (Poff *et al.*, 1997; Arthington, 2012; Aristi *et al.*, 2014). As cinco componentes do regime hidrológico, nomeadamente magnitude, frequência, duração, *timing* e taxa de variação das condições hidrológicas regulam os processos ecológicos nos ecossistemas fluviais e desempenham um papel fundamental na manutenção da sua integridade ecológica. Estas componentes permitem caracterizar toda a gama de caudais e fenómenos hidrológicos específicos (como inundações ou caudais reduzidos), que são críticos à integridade dos ecossistemas fluviais e são definidas da seguinte forma, (Poff *et al.*, 1997; Lytle & Poff, 2004; Arthington, 2012; Alexandre, 2014):

1) A *magnitude de caudal* ou “*descarga*” é o volume de caudal ou quantidade de água que flui após um determinado ponto no curso de água por unidade de tempo, geralmente expressa em m<sup>3</sup> por segundo. A magnitude pode referir-se à unidade absoluta de descarga ou à quantidade de caudal relativo a alguma propriedade do ecossistema (e.g. volume necessário de água para garantir profundidade e velocidade de corrente adequados para o movimento da ictiofauna ou para inundar uma área de planície de inundação). Quanto maior (ou menor) a magnitude de uma inundação (ou seca), maior o impacto físico esperado.

2) A *frequência de ocorrência*, está associada ao número de vezes ou número de eventos em que ocorre uma dada magnitude num designado intervalo de tempo (por exemplo, por ano).

3) A *duração*, é o período de tempo associado a uma condição de descarga específica. Pode ser definida em relação a um evento particular como inundações ou secas. O conhecimento da duração (número de dias, meses ou anos) em que esse evento se mantém é de extrema importância para a gestão dos ecossistemas fluviais. Por exemplo, um evento de seca longo pode ter impactos severos sobre a biota fluvial, pelo que serão necessárias medidas de minimização.

4) O *timing/previsibilidade*, que pode estar relacionado com a estação do ano em que determinado evento hidrológico (inundação ou seca) pode ocorrer (e.g. migração de peixes ou desova). O *timing* deriva muitas vezes de registos de caudal a longo-prazo e a *previsibilidade* pode estar correlacionada com outras pistas ambientais (e.g. eventos de chuvas, temperaturas extremas e aumentos ou diminuições repentinas do caudal).

5) A *taxa de variação*, refere-se à rapidez com a qual a descarga ou caudal do rio passa de uma magnitude para outra. Em caso extremos, fluxos de caudal “instáveis” têm taxas de variação rápidas, enquanto fluxos “estáveis” têm taxas de variação lentas. A precipitação elevada ou persistente geralmente contribui para promover a ocorrência de elevados caudais no rio. Como resultado destes dois processos (seca e chuva), um hidrograma fluvial apresenta tipicamente períodos de elevado caudal separados por longos períodos de baixo caudal.

O caudal é considerado um dos fatores ambientais que mais influencia a estrutura e o funcionamento de todo o ecossistema aquático. E com ele interagem os outros fatores ambientais relacionados, por exemplo, com o sedimento e a matéria orgânica, fatores químicos, e outros relacionados com os nutrientes, luz/sombra e temperatura. Cada um pode diferir na sua importância relativa entre tipos de ecossistemas aquáticos, e é esta interação no espaço e no tempo que define a dinâmica natural de todos os ecossistemas de água doce (Baron *et al.*, 2002; Arthington, 2012) e, em grande medida, o caráter dos estuários e zonas húmidas de maré associadas.

O regime de caudal e a sua dinâmica natural desempenham um papel central e crítico nos ecossistemas fluviais pela sua capacidade de moldar estruturalmente o habitat físico e influenciar a distribuição, a abundância e a diversidade de organismos fluviais (Ward, Tockner & Schiemer, 1999; Aristi *et al.*, 2014). A importância da dinâmica natural dos padrões de caudal nos cursos de água é explicada através do *Paradigma do Regime de Caudal Natural* (Poff *et al.*, 1997). Segundo esta teoria, o regime de caudal afeta ecossistemas fluviais numa ampla gama de escalas espaciais e temporais (Sparks, 1995; Aristi *et al.*, 2014) através de processos físicos (e.g. movimento da água e sedimento) que organizam e definem o habitat físico dentro do canal e entre o canal e a chamada planície de inundação dos rios. O caudal do rio permite o movimento e a deposição de sedimentos, detritos lenhosos e outros materiais disponíveis no curso de água que originam diferentes tipos e condições de habitat ao longo do rio. Ao longo de períodos de anos a décadas, um único rio pode providenciar habitats efémeros, sazonais e/ou persistentes que variam em termos da magnitude de caudal ocorrente (Poff *et al.*, 1997). O regime de caudal natural e a sua interação com o habitat físico fornecem uma diversidade de habitats aos quais as espécies se adaptaram e evoluíram ao longo dos anos. Para muitas espécies ribeirinhas, a concretização do ciclo de vida requer uma variedade de tipos de habitat diferentes, cuja disponibilidade ao longo do tempo é regulada pelo regime hidrológico (e.g., Sparks 1995, Poff *et al.*; 1997). De facto, a adaptação das espécies à variabilidade e à dinâmica natural do caudal do rio permitiu-lhes desenvolver mecanismos de resposta e persistência a eventos como inundações ou secas, que muitas vezes comprometem a predominância e persistência dos seus habitats (Poff *et al.*, 1997; Arthington, 2012). Pode-se dizer que “a integridade dos sistemas de água corrente dependem do seu carácter dinâmico natural” e que o “caudal do rio, é fortemente correlacionado com muitas características físico-químicas críticas dos rios, tal como a temperatura da água, a geomorfologia do canal e a diversidade de habitat, podendo ser considerada a “variável mestre”... que limita a distribuição e abundância de espécies ribeirinhas e regula a integridade ecológica das águas correntes” (Poff *et al.*, 1997; Arthington, 2012).

O *Paradigma do Regime de Caudal Natural* tornou-se parte integrante da gestão e dos estudos biológicos básicos dos ecossistemas de água corrente. A dinâmica natural do regime de caudal representa um papel crítico na sustentação da biodiversidade nativa e na integridade dos ecossistemas fluviais, sendo que este paradigma apoia os princípios da conservação do rio, da restauração, e da gestão do caudal ambiental (Poff *et al.*, 1997; Bunn & Arthington 2002; Naiman *et al.*, 2008; Arthington, 2012).

## **1.2. Impactos Antropogénicos – A regularização de caudal**

Nos últimos 10 000 anos, com o crescimento das sociedades humanas, a utilização dos ecossistemas fluviais tem-se intensificado e os seus recursos têm vindo a ser fortemente afetados e alterados pela presença humana (Worster 1985; Arthington, 2012). Globalmente, os meios aquáticos são considerados os ecossistemas mais deteriorados do mundo, perdendo espécies a uma taxa que ultrapassa em muito o declínio da biodiversidade nos sistemas terrestres e marinhos (Sala *et al.*, 2000; Dudgeon *et al.*, 2006; Arthington, 2012). As estimativas sugerem que pelo menos 10 000-20 000 das espécies de água doce conhecidas até hoje estão extintas ou em risco, em grande parte por fatores antropogénicos (Vörösmarty *et al.*, 2010; Arthington, 2012). Numa escala global, mais de 83% da superfície terrestre adjacente aos sistemas aquáticos tem sido significativamente influenciada pela pegada humana, principalmente em alguns países e regiões com agricultura intensiva (e.g. grande parte dos Estados Unidos, grande parte da Europa e grandes porções da Ásia Central, como a China Oriental, entre outras) e em áreas fortemente povoadas e desenvolvidas que resultam em desvios de água em grandes rios (e.g. o rio Nilo no Egipto, o rio Colorado nos Estados Unidos, o rio Amarelo na China), bem como em inúmeros outros rios mais pequenos (Vörösmarty *et al.*, 2010; Postel & Richter, 2003; Arthington, 2012).

No geral, pode-se considerar a existência de cinco categorias principais de ameaças ou potenciais impactos antropogénicos que afetam os ecossistemas fluviais: a sobre-exploração, a poluição da água, a alteração ou regularização do caudal, a degradação de habitat e a invasão por espécies exóticas. Todas estas categorias se interligam e podem comprometer o funcionamento natural das bacias hidrográficas e da respetiva biodiversidade aquática (Allan & Flecker, 1993; Dudgeon *et al.*, 2006; Arthington, 2012).

Nas últimas décadas, a modificação do regime de caudal natural para extração, desvio e armazenamento de água doce tem sofrido um aumento significativo, o qual tem resultado numa elevada degradação dos ecossistemas fluviais (Poff *et al.*, 2007). Em alguns casos, os impactos têm sido sustentados ao longo de séculos e, no caso de muitos dos principais rios da China, eles persistem há mais de 4000 anos (Dudgeon, 2000a). De facto, alguns autores acreditam agora que é improvável que haja um número substancial de massas de água que não tenham sido irreversivelmente alteradas do seu estado original por atividades humanas (Lévêque & Balian, 2005). Atualmente existem mais de 45 000 barragens acima de 15 m de altura, consideradas como grandes barragens como é definido por Poff & Hart (2002), capazes de conter mais de 6 500 km<sup>3</sup> de água, ou cerca de 15% do escoamento anual total global dos respetivos cursos de água (Nilsson *et al.*, 2005; Alexandre, 2014). A modificação humana dos processos hidrológicos naturais interrompe o equilíbrio dinâmico entre o movimento da água e o movimento do sedimento que tipicamente ocorre em rios de caudal natural (Poff *et al.*, 1997). Embora os impactos óbvios e muitas vezes irreversíveis das grandes infraestruturas hidráulicas sejam agora bem reconhecidos, há também uma crescente consciencialização do papel central do regime hidrológico como um “motor” chave da ecologia dos rios e das zonas húmidas associadas à planície de inundação (Poff *et al.* 1997).

A regularização de caudal através da construção de barragens e açudes altera o regime natural dos rios sendo frequentemente considerada uma das ameaças mais sérias e contínuas à sustentabilidade e integridade ecológica destes ecossistemas (Sparks, 1995). As barragens podem modificar a quantidade, a qualidade, o tempo e a variabilidade da descarga de água e com isso interromper a maioria dos

processos ecológicos dos quais os ecossistemas ripários, de água doce e estuarinos dependem (Poff & Allan, 1995; Poff *et al.*, 1997; Naiman *et al.*, 2008; Arthington, 2012; Aristi *et al.*, 2014). A modificação dos padrões de caudal nomeadamente através da alteração considerável da variabilidade de descarga a jusante, afeta as funções ecológicas desempenhadas pelo caudal natural. (Richter *et al.*, 1996; Alexandre, 2014).

Como já referido anteriormente, o caudal é um mecanismo estruturante primário para as associações piscícolas em ecossistemas lóticos (Poff and Allan, 1995; Poff *et al.*, 1997; Alexandre *et al.*, 2015b). A construção deste tipo de infraestruturas para além de ter um impacto direto no regime de caudais, provoca inúmeras alterações ao nível das condições ambientais/abióticas (e.g. temperatura da água) e da ecologia do próprio rio (e.g. interrupção da continuidade fluvial, aumento da erosão, alteração na composição e quantidade de material em suspensão, alteração das características granulométricas do substrato, morfologia do canal e velocidade de corrente, disponibilidade de habitat e alimento) (Poff *et al.*, 1997; Alexandre, 2014; Quintella *et al.*, 2014; Aristi *et al.*, 2014). Estas condições, por sua vez, afetam a distribuição, abundância e dinâmica populacional das espécies piscícolas dulciaquícolas (Lytle & Poff, 2004; Alexandre, 2014). Os efeitos da regularização de caudal sobre o biota fluvial são relativamente bem conhecidos. A regularização de caudal pode afetar o crescimento, a sobrevivência, a capacidade de dispersão e a reprodução de plantas nativas, macroinvertebrados e peixes, adaptados às condições fluviais naturais (Jansson *et al.*, 2000; Aristi *et al.*, 2014). Portanto a estrutura das comunidades biológicas que ocorrem nos cursos de água a jusante das barragens pode ser fortemente afetada pela regularização do caudal (Ward *et al.*, 1999; Aristi *et al.*, 2014).

O impacto da regularização de caudal no habitat fluvial e bio-ecologia do biota aquático está relacionado com diversos fatores, nomeadamente a tipologia/finalidade da barragem que origina este fenómeno de regularização, a sua localização, dimensão, contexto geomorfológico e a forma e propósito com que opera (Gregory, 2006; Quintella *et al.*, 2014). De um modo geral, pode-se considerar a existência de três tipologias distintas de barragens (Quintella *et al.*, 2014):

#### Barragens para controlo de cheias ou derivação

Neste tipo de barragens o intuito é reter o caudal máximo para determinada região, pelo que o caudal é normalmente mantido o mais baixo possível de forma a garantir espaço suficiente para armazenar esse nível de caudal máximo (Arthington, 2012; Quintella *et al.*, 2014). O modo de funcionamento deste tipo de barragens tende a provocar uma homogeneização do caudal, isto é, diminui o efeito da sazonalidade característica de um caudal natural visto que as cheias e as secas são menos frequentes e de menor magnitude (Lytle & Poff, 2004; Quintella *et al.*, 2014). Normalmente estas barragens libertam um caudal ecológico menor e constante, que é exigido pelas autoridades como forma de cumprir os requisitos mínimos de caudal ecológico e minimizar os efeitos ecológicos das alterações provocadas no regime de caudal natural. Para satisfazer isso é libertado um caudal com as características mínimas necessárias a conseguir manter o funcionamento dos ecossistemas a jusante (Rolls *et al.*, 2011; Alexandre, 2014).

#### Barragens para irrigação e agricultura

Nestas barragens a finalidade é essencialmente o armazenamento de água, tentando-se por isso manter a cota máxima dependendo das características climáticas da região onde está inserida (Arthington, 2012; Quintella *et al.*, 2014). A água é acumulada durante os meses de inverno e primavera, quando existe maior precipitação, sendo depois libertada durante os meses de verão e início de outono, quando as culturas são irrigadas (Maheshwari *et al.*, 1995; McMahon & Finlayson, 2003; Quintella *et al.*, 2014). Estas barragens, em casos extremos, podem ter efeitos de inversão do regime de caudais sazonais, levando à retenção e diminuição dos picos de caudal na época de cheias e atenuando a redução

de caudal que normalmente ocorre durante a época de estio. Esta alteração na sazonalidade dos regimes de caudal, apesar de aparentemente até parecer benéfica em períodos de seca, vai interferir negativamente no funcionamento do ecossistema fluvial e por sua vez nas espécies aquáticas que se encontram bem adaptadas à variação sazonal do caudal (Poff *et al.*, 1997; Bond *et al.*, 2010; Quintella *et al.*, 2014). O funcionamento deste tipo de barragens pode favorecer o aparecimento e aumento de espécies de carácter alóctone (e.g. espécies não-indígenas), que são mais tolerantes e se encontram melhor adaptadas a esta homogeneidade de caudal, promovendo a sua competição com espécies nativas que normalmente são menos tolerantes e competitivas e estão mais adaptadas a uma elevada diversidade e variabilidade de habitat e recursos (e.g. Bain *et al.*, 1988; Bond *et al.*, 2010; Quintella *et al.*, 2014). Este tipo de regularização e o anteriormente abordado, podem comprometer alguns parâmetros populacionais ao nível do crescimento, reprodução e sobrevivência (e.g. Weisberg & Burton, 1993; Quintella *et al.*, 2014).

### Barragens com aproveitamento hidroelétrico

As barragens construídas com fins hidroelétricos também afetam o regime de caudal embora de forma distinta às anteriores tipologias. Neste caso, a finalidade da barragem é a produção de energia elétrica, pelo que há um impacto imediato e a curto-prazo no ecossistema fluvial através de alterações bruscas e muitas vezes irregulares de caudal (Renöfalt *et al.*, 2010; Quintella *et al.*, 2014), que é muito diferente do regime de caudal típico dos ecossistemas dulciaquícolas naturais. A forma mais comum de produção hidroelétrica é através de descargas pontuais, relativamente curtas e durante as quais é libertado um grande volume de água (pico de caudal turbinado, em inglês *hydropеaking*), o que provoca uma drástica alteração no caudal do rio a jusante (Quintella *et al.*, 2014). Esta tipologia de barragem opera desta forma pois é 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 correspondentes a picos de consumo de energia (Scruton *et al.*, 2005; Quintella *et al.*, 2014).

O caso particular deste tipo de regularização e os seus efeitos nos ecossistemas fluviais, nomeadamente na ictiofauna, será abordado no tópico seguinte deste mesmo capítulo.

As regiões com clima Mediterrânico são fortemente afetadas pela regularização de caudal (Nilsson *et al.*, 2005; Aristi *et al.*, 2014) devido à grande abundância de barragens e porque o seu biota está adaptado ao seu regime altamente sazonal, que é perturbado pela regularização (Gasith & Resh, 1999; Aristi *et al.*, 2014). Em Portugal, têm-se desenvolvido estudos comparativos entre rios regularizados e não regularizados no sentido de aferir o impacto da construção de barragens e nomeadamente o efeito da regularização de caudal, e em particular do *hydropеaking*, nos ciclos de vida e dinâmica populacional de espécies migradoras dulciaquícolas (Quintella *et al.*, 2014; Alexandre *et al.*, 2015a; Alexandre *et al.*, 2015b). Apesar disso, os trabalhos sobre esta temática são ainda relativamente escassos (Alexandre *et al.*, 2015b; 2015c), quando comparados com os estudos desenvolvidos na América do Norte e na Austrália (e.g., Bond *et al.*, 2010) que têm pouca aplicabilidade nas regiões Mediterrânicas. Por outro lado, a maioria dos estudos realizados sobre o impacto da regularização de caudal para fins de produção hidroelétrica nos ecossistemas aquáticos, e em particular sobre as comunidades ictiofaunísticas, são sobretudo focados na composição e estrutura dos seus agrupamentos (e.g. Poff & Zimmerman, 2010). Na sua maioria, estes estudos não abordam questões de índole mais biológica e comportamental a uma escala mais basal (e.g. padrão de movimentos, ciclo de vida, taxas de crescimento, reprodução, etc.) que muitas vezes podem representar as causas para os desvios observados ao nível da composição e estrutura da comunidade (Alexandre *et al.*, 2015b).

### 1.3. Produção Hidroelétrica

Atualmente, as energias renováveis desempenham um papel importante na economia global e possuem uma imagem “verde” pelas baixas emissões de gases que provocam o efeito de estufa constituindo por isso uma alternativa aos combustíveis fósseis (i.e. carvão, petróleo e gás natural).

A energia hidroelétrica é um dos principais recursos de energia renovável na Europa e no Mundo e a sua utilização tem vindo a aumentar globalmente muito em parte devido ao crescimento populacional e ao aumento da consciencialização relativamente às alterações climáticas (Person, 2013; Boavida *et al.*, 2013; Enders *et al.*, 2017). Em Portugal, a produção energética proveniente de aproveitamentos hidroelétricos entre 2010 e 2015 foi aproximadamente 25% da energia total elétrica no país (PORDATA, 2017), existindo atualmente 186 aproveitamentos hidroelétricos em funcionamento, distribuídos por praticamente todo o território nacional, mas com maior concentração no Norte e Centro do País. Em 2008, foi lançado o Programa Nacional de Barragens com Elevado Potencial Hidroelétrico (PNBEPH), que pretendeu aumentar significativamente o potencial hidroelétrico nacional (Portal das Energias Renováveis, 2017).

As barragens hidroelétricas funcionam num sistema conhecido como pico de caudal turbinado (i.e. *hydropeaking*), em que a água é turbinada e libertada a jusante do rio, durante os picos diários de consumo de energia. As descargas pontuais de um grande volume de água levam a que ocorram alterações nas características do caudal a jusante, incluindo magnitude, duração, *timing*, taxa de variação e frequência (Scruton *et al.*, 2005; Gostner *et al.*, 2011; Quintella *et al.*, 2014). A hidrologia fluvial é alterada devido a flutuações de caudal artificiais, rápidas e significativas que contrastam com as variações hidrológicas naturais (Meile *et al.*, 2010).

A Diretiva Quadro da Água identificou as alterações hidromorfológicas dos sistemas fluviais, em particular a regularização de caudal proveniente da produção de energia hidroelétrica, como uma das principais pressões no biota aquático (EU, 2000).

A regularização para fins hidroelétricos produz efeitos diretos nos níveis de caudal e na temperatura da água a jusante destas infraestruturas e pode afetar outras variáveis ambientais associadas (e.g. turbidez, oxigénio dissolvido, granulometria do substrato) que constituem fatores abióticos determinantes para a integridade/qualidade ecológica do rio.

Nos aproveitamentos que funcionam no regime *hydropeaking* o caudal pode oscilar várias vezes ao longo do dia de forma brusca originando impactos nos processos dos ecossistemas e biota fluvial a jusante (Poff *et al.* 1997; Bunn & Arthington 2002; Arthington, 2012). As alterações na duração, frequência e sazonalidade dos caudais podem ter efeitos bastante adversos na vegetação ripícola, cujos ciclos de vida se encontram geralmente adaptados ao regime natural de caudais ao longo das estações do ano (Arthington, 2012). As espécies aquáticas bentónicas, adaptadas a sistemas permanentemente inundados, também podem sofrer um stress fisiológico adicional que pode levar a elevadas taxas de mortalidade quando expostas frequentemente ao ar (Quintella *et al.*, 2014). Os troços de rio a jusante de barragens deste tipo, onde existem variações diárias bruscas de caudal, são tipicamente caracterizados por comunidades de macroinvertebrados com poucas espécies, com populações constituídas por indivíduos mais pequenos, normalmente ainda em estado imaturo ou espécies com hábitos de enterramento ou de construção de casulos que lhes permite evitar o arrastamento (De Jalón *et al.*, 1994; Quintella *et al.*, 2014).

O regime térmico tem particular importância para os ciclos de vida dos organismos de água doce, sendo que a integridade do regime térmico é tão importante como a integridade do caudal natural (Olden & Naiman 2010; Arthington, 2012). As mudanças nos regimes térmicos podem estender-se por distâncias relativamente curtas ou extremamente longas a jusante das barragens, dependendo da troca de calor com a atmosfera, dos inputs hidrológicos dos afluentes, da recarga de águas subterrâneas, e das características das descargas realizadas pela barragem (Palmer & O’Keeffe, 1989; Arthington, 2012).

Os efeitos nos regimes térmicos a jusante são principalmente sentidos nos cursos de água com profundidade suficiente para apresentarem uma estratificação vertical, quando existe libertação de água de origem mais fria e muitas vezes deficiente em oxigénio (a chamada camada hipolimnética profunda, abaixo da termoclina), que pode influenciar os ciclos de vida dos organismos aquáticos (e.g. invertebrados; peixes) pela relevância ecológica deste parâmetro (Olden & Naiman 2010; Arthington, 2012; Quintella *et al.*, 2014). As estratificações de oxigénio são indesejáveis porque as condições anóxicas no hipolimnion limitam a disponibilidade de habitat e podem degradar a qualidade da água ao longo do curso a jusante (Arthington, 2012). A mortalidade piscícola que ocorre de forma extemporânea nos cursos de água regularizados encontra-se frequentemente relacionada com a libertação de água hipolimnética deficiente em oxigénio (Arthington, 2012).

Segundo alguns autores, existem muito poucos estudos que tentaram explorar os potenciais efeitos individuais e interativos de modificações de caudal e de temperatura em associações piscícolas a jusante das barragens (Haxton & Findlay 2008; Murchie *et al.* 2008; Arthington, 2012).

A ictiofauna é um dos grupos mais suscetíveis de ser afetado pelo efeito do *hydropeaking*, por ser um grupo altamente especializado em termos de habitat, o que faz com que a imprevisibilidade de caudal seja ainda mais danosa que a alteração por si só da magnitude dos caudais (Scruton *et al.*, 2003; Vehanen *et al.*, 2005; Quintella *et al.*, 2014). No caso dos peixes, em particular, estas rápidas e frequentes variações na descarga, associadas à produção hidroelétrica, podem reduzir a quantidade e a qualidade do habitat disponível para estas espécies (Scruton *et al.*, 2003; Quintella *et al.*, 2014). As alterações no habitat e as descidas abruptas de caudal, podem levar ao movimento de peixes de zonas a montante para zonas a jusante mais adequadas à sobrevivência e, em alguns casos, à mortalidade devido à retenção dos mesmos em zonas alagadas, por dissecação ou asfixia (Bunt *et al.*, 1999; Scruton *et al.*, 2003; Berland *et al.*, 2004; Schmutz *et al.*, 2014). Para além da influência na dinâmica populacional, o regime de *hydropeaking* pode afetar outros aspetos ao nível do crescimento e da condição corporal das espécies piscícolas e que são ainda pouco conhecidos e contraditórios segundo alguns estudos recentes (Kelly *et al.*, 2016).

## 1.4. Objetivos

Este estudo pretende avaliar o impacto ecológico da regularização de caudal para fins de produção hidroelétrica (i.e. *hydropeaking*) no ciclo de vida de uma espécie potamódroma, o barbo-comum (*Luciobarbus bocagei* Steindachner, 1864).

O barbo comum (*Luciobarbus bocagei* Steindachner, 1864), ciprinídeo potamódromo endémico da Península Ibérica, foi utilizado como espécie-alvo e foram estudadas componentes importantes do seu ciclo de vida (e.g. padrão de movimentos, crescimento, condição corporal) com o intuito de perceber as respostas biológicas desta espécie a uma situação de alteração de caudal (i.e. *hydropeaking*) comparativamente a uma situação de pré-regularização.

Atualmente têm sido feitos alguns estudos para compreender de que forma a regularização com fins de produção hidroelétrica afeta os ciclos de vida e os padrões de movimento de comunidades piscícolas nativas, mas na sua maioria são focados noutras regiões do globo, com características hidrológicas distintas (i.e. EUA, Suíça; Kelly *et al.*, 2016; Kelly *et al.*, 2017; Enders *et al.*, 2017; Boavida *et al.*, 2016) e em espécies diferentes (i.e. salmonídeos; Boavida *et al.*, 2016; Kelly *et al.*, 2016) daquelas que predominam nos ecossistemas mediterrânicos do sul da Europa. Por outro lado, a maior parte dos estudos (e.g. Alexandre *et al.*, 2015a; Alexandre *et al.*, 2015b) realizados até ao momento sobre regularização de caudal, nomeadamente em Portugal, possuem alguns constrangimentos relacionados com os desvios bio-ecológicos que se pretendem testar, isto por serem normalmente analisados em comparação com populações da mesma espécie, ou semelhante, mas em cursos de água com posições geográficas e características distintas, o que representa apenas uma aproximação a um verdadeiro controlo ao rio experimental. A grande mais valia deste estudo, que deriva da recente alteração do regime hidrológico da área de estudo (i.e. o rio Vouga) originada pela construção do Aproveitamento Hidroelétrico de Ribeiradio-Ermida (AHRE), é que os dados obtidos ao longo da sua realização serão comparados, não só com um curso de água próximo de caudal não regularizado (i.e. rio Águeda) mas também com dados obtidos para o mesmo curso de água previamente à entrada em funcionamento da barragem, para uma situação de regime de caudal natural. Este delineamento experimental contribui para aumentar significativamente a validade e representatividade ecológica dos resultados que eventualmente serão obtidos.

Tendo por base estes pressupostos, os objetivos específicos deste estudo são:

- i. Caracterizar os impactos da regularização de caudal nos regimes hidrológico e térmico;
- ii. Analisar e identificar o efeito da alteração do regime de caudal com fins hidroelétricos no comportamento e padrão de movimento da espécie-alvo entre os períodos de pré- (regime de caudal não-regularizado) e pós-regularização (regime *hydropeaking*);
- iii. Identificar impactos da regularização de caudal na biologia da espécie-alvo (i.e. crescimento, condição corporal);
- iv. Propor medidas de gestão relativas à monitorização e à minimização do efeito do *hydropeaking* nas populações piscícolas dos cursos de água mediterrânicos.

## 2. CAPÍTULO 2 – MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1. Caracterização da Área de Estudo

#### 2.1.1. Caracterização geral da bacia hidrográfica do rio Vouga

O presente trabalho desenvolveu-se na bacia hidrográfica do rio Vouga, mais propriamente no troço principal da bacia (regularizado para fins de produção hidroelétrica desde 2015) e no seu principal afluente, o rio Águeda (caudal não-regularizado) que foi utilizado como sistema referência por apresentar características abióticas e biofísicas relativamente semelhantes ao curso de água experimental exceto a regularização de caudal (o fator a ser testado) (Figura 2.1).

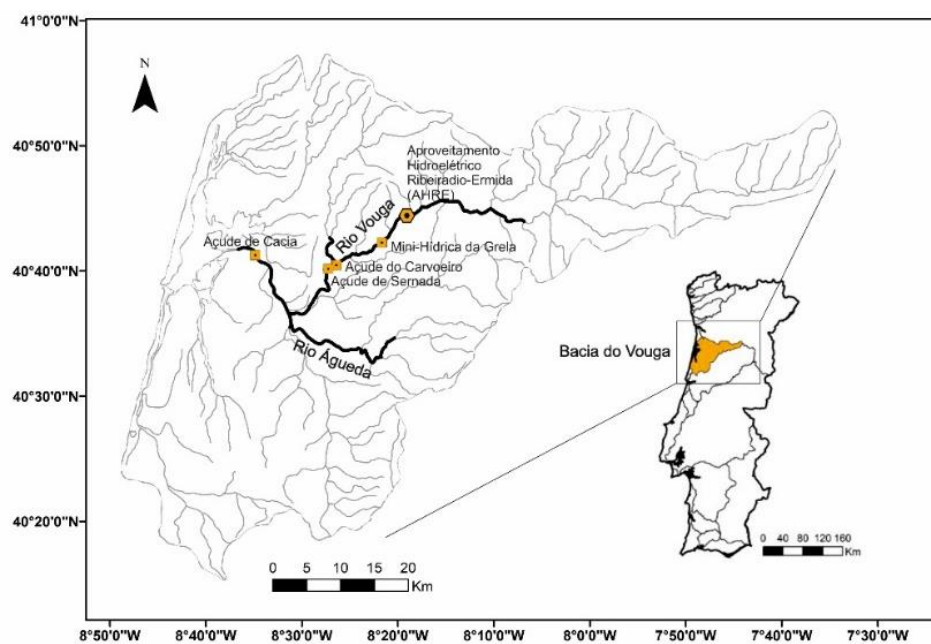


Figura 2.1. Mapa da área de estudo na bacia hidrográfica do rio Vouga.

O rio Vouga localiza-se no centro de Portugal, nasce a uma altitude de cerca de 930 m, na Serra da Lapa, mais propriamente no Chafariz da Lapa, e desagua na Ria de Aveiro. Possui uma extensão total de 148 km e uma bacia hidrográfica de 3658 km<sup>2</sup>. A bacia hidrográfica do Vouga é limitada a Sul pela Serra do Buçaco, que a separa da bacia do rio Mondego, e a Norte pelas serras Leomil, Montemuro, Lapa e Freita, que a separam da bacia do rio Douro. Os principais afluentes do rio Vouga são, na margem direita, os rios Sul, Caima e Antuã, e na margem esquerda, o rio Águeda com os seus principais afluentes, Cértima e Alfusqueiro (SNIAmb 2012; Quintella *et al.*, 2014). O rio Vouga caracteriza-se por possuir várias infraestruturas hidráulicas de origem antropogénica, nomeadamente: açudes (i.e., açudes de Cacia, Sernada e Carvoeiro) com fins de armazenamento/abastecimento de água, barragens de pequena/média dimensão (i.e., mini-hídrica da Grela) e, mais recentemente, o Aproveitamento Hidroelétrico de Ribeiradio-Ermida (AHRE), um aproveitamento de grandes dimensões, a funcionar para a produção de eletricidade (Figuras 2.2 a 2.7).

O Aproveitamento Hidroelétrico de Ribeiradio-Ermida (AHRE) entrou em funcionamento em 2015 e incluiu a criação de um sistema composto por duas barragens/albufeiras para produção de eletricidade,

bem como satisfação de outras necessidades (abastecimento público, controlo de cheias, entre outras) que veio alterar o regime de caudal deste curso de água, considerado até aqui como próximo do natural.

O rio Águeda, principal afluente do rio Vouga, nasce na Serra do Caramulo, com uma bacia de 971,8 km<sup>2</sup> e percorre cerca de 35 km até confluir com o rio Vouga, junto a Eirol (concelho de Águeda). Uma vez que o seu caudal não é regularizado por estruturas hidráulicas de grandes dimensões, este curso de água apresenta um regime hidrológico próximo do natural, tendo sido utilizado neste estudo como situação de referência.



**Figura 2.2. Açude de Cacia**



**Figura 2.3. Açude de Sernada**



**Figura 2.4. Açude do Carvoeiro**



**Figura 2.5. Mini-hídrica da Grela**



**Figura 2.6. Barragem Ermida**



**Figura 2.7. Barragem Ribeiradio**

### **2.1.2. Impactos da regularização de caudal no regime hidrológico e térmico**

Para caracterizar a área de estudo em termos de hidrologia e analisar comparativamente a variabilidade existente face ao cenário de pré e pós-regularização no rio Vouga, foram utilizadas as séries temporais de caudal médio diário (1963-1979; dados obtidos através da Agência Portuguesa do Ambiente - APA; SNIRH, 2014) para o período de pré-regularização e valores de caudal efluente (da

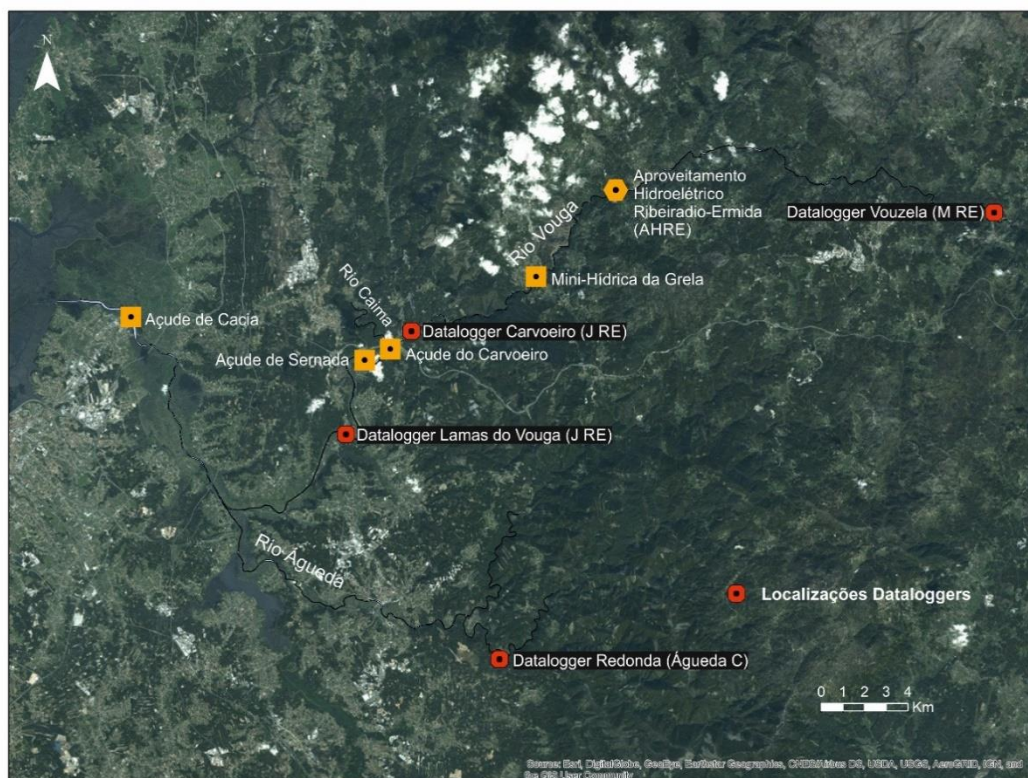
barragem de Ermida) médio diário e horário (ano 2016; dados fornecidos pela EDP – Energias de Portugal) para o período pós-regularização. Complementarmente, utilizou-se uma série temporal de valores de caudal médio diário (1978-1989; SNIRH, 2017) registados para o rio Águeda, situação de referência, na estação hidrométrica localizada na Ponte de Águeda.

Os hidrogramas horários (registos de hora a hora) apenas têm representado o ano 2016, referente ao período de pós-regularização, pois para o período de pré-regularização e para o sistema de referência utilizado, o rio Águeda, apenas se encontram disponíveis dados de caudal médio diário. Para além disso, as séries temporais de caudal apresentadas relativas ao período pré-regularização e rio Águeda apenas abrangeram os anos para os quais havia disponibilização de dados.

Neste estudo, e tendo em conta que a temperatura é uma das variáveis ambientais mais afetadas com o funcionamento das barragens para produção hidroelétrica, foi feito o acompanhamento desta variável a partir da colocação de três *data loggers* de temperatura no rio regularizado (Vouga), um deles em Vouzela, a montante da barragem de Ribeiradio-Ermida (MRE) e dois a jusante de Ribeiradio-Ermida (JRE), mais propriamente no Carvoeiro e em Lamas do Vouga. Complementarmente, colocou-se um aparelho no rio de caudal não-regularizado (o afluente rio Águeda), que funciona como referência neste trabalho (Águeda C), (Figura 2.8). Estes equipamentos (*data logger* Water Temp Pro V2 da HOBO) foram programados para fazer registos diários de 15 em 15 minutos, a partir do final de agosto de 2016.

A partir dos dados recolhidos no período pós-regularização (final de agosto de 2016 a julho de 2017) foi feita uma avaliação da variação em termos de regime térmico entre os períodos pré e pós-regularização, para um mesmo local (Lamas do Vouga), utilizando dados recolhidos no período pré-regularização (março de 2013 a fevereiro de 2014).

Para além disso, foi ainda avaliada a existência de um gradiente de impacto da barragem em termos térmicos ao longo do curso de água regularizado para o período pós-regularização.



**Figura 2.8.** Localização dos dataloggers para registo contínuo de temperatura da água ao longo da área de estudo.

## 2.2. Espécie-alvo

A espécie alvo selecionada para este estudo foi o barbo-comum (*Luciobarbus bocagei*, Steindachner, 1864). A sua escolha está associada aos seguintes fatores: i) a sua abundância e distribuição alargada, visto que ocorre numa ampla gama de habitats lóticos e lênticos (Lobón-Cerviá & Fernández-Delgado, 1984) garantido assim a representatividade e aplicabilidade dos resultados (Alexandre *et al.*, 2015b); ii) trata-se de uma espécie potamódroma que pode realizar movimentos de extensão considerável ao longo da bacia hidrográfica com fins reprodutores ou tróficos e, por essa razão, está mais suscetível a alterações de habitat, sobretudo a nível do regime de caudais (Quintella *et al.*, 2014); iii) os indivíduos desta espécie são capazes de atingir dimensões (ca. 450-500 mm) compatíveis com a implantação interna de radiotransmissores facilitando o procedimento de marcação e, ao mesmo tempo, garantindo uma longevidade do trabalho suficientemente alargada para permitir o desenvolvimento do trabalho previsto (Quintella *et al.*, 2014) e iv) é uma espécie representativa dos ecossistemas mediterrânicos (Quintella *et al.*, 2014) que ao longo dos últimos anos tem sido utilizada noutros estudos, nomeadamente na mesma área de estudo e num período pré-regularização, o que permite uma comparação mais fidedigna dos resultados obtidos. Para além dos motivos apresentados, esta espécie tem ainda uma importância para a pesca recreativa relativamente elevada na área de estudo.

## 2.3. Avaliação do Comportamento e Padrão de Movimento da espécie-alvo

### 2.3.1. Captura e Marcação

Para o estudo e avaliação do comportamento da espécie *L. bocagei* em termos de padrão sazonal de movimentos num período pós-regularização do rio Vouga e de forma semelhante ao que tinha sido feito num período de pré-regularização, em 2013 (Quintella *et al.*, 2014; Alexandre *et al.*, 2015a), foram capturados e marcados com radiotransmissores um total de #22 indivíduos. Esta componente de comportamento e padrão de movimento apenas foi avaliada no rio Vouga e não no rio Águeda, devido aos custos envolvidos. No rio Vouga, a captura e a marcação dos indivíduos (com recurso a um sistema de radiotelemetria convencional; e.g., Travade *et al.* 1989, Pinheiro *et al.*, 2004) decorreu em duas fases distintas: a primeira em março de 2016 e a segunda em junho de 2016.

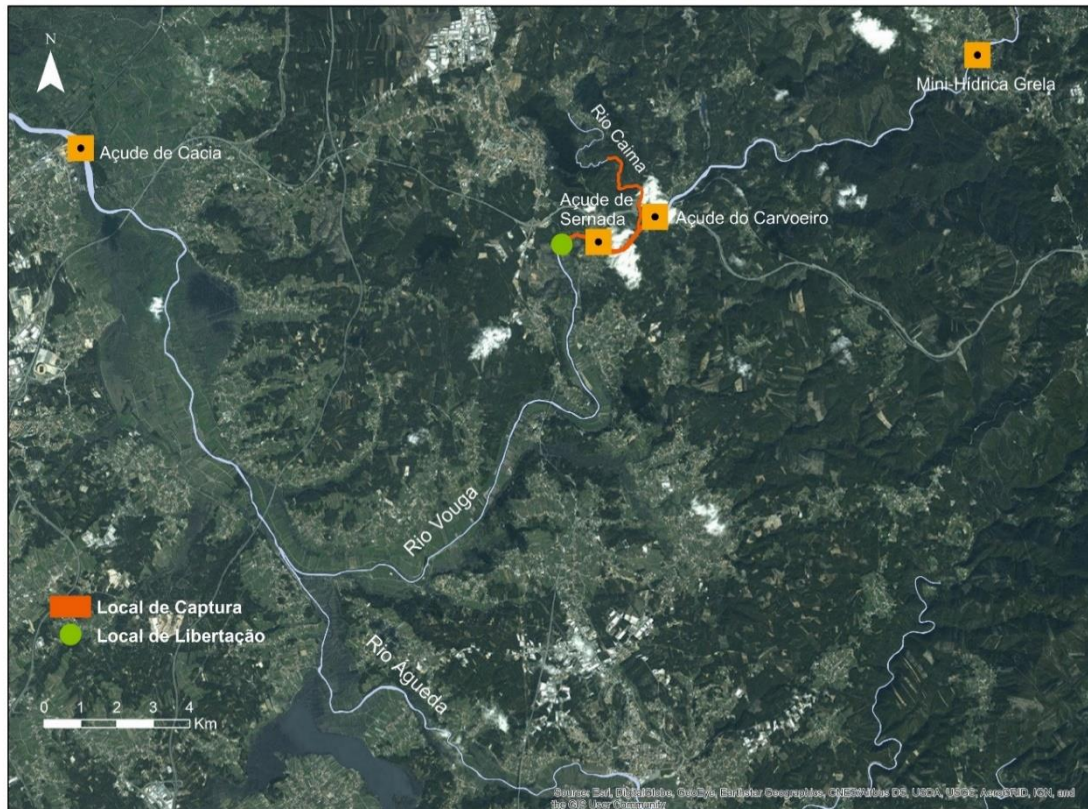
A captura dos indivíduos da espécie-alvo foi feita com recurso a equipamento de pesca elétrica (Hans Grassl EL 62 generator, DC, 300 V; Schönau am Königssee, Germany) (e.g. Schiemenz & Schönfelder 1927; Bocardy & Cooper 1963; Bagenal T, 1978), numa zona a montante do açude de Sernada, incluindo o principal afluente nesta zona, o rio Caima, sendo que houve ainda três barbos capturados a jusante do açude Sernada (PosVB8; PosVB9 e PosVB10) (Figura 2.9).

No início do trabalho estava prevista a marcação de #20 indivíduos, contudo a recaptura de dois indivíduos da espécie-alvo, o PosVB10 (i.e., capturado a jusante do Açude de Sernada) e o PosVB13 (i.e., Angeja), por parte de pescadores recreativos e a respetiva devolução dos seus transmissores, permitiu a marcação de dois peixes adicionais (PosVB20 e PosVB22, respetivamente), (Tabela 2.10).

Assim, durante primeiro período de marcação, em março de 2016, correspondente ao início do período migratório da espécie-alvo, foram marcados #10 indivíduos, e no segundo período de marcação, em junho de 2016, foram marcados #11 indivíduos (sendo que um deles foi o PosVB20). Em novembro de 2016 foi ainda possível marcar mais #1 indivíduo (neste caso, o PosVB22).

Os indivíduos capturados foram transportados, em tanques equipados com sistemas de suporte de vida (arejador para oxigenação da água) para os locais onde foram marcados e, posteriormente, libertados. Os barbos foram marcados com radiotransmissores (ATS F1830; 11 g de peso, 12 mm de diâmetro e 46 mm de comprimento) fabricados pela *ATS - Advanced Telemetry Systems* (Minnesota, USA), cuja bateria garantia uma longevidade de aproximadamente um ano e meio (Figura 2.11). Antes

de se iniciar o procedimento de marcação os animais foram anestesiados através da imersão numa solução de 0,4 ml 2-phenoxyethanol por litro de água, medidos (Comprimento total - CT, precisão de 1 cm), pesados (Peso total - PT, precisão de 1 g) e colocados numa mesa cirúrgica em forma de V, especialmente desenvolvida para facilitar o procedimento de marcação. Os transmissores foram implantados internamente, na cavidade intraperitoneal e a antena passada no sentido distal através de um pequeno orifício criado na parede lateral do abdómen com recurso a uma agulha hipodérmica modificada para esse efeito. Seguidamente procedeu-se à suturação e desinfeção da incisão com uma solução desinfetante (BETADINE®). Durante a colocação do transmissor, a sedação e a oxigenação foram continuamente mantidas através da administração de uma solução anestésica de concentração semelhante àquela previamente utilizada para a sua indução. Após o procedimento de marcação os animais marcados foram deixados a recuperar numa rede colocada no rio durante um período não inferior a 1 hora (em média 2 horas). Após este período de recobro, os animais foram libertados no início do período noturno a jusante do açude de Sernada, junto à povoação de Sernada do Vouga (Figura 2.12 a 2.19).



**Figura 2.9.** Mapa representativo dos locais de captura e libertação dos barbos monitorizados no âmbito deste estudo.

Tabela 2.10. Tabela com informação geral dos barbos marcados com radiotransmissores e monitorizados no rio Vouga, durante os períodos de pré e pós-regularização

| ID Barbo                             | Rio   | Data de captura/<br>libertação | Frequência do<br>transmissor | CT<br>(mm)           | PT (g)                 | Data da<br>última<br>deteção | Nº total de<br>localizações |
|--------------------------------------|-------|--------------------------------|------------------------------|----------------------|------------------------|------------------------------|-----------------------------|
| PreVB1                               | Vouga | 10/01/2013                     | 150.591                      | 502                  | 1125                   | 05/11/2013                   | 14                          |
| PreVB2                               | Vouga | 10/01/2013                     | 150.562                      | 472                  | 900                    | 05/11/2013                   | 14                          |
| PreVB3                               | Vouga | 10/01/2013                     | 150.742                      | 453                  | 735                    | 22/10/2013                   | 13                          |
| PreVB4                               | Vouga | 10/01/2013                     | 150.603                      | 452                  | 885                    | 22/10/2013                   | 13                          |
| PreVB5                               | Vouga | 10/01/2013                     | 150.611                      | 453                  | 790                    | 22/10/2013                   | 13                          |
| PreVB6                               | Vouga | 10/01/2013                     | 150.572                      | 450                  | 735                    | 22/10/2013                   | 13                          |
| PreVB7                               | Vouga | 10/01/2013                     | 150.682                      | 472                  | 995                    | 22/10/2013                   | 13                          |
| PreVB8 <sup>a</sup>                  | Vouga | 10/01/2013                     | 150.582                      | 483                  | 940                    | 13/06/2013                   | 6                           |
| PreVB9 <sup>a</sup>                  | Vouga | 10/01/2013                     | 150.751                      | 491                  | 1060                   | 13/06/2013                   | 7                           |
| PreVB10 <sup>a</sup>                 | Vouga | 10/01/2013                     | 150.552                      | 491                  | 1060                   | 13/07/2013                   | 8                           |
| PreVB11 <sup>a</sup>                 | Vouga | 10/01/2013                     | 150.652                      | 506                  | 1185                   | 13/06/2013                   | 7                           |
| PreVB12                              | Vouga | 10/01/2013                     | 150.512                      | 485                  | 965                    | 22/10/2013                   | 13                          |
| PreVB13 <sup>a</sup>                 | Vouga | 10/01/2013                     | 150.643                      | 502                  | 1180                   | 13/07/2013                   | 8                           |
| PreVB14                              | Vouga | 11/01/2013                     | 150.462                      | 545                  | 1580                   | 22/10/2013                   | 13                          |
| PreVB15                              | Vouga | 11/01/2013                     | 150.662                      | 455                  | 865                    | 22/10/2013                   | 13                          |
| PreVB16 <sup>a</sup>                 | Vouga | 10/08/2013                     | 150.751                      | 468                  | 1100                   | 02/12/2013                   | 5                           |
| PreVB17 <sup>a</sup>                 | Vouga | 10/08/2013                     | 150.633                      | 482                  | 1500                   | 05/11/2013                   | 5                           |
| PreVB18 <sup>a</sup>                 | Vouga | 10/08/2013                     | 150.552                      | 402                  | 1000                   | 05/11/2013                   | 5                           |
| PreVB19 <sup>a</sup>                 | Vouga | 10/08/2013                     | 150.764                      | 428                  | 1100                   | 05/11/2013                   | 5                           |
| <b>Média ±<br/>Desvio<br/>Padrão</b> |       |                                |                              | 473,26<br>±<br>31,72 | 1036,84<br>±<br>223,72 |                              |                             |
| PosVB1                               | Vouga | 21/03/2016                     | 150.983                      | 554                  | 1690                   | 11/01/2017                   | 13                          |
| PosVB2 <sup>a</sup>                  | Vouga | 21/03/2016                     | 150.633                      | 557                  | 1690                   | 24/03/2016                   | 1                           |
| PosVB3                               | Vouga | 21/03/2016                     | 150.612                      | 560                  | 1840                   | 15/06/2017                   | 20                          |
| PosVB4                               | Vouga | 21/03/2016                     | 150.652                      | 564                  | 1980                   | 15/06/2017                   | 16                          |
| PosVB5                               | Vouga | 21/03/2016                     | 150.673                      | 504                  | 1260                   | 29/01/2017                   | 14                          |
| PosVB6                               | Vouga | 21/03/2016                     | 150.912                      | 529                  | 1360                   | 15/06/2017                   | 20                          |
| PosVB7                               | Vouga | 21/03/2016                     | 150.663                      | 526                  | 1450                   | 15/06/2017                   | 18                          |
| PosVB8                               | Vouga | 21/03/2016                     | 150.692                      | 493                  | 1220                   | 15/06/2017                   | 12                          |
| PosVB9                               | Vouga | 21/03/2016                     | 150.972                      | 613                  | 2195                   | 15/06/2017                   | 17                          |
| PosVB10 <sup>a;b</sup>               | Vouga | 21/03/2016                     | 150.993                      | 590                  | 2125                   | 29/04/2016                   | 3                           |
| PosVB11                              | Vouga | 17/06/2016                     | 150.602                      | 550                  | 1185                   | 15/06/2017                   | 11                          |
| PosVB12                              | Vouga | 17/06/2016                     | 150.643                      | 570                  | 1395                   | 15/06/2017                   | 12                          |
| PosVB13 <sup>a;b</sup>               | Vouga | 17/06/2016                     | 150.622                      | 595                  | 1630                   | 18/06/2016                   | 1                           |
| PosVB14                              | Vouga | 17/06/2016                     | 150.942                      | 520                  | 1125                   | 15/06/2017                   | 10                          |
| PosVB15                              | Vouga | 17/06/2016                     | 150.923                      | 555                  | 1500                   | 15/06/2017                   | 11                          |
| PosVB16 <sup>a</sup>                 | Vouga | 17/06/2016                     | 150.902                      | 540                  | 1345                   | 15/06/2017                   | 9                           |
| PosVB17 <sup>a</sup>                 | Vouga | 17/06/2016                     | 150.952                      | 585                  | 1900                   | 22/04/2017                   | 9                           |
| PosVB18                              | Vouga | 17/06/2016                     | 150.682                      | 540                  | 1360                   | 15/06/2017                   | 12                          |
| PosVB19                              | Vouga | 17/06/2016                     | 150.962                      | 535                  | 1405                   | 15/06/2017                   | 10                          |
| PosVB20 <sup>b</sup>                 | Vouga | 17/06/2016                     | 150.993                      | 510                  | 950                    | 15/06/2017                   | 11                          |
| PosVB21 <sup>a</sup>                 | Vouga | 17/06/2016                     | 150.932                      | 585                  | 1515                   | 24/05/2017                   | 6                           |
| PosVB22 <sup>a;b</sup>               | Vouga | 03/11/2016                     | 150.622                      | 493                  | 1120                   | 04/11/2016                   | 1                           |
| <b>Média ±<br/>Desvio<br/>Padrão</b> |       |                                |                              | 548,55<br>±<br>33,34 | 1510,91<br>±<br>336,29 |                              |                             |

<sup>a</sup> Identifica barbos que foram excluídos das análises de home e core range pelo seu baixo número de localizações (<10);

<sup>b</sup> Identifica barbos cujo transmissor foi recuperado e reutilizado noutra barbo



**Figura 2.11.** Radiotransmissores utilizados no presente estudo.



**Figura 2.12.** Material cirúrgico utilizado na marcação dos barbos.



**Figura 2.13.** Colocação de um exemplar de barbo-comum num banho de solução anestésiante.



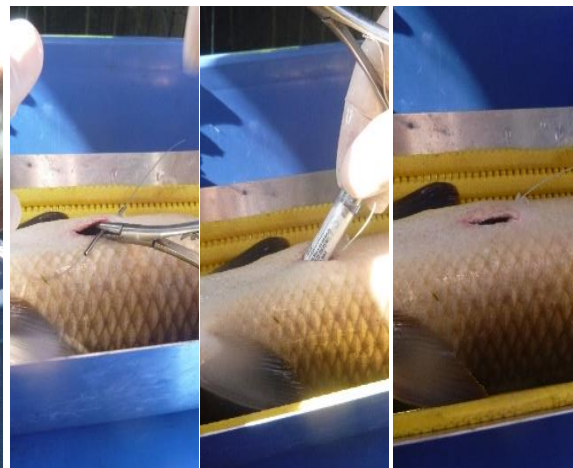
**Figura 2.14.** Medição do comprimento total de um exemplar de barbo-comum.



**Figura 2.15.** Registo do peso total de um exemplar de barbo-comum.



**Figura 2.16.** Incisão na cavidade intraperitoneal de um exemplar de barbo-comum após a sua colocação na mesa cirúrgica.



**Figura 2.17.** Colocação do radiotransmissor num exemplar de barbo-comum e passagem da respetiva antena num orifício feito através da incisão da agulha hipodérmica modificada.



**Figura 2.18.** Suturação da incisão feita na cavidade intraperitoneal de um exemplar de barbo-comum.



**Figura 2.19.** Colocação dos exemplares de barbo-comum em redes durante o período de recobro para posterior libertação.

### **2.3.2. Monitorização dos barbos marcados**

Após a marcação dos primeiros #10 indivíduos em março de 2016, iniciaram-se as campanhas de monitorização para localizar os barbos na área de estudo. Para tal foram realizadas monitorizações com uma periodicidade mínima mensal durante os anos 2016 e 2017, mais propriamente de março de 2016 a junho de 2017. A deteção e localização dos animais foi feita percorrendo a margem do curso do rio, a pé ou com o recurso a uma viatura todo-o-terreno, utilizando para este procedimento um recetor de radiotelemetria R410 e uma antena Yagi (ambos da ATS). A localização precisa dos barbos marcados foi determinada através do método de triangulação do sinal (Figura 2.20) emitido pelo transmissor (com precisão de aproximadamente 25 m<sup>2</sup>), sendo depois a sua posição geográfica registada e georreferenciada (sistema de coordenadas WGS84) com auxílio de um dispositivo GPS (Garmin 62st).



**Figura 2.20.** Procedimento de localização dos barbos monitorizados no âmbito deste estudo.

A localização dos barbos marcados no âmbito deste trabalho foi feita num troço do rio Vouga delimitado a montante pelo açude do Carvoeiro, uma barreira intransponível para esta espécie, e a jusante pela localidade de Cacia.

Durante o período de estudo, pós-regularização, foi realizado um total de #20 campanhas de monitorização, desde 24 de março de 2016 a 15 de junho de 2017. De referir, que para o período pré-regularização (Quintella *et al.*, 2014; Alexandre *et al.*, 2015a), a monitorização decorreu entre janeiro e dezembro de 2013.

### 2.3.3. Análise de dados

Com base nas localizações registadas dos barbos capturados e monitorizados em 2013, no período pré-regularização (Quintella *et al.*, 2014; Alexandre *et al.*, 2015a) e 2016, no período pós-regularização referente ao presente estudo, foi aplicado um método da estimativa da densidade de Kernel (Kernel Density Estimation, KDE), com recurso à extensão ArcMap do software ArcGis 10.4.1® da ESRI®, isto para estimar o core range (área que engloba 50% das localizações) e o home range (área que engloba 95% das localizações). A KDE, de todos os diferentes métodos existentes para calcular estimativas de home range, é provavelmente a mais indicada para amostras pequenas (como neste estudo) permitindo resultados menos tendenciosos (Seaman & Powel, 1996; Alexandre *et al.*, 2015a). Esta análise consiste num método estatístico não paramétrico baseado numa função de probabilidade que permite estimar a densidade ao redor de cada ponto (i.e. localização). Uma forma de traduzir e visualizar esta análise é através de mapas de Kernel, sendo os valores de densidade superiores em áreas onde o peixe permaneceu durante mais tempo, ou seja, onde existe maior número de localizações, e baixa em áreas pouco frequentadas, onde existem menos localizações (Brown & Guy, 2007). Nestes mapas é associado um valor de densidade a cada célula raster do mapa que é calculado tendo em conta a sobreposição das superfícies de Kernel desenhadas ao redor de cada ponto (ArcGis Pro, 2017). A partir do cálculo da densidade de Kernel associada ao conjunto de pontos é possível estimar/determinar a utilização do espaço para toda a área de estudo. Nesta análise é aconselhável a utilização de um parâmetro denominado bandwidth (em português, fator de suavização) para calcular um raio padrão da utilização do espaço baseada no conjunto de pontos (i.e. localizações) (ArcGIS Pro, 2017). Tendo em conta isto, no âmbito deste estudo e para as localizações consideradas foi utilizada a bandwidth obtida através do cálculo do *hopt* (Worton, 1989), segundo a seguinte expressão matemática:

$$\hat{h}_{opt} = \hat{\sigma} n^{-1/\sigma}, \text{ (Expressão 2.21)}$$

$$\hat{\sigma} = \sqrt{\frac{\sigma^2_1 + \sigma^2_2}{2}}$$

Sendo que,  $n$  corresponde ao tamanho da amostra, considerado neste caso como o número de deteções/localizações,  $\sigma$  é o desvio padrão e foi calculado como a média do desvio padrão das coordenadas  $x$  e  $y$  ( $\bar{\sigma}$ ); e  $\sigma^2_1$  e  $\sigma^2_2$  são as variâncias das coordenadas  $x$  e  $y$ , respetivamente.

Após o cálculo dos valores de *hopt* para todos os peixes, foram identificadas diferenças consideráveis nesta variável, sendo que existiam peixes pré e pós-regularização com valores de *hopt* mais elevados e com valores de *hopt* mais baixos. Sendo assim, optou-se pela utilização de quatro bandwidth (*hopt*) diferentes, utilizando a mediana do *hopt* (*hopt* pre 1= 411; *hopt* pre 2= 1178; *hopt* pos 1= 379 e *hopt* pos 2=2048).

Para a análise *KDE* apenas foram tidos em conta os indivíduos estudados com 10 ou mais localizações durante o período de monitorização, de forma a evitar qualquer tipo de enviesamento dos

resultados relacionados com uma amostra demasiado pequena como, por exemplo, uma sobre estimativa da extensão da área vital (Crook, 2004; Quintella *et al.*, 2014), ver tabela 2.10.

Após obtenção do resultado da análise KDE, para determinação dos *home* (95% das localizações) e *core* (50% das localizações) ranges dos barbos monitorizados extraíram-se os valores de densidade de Kernel associados a cada ponto/localização, usando a ferramenta *Extract Values to Points* (Spatial Analyst tools>Extraction>Extract values to points). A partir da tabela de atributos da camada de pontos obtida foi visto o valor de densidade limite correspondente a 50% e a 95% das localizações às quais estavam associados maiores valores de densidade. De seguida, tendo por base esses valores limite de densidade recorreu-se à ferramenta *Reclassify* (Spatial Analyst tools>Reclass>Reclassify) para reclassificar a camada raster da estimativa da densidade de kernel e obter os contornos de volume percentual (*Percent Volume Contour - PVC*) de *core* (50%) e *home range* (95%).

Com base nos mapas finais obtidos e indicativos da extensão de rio utilizada por cada um dos animais estudados, foram determinadas oito variáveis ecológicas, que permitem caracterizar essa utilização espacial: (i) número de *home ranges* ( $N_{home}$ ); (ii) soma das extensões dos *home ranges* ( $m$ ;  $Homextens$ ); (iii) mediana das extensões de *home ranges* ( $m$ ;  $Homemed$ ); (iv) número de *core ranges* ( $N_{core}$ ); (v) soma das extensões dos *core ranges* ( $m$ ;  $Corextens$ ); (vi) distância entre o limite de montante e jusante das áreas vitais (i.e. dos *home ranges*) incluindo a área de rio não utilizada ( $m$ ;  $D_{home}$ ); (vii) proporção de área realmente utilizada (%;  $Uarea$ ), ou seja, a proporção entre  $Homextens$  e  $D_{home}$  e (viii) distância linear máxima entre a localização mais a montante e a localização mais a jusante ( $m$ ;  $D_{máx}$ ).

Posteriormente, uma análise estatística preliminar aos dados permitiu verificar que a generalidade das variáveis medidas não seguia uma distribuição normal e algumas também não tinham homogeneidade de variâncias ( $p < 0.05$ ), optando-se por isso por selecionar um teste não-paramétrico, mais propriamente a análise PERMANOVA, para testar a existência de diferenças significativas entre as variáveis ecológicas medidas. Esta análise utiliza métodos de permutação para testar respostas simultâneas de uma ou mais variáveis para um ou mais fatores (PRIMER+v.6.0; Anderson *et al.*, 2008).

Durante o trabalho de campo realizado no período pós-regularização (2016-2017) observou-se uma diferença comportamental associada aos diferentes períodos de marcação, sendo possível distinguir claramente dois grupos de peixes com comportamentos completamente distintos: um desses grupos permaneceu a montante durante todo o ano e outro apenas foi detetado a montante durante a época de reprodução, altura em que foi capturado e marcado, percorrendo depois uma longa distância para jusante com o início da época estival, onde permaneceu o resto do ano. Esta observação foi corroborada através da análise espacial dos mapas de Kernel.

Tendo em conta as observações realizadas, e apesar de o fator principal a ser testado ser o cenário de regularização, optou-se por realizar duas análises PERMANOVA:

- 1ª Análise ao fator **COMPORTAMENTO** para o período pós-regularização – distinguindo a amostra nos dois grupos comportamentais identificados durante o trabalho de campo (grupo A e B);
- 2ª Análise ao fator **REGULARIZAÇÃO** – comparação entre a amostra do Vouga pré-regularização (VOPRE) e cada uma das amostras dos grupos A e B identificados no Vouga pós-regularização (VOPOS), isto se a análise ao fator comportamento intra-anual apresentasse diferenças significativas.

Antes das análises estatísticas os dados foram pré-tratados, mais propriamente transformados (transformação logarítmica  $(x+1)$  para os aproximar de uma distribuição normal) e normalizados (para tornar as variáveis comparáveis numa mesma unidade).

Em ambos os casos a análise PERMANOVA foi uni-fatorial (Unrestricted permutation of raw data; SS Type III – partial), tendo por base a distância euclidiana.

Estas análises foram complementadas com análises SIMPER (teste de percentagens de dissimilaridade), para identificar as variáveis que mais haviam contribuído para as diferenças observadas em termos de padrão de movimentos entre os grupos de peixes comparados.

## **2.4. Idade, Crescimento e Condição Corporal**

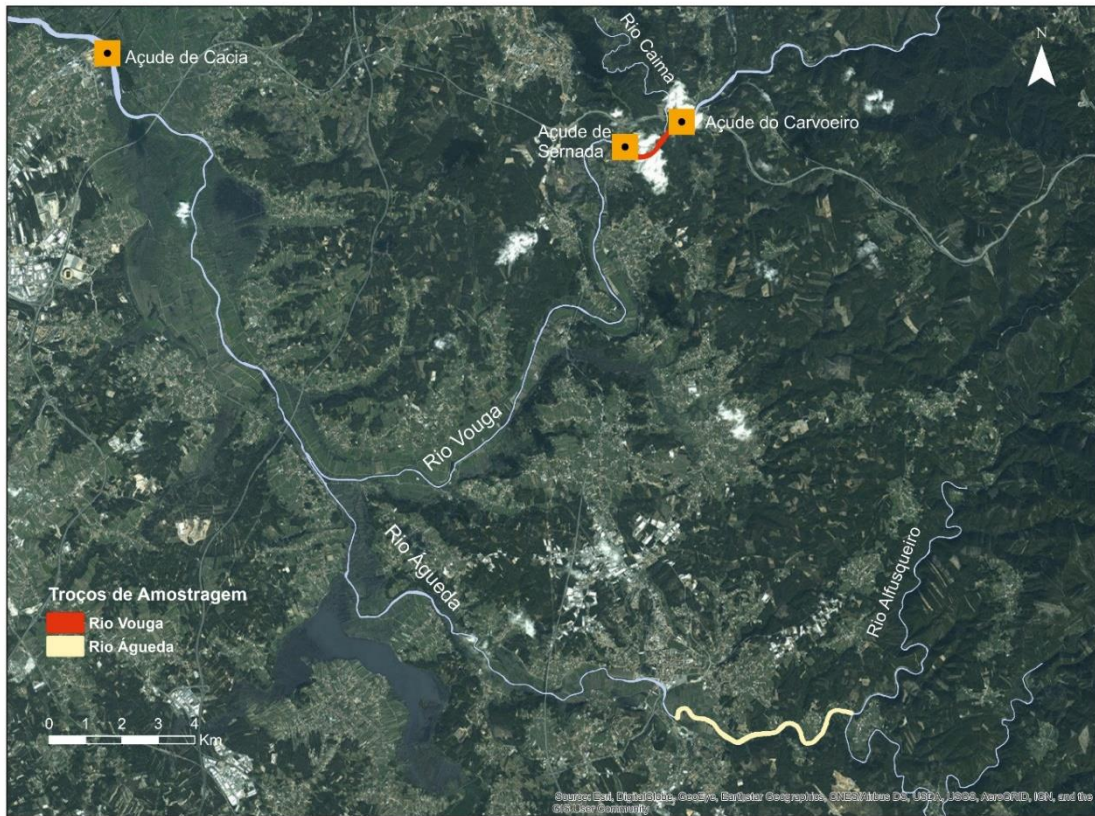
### **2.4.1. Recolha de dados biométricos**

No período pós-regularização (2016-2017) em cada um dos rios estudados, rio Vouga (tratamento: caudal regularizado) e Águeda (referência: caudal não-regularizado) foram feitas campanhas de amostragem para recolha de amostras biométricas, durante os meses de junho, agosto e novembro de 2016, e janeiro e abril de 2017, de forma a contemplar um ciclo anual completo. No rio Vouga, a amostragem decorreu num troço localizado entre os açudes de Sernada e do Carvoeiro, e no rio Águeda, num troço de rio localizado entre as povoações de Sardão e Bolfiar, junto à confluência com o rio Alfusqueiro (Figura 2.22). Em cada troço de rio e com recurso a pesa elétrica, foram capturados cerca de 30 - 40 indivíduos por campanha de amostragem para registo de dados biométricos (Comprimento Total (mm) e Peso Total (g); Figuras 2.23 e 2.24) e recolha de amostras de escamas.

Relativamente às amostras de escamas, foram retiradas 20 escamas de cada peixe, mais propriamente da parte esquerda do corpo do peixe, entre a barbatana dorsal e a linha lateral, através do auxílio de uma pinça, sendo que depois de retiradas foram devidamente colocadas e acondicionadas em envelopes de papel para posterior determinação da idade dos peixes (Figura 2.25 e 2.26).

A leitura das escamas e análise relativa à idade foi feita com recurso a um projetor de slides, utilizando uma ampliação constante (20x). As escamas foram previamente passadas numa solução de hidróxido de sódio (NaOH a 10%) e água destilada e, depois de devidamente limpas e secas, foram montadas em lâminas (#6 a 8 escamas por lâmina) exatamente na posição pela qual estão dispostas na superfície dérmica do peixe. Todas as escamas foram lidas duas ou mais vezes pelo mesmo operador, e nos casos em que os anéis (annulli) eram difíceis de identificar foram montadas novas amostras para clarificar e confirmar as leituras anteriores. Na leitura das escamas foi sempre escolhida a melhor escama da amostra montada e foram realizadas diferentes medições nessa mesma escama. Os anéis anuais foram identificados/detetados utilizando três formas diferentes: i) pela presença de um ou dois círculos que atravessaram vários outros; ii) por uma estrutura semelhante a trança entre vários círculos; ou iii) por bandas alternativas com diferentes graus de separação de círculos (Herrera *et al.*, 1988; Alexandre, 2014). Após a seleção da melhor escama, foi contabilizado o número de anéis de crescimento (idade do peixe) e medidos no campo lateral-ventral de cada escama, o raio total da escama e a distância do foco da escama a cada anel de crescimento.

Foram ainda realizadas leituras complementares por um segundo leitor independente a 1/3 (#10) das amostras mensais de cada rio, num total de #100 indivíduos, tendo-se obtido um nível de concordância de 85% entre os registos feitos por ambos os observadores, corroborando a correta leitura e interpretação das escamas analisadas.



**Figura 2.21.** Mapa representativo dos troços nos rios Vouga e Águeda onde se procedeu à captura de exemplares de barbo-comum para análise de variáveis biométricas.



**Figura 2.22.** Medição do comprimento total de um exemplar de barbo-comum capturado.



**Figura 2.23.** Registo do peso total de um exemplar de barbo-comum capturado.



Figura 2.24. Recolha de amostra de escamas de um exemplar de barbo-comum capturado.



Figura 2.25. Leitura de uma amostra de escamas de um dos exemplares de barbo-comum capturados.

## 2.4.2. Análise de dados

### 2.4.2.1. Idade e Crescimento

Para avaliar a relação idade-crescimento dos peixes recorreu-se ao método de retro-cálculo “uma técnica que utiliza um conjunto de medidas feitas num peixe para inferir o seu comprimento numa determinada idade ou idades anteriores, tendo por base uma estrutura calcificada (e.g. escama). Especificamente, as dimensões de uma ou mais marcas (e.g. anéis de crescimento), juntamente com o comprimento atual do peixe, são utilizados para estimar o comprimento do peixe no momento de formação de cada uma dessas marcas” (Francis, 1990).

Para a aplicação e seleção do modelo de retro-cálculo a utilizar foi previamente avaliada a relação entre o raio da escama e o comprimento total do peixe para cada população (Vouga e Águeda) através da utilização de um modelo de regressão linear (software R v3.4.2). Tendo em conta que as interceções (constante  $a$ ) foram significativas para as duas relações modeladas ( $p < 0,05$ ), rejeitou-se a hipótese nula que essas interceções não eram diferentes de 0 e incluiu-se o fator de correção (considerado como o comprimento do peixe no momento de formação da escama) nos respetivos retro-cálculos idade-comprimento como uma estimativa do fator de correção de Fraser-Lee (Brown & Guy, 2007).

Os retro-cálculos foram realizados separadamente para cada população utilizando a equação de Fraser-Lee (Fraser, 1916; Lee, 1920):

$$L_i = \frac{L_t - a}{S_c} \times S_i + a, \text{ (Equação 2.27)}$$

onde  $L_i$  é o comprimento do peixe quando o anel é formado (idade-comprimento),  $L_t$  é o comprimento total do peixe no momento de captura,  $S_i$  é o raio da escama no momento da formação do anel,  $S_c$  é o raio total da escama e  $a$  é o valor/coeficiente da interceção da regressão linear entre o raio total da escama e o comprimento total do peixe ou o tamanho do peixe no momento de formação da escama.

A partir da variável  $L_i$  (comprimento dos diferentes indivíduos estimado para cada idade) foram calculados os incrementos anuais (variável  $I_{\text{anual}}$ ) para todos os peixes e associado cada incremento a um período pré ou pós-regularização, considerando a idade do peixe e o ano em que se terá formado o último anel identificado. Como a barragem AHRE entrou em funcionamento em 2015, considerou-se que todos os incrementos anteriores a este ano correspondiam a incrementos do período pré-regularização e posteriores a este ano correspondiam a incrementos verificados no período pós-regularização.

De seguida, e tendo em conta que os dados relativos à variável incremento anual (*I<sub>anual</sub>*) e *L<sub>i</sub>* não seguiam uma distribuição normal nem ocorria homogeneidade de variâncias (p-value <0,05), foi aplicada uma análise PERMANOVA multifatorial com co-variável (Permutation of residuals under a reduced model; SS Type III - partial), com base na distância euclidiana entre amostras, para testar a existência de diferenças significativas na variável incremento anual (*I<sub>anual</sub>*) para os fatores **RIO - Ri** (Vouga e Águeda), **PERÍODO - Pe** (Vouga pré e pós-regularização; Águeda pré e pós 2015) e **IDADE - Id** (I, II, III e IV) e ainda nas interações entre estes fatores. A variável *L<sub>i</sub>* foi utilizada como co-variável para que fosse possível avaliar e, no caso de existir, corrigir o efeito relacionado com o facto de os incrementos anuais dos peixes tenderem a diminuir com o aumento do comprimento (*L<sub>i</sub>*), ou seja, para o crescimento ser avaliado independentemente do comprimento do peixe em cada idade.

A análise PERMANOVA foi realizada com a totalidade da amostra (n total= 294; n Vouga= 149 e n Águeda= 145), mas considerando apenas os primeiros quatro incrementos anuais de cada peixe, isto porque é nos primeiros quatro anos de idade que nesta espécie se tendem a observar taxas de crescimento mais significativas (Alexandre *et al.*, 2015b), pelo que, a verificarem-se diferenças no crescimento da espécie entre os dois rios, essa seria provavelmente mais notória até esta idade. Complementarmente foram feitos testes de comparação par-a-par à posteriori (Pair-Wise Tests), quando necessário, para averiguar entre que níveis dos fatores ocorriam as diferenças significativas identificadas.

#### 2.4.2.2. Condição Corporal

A condição corporal dos indivíduos foi avaliada tendo em conta os dados biométricos de Peso e Comprimento para a espécie-alvo recolhidos em ambos os rios (Vouga e Águeda) no período pós-regularização e ainda dados recolhidos anteriormente no período pré-regularização (Quintella *et al.*, 2014). Com base nesta amostra, foram definidos três cenários (Vouga Pré-Regularização - **VOPRE**, Vouga Pós-Regularização - **VOPOS** e Águeda -**AG**) para as análises a esta componente.

Para a avaliar a condição corporal dos indivíduos relativamente ao fator **CENÁRIO** (VOPRE, VOPOS E AG) e para testar a existência de diferenças significativas entre os três cenários analisados realizaram-se para o efeito dois tipos de análise:

- 1ª Análise – análise à Condição Corporal de Fulton (PERMANOVA) tendo também em conta o fator **ÉPOCA** do ano (inverno e verão), em que foi utilizada apenas uma parte da amostra referente a estas duas estações do ano (n total = 963);
- 2ª Análise – análise global à relação peso-comprimento (ANCOVA), em que foi utilizada a totalidade da amostra (n total = 1300).

Na primeira análise, foi calculado o Índice de Condição Corporal de Fulton, de acordo com a seguinte expressão:

$$K = \frac{W}{L^b} \times 10^5, \text{ (Expressão 2.28)}$$

onde *W* é o peso total, *L* é o comprimento total e *b* é o coeficiente de alometria. O fator de condição de Fulton é um índice muito utilizado em estudos de biologia pesqueira, que indica o grau de bem-estar do peixe relativamente ao ambiente em que vive (Braga, 1986; Araújo *et al.*, 2011).

Previamente ao cálculo da condição de Fulton foram elaborados gráficos de dispersão peso-comprimento e foi feita uma análise preliminar aos dados. Nesta, foram eliminados pontos discrepantes (outliers) que muito provavelmente estariam associados a erros de medição e/ou de registo.

Para o cálculo de *K*, foi utilizado a constante *b* extraída da equação da relação peso-comprimento para cada população/cenário testado (i.e. foi calculado o *K'*), obtida a partir dos respetivos gráficos de dispersão:

$$W = aL^b, \text{ (Equação 2.29)}$$

onde  $W$  é o peso total,  $L$  é o comprimento total e  $a$  e  $b$  são estimativas dos parâmetros de correlação.

Segundo Le Cren (1951) os valores de  $b$  encontram-se geralmente em torno de 3 (**crecimento isométrico** – peso aumenta proporcionalmente com o comprimento). Contudo, quando  $b$  é menor que 3 o **crecimento é alométrico negativo**, ou seja, o incremento é menor no peso que no comprimento e quando o  $b$  é maior que 3 o **crecimento é alométrico positivo**, ou seja, o incremento é maior no peso do que no comprimento.

Após calculada a condição corporal de Fulton ( $K'$ ) para todos os peixes capturados durante as estações de inverno e verão referentes aos três cenários ( $n$  total = 963) e tendo por base os diferentes  $b$  ( $b$  VOPRE = 3,08;  $b$  VOPOS = 3,02 e  $b$  AG = 2,96), foi aplicada uma análise PERMANOVA multifatorial (Permutation of residuals under a reduced model; SS Typo III - partial) com base na distância euclidiana entre amostras, utilizando dois fatores: **CENÁRIO** (VOPRE; VOPOS e AG) e **ÉPOCA** (inverno e verão) para testar diferenças significativas na variável  $K'$  entre estes fatores e respectivos níveis. Previamente à aplicação desta análise foi visto que os dados referentes a esta variável não seguiam uma distribuição normal ( $p$ -value < 0,05), sendo que apenas ocorria homogeneidade de variâncias ( $p$ -value > 0,05), tendo-se optado por utilizar a análise não paramétrica já mencionada. Complementarmente realizaram-se testes par-a-par para verificar entre que níveis dos fatores se davam as diferenças significativas identificadas (Pair-Wise Tests).

Na segunda análise, foi analisada globalmente a relação peso-comprimento para os cenários/populações estudadas (VOPRE; VOPOS e AG), desta feita incluindo todos os indivíduos capturados ( $n=1300$ ), com recurso ao software R v3.3.1. Para isso, o modelo típico dado por uma função exponencial (Equação 2.29) foi transformado para um modelo linear (Equação 2.30) a partir da transformação logarítmica das variáveis peso e comprimento, como na seguinte equação:

$$\log(W_t) = \log(a) + b \times \log(L_t), \text{ (Equação 2.30)}$$

onde  $b$  e  $\log(a)$  são, respetivamente, o declive e a interceção da relação, e  $W_t$  e  $L_t$  representam o mesmo que antes, (Peso Total e Comprimento Total). Com esta linearização e estabilização, os métodos habituais de regressão linear podem ser utilizados para estimar a relação entre  $\log(W)$  e  $\log(L)$ .

Para as inferências acerca dos tipos de crescimento característicos de cada um dos três cenários (dados pelo valor do declive –  $b$ ), foi aplicado, primeiramente um modelo linear separadamente para cada um dos cenários testados, e aplicado um teste t-Student para testar a hipótese de que o declive era igual a 3 (crescimento isométrico).

A comparação das regressões peso-comprimento entre os três cenários (VOPRE, VOPOS e AG) foi avaliada recorrendo a uma análise de covariância (ANCOVA), para testar os efeitos principais e de interação entre as variáveis Comprimento ( $\log L$ ), a co-variável considerada, e cenário (FCENÁRIO), o fator para o qual se pretendia estimar o efeito, em relação à variável resposta Peso ( $\log W$ ). Esta análise foi complementada com testes TukeyHSD (teste de comparação múltipla à posteriori), para perceber entre que cenários (VOPRE, VOPOS e AG) ocorriam as diferenças significativas identificadas.

### 3. CAPÍTULO 3 – RESULTADOS

#### 3.1. Regime hidrológico e térmico

A análise ao regime de caudais para os períodos pré e pós-regularização, permite verificar que, de forma geral, os valores de caudal médio tendem a ser superiores após a regularização do rio Vouga, nomeadamente em alguns meses de inverno (e.g. janeiro e fevereiro) e em meses de verão (e.g. agosto e setembro). Os valores de caudal são também consideravelmente mais elevados nos meses de abril e maio, época do ano com elevada relevância ecológica por coincidir com a altura de migração da maioria das espécies piscícolas migradoras, em particular da espécie-alvo considerada neste estudo.

No período pré-regularização era possível observar a existência de um pico de caudal, mais propriamente no mês de fevereiro, sendo que posteriormente a tendência era ocorrer uma diminuição gradual do caudal na primavera e verão. Ocorreria depois um aumento na estação de outono, coincidente com as primeiras chuvas. Esta tendência verifica-se igualmente no sistema utilizado como referência neste estudo, o rio Águeda. Em contraste, no período pós-regularização do rio Vouga, é visível uma maior variabilidade intra-anual em termos de caudal e a existência de dois picos que atingem valores consideráveis: um que coincide com a estação de inverno, nos meses de janeiro e fevereiro, e outro na estação de primavera, mais propriamente no mês de abril. Por outro lado, nos meses de verão, passou a verificar-se um caudal mais elevado que se mantém relativamente constante nos meses de outono e início de inverno (i.e. dezembro), (Figura 3.1).

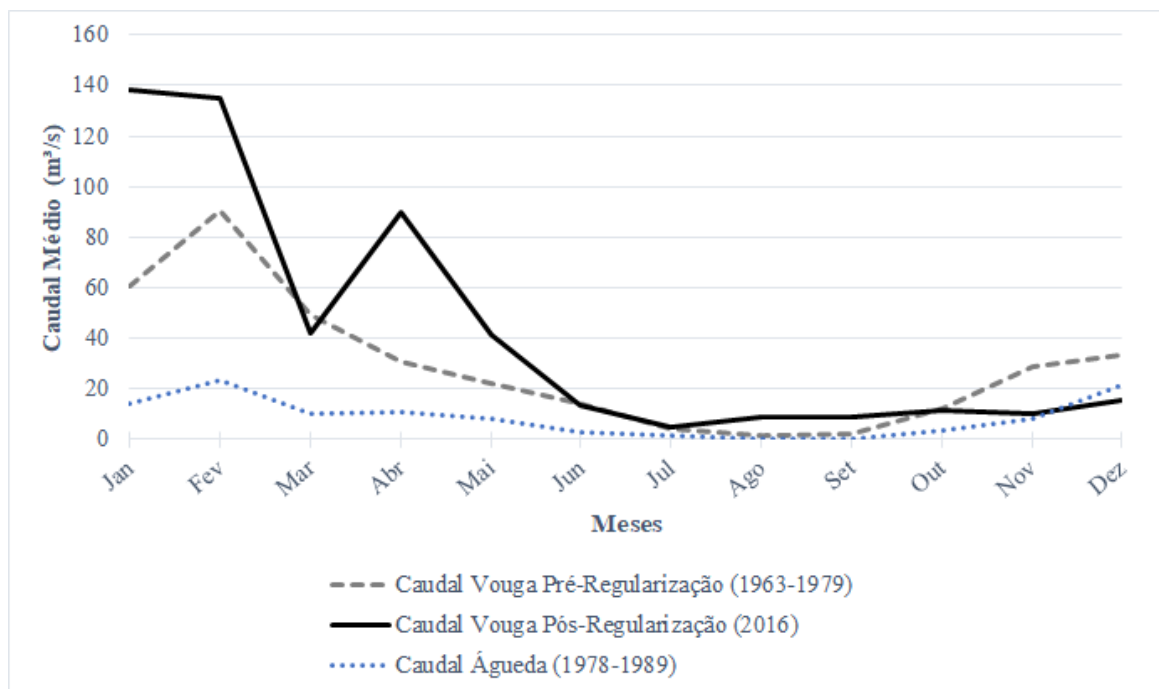
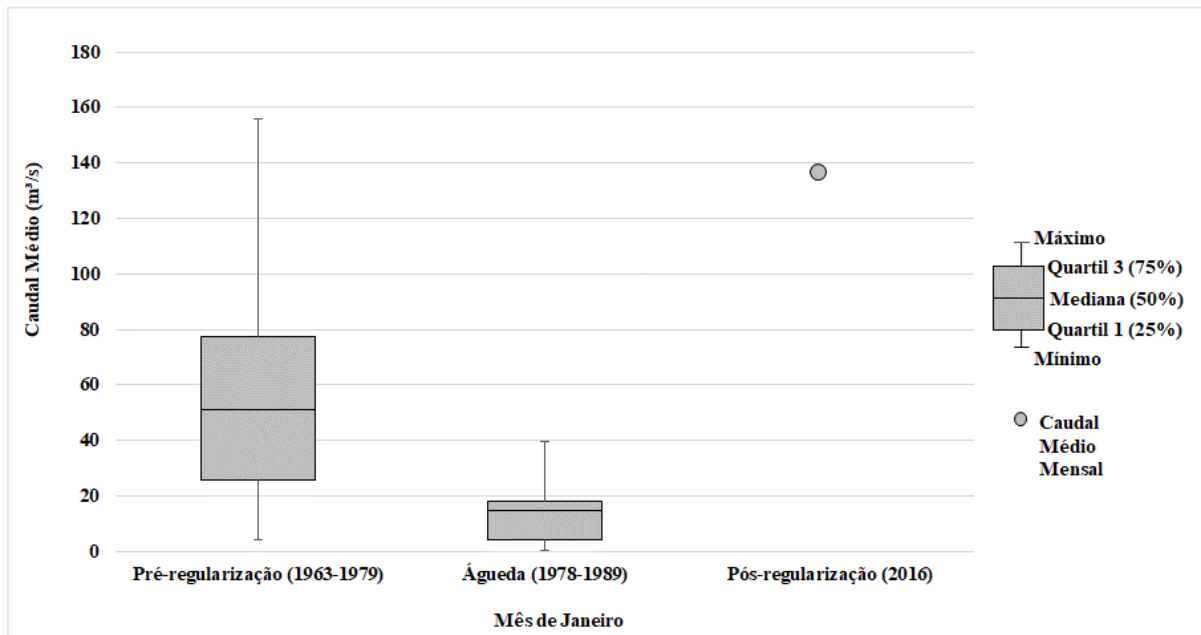


Figura 3.1. Hidrograma representativo da variação intra-anual de caudal na área de estudo, para os períodos pré e pós-regularização no rio Vouga e para o sistema de referência, o rio Águeda.

No mês de janeiro, referente à estação de inverno, verifica-se que em termos de magnitude, o valor de caudal médio mensal, registado no período pós-regularização, é consideravelmente superior à mediana dos valores de caudal médio mensal registados no período pré-regularização, entre 1963 e 1979. O valor de caudal médio mensal registado pós-regularização, neste mês, aproxima-se dos 140 m<sup>3</sup>/s e encontra-se dentro do intervalo de variação registado pré-regularização, contudo 75 % dos valores de caudal médio mensal registados no período pré-regularização não ultrapassavam os 100 m<sup>3</sup>/s. No sistema de referência os valores de caudal médio mensal coincidentes com o período pré-regularização do rio Vouga são consideravelmente mais baixos e constantes, sendo que 75% dos valores não ultrapassam os 20 m<sup>3</sup>/s. (Figura 3.2).



**Figura 3.2. Representação da magnitude e variação mensal de caudal (janeiro) na área de estudo, relativa à estação de inverno, para os períodos pré e pós-regularização no rio Vouga e para o sistema de referência, o rio Águeda.**

No mês de agosto, referente à estação de verão, verifica-se que em termos de magnitude, o valor de caudal médio mensal, registado no período pós-regularização, é também muito superior à mediana dos valores de caudal médio mensal registados no período pré-regularização. O valor de caudal médio mensal registado pós-regularização, neste mês, aproxima-se dos 9 m<sup>3</sup>/s e encontra-se fora do intervalo de variação registado pré-regularização, sendo que 75 % dos valores de caudal médio mensal registados no período pré-regularização não ultrapassavam os 2 m<sup>3</sup>/s. O sistema de referência mantém níveis de caudal consideravelmente mais baixos e constantes, sendo que 75% dos valores de caudal médio mensal registados não ultrapassam os 0,5 m<sup>3</sup>/s. (Figura 3.3).

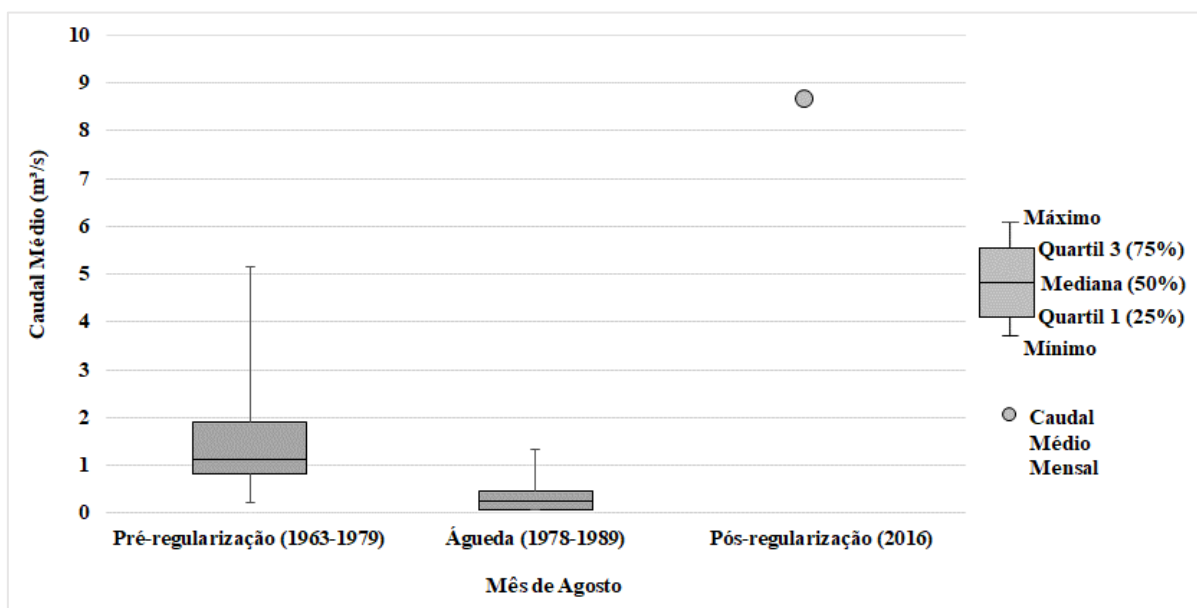


Figura 3.3. Representação da magnitude e variação mensal de caudal (agosto) na área de estudo, relativas à estação de verão, para os períodos pré e pós-regularização no rio Vouga e para o sistema de referência, o rio Águeda.

A análise à variabilidade de caudal intra-diária permite, de forma mais rigorosa e detalhada, caracterizar o regime hidrológico dos cursos de água regularizados para fins de produção hidroelétrica.

Num dia típico de inverno (e.g. 18 de janeiro de 2016) do período pós-regularização a tendência é ocorrer variações nos níveis de caudal ao longo do dia, entre os 100 e os 130 m<sup>3</sup>/s, o que habitualmente não se verifica, a esta escala temporal, num curso de água de caudal não-regularizado (Figura 3.4).

Num dia típico de verão (e.g. 9 de agosto de 2016) o que se observa é a existência de uma variação intra-diária mais acentuada dos valores de caudal, de pelo menos 7 m<sup>3</sup>/s entre as 09:00:00 e as 11:00:00 horas (Figura 3.5).

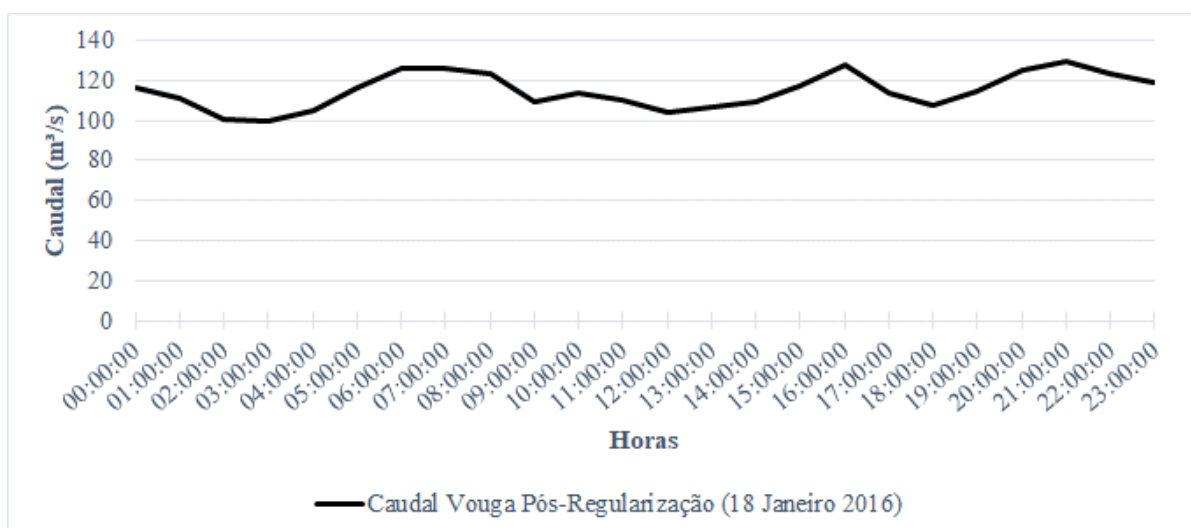


Figura 3.4. Hidrograma representativo da variação diária (janeiro) de caudal na área de estudo, relativo à estação de inverno, para o período pós-regularização no rio Vouga.

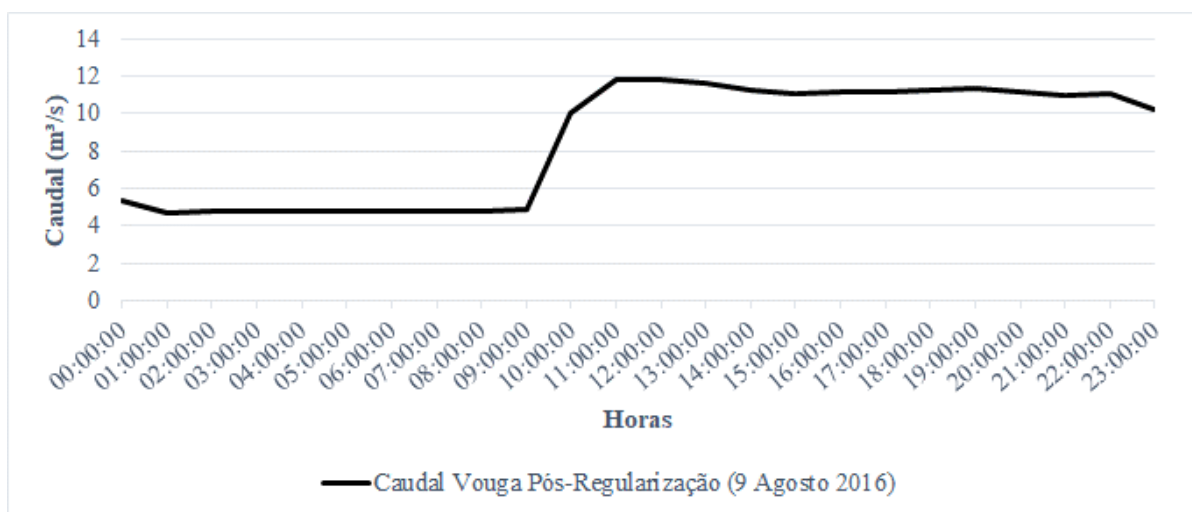


Figura 3.5. Hidrograma representativo da variação diária (agosto) de caudal na área de estudo, relativo à estação de verão, para o período pós-regularização no rio Vouga.

A análise da variação intra-anual do regime térmico para o mesmo local (Lamas do Vouga) correspondente aos períodos pré e pós-regularização (anos hidrológicos: 2012/2013 e 2016/2017, respetivamente), não revelou diferenças significativas (teste-t;  $t=0,57$ ;  $P>0,05$ ) na variável temperatura média mensal entre os dois períodos analisados (Figura 3.6).

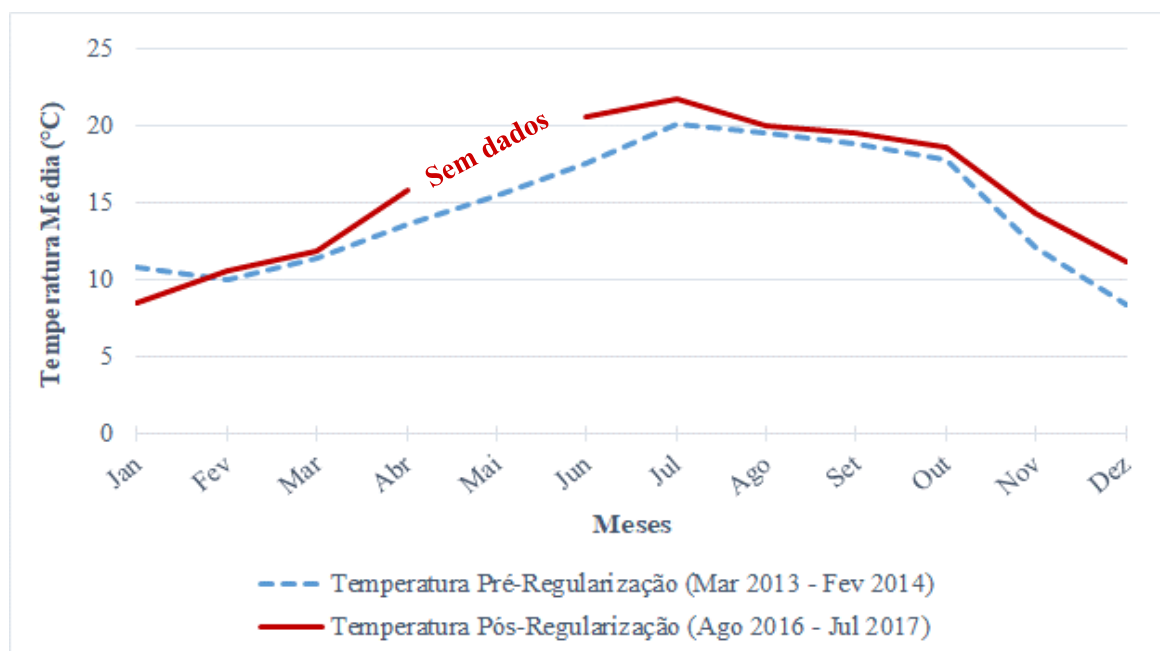
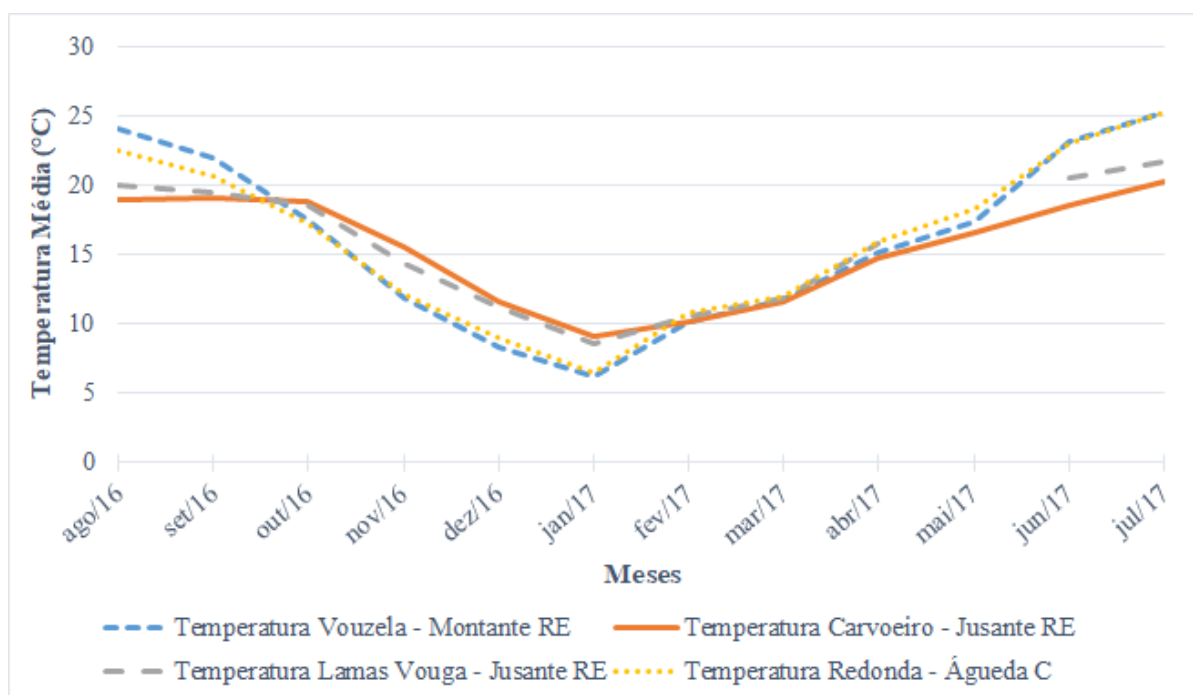


Figura 3.6. Variação intra-anual da temperatura no mesmo local (Lamas do Vouga) para os períodos pré e pós-regularização.

Relativamente à análise da variação da temperatura intra-anual para o período pós-regularização, referente ao período de estudo, desde final de agosto de 2016 a julho 2017, para os quatro locais selecionados ao longo da área de estudo, verifica-se que a tendência é que a montante do Aproveitamento Hidroelétrico de Ribeiradio-Ermida (AHRE), em Vouzela (a montante de RE), se registem temperaturas médias mensais muito semelhantes às registadas na Redonda, utilizado como sistema de referência (Águeda C). De forma semelhante, as temperaturas médias mensais registadas no Carvoeiro e em Lamas do Vouga (a jusante de RE) registam também temperaturas próximas, notando-se que durante os meses de inverno a temperatura tende a ser mais quente do que a registada em Vouzela e Redonda (zonas mais a montante). Contudo, nos meses de primavera e verão, quando a temperatura tende a subir nestes locais a montante, em Carvoeiro e Lamas do Vouga (zonas a jusante) não se regista esse aumento chegando mesmo a registar-se uma diferença de 5 °C entre os locais a jusante os locais de referência/montante (Figura 3.7).



**Figura 3.7.** Variação da temperatura intra-anual registada no rio Vouga (Vouzela, Carvoeiro e Lamas do Vouga) e no rio Águeda (Redonda) para o período pós-regularização.

Na estação de outono/inverno (e.g. mês de dezembro) as temperaturas médias diárias registadas no Carvoeiro e Lamas do Vouga (a jusante de RE) são na generalidade semelhantes (ANOVA com testes à posteriori - TukeyHSD;  $P > 0,05$ ) e superiores às registadas em Vouzela (a montante de RE) e em Redonda (Águeda C), cujos locais registam temperaturas também semelhantes (ANOVA com testes à posteriori - TukeyHSD;  $P > 0,05$ ). De forma geral, é possível observar diferenças significativas, por exemplo, de 5 °C entre Vouzela e Carvoeiro e de 4 °C entre Vouzela e Lamas do Vouga já no final do mês de dezembro (ANOVA com testes à posteriori - TukeyHSD;  $P < 0,05$ ). Essas diferenças são relativamente semelhantes, apesar de menores, entre as zonas monitorizadas a jusante (Carvoeiro e Lamas do Vouga) e a situação de referência (Águeda C) (ANOVA com testes à posteriori - TukeyHSD;  $P < 0,05$ ) (Figura 3.8).

Na estação de verão/outono (e.g. mês de setembro) tende a ocorrer exatamente o inverso ao observado na estação de outono/inverno, pelo menos no início de setembro relativo ainda à estação de verão; sendo as temperaturas médias diárias, neste caso, superiores para Vouzela e Redonda, com

diferenças também de pelo menos 4 °C a 5 °C entre estas zonas e as zonas monitorizadas a jusante (ANOVA com testes à posteriori - TukeyHSD;  $P < 0,05$ ) (Figura 3.9).

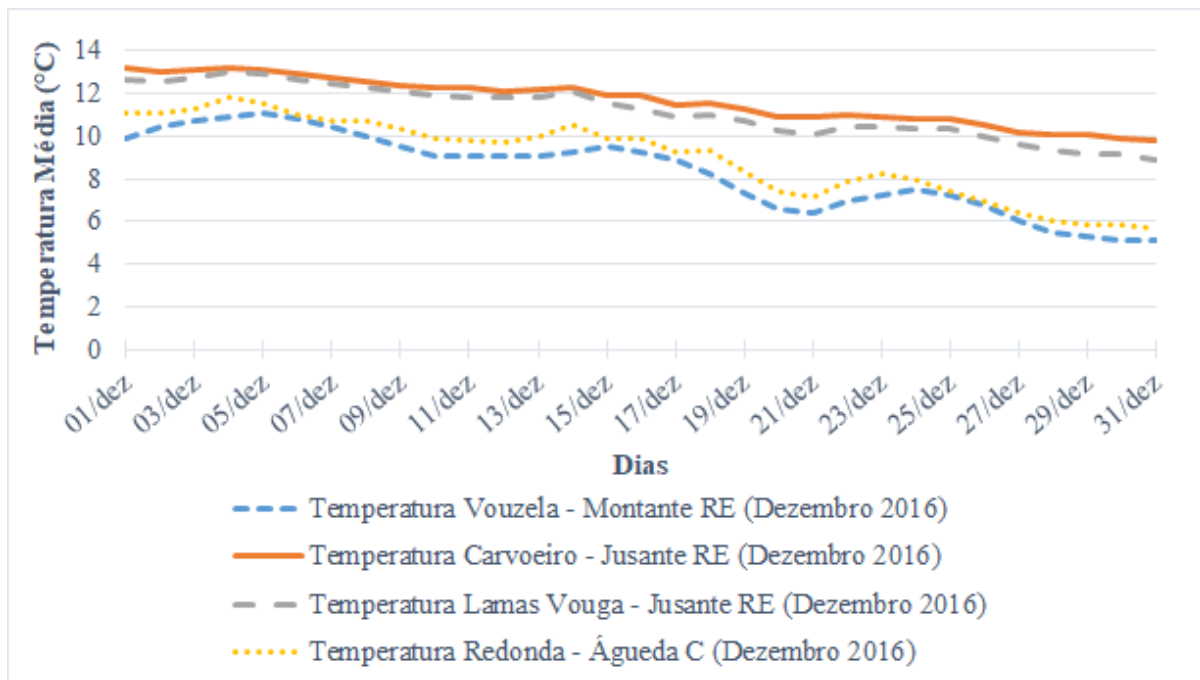


Figura 3.8. Variação da temperatura mensal (dezembro) relativa à estação de inverno, registada no rio Vouga (Vouzela, Carvoeiro e Lamas do Vouga) e no rio Águeda (Redonda) para o período pós-regularização.

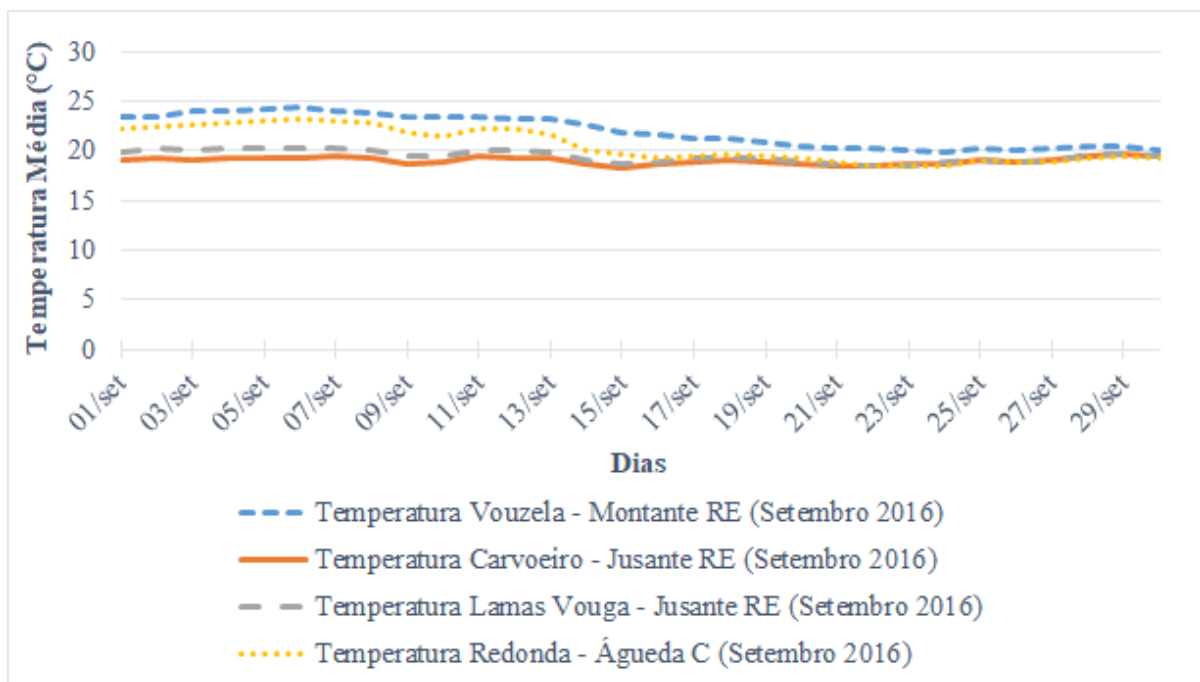


Figura 3.9. Variação da temperatura mensal (setembro) relativa à estação de verão, registada no rio Vouga (Vouzela, Carvoeiro e Lamas do Vouga) e no rio Águeda (Redonda) para o período pós-regularização.

Para uma semana de dezembro, referente à estação de inverno, verifica-se que não existe uma grande variabilidade na temperatura média diária ao longo da semana, contudo verifica-se como já observado no gráfico referente à variação do ciclo anual (Figura 3.7), uma diferença considerável que pode chegar a 4 °C, entre zonas monitorizadas a montante, no troço principal e afluente (Vouzela e Águeda C) e zonas monitorizadas a jusante (Carvoeiro e Lamas do Vouga) (Figura 3.10).

Para uma semana de setembro, referente à estação de verão, as temperaturas entre os dias da semana são muito constantes, contudo verificam-se também diferenças nas temperaturas médias diárias que podem chegar a 5 °C entre zonas a montante e zonas a jusante (Figura 3.11).

Para além disso, verifica-se que as temperaturas médias diárias nos locais monitorizados a jusante diferem tendo em conta as duas estações do ano (i.e. inverno e verão), registando-se temperaturas médias superiores no Carvoeiro comparativamente a Lamas do Vouga (local mais a jusante), para a semana de dezembro, e temperaturas médias inferiores no Carvoeiro comparativamente a Lamas do Vouga, para a semana de setembro.

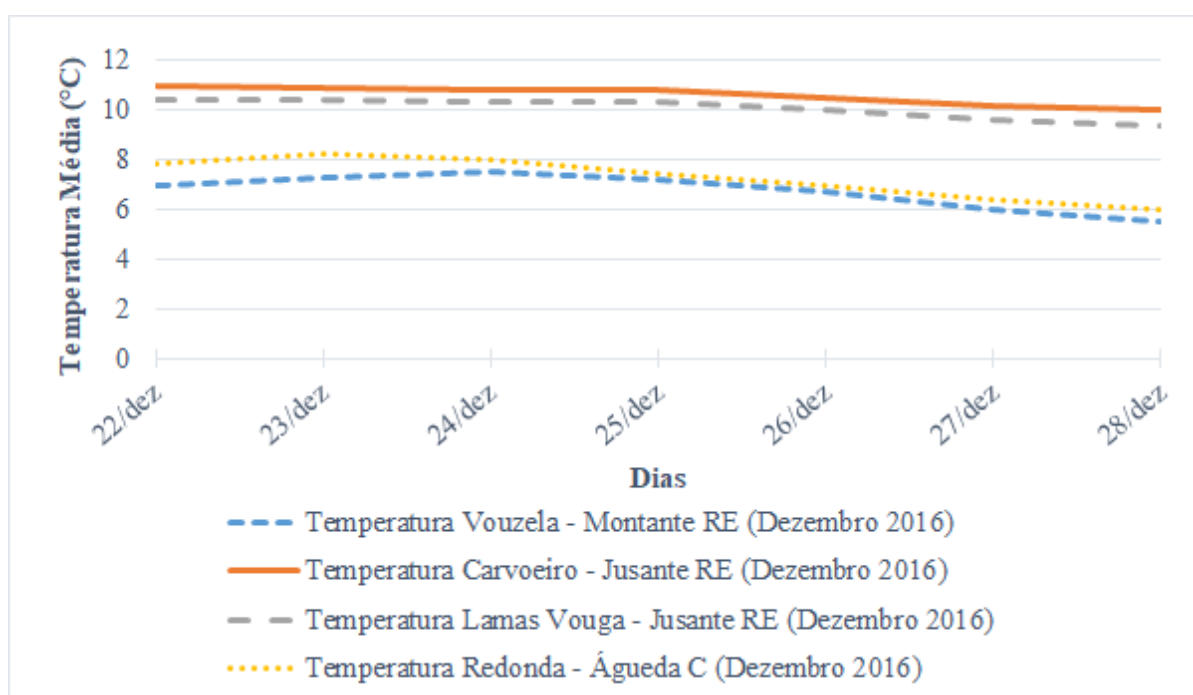


Figura 3.10. Variação da temperatura semanal (dezembro) relativa à estação de inverno, registada no rio Vouga (Vouzela, Carvoeiro e Lamas do Vouga) e no rio Águeda (Redonda) para o período pós-regularização

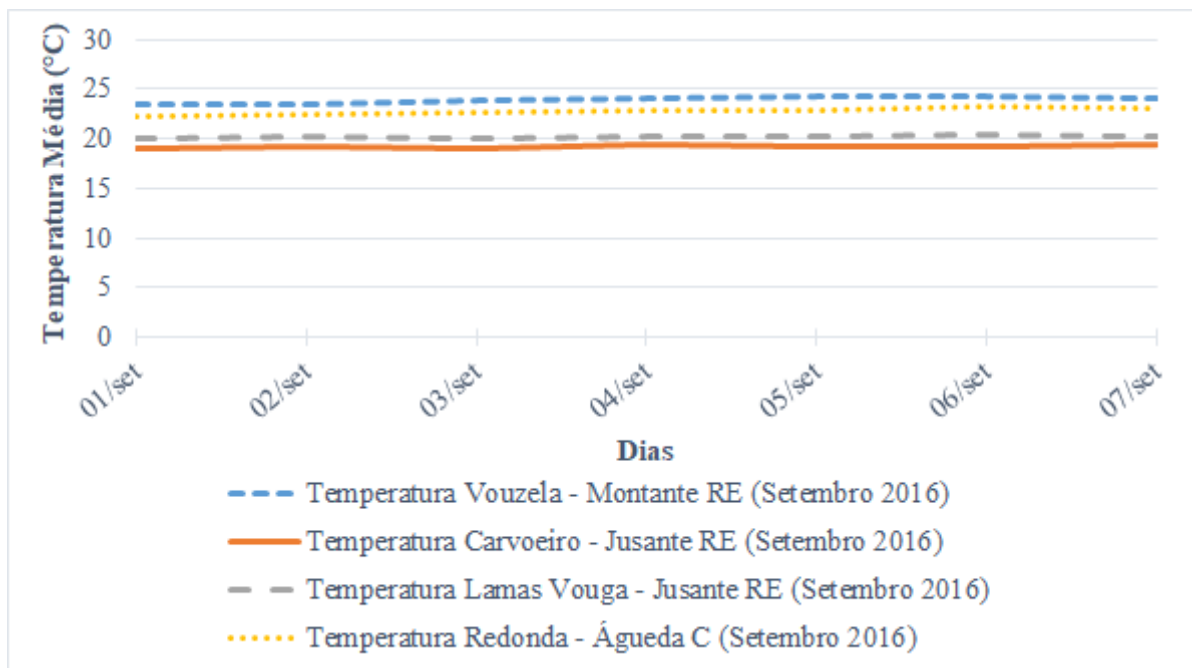


Figura 3.11. Variação da temperatura semanal (setembro) relativa à estação de verão, registada no rio Vouga (Vouzela, Carvoeiro e Lamas do Vouga) e no rio Águeda (Redonda) para o período pós-regularização.

Num dia de inverno (e.g. 24 de dezembro) e num dia de verão (e.g. 5 de setembro) a tendência é não se registar oscilações consideráveis na temperatura para cada um dos locais monitorizados, à exceção de Vouzela e Lamas do Vouga onde se observa alguma variação em alguns momentos do dia (Figuras 3.12 e 3.13).

No geral, salienta-se a amplitude térmica de 3 °C, no dia de inverno, e 5°C, no dia de verão, entre as zonas monitorizadas a jusante e as zonas monitorizadas a montante.

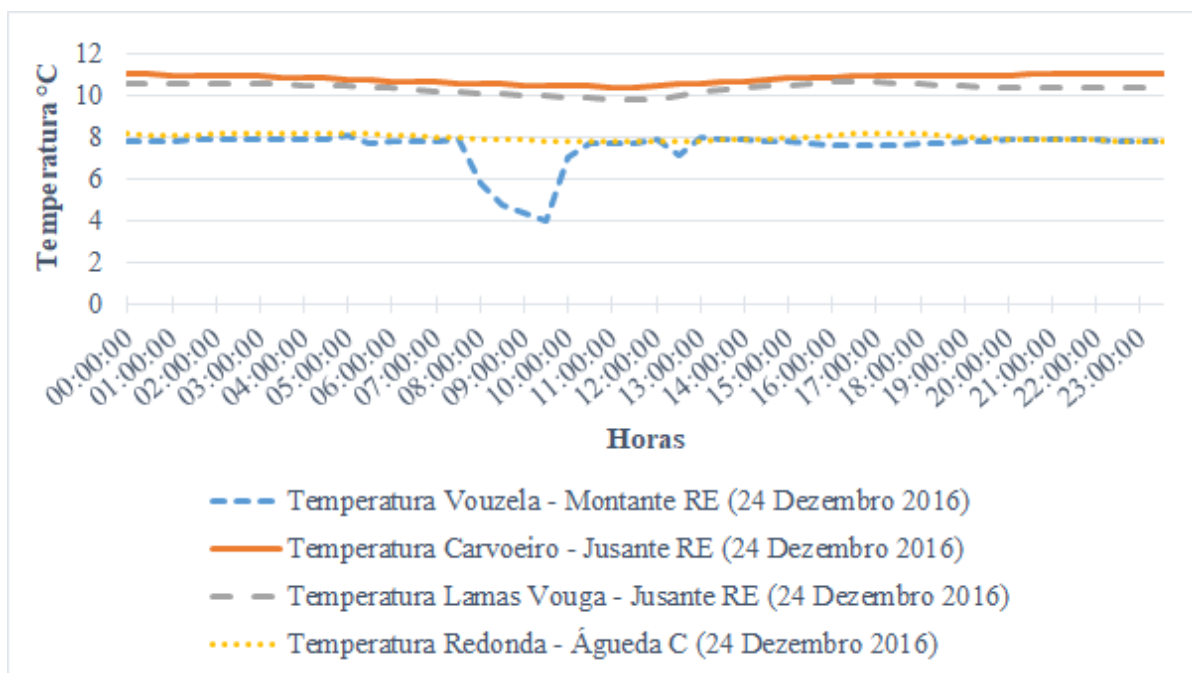


Figura 3.12. Variação da temperatura diária (dezembro) relativa à estação de inverno, registada no rio Vouga (Vouzela, Carvoeiro e Lamas do Vouga) e no rio Águeda (Redonda) para o período pós-regularização.

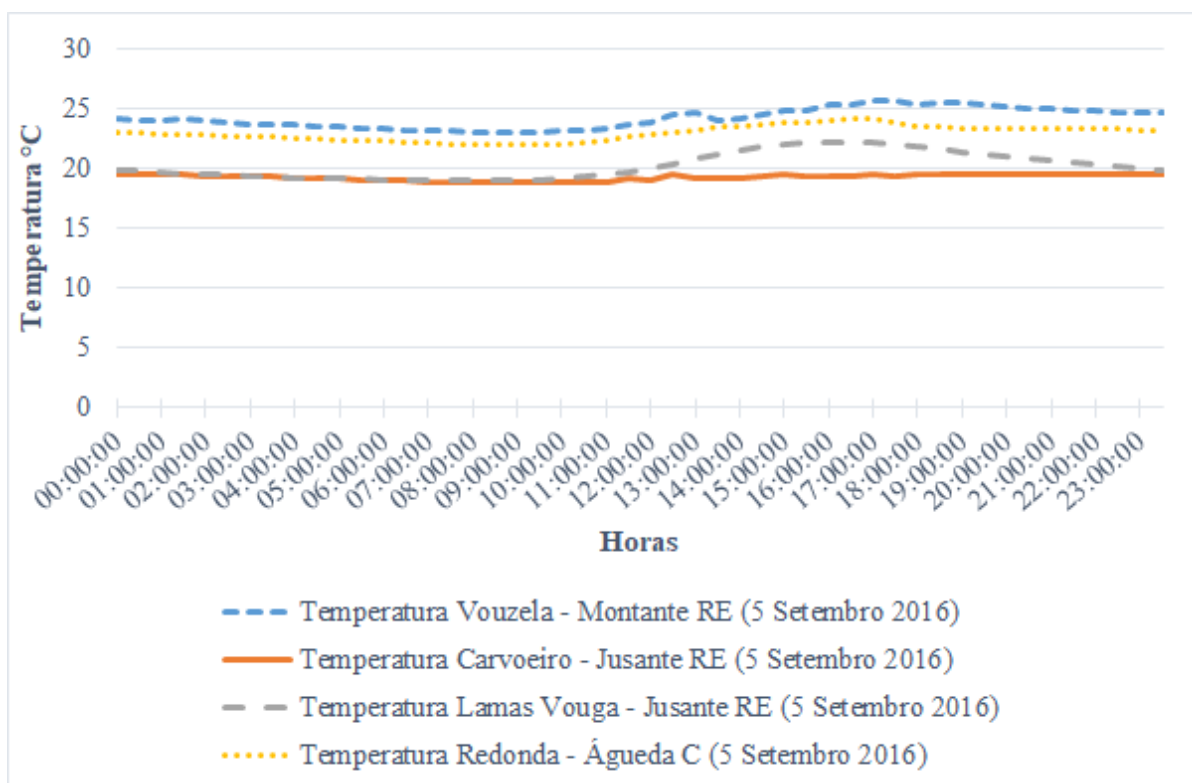


Figura 3.13. Variação da temperatura diária (setembro) relativa à estação de verão, registada no rio Vouga (Vouzela, Carvoeiro e Lamas do Vouga) e no rio Águeda (Redonda) para o período pós-regularização.

### 3.2. Comportamento e Padrão de Movimento da espécie-alvo

Da totalidade dos 41 barbos marcados e monitorizados nos períodos de pré e pós-regularização, apenas 25 (dez no período pré-regularização e 15 no período pós-regularização) foram localizados dez ou mais vezes durante os períodos de estudo e, por isso, incluídos nas análises relativas ao comportamento e padrão de movimento.

Relativamente à análise do comportamento e padrão de movimento, a observação dos valores obtidos para as oito variáveis medidas nos mapas de Kernel permite verificar a existência de diferenças nessas mesmas variáveis entre períodos (pré e pós-regularização) e entre grupos (A e B) identificados no decorrer do trabalho de campo (Tabela 3.14 e mapas em *Anexos*).

A observação dos mapas de Kernel permite verificar que a generalidade dos indivíduos marcados no período pré-regularização tende a permanecer e a movimentar-se entre montante do Açude de Sernada e Lamas do Vouga (à exceção de dois indivíduos, que chegam a ser detetados mais a jusante, próximo da confluência com o rio Águeda; o PREVB2 e o PREVB3, e de outros dois que permaneceram a montante do açude de Sernada durante todo o ano; o PREVB14 e o PREVB15). Por outro lado, a observação dos mapas do período pós-regularização, permite verificar que existe um número significativo de indivíduos que se mantêm a montante do açude de Sernada durante todo o ano (Grupo A) e um número significativo de indivíduos que permanece consideravelmente a jusante após a época de reprodução (Grupo B), sugerindo a existência de uma diferença comportamental para este período (ver mapas em *Anexos*). De referir, que o indivíduo POSVB15 foi inserido no grupo B pois apesar de não ter uma *Distância Máxima Percorrida* tão considerável, movimentou-se mais para jusante do local de libertação (i.e. Lamas do Vouga). Este movimento para jusante foi detetado em janeiro, sendo que em maio o indivíduo é detetado novamente a montante do açude de Sernada. Para além disso, a variável *Dhome* possui um valor bastante superior comparativamente aos valores apresentados para esta variável nos peixes do grupo A (identificado a negrito na Tabela 3.14).

A partir da Tabela 3.14, é possível observar diferenças, facilmente identificáveis, nas variáveis *Distância Máxima Percorrida* (*Dmáx*), *Extensões de Home range* (*Homextens*) e *Número de Core ranges* (*Ncore*), entre os grupos A e B do período pós-regularização. De forma geral, é possível verificar que o grupo B evidencia, em média, uma *Distância Máxima Percorrida*, consideravelmente maior [média ( $\pm$  desvio padrão): 20 709  $\pm$  5984; *m*] que o grupo A [média ( $\pm$  desvio padrão): 3373  $\pm$  2978; *m*] e ainda, que o grupo B evidencia maiores *Extensões de Home range* [média ( $\pm$  desvio padrão): 3812  $\pm$  1974; *m*] comparativamente ao grupo A [média ( $\pm$  desvio padrão): 1310  $\pm$  491; *m*]. Por outro lado, o grupo A evidencia maior *Número de Core ranges* (*Ncore*) e maiores *Extensões de Core ranges* (*Corextens*) [média ( $\pm$  desvio padrão): 378  $\pm$  211; *m*] que o grupo B [média ( $\pm$  desvio padrão): 245  $\pm$  178; *m*].

Relativamente ao cenário de regularização, é possível também observar diferenças nas variáveis *Dmáx*, *Homextens* e *Corextens* dos grupos A e B comparativamente ao grupo do período pré-regularização. Neste caso o grupo A, evidencia menor *Distância Máxima Percorrida* (*Dmáx*) [média ( $\pm$  desvio padrão): 3373  $\pm$  2978; *m*] e menores *Extensões de Home range* [média ( $\pm$  desvio padrão): 1310  $\pm$  491; *m*] que o grupo pré-regularização [média *Dmáx* ( $\pm$  desvio padrão): 5027  $\pm$  2559; média *Homextens* ( $\pm$  desvio padrão): 1684  $\pm$  1481; *m*]. Contudo, os valores da variável *Corextens* são superiores para o grupo A [média ( $\pm$  desvio padrão): 378  $\pm$  211; *m*] comparativamente aos valores desta variável para o grupo pré-regularização [média ( $\pm$  desvio padrão): 363  $\pm$  228; *m*]. Esta tendência é inversa quando a comparação é feita entre o grupo pré-regularização e o grupo B pós-regularização. No caso do grupo B, este possui valores superiores relativos às variáveis *Dmáx* e *Homextens* e valores inferiores relativos à variável *Corextens* quando comparados com os valores destas variáveis para o grupo pré-regularização.

**Tabela 3.14. Tabela geral com informação relativa às oito variáveis medidas nos mapas de Kernel referentes a cada um dos barbos marcados e analisados**

| <b>ID Barbo</b>  | <b>Dmáx<br/>(m)</b> | <b>Nhome</b> | <b>Homextens<br/>(m)</b> | <b>Ncore</b> | <b>Corextens<br/>(m)</b> | <b>Homemed</b> | <b>Dhome<br/>(m)</b> | <b>Uarea<br/>(%)</b> |
|------------------|---------------------|--------------|--------------------------|--------------|--------------------------|----------------|----------------------|----------------------|
| PreVB1           | 1445                | 1            | 794                      | 1            | 233                      | 794            | 794                  | 1                    |
| PreVB2           | 7391                | 2            | 1712                     | 1            | 243                      | 856            | 7995                 | 0,21                 |
| PreVB3           | 8368                | 1            | 309                      | 1            | 148                      | 309            | 309                  | 1                    |
| PreVB4           | 1570                | 1            | 934                      | 1            | 291                      | 934            | 934                  | 1                    |
| PreVB5           | 5982                | 2            | 2182                     | 1            | 180                      | 1091           | 6723                 | 0,33                 |
| PreVB6           | 7141                | 2            | 5611                     | 2            | 882                      | 2805           | 8312                 | 0,68                 |
| PreVB7           | 6191                | 1            | 860                      | 1            | 416                      | 860            | 860                  | 1                    |
| PreVB12          | 6344                | 2            | 1607                     | 1            | 620                      | 803            | 6483                 | 0,25                 |
| PreVB14          | 2755                | 1            | 1439                     | 1            | 240                      | 1439           | 1439                 | 1                    |
| PreVB15          | 3084                | 1            | 1389                     | 1            | 372                      | 1389           | 1389                 | 1                    |
| PosVB1*          | 965                 | 2            | 1033                     | 2            | 436                      | 517            | 1183                 | 0,87                 |
| PosVB3*          | 4621                | 3            | 1821                     | 3            | 601                      | 350            | 4183                 | 0,44                 |
| PosVB4*          | 596                 | 1            | 672                      | 1            | 172                      | 672            | 672                  | 1                    |
| PosVB5*          | 3127                | 1            | 929                      | 2            | 285                      | 929            | 929                  | 1                    |
| PosVB6*          | 4078                | 1            | 1714                     | 1            | 159                      | 1714           | 1714                 | 1                    |
| PosVB7*          | 1144                | 1            | 1103                     | 1            | 286                      | 1103           | 1103                 | 1                    |
| PosVB9*          | 9083                | 2            | 1901                     | 2            | 705                      | 951            | 2437                 | 0,78                 |
| PosVB8**         | 24003               | 1            | 3896                     | 1            | 78                       | 3896           | 3896                 | 1                    |
| PosVB11**        | 21449               | 1            | 3681                     | 1            | 112                      | 3681           | 3681                 | 1                    |
| PosVB12**        | 24311               | 1            | 454                      | 1            | 167                      | 454            | 454                  | 1                    |
| PosVB14**        | 24816               | 1            | 3955                     | 1            | 487                      | 3955           | 3955                 | 1                    |
| <b>PosVB15**</b> | 7030                | 2            | 4429                     | 1            | 384                      | 2214           | <b>8134</b>          | 0,54                 |
| PosVB18**        | 20403               | 2            | 2858                     | 1            | 453                      | 1429           | 17184                | 0,17                 |
| PosVB19**        | 18689               | 1            | 3590                     | 1            | 27                       | 3590           | 3590                 | 1                    |
| PosVB20**        | 24968               | 2            | 7634                     | 1            | 249                      | 3817           | 28230                | 0,27                 |

**Notas:**

\*Identifica barbos do **grupo A (indivíduos que permaneceram todo o ano a montante)**;

\*\*Identifica barbos do **grupo B (indivíduos que permaneceram a montante apenas durante a época de reprodução e que se deslocaram consideravelmente para jusante (i.e. percorrem longas distâncias) mantendo-se nesses locais o resto do ano)**;

**Dmáx:** distância linear máxima percorrida entre montante e jusante; **Nhome:** número de home ranges; **Homextens:** soma das extensões dos home ranges; **Ncore:** número de core ranges; **Corextens:** soma das extensões dos core ranges; **Homemed:** mediana das extensões de home ranges; **Dhome:** distância entre o limite de montante e jusante das áreas vitais (i.e. dos home ranges) incluindo a área de rio não utilizada; **Uarea:** proporção de área realmente utilizada (i.e. proporção entre *Homextens* e *Dhome*).

A análise PERMANOVA relativamente ao efeito do fator **COMPORTAMENTO** (grupo A vs grupo B) para o período pós-regularização (Tabela 3.15), revelou diferenças significativas para o conjunto de variáveis dependentes considerado nesta análise ( $F_{1,13} = 5,57$ ,  $P < 0,05$ ) entre os grupos **A** ( $n=7$ ) e **B** ( $n=8$ ), confirmando que para as variáveis medidas representativas do padrão de movimentos das populações estudadas é possível distinguir dois grupos comportamentais distintos durante este período.

Tabela 3.15. Tabela de resultados PERMANOVA ao fator COMPORTAMENTO para o grupo A e grupo B

| Fator          | df | Pseudo-F | P (perm) |
|----------------|----|----------|----------|
| Comportamento  | 1  | 5,57     | P<0,05   |
| Erro (Resíduo) | 13 | -        | -        |
| Total          | 14 | -        | -        |

A análise SIMPER permitiu verificar que das oito variáveis ecológicas medidas e analisadas, as que mais contribuem para as diferenças significativas identificadas para o fator **COMPORTAMENTO**, são a *Dmáx* (16,63%) mostrando que os peixes do grupo B percorrem distâncias maiores que os peixes do grupo A. Logo de seguida a variável que mais contribui é a *Homemed* (13,82%), sendo que a mediana da soma da extensão dos *home ranges* é maior para o grupo B do que para o grupo A. A terceira variável que mais contribui para as diferenças encontradas entre os dois grupos de peixes monitorizados no período pós-regularização é a *Ncore* (13,77%), sendo que o *Número de Core ranges* é maior para o grupo A do que para o grupo B. A contribuição total destas três variáveis é de 44,22 % (Tabela 3.16).

Tabela 3.16. Tabela de resultados SIMPER entre o grupo A e o grupo B

| Variável       | Grupo A     | Grupo B     | % Contribuição |
|----------------|-------------|-------------|----------------|
|                | Valor Médio | Valor Médio |                |
| <b>Dmax</b>    | -0,867      | 0,758       | <b>16,63</b>   |
| <b>Homemed</b> | -0,687      | 0,601       | <b>13,82</b>   |
| <b>Ncore</b>   | 0,637       | -0,557      | <b>13,77</b>   |
| Homextens      | -0,620      | 0,543       | 12,90          |
| Dhome          | -0,563      | 0,493       | 12,27          |
| Corextens      | 0,391       | -0,342      | 10,77          |
| Nhome          | 0,139       | -0,122      | 10,00          |
| Uarea          | -           | -           | -              |

**Nota:** A negrito encontram-se as variáveis, e as respetivas percentagens, que se considerou contribuir mais para as diferenças existentes entre os dois grupos de peixes monitorizados.

Os mapas relativos à estimativa da densidade de Kernel (em inglês, *Kernel Density Estimation*; KDE) ilustram as diferenças associadas às variáveis identificadas anteriormente: os peixes do grupo B têm uma *Distância Máxima Percorrida (Dmáx)* entre montante-jusante consideravelmente maior do que os do grupo A (por exemplo, o POSVB1 percorre uma distância máxima de 965 m enquanto o POSVB20 percorre aproximadamente 25 km; ver Tabela 3.14). O grupo B exhibe *home ranges* maiores, o que influencia os valores superiores relativos à variável *Homemed*, os valores de mediana são superiores para o grupo B relativamente ao grupo A (por exemplo, o POSVB1 exhibe uma *Homemed* de 517 m enquanto o POSVB20 exhibe uma *Homemed* de 3817 m; Tabela 3.14). Por outro lado, os indivíduos do grupo A tendem a formar um maior *Número de Core ranges (Ncore)*, com alguns indivíduos a exibirem dois a três *core ranges* (por exemplo, o indivíduo POSVB1 e POSVB3) quando comparados aos indivíduos do grupo B que tendem a formar apenas um *core range* (por exemplo POSVB14 e POSVB20); (Tabela 3.14; Figuras 3.17 e 3.18).

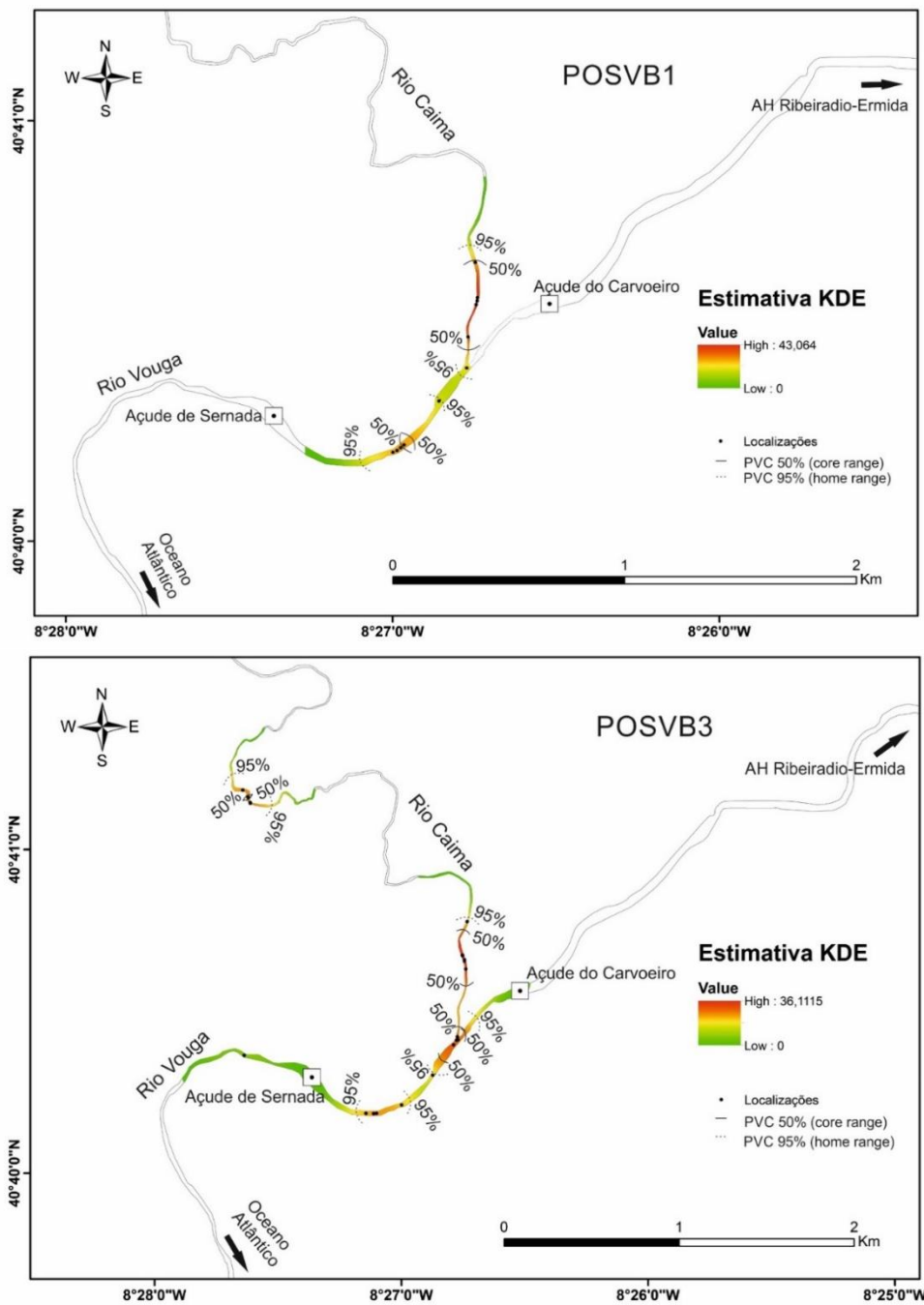


Figura 3.17. Mapas da Estimativa da Densidade de Kernel (KDE) e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para barbos representativos do grupo A (POSVB1 e POSVB3), referente ao período pós-regularização.

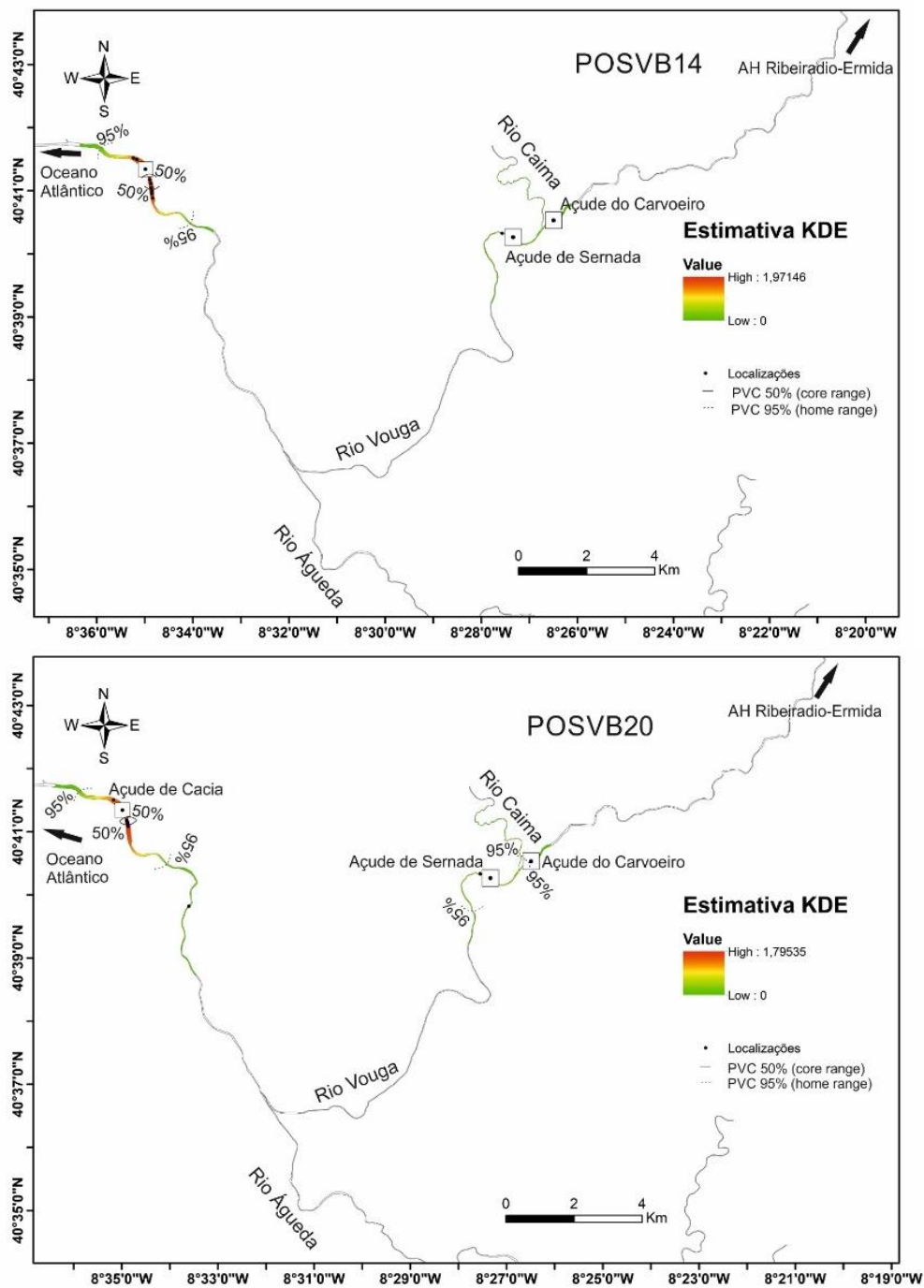


Figura 3.18. Mapas da Estimativa da Densidade de Kernel (KDE) e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para barbos representativos do grupo B (POSVB14 e POSVB20), referente ao período pós-regularização.

A análise PERMANOVA ao fator **REGULARIZAÇÃO**, entre a amostra **pré-regularização** (n=10) e a amostra do **grupo A pós-regularização** (n=7), não revelou diferenças significativas nas variáveis dependentes ( $F_{1;15} = 1,13$ ,  $P > 0,05$ ), mas a mesma análise revelou diferenças significativas nestas variáveis ( $F_{1;16} = 3,93$ ,  $P < 0,05$ ), quando comparadas entre a amostra pré-regularização e a amostra pertencente ao **grupo B pós-regularização** (n=8); (Tabelas 3.19 e 3.20). Estes resultados demonstram que é o grupo B que contribui para as diferenças pré e pós-regularização.

**Tabela 3.19.** Tabela de resultados PERMANOVA ao fator **REGULARIZAÇÃO** (VOPRE vs grupo A VOPOS)

| Fator                 | df | Pseudo-F | P (perm) |
|-----------------------|----|----------|----------|
| <b>Regularização</b>  | 1  | 1,13     | P>0,05   |
| <b>Erro (Resíduo)</b> | 15 | -        | -        |
| <b>Total</b>          | 16 | -        | -        |

**Tabela 3.20.** Tabela de resultados PERMANOVA ao fator **REGULARIZAÇÃO** (VOPRE vs grupo B VOPOS)

| Fator                 | df | Pseudo-F | P (perm) |
|-----------------------|----|----------|----------|
| <b>Regularização</b>  | 1  | 3,93     | P<0,05   |
| <b>Erro (Resíduo)</b> | 16 | -        | -        |
| <b>Total</b>          | 17 | -        | -        |

A análise SIMPER permitiu ver que as três variáveis que mais contribuem para as diferenças relativas ao fator **REGULARIZAÇÃO** (VOPRE vs grupo B VOPOS) são: a *Dmáx* (17,38%), a *Homemed* (14,28%) e a *Homextens* (13,24%). Deste conjunto de variáveis, duas (*Dmáx* e *Homemed*) foram as mesmas variáveis identificadas como as que mais contribuem para as diferenças comportamentais entre os dois grupos de peixes monitorizados no período pós-regularização. Relativamente à variável *Dmáx* e *Homemed*, os resultados indicam que os peixes do período pós-regularização percorrem distâncias maiores e a mediana da soma da Extensão dos *Home ranges* é maior comparativamente aos peixes do período pré-regularização. Para além disso, a terceira variável *Homextens*, indica que a Extensão dos *Home ranges* é também maior para os peixes da amostra pós-regularização. A contribuição total destas três variáveis é de 44,9 % (Tabela 3.21).

**Tabela 3.21.** Tabela de resultados SIMPER entre o grupo VOPRE e o grupo B VOPOS

| Variável         | Grupo VOPRE | Grupo B VOPOS | % Contribuição |
|------------------|-------------|---------------|----------------|
|                  | Valor Médio | Valor Médio   |                |
| <b>Dmax</b>      | -0,709      | 0,886         | <b>17,38</b>   |
| <b>Homemed</b>   | -0,507      | 0,633         | <b>14,28</b>   |
| <b>Homextens</b> | -0,441      | 0,551         | <b>13,24</b>   |
| Corextens        | 0,320       | -0,400        | 12,42          |
| Dhome            | -0,316      | 0,395         | 11,87          |
| Uarea            | 0,001       | -0,001        | 10,46          |
| Nhome            | 0,022       | 0,028         | 10,42          |
| Ncore            | -           | -             | -              |

**Nota:** A negrito encontram-se as variáveis, e as respetivas percentagens, que se considerou contribuir mais para as diferenças existentes entre os dois grupos de peixes monitorizados.

A análise dos mapas da estimativa da densidade de Kernel (Figuras 3.22 e 3.23), permite observar as diferenças nas variáveis previamente referidas. A *Dmáx* percorrida pelos barbos representativos do

grupo B, referente ao período pós-regularização, é significativamente maior que a exibida pela amostra pré-regularização (por exemplo, o indivíduo PREVB7 percorre uma distância máxima de 6,2 km enquanto o indivíduo POSVB11 percorre uma distância de 21,5 km; o que significa neste caso mais do triplo da distância percorrida pelo indivíduo da amostra VOPRE; Tabela 3.14). Para além disso, observa-se que a Extensão dos *Home ranges* exibida pelos indivíduos do grupo B VOPOS, associada à variável *Homextens*, é também significativamente maior à exibida pelos indivíduos da amostra VOPRE (por exemplo, o indivíduo PREVB4 exibe um *home range* de 934 m enquanto o POSVB14 exibe um *home range* de aproximadamente 4 km; Tabela 3.14). Os valores são também superiores para os indivíduos do grupo B, pós-regularização, relativos à variável *Homemed*, neste caso, os valores para esta variável relativamente aos quatro barbos apresentados como exemplo (VOPRE e grupo B VOPOS) são exatamente os mesmos valores da variável *Homextens*, o que está relacionado com o facto dos indivíduos apenas exibirem um *home range*.

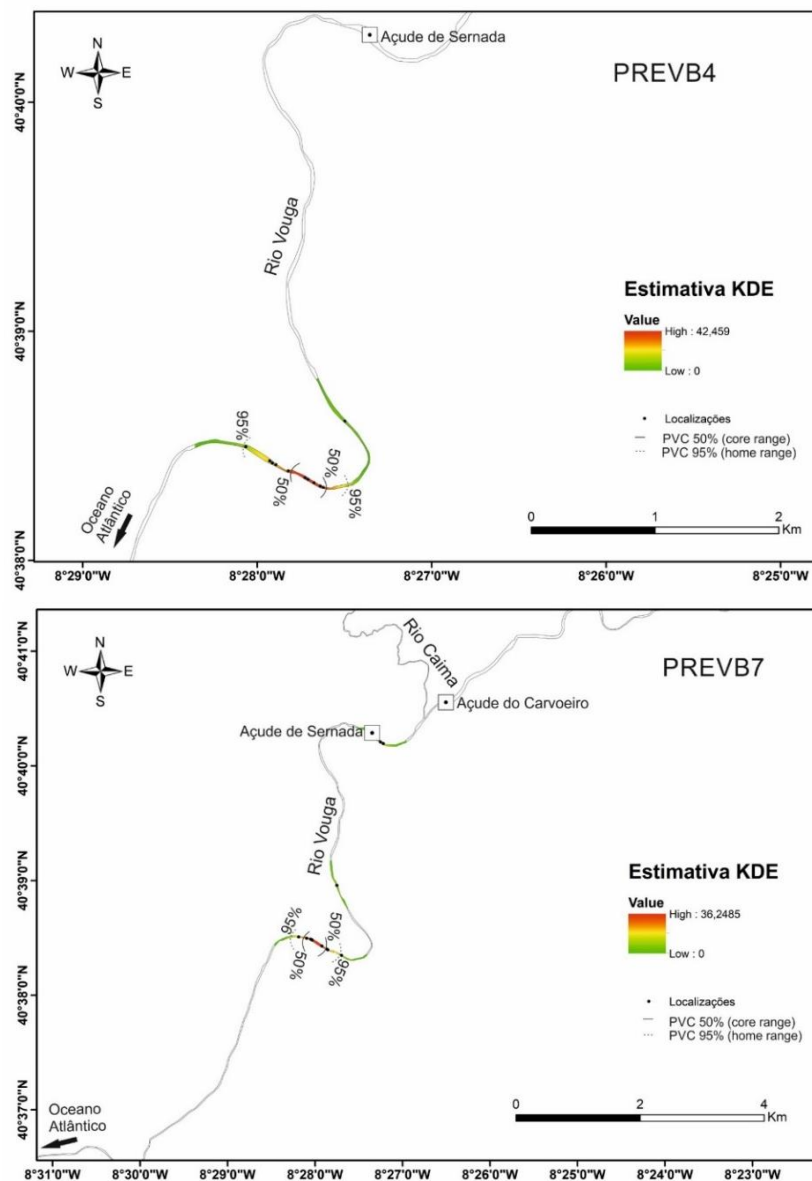


Figura 3.22. Mapas da Estimativa da Densidade de Kernel (KDE) e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para barbos representativos da amostra VOPRE (PREVB4 e PREVB7), referente ao período pré-regularização.

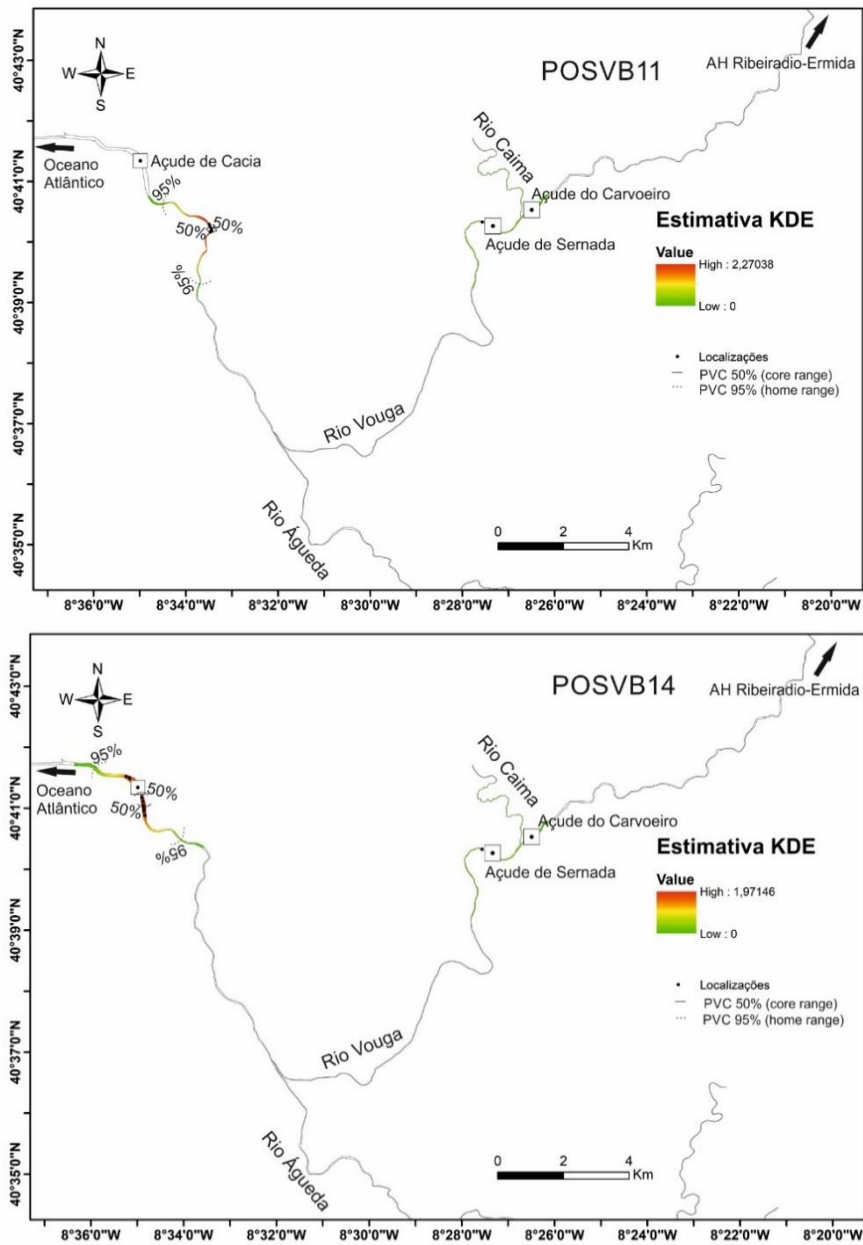


Figura 3.23. Mapas da Estimativa da Densidade de Kernel (KDE) e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para barbos representativos do grupo B (POSVB11 e POSVB14), referente ao período pós-regularização.

### 3.3. Idade, Crescimento e Condição Corporal

#### 3.3.1. Idade e Crescimento

A leitura das amostras de escamas referentes às duas populações estudadas (Vouga: n=149 e Águeda: n=145), permitiu identificar oito classes etárias para o rio Vouga (idades I, II, III, IV, V, VI, VII, VIII) e dez classes etárias para o rio Águeda (idades I, II, III, IV, V, VI, VII, VIII, IX, X) como se pode ver na Tabela 3.24. A partir desta tabela é possível verificar que na população do rio Águeda, a formação/aparecimento do primeiro anel de crescimento (idade I) dá-se com um comprimento médio dos indivíduos na ordem dos 66 mm e na população do rio Vouga os indivíduos atingem essa mesma idade com um comprimento médio inferior na ordem dos 61 mm. De forma geral, os incrementos anuais entre as idades apresentadas parecem ser superiores na população do rio Águeda comparativamente à população do rio Vouga, para a maioria das classes etárias identificadas.

**Tabela 3.24.** Tabela de idade-comprimentos (estimados com base em retrocálculos) dos barbos da população do rio Vouga (regularizado desde 2015) e do rio Águeda (não-regularizado)

|                        | Idade-Comprimento (mm) |     |     |     |     |     |     |      |     |     |
|------------------------|------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|-----|-----|
|                        | I                      | II  | III | IV  | V   | VI  | VII | VIII | IX  | X   |
| <b>Rio Vouga (R)</b>   | 61                     | 96  | 140 | 199 | 256 | 342 | 449 | 492  | -   | -   |
| Incremento Anual*      |                        | 35  | 44  | 59  | 57  | 86  | 107 | 43   | -   | -   |
| <b>Rio Águeda (NR)</b> | 66                     | 100 | 139 | 203 | 273 | 393 | 432 | 488  | 517 | 567 |
| Incremento Anual*      |                        | 34  | 39  | 64  | 70  | 120 | 39  | 56   | 29  | 50  |

**Nota:**

**R – Regularizado e NR – Não Regularizado; \*Incremento Anual corresponde à variável *I*anual;**

**Nº de indivíduos utilizados Rio Vouga: idade I – n=149; idade II – n=127; idade III – n=79; idade IV – n=33; idade V – n=21; idade VI – n=11; idade VII – n=5 e idade VIII – n=4.**

**Nº de indivíduos utilizados Rio Águeda: idade I – n=145; idade II – n=121; idade III – n=82; idade IV – n=22; idade V – n=12; idade VI – n=4; idade VII – n=4; idade VIII – n=3; idade IX – n=2 e idade X – n=2.**

Relativamente à análise para identificar possíveis diferenças no crescimento da espécie, entre os dois rios, face ao cenário de regularização, e como já tinha sido referido no *Capítulo 2 dos Materiais e Métodos*, foram selecionados para esta análise apenas os primeiros quatro anos de idade (I, II, III e IV). Esta seleção teve o intuito de avaliar o impacto da regularização nos primeiros quatro incrementos anuais que geralmente estão associados, nesta espécie-alvo, a um maior crescimento dos indivíduos. Os resultados referentes aos comprimentos médios e incrementos anuais até à idade IV, para os dois rios, relativamente ao período de Pré-regularização do rio Vouga/rio Águeda Pré-2015 e ao período Pós-regularização do rio Vouga/rio Águeda Pós-2015 encontram-se ilustrados nas Tabelas 3.25 e 3.26, respetivamente. Na Tabela 3.25, é possível verificar que os comprimentos médios e os incrementos anuais no período Pré-regularização do rio Vouga/rio Águeda Pré-2015, não mostram muitas diferenças entre os dois rios. De forma semelhante, na Tabela 3.26, também não se identificam diferenças consideráveis nos comprimentos médios e incrementos anuais no período Pós-regularização do rio Vouga/rio Águeda Pós-2015 entre os dois rios. Contudo, a comparação destas duas tabelas, Tabela 3.25, correspondente à situação **PRÉ**, e Tabela 3.26, correspondente à situação **PÓS**, parece mostrar a existência de diferenças consideráveis nos comprimentos médios e nos incrementos anuais entre estas duas situações (**PRÉ** e **PÓS**) para ambos os rios, Vouga e Águeda.

Tabela 3.25. Tabela de idade-comprimentos (estimados com base em retrocálculos) para o período Vouga Pré-regularização e Águeda Pré-2015 (situação PRÉ)

|                        | Idade-Comprimento (mm) |     |     |     |
|------------------------|------------------------|-----|-----|-----|
|                        | I                      | II  | III | IV  |
| <b>Rio Vouga (R)</b>   | 63                     | 115 | 176 | 266 |
| Incremento Anual*      | 52                     | 61  | 90  |     |
| <b>Rio Águeda (NR)</b> | 64                     | 118 | 175 | 260 |
| Incremento Anual*      | 54                     | 57  | 85  |     |

**Nota:**

R – Regularizado e NR – Não Regularizado; \*Incremento Anual corresponde à variável *Iannual*;

Nº de indivíduos utilizados Rio Vouga: idade I – n=68; idade II – n=30; idade III – n=21 e idade IV – n=10.

Nº de indivíduos utilizados Rio Águeda: idade I – n=65; idade II – n=21; idade III – n=12 e idade IV – n=5.

Tabela 3.26. Tabela de idade-comprimentos (estimados com base em retrocálculos) para o período Vouga Pós-regularização e Águeda Pós-2015 (situação PÓS)

|                        | Idade-Comprimento (mm) |    |     |     |
|------------------------|------------------------|----|-----|-----|
|                        | I                      | II | III | IV  |
| <b>Rio Vouga (R)</b>   | 60                     | 91 | 128 | 170 |
| Incremento Anual*      | 31                     | 37 | 42  |     |
| <b>Rio Águeda (NR)</b> | 67                     | 96 | 133 | 186 |
| Incremento Anual*      | 29                     | 37 | 53  |     |

**Nota:**

R – Regularizado e NR – Não Regularizado; \*Incremento Anual corresponde à variável *Iannual*;

Nº de indivíduos utilizados Rio Vouga: idade I – n=81; idade II – n=97; idade III – n=58 e idade IV – n=23.

Nº de indivíduos utilizados Rio Águeda: idade I – n=80; idade II – n=100; idade III – n=70 e idade IV – n=17.

A análise PERMANOVA (n=294) para testar a existência de diferenças significativas na variável incremento anual (*Iannual*) relativamente aos três fatores **RIO** (Vouga vs Águeda), **PERÍODO** (Vouga Pré-regularização e Águeda Pré-2015 vs Vouga Pós-regularização e Águeda Pós-2015 – situação **PRÉ** vs **PÓS**) e **IDADE** (I vs II vs III vs IV), e suas interações, revelou a existência de diferenças significativas para os fatores **PERÍODO** ( $F_{1,741}=14,38$ ,  $P < 0,05$ ) e **IDADE** ( $F_{3,741}=843,44$ ,  $P < 0,05$ ) e não para o fator **RIO** ( $F_{1,741}=0,89$ ,  $P > 0,05$ ); e diferenças significativas apenas para a interação entre os fatores **PERÍODO** x **IDADE** ( $F_{3,741}=3,62$ ,  $P < 0,05$ ); (Tabela 3.27).

Relativamente ao fator **PERÍODO**, em ambos os rios Vouga e Águeda, o incremento anual (*Iannual*) é diferente entre os períodos Vouga Pré-regularização/Águeda Pré-2015 e Vouga Pós-regularização/Águeda Pós-2015, sendo tendencialmente maior na situação **PRÉ** que **PÓS** (à exceção do incremento anual relativo ao primeiro ano de idade no rio Águeda); (Tabelas 3.25 e 3.26).

Para o fator **IDADE**, também em ambos os rios, observa-se que o incremento anual (*Iannual*) é diferente em todas as idades analisadas (I, II, III e IV), ainda que nesta análise se tenha controlado o efeito da dimensão dos peixes, sendo que o incremento maior se regista para o primeiro ano de idade (Idade I), e logo de seguida esse incremento é maior da idade III para a idade IV (Tabela 3.24), considerando apenas até à idade IV.

Para a interação **PERÍODO** x **IDADE**, o resultado de testes pareados (Pair-Wise Tests) revelaram que nas situações **PRÉ** e **PÓS** do fator **PERÍODO** existem diferenças significativas na variável *Iannual* ( $P < 0,05$ ) entre todas as idades analisadas (I, II, III e IV). Por outro lado, a comparação das situações **PRÉ** e **PÓS** apenas revela diferenças significativas na variável *Iannual* para a Idade III ( $t = 2,43$ ,  $P < 0,05$ ),

sendo a média da variável *Iannual*, para a idade III em ambos os rios, igual a 52 mm na situação **PRÉ** e 34 mm na situação **PÓS**.

**Tabela 3.27.** Tabela de resultados PERMANOVA relativa à influência dos fatores RIO (Vouga vs Águeda), PERÍODO (Vouga Pré-regularização e Águeda Pré-2015 vs Vouga Pós-regularização e Águeda Pós-2015 – situação PRE vs POS) e IDADE (I vs II vs III vs IV) e suas interações, na variável Incremento Anual (*Iannual*)

| Fator                 | df       | Pseudo-F      | P(perm)          |
|-----------------------|----------|---------------|------------------|
| <b>L<sub>i</sub></b>  | 1        | 1237,9        | P<0,05           |
| <b>Ri</b>             | 1        | 0,89          | P>0,05           |
| <b>Pe</b>             | <b>1</b> | <b>14,38</b>  | <b>P&lt;0,05</b> |
| <b>Id</b>             | <b>3</b> | <b>843,44</b> | <b>P&lt;0,05</b> |
| <b>Ri x Pe</b>        | 1        | 3,35          | P>0,05           |
| <b>Ri x Id</b>        | 3        | 0,89          | P>0,05           |
| <b>Pe x Id</b>        | <b>3</b> | <b>3,62</b>   | <b>P&lt;0,05</b> |
| <b>Ri x Pe x Id</b>   | 3        | 1,13          | P>0,05           |
| <b>Erro (Resíduo)</b> | 741      | -             | -                |
| <b>Total</b>          | 757      | -             | -                |

**Nota:**

L<sub>i</sub> – Comprimento na idade I, II, III ou IV (utilizada como co-variável); Ri – Rio; Pe – Período; Id – Idade;

A negrito são identificados fatores ou interações que tiveram valor significativo no teste estatístico.

### 3.3.2. Condição Corporal

A análise PERMANOVA (n= 963) realizada para testar a existência de diferenças significativas no coeficiente de condição corporal de Fulton dos barbos (variável K') em relação aos fatores **CENÁRIO (VOPRE, VOPOS e AG)** e **ÉPOCA (inverno e verão)** revelou diferenças significativas para esta variável nos fatores fixos (**CENÁRIO**: F<sub>2;957</sub>=894,08, P<0,05; e **ÉPOCA**: F<sub>1;957</sub>=13, P <0,05), mas não para a sua interação (**CENÁRIO X ÉPOCA**: F<sub>2;957</sub>=2,75, P> 0,05); Tabela 3.28.

A realização de testes pareados (Pair-Wise Tests) para o fator **CENÁRIO** (VOPRE n=764; VOPOS n=108 e AG n=91) permitiu verificar diferenças significativas na condição de Fulton (K') entre os diferentes cenários (VOPRE x VOPOS: t= 20,56, P <0,05; VOPRE x AG: t= 37,52, P<0,05; e VOPOS x AG: t= 28,65, P <0,05). Os resultados deste teste representados através de uma caixa-de-bigodes (Figura 3.29) permitem verificar que a condição de Fulton (K') é maior no cenário AG, que nos outros dois cenários VOPRE e VOPOS, pelo que nesta análise o cenário AG não revela ser uma boa situação de referência ou “controlo”. Para além disso, é possível observar que a condição de Fulton (K') no cenário VOPOS é maior quando comparada com a condição de Fulton (K') no cenário VOPRE.

Para o fator **ÉPOCA**, a representação através de caixas-de-bigodes (Figura 3.30) revela uma condição de Fulton (K') ligeiramente superior para a época de verão (n=674) comparativamente à época de inverno (n=289).

Tabela 3.28. Tabela de resultados PERMANOVA ao fator CENÁRIO (VOPRE, VOPOS e AG) e ÉPOCA (Inverno e Verão)

| Fator                  | df       | Pseudo-F      | P (perm)         |
|------------------------|----------|---------------|------------------|
| <b>Cenário</b>         | <b>2</b> | <b>894,08</b> | <b>P&lt;0,05</b> |
| <b>Época</b>           | <b>1</b> | <b>13,00</b>  | <b>P&lt;0,05</b> |
| <b>Cenário x Época</b> | <b>2</b> | <b>2,75</b>   | <b>P&gt;0,05</b> |
| <b>Erro (Resíduo)</b>  | 957      | -             | -                |
| <b>Total</b>           | 962      | -             | -                |

**Nota:** A negrito são identificados fatores ou interações que tiveram valor significativo no teste estatístico.

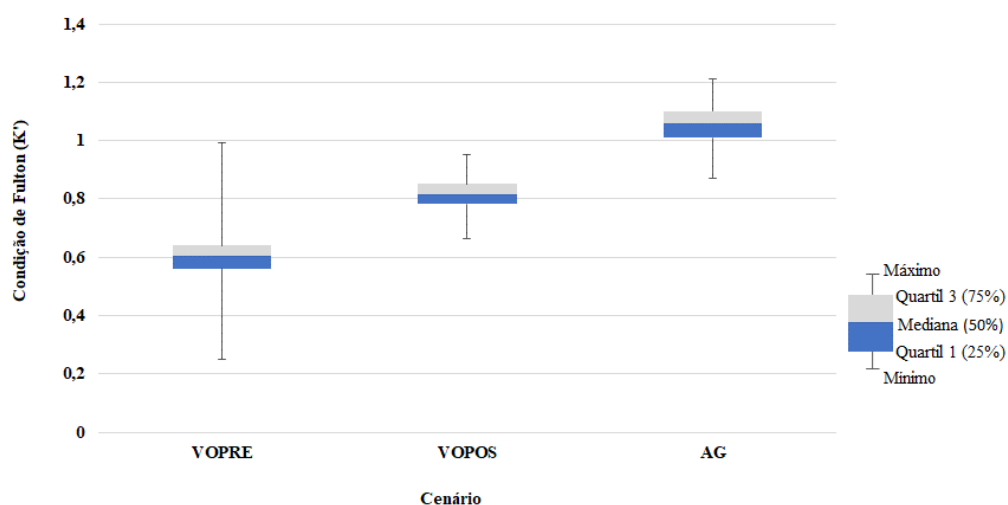


Figura 3.29. Caixas de bigodes representativas da Condição de Fulton (K') para os três cenários analisados (VOPRE, VOPOS e AG).

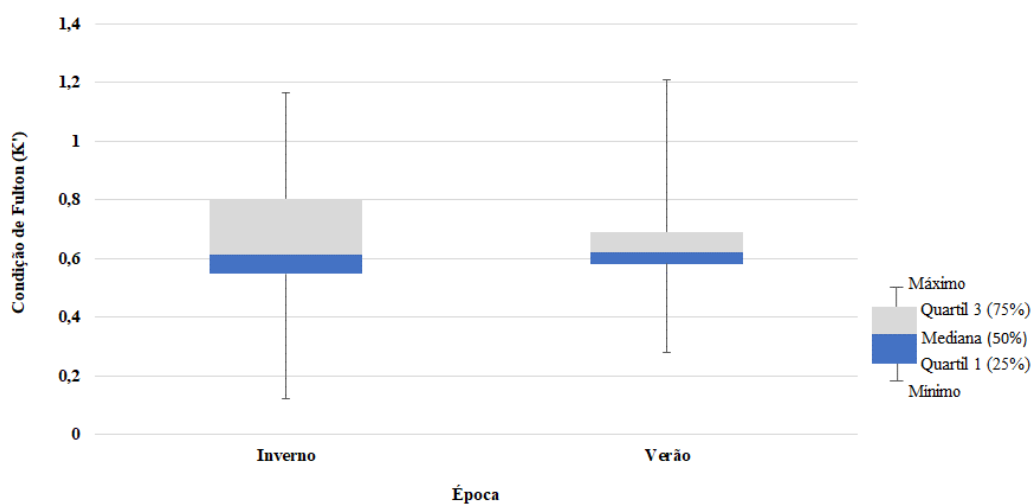


Figura 3.30. Caixas de bigodes representativas da variação da Condição de Fulton (K') para as duas épocas (inverno e verão).

No que respeita à relação peso-comprimento (n=1300) a partir da transformação logarítmica/aplicação do modelo linear às variáveis Peso e Comprimento, conduzida para os três cenários/populações estudadas (Tabela 3.31), testes-t entre os declives estimados e a constante 3 (definida teoricamente como crescimento isométrico do peixe) revelaram a existência de três tipos de crescimento diferentes: os peixes da amostra VOPRE exibem crescimento alométrico positivo com  $b > 3$  (teste-t,  $P < 0,05$ ), sendo que a equação de melhor ajuste de linha é  $\log(W) = -12,02 + 3,08 \cdot \log(L)$ ; os peixes da amostra VOPOS exibem crescimento isométrico com  $b = 3,02$  (teste-t,  $P > 0,05$ ), sendo que a equação de melhor ajuste de linha é  $\log(W) = -11,69 + 3,02 \cdot \log(L)$  e os peixes da amostra AG evidenciam crescimento alométrico negativo, (teste-t,  $P < 0,05$ ), sendo que a equação de melhor ajuste de linha é  $\log(W) = -11,43 + 2,96 \cdot \log(L)$ .

**Tabela 3.31. Coeficientes de regressão [ $\log(w_t) = \log(a) + b \cdot \log(L_t)$ ] estimados para os barbos dos três cenários estudados (VOPRE, VOPOS e AG)**

| Rio/Cenário       | No de peixes | log (a) | b           | R <sup>2</sup> Ajustado |
|-------------------|--------------|---------|-------------|-------------------------|
| Rio Vouga (VOPRE) | 764          | -12,02  | <b>3,08</b> | 0,98                    |
| Rio Vouga (VOPOS) | 250          | -11,69  | 3,02        | 0,99                    |
| Rio Águeda (AG)   | 286          | -11,43  | <b>2,96</b> | 0,99                    |

**Nota:** A negrito são identificados valores de b que foram significativamente diferentes da constante 3 no teste estatístico.

Relativamente à comparação das regressões Peso-Comprimento dos três cenários/populações estudadas, a ANCOVA revela diferenças significativas na variável Peso para o fator fixo **CENÁRIO** ( $F_{2, 1294} = 6,60$   $P < 0,05$ ), o que significa que existem diferenças entre os interceptos das retas associadas a cada cenário estudado e diferenças significativas para a interação entre o comprimento, a co-variável considerada, e o CENÁRIO (Comprimento x Cenário:  $F_{2, 1294} = 10,01$ ,  $P < 0,05$ ) o que significa que existem diferenças nos declives na relação peso-comprimento dos barbos entre cenários (Tabela 3.32).

**Tabela 3.32. Tabela de resultados ANCOVA para a variável resposta Peso**

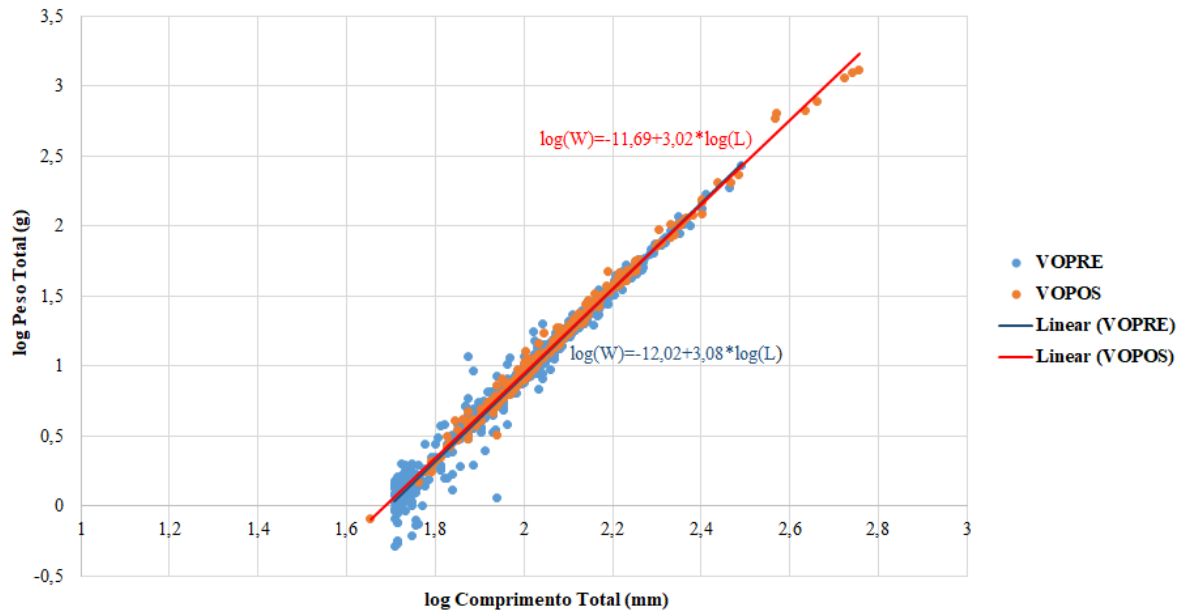
| Fator                        | df   | Valor-F  | Pr (>F)            |
|------------------------------|------|----------|--------------------|
| <b>Comprimento*</b>          | 1    | 71716,33 | <b>P &lt; 0,05</b> |
| <b>Cenário</b>               | 2    | 6,60     | <b>P &lt; 0,05</b> |
| <b>Comprimento*x Cenário</b> | 2    | 10,01    | <b>P &lt; 0,05</b> |
| <b>Resíduos</b>              | 1294 | -        | -                  |

**Nota:** \*co-variável utilizada; A negrito são identificados fatores ou interações que tiveram valor significativo no teste estatístico.

Os testes de Tukey, à posteriori, para comparação dos três cenários (VOPRE x AG; VOPOS x AG; VOPRE x VOPOS), por forma a ver entre que cenários existiam diferenças, revelaram que apenas existem diferenças significativas entre os Cenários VOPRE e VOPOS ( $P < 0,05$ ), o que significa que, tendo em conta a co-variável definida (i.e. comprimento dos peixes), os pesos apenas variam significativamente entre os cenários de pré e pós regularização.

A partir da observação do gráfico das Regressões Peso-Comprimento para os dois cenários, é possível observar que os peixes do cenário VOPOS possuem uma condição corporal maior que os peixes do cenário VOPRE, mas apenas para as classes dimensionais mais pequenas, isto porque, os peixes da amostra VOPRE ao longo da sua vida vão aumentando o seu peso (associado ao crescimento alométrico

positivo) enquanto os peixes da amostra VOPOS vão aumentando o seu peso proporcionalmente ao seu comprimento (associado ao crescimento isométrico), o que leva à sobreposição das retas nas classes dimensionais maiores, registrando-se por isso diferenças na condição corporal dos peixes do cenário VOPOS apenas nas classes dimensionais mais pequenas (Figura 3.33).



**Figura 3.33. Regressão Peso-Comprimento para os cenários VOPRE e VOPOS.**

## 4. CAPÍTULO 4 – DISCUSSÃO

### 4.1. Impactos da regularização de caudal no regime hidrológico e térmico

A análise hidrológica efetuada permitiu observar diferenças no rio Vouga, no ano 2016, após a regularização de caudal para fins hidroelétricos originada pela entrada em funcionamento do AHRE. Essas diferenças registam-se ao nível da magnitude e da variabilidade/amplitude de caudal, nomeadamente nos meses de inverno e verão.

O padrão geral de variação de caudal, em termos de sazonalidade, observado no período pré-regularização assemelha-se ao registado no rio Águeda (afluente não-regularizado utilizado como situação de referência) apesar deste último sistema, provavelmente por ser um sistema mais pequeno que o rio Vouga, apresentar valores mais baixos em termos de magnitude e variação. A variação sazonal de caudal observada é típica dos sistemas mediterrânicos, e observa-se em rios de caudal natural, em que ocorre um pico de caudal mais elevado na estação de inverno, relacionado com a altura em que ocorre maior pluviosidade e depois uma situação de “stress hídrico”, com magnitudes muito baixas de caudal, no período estival (i.e. estação de verão); (Quintella *et al.*, 2014). Contudo, este padrão é diferente no período pós-regularização, não se observando apenas um pico típico de caudal mais elevado na estação de inverno, e verificando-se que para este período a magnitude de caudal é consideravelmente superior durante os meses de inverno e verão, quando comparada com a magnitude de caudal registada para estes mesmos meses, no período pré-regularização e na situação de referência (considerados sistemas de caudal não-regularizado). De forma geral, observa-se ainda um pico com magnitude de caudal mais elevada também na estação de primavera, nos meses de abril e maio, coincidentes com o período de migração relativo à época reprodutora da espécie-alvo (Freyhof & Kottelat, 2008). Estes valores mais elevados de caudal, relativos à estação de inverno e primavera, no período pós-regularização, estarão associados ao funcionamento do AHRE, mas também a fatores climáticos como a pluviosidade. Porém, o ano 2016 em Portugal Continental, foi normal quanto à quantidade de precipitação (IPMA, 2017). No caso da estação de verão, a magnitude relativamente constante e mais elevada de caudal, no período pós-regularização, encontra-se sobretudo associada à regularização do rio. Estes valores de magnitude mais elevada, pós-regularização, relativamente aos períodos de seca, observam-se noutros rios regularizados para fins hidroelétricos (e.g. rio Mondego; Quintella *et al.*, 2014) e com amplitudes de valores semelhantes (caudal médio mensal durante o período estival, Mondego pré-regularização: 1,34 m<sup>3</sup>/s e Vouga pré-regularização: 1,44 m<sup>3</sup>/s; Mondego pós-regularização: 9,38 m<sup>3</sup>/s e Vouga pós-regularização: 8,73 m<sup>3</sup>/s).

O fenómeno do *hydropeaking* é visível essencialmente em termos diários, quando ocorrem oscilações repentinas entre níveis de caudal (reduzido ou elevado) associadas ao turbinamento e libertação para jusante de água acumulada na albufeira das barragens com intuito de satisfazer as necessidades imediatas em termos de energia elétrica (e.g. Woolsey *et al.*, 2005; Gostner *et al.*, 2011; Jones, 2013). O funcionamento do AHRE, a um nível diário, permite observar que num dia típico de inverno tendem a ocorrer oscilações de caudal de modo frequente ao longo do dia (ou seja, várias vezes ao dia) com uma variação que pode chegar aos 30,49 m<sup>3</sup>/s, e que num dia típico de verão apenas tende a ocorrer uma oscilação diária de caudal com uma variação de 7,13 m<sup>3</sup>/s. Estas diferenças em termos diários podem ter efeitos no movimento e comportamento da espécie-alvo, que terá de adaptar-se/responder a esta variabilidade diária de caudal que não é sempre a mesma entre as diferentes estações do ano. Esta variabilidade em termos de flutuação diária de caudal vai contrastar significativamente com a variabilidade diária natural que existia pré-regularização. Estas flutuações diárias de caudal relacionadas com o *hydropeaking* podem ser observadas noutros estudos, em que existe uma tendência

para ocorrer um aumento considerável na magnitude de caudal e uma variação ao longo do dia (Gostner *et al.*, 2011).

Em relação ao regime térmico, não foram registadas diferenças significativas nos valores deste parâmetro entre os períodos pré e pós-regularização medidos no mesmo local (temperatura média anual pré-regularização: 14,62 °C; pós-regularização: 15,69 °C), isto pode estar relacionado com a circunstância de se estar a comparar dois anos distintos e não séries temporais mais longas, podendo haver influência da temperatura atmosférica. No geral, as temperaturas atmosféricas médias sazonais, coincidentes com o período pós-regularização, pelo menos relativas às estações do verão e primavera foram superiores (temperatura média relativa a estas duas estações: 19,17 °C) às registadas no período pré-regularização (17,9 °C). Por outro lado, as estações de inverno e outono, referentes ao período de pré-regularização, registaram temperaturas médias sazonais (13,9 °C) muito próximas às registadas no período pós-regularização (13,51 °C) (IPMA, 2017). Esta variabilidade atmosférica decerto interfere na variabilidade da temperatura da água tornando difícil observar um possível efeito do hydropeaking neste fator utilizando apenas um ano pré e um ano pós-regularização. Nesse sentido, os resultados referentes à análise da existência de um gradiente térmico para o período pós-regularização, podem permitir revelar de uma forma mais clara e fidedigna o efeito da regularização para fins hidroelétricos. Neste caso essa avaliação é feita num período de um ano apenas, sendo que a influência da temperatura atmosférica terá sido a mesma. Neste estudo verifica-se a existência de um gradiente térmico que muito provavelmente estará associado à regularização de caudal, observando-se diferenças na temperatura média de uma zona monitorizada a montante, relativamente a duas zonas monitorizadas a jusante do AHRE, no mesmo rio. Para além disso, a zona de referência no rio Águeda regista variações de temperatura semelhantes às registadas no troço do rio Vouga monitorizado a montante, pelo que, as diferenças registadas a jusante e entre os dois cursos de água não estarão ligadas à interferência de um qualquer outro fator ambiental. Na estação de inverno, as zonas a jusante da barragem revelam temperaturas superiores que vão até 4 °C de diferença relativamente à zona a montante (Vouzela) e ao sistema de referência (Redonda). Estas podem estar relacionadas com as características hidromorfológicas do troço visto que zonas a montante são normalmente por si só mais ensombradas e de altitudes superiores, e por outro lado pelo facto de no inverno haver menos tendência para se estabelecer uma termoclina, sobretudo em massas de água mais pequenas como a albufeira de Ermida, que com a existência de mais vento e consequentemente mais mistura entre camadas, pode fazer diminuir o efeito térmico a jusante da barragem. Contudo, relativamente à estação de verão, o efeito térmico associado ao funcionamento da barragem é mais perceptível, através da libertação de água de origem hipolimnética, ou seja, do fundo da coluna de água, tornando a temperatura da água mais fria a jusante (Carvoeiro e Lamas do Vouga), visto que no verão é onde a termoclina na albufeira a montante é mais acentuada e as diferenças de temperatura são maiores entre as camadas superficiais e de fundo da coluna de água. As zonas a jusante, no verão, podem registar uma diferença térmica de menos 4 a 5 °C relativamente à zona monitorizada a montante da barragem (Vouzela) e o sistema de referência (Redonda). Esta diferença na ordem dos 4-5°C foi também observada durante a primavera, a uma escala diária, no rio Mondego, também regularizado para fins de produção hidroelétrica (Quintella *et al.*, 2014). Alguns estudos recentes em rios alpinos, referem também alterações térmicas a uma escala sazonal com intervalos de mais 3-4 °C no inverno e menos 5-6 °C no verão a jusante de infraestruturas hidroelétricas (Zolezzi *et al.*, 2010; Maiolini *et al.*, 2011).

As alterações repentinas no regime hidrológico e as consequentes alterações no regime térmico provocadas pela libertação de água de origem hipolimnética podem afetar a disponibilidade de habitat e por sua vez a distribuição de comunidades bentónicas e peixes que delas se alimentam (Poff *et al.*, 1997; Maiolini *et al.*, 2011; Alexandre *et al.*, 2015a).

#### 4.2. Comportamento e Padrão de Movimento da espécie-alvo

A análise ao fator COMPORTAMENTO aponta para a existência de dois perfis comportamentais distintos no conjunto de barbos monitorizados durante o período pós-regularização, associados às diferenças significativas evidenciadas pela *Distância Máxima Percorrida* ( $D_{máx}$ ) pelos indivíduos pertencentes aos dois grupos. Os resultados obtidos demonstram que a espécie alvo tem a capacidade de percorrer longas distâncias (distância máxima registada: 24,97 km) que provavelmente estarão associadas a deslocações para montante, para áreas de reprodução, e a deslocações para jusante, para áreas de alimentação (Grupo B). As longas distâncias sazonais percorridas registadas para este grupo, assemelham-se às sugeridas por outros estudos para a espécie *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758), cujos movimentos sazonais podem ser superiores a 20 km (Lucas & Frear, 1997; Vocht & Baras, 2005). Este perfil identificado contrasta com o comportamento de outros indivíduos da população estudada que tendem a utilizar um troço mais reduzido de rio, neste caso localizado mais a montante na bacia hidrográfica (Grupo A). Para além da contribuição da variável relativa à *Distância Máxima Percorrida*, as variáveis *Homemed* e *Ncore* também contribuem para as diferenças entre os dois grupos identificados, sendo que os indivíduos do grupo A parecem fazer uma utilização mais heterogénea/repartida do espaço (i.e. exibem maior *Número de Core ranges*) que os indivíduos do grupo B que utilizam áreas mais contínuas e, geralmente, com apenas um *core range*.

A análise ao fator REGULARIZAÇÃO permitiu verificar que destes dois grupos comportamentais, apenas o grupo comportamental B apresenta diferenças significativas relativamente à amostra pré-regularização, sendo que a principal variável que contribui para essas diferenças é a  $D_{máx}$ , a mesma que contribui para a diferença comportamental entre os dois grupos monitorizados no período pós-regularização. Segundo esta análise, parecem ser os barbos do grupo B que contribuem para as diferenças relativamente à regularização. As principais diferenças estão associadas às *Distâncias Máximas Percorridas* e aos *home ranges* (*Homextens*) que são significativamente maiores para o grupo B pós-regularização (média *home ranges*: 3812 m) que para a amostra pré-regularização (1684 m). Os resultados de um estudo anterior realizado com esta mesma população mas num período pré-regularização e comparando as situações de regularização com fins hidroelétricos versus não-regularização, em rios distintos (i.e. Mondego vs Vouga), mostravam que os barbos do rio Vouga pré-regularização apresentavam áreas vitais mais pequenas e fragmentadas enquanto os barbos do rio regularizado (i.e. rio Mondego) utilizavam uma extensão de rio mais alargada e contínua (Quintella *et al.*, 2014; Alexandre *et al.*, 2015a). Neste caso, parecem existir algumas semelhanças entre o comportamento demonstrado pelos barbos da população do Mondego e os barbos do grupo B da população do Vouga, ambas sujeitas à regularização do rio para fins hidroelétricos. Em ambos os casos de regularização para fins hidroelétricos, os barbos evidenciam a utilização de áreas mais contínuas e alargadas. Contudo, a amostra do grupo A identificado pós-regularização no rio Vouga não apresenta diferenças consideradas significativas relativamente à amostra monitorizada no período de pré-regularização, exibindo semelhanças em termos de utilização do espaço, nomeadamente áreas vitais mais pequenas e fragmentadas. Outros estudos recentes, mas realizados com salmónídeos (e.g. juvenis de salmão do Atlântico, *Salmo salar*; Linnaeus, 1758) e recorrendo ações de manipulação de caudal, revelam uma ampla variação individual no comportamento destes peixes, evidenciando também *home ranges* mais extensos em resposta ao hydropeaking, e destacando três tipos de grupos com diferentes respostas comportamentais: i) juvenis que não se movem durante as experiências; ii) juvenis que utilizam uma área definida no rio movendo-se em todas as direções; e iii) juvenis que se moveram, i.e., viajaram longas distâncias. Esses movimentos parecem relacionar-se positivamente com alterações de caudal, redução de luz e mudanças de habitat (Boavida *et al.*, 2016). Neste estudo, um dos tipos de resposta comportamental evidenciado pelos juvenis de salmão relativamente ao hydropeaking parece assemelhar-se ao tipo de resposta apresentada pelos barbos do grupo B pós-regularização, em que os

indivíduos se movimentam e percorrem longas distâncias, porém há que ter em conta o facto de se tratarem de espécies diferentes com características bio-ecológicas e comportamentos migratórios distintos. No entanto, isto pode sugerir que o comportamento evidenciado pelo grupo B pode estar relacionado com o hydropeaking sendo a resposta deste grupo um movimento longo para jusante. Esta resposta pode estar relacionada com as alterações dos níveis de caudal nomeadamente do aumento da magnitude de caudal a jusante durante a época estival, que coincide exatamente com a altura em que os barbos do grupo B percorreram essa longa distância. O aumento da disponibilidade de habitat e até de recursos alimentares (i.e. arrastamento de macroinvertebrados bentónicos) a jusante promovido pelas descargas efetuadas pela barragem (e.g. Cereghino *et al.*, 2002; Bruno *et al.*, 2010) podem justificar este comportamento. Por outro lado, apesar de no presente estudo parecer existir um efeito do hydropeaking no grupo B e dos resultados se assemelharem em alguns aspetos aos encontrados em outros estudos para rios com características semelhantes, deverá considerar-se a hipótese de o aparecimento deste grupo poder estar associado a outros fatores (e.g. diferentes períodos de captura para a amostra pós-regularização) que levaram à marcação de duas frações da população no período pós-regularização (grupo A e B) e que de certa forma contribuíram para as diferenças registadas. Neste sentido, o hydropeaking pode não ser a origem do aparecimento de indivíduos com o perfil comportamental evidenciado no grupo B mas contribuir para acentuar as diferenças comportamentais das duas frações da população marcadas e por sua vez das diferenças entre a amostra pré-regularização e o grupo B pós-regularização, promovendo por exemplo o aumento da *Distância Máxima Percorrida* por este grupo. Como já referido, o aumento dos níveis de caudal devido ao hydropeaking no período pós-regularização pode permitir um maior movimento ao longo do rio e até facilitar a transposição de açudes que constituem barreiras à migração (e.g. os níveis de caudal mais elevados nos meses de abril e maio poderão ter facilitado a migração na época de reprodução). É provável que os barbos do grupo B, na época de reprodução, não encontrem o habitat adequado a jusante e por essa razão movem-se para montante à procura de áreas mais propícias, nomeadamente zonas pouco profundas, com substrato de areia, gravilha ou cascalho, e onde a água se apresenta bem oxigenada e com corrente média a forte (e.g. Pinheiro, 2009). Por outro lado, e apesar de ser sugerido que a regularização de caudal (i.e. hydropeaking) pode contribuir para os comportamentos observados, a identificação de dois perfis distintos no período pós-regularização (A e B) pode tratar-se de um exemplo de migração parcial que ocorre quando uma população é composta de indivíduos migradores e residentes. Este tipo de migração é mais estudado em grupos de animais como as aves (Nilsson *et al.*, 2011) contudo, existem trabalhos recentes, sobre este conceito de “migração parcial” em peixes, que comparam os fenótipos migratórios e residentes para perceber quais os fatores ecológicos que promovem a evolução da migração parcial (Chapman *et al.*, 2011c; Skov *et al.*, 2011; Chapman *et al.*, 2012). No caso dos peixes, a migração parcial para reprodução, por exemplo, pode ser ignorada como estratégia nos anos em que os indivíduos não possuem reservas de energia suficientes para migrar e também investem na produção de gónadas e ovos, principalmente se envolverem migrações de longas distâncias que acarretam muitos custos energéticos ou que requerem capacidade de alternar entre os modos de osmorregulação (e.g. espécies diádromas); (Chapman *et al.*, 2012).

### 4.3. Idade, Crescimento e Condição Corporal

A análise relativa ao efeito do hydropeaking no crescimento dos peixes mostrou a existência de diferenças significativas nos incrementos anuais entre os períodos PRÉ e PÓS regularização/2015, e nas idades analisadas (I, II, III e IV), porém não revelou diferenças nos incrementos anuais entre rios (Vouga e Águeda). Por outro lado, revelou diferenças nos incrementos anuais entre os períodos PRÉ e PÓS regularização/2015 para a idade III. Estas diferenças sugeridas para a idade III, poderiam estar associadas a um efeito do hydropeaking no crescimento dos peixes após a construção da barragem, contudo como não se observaram diferenças nos períodos PRÉ e PÓS, entre rios, estas diferenças podem dever-se a outro fator que não a regularização. Para confirmar o fator regularização seria necessário que houvesse diferenças significativas nos incrementos anuais entre o rio impactado (Vouga) e o rio de referência (Águeda), nomeadamente no período PÓS regularização/2015.

Assim, a inexistência de diferenças significativas nos incrementos anuais no período PÓS regularização/2015, entre os dois rios, remete-nos para a possível existência de outro fator que não a regularização do rio (e.g. fator ambiental ou um desvio biológico natural), associado às diferenças entre os períodos PRÉ e PÓS regularização/2015, que interfere em ambos os rios e não está por isso relacionado com o efeito do hydropeaking. Os resultados de um estudo recente com o mesmo objetivo de avaliar o efeito do hydropeaking na relação idade-crescimento, mas neste caso em trutas (e.g. truta de riacho, *Salvelinus fontinalis*; Mitchell, 1814) e recorrendo à determinação da idade e crescimento dos peixes com base nos seus otólitos, revela que o comprimento nas diferentes classes de idade avaliadas (I, II, III, IV e V) tende a ser maior em todas essas classes no rio regularizado (i.e. com hydropeaking) que no rio não regularizado (i.e. caudal natural) (Kelly *et al.*, 2016). Outro estudo que avaliou também o crescimento anual, estimado a partir de retro cálculo de otólitos, mas neste caso em três espécies diferentes (*Rhinichthys cataractae* Valenciennes, 1842; *Cottus cognatus* Richardson, 1836 e *Percopsis omiscomaycus* Walbaum, 1792) obteve o mesmo tipo de resultados, observando-se um crescimento anual maior no rio regularizado que no rio não regularizado para cada uma das espécies estudadas (Kelly *et al.*, 2017). Porém, no presente estudo não foram encontradas diferenças significativas nos incrementos anuais, entre rios, no período PÓS regularização/2015, pelo que os resultados contestam os resultados obtidos nos estudos referidos anteriormente.

Em contraste, a análise efetuada para avaliar o efeito do hydropeaking na condição corporal dos peixes do rio impactado, revelou diferenças significativas na condição de Fulton entre os três cenários avaliados (VOPRE, VOPOS e AG), sendo que essa condição foi maior no cenário VOPOS e AG que no cenário VOPRE. Neste caso, o facto de se registarem diferenças entre o cenário VOPRE e AG, parece indicar que para esta análise o rio Águeda não constitui uma boa situação de referência. Por outro lado, esta análise mostrou ainda que as diferenças na condição de Fulton entre cenários não estão relacionadas com o fator ÉPOCA do ano (inverno e verão).

Complementarmente e de forma semelhante, a análise da relação peso-comprimento, também evidenciou diferenças significativas na condição corporal dos peixes, mas neste caso, apenas entre os cenários VOPRE e VOPOS, e para as classes dimensionais mais pequenas (aproximadamente até 180 mm). Estas diferenças registadas apenas nas classes dimensionais mais jovens parecem estar relacionadas com diferenças no crescimento evidenciados entre cenários VOPRE e VOPOS e sugerem a existência de uma melhor condição corporal dos peixes mais pequenos, para o período pós-regularização. Isto poderá estar associado a uma maior e mais rápida disponibilidade de alimento, nomeadamente dos *taxa* mais consumidos pelos barbos de menor dimensão que é assegurada pelas descargas realizadas pela barragem. O barbo-comum é uma espécie omnívora, com dieta bentónica (Encina y Granado-Lorencio, 1990, 1997; Pinheiro, 2009). Estudos mostram que o tipo de alimentação da espécie tende a variar com o tamanho, sendo que os barbos grandes consomem sobretudo detritos e presas de grande dimensão (Ephemeroptera, Odonata) mas também presas pequenas (larvas de dípteros)

(Magalhães, 1992). Contudo, apesar das larvas de dípteros serem a base da dieta em todas as classes de tamanho, são consumidas em maior proporção pelos peixes pequenos, bem como os heterópteros (insectos aquáticos) (Collares-Pereira *et al.*, 1996). Alguns estudos experimentais revelam que as larvas de quironomídeos tendem a atingir o máximo de densidade na deriva/arrastamento após 5-10 minutos da chegada da onda de hydropeaking (Bruno *et al.*, 2010). Segundo a literatura, o *taxon* Chironomidae tende a ser o *taxon* dominante no arrastamento de invertebrados bentônicos causado pelo pico de caudal turbinado (e.g. Imbert & Perry, 2000) e a responder imediatamente quando se aumenta a descarga (Jacob *et al.*, 2003), sendo que em experiências em que o caudal é aumentado pouco a pouco este *taxon* tende a atingir valores elevados no arrastamento após o segundo ou terceiro aumento nessa descarga (i.e. 60-90' a partir do início do aumento da descarga), isto porque vivem na margem e em secções de fluxo lento (Bruno *et al.*, 2010). O hydropeaking pode provocar um arrastamento através do aumento da velocidade da água e tensão de cisalhamento no leito do rio que acaba por descarregar os organismos a jusante (e.g. Cereghino *et al.*, 2002; Bruno *et al.*, 2010). Estes efeitos diretos e óbvios do hydropeaking nas comunidades bentônicas podem refletir-se ao nível da condição corporal das comunidades piscícolas que delas se alimentam e originarem as diferenças de condição corporal observadas. Estas diferenças relativas à condição corporal, entre o cenário pré e pós-regularização não são encontradas em estudos recentes, sendo que no estudo citado anteriormente em que se avaliou a relação peso-comprimento das trutas face ao hydropeaking, num rio regularizado relativamente a um rio não regularizado, não se encontraram diferenças entre rios (Kelly *et al.*, 2016). De forma semelhante, no presente estudo, apenas foram encontradas diferenças significativas entre os cenários de pré e pós-regularização e não entre rios. Por outro lado, o outro estudo referido que também avaliou a condição corporal, mas em três espécies diferentes, encontrou diferenças entre o rio regularizado e não regularizado para cada uma das espécies. Sendo que, segundo este estudo, as três espécies ganharam peso a um ritmo mais rápido com o aumento do comprimento no rio regularizado em relação ao rio não regularizado (Kelly *et al.*, 2017). Estes mesmos estudos referidos destacam a necessidade de estudos futuros para considerar múltiplas espécies e múltiplos indicadores da saúde dos peixes com o intuito de caracterizar melhor os impactos da regularização dos rios nas comunidades piscícolas a jusante (Kelly *et al.*, 2016; Kelly *et al.*, 2017).

Em suma, neste estudo, os resultados referentes à idade-crescimento não parecem indicar um efeito do hydropeaking mas os resultados relativamente à condição corporal indicam que sim. Esses efeitos parecem dar-se pelo menos nas classes dimensionais até aos 180 mm de comprimento coincidentes neste estudo com indivíduos de idade III.

## 5. Considerações finais: propostas de medidas de gestão

Este estudo aponta para uma alteração da magnitude, variação e padrão sazonal do regime de caudal decorrente da construção do AHRE no rio Vouga. Para além disso, o seu funcionamento através da libertação de água de origem hipolimnética promove um gradiente térmico ao longo do rio Vouga que é notável a jusante principalmente durante o período de verão e primavera. Neste caso, a avaliação da existência de um gradiente térmico em termos espaciais tornou-se mais vantajosa do que apenas ter uma análise térmica comparativa baseada em dois anos distintos que não apresentou diferenças significativas. O regime hidrológico e o regime térmico desempenham um papel fundamental na integridade e composição do ecossistema e possuem uma elevada relevância nos ciclos de vida das espécies piscícolas (Poff *et al.*, 1997; Olden & Naiman, 2010). As alterações no padrão/dinâmica natural dos regimes de caudais e de temperatura podem influenciar a distribuição dos organismos fluviais (Poff *et al.*, 1997; Lytle & Poff, 2004). Na análise hidrológica efetuada ficou perceptível que existe uma alteração na magnitude de caudal no período de estio semelhante à encontrada noutros rios regularizados para fins hidroelétricos (e.g. rio Mondego) (Quintella *et al.*, 2014). Em rios regularizados, a magnitude de caudal mais elevada nos períodos de seca reduz o stress hídrico típico dos ecossistemas mediterrânicos ao qual as espécies piscícolas se encontram adaptadas (Gasith & Resh, 1999; Quintella *et al.*, 2014). No caso das barragens com fins hidroelétricos (i.e. hydropeaking) o seu funcionamento para além de provocar impactos na magnitude de caudal, faz com que exista uma variação em termos de frequência e duração dos níveis de caudal a uma escala diária que pode fazer reduzir a quantidade e a qualidade de habitat disponível para o biota aquático a jusante (Scruton *et al.* 2003; Quintella *et al.*, 2014). O funcionamento do AHRE a uma escala diária evidencia esse tipo de variações artificiais que possuem um padrão de variação diário diferente consoante a estação do ano (i.e. inverno e verão). No caso da ictiofauna, que é muito suscetível a alterações de habitat e variações abruptas de caudal, isto pode resultar em movimentações para zonas onde o impacto provocado pela regularização de caudal seja diminuído (Bunt *et al.*, 1999; Scruton *et al.* 2003). As análises à avaliação do comportamento e padrão de movimento da espécie-alvo face à regularização mostraram a possibilidade de existir um efeito do hydropeaking no comportamento e movimento de alguns indivíduos pertencentes a uma das frações da população estudada. Esses indivíduos marcados pós-regularização tendem a percorrer longas distâncias e utilizam maiores extensões do rio quando comparados com os indivíduos marcados no período pré-regularização que utilizam áreas menores e mais fragmentadas. Este facto poderá estar de certo modo relacionado com a alteração do regime de caudal, que promove um maior movimento dos peixes pós-regularização devido à disponibilidade de habitat e até de recursos alimentares a jusante. A quantidade de habitat disponível durante o período estival tende a ser maior devido às descargas feitas pela barragem. Por outro lado, as descargas podem providenciar uma disponibilidade de alimento maior ao longo do rio através do arrastamento de macroinvertebrados bentónicos. Contudo a análise dos resultados obtidos não conseguiu ser completamente esclarecedora, uma vez que a diferença comportamental identificada no período pós-regularização, que distinguiu a amostra em dois grupos comportamentais diferentes (Grupo A e B), revelou que apenas os indivíduos pertencentes ao grupo B respondem a um efeito do hydropeaking e por sua vez evidenciam um comportamento semelhante ao identificado noutros estudos em rios regularizados (e.g. Quintella *et al.* 2014). Para além disso, a diferente abordagem metodológica pré-regularização (i.e. um período de captura e marcação; Janeiro) e pós-regularização (i.e. dois períodos de captura e marcação; Março e Junho) pode estar na origem das diferenças comportamentais encontradas, sendo que o aparecimento do grupo B pode não estar portanto diretamente relacionado com a regularização do rio mas com uma questão de migração parcial. Apesar dos resultados em relação ao impacto do hydropeaking serem pouco esclarecedores, esta diferença comportamental identificada no período pós-regularização torna-se bastante relevante, no sentido em que permite perceber que a espécie-alvo estudada tem a capacidade de percorrer longas distâncias, o que poderá estar associado

provavelmente a um comportamento “migratório” (Grupo B), mas que nem todos os indivíduos da população exibem esse comportamento (Grupo A). A análise a esta componente sugere que:

- o impacto do hydropeaking no movimento e comportamento dos peixes terá de ser reanalisado de maneira a compreender a sua relação com a existência de diferentes grupos comportamentais dentro das populações desta espécie (i.e. conceito migração parcial);
- a diferença comportamental detetada neste estudo deve ser tida em conta na definição dos períodos de captura e marcação da espécie-alvo em estudos científicos e planos de monitorização futuros que envolvam trabalhos de telemetria, principalmente quando se quer estudar os impactos de ações antropogénicas nos ciprinídeos potamódromos;
- são ainda necessários estudos científicos em diferentes cenários hidrológicos e com outras espécies potamódromas que permitam compreender melhor os padrões comportamentais identificados;
- o funcionamento do AHRE tenha em conta valores máximos e mínimos de magnitude e variabilidade de caudal que de alguma forma mimetizem as características originais dos regimes de caudais naturais dos cursos de água, importantes para promover a realização dos principais processos ecológicos da fauna piscícola (e.g. reprodução) e para garantir a persistência das populações piscícolas (Poff *et al.*, 1997; Quintella *et al.*, 2014);
- a manutenção de níveis de caudal mais elevados associados ao funcionamento do AHRE durante o período estival, pode constituir um impacto positivo no que respeita a utilização pela ictiofauna do troço regularizado, ao promover um aumento na disponibilidade de habitat e, paralelamente, ao mitigar a situação de stress hídrico a que normalmente a fauna piscícola está sujeita nesta época do ano;
- deve ser feita a monitorização da temperatura a montante e a jusante do AHRE, a fim de reconhecer e minimizar possíveis impactos da libertação de água de origem hipolimnética, nomeadamente durante o período de verão e primavera, na distribuição e sobrevivência da ictiofauna.

Relativamente à análise do impacto do hydropeaking no crescimento dos peixes para os primeiros quatro anos de idade (idade IV) os resultados não revelaram diferenças significativas nos incrementos anuais entre o rio regularizado (Vouga) e o rio não regularizado (Águeda) para o período pós-regularização ou pós 2015 (no caso da população do rio Águeda). Por outro lado, as análises à condição corporal indicam a existência de diferenças significativas para as classes dimensionais mais pequenas entre os cenários de pré e pós-regularização. As diferenças encontradas podem ser explicadas pela existência de uma maior disponibilidade de alimento num curto espaço de tempo. Este facto pode dever-se à influência do hydropeaking no arrastamento e conseqüente aumento da densidade dos macroinvertebrados bentónicos mais consumidos pelos peixes mais jovens, a jusante. A avaliação e as diferenças encontradas nesta componente sugerem:

- a necessidade de mais estudos científicos que permitam avaliar os impactos do hydropeaking, a longo-prazo, na condição corporal das espécies piscícolas dos ecossistemas Mediterrânicos, e que relacionem a disponibilidade de alimento com a dieta e a condição corporal exibida pelas espécies estudadas;
- a necessidade de se efetuar o controlo e a monitorização contínua das componentes biológicas a jusante dos aproveitamentos hidroelétricos (nomeadamente em relação à abundância e riqueza de macroinvertebrados bentónicos);
- a necessidade de se elaborarem planos de monitorização que avaliem não só a estrutura e composição das comunidades biológicas a jusante dos aproveitamentos hidroelétricos, mas também questões de índole mais biológica (i.e. crescimento; condição corporal) em resposta

a este tipo de impacte antropogénico. Para tal, sugere-se que os Estudos de Impacte Ambiental (EIA) que habitualmente são elaborados previamente à construção dos aproveitamentos hidroelétricos tenham também em conta a recolha de dados de carácter mais biológico, numa situação prévia à instalação dos aproveitamentos hidroelétricos. Sendo que estes dados recolhidos numa situação de referência, são fundamentais para avaliar os impactos nas respostas biológicas dos indivíduos.

Assim, conclui-se que o hydropeaking constitui um fenómeno complexo cujos efeitos são difíceis de isolar e avaliar por darem origem a resultados muitas vezes divergentes. Neste sentido, e apesar de habitualmente existirem incompatibilidades entre o funcionamento de uma barragem numa perspectiva de maximizar a produção hidroelétrica e a gestão destes aproveitamentos de forma a mitigar os efeitos da respetiva regularização de caudal (Quintella *et al.*, 2014), estudos como este reforçam a importância de continuar a desenvolver um trabalho conjunto e integrado entre as entidades gestoras dos empreendimentos hidráulicos, as entidades gestoras do ambiente e a academia, com o fim de garantir a sustentabilidade dos recursos fluviais, a função ecológica do rio e a compatibilização de outros usos (e.g. pesca comercial e recreativa, captação de água para abastecimento doméstico, agrícola e industrial, usos recreativos, produção hidroelétrica).

## 6. Referências bibliográficas

- Alexandre CM, Almeida PR, Neves T, Mateus CS, Costa JL, Quintella BR. 2015a. Effects of flow regulation on the movement patterns and habitat use of a potamodromous cyprinid species. *Ecohydrology* **9**: 326-340.
- Alexandre CM, Ferreira MT, Almeida PR. 2015b. Life history of a cyprinid species in non-regulated and regulated rivers from permanent and temporary Mediterranean basins. *Ecohydrology* **8**: 1137-1153.
- Alexandre CM, Sales S, Ferreira MT, Almeida PR. 2015c. Food resources and cyprinid diet in permanent and temporary Mediterranean rivers with natural and regulated flow. *Ecology of Freshwater Fish* **24**: 629-645.
- Alexandre CM. 2014. Ecological impact of streamflow variability in the bio-ecology of freshwater fishes from permanent and temporary Mediterranean river systems. Tese de Doutorado, Universidade de Évora.
- Allan JD, Flecker AS. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* **43**, 32–43.
- Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR. 2008. *PERMANOVA for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E Ltd.: Plymouth, United Kingdom.
- Aparicio E, De Sostoa, A. 1999. Pattern of movements of adult *Barbus haasi* in a small Mediterranean stream. *Journal of Fish Biology.*, **55**: 10861095.
- Araújo CC, Flynn MN, Pereira WRL. 2011. Fator de condição e relação peso-comprimento de múgil curema valenciennes, 1836 (Pisces, mugilidae) como indicadores de estresse Ambiental. *ResearchGate*. RevInter Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade **4**: 51-64.
- ArcGIS Pro. <http://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/how-kernel-density-works.htm> (consultado a Novembro de 2017).
- Aristi I, Arroita M, Larrañaga A, Ponsatí L, Sabater S, Schiller Dv, Elozegi A, Acuña V. 2014. Flow regulation by dams affects ecosystem metabolism in Mediterranean rivers. *Freshwater Biology* **59**: 1816-1829.
- Arthington AH. 2012. *Environmental flows: Saving rivers in third Millennium*. University of California Press: Los Angeles, California, USA.
- Bagenal T. 1978. *Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters*. 3ª Edição. Blackwell Scientific Publications. Oxford London Edinburgh Melbourne. 219pp.
- Bain MB, Finn JT, Booke HE. 1988. Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology* **69**: 382–392.
- Baron JS, Poff NL, Angermeier PL, Dahm CN, Gleick PH, Hairston NG, Jackson RB, Johnston CA, Richter BD, Steinman AD. 2002. Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecological Applications* **12**: 1247-1260.
- Berland GT, Nickelsen T, Heggenes J, Okland F, Thorstad EB, 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, Harby A, Clarke KD, Heggenes J. 2016. Move or stay: habitat use and movements by Atlantic salmon parr (*Salmo salar*) during induced rapid flow variations. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-016-2931-3.
- Boavida I, Santos JM, Ferreira MT, Pinheiro A. 2013. Fish Habitat-Response to Hydropeaking. IAHR Congress.
- Boccardy JA, Cooper EL. 1963. The use of roterone and electrofishing in surveying small streams. *Transactions of the American Fisheries Society*. **92**, 307-310.

- Bond N, McMaster D, Reich P, Thomson JR, Lake PS. 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.
- Braga FM de S. 1986. Estudo entre o fator de condição e relação peso-comprimento para alguns peixes marinhos. *Revista Brasileira de Biologia* **46**: 339-346.
- Bruno M, Maiolini B, Carolii M, Silveri L. 2010. Short time-scale impacts of hydropeaking on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Limnologia* **40**: 281-290.
- Bunn SE, Arthington AH. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* **30**: 492-507.
- Bunt CM, Cooke SJ, Katopodis C, Mckinley RS. 1999. Movement and summer habitat of brown trout (*Salmo trutta*) below a pulsed discharge hydroelectric generating station. *Regulated Rivers: Research and Management* **15**: 395-403.
- Câmara Municipal de Águeda. Viver em Águeda - Ambiente e Sustentabilidade – Água – Recursos Hídricos. <https://www.cm-agueada.pt> (consultado a 22/01/2017).
- Céréghino R, Cugny P, Lavandier P. 2002. Influence of Intermittent Hydropeaking on the Longitudinal Zonation Patterns of Benthic Invertebrates in a Mountain Stream. *International Review of Hydrobiology*, **87**: 47-60.
- Chapman BB, Hulthén K, Blomqvist DR, Hansson L-A, Nilsson J-Å, Brodersen J, Nilsson PA, Skov C, Brönmark C. 2011c. To boldly go: individual differences in boldness influence migratory tendency in a cyprinid fish. *Ecology Letters* **14**, 871–876.
- Chapman BB, Hulthén K, Brodersen J, Nilsson PA, Skov C, Hansson L-A, Brönmark C. 2012. Partial migration in fishes: causes and consequences. *Journal of Fish Biology* **81**, 456–478.
- Collares-Pereira MJ, Martins MJ, Pires AM, Geraldés AM, Coelho MM. 1996. Feeding behaviour of *Barbus bocagei* assessed under a spatio-temporal approach *Folia Zoologica*, **45(1)**: 65-76.
- Crook DA. 2004. Is the home range concept compatible with the movements of two species of lowland river fish? *Journal of Animal Ecology* **73**: 353-366.
- De Vocht A, Baras E. 2005. Effect 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. FAO/COISPA, Rome.
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata ZI, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard A-H, Soto D, Stiassny MLJ, Sullivan CA. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* **81**: 163-182.
- Dudgeon D. 2000a. Large-scale hydrological alterations in tropical Asia: prospects for riverine biodiversity. *BioScience* **50**, 793–806.
- EC 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for the Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Commission. 327, 1–72.
- Encina L, Granado-Lorencio C. 1990. Morfoecología trófica en el género *Barbus* (Pisces, Cyprinidae). *Limnetica*, **6**: 35-46.
- Encina L, Granado-Lorencio C. 1997. Food habits and food resource partitioning in three coexisting *Barbus* species. *Folia Zoologica*, **46**: 325-336.
- Enders E, Watkinson D, Ghamry H, Mills KH, Franzin WG. 2017. Fish age and size distributions and species composition in a large, hydropeaking Prairie River. *River Research and Applications* **33**: 1246-1256.
- Francis RICC. 1990. Back-calculation of fish length: A critical review. *Journal of Fish Biology* **36**:883-902.
- Fraser CM. 1916. Growth of spring salmon. *Transactions of the Pacific Fisheries Society* 1915: 29-39.

- Freyhof J, Kottelat M. 2008. *Luciobarbus bocagei*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T2584A9458518. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T2584A9458518.en>
- García de Jalón D, Sanchez, P, Camargo JÁ. 1994. Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophytes, macroinvertebrate and fish communities. *Regulated Rivers: Research and Management* **9**: 253-261.
- Gasith A, Resh VH. 1999. Streams in mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology Systematics* **30**: 51-81.
- Gleick, PH. 1996. Water resources. In *Encyclopedia of Climate and Weather* (ed. S. H. Schneider), pp. 817–823. Oxford University Press, New York, USA.
- Gostner W, Lucarelli C, Theiner D, Kager A, Premstaller G, Schleiss AJ. 2011 A holistic approach to reduce negative impacts of Hydropeaking. ISBN 978-0-415-68267-1.
- Gregory KJ. 2006. The human role in changing river channels. *Geomorphology* **79**: 172-191.
- Guy CS, Brown ML. 2007. *Analysis and Interpretation of Freshwater Fisheries Data*. American Fisheries Society: Bethesda, Maryland. 961pp.
- Haxton TJ, Findlay CS. 2008. Meta-analysis of the impacts of water management on aquatic communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **65**: 437-447.
- Herrera M, Hernando JA, Fernandez-Delgado C, Bellido M. 1988. Age, growth and reproduction of the barbel, *Barbus sclateri* (Günther, 1868), in a first order stream in southern Spain. *Journal of Fish Biology* **33**: 371-381.
- Imbert JB, Perry JA. 2000. Drift and benthic invertebrate responses to stepwise and abrupt increases in non-scouring flow. *Hydrobiologia* **436**, 191–208.
- IPMA. 2017. Clima – Boletins Climatológicos. Consultado a 5/12/2017 em <http://www.ipma.pt>
- Jakob C, Robinson CT, Uehlinger U. 2003. Longitudinal effects of experimental floods on stream benthos downstream from a large dam. *Aquatic Sciences* **65**, 223–231.
- Jansson R, Nilsson C, Renöfält B. 2000. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology*, **81**, 899–903.
- Jones NE. 2013. The dual nature of hydropeaking rivers: is ecopeaking possible? *River Research and Applications*, **30**: 521-526.
- Kelly B, Smokorowski K, Power M. 2016. Impact of river regulation and hydropeaking on the growth condition and field metabolism of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*). DOI: 10.1111/eff.12310
- Kelly B, Smokorowski K, Power M. 2017. Growth, condition and survival of three forage fish species exposed to different experimental hydropeaking regimes in regulated river. *River Research and Applications* **33**: 50-62 (2017).
- Kottek M, Grieser J, Beck C, Rudolf B, Rubel F. 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* **15**: 259-263.
- Le Cren ED. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch. (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology* **20**: 201-219.
- Lee RM. 1920. A review of methods of age and growth determination in fishes by means of scales. *Fisheries Investigations, London Series* **2**: 1-32.
- Lévêque C, Balian EV. 2005. Conservation of freshwater biodiversity: does the real world meet scientific dreams? *Hydrobiologia* **542**: 23-26.
- Lobón-Cervía J, Fernández-Delgado C. 1984. On the biology of the barbel (*Barbus barbus bocagei*) in the Jarama river. *Folia Zoologica* **33**: 371-384.
- Lucas MC, Frear PA. 1997. Effects of flowgauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid. *Journal of Fish. Biology.*, **50**: 382-396.
- Lundberg G, Kottelat M, Smith GR., Stiassny MLJ, Gill AC. 2000. So many fishes, so little time: an overview of recent ichthyological discovery in continental waters. *Annals of the Missouri Botanical Gardens* **87**, 26–62.

- Lytle DA, Poff NL. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology and Evolution* **19**: 94-100.
- Magalhaes, MF. 1992. Feeding ecology of the Iberian cyprinid *Barbus bocagei* Steindachner, 1865 in a lowland river. *Journal of Fish Biology*, **40**: 123-133.
- Maheshwari, B.L., Walker, K.F. & McMahon, T.A. 1995. Effects of regulation on the flow regime of the River Murray, Australia. *Regulated Rivers* **10**: 15-38.
- Maiolini B, Bruno MC, Carolii M. 2011. Multiple drift responses of benthic invertebrates to hydropeaking waves. *EUROMECH Colloquium 523*; pp 44-47.
- McMahon, TA, Finlayson, B.L. 2003. Droughts and anti-droughts: the low flow hydrology of Australian rivers. *Freshwater Biology* **48**: 1147-1160.
- Meile T, Boillat JL, Schleiss AJ. 2010. Hydropeaking indicators for characterization of the Upper-Rhone River in Switzerland. *Aquat Sciences* (2011) **73**: 171-182.
- Murchie KJ, Hair KPE, Pullen CE, Redpath TD, Stephens HR, Cooke SJ. 2008. Fish response to modified flow regimes in regulated rivers: research methods, effects and opportunities. *River Research and Applications* **24**: 197-217.
- Naiman RJ, Latterell JJ, Pettit NE, Olden JD. 2008. Flow variability and the vitality of river systems. *Comptes Rendus Geoscience* **340**: 629-643.
- Nilsson ALK, Nilsson J-Å, Alerstam T. 2011. Basal metabolic rate and thermoregulatory capacity among migratory and resident blue tits. *Oikos* **120**, 1784-1789.
- Nilsson C, Reidy CA, Dynesius M, Revenga C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* **308**: 405-408.
- Olden JD, Naiman RJ. 2010. Broadening the science of environmental flows: managing riverine thermal regimes for ecosystem integrity. *Freshwater Biology* **55**: 86-107.
- Palmer RW, O'Keefe JH. 1989. Temperature characteristics of an impounded river. *Archiv für Hydrobiologie* **116**: 471-485.
- Person E. 2013. Impact of Hydropeaking on Fish and their Habitat. THÈSE N° 5812. École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suíça.
- Pinheiro P, 2009. Barbo-comum, endémico mas ubíquo. Consultado a 11/12/2017 em <http://naturaLink.pt/article.aspx?menuid=55&cid=2848&bl=1&viewall=true>
- Pinheiro PJ, Santos JM, Albuquerque AC, Ferreira MT. 2004. Utilização de radio-telemetria no estudo de selecção de habitat do barbo comum (*barbus bocagei*) no rio alva. 7º Congresso da Água.
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE, Stromberg JC. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* **47**: 769-784.
- Poff NL, Allan JD. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* **76**: 606-627.
- Poff NL, Hart DD. 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *BioScience* **52**: 659 -738.
- Poff NL, Zimmerman JK. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* **55**: 194-205.
- Poff, NL, Olden JD, Merritt D, Pepin. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **104**: 5732-5737.
- PORDATA. 2017. Pordata – Portugal – Ambiente, Energia e Território – Energia. <https://www.pordata.pt> (metainformação - INE; última atualização a 09/01/2017).
- Portal das Energias Renováveis. Homepage – Hídrica - Estado em Portugal – Atualidade. Última atualização 2/2/2017. <http://energiasrenovaveis.com>
- Postel S, Richter B. 2003. Rivers for life: Managing Water for People and Nature. Washington, DC: Island Press. 220pp.

- Quintella B, Almeida PR, Alexandre CM, Costa JL, Mateus C, Lopes J, Cardoso G, Belo AF, Neves T, Branca R, Rato A, Monteiro R. 2014. Relatório Final “Ecoflow – Efeitos ecológicos dos caudais nas comunidades piscícolas dos rios portugueses”. 119pp.
- Renöfalt BM, Jansson R, Nilsson C. 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology* **55**: 49-67.
- Richter BD, Baumgartner JV, Powell J, Braun DP. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology* **10**: 1163–1174.
- Rolls RJ, Boulton AJ, Growns IO, Maxwell SE. 2011. 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.
- Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow R, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge D, Mooney HA, Oesterheld M, Poff, NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287**, 1770–1774.
- Schiemanz F. & Schönfelder A. 1927. Fischfang mit Elektrizität. *Z. Fisch.* **25**, 161-187.
- Schmutz S, Bakken TH, Friedrich T, Greimel F, Harby A, Jungwrth M, Melcher A, Unfer G. Zeiringer B. 2014. Response of fish communities to hydrological and morphological alterations in hydropeaking rivers of Austria. *River Research and Applications*. DOI: 10.1002/rra.2795
- Schwarz HE, Emel J, Dickens WJ, Rogers P, Thompson J. 1990. Water quality and flows. In *The Earth as Transformed by Human Action*, Turner BL, Clark WC, Kates RW, Richards JF, Mathews JT, Meyer WB (Eds), 253-270. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Scruton DA, Ollerhead LMN, Clarke KD, Pennell C, Alfredsen K, Harby A, Kelley D. 2003. The behavioural response of juvenile Atlantic salmon (*Salmon salar*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) to experimental hydropeaking on a Newfoundland (Canada) river. *River Research and Applications* **19**: 577-587.
- Scruton DA, Pennell CJ, Robertson MJ, Ollerhead LMN, Clarke KD, Alfredsen K, Harby A, McKinley RS. 2005. Seasonal response of juvenile Atlantic salmon to experimental hydropeaking power generation in Newfoundland, Canada. *North American Journal of Fisheries Society*, **25**: 964-974.
- Seaman DE, Powell RA. 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* **77**: 2075-2085.
- Skov C, Baktoft H, Brodersen J, Brönmark C, Chapman BB, Hansson LA, Nilsson PA. 2011. Sizing up your enemy: individual predation vulnerability predicts migratory probability. *Proceedings of the Royal Society B* **278**, 1414–1418.
- SNIAmb, APA. 2012. Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas dos rios Vouga, Mondego e Lis Integrados na Região Hidrográfica 4. 48pp.
- SNIRH. 2017. <https://snirh.apambiente.pt/> (consultado a setembro de 2017).
- Sparks RE. 1995. Need for ecosystem management of large rivers and their floodplains. *BioScience*, **45**, 168–182.
- Travade F; Bomassi P; Bach JM; Brugel C; Steinback P; Luquet JF, Pustelnick G. 1989. “Use of radiotracking in France for recent studies concerning the EDF fishway program”. *Hydroécologie Appliquée*. 1-2, pp. 33-51.
- Vehanen T, Jurvelius J, Lahti M. 2005. Habitat utilization by fish community in a short-term regulated river reservoir. *Hydrobiologia* **545**: 257-270.
- Vörösmarty CJ, McIntyre PB, Gessner MO, Dudgeon D, Prusevich A, Green P, Glidden PS, Bunn SE, Sullivan CA, Reidy Liermann C, Davies PM. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* **467**: 555-561.
- Ward JV, Tockner K, Schiemer F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management*, **15**: 125–139.

- Weisberg SB, Burton WH. 1993. Enhancement of fish feeding and growth after an increase in minimum flow below the Conowingo Dam. *North American Journal of Fisheries Management* **13**: 103–109.
- Woolsey S, Weber C, Gonser T, Hoehn E, Hostmann M, Junker B, Roulier C, Schweizer S, Tiegs S, Tockner K, Peter A. 2005. Handbook for evaluating rehabilitation projects in rivers and streams. Publication by the Rhone-Thur project. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ. 108 pp
- Worster D. 1985. *Rivers of Empire: Water, Aridity, and the Growth of the American West*. New York, NY: Pantheon.
- Worton BJ. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* **70**(1): 164-168.
- Zolezzi, G, Siviglia A, Toffolon M, Maiolini B. 2010. Thermopeak in alpine streams: event characterization and time scales. *Ecohydrology*, **4**: 564-576.

## **7. ANEXOS**

### ANEXO A: Mapas da Estimativa da Densidade de Kernel para o período de Pré-Regularização

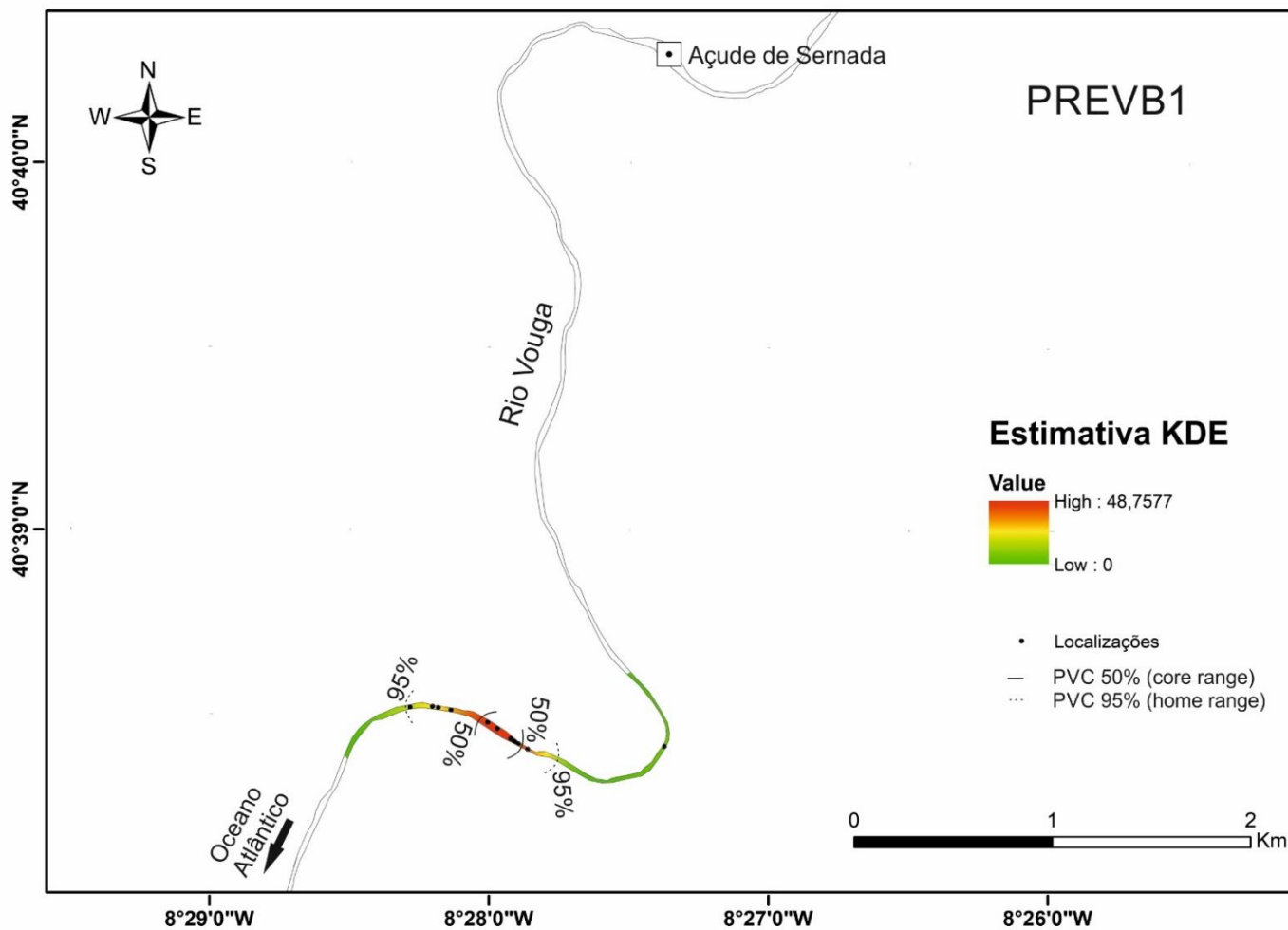


Figura 7.1. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB1.

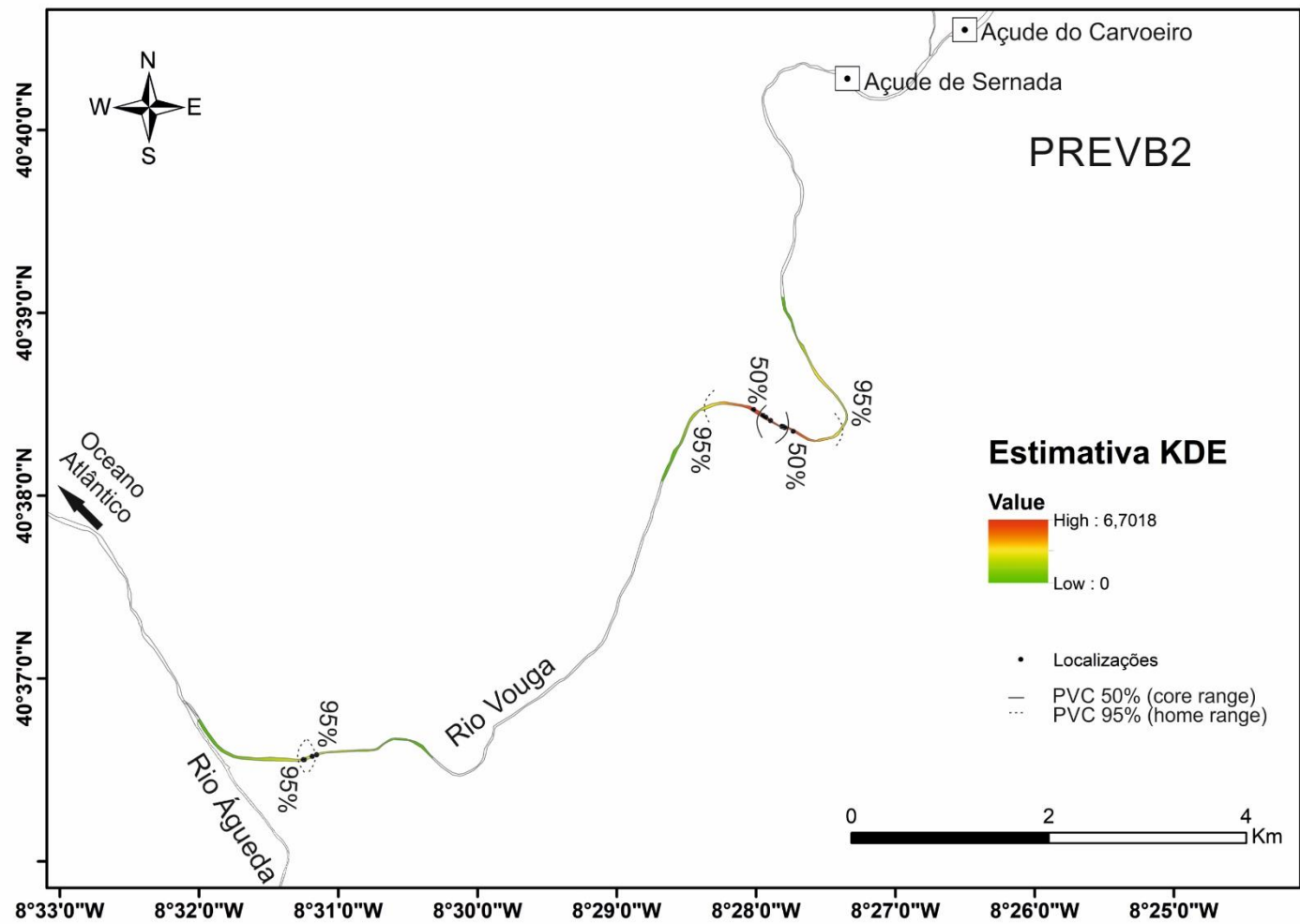


Figura 7.2. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB2.

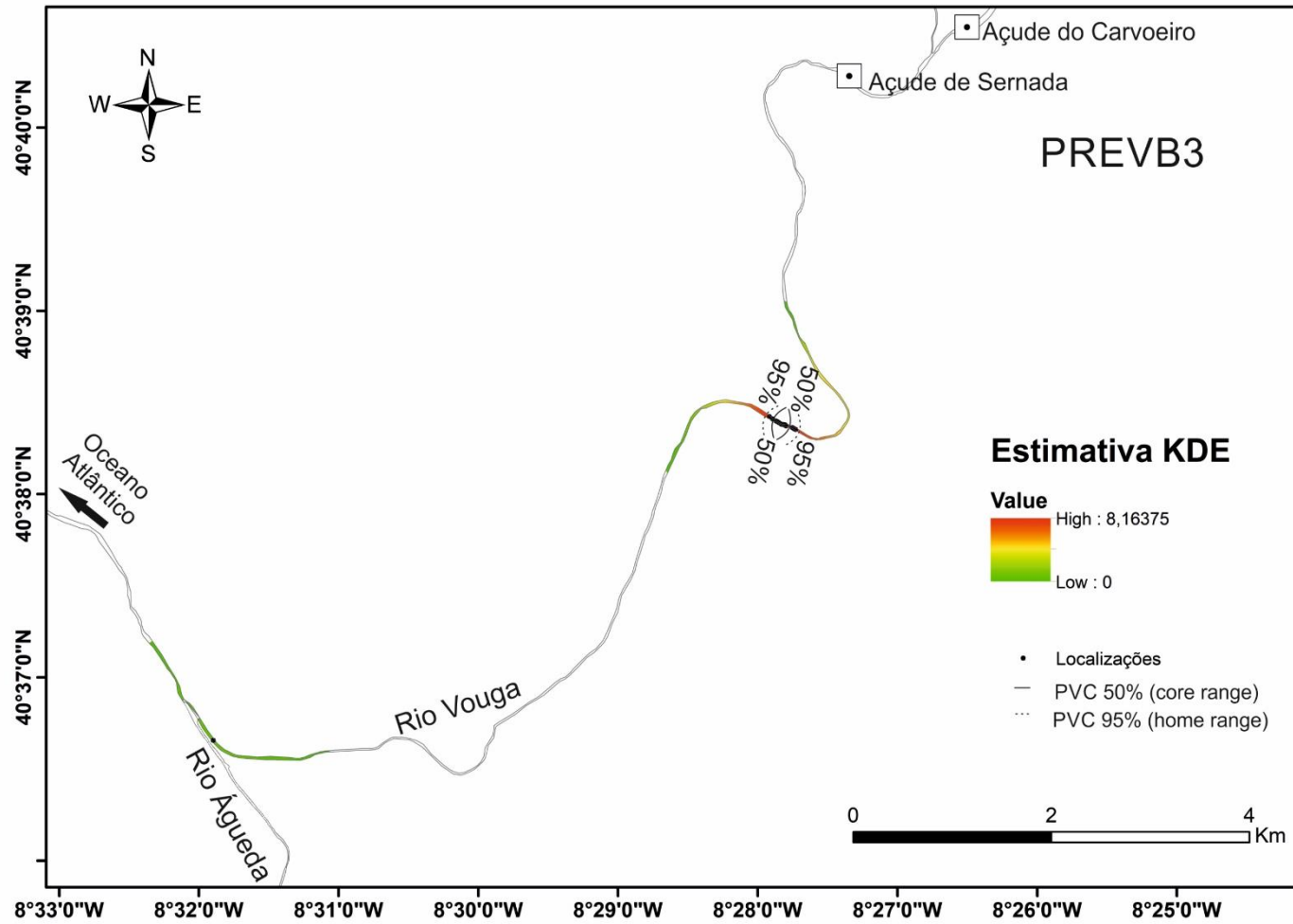


Figura 7.3. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB3.

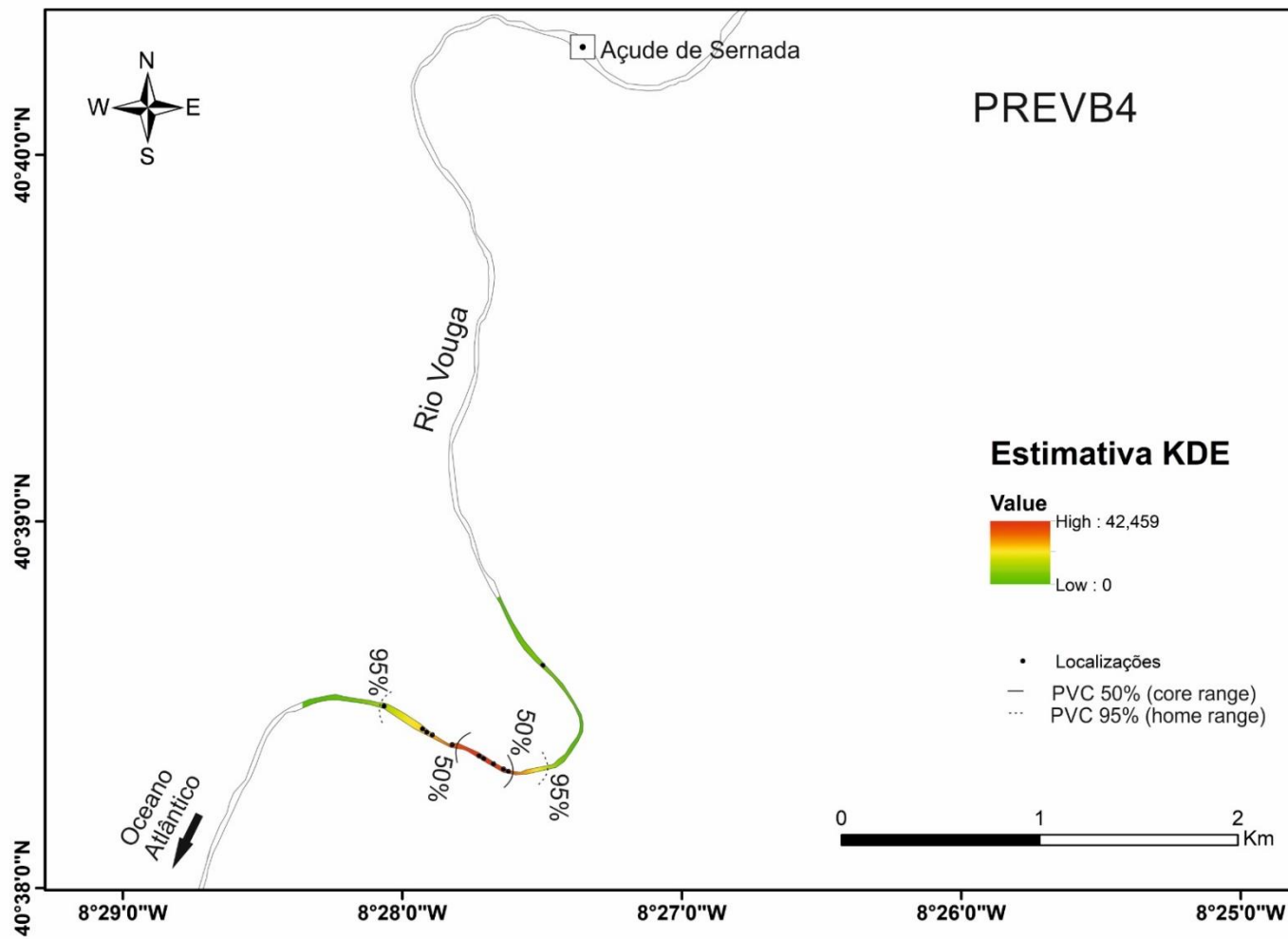


Figura 7.4. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB4.

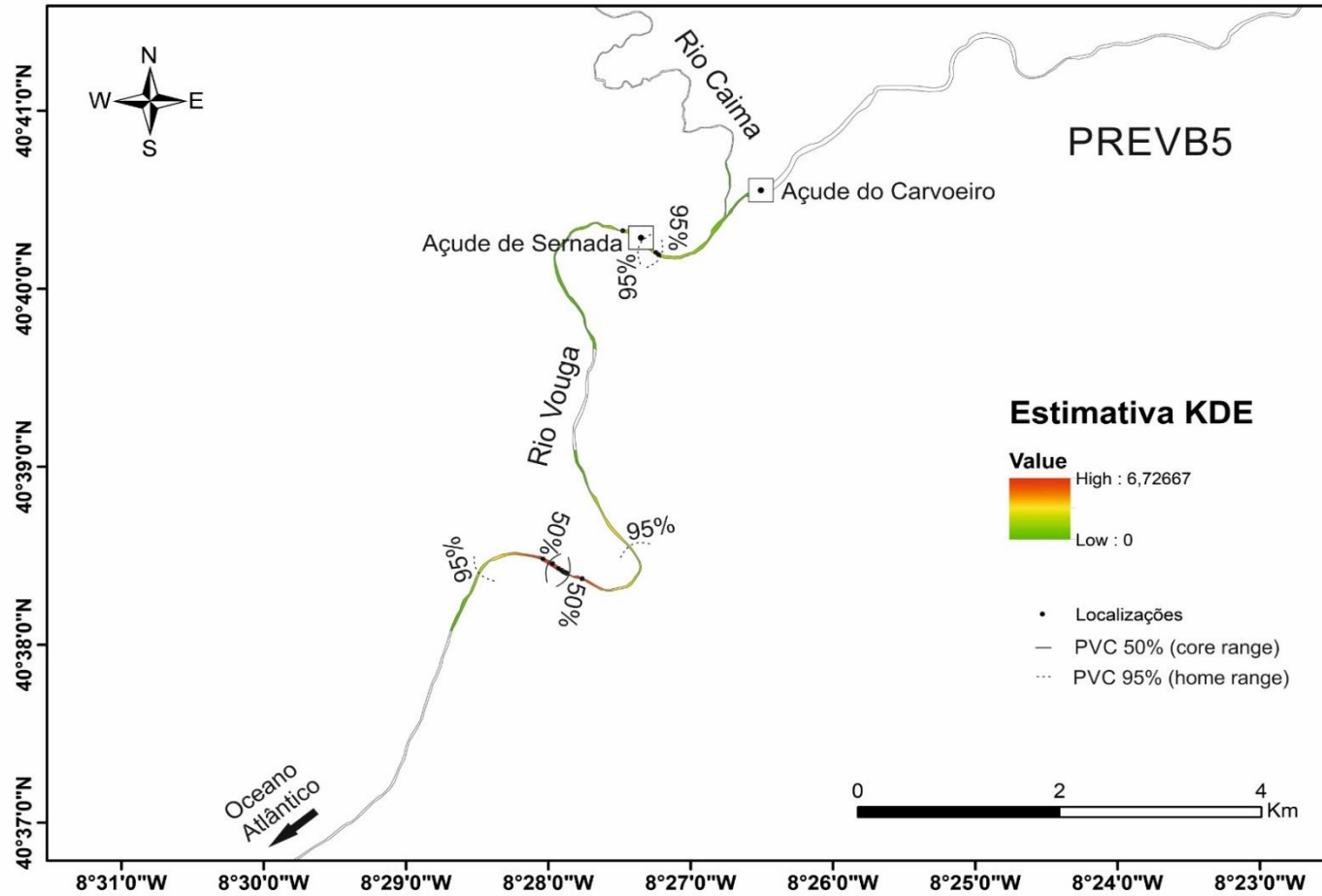


Figura 7.5. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB5.

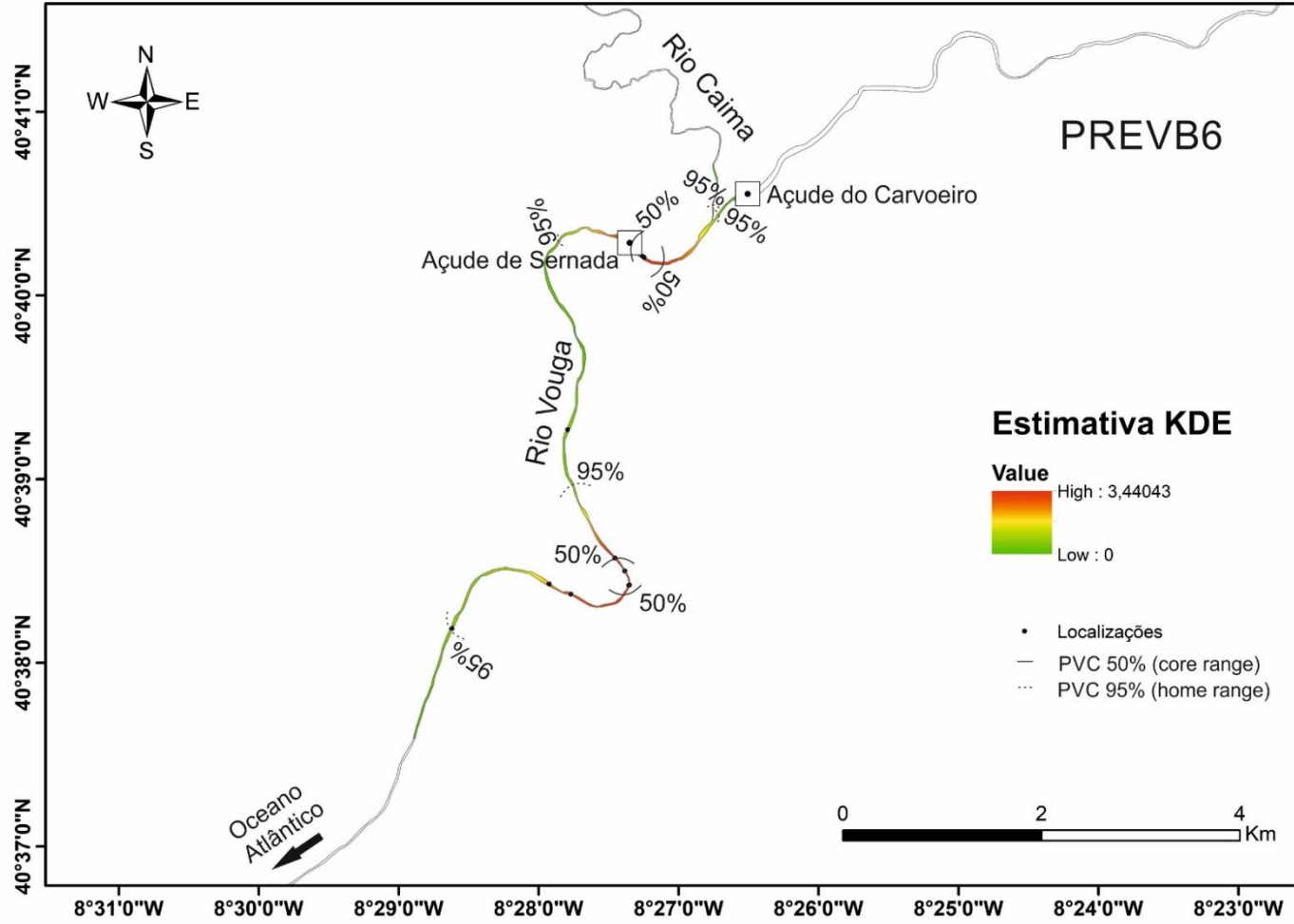


Figura 7.6. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB6.

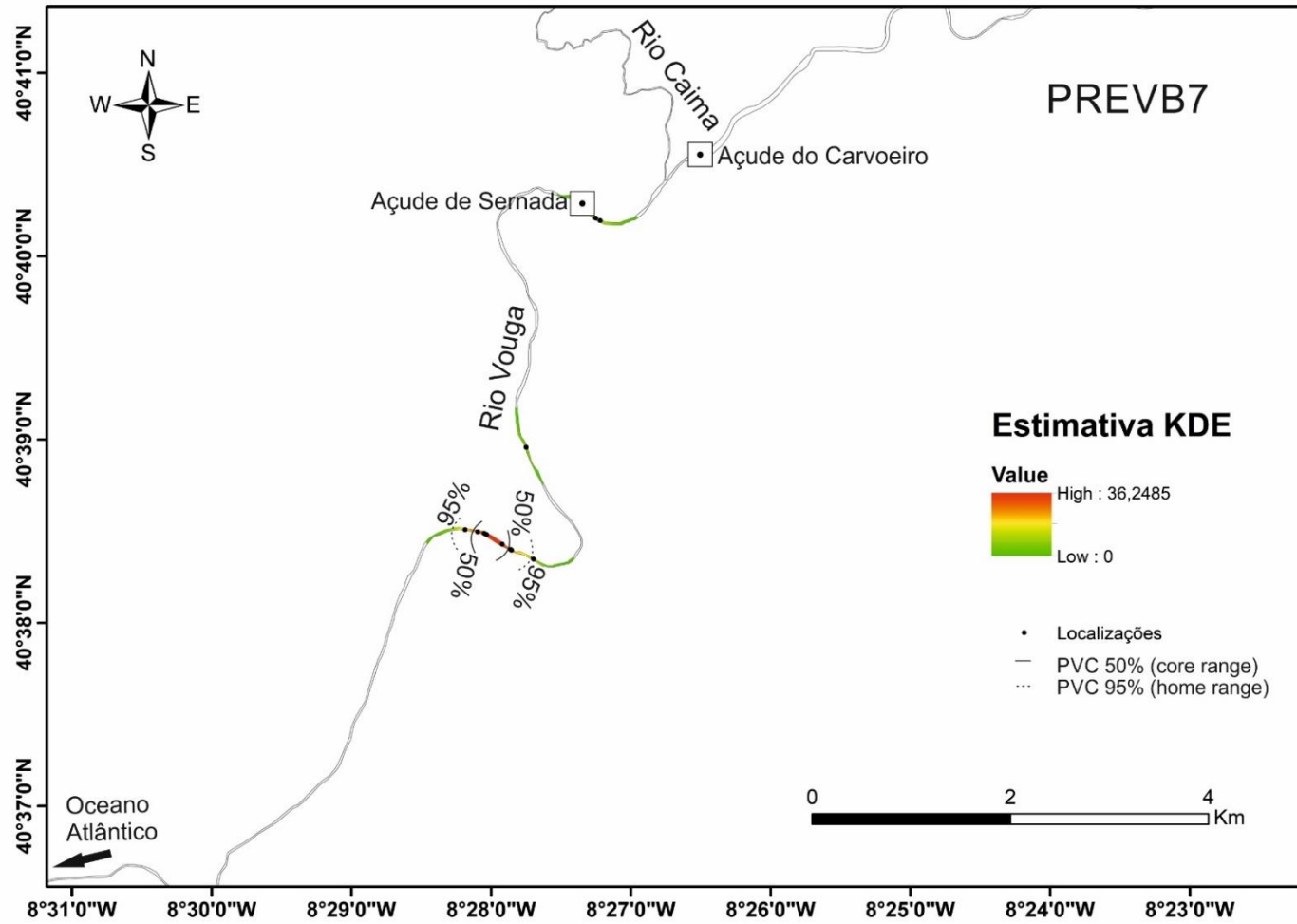


Figura 7.7. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB7.

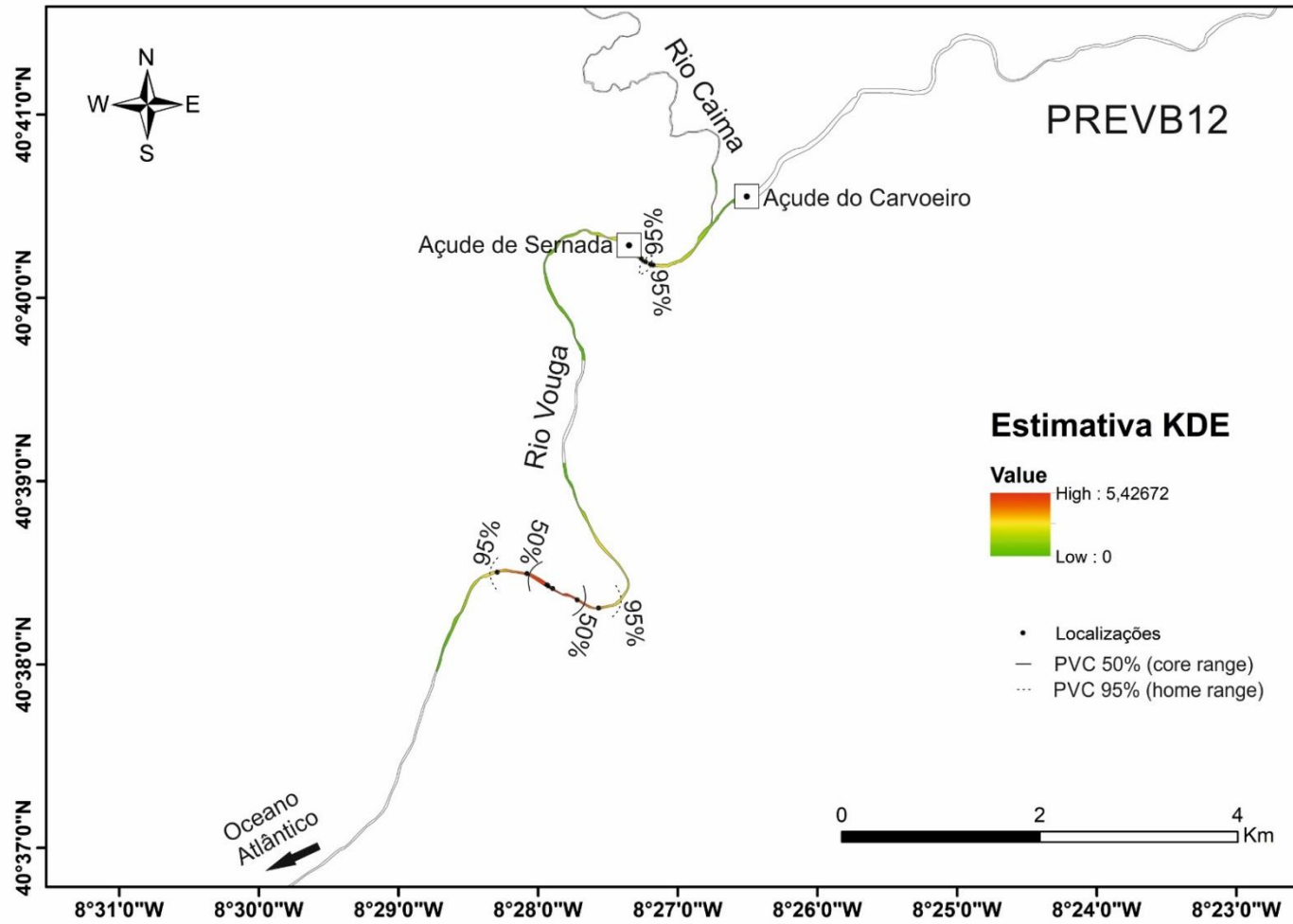


Figura 7.8. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB12.

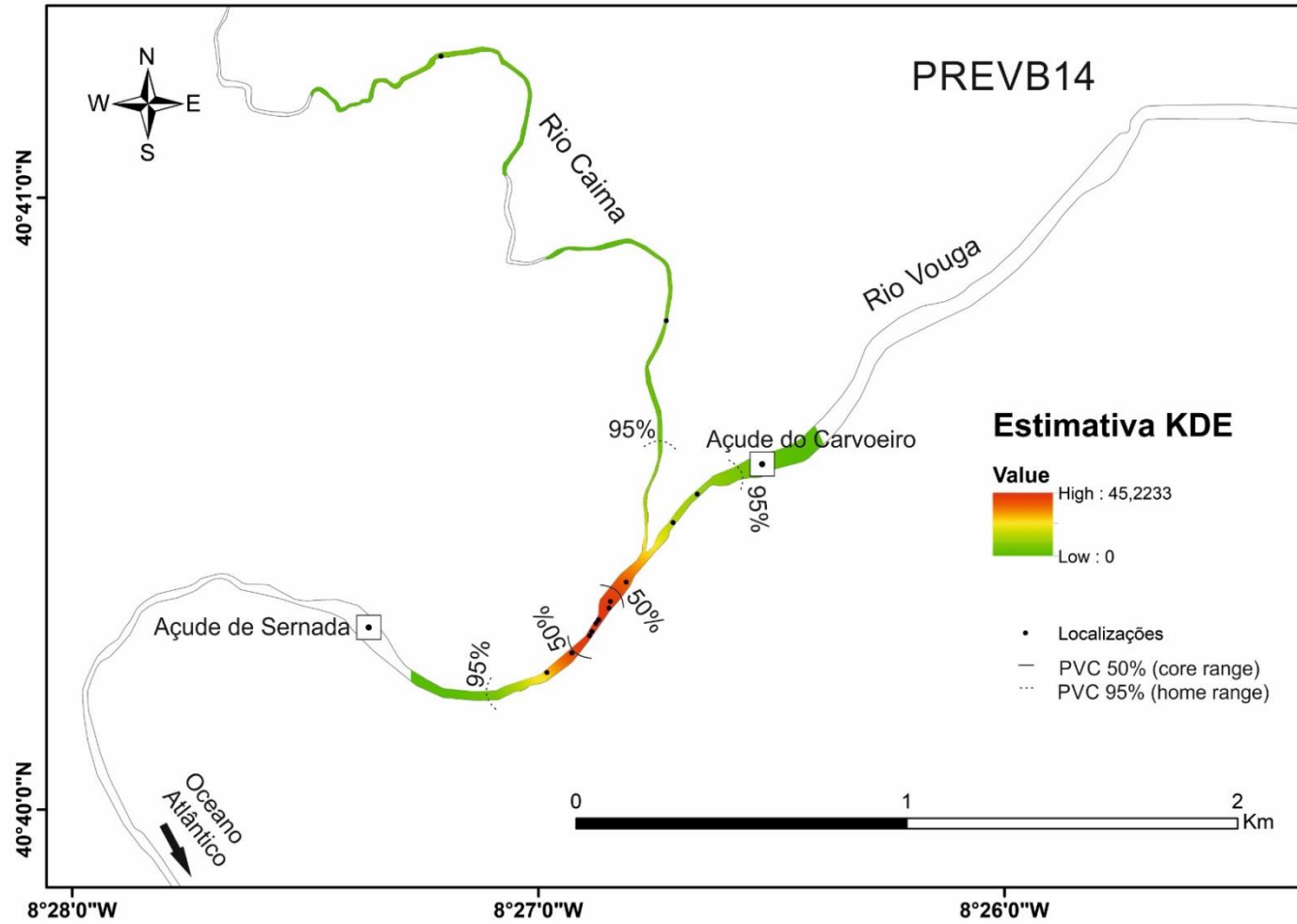


Figura 7.9. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB14.

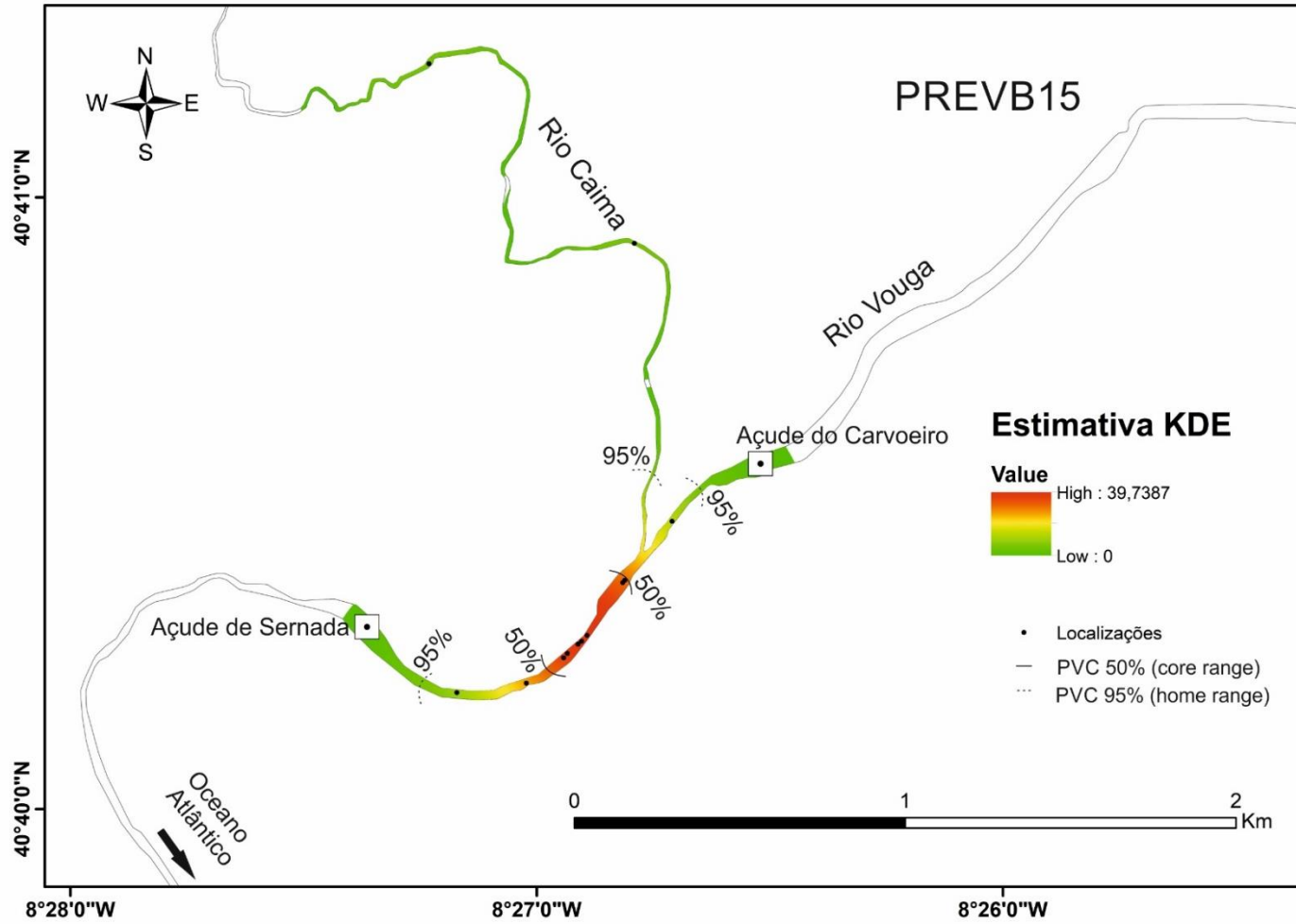


Figura 7.10. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo PREVB15.

**ANEXO B: Mapas da Estimativa da Densidade de Kernel do grupo A para o período de Pós-Regularização**

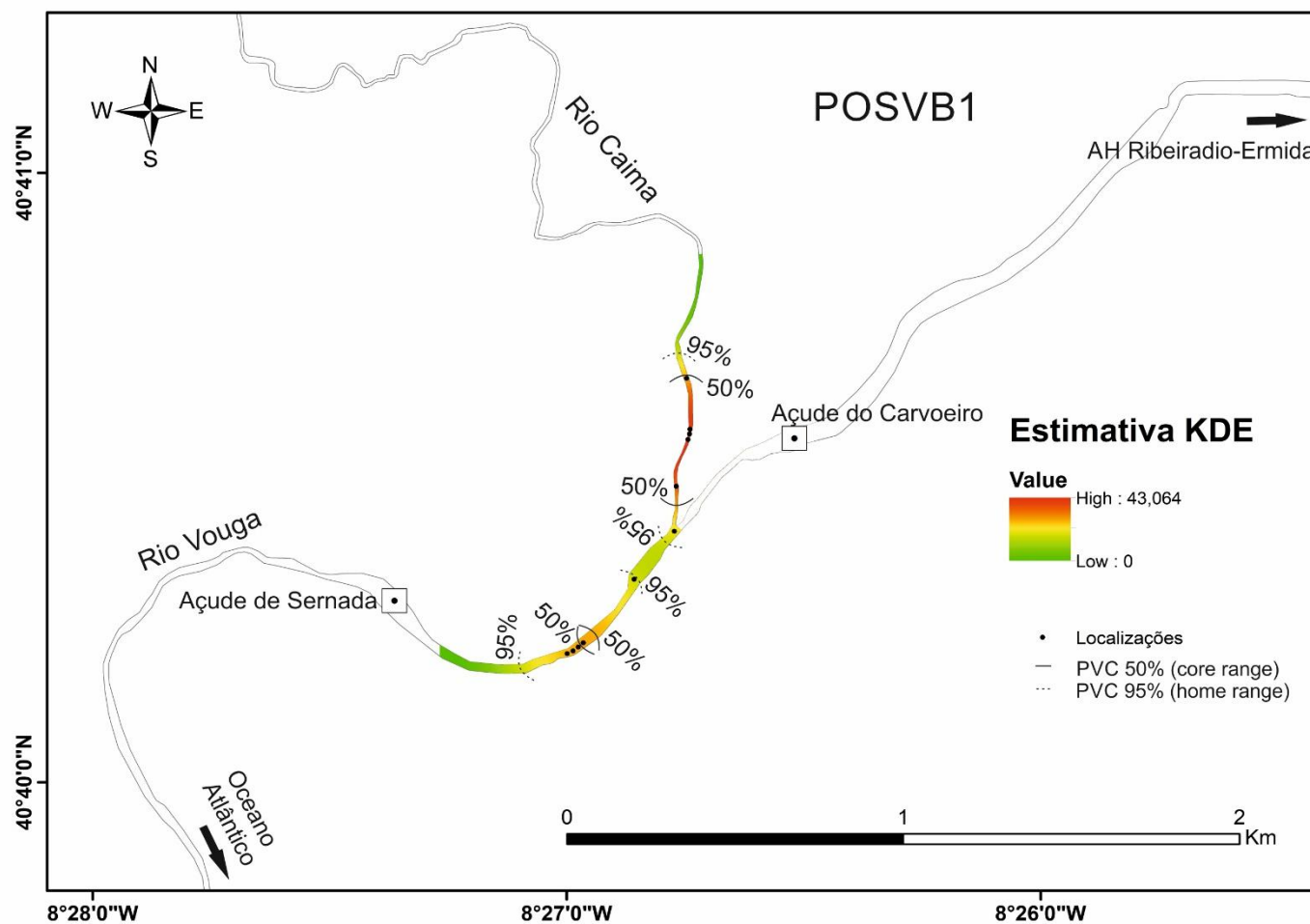


Figura 7.11. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB1.

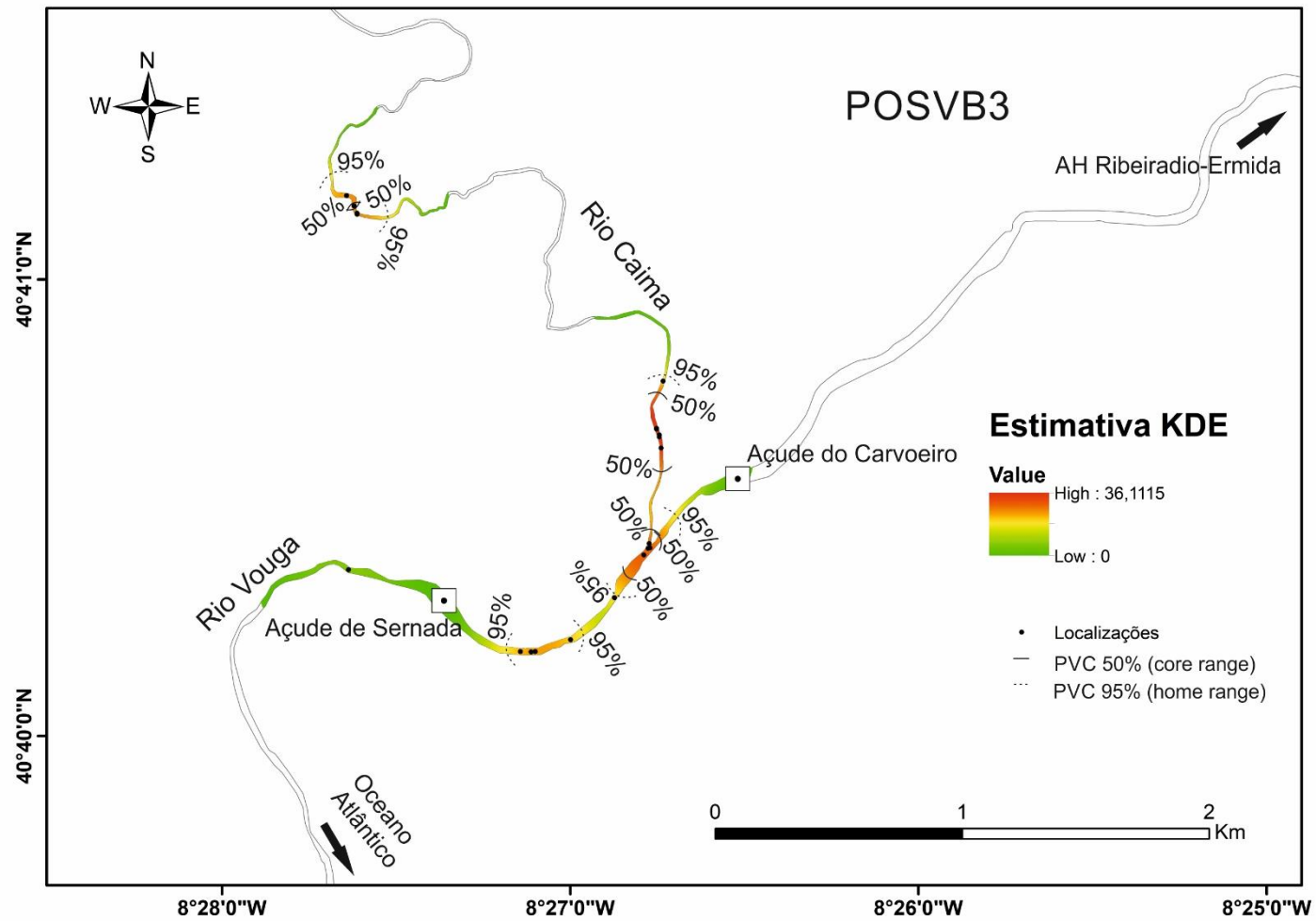


Figura 7.12. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB3.

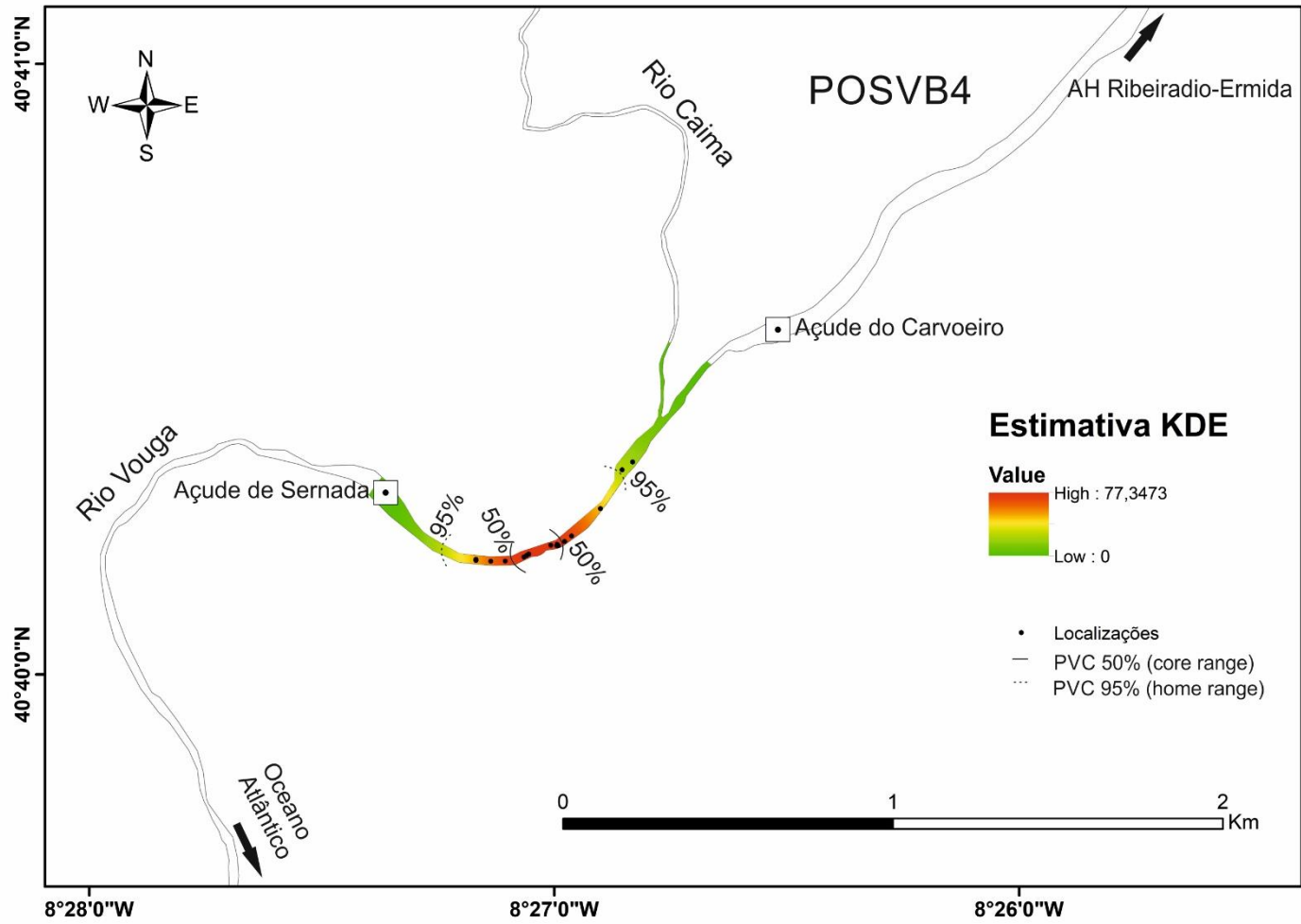


Figura 7.13. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB4.

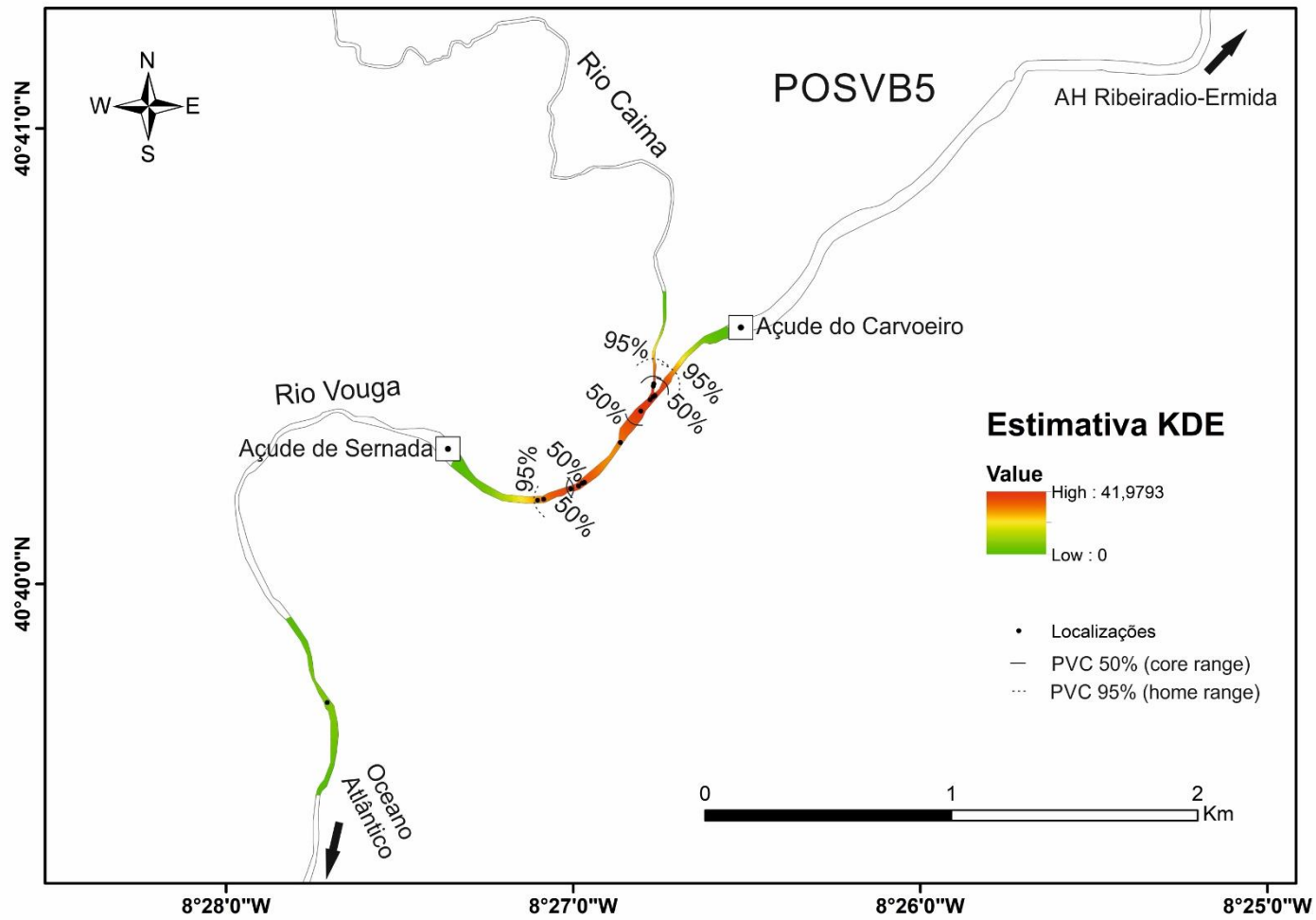


Figura 7.14. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB5.

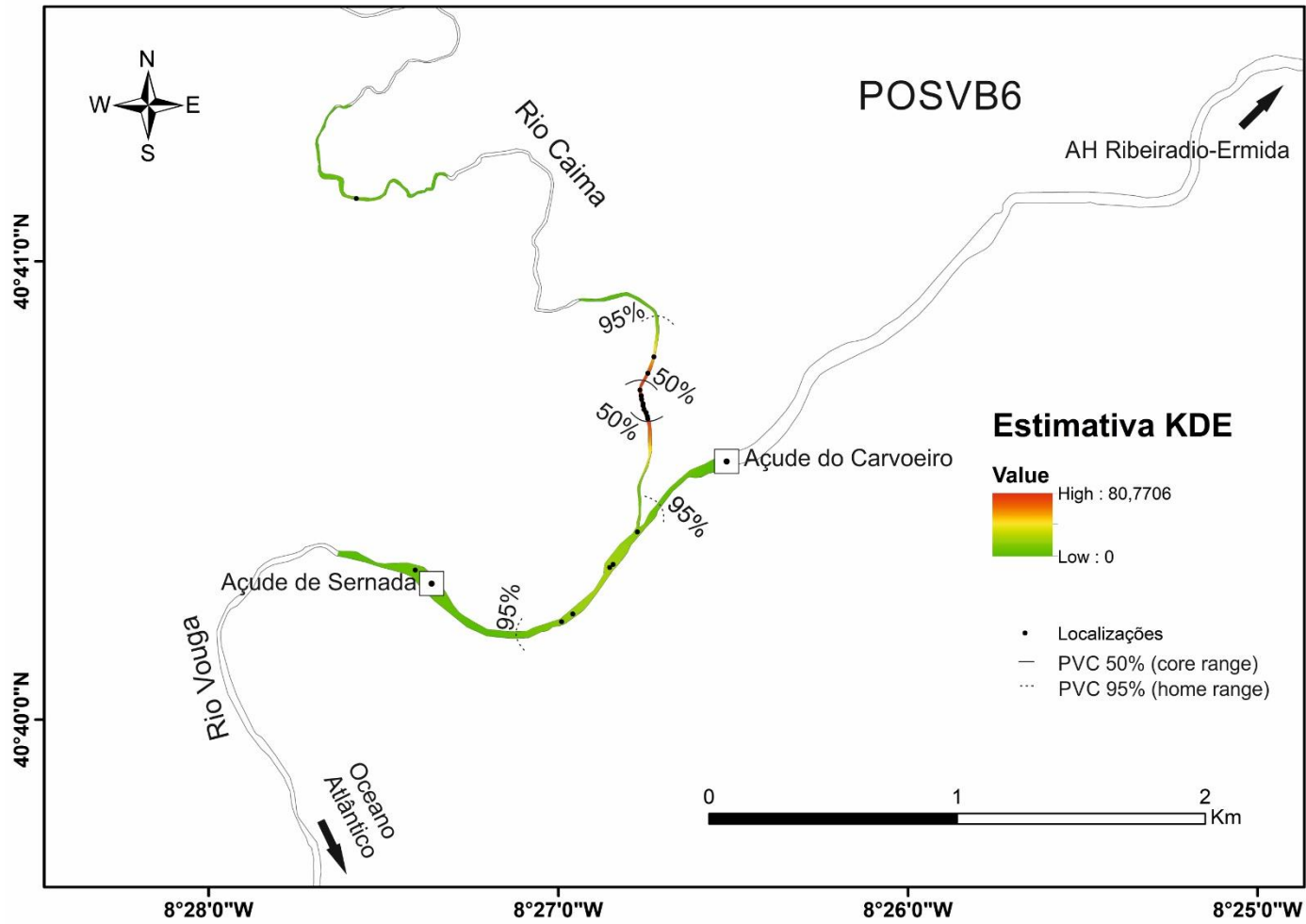


Figura 7.15. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB6.

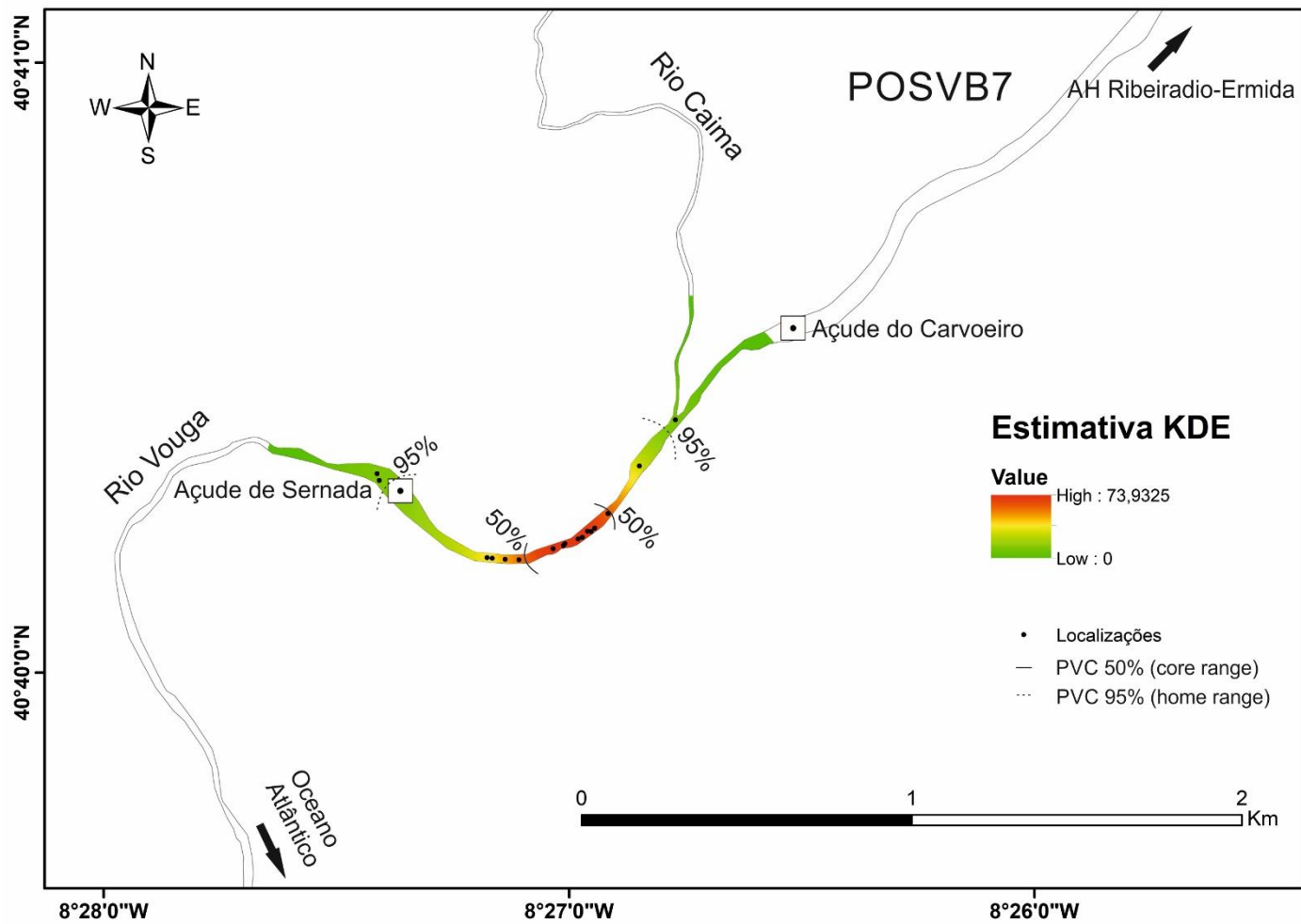


Figura 7.16. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB7.

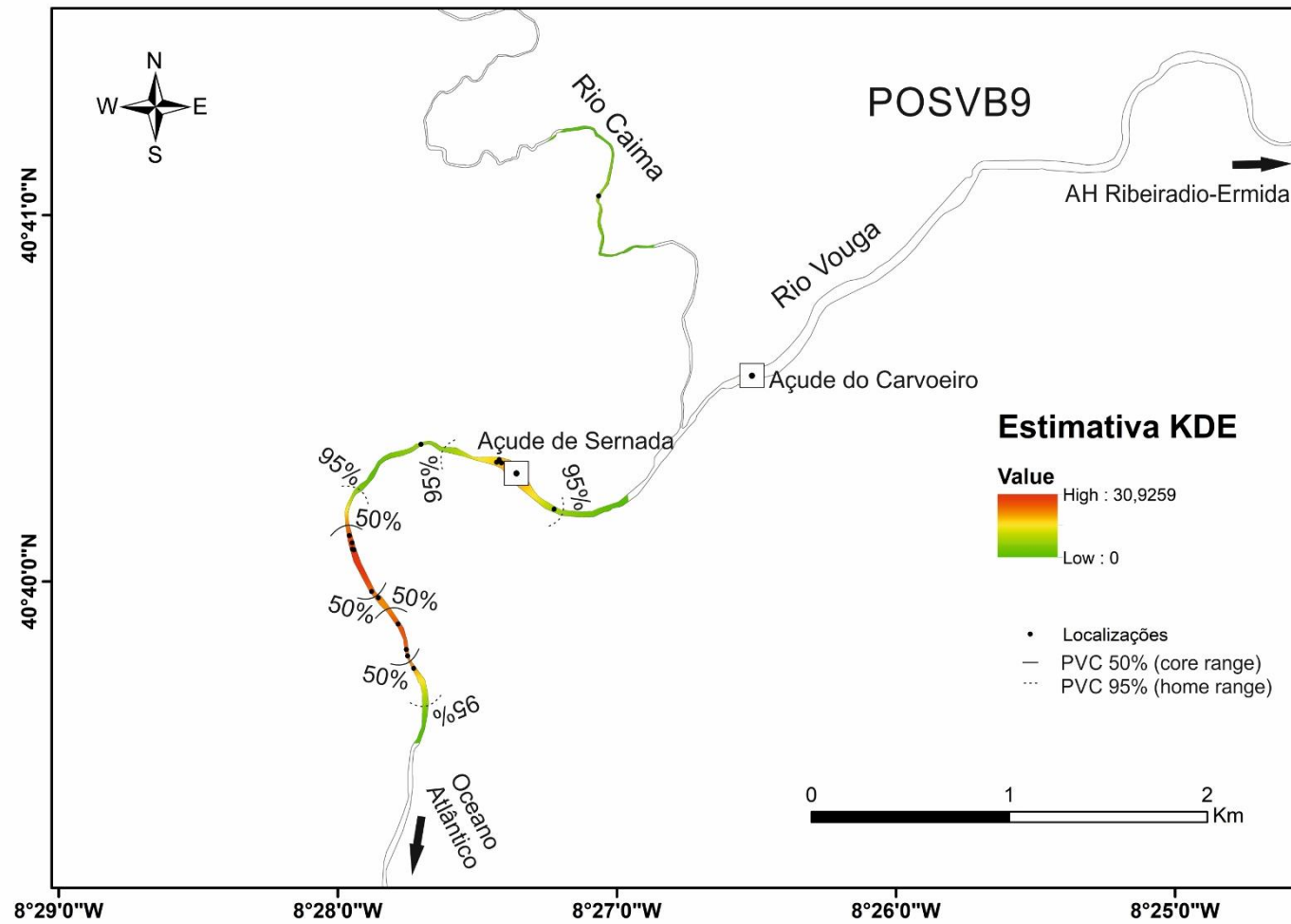
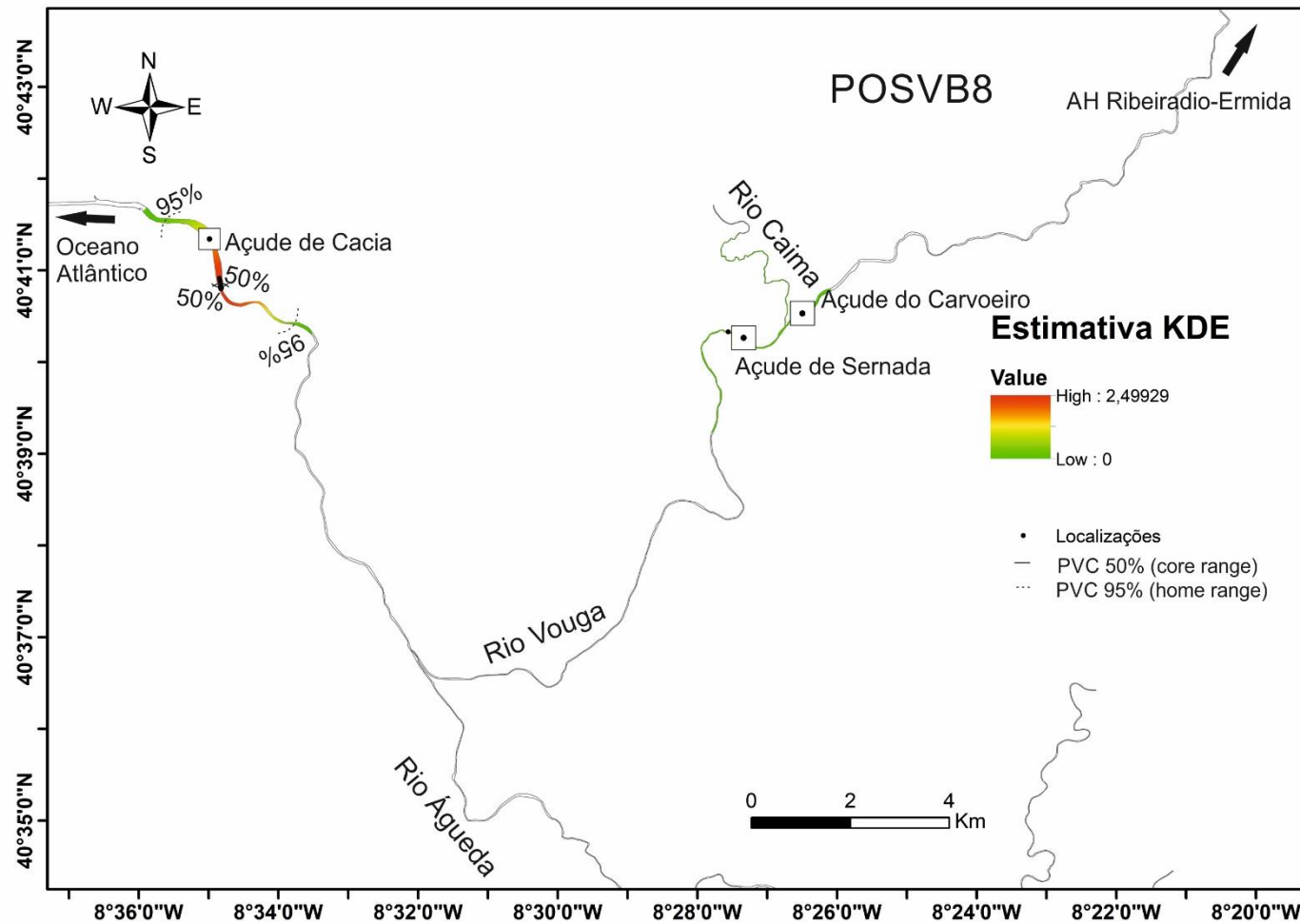


Figura 7.17. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB9.

**ANEXO C: Mapas da Estimativa da Densidade de Kernel do grupo B para o período de Pós-Regularização**



**Figura 7.18.** Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB8.

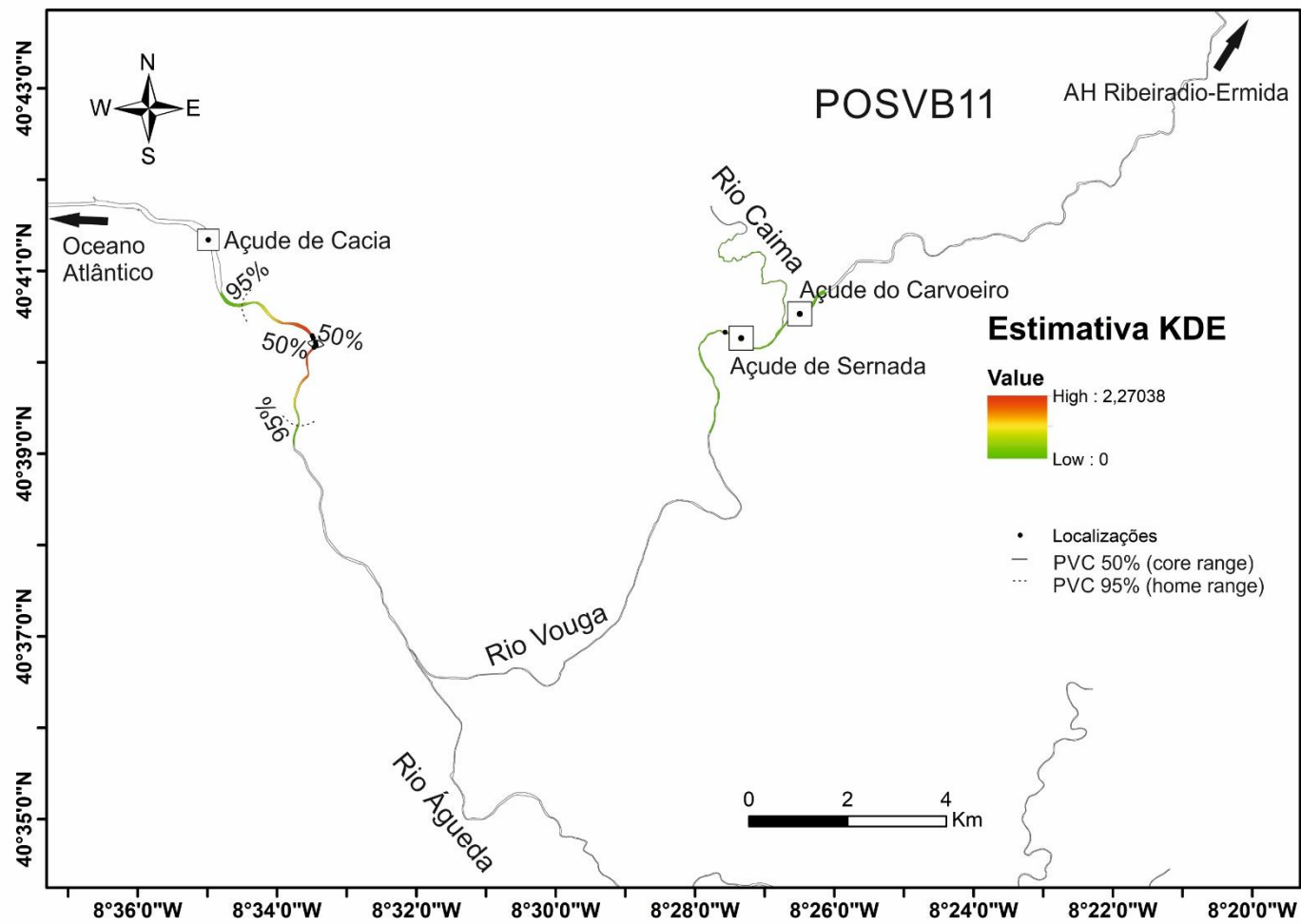


Figura 7.19. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB11.

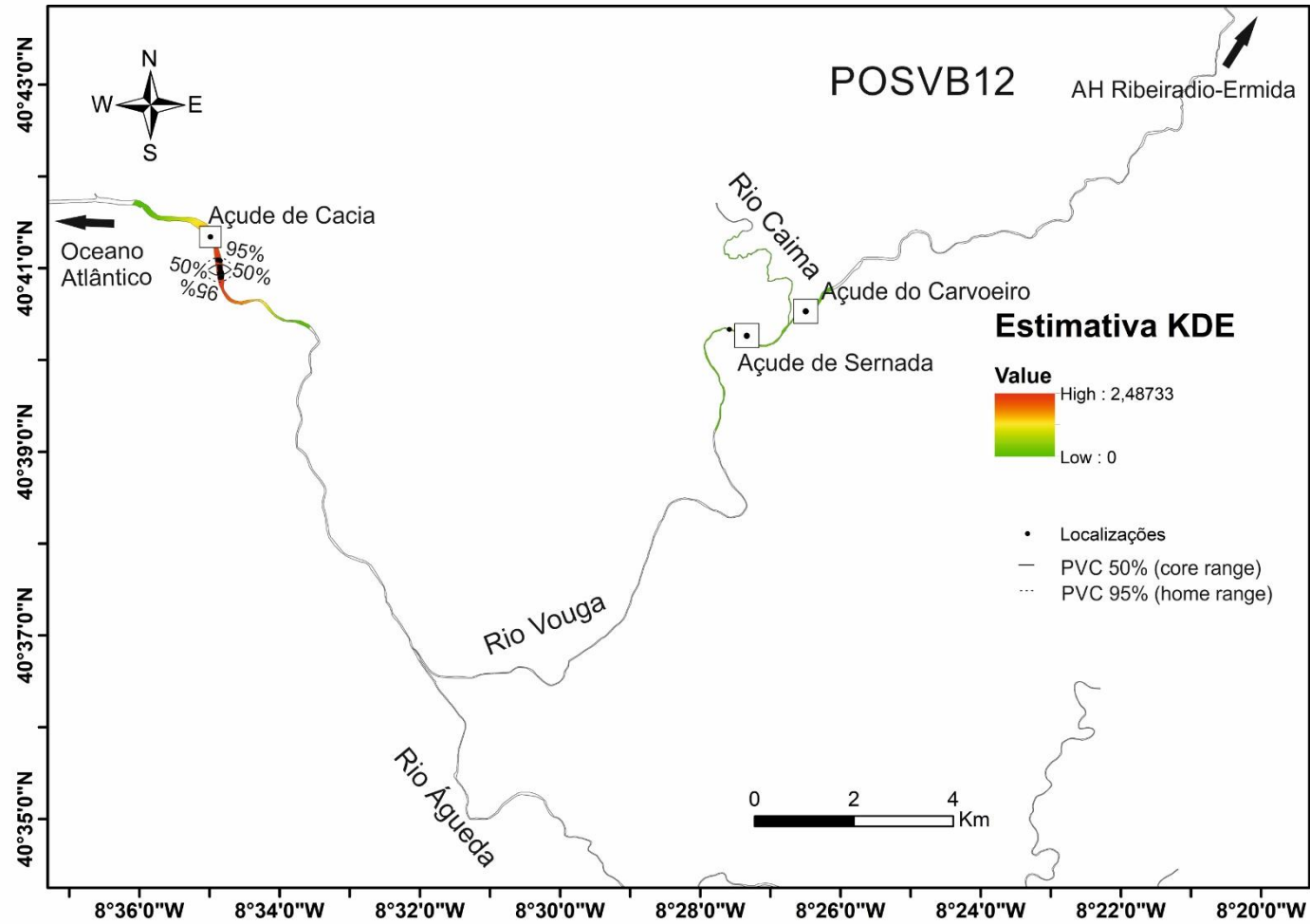


Figura 7.20. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB12.

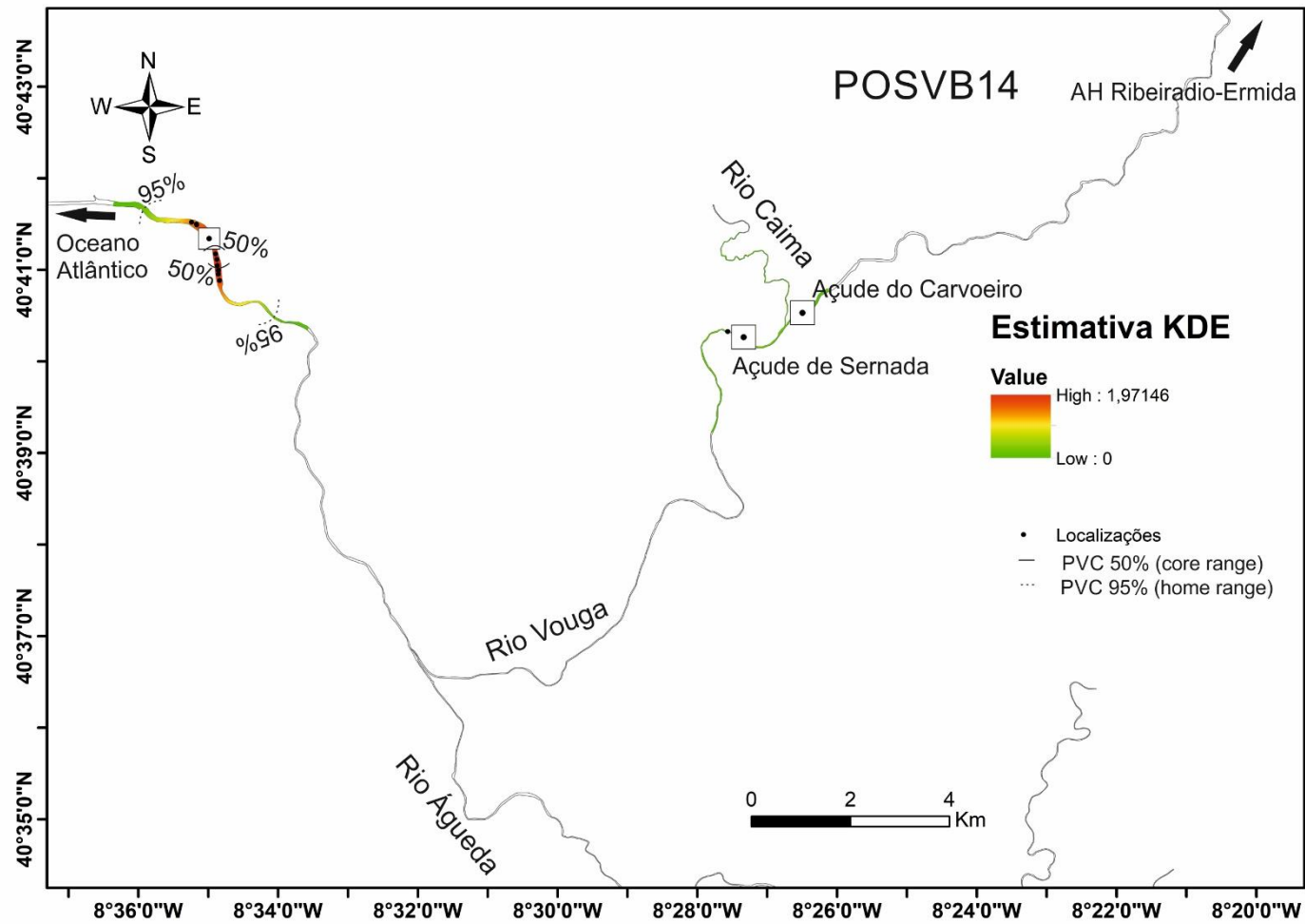


Figura 7.21. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB14.

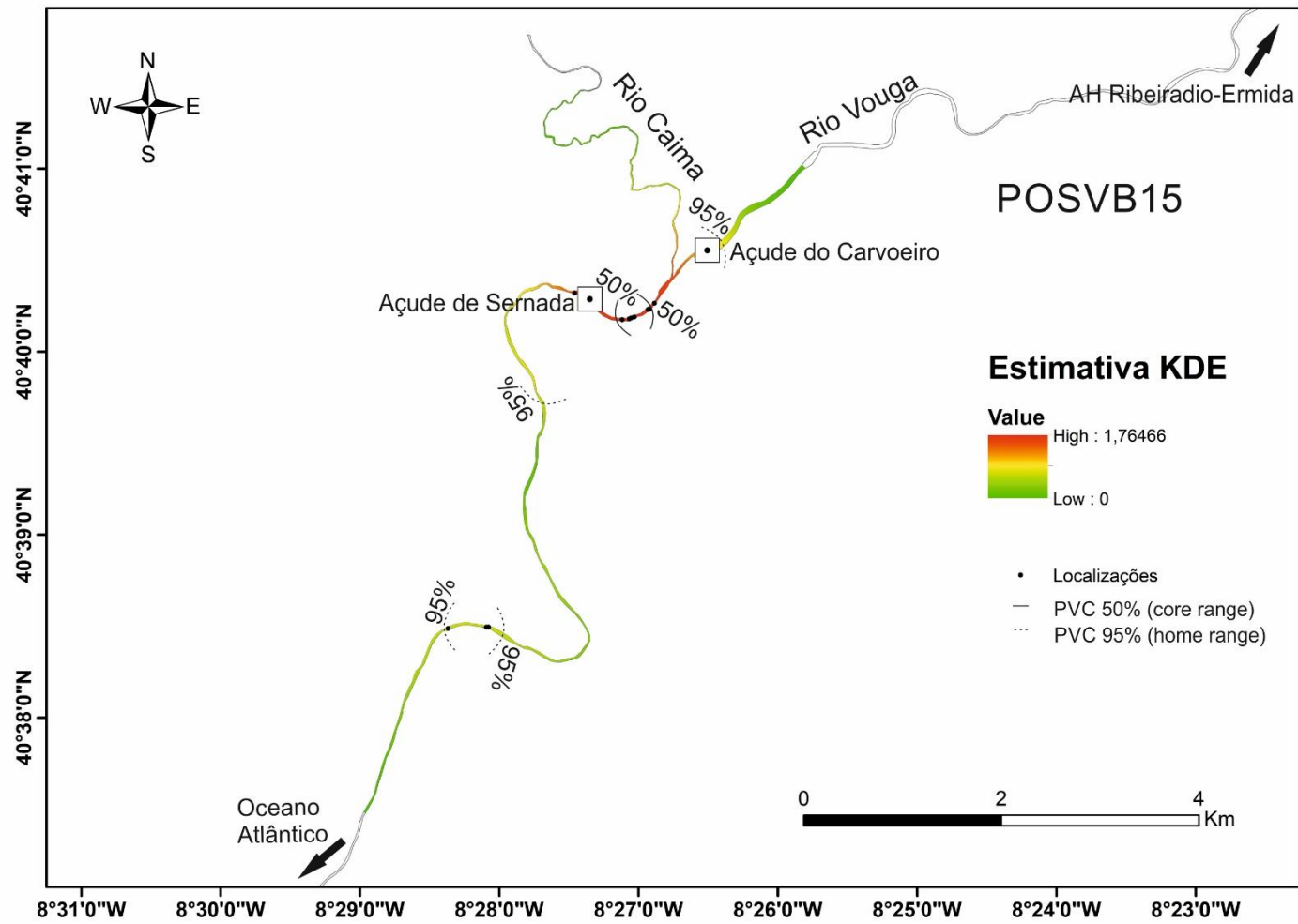


Figura 7.22. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respectivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB15.

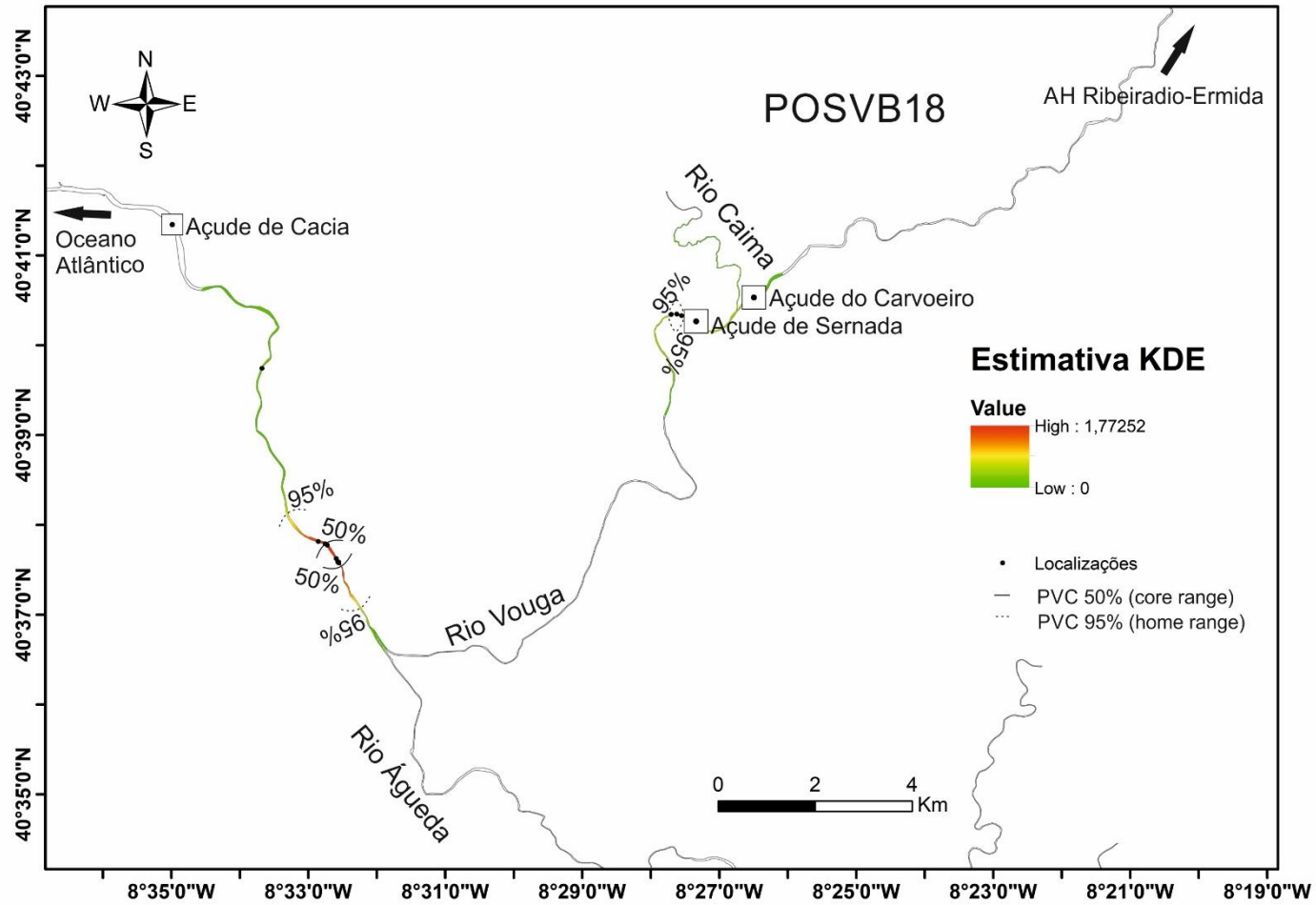


Figura 7.23. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB18.

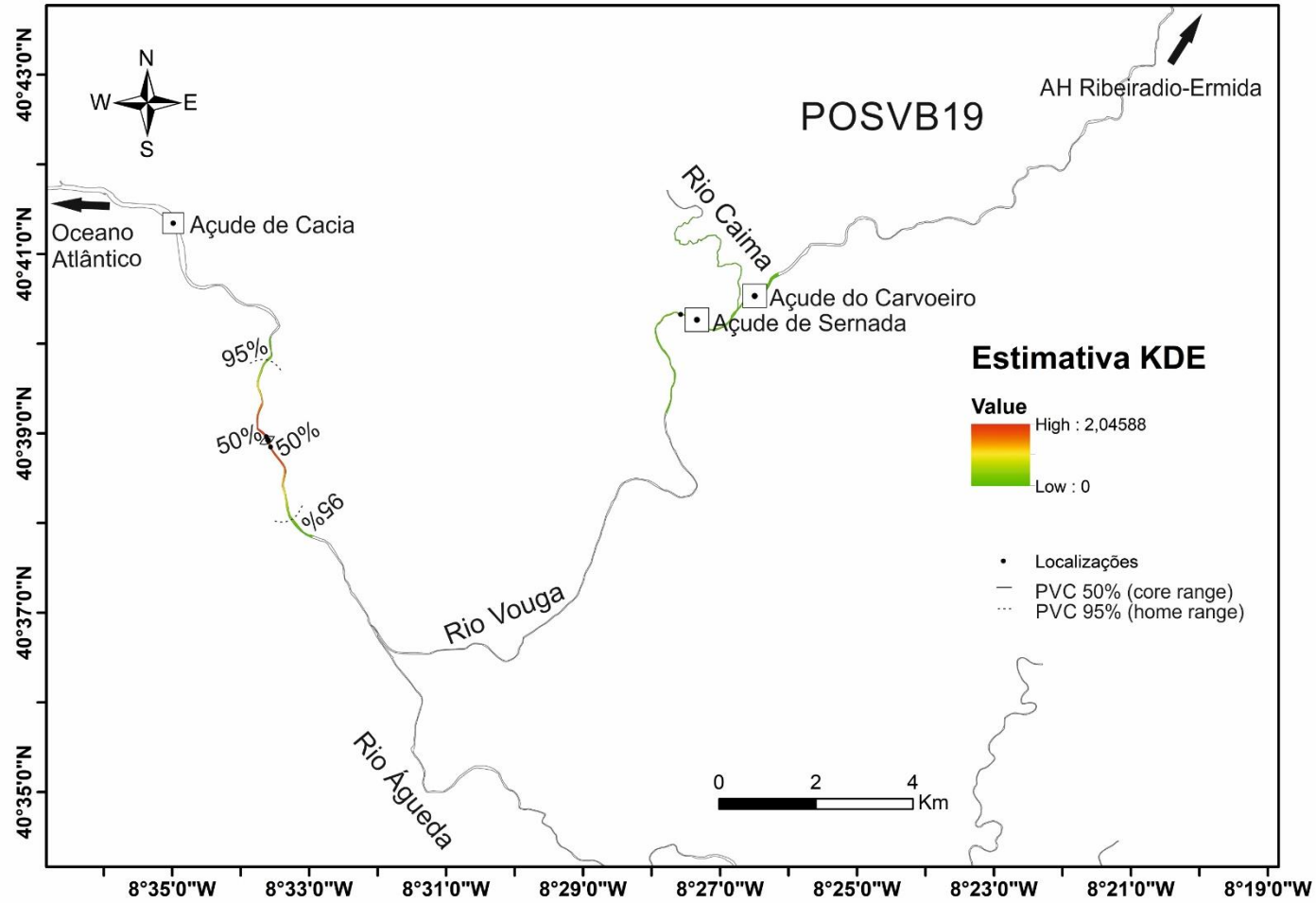


Figura 7.24. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB19.

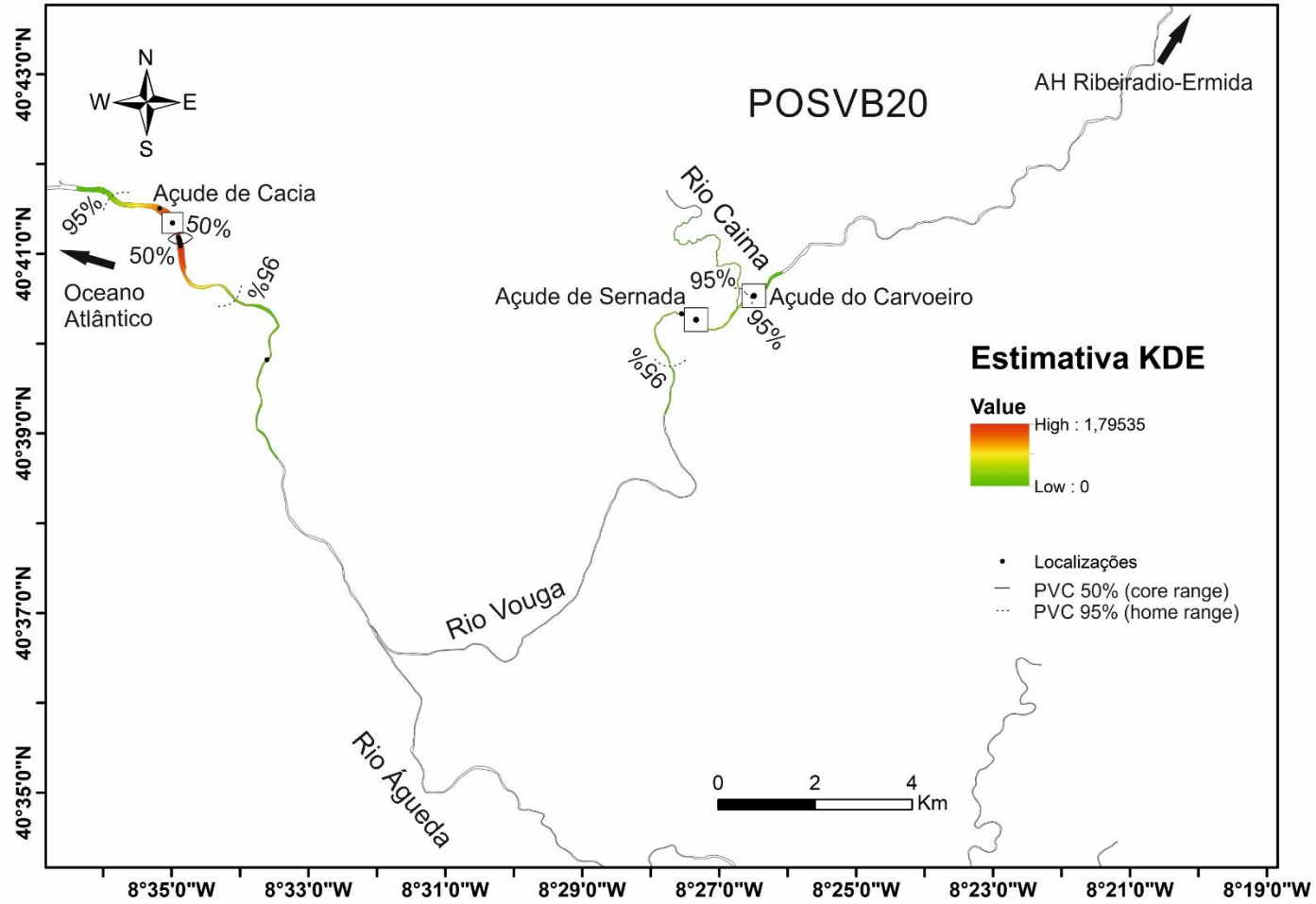


Figura 7.25. Mapa da Estimativa da Densidade de Kernel – KDE e respetivos core (PVC 50%) e home (PVC 95%) ranges para o barbo POSVB20.