

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Avaliação da estrutura etária, dinâmica de movimentos e
utilização espacial da truta (*Salmo trutta* L.) no rio Mondego**

Ana Rita Carita Ribeiro

Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental

Dissertação orientada por:
Doutor Carlos Manuel Alexandre (MARE-UÉvora)
Prof. Doutor Bernardo Quintella (MARE/DBA-FCUL)

Agradecimentos

Ao meu orientador **Doutor Carlos Alexandre**, pela dedicação e ajuda prestada ao longo de todo o processo de realização desta dissertação. Por ter sido tão presente e ter partilhado o seu conhecimento sobre as diversas componentes desta tese, e muito mais. E sobretudo por me fazer sentir integrada na equipa.

Ao meu orientador **Doutor Bernardo Quintella**, pelo seu profissionalismo, orientação e conselhos que melhoraram muito este trabalho. Por todos os conhecimentos transmitidos, sobretudo a nível de telemetria.

Ao **Prof. Doutor Pedro Raposo de Almeida**, pelo acompanhamento ao longo de todo o meu percurso académico, por ter sido a pessoa principal que incutiu em mim, desde a licenciatura em Biologia, o gosto pelo estudo da ictiofauna, e também por me fazer sentir integrada na equipa.

Um agradecimento especial à **Sara Silva** por toda ajuda e acompanhamento, tanto em saídas de campo, como a nível de partilha de conhecimentos sobre salmonídeos, e apoio nos momentos mais difíceis.

Aos restantes elementos da equipa “Lamp”, pela partilha de conhecimentos, ajuda na recolha de dados para a realização deste trabalho, por todo o apoio em momentos de maior pressão, pela companhia nas saídas de campo, e ao longo de toda a realização desta dissertação. Um agradecimento especial ao **Roberto Oliveira** por todo o conhecimento sobre análise em R, **Inês Oliveira** pela ajuda nas análises em Sistemas de Informação Geográfica, **Ana Rato** por ser tão prestável a todos os níveis e pela grande paciência em aturar-me nos momentos de maior ansiedade, **Andreia Domingues** por toda a ajuda prestada em campo, e a toda a equipa de mergulho que permitiu aquisição de dados dos recetores acústicos (**Doutor Carlos Alexandre, Doutor Bernardo Quintella, João Pedro Marques, Esmeralda Pereira, Filipa Silva**).

Ao **Manuel Pedroso**, pelo seu profissionalismo, ajuda e disponibilidade quase imediata para a amostragem dos espécimes, por todo o seu conhecimento sobre trutas e por ser tão preocupado com a conservação e proteção das mesmas. É por pessoas como o Manuel que existe maior motivação para a realização deste tipo de trabalhos, e que valem muito a pena!

Aos meus **amigos**, pela paciência em ouvir falar tanto nos meus peixinhos, por todo o apoio nos momentos mais difíceis, e por me relembrares vezes sem conta que também é preciso parar para respirar.

À minha **família: aos meus pais, irmã e afilhada**, por tudo! Pela paciência e apoio incondicional, sobretudo nos momentos de maior pressão, frustração e exaustão. Obrigada pela vossa constante presença em todas e nas mais importantes fases da minha vida, e pela força que me deram para nunca desistir dos meus sonhos!

À minha **Madrinha**, uma das principais razões da minha persistência nesta área. Apesar de já não estar presente, continua a guiar-me, a apoiar, e ajudar em todos os passos da minha vida pessoal e profissional. Obrigado por tudo, minha Madrinha!

Agradecimentos institucionais

Ao **MARE** – *Centro de Ciências do Mar e do Ambiente*, pelo acolhimento e disponibilização dos meios necessários que permitiram o desenvolvimento da presente dissertação.

Ao projeto **DiadES** – *Avaliar e promover serviços de ecossistemas de peixes diádromos num cenário de alterações climáticas*, financiado pelo programa Interreg Atlantic Area (EAPA_18/2018), projeto no qual se enquadrou a minha dissertação.

Ao projeto **CoastNet** – *Rede Portuguesa de Monitorização Costeira* (<http://coastnet.pt>), financiado pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) e pelo Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDER), através dos programas operacionais regionais LISBOA2020 e ALENTEJO2020, no âmbito do Roteiro Nacional das Infraestruturas de Investigação de Interesse estratégico (PINFRA/22128/2016), pela disponibilização dos dados relativos à aos recetores acústicos utilizados neste estudo.

À empresa **EDP** - *Gestão da Produção de Energia*, pela disponibilização de dados relativos à Barragem da Raiva e de Fronhas, essencial para o desenvolvimento de uma parte do trabalho.

Ao **Clube de Pesca de Penacova** e ao **Clube Desportivo e Cultura de Penacova**, e **pescadores envolvidos**, pelo seu interesse e imediata colaboração com os nossos trabalhos, e pela ajuda prestada na captura de indivíduos no Campeonato Nacional de Pesca à Pluma 2021.

Resumo

A truta (*Salmo trutta* L.) é um salmonídeo endêmico dos rios europeus, com interesse significativo do ponto de vista ecológico, de qualidade ambiental e socioeconómico (i.e., pesca recreativa), para o qual existem poucas informações sobre as populações que habitam no limite sul da sua distribuição natural. Este estudo visa conhecer a biologia, padrões de movimento, fatores ambientais que desencadeiam o movimento e utilização espacial da *S. trutta* na bacia do rio Mondego. Através da realização de campanhas de amostragem com recurso a pesca elétrica e pescadores recreativos, foram capturadas 104 trutas na área de estudo. Cada indivíduo foi medido, pesado, recolhida uma amostra de escamas, e marcado com marcas PIT. Dezassete destes indivíduos, com dimensão adequada, foram marcados com transmissores *Dual Mode*, que emitem sinal acústico e rádio, sendo monitorizado o seu comportamento ao longo de 14 meses. Tendo em conta todas as trutas capturadas na área de estudo, foi observado um comprimento médio de 265 mm, cinco classes etárias (1+ a 5+) e um incremento anual maior entre as classes etárias 3+ e 4+. A relação peso-comprimento mostrou um crescimento alométrico negativo. O valor do Fator de Condição de Fulton indicou a reduzida condição corporal dos peixes (i.e., 1,04). Um pico migratório entre novembro e janeiro foi identificado para alguns indivíduos. Dois perfis comportamentais foram encontrados (i.e., indivíduos sedentários e migradores dulciaquícolas). Verificou-se uma grande variabilidade na extensão dos *home range* entre os indivíduos, e uma extensão de rio utilizada pelos mesmos que variou entre 143 e 12117 m. Dezembro foi o mês em que foi percorrida uma maior distância pelos animais. O fotoperíodo foi a variável que mais contribuiu para explicar a variabilidade na dinâmica migratória observada. As populações de truta na Península Ibérica, no geral, são muito variáveis e distintas em quase todos os parâmetros estudados, e a população de trutas do rio Mondego apresenta comprimentos, taxas de crescimento, extensão de rio utilizada e *home range* superiores. Com base nos resultados obtidos são apresentadas propostas de gestão e conservação concretas para esta espécie no troço médio do rio Mondego, onde a truta é muito procurada para a pesca recreativa. Este estudo é um bom exemplo de como a ciência é fundamental para auxiliar no desenvolvimento de estratégias de gestão e conservação mais apropriadas e adaptadas a esta espécie, e ao local onde ocorre.

Palavras-chave: truta-de-rio; condição corporal; biotelemetria; comportamento migratório; gestão de populações piscícolas.

Abstract

The trout (*Salmo trutta* L.) is a salmonid endemic to European rivers, which has significant interest from the ecological, environmental quality, and socioeconomic perspectives (i.e., recreational fisheries), for which there is a lack of information about the populations inhabiting the southern limit of its natural distribution. This study aims to learn more about biology, movement patterns, environmental factors that influence their movement, and space use of *S. trutta* in the Mondego River basin. From electric fishing campaigns, complemented with the help of local fly-fishing anglers, 104 trout were captured in the Mondego river basin. We collected length and weight data, scale samples, and all the trout were tagged with PIT tags. From these, 17 individuals with the appropriate size were also tagged with Dual Mode transmitters, that emit acoustic and radio signals, and their behavior was monitored over 14 months. An average length of 265 mm was observed, and five age groups (1+ to 5+) were identified with a larger annual increment between the 3+ and 4+ age classes. The weight-length relationship shows negative allometric growth. The mean value of Fulton's condition factor calculated for the population indicates the poor condition of the fish (i.e., 1.04). A migratory peak between November and January was identified for some individuals. Two behavioral profiles were also found (i.e., sedentary and freshwater migrant individuals). There was a high variability in the home range among individuals and the extension of the river used by them varied between 143 e 12117 m. December was the month when trout traveled the largest distance. Photoperiod was the variable that contributed the most to explain observed migratory behavioral variability. Trout populations in the Iberian Peninsula, in general, are very variable and distinct in almost all the parameters studied, and the trout population of the Mondego river tends to present higher lengths, growth rates, river extension used and home ranges. Based on the results obtained, specific management and conservation proposals are presented for this species in the middle section of the Mondego river, where trout is very important for recreational fishing. This study is a good example of how research is fundamental to help the development of appropriate and adapted management and conservation strategies for this species and its habitats.

Key-words: brown trout; body condition; biotelemetry; migratory behavior; fisheries management

Índice

| | |
|---|-----------|
| Capítulo 1 - Introdução..... | 1 |
| 1.1. A truta | 1 |
| 1.2. Ciclo de vida e comportamento migratório | 2 |
| 1.3. A truta enquanto recurso..... | 4 |
| 1.4. Principais ameaças..... | 4 |
| 1.5. A biotelemetria para estudar as migrações | 6 |
| 1.6. Objetivos..... | 7 |
| Capítulo 2 - Metodologia | 9 |
| 2.1. Caracterização geral da área de estudo..... | 9 |
| 2.1.1. Zonas de Pesca Profissional e Recreativa..... | 12 |
| 2.2. Caracterização da estrutura dimensional, etária e condição corporal da espécie-alvo no rio Mondego | 14 |
| 2.2.1. Captura de indivíduos e recolha de dados biométricos | 14 |
| 2.2.2. Análise e processamento de escamas | 16 |
| 2.2.3. Tratamento e análise de dados..... | 18 |
| 2.3. Análise dos padrões de movimentos e utilização espacial da espécie-alvo no rio Mondego..... | 19 |
| 2.3.1. Captura e marcação..... | 19 |
| 2.3.2. Monitorização das trutas marcadas | 23 |
| 2.3.3. Tratamento e análise de dados..... | 25 |
| 2.3.3.1. Análise do padrão de movimentos e utilização espacial | 25 |
| 2.3.3.2. Influência das variáveis ambientais no padrão de movimentos das trutas | 27 |
| Capítulo 3 - Resultados | 29 |
| 3.1. Estrutura dimensional, etária e condição corporal..... | 29 |
| 3.2. Padrões de movimentos e utilização espacial..... | 33 |
| 3.3. Influência das variáveis ambientais nos movimentos das trutas | 55 |
| Capítulo 4 - Discussão | 57 |
| 4.1. Estrutura dimensional, etária e condição corporal..... | 57 |
| 4.2. Padrão e dinâmica de movimentos | 61 |
| Capítulo 5 - Considerações finais..... | 64 |
| 6. Referências bibliográficas | 67 |
| 7. Anexos..... | 79 |

Índice de Figuras

| | |
|---|----|
| Figura 1.1. Exemplo da variação de coloração da espécie <i>Salmo trutta</i> | 1 |
| Figura 1.2. Modelo de truta-de-rio à esquerda, e truta-marisca à direita (Fonte: Almeida et al., 2016).2 | |
| Figura 1.3. Infografia do ciclo de vida de <i>Salmo trutta</i> (Fonte: Birnie-Gauvin et al., 2019). | 3 |
| Figura 2.1. Mapa da área de estudo na bacia hidrográfica do rio Mondego. | 10 |
| Figura 2.2. Açude-Ponte de Coimbra, na imagem da direita inclui-se pormenor da entrada da PPP multi-específica em funcionamento nesta infraestrutura. | 11 |
| Figura 2.3. Passagens para peixes construídas em pequenos açudes no troço principal do rio Mondego: Açude de Formoselha (a), Palheiros (b), Louredo (c), Carvoeira (d), Penacova (e). | 11 |
| Figura 2.4. Localização da ZPP do Médio Mondego e Concessão de Pesca Desportiva de Penacova nos rios Mondego e Alva. | 12 |
| Figura 2.5. Detalhe da concessão de Pesca Desportiva de Penacova com as divisões dos respetivos lotes..... | 13 |
| Figura 2.6. Campanha de amostragem dirigida à captura de trutas no rio Mondego através de pesca elétrica (a) e com o auxílio de pescadores recreativos – <i>Fly fishing</i> (b)..... | 14 |
| Figura 2.7. Locais de amostragem ao longo da área de estudo, com recurso a pesca elétrica e pesca recreativa (<i>flyfishing</i>). | 15 |
| Figura 2.8. Recolha de dados biométricos: medição (a); pesagem (b); recolha de escamas (c); marcação com PIT-tags (<i>Passive Integrated Transponder</i>) (d). | 16 |
| Figura 2.9. Envelope com o respetivo código e escamas de um exemplar de truta utilizado neste estudo. 16 | |
| Figura 2.10. Padrão de marcação dos anéis de crescimento e reprodução nas escamas de truta-de-rio com 3 + anos e uma marca de desova no seu 3 ano (a) e truta-marisca que passou 2 anos no rio e 18 meses no mar (b) (Fonte: Baglinière et al., 2020), onde as setas e estrelas a vermelho representam, respetivamente, a banda de inverno e a marca de desova. | 17 |
| Figura 2.11. Procedimento de preparação e análise de escamas: limpeza e preparação/montagem das escamas em laboratório (a); análise e leitura das escamas com o auxílio de um projetor de slides (b). 17 | |
| Figura 2.12. Exemplo de uma escama de um indivíduo de <i>Salmo trutta</i> capturado no âmbito deste estudo, com 5 anos (código ST#5), ampliada pelo projetor de slides. | 18 |
| Figura 2.13. Transmissores <i>Dual Mode</i> utilizados no âmbito deste estudo: Modelo MM-RC-11-28 (a), e Modelo MM-RC-11-45 (b). | 20 |
| Figura 2.14. Pormenores da marcação das trutas com transmissores <i>Dual Mode</i> : exemplar de truta colocado numa solução anestésiante (a); incisão (b); passagem da antena (c); inserção do transmissor na cavidade intraperitoneal (d); suturas (e); período de recobro (f); libertação (g). | 22 |
| Figura 2.15. Mergulhador com escafandro autónomo a instalar um recetor acústico no rio Mondego (a), exemplo de boia de sinalização do local do recetor colocada no rio Mondego a montante do açude de Penacova (b). exemplos dos recetores acústicos utilizados (c). | 24 |
| Figura 2.16. Recetor manual de radiotelemetria (a), antena do tipo Yagi (b), localização das trutas marcadas através de radiotelemetria (c). | 24 |
| Figura 2.17. Localização dos recetores acústicos já existentes na área de estudo e os pontos de escuta definidos <i>à posteriori</i> para realização da análise do comportamento das trutas com recurso ao <i>package Actel</i> (i.e., locais A1 a A16). | 26 |
| Figura 3.1. Estrutura dimensional da população de trutas do troço médio do rio Mondego, com indicação dos intervalos de comprimento associados a cada idade identificada na amostra. | 29 |

| | |
|---|-----------|
| Figura 3.2. Estrutura etária da população de trutas do rio Mondego, com indicação dos respetivos números de indivíduos capturados. | 30 |
| Figura 3.3. Relação idade-comprimento: variabilidade de comprimentos totais (mm) para cada classe etária identificada para a população de trutas do presente estudo..... | 30 |
| Figura 3.4. Relação peso-comprimento para a população de trutas avaliada no rio Mondego. | 31 |
| Figura 3.5. Variação da condição corporal nas diferentes classes etária, através do valor K resultante do Índice de Condição Corporal de Fulton para a população de trutas do troço médio do rio Mondego. . | 32 |
| Figura 3.6. Representação dos percursos efetuados pelas trutas marcadas com recurso ao <i>package Actel</i> . Os dados apresentados incluem os pontos de escuta com um recetor de rádio telemetria manual onde foi identificada a presença do individuo e os registos obtidos com a rede de recetores de biotelemetria acústica. A linha a tracejado representa a data de captura, marcação e libertação. Os locais de A1 a A16 representam os locais dos recetores rádio fixos artificiais e dos recetores acústicos já existentes, sendo que o A14, A15, e o Açude de Cornicovo, representam pontos de escuta e locais de interesse localizados no rio Alva, e os restantes (A1 a A13, e A16) no rio Mondego. | 34 |
| Figura 3.7. Resultado das análises padronizadas com recurso ao <i>actel</i> dos dados de telemetria acústica e rádio das trutas marcadas em 2020. A linha a tracejado representa a data de captura, marcação e libertação. Os locais de A1 a A16 representam os locais dos recetores rádio fixos artificiais e dos recetores acústicos já existentes, sendo que o A14, A15, e o Açude de Cornicovo se localizam no rio Alva, e os restantes (A1 a A13, e A16) no rio Mondego. | 39 |
| Figura 3.8. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos <i>core</i> (PVC 50%) e <i>home</i> (PVC 95%) <i>ranges</i> da truta com ID 17. | 44 |
| Figura 3.9. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos <i>core</i> (PVC 50%) e <i>home</i> (PVC 95%) <i>ranges</i> da truta ID 19. | 45 |
| Figura 3.10. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos <i>core</i> (PVC 50%) e <i>home</i> (PVC 95%) <i>ranges</i> da truta ID 23. | 46 |
| Figura 3.11. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos <i>core</i> (PVC 50%) e <i>home</i> (PVC 95%) <i>ranges</i> da truta com ID 26. | 47 |
| Figura 3.12. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos <i>core</i> (PVC 50%) e <i>home</i> (PVC 95%) <i>ranges</i> da truta com ID 27. | 48 |
| Figura 3.13. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos <i>core</i> (PVC 50%) e <i>home</i> (PVC 95%) <i>ranges</i> da truta com ID 40. | 49 |
| Figura 3.14. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos <i>core</i> (PVC 50%) e <i>home</i> (PVC 95%) <i>ranges</i> da truta com ID 41. | 50 |
| Figura 3.15. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos <i>core</i> (PVC 50%) e <i>home</i> (PVC 95%) <i>ranges</i> da truta com ID 44. | 51 |
| Figura 3.16. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos <i>core</i> (PVC 50%) e <i>home</i> (PVC 95%) <i>ranges</i> da truta com ID 45. | 52 |
| Figura 3.17. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos <i>core</i> (PVC 50%) e <i>home</i> (PVC 95%) <i>ranges</i> da truta com ID 46. | 53 |
| Figura 3.18. Gráfico de caixa de bigodes representativo da relação entre a distância mínima percorrida e o mês do ano, e linha representativa da variável explicativa, o fotoperíodo, resultante da análise GLM. | 56 |
| Figura 4.1. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) com os respetivos <i>core</i> (PVC 50%) e <i>home</i> (PVC 95%) <i>ranges</i> resultante da junção das localizações de todas as trutas, e sobreposto os diferentes lotes da Concessão de Pesca Desportiva de Penacova. | 66 |

Índices de Tabelas

| | |
|---|-----------|
| Tabela 2.1. Avaliação da condição corporal de acordo com Barnham & Baxter (1998) | 19 |
| Tabela 2.2. Informações relativas às trutas marcadas com os transmissores <i>Dual Mode</i> (emitem sinal rádio e acústico) e marcas PIT | 21 |
| Tabela 2.3. Variáveis ambientais utilizadas no Modelo Linear Generalizado (GLM) e respetiva fonte de dados..... | 28 |
| Tabela 3.1. Incremento médio anual (mm) da população de trutas do presente estudo | 31 |
| Tabela 3.2. Dados biométricos dos indivíduos recapturados, e tempo entre as capturas | 32 |
| Tabela 3.3. Informação relativa à máxima distância percorrida por cada truta e em que mês a realizou, extensão de rio utilizada que corresponde à distância entre a deteção mais a jusante e mais a montante de cada truta, e variáveis medidas através dos mapas de Kernel (i.e., <i>home</i> e <i>core range</i>). As trutas identificadas com asterisco (*) são aquelas que, por terem menos de 10 localizações, não foram incluídas na análise Kernel | 54 |
| Tabela 3.4. Resultados do teste de correlação de <i>Spearman</i> entre as variáveis ambientais utilizadas posteriormente na análise GLM | 55 |
| Tabela 3.5. Sumário dos resultados da análise GLM, onde está identificado o resultado estatisticamente significativo ($P < 0,05$) com um asterisco | 55 |
| Tabela 3.6. Sumário dos resultados da seleção do melhor modelo (com asterisco) através do menor valor de AIC, e percentagem de variância explicativa do modelo selecionado | 56 |
| Tabela 4.1. Relação idade-comprimento para a população de trutas do troço médio do rio Mondego (presente estudo) e rio Vez (Vieira, 2011) | 58 |
| Tabela 4.2. Incrementos médios anuais (mm/ano) das populações do troço médio do rio Mondego e do Rio Vez (Vieira, 2011) | 59 |
| Tabela 4.3. Índice de Condição Corporal (K) e coeficiente de alometria (b) de várias populações da Península Ibérica | 60 |

Índice de Equações

| | |
|---|-----------|
| Equação 2.1. Equação exponencial da relação peso-comprimento..... | 18 |
| Equação 2.2. Equação do Índice de Condição Corporal de Fulton..... | 19 |

Capítulo 1 - Introdução

1.1. A truta

A truta (*Salmo trutta* L.) é um peixe migrador icónico dos rios portugueses, pertencendo à família Salmonidae, a mesma onde também se inclui o salmão-do-atlântico, *Salmo salar* L., e a truta-arco-íris *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792), a única espécie não-indígena desta família que ocorre em Portugal. A *S. trutta*, a espécie-alvo deste estudo, é uma das espécies piscícolas mais conhecidas em todo o mundo devido à sua importância económica e histórica, existindo inúmeros estudos que contribuem para o conhecimento da sua bioecologia (e.g., Northcote & Lobón-Cerviá, 2008; Birnie-Gauvin et al., 2019).

A espécie *S. trutta*, apresenta uma distribuição natural concentrada na Eurásia, no entanto, foi introduzida e estabeleceu populações espalhadas pelo mundo inteiro, como por exemplo na Oceânia e América do Norte e Sul, entre outros (Klemetsen et al., 2003; Lobón-Cerviá, 2017). Na Península Ibérica, é bastante frequente nos troços superiores das bacias hidrográficas cantábricas, catalãs, galegas, nos rios Guadalquivir, Segura, Júcar e Ebro, e nas principais bacias hidrográficas portuguesas a norte do rio Tejo, inclusive, sistema que constitui o limite sul da sua distribuição global (Cabral et al., 2005; Javierre et al., 2018; Collares-Pereira et al., 2021). As populações deste salmonídeo nativo dos rios portugueses, podem ser constituídas por dois ecótipos diferentes, de acordo com a sua ocorrência potencial e migração entre diferentes habitats. Para além da forma holobiótica e potamódroma (i.e., truta-de-rio) que realiza migrações exclusivamente em água doce, as populações desta espécie podem incluir uma forma anádroma (i.e., truta-marisca), com uma fase de alimentação e crescimento mais significativo no mar, migrando depois para os rios para se reproduzir (Almeida et al., 2018).

Morfologicamente, a truta apresenta grandes variações ao longo do seu ciclo de vida, sobretudo em termos de coloração (Fig. 1.1), o que consequentemente leva a que os dois ecótipos sejam muitas vezes confundidos, induzindo erros de identificação *in situ*, sendo por isso necessário uma confirmação posterior, através da observação das escamas ou análises genéticas (Lemopoulos et al., 2018; Ferguson et al., 2019; Baglinière et al. 2020).



Figura 1.1. Exemplo da variação de coloração da espécie *Salmo trutta*.

No entanto, na altura do ciclo de vida em que as diferenças morfológicas são notórias, isto é, quando a truta-marisca regressa do mar, a mesma distingue-se da truta-de-rio por apresentar, geralmente,

uma dimensão superior, corpo mais fusiforme, com tonalidade prateada, manchas escuras e barbatana adiposa acinzentada. Pelo contrário, a truta-de-rio apresenta habitualmente um tamanho menor, um corpo mais arredondado, tonalidade acastanhada e/ou esverdeada, manchas claras com centro avermelhado, e barbatana adiposa alaranjada (Barton, 1996; Fig. 1.2).



Figura 1.2. Modelo de truta-de-rio à esquerda, e truta-marisca à direita (Fonte: Almeida et al., 2016).

Apesar de ambos os ecótipos serem bastante sensíveis a diversas ameaças (descritas no subcapítulo 1.4.), a truta-de-rio continua a apresentar populações relativamente abundantes e, em Portugal, está classificada como “Pouco Preocupante”, contudo, a truta-marisca está classificada como “Criticamente em Perigo” no nosso país (Cabral et al., 2005).

1.2. Ciclo de vida e comportamento migratório

Como anteriormente referido, a truta pode apresentar diferentes ecótipos: a truta-de-rio, que realiza apenas migrações potamódromas, e a truta-marisca que efetua migrações anádromas. Esta variabilidade ao nível do comportamento migratório implica que o ciclo de vida desta espécie seja, por vezes, complexo de estudar, pois esta variação pode até ocorrer dentro da mesma população, onde os espécimes de truta podem apresentar diferentes padrões de migração que podem inclusive variar em termos inter-anuais (Höjesjö et al., 2020).

O início do movimento migratório pode ser influenciado por diversas variáveis ambientais, tais como o fotoperíodo, o caudal do rio, e temperatura da água (Ovidio et al., 2002; Jonsson & Jonsson, 2011; García-Vega et al., 2017; Aarestrup et al., 2018). A truta tanto pode percorrer pequenas distâncias para se alimentar e refugiar, como também pode efetuar migrações mais longas, como é o caso da truta-marisca, cuja entrada nos cursos de água costuma ocorrer no verão-outono (Javierre et al., 2018), em direção aos troços mais a montante para desovar (Aarestrup & Jepsen, 1998; Ovidio et al., 1998; Klemetsen et al., 2003; Jonsson & Jonsson, 2011). A desova ocorre habitualmente durante o período de outono-inverno (García-Vega et al., 2017; González et al., 2017), em troços onde o substrato predominante é o cascalho, com pouca profundidade, velocidades de corrente elevadas, águas bem oxigenadas, e temperaturas de água baixas (Armstrong et al., 2003).

Durante a reprodução, os ovos são depositados nos interstícios do substrato cascalhento que lhe confere proteção. Na primavera os jovens alevins emergem do substrato, subindo até à coluna de água onde, pouco tempo depois, se transformam em “fry” (i.e., juvenis que se começam a alimentar de modo independente) (Klemetsen et al., 2003). Após um período que pode variar entre 1 a 5 anos em água doce, sob a forma de “parr”, os juvenis diferenciam-se fenotipicamente (Nielsen et al., 2003). Alguns assumem um comportamento holobiótico e potamódromo, com todo o seu ciclo de vida a ser realizado em água doce, enquanto outros indivíduos sofrem um processo de “smoltificação”, transformando-se em “smolts”, processo que prepara os indivíduos para a migração para o ambiente marinho durante a primavera, assumindo o fenótipo anádromo (Nielson et al., 2006; Fig. 1.3).

A migração só se desencadeia quando as condições ambientais, disponibilidade de alimentos, crescimento e condição individual se tornam ideais para o desencadeamento deste comportamento (Jonsson & Jonsson, 1993; Thorstad et al., 2012). O período e a idade em que ocorre a migração dos juvenis, os “smolts”, para o mar é muito variável entre populações e os próprios indivíduos de uma mesma população (e.g. Javierre et al., 2018). Por exemplo, Gargan et al. (2016) reuniram dados desde 1985 até 2004, no rio Erriff, na costa oeste da Irlanda, e demonstraram que a migração dos “smolts” de truta-marisca para o mar ocorre entre os 2 e 3 anos de idade, sendo que o mais provável é que 58% dos “smolts” teriam 3 anos. Em diversos rios da Galiza, utilizando informação sobre a idade dos indivíduos de truta-marisca, dos anos 1995 até 2009, Javierre et al. (2018) conseguiram identificar “smolts” de 4 classes etárias distintas (i.e., de 1 a 4 anos), sendo o 2º ano a classe etária mais representativa, e o 1º e 4º anos apresentando um número de indivíduos bastante inferior.

O tempo que a truta-marisca permanece no mar também é muito variável entre populações e latitudes. A maioria dos estudos desenvolvidos apontam para cerca de 2 ou mais anos, retornando posteriormente ao rio de origem para desovar, assim que atingirem a maturidade sexual e todas as condições ideais estiverem reunidas (Klemetsen et al., 2003). No entanto, num sistema de fiordes no centro da Noruega, Flaten et al. (2016) comprovaram que, apesar de existir uma grande variação individual no tempo de residência marinha de *S. trutta* (22 – 99 dias), o tempo médio foi de 38 dias. Por outro lado, no rio Ulla, Galiza, Caballero et al. (2006) detetaram várias idades de residência marinha antes do primeiro retorno ao rio, variando entre 0 e 4 anos. A grande maioria dos animais regressou ao rio no mesmo ano que havia migrado para o mar como smolt, ou com 1 ano de residência marinha.

Na generalidade, em ambos os ecótipos, os machos são mais precoces do que as fêmeas e atingem a maturidade sexual entre os 2 e 4 anos, enquanto as fêmeas entre os 3 e os 5 anos (Baglinière et al., 2020). Os indivíduos que conseguem reproduzir-se no rio e voltar ao mar, são designados como “kelt”, podendo regressar ao rio novamente no ano seguinte (Klemetsen et al., 2003; Jonsson & Jonsson, 2011), e reproduzir-se até sete vezes ao longo do ciclo de vida em climas temperados (L’Abée-Lund, 1991; Baglinière et al., 2020).

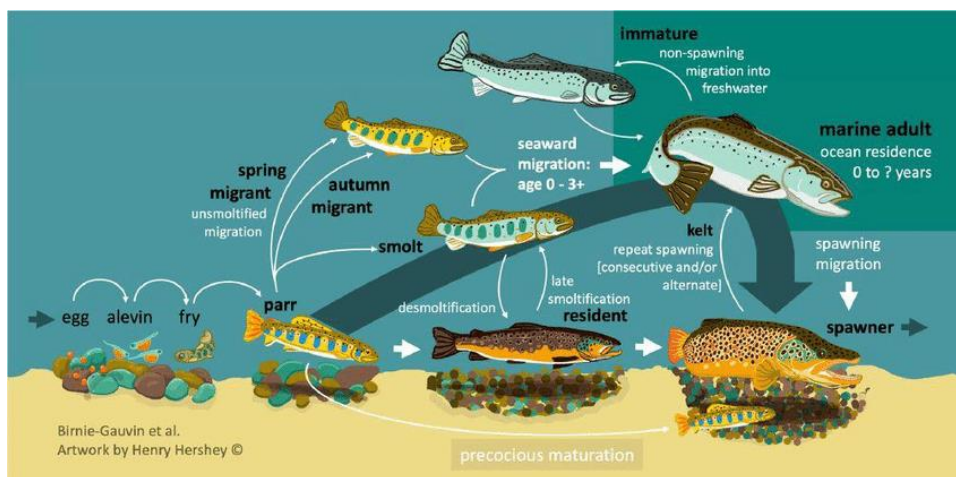


Figura 1.3. Infografia do ciclo de vida de *Salmo trutta* (Fonte: Birnie-Gauvin et al., 2019).

Ainda não é totalmente compreendida a razão pela qual a espécie possui este comportamento migratório distinto e elevada plasticidade fenotípica, com duas estratégias de vida diferentes, mas é um facto que o tempo, a genética, o ambiente e a sua fisiologia são fatores que podem condicionar a opção

tanto nos salmonídeos como nas restantes espécies piscícolas (Jonsson & Jonsson, 1993; Klemetsen et al., 2003; Ferguson et al., 2019).

1.3. A truta enquanto recurso

A truta é considerada uma espécie icónica para a comunidade científica devido à sua complexa taxonomia e história evolutiva, ao seu papel ecológico importante nos ecossistemas aquáticos, por ser um predador de excelência (Bernatchez, 2001; Northcote & Lobón-Cerviá 2008; Butler et al., 2009) e um bioindicador de boa qualidade ambiental nos rios onde habita (Holt & Miller, 2011). Para além disso, é considerada um recurso valioso em termos de pesca, não só para fins gastronómicos, pela qualidade da sua carne, como também para fins de competição ou apenas lazer, onde é bastante apreciada pela sua beleza e dificuldade de captura (Cooke & Cowx, 2006; Blicharska & Rönnbäck, 2018; Liu et al., 2019; Collares-Pereira et al., 2021).

Devido ao seu elevado valor, a truta foi alvo de produção em cativeiro para consumo humano e ações de repovoamento em locais com uma forte pressão de pescadores comerciais e/ou recreativos. Paralelamente, a introdução desta espécie em vários Continentes não abrangidos pela sua área de distribuição natural (e.g. América do Norte e do Sul, Oceânia, África, entre outros), fez com que se tornasse uma das espécies de água doce mais invasoras a nível mundial (Klemetsen et al., 2003; Budy & Gaeta, 2018; Jones & Closs, 2018; Collares-Pereira et al., 2021).

O seu alto valor socioeconómico está também associado à sua importância para a pesca recreativa, nos locais onde a mesma é exercida e sobretudo na modalidade sem morte, capaz de gerar tanto um aumento da procura dos serviços locais, sobretudo turismo (i.e., hotéis e restaurantes), como um aumento da oferta de emprego através dos mesmos e da criação acrescida de lojas para equipamentos e artigos de pesca especializados (Franquesa et al., 2004). Um estudo de Liu et al. (2019), realizado na Noruega, mostrou recentemente que os serviços de ecossistema socioculturais (e.g. relações sociais, saúde mental, lazer e turismo) gerados pela pesca recreativa da truta, apesar de serem pouco abordados pela comunidade científica (e.g. Blicharska e Rönnbäck, 2018), representam um papel tão importante como os serviços socioeconómicos que providencia. Os pescadores locais admitem que, para além de usufruírem das trutas para alimentação, valorizam muito o efeito relaxante da sua pesca, o disfrutar da natureza e a experiência social (i.e., interação com a família, amigos e outros pescadores) associada à pesca recreativa da truta, demonstrando que o valor da pesca recreativa também está associado ao bem-estar humano.

Sabendo que esta espécie é extremamente importante a nível científico, socioeconómico e cultural, é necessário identificar as principais ameaças à sobrevivência das suas populações, para que este recurso e todos os serviços de ecossistema associados a esta espécie, possam ser geridos de forma sustentável.

1.4. Principais ameaças

Não há como negar que as principais ameaças às comunidades piscícolas, em geral, se devem à intervenção humana, sendo que a espécie em estudo é especialmente afetada pela poluição aquática, degradação das galerias ripícolas, sobrepesca, remoção de inertes nas suas zonas de desova, extração e captação de água para diferentes usos (Huusko et al., 2018; Collares-Pereira et al., 2021). No entanto, existem ameaças que se destacam no impacto que causam na espécie-alvo, sobretudo nas áreas de

distribuição próximas do respetivo limite Sul: a fragmentação dos rios e as alterações climáticas (Almodóvar et al., 2011; McCluney et al., 2014; Forseth et al., 2017).

Fragmentação dos rios

A intensa fragmentação dos rios ao longo dos anos, nomeadamente, a construção de barragens e outros obstáculos no rio como açudes, para produção de energia, irrigação de terrenos agrícolas, controlo de cheias e abastecimento público (Branco et al., 2012), tem afetado significativamente os ecossistemas fluviais (McCluney et al., 2014), e os seres vivos que neles habitam (Aarestrup & Koed, 2003; Alexandre & Almeida, 2009). A presença de barreiras altera os processos e condições hidrológicas e ecológicas naturais tanto a montante como a jusante das mesmas (Almeida et al., 2015), podendo resultar na modificação do regime de caudais natural e perda de conectividade longitudinal, entre outros impactos significativos no biota aquático (Nilsson et al., 2005; García-Vega et al., 2018).

A perda de conectividade longitudinal e consequente diminuição do habitat disponível, afeta principalmente as espécies de peixes com carácter migrador, sejam elas diádromas (i.e., efetuam migrações entre ambientes dulciaquícolas, salobros e marinhos) ou potamódromas (e.g. Alexandre & Almeida, 2009; Félix et al., 2021), como é o caso da espécie em estudo. Estas espécies necessitam de efetuar migrações entre diferentes habitats para completar o seu ciclo de vida, tanto para se reproduzir como para se alimentar (Brönmark et al., 2014; Birnie-Gauvin et al., 2017a), e se não conseguirem atingir esses habitats, as suas populações podem diminuir drasticamente (García-Vega et al., 2020).

Para diminuir os impactos negativos da presença dos obstáculos no rio, têm vindo a ser desenvolvidas soluções tais como a construção de passagens para peixes e translocação manual para montante e jusante dos animais (Santo, 2005; Lusardi & Moyle, 2017), sempre que a remoção do obstáculo, a solução mais adequada, acaba por ser uma impossibilidade. Por exemplo, no estudo de Birnie-Gauvin et al. (2017b) onde foram utilizados dados de 30 anos referentes à abundância de trutas pré e pós remoção de uma pequena barragem hidroelétrica (i.e., com uma altura de apenas 2,4 metros) na Dinamarca, são apresentados resultados que mostram que a densidade de trutas com menos de 14 cm aumentou significativamente após a remoção do obstáculo, sobretudo a montante. A montante, a densidade de trutas com menos de 14 cm aumentou 207 vezes relativamente ao encontrado antes da remoção da mesma, enquanto que a jusante aumentou 5,17 vezes. No caso dos indivíduos com mais de 14 cm, a montante da barragem, a densidade de trutas aumentou cerca de 1,88 vezes, e a jusante aumentou 1,38 vezes, após a remoção da barragem.

Alterações climáticas

No geral, as comunidades de peixes de água doce são suscetíveis às alterações climáticas, e os salmonídeos, como peixes tendencialmente de águas mais frias, serão especialmente afetados pelo aquecimento global (Heino et al., 2016; Santiago, 2017; Forseth et al., 2017). Existem inúmeros estudos que preveem os efeitos das alterações climáticas nos salmonídeos, sobretudo sobre as alterações na sua distribuição natural (Filipe et al., 2013; Santiago et al., 2016; Santiago et al., 2020). Alguns estudos preveem que as populações de truta perderão o habitat adequado à sua ocorrência no Sul da sua distribuição, e apenas se manterão nas bacias hidrográficas a Norte (Lassalle & Rochard, 2009). Outros afirmam que a resposta das populações de truta às alterações climáticas pode variar conforme a bacia hidrográfica onde estão inseridas, pois cada região tem as suas particularidades, sendo necessário a realização de estudos focados em cada local, não negando que nas populações do Sul, a redução do

habitat térmico será mais acentuada (Graham & Harrod, 2009; Almodóvar et al., 2011; Filipe et al., 2013).

Embora existam fatores hidrológicos (i.e., redução dos caudais dos rios), que em conjunto com os fatores climáticos (i.e., aumento da temperatura), possam afetar os habitats adequados às populações de truta (Ayllón et al., 2016; Muñoz-Mas, et al., 2018), a maior parte dos estudos existentes concentra-se nos efeitos diretos do aumento da temperatura.

A reprodução e os primeiros estágios de vida dos indivíduos são as fases mais sensíveis dos salmonídeos (Jensen & Johnsen, 1999; Spina 2001; Unfer et al., 2011; Santiago et al., 2020), e o aumento da temperatura pode não só levar à degradação e redução da adequabilidade do habitat nas zonas de desova (Muñoz-Mas et al., 2018; Santiago et al., 2020), como também alterar a época de reprodução (Riedl & Peter, 2013). Os ovos e larvas necessitam de condições térmicas especiais para eclodir e sobreviver (Lobón-Cerviá & Mortensen, 2005), sendo que, se a temperatura aumentar e ultrapassar o limiar das condições ideais dos mesmos, afetará a viabilidade das próximas gerações (Elliot & Elliot, 2010; Réalis-Doyelle et al., 2016).

No caso específico da truta-marisca, sendo que as condições térmicas podem influenciar o seu crescimento (Kristensen et al., 2018), Lejk et al. (2021) confirmaram que existem efeitos da temperatura da água salgada e da água doce no crescimento destes peixes, tanto em indivíduos criados em cativeiro como em indivíduos selvagens. No entanto os indivíduos selvagens apresentaram maior adequabilidade e resistência às alterações térmicas, que por sua vez, demonstra que são indivíduos com uma grande plasticidade fenotípica, mesmo quando expostos a variações de temperatura da água. Mas é importante referir que existe alguma dificuldade em prever comportamentos a longo prazo, e as populações de truta podem não acompanhar o ritmo a que as alterações climáticas estão a ocorrer (Ayllón et al., 2016).

1.5. A biotelemetria para estudar as migrações

Ao longo dos anos, com o surgimento de novas tecnologias, foi possível desenvolver uma série de técnicas e metodologias importantes para o estudo científico mais detalhado das populações de diversos grupos de animais, como é o caso da biotelemetria (Cooke et al., 2004).

Para o estudo da comunidade piscícola, a biotelemetria tornou-se uma das ferramentas mais importantes para a realização de análises mais detalhadas do seu comportamento (através de localizações em tempo real), fisiologia individual (e.g. temperatura do corpo e atividade muscular), e do próprio ambiente envolvente (e.g. temperatura da água, salinidade, oxigénio dissolvido e profundidade) (Cooke, 2008; Hockersmith & Beeman, 2012; Aarestrup et al., 2018). Na biotelemetria a informação é obtida remotamente através da implantação de dispositivos eletrónicos no corpo dos animais, sejam internos ou externos, com a capacidade de armazenar dados (i.e., DST - *Data storage tags*), envio de dados por satélite (i.e., PSAT - *Pop-Up Satellite Tags*), marcas PIT (*Passive Integrated Transponder*), radiotransmissores, e transmissores acústicos (Aarestrup et al., 2018), sendo os últimos três métodos os mais utilizados atualmente.

As marcas PIT são dispositivos de pequena dimensão, codificados, que refletem individualmente o sinal emitido por uma antena (emissora e recetora), sendo o mesmo lido novamente pelo dispositivo emissor. São marcas que podem durar, virtualmente, para sempre uma vez que não possuem bateria. Cada marca PIT apresenta um código de identificação diferente. A sua pequena dimensão permite que seja marcado um número maior de indivíduos de diferentes dimensões, no entanto, o seu alcance de deteção é baixo e por isso, os dados de localização de cada indivíduo apenas serão obtidos se o mesmo

for recapturado, ou se for detetado em antenas colocadas em locais estratégicos na área de estudo (Aarestrup et al., 2018).

Os transmissores de radiotelemetria e telemetria acústica são maiores relativamente às marcas PIT, e apresentam uma longevidade limitada dependente da capacidade da bateria. No caso dos transmissores rádio, estes emitem ondas rádio que são detetadas por um recetor manual ou automático, e/ou fixos localizados fora de água em locais estratégicos. A propagação das ondas rádio é limitada pela presença de água e elevada condutividade (i.e., elevada salinidade), sendo por isso utilizada sobretudo em ambientes aquáticos de pouca profundidade e com características dulciaquícolas, podendo propagar-se melhor no ar e alcançar o recetor (i.e., antena) a vários quilómetros de distância. Em contrapartida, o sinal ultrassónico emitido pelos transmissores acústicos, propaga-se melhor em meios aquáticos mais densos, podendo ser usados em meios mais profundos e em água salgada, e são detetados por hidrofones submersos, colocados em locais estratégicos ou de forma manual. Quer os transmissores acústicos quer os radiotransmissores apresentam um código, ou frequência, individuais, permitindo uma monitorização detalhada e individual dos organismos em estudo (Thorsteinsson, 2002; Cooke, 2008; DeCelles & Zemeckis, 2014).

A biotelemetria pode gerar informações sobre, por exemplo, os períodos de migração de uma espécie (e.g., Gauld et al., 2016), eficácia e eficiência de uma passagem para peixe na promoção da migração piscícola (e.g. Pereira, 2014), distribuição espacial e temporal dos organismos (e.g. Barry et al., 2020), entre outros. Toda esta informação pode beneficiar as populações de peixes aumentando o conhecimento do seu comportamento e fomentar, desta forma, uma gestão mais sustentável e eficaz da sua pesca.

Tendo em conta o ciclo de vida, plasticidade comportamental e padrão de movimentos da espécie em estudo, o método considerado mais adequado para, no âmbito do presente estudo, avaliar os seus padrões de movimento e comportamento migratório, foi a utilização em conjunto das técnicas de telemetria acústica e rádio. Apesar de existirem imensos estudos de telemetria, existem muito poucos trabalhos e artigos científicos recentes com o tipo de metodologia utilizada neste estudo (transmissores *Dual Mode*, que emitem simultaneamente sinal rádio e acústico). A possibilidade da aplicação em simultâneo destas duas metodologias, permite aumentar a eficiência da localização dos animais em estudo em locais com diferentes características, na medida em que irá possibilitar complementar as características mais vantajosas de ambas relativamente ao meio envolvente.

1.6. Objetivos

Apesar da truta ser uma das espécies de peixes mais conhecidas em todo o mundo, com um vasto número de estudos realizados focados na sua bioecologia ao longo da respetiva área de ocorrência global (e.g., Tanir & Fakioglu, 2017; Meredith et al., 2018; Huusko et al., 2018; Rasmussen, 2018), e inúmeros estudos sobre o seu padrão de movimentos e comportamento migratório ao longo da sua área vital na Europa, atualmente, ainda existe uma lacuna a respeito do conhecimento das populações que ocorrem em latitudes mais baixas, no limite sul da sua distribuição natural (e.g., Caballero & González, 2006; García-Vega et al., 2017; García-Vega et al., 2018), devido ao contexto climático distinto das regiões mais a norte, que são habitualmente consideradas como tendo as características ótimas para a ocorrência da espécie. Por exemplo, as populações portuguesas de trutas são fortemente influenciadas pelo clima mediterrânico podendo apresentar estratégias de vida distintas de outras populações do Norte da Europa, e provavelmente mais adaptadas às alterações climáticas e ao aquecimento global que se verifica atualmente (Almodóvar et al., 2011). Para além disso, têm sido cada vez mais estudados os impactos

causados pelos obstáculos hidráulicos nos movimentos desta espécie na Península Ibérica (e.g., Gosset & Labonne, 2006; González-Ferreras et al., 2019; Rocaspana et al., 2019; García-Vega et al., 2021), mas ainda assim são necessários mais estudos para avaliar os seus efeitos e definir medidas de mitigação a este problema.

Neste sentido, os objetivos gerais deste trabalho assentam no aumento do conhecimento da biologia, padrão de movimentos e comportamento migratório da espécie *S. trutta*, na bacia hidrográfica do rio Mondego, próximo do limite sul da sua distribuição, uma área onde a truta é uma espécie muito importante principalmente devido ao seu interesse para atividades de pesca recreativa. Mais especificamente, este estudo pretende:

- I. Caraterizar a população de trutas da bacia do Mondego ao nível da estrutura dimensional, etária e condição corporal;
- II. Avaliar o padrão de movimentos e dinâmica migratória da truta;
- III. Considerando os resultados obtidos para os objetivos mencionados anteriormente, propor medidas que promovam uma exploração mais sustentável da truta no rio Mondego pela pesca recreativa.

Capítulo 2 - Metodologia

2.1. Caracterização geral da área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do Mondego, incidindo no troço principal do rio Mondego desde a sua foz até à barragem da Raiva (considerada como o primeiro obstáculo completamente intransponível neste curso de água), incluindo o seu principal afluente, o rio Alva (Fig. 2.1). O rio Mondego, localizado na região centro de Portugal, é o maior rio que se desenvolve exclusivamente em território nacional. Com cerca de 234 km de extensão, nasce na Serra da Estrela e desagua no Oceano Atlântico na cidade de Figueira da Foz, apresentando uma área total de drenagem de 6644 km² (Almeida et al., 2015). Os seus principais afluentes são os rios Pranto, Arunca, Ceira, Alva e Dão. Relativamente ao clima predominante, este está associado a um clima tipicamente mediterrânico, com estações de verão e inverno bem definidas (Gasith & Resh, 1999).

Devido às intervenções antropogénicas realizadas sobretudo ao longo dos últimos 40 anos, nomeadamente, a construção de dois grandes aproveitamentos hidroelétricos, as barragens da Raiva e da Agueira, seis açudes de uso-múltiplo e um elevado número de pequenos açudes ao longo do seu curso, o rio Mondego encontra-se fortemente modificado e regularizado, assim como o rio Alva que, para além de um caudal regularizado pela barragem de Fronhas (caudal ecológico de 2 m³/s ao longo de todo o ciclo anual, sem variações sazonais) conta também com nove açudes de pequena-média dimensão no troço de apenas 21 km compreendido entre a barragem de Fronhas e a sua confluência com o rio Mondego (Almeida et al., 2015). O rio Alva é considerado bastante importante para a população de trutas existente nesta bacia hidrográfica, uma vez que possui características de habitat adequadas para a desova desta espécie (Armstrong et al., 2003). Os últimos 45 km do troço principal do rio Mondego, denominado de Baixo Mondego, encontram-se também particularmente modificados, sobretudo devido a um troço completamente artificial de 11 km que se estende entre o Açude-Ponte de Coimbra para jusante, até Montemor-o-Velho. O Açude-Ponte de Coimbra, construído em 1981 com o principal objetivo de controlo de cheias, abastecimento público e industrial, e rega do Baixo Mondego, constitui a primeira grande barreira à migração para montante de espécies diádromas e potamódromas, muitas delas com elevado valor comercial e conservacionista. Apesar de este ter sido provido de uma Passagem Para Peixes (PPP) desde o momento da sua construção, esta demonstrou-se, para a maioria das espécies piscícolas, ineficiente (Larinier & Marmulla, 2004). No entanto, em 2011 a Agência Portuguesa do Ambiente (APA) construiu uma nova PPP multi-específica no Açude-Ponte de Coimbra (Fig. 2.2), que desde então tem sido monitorizada pelo Centro de Ciências do Mar e do Ambiente (MARE) e pela Universidade de Évora e, que se tem mostrado bastante eficiente na promoção da transposição para montante de milhares de animais de diferentes espécies de peixes migradores (nas quais se inclui a espécie alvo deste estudo (Andrade, 2020)). Mais tarde, os esforços de reabilitação de habitat permitiram construir outras PPP, desta feita de cariz naturalizado, nos açudes de Formoselha, Palheiros, Louredo, Carvoeira e Penacova (Fig. 2.3), que embora sejam significativamente mais pequenos, desde a sua construção têm mostrado eficácia no que toca à transposição dos peixes e no aumento da área disponível para os mesmos (Almeida et al., 2015; Almeida et al., 2018).

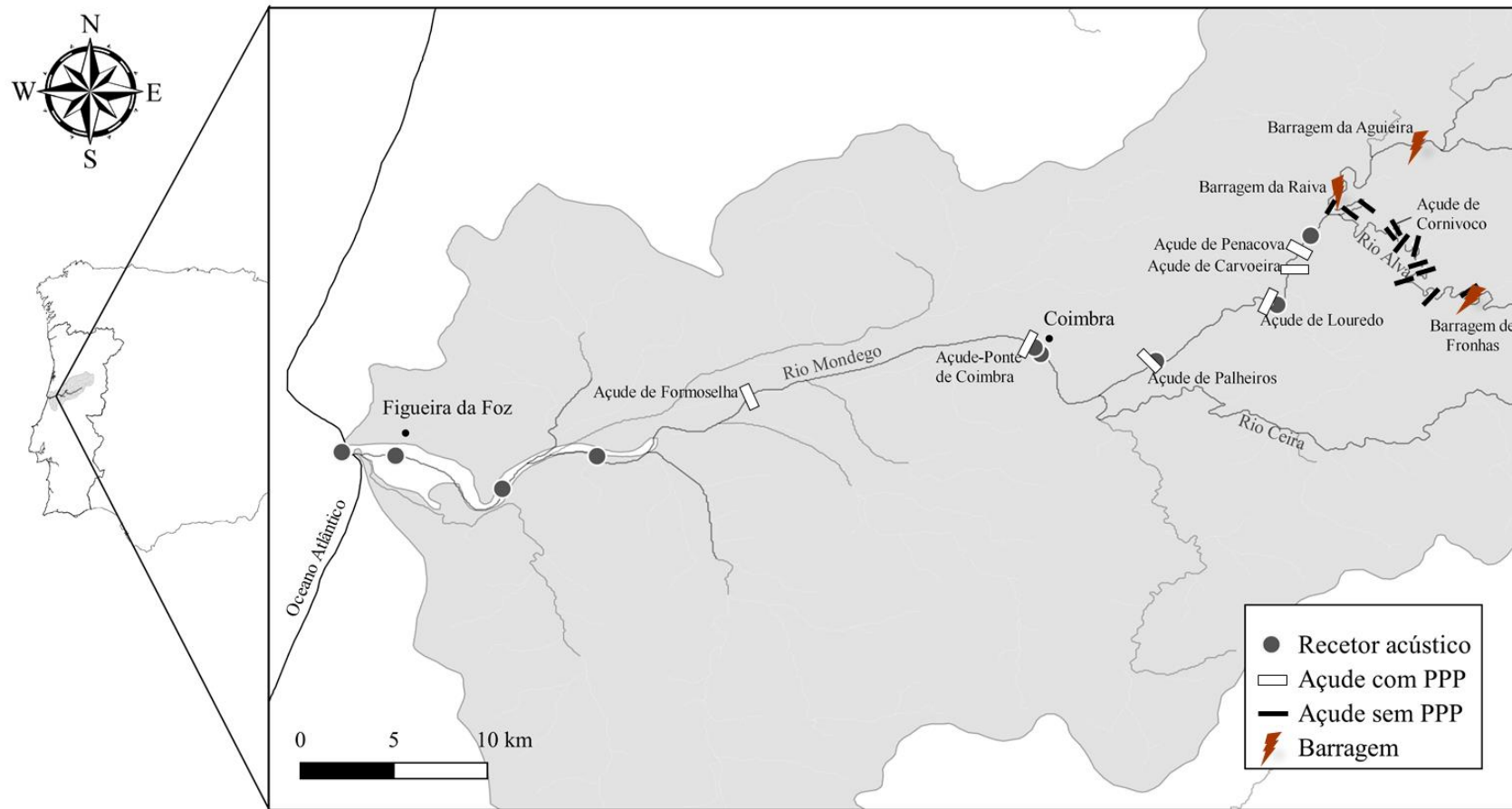


Figura 2.1. Mapa da área de estudo na bacia hidrográfica do rio Mondego.



Figura 2.2. Açude-Ponte de Coimbra, na imagem da direita inclui-se pormenor da entrada da PPP multi-específica em funcionamento nesta infraestrutura.



Figura 2.3. Passagens para peixes construídas em pequenos açudes no troço principal do rio Mondego: Açude de Formoselha (a), Palheiros (b), Louredo (c), Carvoeira (d), Penacova (e).

2.1.1. Zonas de Pesca Profissional e Recreativa

A área de estudo do presente trabalho inclui duas Zonas de Pesca Profissional (ZPP), mais especificamente, a ZPP do Baixo Mondego (ICNF, 2022a) e a ZPP do Médio Mondego (ICNF, 2022b), com cerca de 19 e 14 km, respetivamente, onde a pesca é exercida como atividade comercial, e a Concessão de Pesca Desportiva do Município de Penacova (Câmara Municipal de Penacova, 2021). Na figura 2.4 é apresentada com maior detalhe a localização da ZPP do Médio Mondego e da Concessão de Pesca Desportiva de Penacova, pela importância que assumem para a gestão da população de trutas na área de estudo.

A área da Concessão de Pesca Desportiva engloba 10 km do rio Mondego, delimitada a jusante pela ribeira de Poiares e a montante pelo açude da mini-hídrica de Penacova, e ainda inclui um troço de 2 km no rio Alva. A zona concessionada é composta por onze lotes (*c.f.* figura 2.5). Os lotes 2, 6, 8 e 11 atuam como zonas de pesca livre dentro das condições regulamentares; os lotes 1, 3, 7, 9 e 10 como zonas de pesca sem morte onde apenas é permitido o uso de iscos artificiais; o lote 4 funciona como pista de pesca, onde são realizados os treinos e Provas de Pesca Desportiva, sendo obrigatória a devolução dos animais capturados ao rio, podendo ser determinado pelo concessionário exceções a esta regra; e por fim, o lote 5, designado por Santuário, que funciona como zona de proteção, sendo expressamente proibido qualquer tipo de pesca (Câmara Municipal de Penacova, 2021).

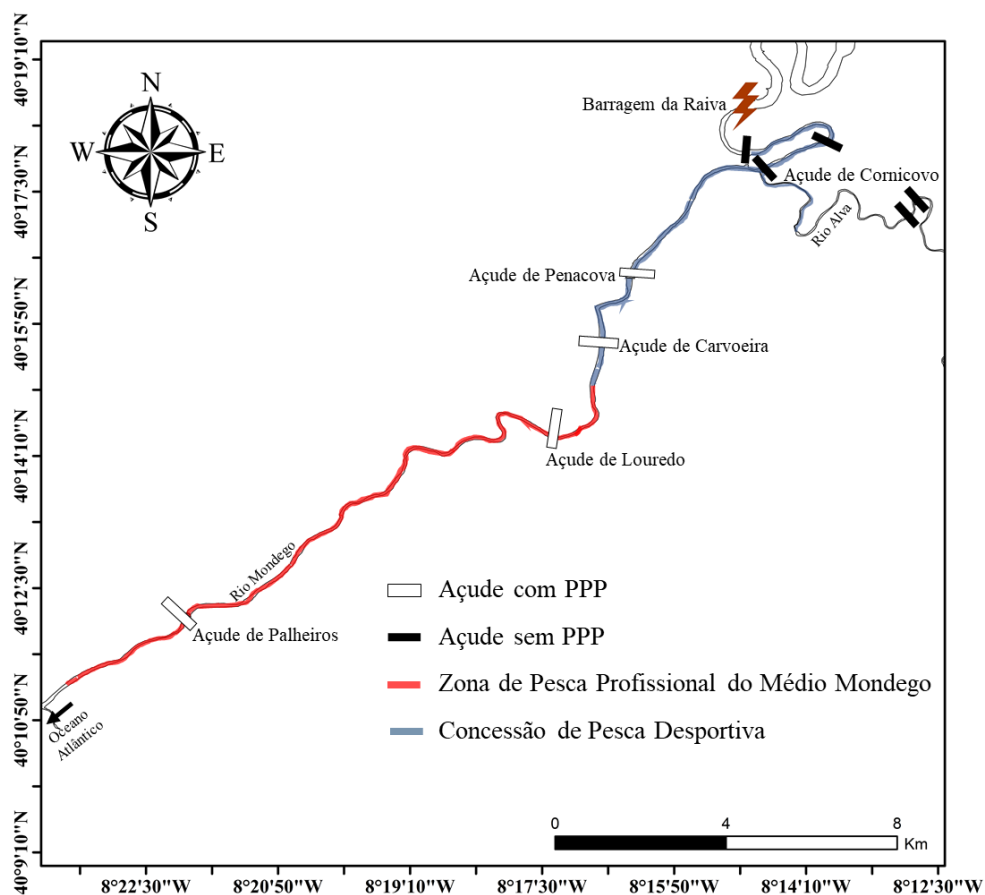


Figura 2.4. Localização da ZPP do Médio Mondego e Concessão de Pesca Desportiva de Penacova nos rios Mondego e Alva.

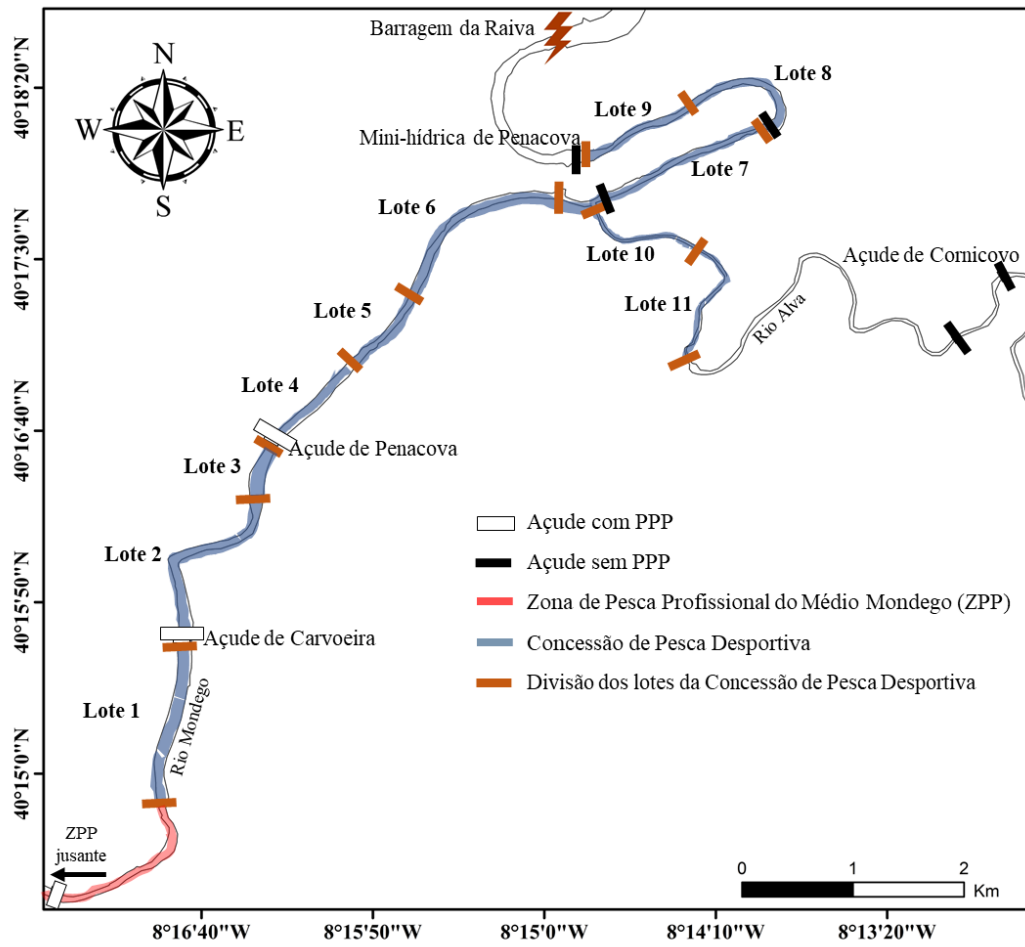


Figura 2.5. Detalhe da Concessão de Pesca Desportiva de Penacova com as divisões dos respetivos lotes

2.2. Caracterização da estrutura dimensional, etária e condição corporal da espécie-alvo no rio Mondego

2.2.1. Captura de indivíduos e recolha de dados biométricos

Entre julho de 2020 e julho de 2021, decorreram campanhas de amostragem, realizadas com recurso a pesca elétrica, com um gerador de margem de corrente contínua (Hans Grassl EL 62, 600 V-DC, 10) e com o auxílio de pescadores recreativos (Fig. 2.6), ao longo da bacia do Mondego, nos pontos e troços identificados na figura 2.7. A pesca elétrica foi realizada com uma periodicidade bimensal ou trimestral, pelo menos duas vezes em cada troço no verão de 2020 e 2021, enquanto que a amostragem através de pesca recreativa foi realizada ao longo de todo o ano. A utilização desta última forma de amostragem teve como objetivo a captura de exemplares de maiores dimensões, sobretudo em zonas mais profundas, onde a pesca elétrica pode não ser tão eficiente. No âmbito destas amostragens foram capturados e recolhidos dados biométricos de 104 indivíduos de *S. trutta*. Cada indivíduo foi medido (mm), pesado (g), recolhida uma amostra de escamas para posterior análise (*i.e.*, leitura dos anéis de crescimento), e os indivíduos com mais de 9 cm foram marcados com marcas PIT (*Passive Integrated Transponder*) (Fig. 2.8) permitindo a sua identificação em caso de recaptura ou se os mesmos se deslocassem para jusante e fossem detetados pela respetiva antena colocada na Passagem para Peixes do Açude-Ponte de Coimbra. No final da marcação, todos os indivíduos foram devolvidos ao rio, próximo do seu local de captura.



Figura 2.6. Campanha de amostragem dirigida à captura de trutas no rio Mondego através de pesca elétrica (a) e com o auxílio de pescadores recreativos – *Fly fishing* (b).

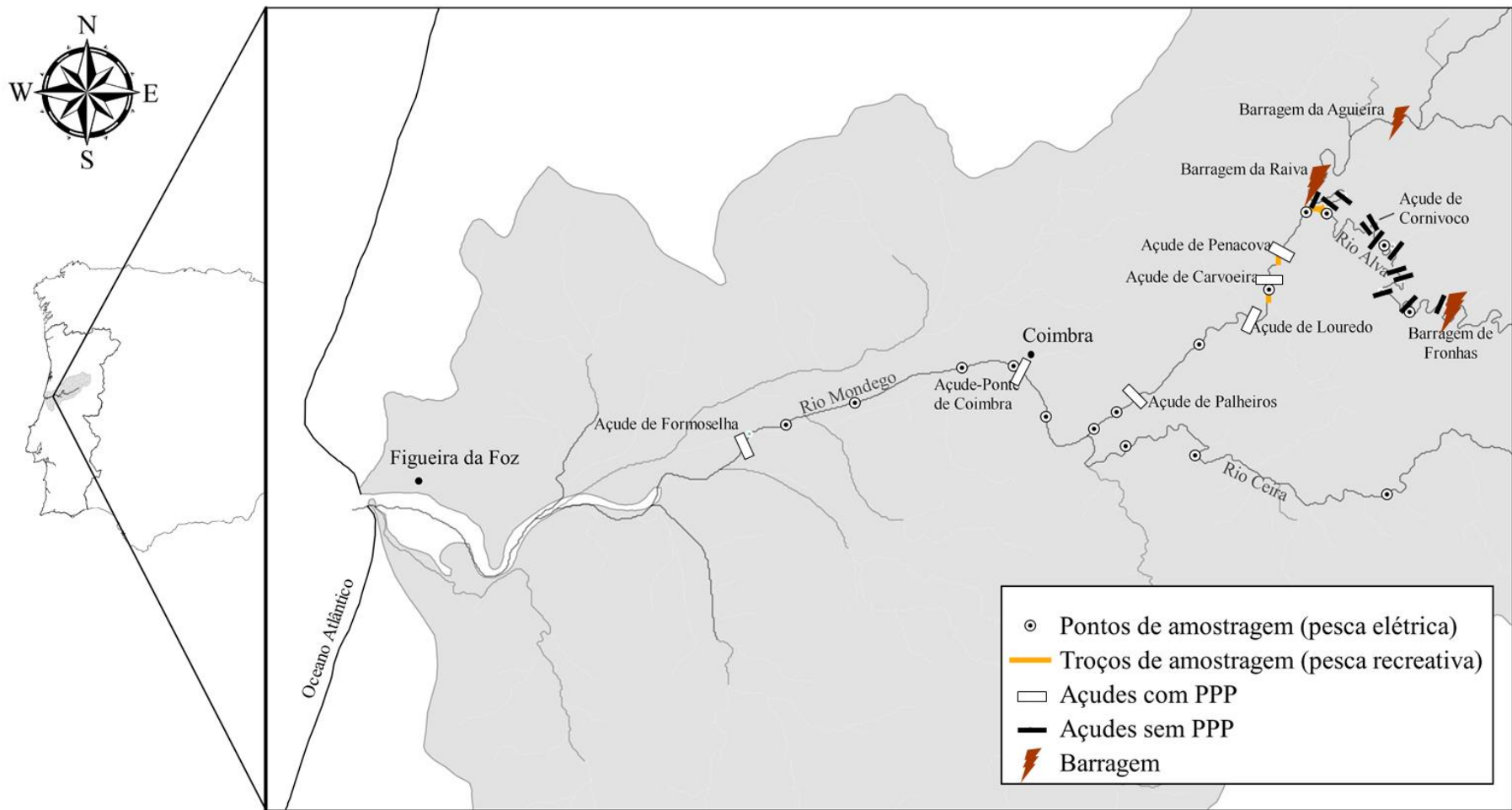


Figura 2.7. Locais de amostragem ao longo da área de estudo, com recurso a pesca elétrica e pesca recreativa (*flyfishing*).

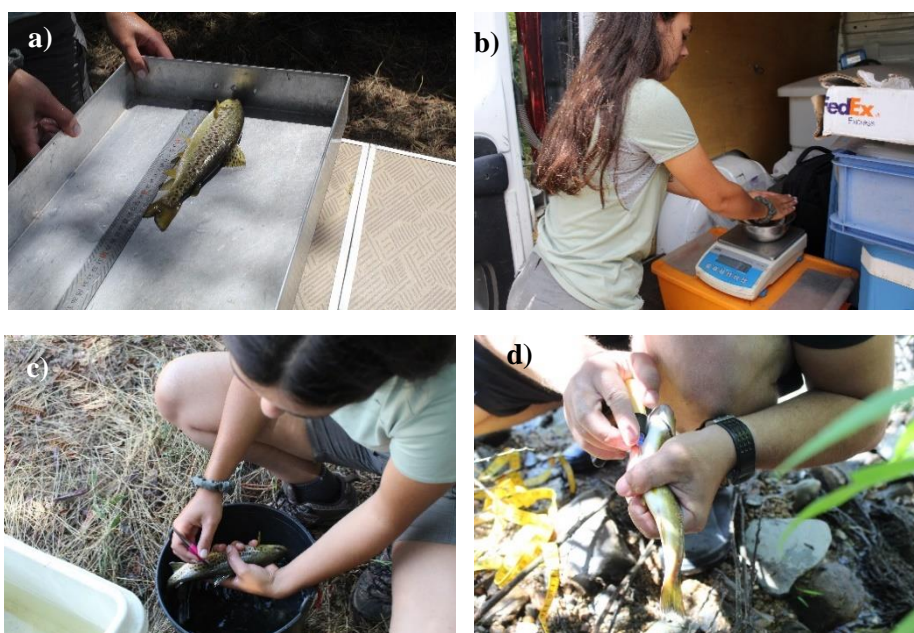


Figura 2.8. Recolha de dados biométricos: medição (a); pesagem (b); recolha de escamas (c); marcação com PIT-tags (*Passive Integrated Transponder*) (d).

2.2.2. Análise e processamento de escamas

Após ser recolhida uma amostra de cerca de 10 escamas por indivíduo, removidas da região dorsal entre a linha lateral e a base da barbatana dorsal com o auxílio de uma pinça, as mesmas foram reservadas num envelope de papel devidamente identificado com o código da truta correspondente (Fig. 2.9) para, futuramente, serem analisadas em laboratório. Estas análises permitiram avaliar alguns parâmetros biológicos importantes para esta população de trutas (e.g., idade-comprimento), mas também identificar o fenótipo de cada indivíduo incluído no estudo (anádromo vs potamódromo), no caso dos indivíduos de maior dimensão e se os mesmos já tiveram uma fase marinha ou estuarina (i.e., padrão de marcação dos anéis de crescimento nas escamas distinto entre as fases marinha e dulciaquícola) (Fig. 2.10).

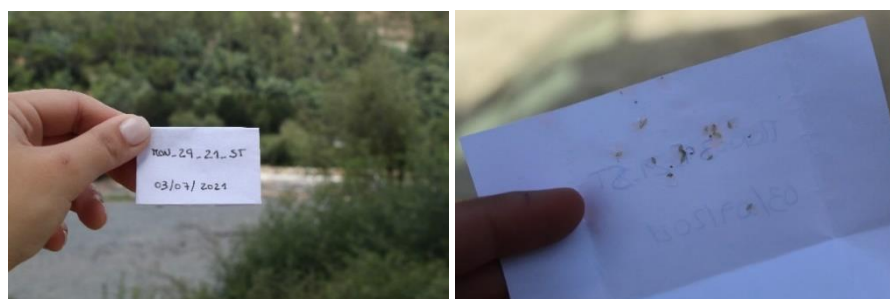


Figura 2.9. Envelope com o respetivo código e escamas de um exemplar de truta utilizado neste estudo.

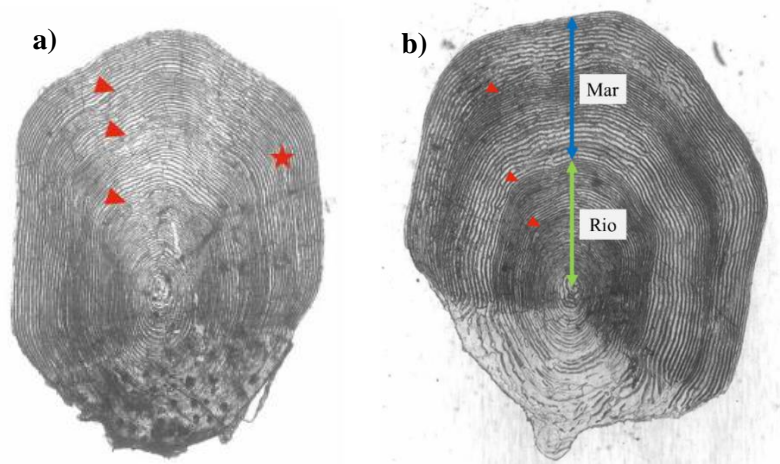


Figura 2.10. Padrão de marcação dos anéis de crescimento e reprodução nas escamas de truta-de-rio com 3 + anos e uma marca de desova no seu 3 ano (a) e truta-marisca que passou 2 anos no rio e 18 meses no mar (b) (Fonte: Baglinière et al., 2020), onde as setas e estrelas a vermelho representam, respetivamente, a banda de inverno e a marca de desova.

Todo o procedimento de preparação e análise de escamas foi realizado segundo o método descrito por Baglinière et al. (2020), e dividiu-se em duas partes:

- a) *Limpeza e preparação/montagem das escamas em laboratório*: com o auxílio de uma lupa binocular, as escamas foram colocadas numa solução de 5% de Soda Cáustica por um período limitado de tempo (menos de dois minutos), para que os anéis ficassem bem visíveis possibilitando a identificação dos mesmos. De seguida foram limpas em água e secas com papel absorvente. Depois de secas, procedeu-se à montagem das mesmas entre duas lâminas de microscópio, envolvidas com fita-cola e devidamente identificadas com o código do indivíduo e data de captura (Fig. 2.11a).
- b) *Análise e leitura das escamas*: para permitir a observação de uma imagem ampliada e facilitação da leitura dos anéis, foi necessário o auxílio de um projetor de slides (Fig. 2.11b e Fig. 2.12).

As preparações foram analisadas uma a uma, inicialmente por uma pessoa, e de seguida complementadas por mais dois leitores para que houvesse um consenso entre observações e o eventual erro de interpretação fosse menor.

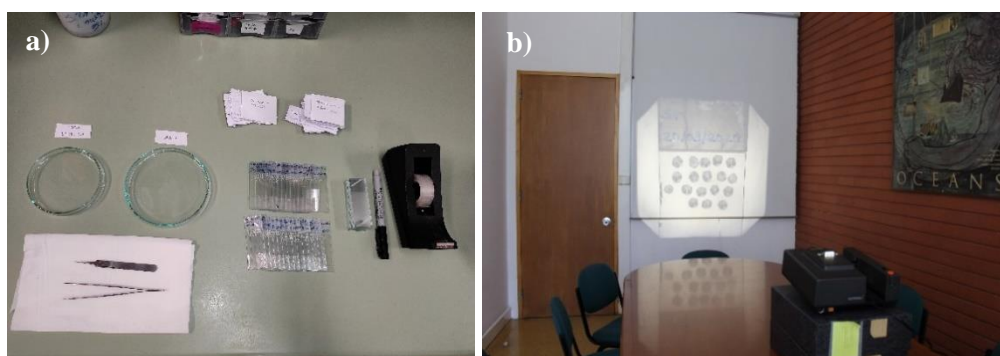


Figura 2.11. Procedimento de preparação e análise de escamas: limpeza e preparação/montagem das escamas em laboratório (a); análise e leitura das escamas com o auxílio de um projetor de slides (b).

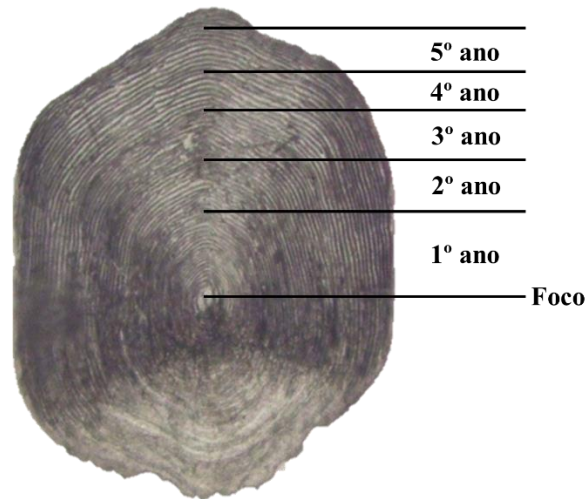


Figura 2.12. Exemplo de uma escama de um indivíduo de *Salmo trutta* capturado no âmbito deste estudo, com 5 anos (código ST#5), ampliada pelo projetor de slides.

2.2.3. Tratamento e análise de dados

Recorrendo aos dados biométricos de todos indivíduos capturados (104 trutas) durante as várias sessões de amostragem, foi possível realizar uma caracterização da estrutura dimensional, etária e avaliar a condição corporal da população de trutas do rio Mondego. Para isso, os dados do comprimento total de todos os indivíduos foram agrupados em classes dimensionais com intervalos de 20 mm, e foi realizado um histograma que exhibe o número de indivíduos capturados em cada classe. Posteriormente, através da análise e leitura de escamas, foram identificadas 5 classes etárias (1+, 2+, 3+, 4+ e 5+ anos), e realizado um histograma que representa o número de indivíduos capturados por classe etária. A relação idade-comprimento foi representada através de uma caixa de bigodes com recurso ao *software* RStudio © (versão 4.0.4) (RStudio Team, 2021), e uma tabela onde foi incluído o incremento médio anual que, quer para os dados do presente estudo, quer para os dados de outros trabalhos desenvolvidos que vão ser referidos na discussão desta dissertação, foi calculado através da subtração entre o comprimento médio de uma idade e o comprimento médio da idade anterior.

A relação peso-comprimento dos indivíduos em estudo também foi avaliada primeiramente através de gráficos de dispersão peso-comprimento, e expressa através da seguinte equação (Le Cren, 1951):

$$W = aL^b, \text{ (Equação 2.1)}$$

Onde W é o peso total em gramas, L é o comprimento total em milímetros, a e b são estimativas dos parâmetros de correlação.

A classificação do tipo de crescimento da espécie foi realizada de acordo com os valores de b , ou seja, se estes se encontram em torno de 3, significa que o crescimento é isométrico (i.e. o peso aumenta proporcionalmente com o comprimento), no entanto, quando b é maior que 3, o crescimento é alométrico positivo (i.e. aumento maior no peso em relação ao comprimento), e pelo contrário, se o b for menor que 3, o crescimento é alométrico negativo (i.e. a proporção a que o peso aumenta é menor que o comprimento).

A constante b extraída da equação anterior, foi utilizada para calcular, posteriormente, a condição corporal da população de trutas analisada, através do Índice de Condição Corporal de Fulton:

$$K = \frac{W}{L^b} \times 10^5, \text{ (Equação 2.2)}$$

Onde W é o peso total médio em gramas, L é o comprimento total médio em milímetros, e b é o coeficiente de alometria.

Com recurso ao *software* RStudio ©, foi realizado uma caixa de bigodes com os dados de K respetivos a cada classe etária e realizado o teste estatístico não-paramétrico de *Kruskall-Wallis*, com o objetivo de verificar a possível existência de diferenças significativas no valor de K entre as diferentes classes etárias.

Para os salmonídeos, K assume habitualmente valores compreendidos entre 0,8 e 2, sendo este influenciado por diversos fatores relacionados com a idade, sexo, estação do ano, maturação, tipo de alimento, quantidade de reservas de gordura e grau de desenvolvimento muscular (Barnham & Baxter, 1998). A Tabela 2.1 apresenta as avaliações que podem ser feitas de acordo com o valor de K .

Tabela 2.1. Avaliação da condição corporal de acordo com Barnham & Baxter (1998)

| Valor de K | Observação |
|------------|--------------------|
| 1,60 | Excelente condição |
| 1,40 | Boa condição |
| 1,20 | Normal |
| 1,00 | Magro |
| 0,80 | Muito magro |

2.3. Análise dos padrões de movimentos e utilização espacial da espécie-alvo no rio Mondego

2.3.1. Captura e marcação

Das 104 trutas capturadas, apenas foi possível marcar com os transmissores de biotelemetria *Dual Mode* (que emitem simultaneamente sinal acústico e rádio) os indivíduos que tinham um peso superior a 400 g. As trutas com um peso entre 400 g e 1000 g foram marcadas, com transmissores da Lotek modelo MM-RC-11-28 (12×62 mm, 12 g, com 480 dias de bateria). Os indivíduos com um peso superior a 1000 g foram marcados com transmissores da Lotek modelo MM-RC-11-45 (12×72 mm, 16 g, com 747 dias de bateria). A utilização de dois modelos distintos, com dimensões e pesos distintos, foi pensada de forma a minimizar o efeito da marcação no comportamento dos indivíduos marcados. No total foram marcadas, no âmbito deste estudo, 17 trutas (Fig. 2.13; Tabela 2.2).



Figura 2.13. Transmissores *Dual Mode* utilizados no âmbito deste estudo: Modelo MM-RC-11-28 (a), e Modelo MM-RC-11-45 (b).

Tabela 2.2. Informações relativas às trutas marcadas com os transmissores *Dual Mode* (emitem sinal rádio e acústico) e marcas PIT, e capturadas por pescadores recreativos (*Fly fishing*)

| Código | Peso (g) | Comprimento (mm) | Relação peso transmissor/ peso truta (%) | Código PIT | Código Acústico | Código Rádio | | | Nº de deteções *3 | Data de captura, marcação e libertação | Local de captura e libertação (Datum Lisboa/ Coordenadas Geográficas) | |
|--------|----------|------------------|--|------------|-----------------|--------------|------------|-------|-------------------|--|---|-----------|
| | | | | | | ID | Frequência | Canal | | | Longitude | Latitude |
| | | | | | | | | | | | | |
| ST#1 | 2000 | 560 | 0,8 | D420EEC | 12305 | 22 | 142.150 | 00 | 296 | 17/10/2020 | -8.273302 | 40.273981 |
| ST#2 | 412,32 | 363 | 2,91 | D420ED3 | 12318 | 27 | 143.400 | 01 | 11 | 17/10/2020 | -8.273302 | 40.273981 |
| ST#3 | 394,94 | 347 | 3,04 | D420EF6 | 12314 | 44 | 142.600 | 02 | 20 | 17/10/2020 | -8.273302 | 40.273981 |
| ST#4 | 462,5 | 355 | 2,59 | D420EBB | 12316 | 46 | 142.600 | 02 | 52 | 17/10/2020 | -8.279202 | 40.259722 |
| ST#5 | 480 | 420 | 2,5 | D42EDB | 12317 | 47 | 142.600 | 02 | 38 | 30/10/2020 | -8.279202 | 40.259722 |
| ST#6 | - | 465 | -*1 | D420917 | 12306 | 23 | 142.443 | 03 | 20 | 28/11/2020 | -8.273302 | 40.273981 |
| ST#7 | 538,8 | 370 | 2,23 | D4208D7 | 12315 | 45 | 142.600 | 02 | 54 | 28/11/2020 | -8.273302 | 40.273981 |
| ST#8*2 | 402,2 | 340 | 2,98 | D420ED8 | 12312 | 42 | 142.600 | 02 | 3 | 28/11/2020 | -8.273302 | 40.273981 |
| ST#9 | >1000 | 385 | -*1 | D42092C | 12313 | 43 | 142.600 | 02 | 55 | 12/12/2020 | -8.245820 | 40.296347 |
| ST#10 | 1550 | 500 | 1,03 | D4208E0 | 12302 | 19 | 142.000 | 04 | 496 | 20/03/2021 | -8.245820 | 40.296347 |
| ST#11 | 650 | 390 | 1,85 | D420924 | 12311 | 41 | 142.600 | 02 | 12 | 20/03/2021 | -8.245535 | 40.294885 |
| ST#12 | 520 | 385 | 2,31 | D42091C | 12310 | 40 | 142.600 | 02 | 12 | 20/03/2021 | -8.245535 | 40.294885 |
| ST#13 | 700 | 428 | 1,71 | D4208D3 | 12319 | 28 | 143.400 | 01 | 6 | 20/03/2021 | -8.273302 | 40.273981 |
| ST#14 | 1310 | 520 | 1,22 | D4208F9 | 12309 | 26 | 142.443 | 03 | 12 | 20/03/2021 | -8.273302 | 40.273981 |
| ST#15 | 680 | 440 | 1,76 | D4208F2 | 12300 | 17 | 142.000 | 04 | 13 | 20/03/2021 | -8.273302 | 40.273981 |
| ST#16 | 810 | 445 | 1,48 | D420B30 | 12304 | 21 | 142.150 | 00 | 8 | 11/04/2021 | -8.273302 | 40.273981 |
| ST#17 | 685 | 385 | 1,75 | D41F9E9 | 12308 | 25 | 142.443 | 03 | 914 | 03/07/2021 | -8.273302 | 40.273981 |

Notas:

*1 Não foi possível registar o peso do animal com precisão; *2 Truta marcada inicialmente apenas com marca PIT mas que, após recaptura, e crescimento acima do peso mínimo, foi marcada com transmissor *Dual Mode*; *3 o número de deteções corresponde ao total de deteções rádio e acústico.

Logo após a captura, as trutas selecionadas para marcação foram colocadas num tanque equipado com sistema de oxigenação da água. De seguida a truta foi anestesiada através da imersão numa solução de 0,4 ml 2-phenoxyethanol por litro de água, medida (mm), pesada (g) e colocada numa mesa cirúrgica em forma de V, com a face ventral para cima. Após realizar uma incisão com cerca de 1,5 cm de comprimento, o transmissor *Dual Mode* foi implantado na cavidade intraperitoneal, e a antena foi passada através de um pequeno orifício criado na parede lateral do abdómen com recurso a uma agulha hipodérmica. Neste procedimento de marcação, a incisão realizada para inserção do transmissor *Dual Mode*, foi igualmente utilizada para implantar a marca PIT, minimizando a manipulação destes indivíduos. De seguida a incisão foi encerrada com 2 a 3 suturas independentes e desinfetada com antisséptico de largo espectro (BETADINE®). Ao longo de todo este procedimento, a sedação e a oxigenação dos animais foram continuamente mantidas através da administração de uma solução anestésica de concentração semelhante à utilizada para a sua indução. O animal foi deixado a recuperar novamente dentro do tanque equipado com sistemas de oxigenação de água. No final da marcação, todos os indivíduos de *S. trutta* foram devolvidos ao rio, no local de captura e, posteriormente, alvo de monitorização (Fig. 2.14).

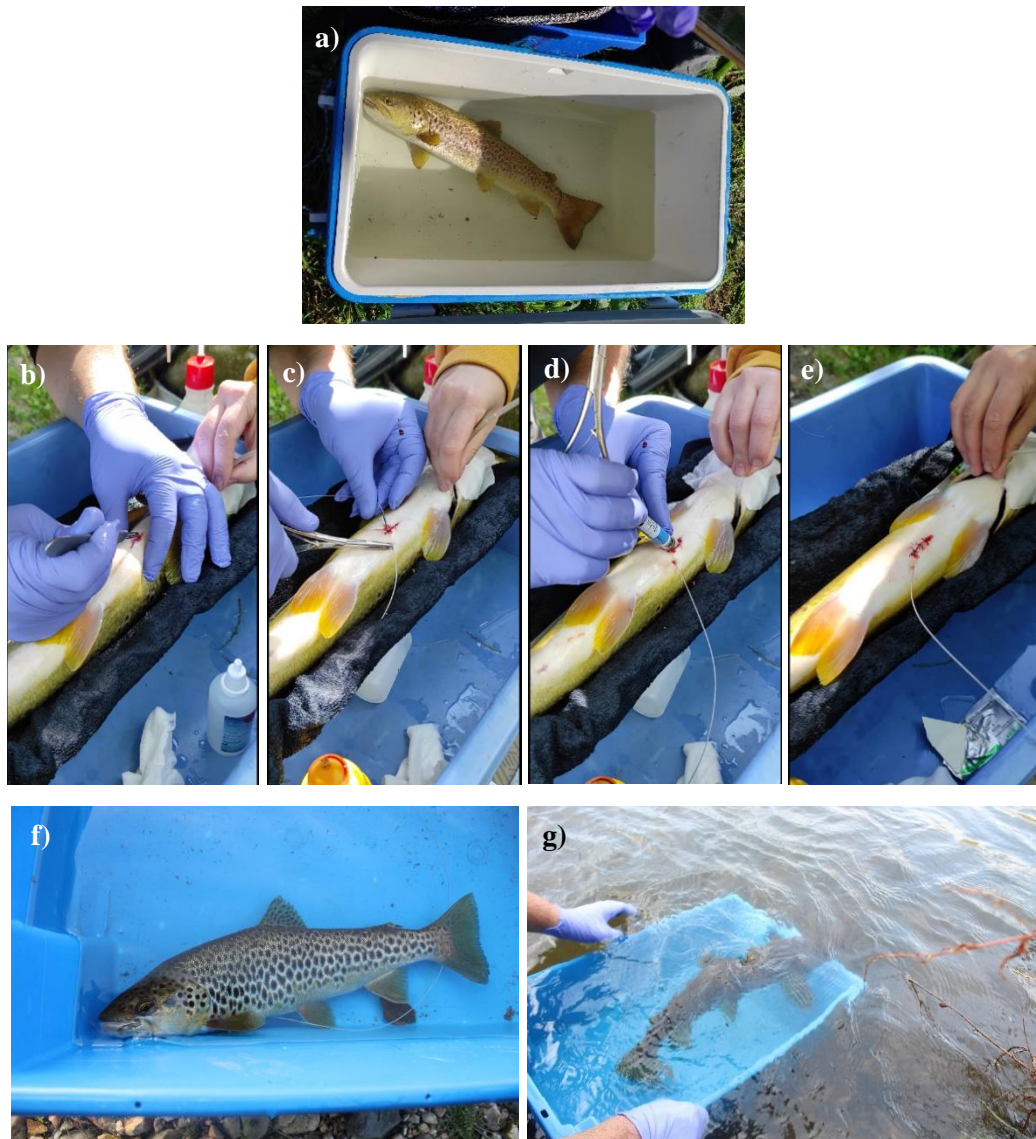


Figura 2.14. Pormenores da marcação das trutas com transmissores *Dual Mode*: exemplar de truta colocado numa solução anestésica (a); incisão (b); passagem da antena (c); inserção do transmissor na cavidade intraperitoneal (d); suturas (e); período de recobro (f); libertação (g).

Os transmissores implantados nas trutas têm a particularidade de emitir dois tipos de sinais, como já foi mencionado. A cada 60 segundos, em média, emitem um sinal ultrassónico que pode ser captado pelos recetores de biotelemetria acústica instalados ao longo da área de estudo, assim que o animal entra no raio de deteção dos mesmos. Para além dos sinais acústicos, os transmissores também emitem sinais rádio a cada 10 segundos.

De acordo com os objetivos e metodologia deste estudo, foi decidido utilizar estes transmissores *Dual Mode* precisamente por ser necessário realizar uma abordagem integrada à área de estudo, visto que a mesma apresenta diferentes tipos de habitats com diferentes características. Isto é, zonas salobras e/ou mais profundas a jusante (onde a telemetria acústica é mais eficiente) e zonas dulciaquícolas menos profundas a montante (onde a telemetria rádio é mais eficiente) (Thorsteinsson, 2002; DeCelles & Zemeckis, 2014). Como estes transmissores emitem os dois tipos de sinal (rádio e ultrassónico) foi possível monitorizar o comportamento dos animais ao longo do troço principal do rio Mondego e nos seus afluentes.

Para a divulgação do trabalho, e minimizar a possibilidade de, em caso de recaptura pelos pescadores, não ocorrer a devolução das trutas à água ou, pelo menos, do transmissor, foram criados e distribuídos panfletos informativos diretamente aos pescadores recreativos e estabelecimentos (cafés, restaurantes, lojas de artigos de pesca e caça) presentes ao longo da área de estudo (anexo A).

2.3.2. Monitorização das trutas marcadas

Durante 14 meses (i.e., de julho de 2020 até agosto de 2021), foi possível localizar e monitorizar o comportamento dos animais marcados, de forma passiva e automática recorrendo aos recetores de biotelemetria acústica instalados na área de estudo (Fig. 2.15) e de forma manual realizada com uma periodicidade quinzenal e com recurso a um recetor rádio portátil da Lotek, modelo SRX_400, percorrendo de carro ou a pé a área de estudo (Fig. 2.16).

A rede de recetores de biotelemetria acústica local do rio Mondego, integrada na infraestrutura de investigação, CoastNet (<https://coastnet.pt/>), cobre todo o habitat disponível para as espécies anádromas e é composta por nove recetores de biotelemetria acústica, distribuídos no troço principal do rio Mondego, desde a Figueira da Foz até Penacova (Fig. 2.1). Nesta infraestrutura são utilizados dois modelos de recetores, que funcionam como hidrofones, o modelo VR2TX e VR2W. Ambos recebem frequências ultrassónicas a 69 kHz, apenas se diferenciam pelo tempo de duração da bateria e capacidade de armazenamento de dados: o modelo VR2TX possui bateria com durabilidade de aproximadamente 14 meses e o modelo VR2W de aproximadamente 15 meses; o modelo VR2TX apresenta 32 Mb de memória (cerca de 3 milhões de deteções), enquanto que o modelo VR2W consegue armazenar 16 Mb (cerca de 1.6 milhões de deteções).



Figura 2.15. Mergulhador com escafandro autónomo a instalar um recetor acústico no rio Mondego (a), exemplo de boia de sinalização do local do recetor colocada no rio Mondego a montante do açude de Penacova (b), exemplos dos recetores acústicos utilizados (c).

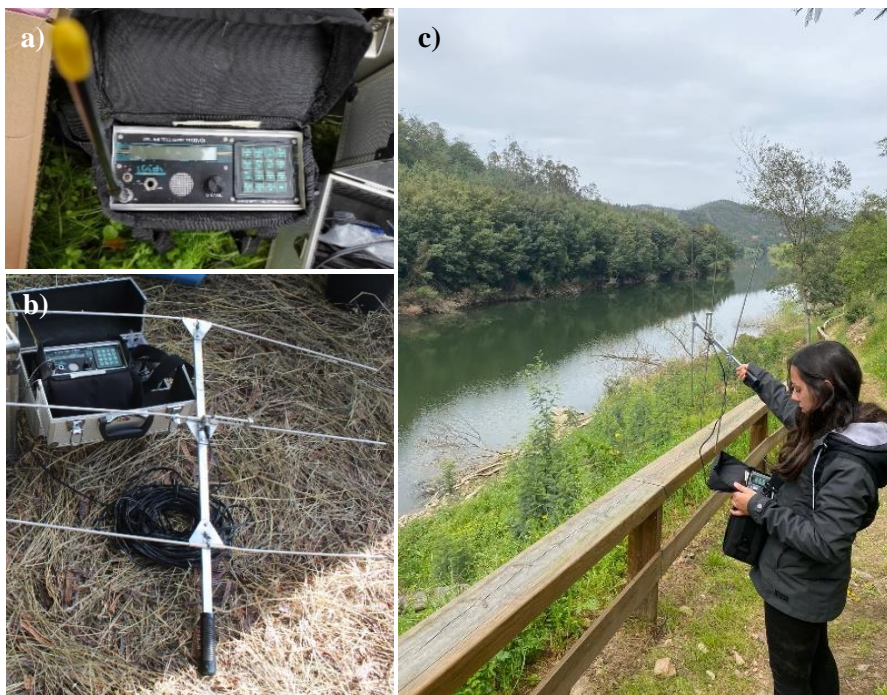


Figura 2.16. Recetor manual de radiotelemetria (a), antena do tipo Yagi (b), localização das trutas marcadas através de radiotelemetria (c).

2.3.3. Tratamento e análise de dados

2.3.3.1. Análise do padrão de movimentos e utilização espacial

Utilizando as deteções registadas pelo rádio recetor durante as campanhas de seguimento manual e o conjunto de recetores acústicos, excluindo as deteções de animais depois de se assumir a sua predação ou morte, foi possível avaliar o comportamento dos indivíduos ao longo do período de estudo, mais especificamente o seu comportamento migratório, padrão de movimentos e utilização espacial da área de estudo.

A primeira análise foi realizada com recurso ao *package* Actel do *software* RStudio © (versão 4.0.4) (RStudio Team, 2021). O Actel foi criado e desenvolvido especialmente para a análise dos dados obtidos a partir de redes de recetores de biotelemetria acústica (i.e., deteções), de modo que os mesmos sejam processados de forma padronizada, evitando a presença de erros (Flávio & Baktoft, 2021). Inicialmente, o *package* requer dados de *input* configurados especificamente, e são necessários quatro ficheiros: a) dados de marcação dos animais (i.e. dados biométricos, códigos dos transmissores respetivos, local e data/hora de libertação); b) dados espaciais (i.e. localização dos recetores e dos locais de libertação dos animais); c) dados dos recetores de telemetria (i.e. nome e código dos recetores, início e final da programação do mesmo); e d) dados de deteção (i.e. data/hora das deteções em cada recetor de todos os animais marcados). Como a metodologia do presente estudo engloba dois tipos de telemetria (i.e. acústica e rádio), surgiu a necessidade de os dados resultantes serem adaptados à própria análise do Actel. Para que a análise fosse padronizada, para além dos recetores acústicos já existentes, optou-se por criar, ao longo da área de estudo, “recetores fixos artificiais”, de forma a englobar também as deteções rádio nesta análise, funcionando como pontos de escuta. A localização destes pontos de escuta foi definida em pontos estratégicos de acordo com todas as deteções das trutas marcadas e com a existência de locais importantes do ponto de vista do estudo, como obstáculos, de forma a cobrir toda a área de estudo utilizada pelas trutas monitorizadas (Fig. 2.17). Após construída a matriz que reúne os dados base, foi então realizada a análise no RStudio© e obtidos gráficos que permitiram avaliar o comportamento migratório e a dispersão espacial de cada animal ao longo do ano. Todas as trutas marcadas, e com pelo menos uma deteção, foram incluídas nesta análise.

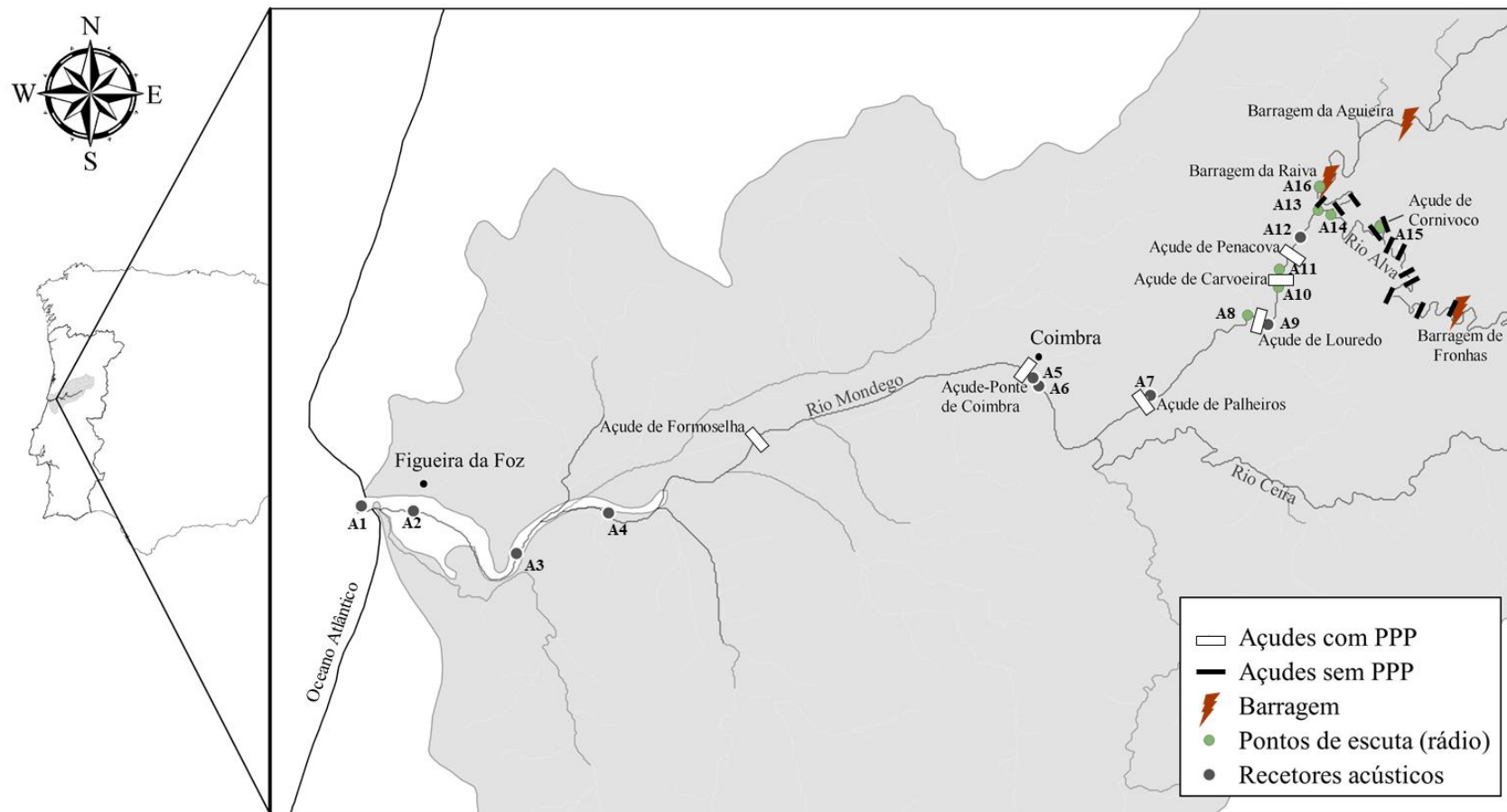


Figura. 2.17. Localização dos recetores acústicos já existentes na área de estudo e os pontos de escuta definidos *à posteriori* para realização da análise do comportamento das trutas com recurso ao *package* Actel (i.e., locais A1 a A16).

Posteriormente, foi utilizado o método de estimativa de densidade de Kernel (*Kernel Density Estimation*, KDE), disponível na extensão *Spatial Analyst Tools* do *software* ArcGIS 10.7.1© (ESRI, 2019). Esta análise permite realizar mapas representativos da distribuição e utilização espacial das trutas na área de estudo, permitindo posteriormente estimar a utilização espacial através do cálculo e obtenção dos *Percent Volume Contour – PVC* de *core range* (área que engloba os 50% dos valores mais elevados de densidade de Kernel) e *home range* (área que engloba 95% dos valores mais elevados de densidade de Kernel) de cada indivíduo. A KDE é um método espacial estatístico não paramétrico fundamentado numa função de probabilidade variada numa determinada área (Worton, 1989), permitindo estimar a densidade ao redor de cada localização através dos mapas Kernel, ou seja, nos locais onde o indivíduo apresenta um maior número de localizações (i.e., onde permaneceu mais tempo) os valores de densidade são elevados, pelo contrário, onde existe um menor número de localizações, os valores de densidade são mais baixos.

Para além de se ter incluído apenas os indivíduos com 10 ou mais localizações nesta análise, para evitar a sobrevalorização da extensão da área vital numa amostra pequena (Crook, 2004), as deteções tiveram de ser reajustadas. Dado que este estudo inclui dados obtidos com recurso a duas metodologias de biotelemetria distintas (acústica e rádio), e que a telemetria acústica regista as deteções das trutas, em média, a cada minuto, e a rádio apenas com uma periodicidade quinzenal e apenas uma vez nesse dia, os dados tiveram de ser reajustados para que fosse considerado apenas uma localização/deteção por dia no caso dos dados acústicos, uma vez que não foram detetadas trutas na proximidade de mais do que um recetor no mesmo dia, evitando assim o enviesamento dos resultados e a sobrevalorização, em termos de utilização espacial por parte das trutas, das áreas em torno dos recetores acústicos. Após estas alterações, obteve-se os resultados da análise KDE e com recurso às ferramentas do ArcGIS 10.7.1© (ESRI, 2019), foram calculados, contabilizados e medidos os *home* e *core ranges* de cada indivíduo.

Para além disso, também foi calculada a extensão de rio utilizada por todos os indivíduos com o recurso a ferramentas de análise espacial do ArcGIS 10.7.1© (ESRI, 2019), independentemente do número de deteções (i.e., distância entre a localização mais a jusante e mais a montante para cada indivíduo estudado).

Utilizando novamente o *software* RStudio (versão 4.0.4) (RStudio Team, 2021), para testar a hipótese da existência de diferenças temporais (i.e., entre meses) na distância percorrida pelas trutas, procedeu-se à aplicação de uma Análise de Covariância (ANCOVA), onde o MÊS foi utilizado como o único fator e a Distância Mínima percorrida por cada truta, como variável dependente. A variável dependente foi obtida para cada mês com o auxílio de uma régua, no ArcGIS 10.7.1© (ESRI, 2019), correspondendo às distâncias entre a última localização do mês anterior e a última localização do mês respetivo, e assim sucessivamente. Esta análise incluiu ainda uma covariável, neste caso o Comprimento Total de cada truta, de modo a avaliar a influência desta variável no comportamento dos peixes marcados.

2.3.3.2. Influência das variáveis ambientais no padrão de movimentos das trutas

Com o objetivo de identificar quais as variáveis ambientais que influenciam o padrão de movimentos das trutas marcadas, mais concretamente a variável Distância Mínima percorrida para cada mês, foi aplicado um Modelo Linear Generalizado (GLM) com recurso ao *software* RStudio (versão 4.0.4) (RStudio Team, 2021). As variáveis ambientais pré-selecionadas para inclusão no modelo, e potencialmente predictoras do comportamento das trutas, foram o fotoperíodo, caudal, turbidez e temperatura da água (Tabela 2.3). Previamente à sua inclusão no modelo, este conjunto de variáveis foi

sujeito a um teste de correlação de *Spearman*, para avaliar, e se necessário eliminar, a existência de variáveis redundantes, altamente correlacionadas entre si (r superior a 0,80) (Dormann et al., 2012).

De seguida foi aplicada a análise GLM, utilizando a mediana mensal de cada uma das variáveis ambientais selecionadas, e a Distância Mínima, para cada mês respetivo, como variável dependente. Por fim, foi selecionado o melhor modelo através do critério AIC (*Akaike's information Criterion*), ou seja, o modelo que apresenta o menor valor de AIC (Symonds & Moussalli, 2011).

Tabela 2.3. Variáveis ambientais utilizadas no Modelo Linear Generalizado (GLM) e respetiva fonte de dados

| Variável | Breve descrição | Fonte de dados |
|----------------------------|--|--|
| Fotoperíodo (hh:mm) | Número de horas de luz diárias | Observatório Astronómico de Lisboa (http://oal.ul.pt/) |
| Caudal (m ³ /s) | Caudal efluente total médio horário que corresponde à soma dos caudais médios horários, turbinado, descarregado e ecológico, das barragens da Raiva (rio Mondego) e Fronhas (rio Alva) | Gestão da Produção de Energia (EDP) |
| Turbidez (FNU) | Turbidez média do rio (registada de 30 em 30 minutos) | Sonda multiparamétrica presente na PPP da Ponte-Açude de Coimbra |
| Temperatura da água (°C) | Temperatura média da água do rio (registada de 30 em 30 minutos) | Sonda multiparamétrica instalada na PPP da Ponte-Açude de Coimbra |

Capítulo 3 - Resultados

3.1. Estrutura dimensional, etária e condição corporal

Considerando as 104 trutas capturadas, verificou-se um comprimento médio de 265 mm, tendo este parâmetro variado entre 95 e 560 mm. Foi observado um maior número de indivíduos nas classes]160 – 180],]200 - 220],]220 - 240] mm, com 13, 15 e 12 indivíduos, respetivamente (Fig. 3.1).

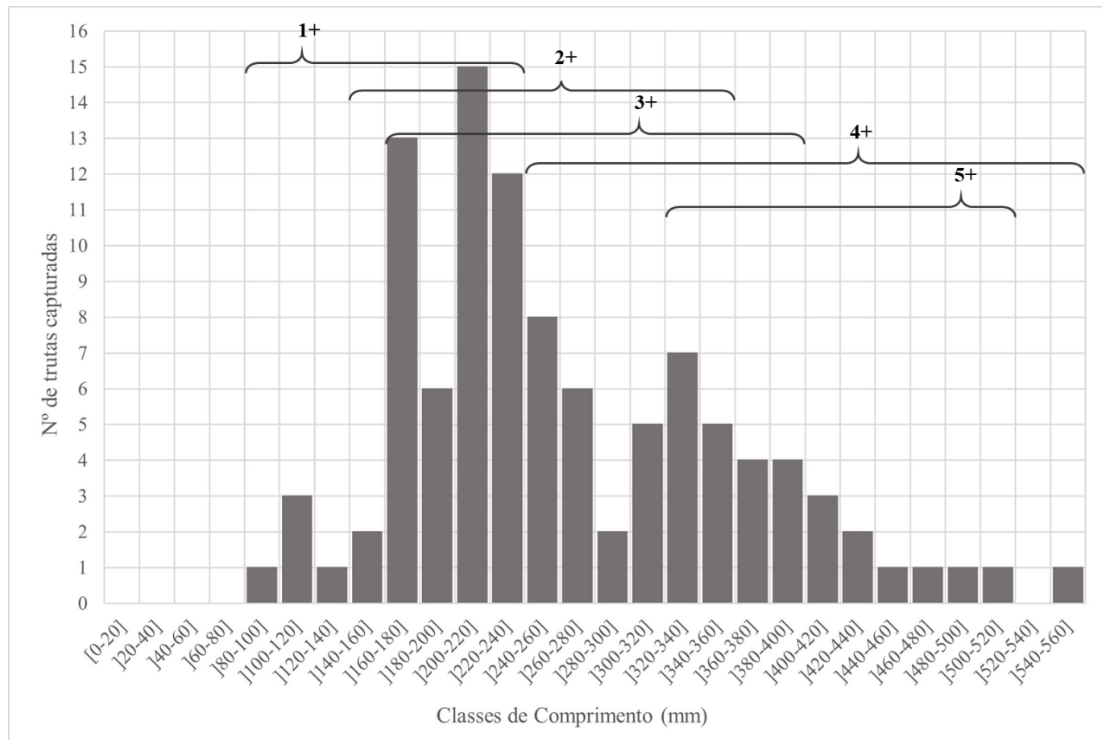


Figura 3.1. Estrutura dimensional da população de trutas do trecho médio do rio Mondego, com indicação dos intervalos de comprimento associados a cada idade identificada na amostra.

A leitura e análise de escamas permitiu identificar 5 classes etárias (Fig. 3.2), mostrando que a população está bem estruturada, com praticamente todas classes etárias representadas. Pela análise das escamas das trutas contempladas neste estudo, não foi possível identificar nenhum exemplar do ecótipo anádromo, assumindo-se, assim, que as trutas analisadas pertencem todas ao ecótipo holobiótico que desenvolve todo o ciclo de vida na água doce. A classe etária que apresentou um maior número de indivíduos, foi a classe 3+, no total com 36 indivíduos. Em contraste, as classes que apresentaram um menor número de indivíduos capturados, foram 1+ e 5+, com 9 e 8 indivíduos, respetivamente.

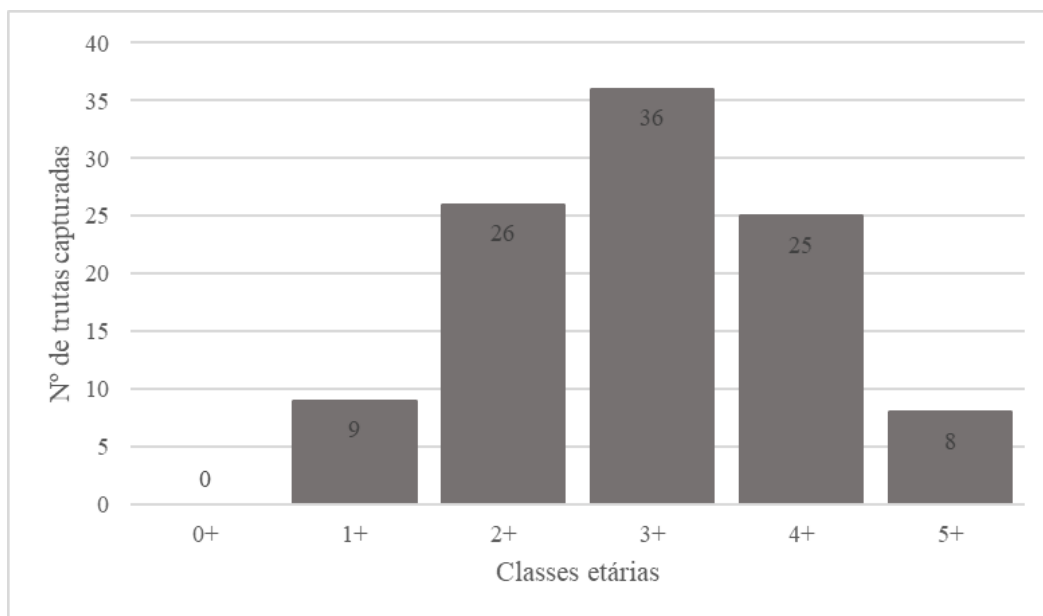


Figura 3.2. Estrutura etária da população de trutas do rio Mondego, com indicação dos respetivos números de indivíduos capturados.

Ao analisar conjuntamente os dados de idade e comprimento da população de trutas do troço médio do rio Mondego, verificou-se que existe uma grande variabilidade nos comprimentos associados a cada idade, sendo a classe etária 4+ a que apresenta maior variabilidade de comprimentos (Fig. 3.3). Verifica-se também que o incremento médio anual de comprimento é notoriamente maior do 3º para o 4º ano, indicando um padrão de crescimento mais elevado nesta fase do ciclo de vida dos animais (Tabela 3.1).

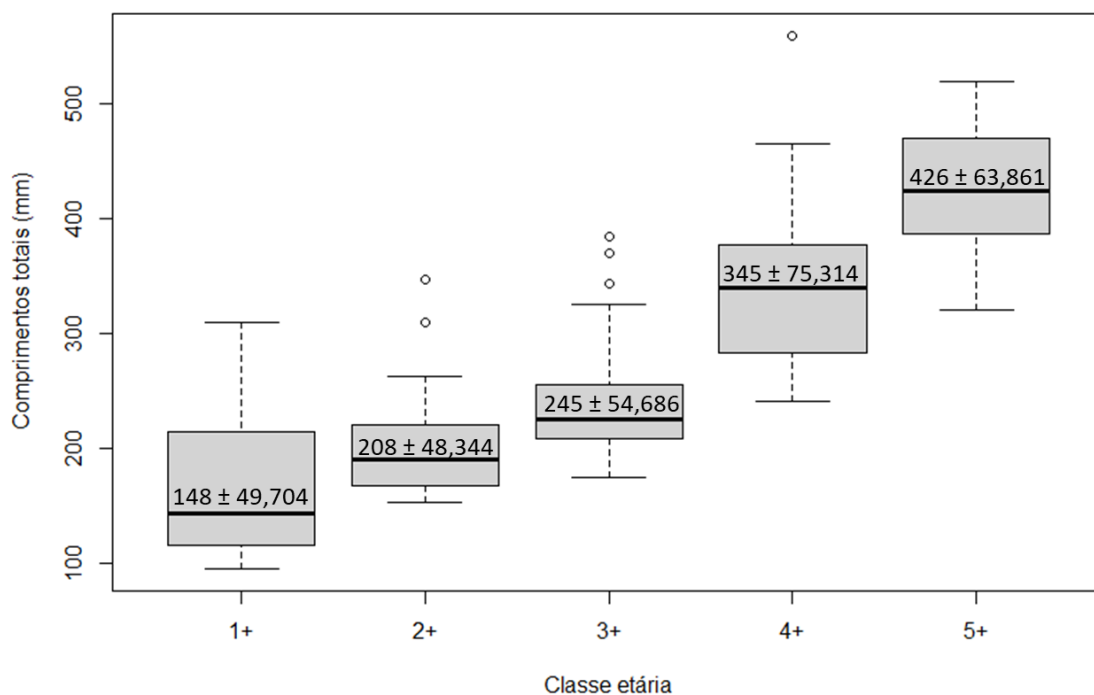


Figura 3.3. Relação idade-comprimento: variabilidade de comprimentos totais (mm) para cada classe etária identificada para a população de trutas do presente estudo.

Tabela 3.1. Incremento médio anual (mm) da população de trutas do presente estudo

| Classe etária | 0+ | 1+ | 2+ | 3+ | 4+ | 5+ |
|-----------------------------|----|----|----|-----|----|----|
| Incremento médio anual (mm) | - | 60 | 37 | 100 | 81 | - |

A equação resultante da análise da relação peso-comprimento para as trutas avaliadas, apresentou um coeficiente de correlação entre o peso e o comprimento menor do que 3 ($b = 2,9829$), o que significa que o crescimento da população de trutas do troço médio rio Mondego é alométrico negativo, isto é, os indivíduos aumentam de peso numa proporção menor do que aquilo que crescem (Fig. 3.4). Para além disso, também se comprovou através do Índice de Condição Corporal de Fulton que, de acordo com a avaliação de Barnham & Baxter (1998), a população apresenta uma condição corporal “Magra”, com um valor médio resultante de $K = 1,04$ ($\sigma \pm 0,25$), e que não existiram diferenças significativas do mesmo entre as diferentes classes etárias (Teste Kruskal Wallis $X^2=2,65$; $df = 4$; $p\text{-value} > 0,05$) (Fig. 3.5).

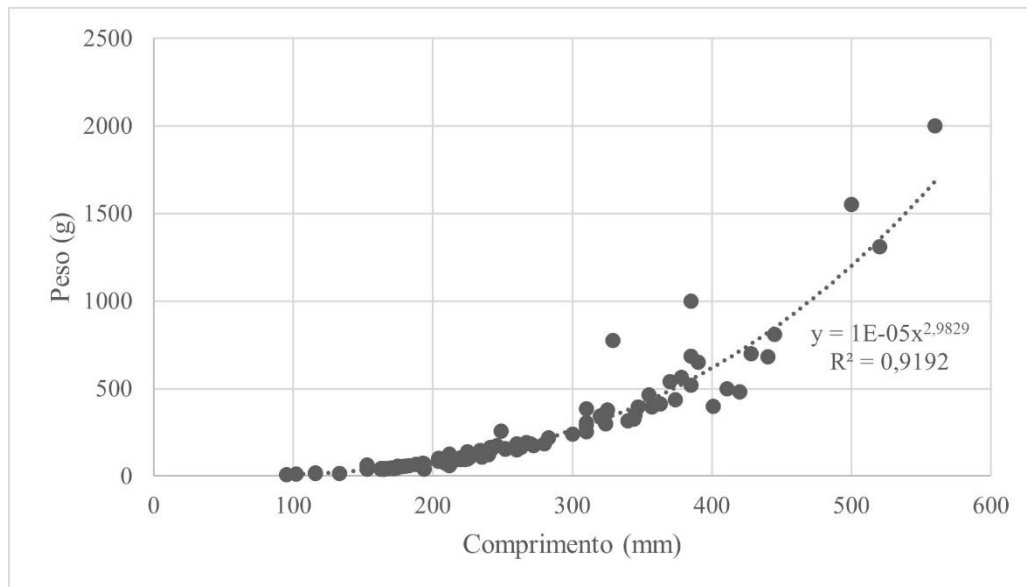


Figura 3.4. Relação peso-comprimento para a população de trutas avaliada no rio Mondego.

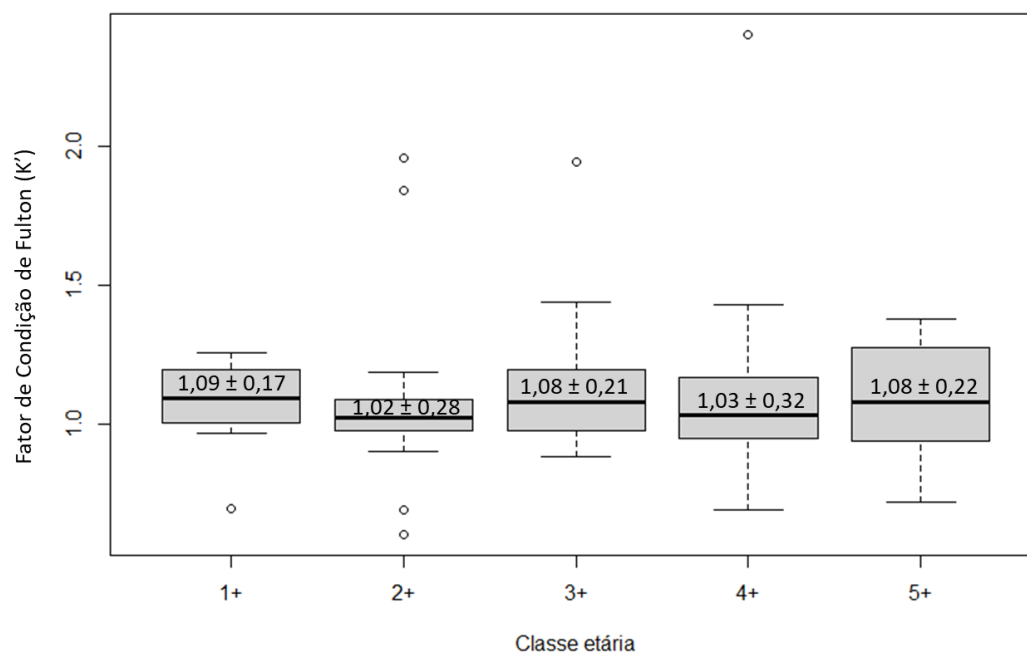


Figura 3.5. Variação da condição corporal nas diferentes classes etária, através do valor K resultante do Índice de Condição Corporal de Fulton para a população de trutas do troço médio do rio Mondego.

Ao longo das campanhas de amostragem realizadas para recolha de informação biométrica e escamas para leitura de idades, foram recapturadas quatro trutas, que apresentaram as variações de comprimento e peso identificadas na Tabela 3.2. Verificou-se que as taxas de aumento de peso e comprimento diário da truta de menor dimensão (i.e., truta #20) foram superiores quando comparadas com as trutas de maior dimensão (i.e., trutas #8 e #19). No entanto, apesar de estes serem dados obtidos através de registos reais, representam apenas o aumento de comprimento e peso de 3 indivíduos pelo que não são representativos da população e não devem ser generalizados.

Tabela 3.2. Dados biométricos dos indivíduos recapturados, e tempo entre as capturas

| Truta | Peso da 1ª captura (g) | Peso da 2ª captura (g) | Comprimento da 1ª captura (mm) | Comprimento da 2ª captura (mm) | Tempo entre capturas (dias) | Taxa de aumento de peso diário (g/dia) | Taxa de aumento de comprimento diário (mm/dia) |
|-----------|------------------------|------------------------|--------------------------------|--------------------------------|-----------------------------|--|--|
| #8 (ID42) | 377,21 | 402,2 | 325 | 340 | 42 | 0,595 | 0,357 |
| #18 | 305 | 292,05 | 310 | 308 | 12 | * | * |
| #19 | 158,1 | 168,9 | 252 | 261 | 12 | 0,9 | 0,75 |
| #20 | 43,3 | 79,45 | 163 | 204 | 29 | 1,247 | 1,414 |

*No caso da truta #18, os valores de peso e, sobretudo, comprimento, foram menores na 2ª captura, indicando eventuais erros de medição (comprimento total) ou de perda de peso. Nestes casos, não foram calculadas as taxas de aumento diário para cada um destes parâmetros.

3.2. Padrões de movimentos e utilização espacial

Os movimentos das 17 trutas marcadas com os transmissores *Dual Mode* foram monitorizados continuamente pela rede de recetores acústicos fixos e por campanhas de localização com recetor rádio com uma periodicidade quinzenal, desde o dia de captura e libertação de cada indivíduo até ao mês de agosto de 2021. Dos nove recetores acústicos instalados na área de estudo, apenas foram detetadas trutas nos recetores colocados em Palheiros, Louredo e Penacova. Na antena de marcas PIT instalada na PPP do Açude-Ponte de Coimbra não foi detetado durante o período de estudo nenhum dos 104 indivíduos marcados.

Como resultados gerais, verificou-se que os 17 indivíduos marcados com os transmissores estão principalmente situados entre o troço a montante do açude de Louredo até à barragem da Raiva, entrando no rio Alva até jusante do açude de Cornicovo. A observação detalhada dos gráficos obtidos com o programa Actel e os mapas resultantes da análise KDE, permitiram visualizar uma maior permanência dos indivíduos a jusante dos principais obstáculos do rio Mondego (i.e. açude de Carvoeira, açude de Penacova, barragem da Raiva), na foz do rio Alva e no açude de Cornicovo. Identificou-se uma diferença de comportamento das trutas marcadas nos meses de outubro a dezembro de 2020 (ID 22, 23, 27, 42, 43, 44, 45, 46 e 47), para as quais se incluiu, neste estudo, a época migratória expectável para a reprodução (i.e. outono-inverno) de 2020-2021, tendo estes indivíduos registado movimentos mais pronunciados, ao contrário dos indivíduos marcados apenas nos meses de março a julho 2021 (ID 17, 19, 21, 25, 26, 28, 40 e 41), que apresentaram movimentos menos significativos. No entanto é necessário frisar que estes resultados para este último conjunto de indivíduos estão provavelmente relacionados com a não inclusão da sua época de migração reprodutora no período coberto pela presente dissertação.

Maioritariamente, as trutas marcadas no ano 2021 (Fig. 3.6) efetuaram movimentos menos extensos ao longo da área de estudo, permanecendo praticamente no mesmo local junto aos açudes de Carvoeira e Penacova e na foz do rio Alva. A exceção foi a truta com o ID 25, que foi marcada em julho a jusante do açude de Penacova e realizou um movimento para jusante poucos dias depois, no mesmo mês, passando pelo açude de Carvoeira e Louredo até ao açude de Palheiros (i.e., 14374 m), deixando de ser detetada de seguida, o que suscitou muitas dúvidas relativamente ao seu comportamento considerado anormal, suspeita de ter morrido possivelmente devido ao procedimento de marcação e ter sido arrastada pela corrente, e por isso foi excluída das análises subsequentes.

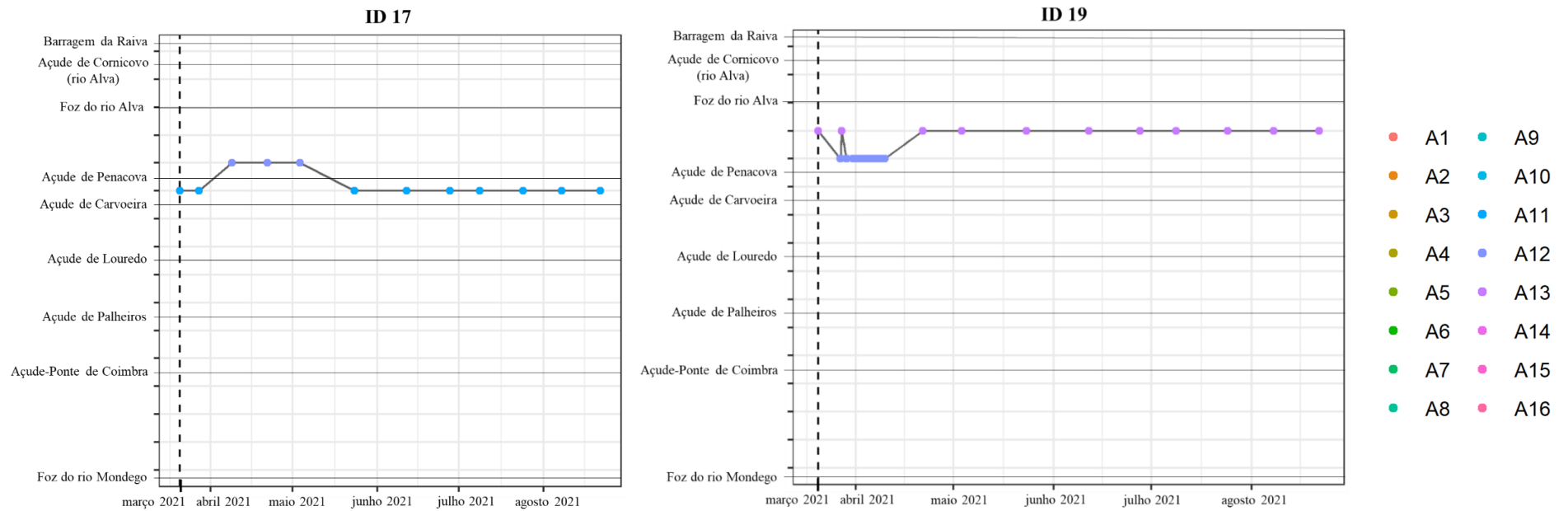


Figura 3.6. Representação dos percursos efetuados pelas trutas marcadas em 2021 com recurso ao *package Actel*. Os dados apresentados incluem os pontos de escuta com um recetor de rádio telemetria manual onde foi identificada a presença do indivíduo e os registos obtidos com a rede de recetores de biotelemetria acústica. A linha a tracejado representa a data de captura, marcação e libertação. Os locais de A1 a A16 representam os locais dos recetores rádio fixos artificiais e dos recetores acústicos já existentes, sendo que o A14, A15, e o Açude de Cornicovo, representam pontos de escuta e locais de interesse localizados no rio Alva, e os restantes (A1 a A13, e A16) no rio Mondego (Fig. 2.17).

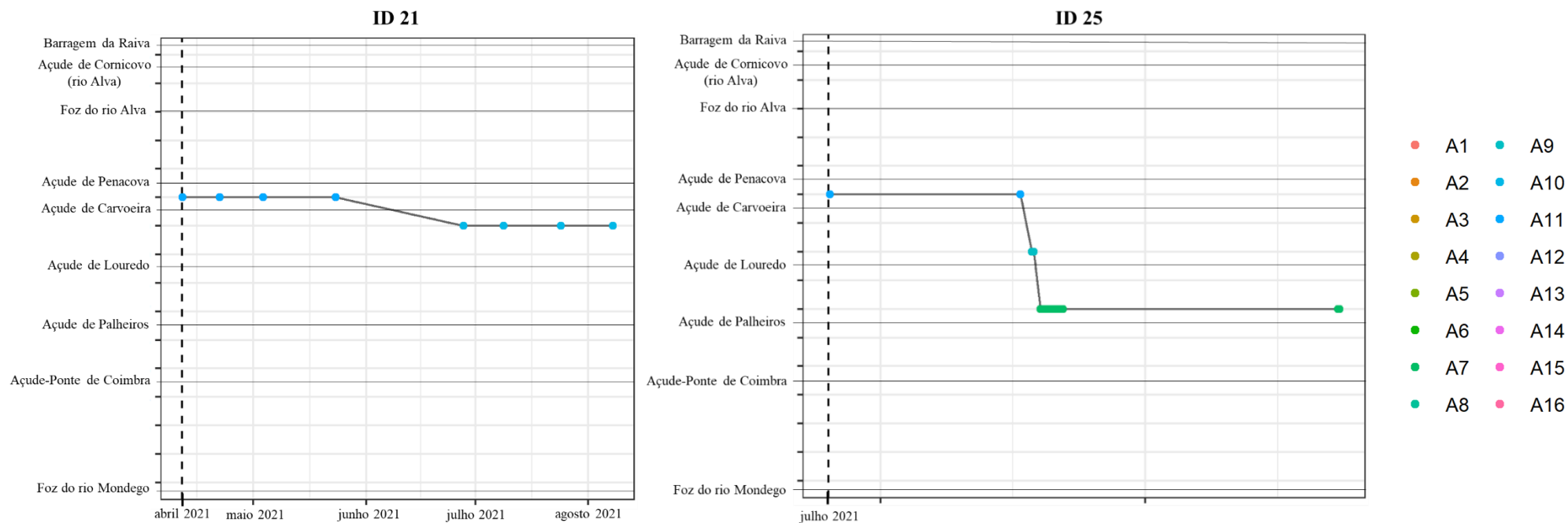


Figura 3.6. (Continuação) Representação dos percursos efetuados pelas trutas marcadas em 2021 com recurso ao *package Actel*. Os dados apresentados incluem os pontos de escuta com um recetor de rádio telemetria manual onde foi identificada a presença do indivíduo e os registos obtidos com a rede de recetores de biotelemetria acústica. A linha a tracejado representa a data de captura, marcação e libertação. Os locais de A1 a A16 representam os locais dos recetores rádio fixos artificiais e dos recetores acústicos já existentes, sendo que o A14, A15, e o Açude de Cornicovo, representam pontos de escuta e locais de interesse localizados no rio Alva, e os restantes (A1 a A13, e A16) no rio Mondego (Fig. 2.17).

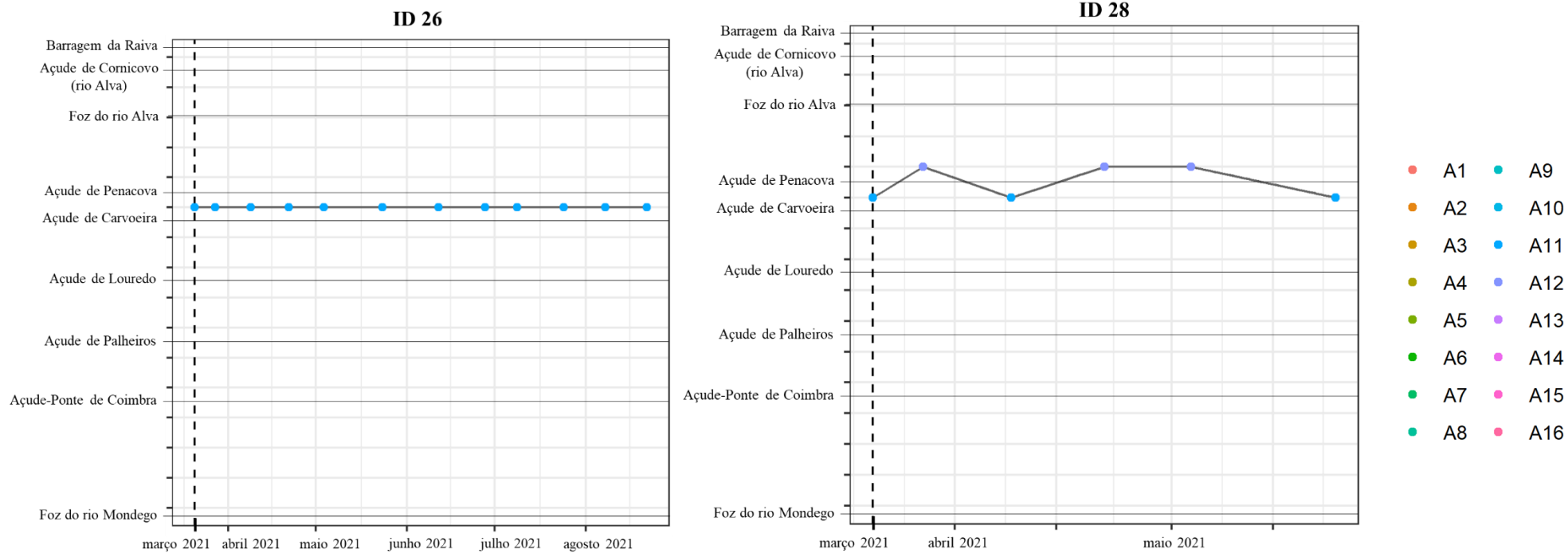


Figura 3.6. (Continuação) Representação dos percursos efetuados pelas trutas marcadas em 2021 com recurso ao *package Actel*. Os dados apresentados incluem os pontos de escuta com um recetor de rádio telemetria manual onde foi identificada a presença do indivíduo e os registos obtidos com a rede de recetores de biotelemetria acústica. A linha a tracejado representa a data de captura, marcação e libertação. Os locais de A1 a A16 representam os locais dos recetores rádio fixos artificiais e dos recetores acústicos já existentes, sendo que o A14, A15, e o Açude de Cornicovo, representam pontos de escuta e locais de interesse localizados no rio Alva, e os restantes (A1 a A13, e A16) no rio Mondego (Fig. 2.17).

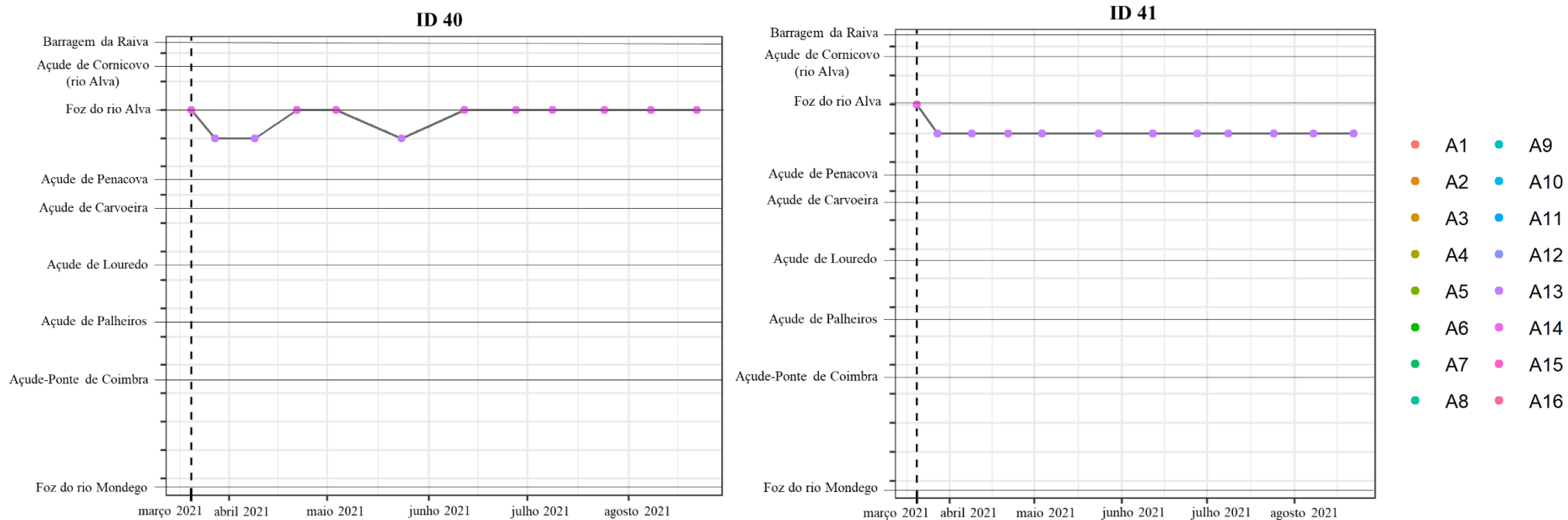


Figura 3.6. (Continuação) Representação dos percursos efetuados pelas trutas marcadas em 2021 com recurso ao *package* Actel. Os dados apresentados incluem os pontos de escuta com um recetor de rádio telemetria manual onde foi identificada a presença do individuo e os registos obtidos com a rede de recetores de biotelemetria acústica. A linha a tracejado representa a data de captura, marcação e libertação. Os locais de A1 a A16 representam os locais dos recetores rádio fixos artificiais e dos recetores acústicos já existentes, sendo que o A14, A15, e o Açude de Cornicovo, representam pontos de escuta e locais de interesse localizados no rio Alva, e os restantes (A1 a A13, e A16) no rio Mondego (Fig. 2.17).

No caso das trutas marcadas em 2020 (Fig. 3.7), verificou-se que não existe um padrão comum a todas. Apenas 5 trutas realizaram migração para montante no período de outono-inverno (i.e., ID 22, 27, 42, 46, 47) Em meados de dezembro, as trutas com ID 27 e 42, ambas capturadas a jusante do açude de Penacova, deslocaram-se para montante, até ao troço imediatamente a jusante da barragem da Raiva (i.e., 8677 m e 8293 m, respetivamente). É importante referir que a um determinado momento, a truta com o ID 42 começou a ser detetada a montante da barragem da Raiva. Sendo um obstáculo intransponível para a fauna piscícola, assumiu-se que foi predada e transportada para montante da barragem da Raiva, e por isso as localizações posteriores a esta data foram excluídas das análises. A truta com o ID 47 manteve-se quase sempre no troço a jusante do açude de Carvoeira até jusante do açude de Louredo, efetuando um movimento para montante no início de dezembro, onde foi detetada pela última vez no recetor acústico localizado a montante do açude de Penacova (i.e., 6887 m). A truta com o ID 22, capturada a jusante do açude de Penacova, foi detetada pelo recetor acústico a montante do mesmo no final do mês de outubro (i.e., 2071 m). No caso específico da truta com o ID 46, que foi capturada a jusante do açude de Carvoeira, através das suas localizações, foi observada a sua migração para montante em direção à foz do rio Alva, entrando neste afluente e chegando a jusante do açude de Cornicovo em dezembro, percorrendo no total 12117 m, onde permaneceu até ao final da monitorização.

As restantes 4 trutas (i.e., ID 23, 43, 44, 45) apresentaram comportamentos distintos: no final de dezembro, a truta com ID 43 marcada na foz do rio Alva, movimentou-se para jusante e foi detetada no recetor acústico a montante do açude de Penacova (i.e., 2565 m), sendo que no mês de janeiro voltou para perto da foz do Alva (i.e., percorrendo mais 1807 m). A truta com o ID 45 manteve-se a jusante do açude de Penacova nos meses de inverno e a partir de março foi detetada no troço a montante do açude de Penacova onde permaneceu até ao final da monitorização. Desde outubro de 2020 até julho de 2021, o ID 44 manteve-se praticamente sempre a jusante do açude de Penacova, até deixar de ser detetada em julho. Por último, a truta com o ID 23 manteve-se no troço a jusante do açude de Penacova desde novembro, e em janeiro seguiu para jusante até ao troço entre o açude de Carvoeira e o açude de Louredo, percorrendo no total 3910 m.

Cerca de 53% das trutas marcadas foram seguidas desde o momento da captura e marcação até ao final do período de estudo, as restantes deixaram de ser detetadas antes do período de estudo terminar, podendo ter sido capturadas por pescadores ou por predadores como a lontra (*Lutra lutra* L.).

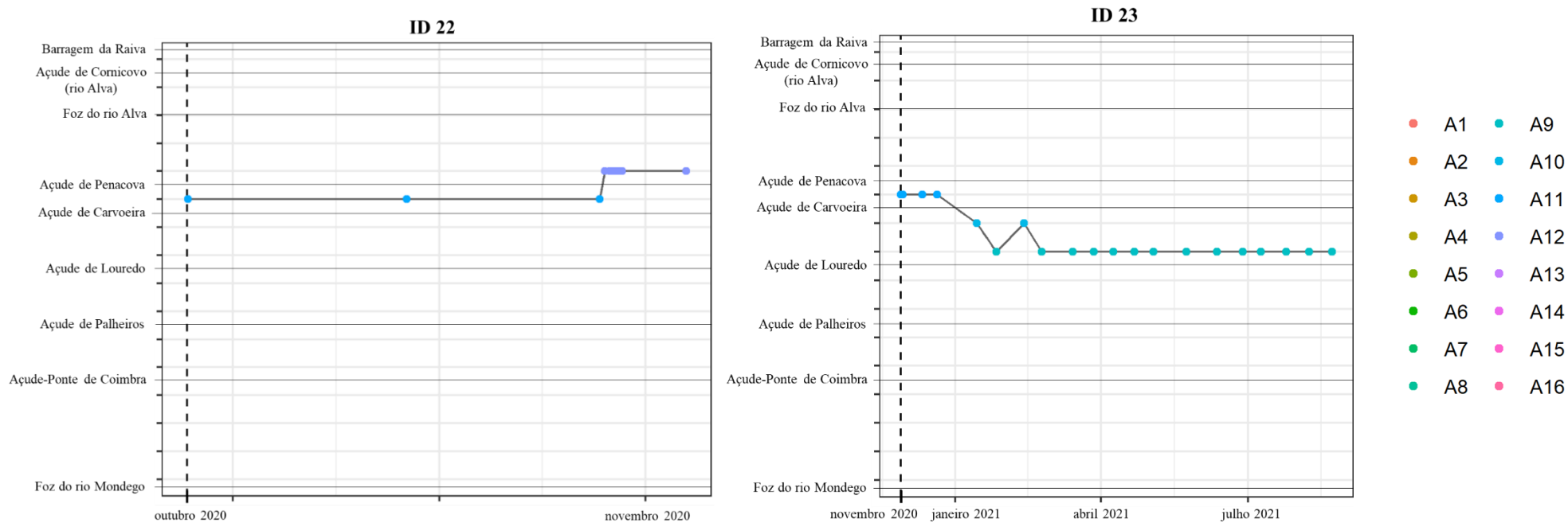


Figura 3.7. Resultado das análises padronizadas com recurso ao *actel* dos dados de telemetria acústica e rádio das trutas marcadas em 2020. A linha a tracejado representa a data de captura, marcação e libertação. Os locais de A1 a A16 representam os locais dos recetores rádio fixos artificiais e dos recetores acústicos já existentes, sendo que o A14, A15, e o Açude de Cornicovo se localizam no rio Alva, e os restantes (A1 a A13, e A16) no rio Mondego (Fig. 2.17).

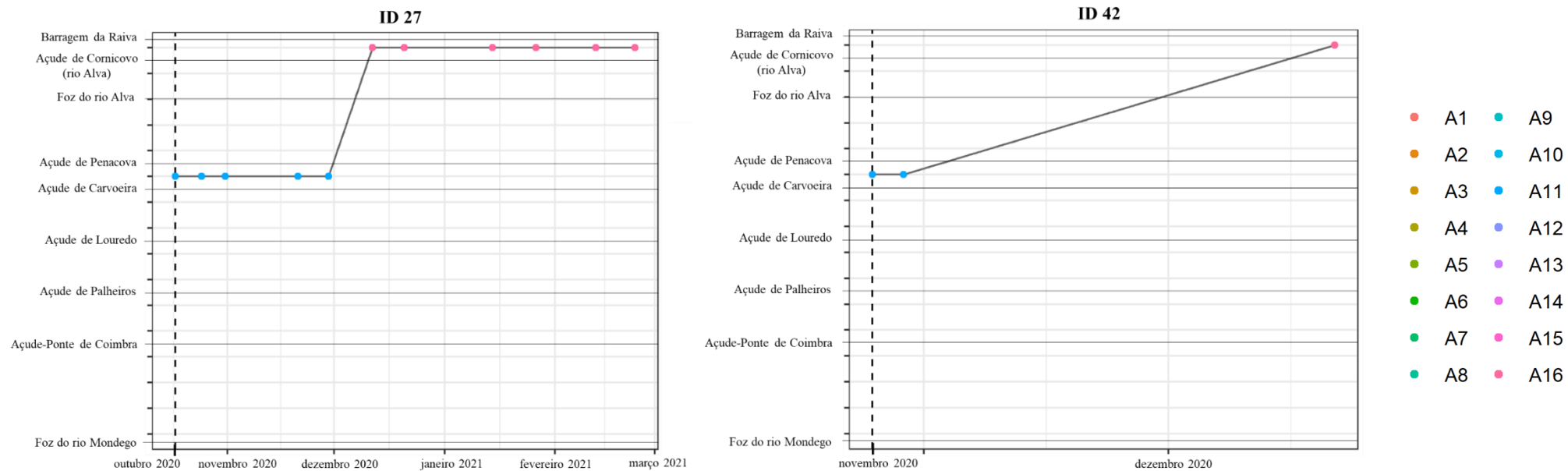


Figura 3.7. (Continuação) Resultado das análises padronizadas com recurso ao *actel* dos dados de telemetria acústica e rádio das trutas marcadas em 2020. A linha a tracejado representa a data de captura, marcação e libertação. Os locais de A1 a A16 representam os locais dos recetores rádio fixos artificiais e dos recetores acústicos já existentes, sendo que o A14, A15, e o Açude de Cornicovo se localizam no rio Alva, e os restantes (A1 a A13, e A16) no rio Mondego (Fig. 2.17).

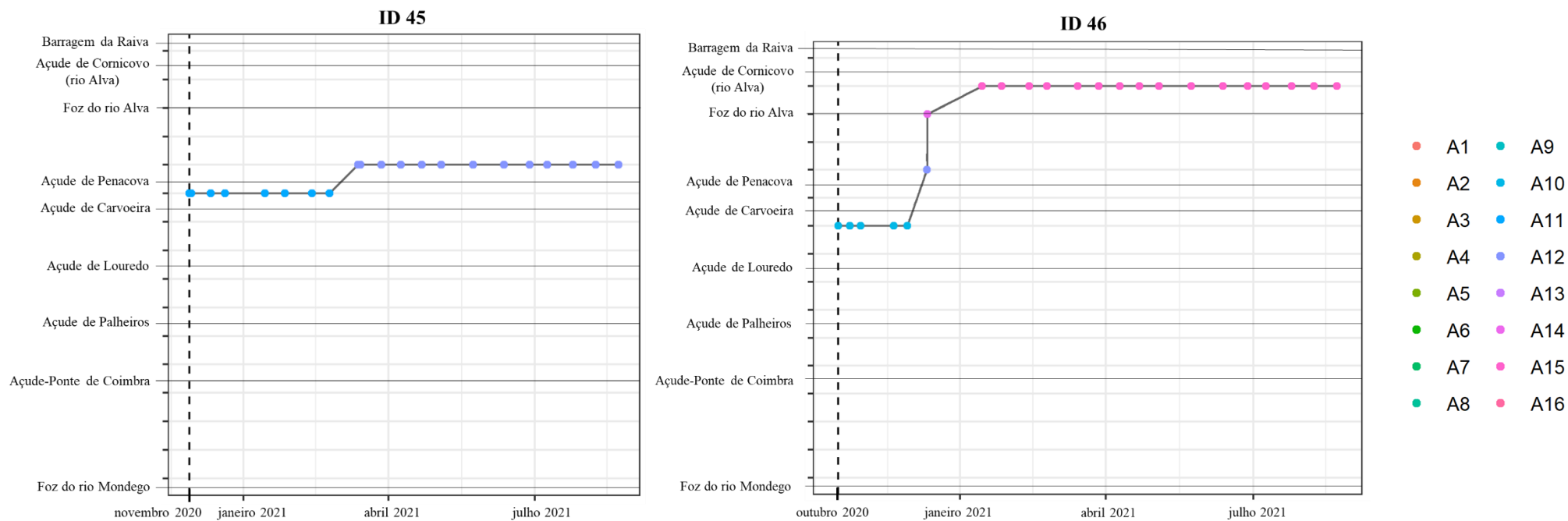


Figura 3.7. Resultado das análises padronizadas com recurso ao *actel* dos dados de telemetria acústica e rádio das trutas marcadas em 2020. A linha a tracejado representa a data de captura, marcação e libertação. Os locais de A1 a A16 representam os locais dos recetores rádio fixos artificiais e dos recetores acústicos já existentes, sendo que o A14, A15, e o Açude de Cornicovo se localizam no rio Alva, e os restantes (A1 a A13, e A16) no rio Mondego (Fig. 2.17).

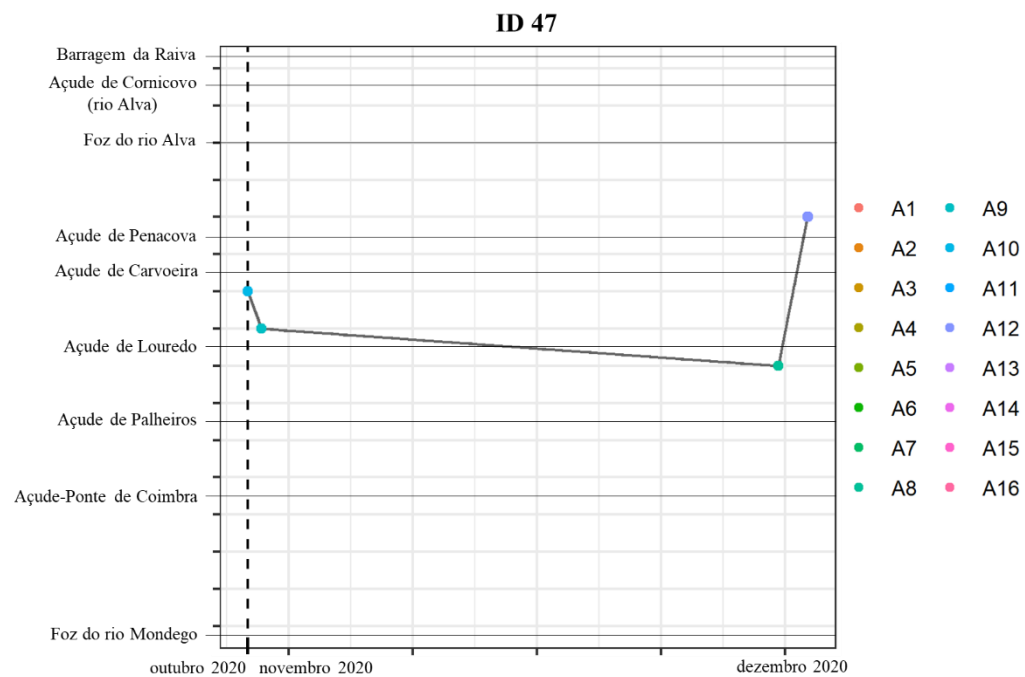


Figura 3.7. Resultado das análises padronizadas com recurso ao *actel* dos dados de telemetria acústica e rádio das trutas marcadas em 2020. A linha a tracejado representa a data de captura, marcação e libertação. Os locais de A1 a A16 representam os locais dos recetores rádio fixos artificiais e dos recetores acústicos já existentes, sendo que o A14, A15, e o Açude de Cornicovo se localizam no rio Alva, e os restantes (A1 a A13, e A16) no rio Mondego (Fig. 2.17).

Das 17 trutas marcadas, apenas 10 foram localizadas 10 ou mais vezes, sendo incluídas na análise KDE e no cálculo dos *home* e *core range* (Fig. 3.8 a 3.17). Verificou-se que a extensão de *home range*, assume uma grande variabilidade entre os indivíduos estudados, variando entre 80 e 815 m, com um valor mediano de 317,673 ($\sigma \pm 275,41$). Enquanto o *core range* variou entre 30 e 482 m, com um valor mediano de 100,5 m ($\sigma \pm 147,085$) (Tabela 3.3).

Também existiram alguns casos particulares, como as trutas com os ID 17 e ID 44. Os seus mapas KDE resultantes apresentaram vários e pequenos núcleos de *home* e *core range* a jusante e montante do açude de Penacova, como resultado das suas várias deteções em margens do rio distintas. Apesar do resultado desta análise ser representativo da variabilidade em termos de posicionamento lateral e deslocações entre ambas as margens no rio, para que a definição espacial seja comparável com os restantes indivíduos, assumiu-se que o ID 17 e ID 44 apresentam uma extensão de *home* e *core range* muito reduzida, verificando-se que os mesmos se mantiveram praticamente na zona envolvente do açude.

Através das localizações das trutas marcadas, também foi possível calcular a extensão mínima de rio utilizada por cada indivíduo (i.e. distância entre a deteção mais a jusante e mais a montante), onde se notou que existem trutas que utilizam menos de 1 km de rio (IDs 17, 28, 40, 44), e outras que utilizam mais de 1 km (IDs 19, 21, 22, 23, 26, 27, 41, 42, 43, 45, 46 e 47), sendo que o indivíduo que acabou por utilizar uma extensão de rio superior foi a truta com ID 46, cobrindo um total de 12117 m (Tabela 3.3).

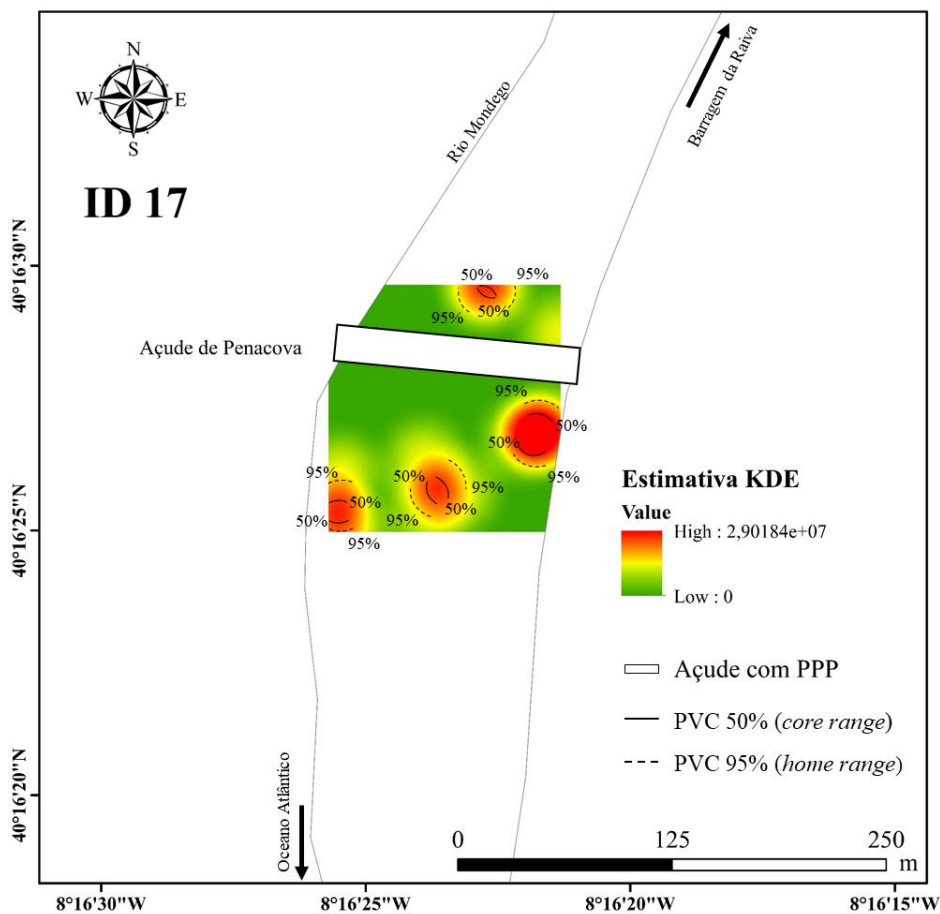


Figura 3.8. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos *core* (PVC 50%) e *home* (PVC 95%) ranges da truta com ID 17.

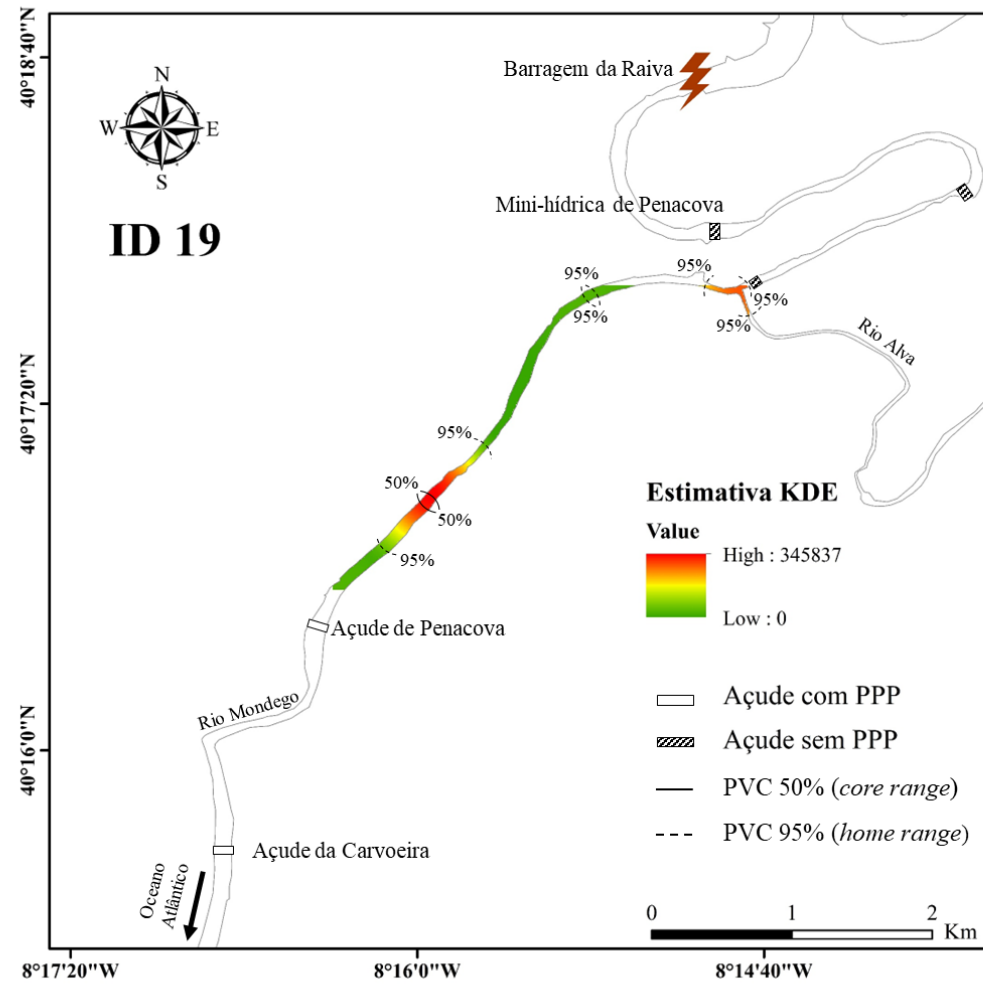


Figura 3.9. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos *core* (PVC 50%) e *home* (PVC 95%) *ranges* da truta ID 19.

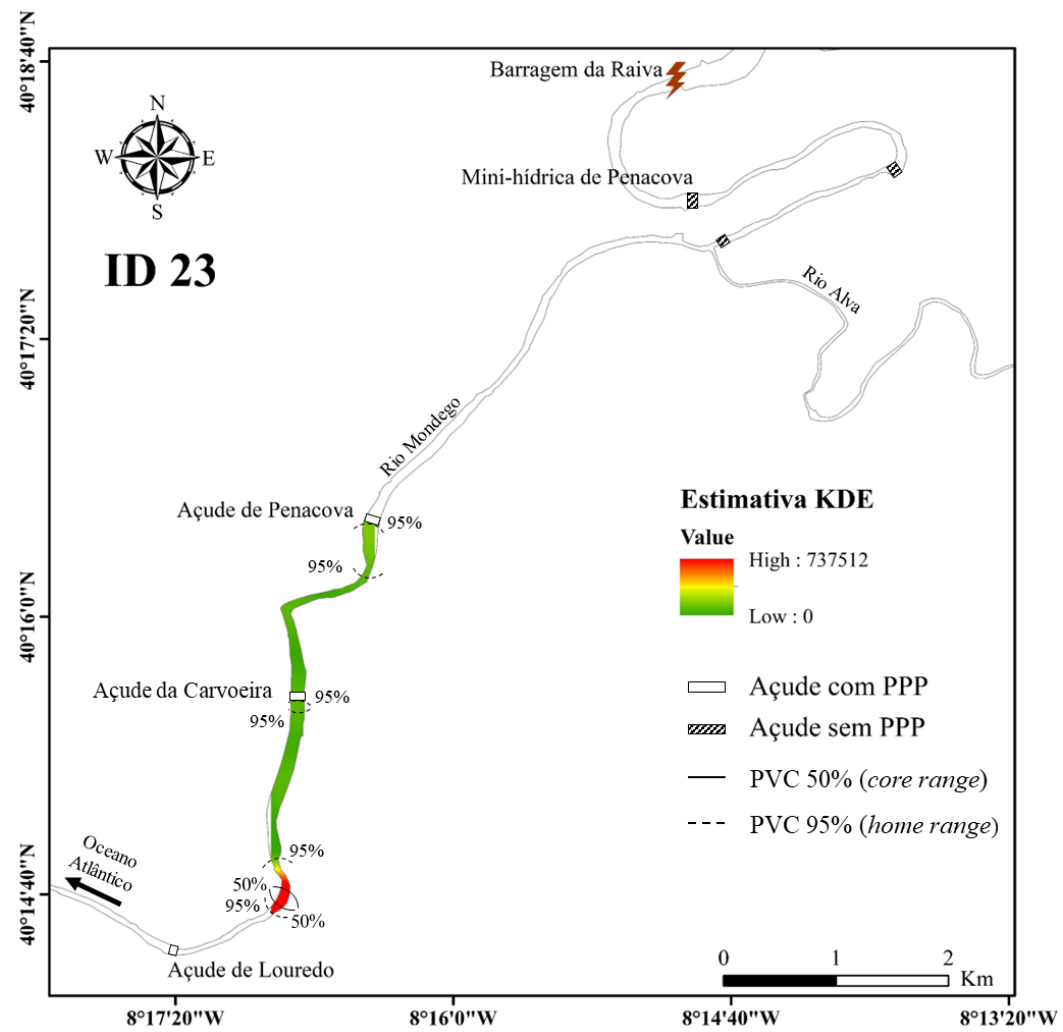


Figura 3.10. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos *core* (PVC 50%) e *home* (PVC 95%) ranges da truta ID 23.

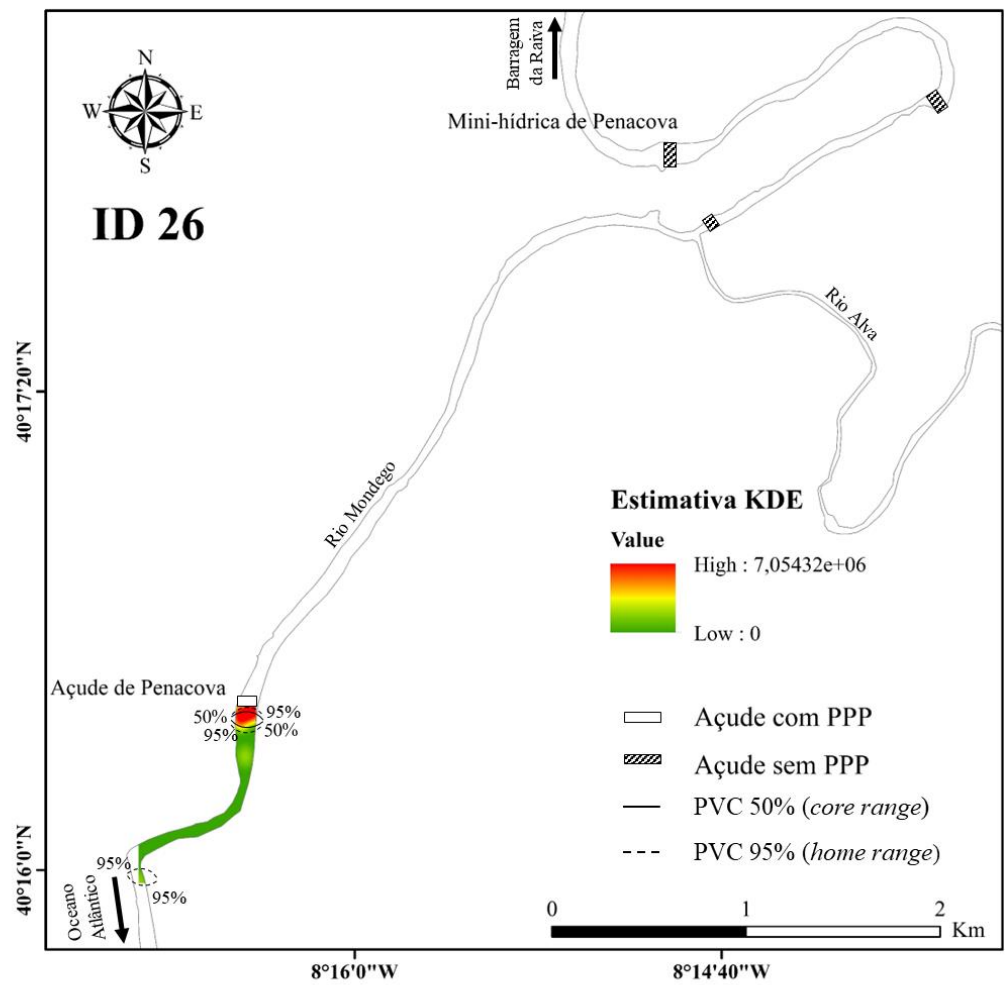


Figura 3.11. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos *core* (PVC 50%) e *home* (PVC 95%) ranges da truta com ID 26.

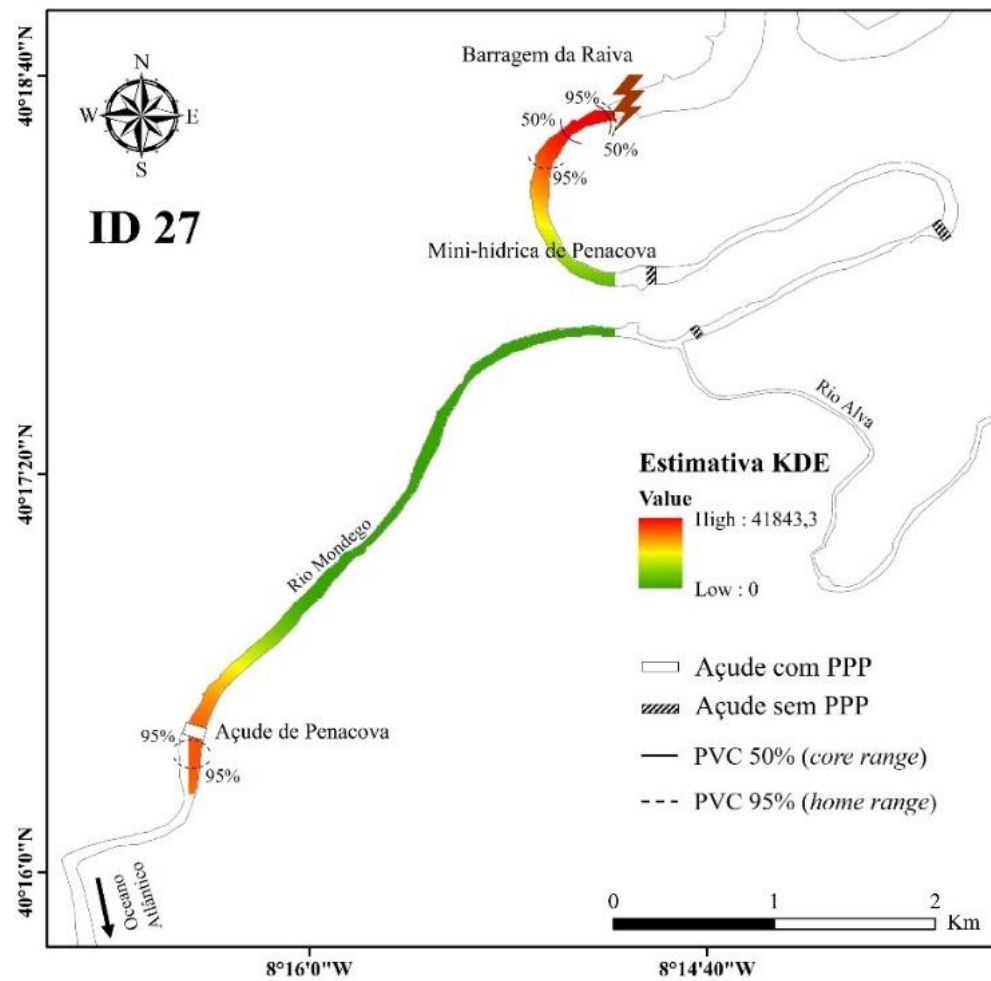


Figura 3.12. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos *core* (PVC 50%) e *home* (PVC 95%) *ranges* da truta com ID 27.

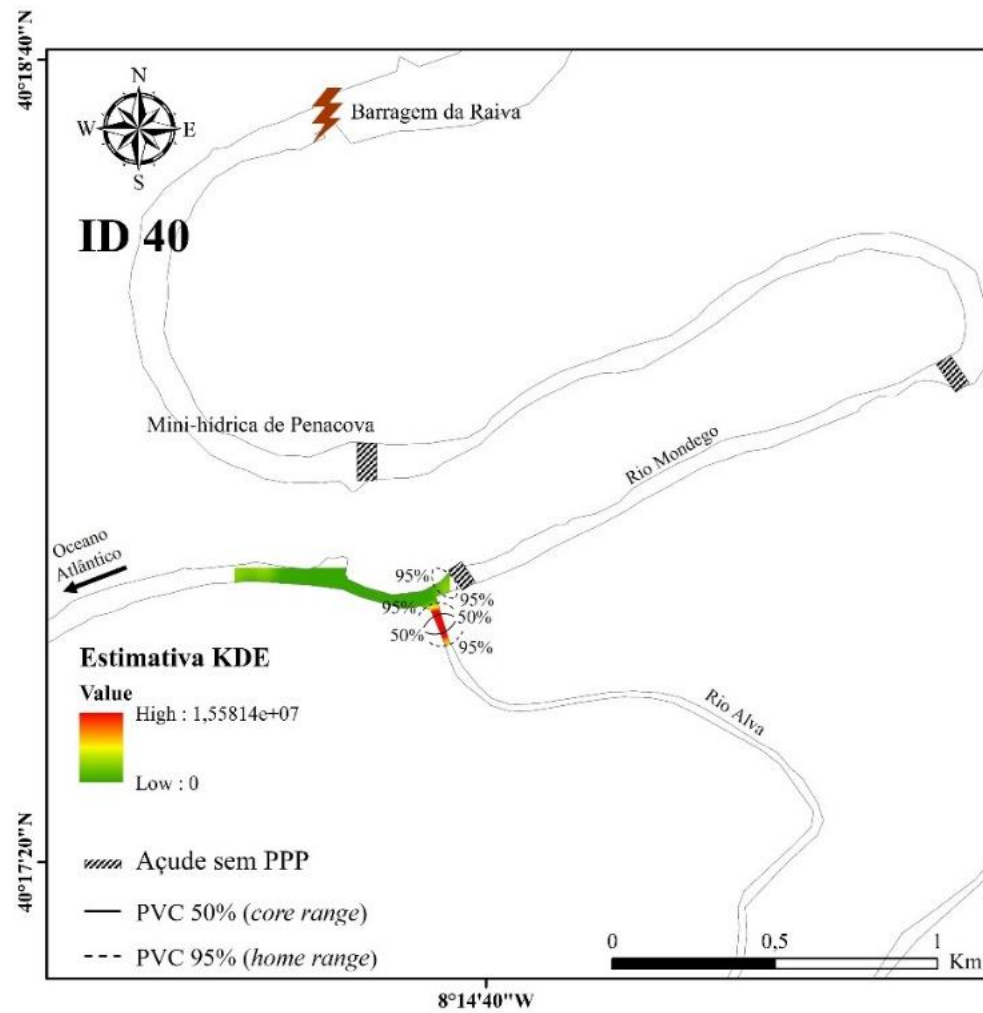


Figura 3.13. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos *core* (PVC 50%) e *home* (PVC 95%) *ranges* da truta com ID 40.

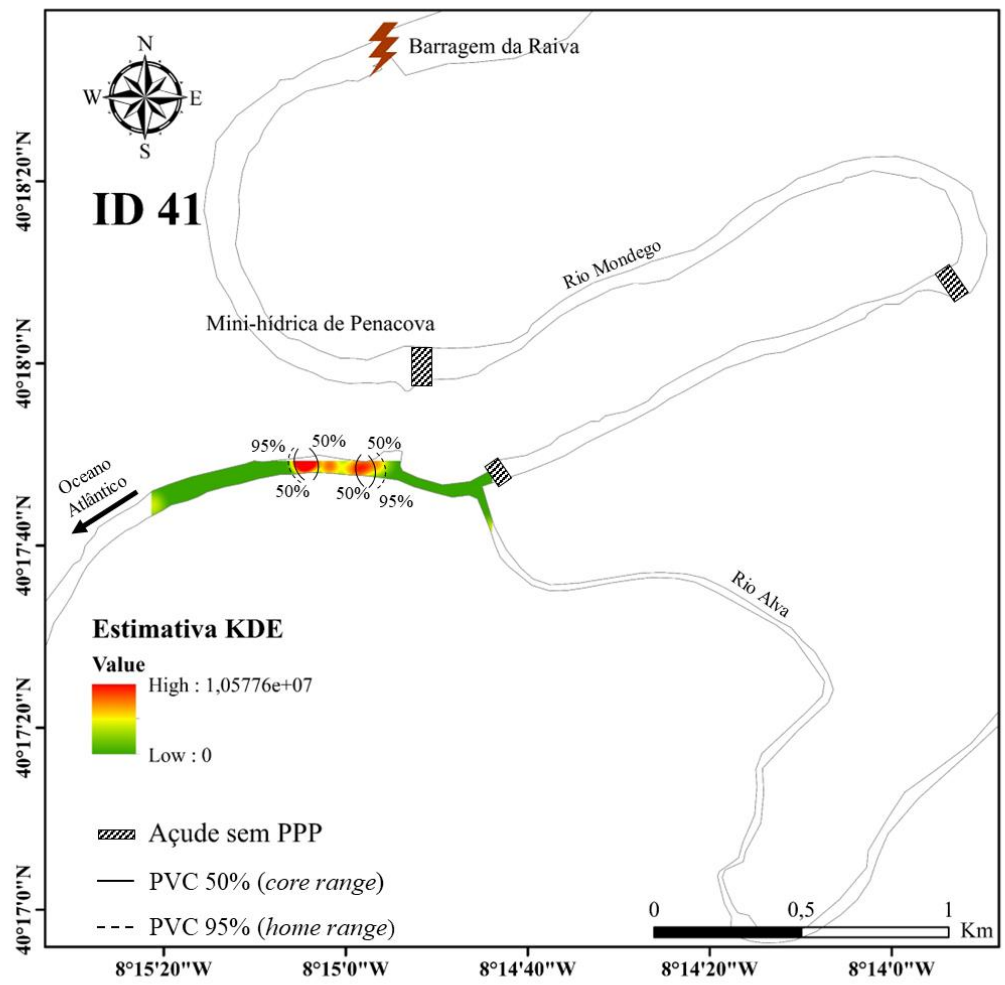


Figura 3.14. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos *core* (PVC 50%) e *home* (PVC 95%) *ranges* da truta com ID 41.

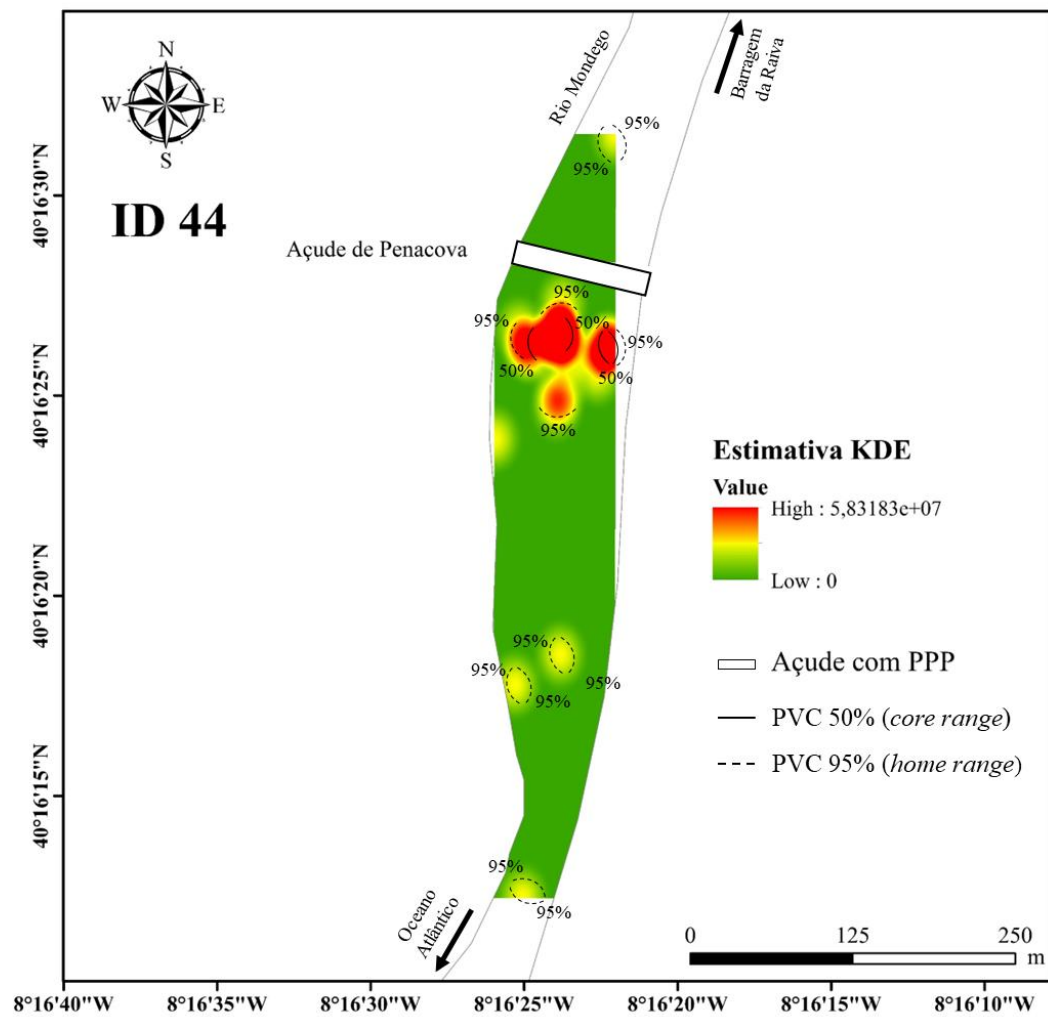


Figura 3.15. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos *core* (PVC 50%) e *home* (PVC 95%) *ranges* da truta com ID 44.

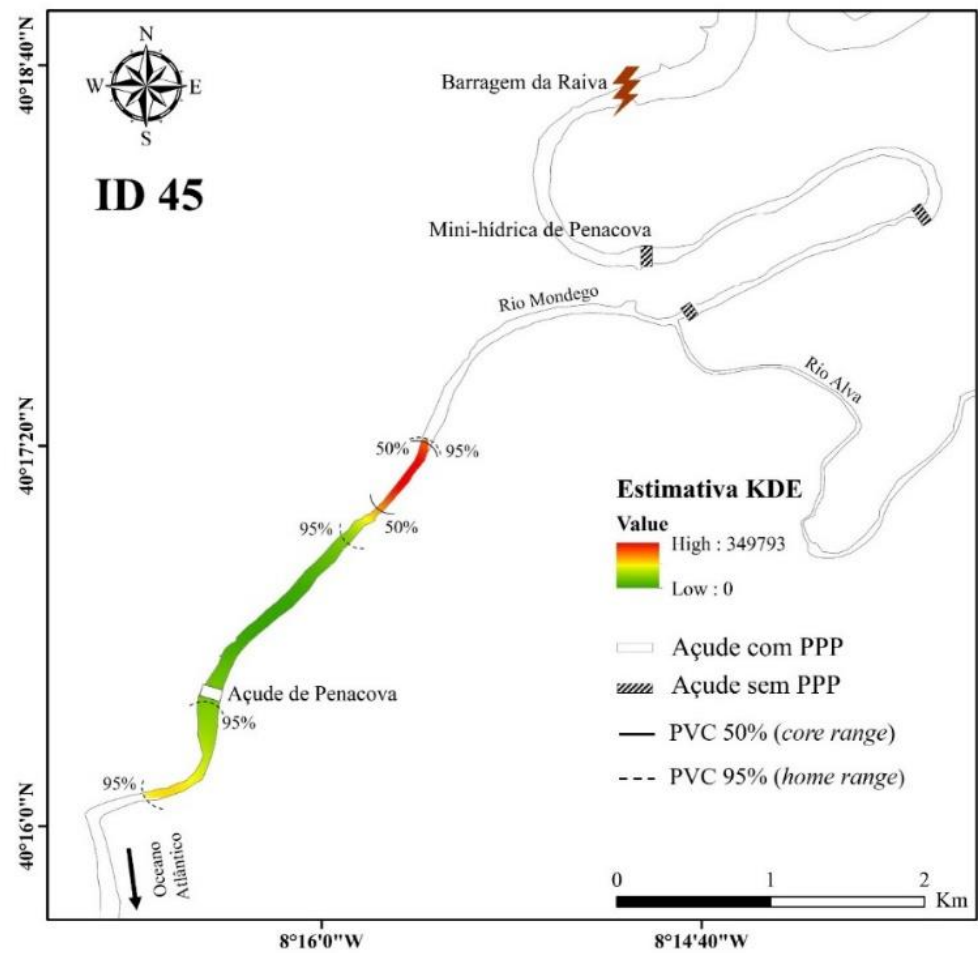


Figura 3.16. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos *core* (PVC 50%) e *home* (PVC 95%) ranges da truta com ID 45.

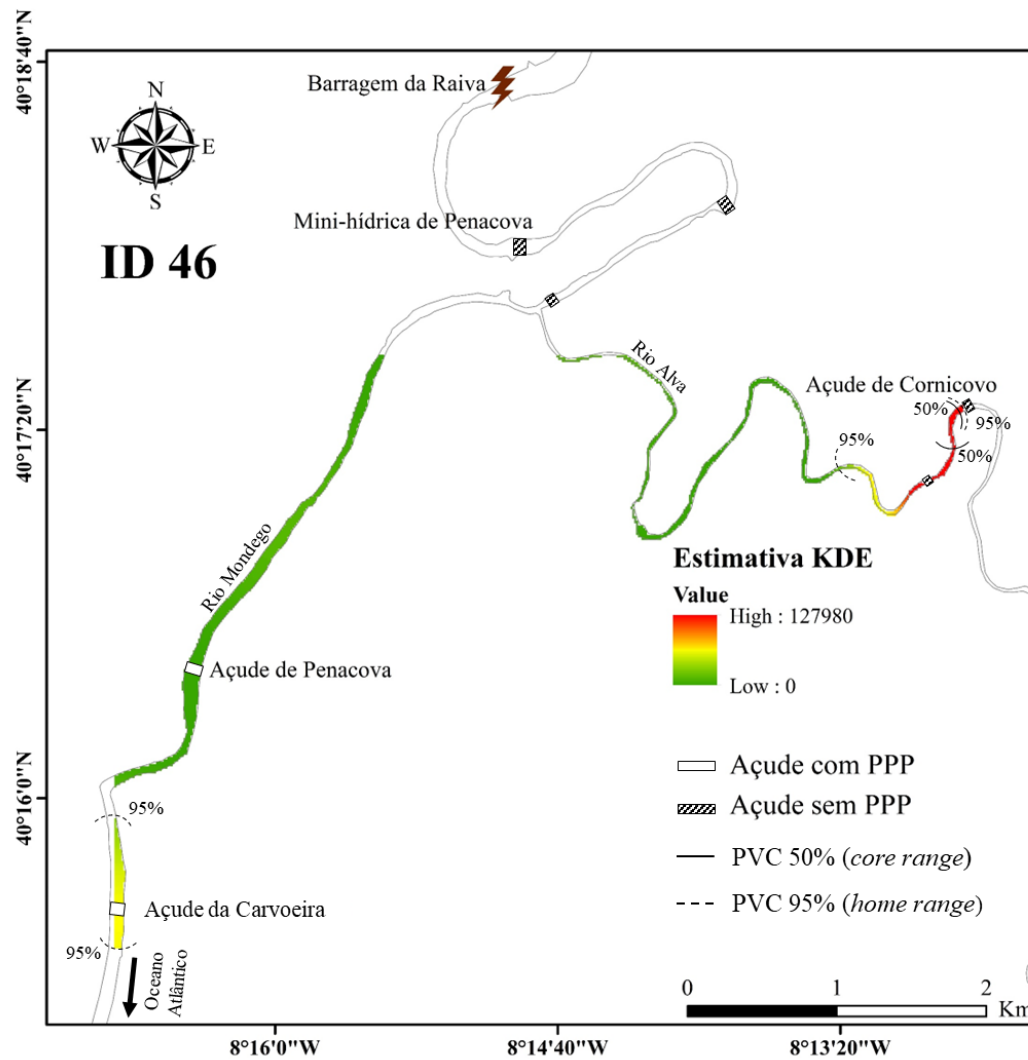


Figura 3.17. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) e respetivos *core* (PVC 50%) e *home* (PVC 95%) ranges da truta com ID 46.

Tabela 3.3. Informação relativa à máxima distância percorrida por cada truta e em que mês a realizou, extensão de rio utilizada que corresponde à distância entre a deteção mais a jusante e mais a montante de cada truta, e variáveis medidas através dos mapas de Kernel (i.e., *home* e *core range*). As trutas identificadas com asterisco (*) são aquelas que, por terem menos de 10 localizações, não foram incluídas na análise Kernel

| ID | Extensão de rio utilizada (m) | Extensão do <i>home range</i> (m) | Nº de <i>home range</i> | Extensão do <i>core range</i> (m) | Nº de <i>core range</i> | Mês em que foi percorrida a máxima Distância Mínima (mês (m)) |
|--|-------------------------------|-----------------------------------|-------------------------|-----------------------------------|-------------------------|---|
| 17 | 143 | 134 | 2 | 64 | 2 | Maio (171) |
| 19 | 3 456 | 470 | 3 | 11 | 1 | Abril (2 584) |
| 21* | 2 298 | - | - | - | - | Junho (2 184) |
| 22* | 1 630 | - | - | - | - | Outubro (2 071) |
| 23 | 3 910 | 459 | 3 | 118 | 1 | Janeiro (3 322) |
| 26 | 1 261 | 80 | 2 | 102 | 1 | Março (1 251) |
| 27 | 8 986 | 391 | 2 | 276 | 1 | Dezembro (8 677) |
| 28 | 399 | - | - | - | - | Abril (792) |
| 40 | 676 | 136 | 2 | 30 | 1 | Março (628) |
| 41 | 1 026 | 245 | 1 | 99 | 2 | Março (1 038) |
| 42* | 8 288 | - | - | - | - | Dezembro (8 293) |
| 43* | 2 565 | - | - | - | - | Dezembro (2 564) |
| 44 | 592 | 99 | 4 | 68 | 1 | Novembro (479) |
| 45 | 2 830 | 815 | 2 | 482 | 1 | Março (2 563) |
| 46 | 12 117 | 798 | 2 | 272 | 1 | Dezembro (6 365) |
| 47* | 6 887 | - | - | - | - | Dezembro (6 910) |
| Mediana | 1261 | 317,673 | - | 100,5 | - | |
| Desvio-Padrão (σ) | 3036,755 | 275,41 | - | 147,085 | - | |
| Moda | - | - | 2 | - | 1 | |

A ANCOVA realizada para testar a existência de diferenças, ao longo dos meses do estudo, em termos de Distância Mínima percorrida pelas trutas, identificou um efeito significativo do fator MÊS nesta variável ($F_{10;71} = 7,460$; $P\text{-value} < 0,05$), indicando que as trutas percorrem distâncias significativamente distintas ao longo do rio, de acordo com o respetivo período do ano. Esta ANCOVA, demonstrou ainda que não existem efeitos significativos do comprimento dos indivíduos analisados na variável independente, tanto individualmente ($F_{1;71} = 0,445$; $P\text{-value} > 0,05$) como na sua interação com o MÊS ($F_{10;71} = 0,727$; $P\text{-value} > 0,05$). Os testes à posteriori de *Tukey*, aplicados aos diferentes níveis do fator MÊS demonstraram que as distâncias mínimas percorridas no mês de dezembro foram superiores em relação aos restantes meses analisados ($P\text{-value} < 0,05$).

3.3. Influência das variáveis ambientais nos movimentos das trutas

Como resultado do teste de correlação de *Spearman*, nenhum par de variáveis apresentou um valor absoluto de correlação superior a 0,8 (Tabela 3.4), o que significa que nenhuma das variáveis se encontrava altamente correlacionada, sendo todas incluídas na análise GLM.

Tabela 3.4. Resultados do teste de correlação de *Spearman* entre as variáveis ambientais utilizadas posteriormente na análise GLM

| Variável | Fotoperíodo | Caudal | Temperatura | Turbidez |
|-------------|-------------|--------|-------------|----------|
| Fotoperíodo | 1 | | | |
| Caudal | -0,56 | 1 | | |
| Temperatura | 0,77 | -0,71 | 1 | |
| Turbidez | 0,24 | -0,34 | 0,29 | 1 |

Visto que a análise de covariância mostrou que o comprimento dos peixes não influencia a distância mínima percorrida, e que esta varia ao longo do ano, optou-se por realizar a análise GLM para perceber quais os fatores ambientais que influenciam a distância percorrida pelas trutas ao longo do ciclo anual. O fotoperíodo ($P < 0,05$) foi identificado como a variável mais explicativa da distância percorrida pelas trutas (Tabela 3.5). Utilizando o critério AIC, o fotoperíodo foi também a variável selecionada para integrar o modelo que explica melhor a variância dos dados. No entanto, apenas 21,67% da variabilidade da variável resposta (i.e., distância mínima percorrida), é explicada por este modelo estatístico (Tabela 3.6).

Tabela 3.5. Sumário dos resultados da análise GLM, onde está identificado o resultado estatisticamente significativo ($P < 0,05$) com um asterisco

| | Estimativa | Erro Padrão | t value | P-value |
|--------------|------------|-------------|---------|----------|
| (Interceção) | 6074,2570 | 1289,3320 | 4,711 | 9.14e-06 |
| Fotoperíodo* | -339,8779 | 120,7674 | -2,814 | 0,00603 |
| Caudal | -1,8173 | 3,6052 | -0,504 | 0,61548 |
| Temperatura | -59,1439 | 76,7183 | -0,771 | 0,44282 |
| Turbidez | 0,2335 | 0,4303 | 0,543 | 0,58881 |

Tabela 3.6. Sumário dos resultados da seleção do melhor modelo (com asterisco) através do menor valor de AIC, e percentagem de variância explicativa do modelo selecionado

| Modelo | AIC | Explicação (%) |
|---|---------|----------------|
| Fotoperíodo + Caudal + Temperatura + Turbidez | 1634,4 | |
| Fotoperíodo + Temperatura + Turbidez | 1632,66 | |
| Fotoperíodo + Turbidez | 1631,04 | |
| Fotoperíodo* | 1629,4 | 21,67 |

Para facilitar a visualização e interpretação dos resultados do modelo GLM foi preparado um gráfico que relaciona o fotoperíodo com a distribuição da distância mínima percorrida por mês (caixa de bigodes). Analisando a figura 3.18 fica clara a associação entre os meses com uma duração do dia mais curta, sobretudo o período de inverno, em particular o mês de dezembro, com a distância mínima percorrida mais extensa.

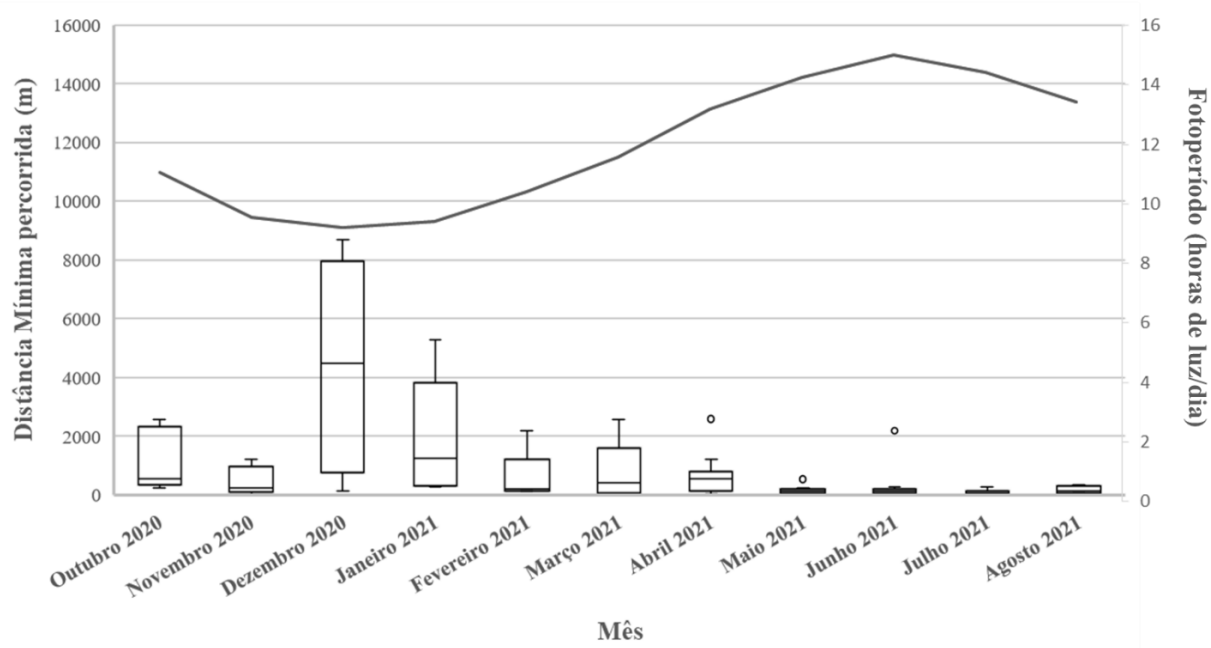


Figura 3.18. Gráfico de caixa de bigodes representativo da relação entre a distância mínima percorrida e o mês do ano, e linha representativa da variável explicativa, o fotoperíodo, resultante da análise GLM.

Capítulo 4 - Discussão

Este estudo permitiu adquirir informação importante sobre a estrutura dimensional, etária, condição corporal, padrão de movimentos, utilização espacial, e fatores que desencadeiam a migração dos indivíduos da população de trutas do troço médio do rio Mondego. Este tipo de informação ainda não tinha sido estudado para as populações desta bacia, correspondente ao limite Sul da distribuição da espécie. Todas as temáticas estudadas neste trabalho são consideradas de extrema importância no que toca à gestão deste recurso, numa área onde a truta é muito procurada para a pesca recreativa. Podem ser realizadas comparações com populações de trutas de outras regiões, que será essencial para ajudar as entidades responsáveis a desenvolver estratégias de gestão e conservação mais eficazes, apropriadas e adaptadas a esta espécie, tendo em conta as especificidades desta espécie altamente plástica, e ao local onde a mesma ocorre, o limite Sul da sua distribuição.

4.1. Estrutura dimensional, etária e condição corporal

A ausência de estudos direcionados à população de trutas no rio Mondego, e com o intuito de avaliar de forma comparativa as características e condição da população, foi necessário recorrer a trabalhos realizados noutras bacias hidrográficas ibéricas, apesar das diferenças hidromorfológicas entre os sistemas fluviais analisados.

O comprimento médio dos indivíduos que constituem a população de trutas do troço médio do rio Mondego, de aproximadamente 265 mm, aparenta ser superior comparativamente à população do rio Vez, na bacia hidrográfica do rio Lima, norte de Portugal, no estudo realizado por Vieira (2011), com um comprimento médio de aproximadamente 123 mm. Embora as diferenças sejam significativas, é necessário ter em conta que esta comparação é limitada, sobretudo pela metodologia de amostragem utilizada em cada estudo (i.e., pesca elétrica, mais eficaz na captura de indivíduos de menores dimensões (Vieira (2011)); e pesca elétrica juntamente com pesca recreativa (presente estudo)), e pela diferença dimensional entre os rios (i.e., troço principal do rio Mondego vs afluente do rio Lima, rio Vez), pois quanto maior o rio, maior a probabilidade de existirem indivíduos de maior dimensão.

No que respeita a estrutura etária da população de trutas, as classes etárias identificadas no troço médio do rio Mondego, de 1+ a 5+ anos, são semelhantes às encontradas por Novais (2012) no rio Vez, em alguns afluentes do rio Tejo e Douro no norte de Espanha (Nicola & Almodóvar, 2002) (i.e., 0+ a 5+), e afluentes do rio Segre no nordeste de Espanha (Aparicio et al., 2022) (i.e., 1+ a 6+). Por outro lado, difere dos resultados obtidos num estudo realizado em diversos rios da Galiza, na região noroeste da Península Ibérica (Sánchez-Hernández et al., 2012), onde foram identificadas 8 classes etárias (i.e., 0+ a 7+), e no rio Estorãos e Vade, na bacia hidrográfica do rio Lima em Portugal (Maia, 2003), em que também foi identificado um número mais elevado de classes etárias de truta-de-rio, 0+ a 8+, e 0+ a 6+, respetivamente. Todas estas áreas de estudo também apresentam uma semelhança que difere dos dados obtidos para o rio Mondego: na generalidade as classes etárias dominantes são de 0+ a 2+, e por vezes 3+ (e.g. Aparicio et al., 2022), enquanto no rio Mondego as classes 2+ a 4+ são as mais representadas. Esta diferença pode ser novamente explicada através do tipo de metodologia utilizada para a captura dos animais (i.e., pesca elétrica vs pesca recreativa), diferenças dimensionais e características de cada rio. No caso do rio Mondego, a ausência de indivíduos mais jovens (i.e., classe etária 0+), poderá estar relacionada com uma falha no recrutamento anual e/ou à baixa eficiência dos métodos de amostragem (i.e., pesca elétrica e *fly fishing*) para indivíduos de menor dimensão.

Relativamente à relação idade-comprimento, o presente estudo apresentou uma grande variabilidade de comprimentos respetivos a cada classe etária, assim como identificou Aparicio et al. (2022) no seu estudo. No entanto, os mesmos foram ligeiramente superiores aos identificados por Vieira (2011), na população do rio Vez (c.f. Tabela 4.1).

Tabela 4.1. Relação idade-comprimento para a população de trutas do troço médio do rio Mondego (presente estudo) e rio Vez (Vieira, 2011)

| Autores | Área de estudo | 0+ | 1+ | 2+ | 3+ | 4+ | 5+ |
|--|--------------------------|-----------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| Ribeiro, 2022 (presente estudo) | Rio Mondego, Portugal | - | 148 ± 49,704 | 208 ± 48,344 | 245 ± 54,686 | 345 ± 75,314 | 426 ± 63,861 |
| Vieira, 2011 | Rio Vez, Portugal | 75,2 | 127,5 | 165,9 | 208,1 | - | - |

É possível verificar que as populações de rios da Península Ibérica situados em zonas mais a norte apresentam tamanhos médios e taxas de crescimento inferiores relativamente à do rio Mondego (e.g. o rio Vez (Vieira, 2011)), isto é, os animais do rio Mondego parecem crescer mais ao longo dos anos do que algumas populações de rios mais a norte. No entanto, os parâmetros populacionais e de crescimento desta espécie são muito variáveis tanto entre rios distantes como próximos geograficamente (Parra et al., 2009; Sánchez-Hernández et al., 2012), e dependem de muitos fatores. Estas diferenças dependem não só das interações e genética de cada população (Lobón-Cerviá, 2007), disponibilidade alimentar (Keeley & Grant, 2001; Jensen et al., 2012) como também das próprias características geográficas, físicas e ambientais de cada rio, como por exemplo, a latitude e altitude (Parra et al., 2009), da largura e profundidade do rio, concentração de nutrientes, disponibilidade de alimento, que podem influenciar a disponibilidade de habitat adequado a indivíduos maiores (e.g. Almodóvar et al., 2006; Ayllón et al., 2009), e a própria temperatura da água (e.g., Parra et al., 2012; Réalis-Doyelle et al. 2018).

Apesar das temperaturas mais elevadas afetarem negativamente os estágios iniciais do ciclo de vida da espécie (Parra et al., 2012; Réalis-Doyelle et al., 2018), alguns estudos também evidenciam um maior crescimento das trutas associado, direta e indiretamente, à temperatura da água mais elevada (Forseth & Jonsson, 1994; Parra et al., 2009; Lejk et al., 2021). O aumento da temperatura da água pode promover um aumento na produtividade e disponibilidade alimentar no rio, a que se associa um aumento da atividade alimentar e alterações ao nível metabólico promovendo um crescimento mais acelerado (Egglishaw & Shackley, 1977; Forseth & Jonsson, 1994; Ojanguren et al., 2001). Por outro lado, segundo um trabalho desenvolvido por Parra et al. (2009) com o intuito de perceber quais os fatores que influenciam o crescimento das trutas, nas bacias que drenam para o Golfo da Biscaia, Nordeste de Espanha, a temperatura da água pode ser um fator determinante no tamanho corporal dos peixes, e a altitude, a uma escala local, mostrou ter uma relação negativa com o comprimento médio furcal por classe etária. No entanto, ao realizar uma comparação mais geral, incluindo outros locais da Europa, verificaram que a latitude foi o fator que mais se destacou para justificar as diferenças espaciais na estrutura dimensional da espécie, diminuindo o comprimento médio furcal dos indivíduos à medida que a mesma aumentou.

Observando o incremento médio anual, a população de trutas do troço médio do rio Mondego apresentou um incremento médio superior do 3+ para o 4+ ano. Vieira (2011) não mostra diferenças acentuadas ao longo dos anos, todavia, no primeiro ano de vida também existe um pequeno aumento na taxa de crescimento (Tabela 4.2). Os indivíduos do rio Estorãos mostraram um incremento médio anual

maior do 1+ para o 2+ ano e do 2+ para 3+ ano, enquanto a população de trutas do rio Vade apresentou o mesmo não só do 1+ para o 2+ ano como também do 4+ para o 5+ ano (Maia, 2003). Parece ser normal o incremento aumentar nos primeiros anos de vida, no entanto, no caso da população de trutas do troço médio do rio Mondego, o facto de a taxa de crescimento ser superior do 3+ para o 4+ ano pode estar relacionado com a captura de presas de maior dimensão ou início da alimentação piscívora desta espécie, por volta dos 30 cm (Keeley & Grant, 2001; Jensen et al., 2012).

Tabela 4.2. Incrementos médios anuais (mm/ano) das populações do troço médio do rio Mondego e do Rio Vez (Vieira, 2011)

| Autores | Área de estudo | 0+ | 1+ | 2+ | 3+ | 4+ | 5+ |
|--|--------------------------|----|----|----|-----|----|----|
| Ribeiro, 2022 (presente estudo) | Rio Mondego, Portugal | - | 60 | 37 | 100 | 81 | - |
| Vieira, 2011 | Rio Vez, Portugal | 52 | 38 | 42 | - | - | - |

Quanto à relação peso-comprimento das populações de truta do troço médio do rio Mondego, verificou-se que o seu crescimento é alométrico negativo, assim como outras populações da Península Ibérica (Santos, 2014, Aparicio et al., 2022 - Tabela 3.3), o que significa que os indivíduos aumentam de peso numa proporção menor relativamente ao aumento de comprimento. Por outro lado, na zona nordeste da Península Ibérica, as populações do rio Larraun, em Navarra (Oscoz, 2005) e dos afluentes do rio Ebro (Leunda et al., 2006), apresentam em média um coeficiente de alometria maior que 3 (i.e., crescimento alométrico positivo). Por fim, as populações da sub-bacia do rio Tua, em Portugal (Santos, 2014), apresentaram um crescimento isométrico.

A grande variabilidade na relação peso-comprimento entre as populações de diferentes rios comparadas no presente estudo é considerada normal. Esta diferença pode ser explicada por diversos fatores, tais como o sexo, idade, maturidade, habitat, temperatura, e a própria alimentação. Para além disso, Aparicio et al., (2022) também verificaram que o coeficiente de alometria da relação peso-comprimento pode variar ao longo do ano. Por exemplo, os autores verificaram um valor mais baixo no inverno que pode ser explicado pela redução da atividade e alimentação dos animais, associada a uma diminuição da temperatura da água, promovendo a redução das taxas de crescimento, ao contrário do que acontece na primavera (Cunjak & Power, 1987; Arslan et al., 2004).

O valor resultante do Índice de Condição Corporal (K), de acordo com o definido por Barnham & Baxter (1998), deve apresentar, geralmente, valores entre 0,8 e 2 para os salmonídeos. A população de trutas do presente estudo apresentou um K igual a 1,04. De um modo geral, a condição corporal das populações de truta estudadas por diversos autores na Península Ibérica (Tabela 4.3), está avaliada como sendo “magra” a “normal”, compreendendo valores entre 1 e 1,20, no rio Mondego, no rio Estorãos e Vade (Maia, 2003), nos troços amostrados por Sá (2021), na bacia hidrográfica do rio Minho, Lima, Neiva, Cávado, Ave, Douro e Vouga, e apesar de as populações de truta dos vários rios da Galiza estudados (Sánchez-Hernández et al., 2012), apresentarem valores no intervalo de 1,06 a 1,32, os autores consideraram que as mesmas, no geral, se encontraram dentro desta categoria. No entanto, no estudo realizado por Vieira (2011), no rio Vez, a população apresentou um coeficiente de condição corporal menor do que 1, sendo considerada “Muito magra”. No estudo de Santos (2014), na sub-bacia do rio Tua, a maior parte dos rios estudados também apresentaram as suas populações classificadas como “Muito magras”, por outro lado, a população de truta do rio Rabaçal apresentou uma “Excelente condição” física, com um valor de K igual a 1,6.

Existe uma grande variabilidade no valor de K para as diferentes populações de truta na Península Ibérica, no entanto, a mesma é comum a outras espécies de peixes. Este parâmetro é influenciado por diversos fatores, tais como a época do ano em que foi realizada a amostragem, o desenvolvimento das gónadas nos indivíduos fêmea e disponibilidade alimentar. Por exemplo, no estudo de Novais (2012), foi possível verificar que a diferença na condição corporal pode estar relacionada com a estação do ano e/ou meses em que foi realizada a amostragem. O autor verificou que o valor médio de K de Fulton amostrado por pesca elétrica em outubro foi 1,18 (i.e., correspondendo a uma condição praticamente normal), enquanto o mesmo, amostrado através de pesca desportiva de março a julho foi 1,12 (i.e., correspondendo a animais com uma condição corporal magra a normal). Apesar da população de trutas do troço médio do rio Mondego apresentar um valor médio de K igual a 1,04, é importante referir que os indivíduos foram amostrados em épocas distintas do ano, antes e após a época de reprodução, em diferentes estações do ano, e esta variabilidade intra-anual não foi alvo de análise neste estudo, e por isso o valor médio de K calculado é considerado representativo do coeficiente de condição corporal médio ao longo do ano. Também o desenvolvimento das gónadas nas fêmeas pode ser outro fator que influencia a condição corporal dos peixes. O facto de os indivíduos serem amostrados durante o período de reprodução, pode implicar um aumento da condição corporal dos peixes, sobretudo nas fêmeas, devido ao aumento de volume corporal associado ao desenvolvimento dos óvulos (Crossin et al., 2004).

Além disso, no estudo de Mas-Martí et al. (2010), também se verificou que a condição corporal dos peixes pode estar relacionada com as mudanças na disponibilidade alimentar no rio. Em rios com elevada disponibilidade de nutrientes observou-se um aumento não só da densidade como da condição corporal dos peixes, enquanto em locais onde a disponibilidade de presas foi menor, por consequência resultou o contrário, isto é, numa menor densidade e condição corporal dos peixes.

Tabela 4.3. Índice de Condição Corporal (K) e coeficiente de alometria (b) de várias populações da Península Ibérica

| Autores | Área de estudo | b | K |
|--|---|----------|-------------------|
| Oscoz, 2005 | Rio Larraun, Navarra, Espanha | 3,1644 | - |
| Sánchez-Hernández et al., 2012 | Rios da Galiza, Espanha | - | Entre 1,06 e 1,32 |
| Leunda et al., 2006 | Sub-bacia do rio Ebro, Espanha | 3,1215 | - |
| Aparicio et al., 2022 | Rio Segre, Espanha | 2,923 | - |
| Vieira, 2011 | Rio Vez, Portugal | - | 0,845 |
| Maia, 2003 | Rio Estorãos, Portugal | - | ≈1,08 |
| | Rio Vade, Portugal | - | 1,16 |
| Santos, 2014 | Sub-bacia do rio Tua, Portugal | 3 | Entre 0,7 e 1 |
| | Rio Rabaçal (afluente do rio Tua), Portugal | 2,81 | 1,6 |
| Sá, 2021 | Bacia hidrográfica do rio Minho | - | 1,11 |
| | Bacia hidrográfica do rio Lima | - | 1,17 |
| | Bacia hidrográfica do rio Neiva | - | 1,14 |
| | Bacia hidrográfica do rio Cávado | - | 1,20 |
| | Bacia hidrográfica do rio Ave | - | 1,18 |
| | Bacia hidrográfica do rio Douro | - | 1,14 |
| | Bacia hidrográfica do rio Vouga | - | 1,12 |
| Ribeiro, 2022 (presente estudo) | Rio Mondego, Portugal | 2,9829 | 1,04 |

Em síntese, os resultados obtidos indicam que a estrutura dimensional e etária, relação peso-comprimento e condição corporal das populações de trutas, aparentam ser muito variáveis ao longo da sua área de distribuição na Península Ibérica, e que a população de trutas do troço médio do rio Mondego, no geral, apresenta comprimentos e taxas de crescimento superiores.

4.2. Padrão e dinâmica de movimentos

As localizações das trutas incluídas neste estudo permitiram identificar um pico de migração para esta espécie no outono e inverno (i.e., entre novembro e janeiro), e o mês de dezembro foi identificado como o mês em que as trutas, no geral, percorreram uma distância maior na área de estudo. Este período é coincidente com o período de reprodução e desova da espécie indicado noutros estudos realizados na Península Ibérica (Santos et al., 2002; Ordeix et al., 2011; García-Vega et al., 2017, 2018, 2019, 2021). Para além das migrações para montante no período de desova, foi também possível identificar movimentos, embora em menor quantidade e mais curtos, exibidos por algumas trutas fora do período referido. Estes movimentos podem ser explicados e relacionados com o comportamento de refúgio, exploração e/ou alimentação dos animais (Lucas et al., 2001), tal como descrito por outros autores (e.g. Benitez et al., 2015; García-Vega et al., 2017, 2018, 2021).

No entanto, a dinâmica dos movimentos da espécie em estudo no rio Mondego foi muito variável sobretudo entre os próprios indivíduos, sendo possível identificar dois perfis comportamentais distintos dentro da mesma população. Dentro de uma mesma população de peixes podem ocorrer indivíduos sedentários, indivíduos migradores dulciaquícolas (Rasmussen & Belk, 2017), e indivíduos com um comportamento anádromo (i.e., indivíduos que realizaram deslocamentos entre os ambientes dulciaquícolas e água salobra ou salgada para completar o seu ciclo de vida). A população de trutas do troço médio do rio Mondego não é exceção, e apresentou um grupo de indivíduos sedentários, onde os mesmos tenderam a ficar no mesmo local por muito tempo incluindo a época de reprodução, e um grupo de indivíduos migradores potamódromos, que realizaram movimentos mais longos entre o rio Mondego e, sobretudo, o seu afluente rio Alva. No estudo realizado por Maia (2003), no rio Estorãos, bacia hidrográfica do rio Lima, em Portugal, foram identificadas três estratégias comportamentais na sua população de trutas, para além dos dois identificados no presente estudo, também foram identificados alguns indivíduos com um comportamento anádromo. No entanto, à semelhança da população de trutas do troço médio do rio Mondego, a variabilidade comportamental também é bastante comum noutras espécies de peixes potamódromos, como por exemplo, o barbo-comum (Oliveira et al., 2020). Oliveira et al. (2020), identificaram, na população de barbo-comum da bacia hidrográfica do rio Vouga, em Portugal, dois grupos de peixes com comportamentos distintos, semelhantes aos identificados para a população de trutas do troço médio do rio Mondego. Um grupo “residente”, que permanece em zonas a montante do rio durante todo o ano e um grupo “potamódromo” que percorre distâncias longas (> 10 km) para jusante após a época de reprodução. Esta diferença de comportamentos pode ser denominada de migração parcial, a forma mais comum de migração (Chapman et al., 2011). Por exemplo, o facto de nem todos os indivíduos migrarem para reprodução em todos os anos pode dever-se à falta de reservas de energia que necessitam para o fazer. No ano que não migraram podem aumentar a produção de gónadas e ovos para, nos anos seguintes, efetuarem migrações mais longas implicando custo energéticos elevados, ou também, no caso de espécies diádromas, ser necessário adquirir a capacidade de adaptar o mecanismo de osmorregulação entre diferentes ambientes (i.e., dulciaquícolas, estuarinos e/ou marinhos) (Chapman et al., 2012).

Os resultados deste estudo também mostram que as trutas da população em estudo utilizaram uma elevada extensão de rio (i.e., com valores entre 143 e 12117 m) em comparação, por exemplo, com o

estudo de Aparicio et al. (2018) realizado em três rios na bacia hidrográfica do rio Segre, na Catalunha, e Rocaspana et al. (2019), realizado no rio Noguera Pallaresa, afluente do rio Segre, nordeste da Península Ibérica. De acordo com o trabalho de Aparicio et al. (2018), as trutas apresentaram uma reduzida mobilidade, a maioria deslocou-se menos de 100 m. No geral, os indivíduos das populações estudadas por Aparicio et al. (2018), realizaram movimentos muito curtos e apenas 2 a 4% dos indivíduos amostrados realizaram movimentos acima de 400 m. É claro que o rio Mondego apresenta características hidromorfológicas muito distintas dos rios estudados por Aparicio et al. (2018), nomeadamente no que respeita o caudal do rio, a largura e profundidade o que pode condicionar estes comportamentos. Estes últimos são afluentes do rio Segre, com uma largura média muito inferior ao do rio Mondego, bom ensombramento e com locais de profundidade variada. Esta diferença pode dever-se à heterogeneidade espacial do habitat de cada área de estudo. A heterogeneidade espacial do habitat é maior, à partida, em rios de pequenas dimensões do que em rios de grandes dimensões (Gorman & Karr, 1978).

Como os indivíduos se deslocam de acordo com as suas necessidades e procuram habitats adequados para completar o seu ciclo de vida, quando percorrem distâncias maiores pode significar que não têm na sua proximidade, os habitats com as características pretendidas. No rio Mondego, algumas trutas podem estar a procurar zonas mais a montante e inclusive o rio Alva para se reproduzirem. No entanto, o troço médio do rio Mondego aparenta ter locais apropriados para a reprodução da espécie, a diferença é que o rio Alva, para além de apresentar melhores condições para tal, não é sujeito ao *hydropеaking* (i.e., libertações periódicas de água associadas à produção hidroelétrica nas barragens, resultando em alterações horárias e diárias a nível de frequência, duração e magnitude) (Moog, 1993; Taylor et al., 2014), outro fator que pode condicionar o movimento das trutas. Já a área de estudo de Aparicio et al. (2018), tratando-se de rios de pequena dimensão, apresentam uma heterogeneidade espacial de habitat muito elevada, e provavelmente os peixes não necessitam de percorrer grandes distâncias para encontrar habitats adequados para realizar os diferentes processos incluídos no seu ciclo de vida (Albanese et al., 2004; Heggenes et al., 2007). O mesmo se verifica na área de estudo de Rocaspana et al. (2019), rio Noguera Pallaresa, afluente do rio Segre, nordeste de Espanha, no entanto, os autores descobriram que para além do mencionado anteriormente, os peixes também podem mover-se mais de um habitat para o outro, por consequência das mudanças de caudal causadas pelo pico de caudal turbinado (i.e., *hydropеaking*) libertado pelas barragens (Moog, 1993; Taylor et al., 2014). Neste estudo, os padrões de movimento das trutas foram influenciados pelo *hydropеaking*, existindo um maior *home range* associado ao mesmo, com uma média de 237,9 m. Apesar de não ter sido feita uma análise comportamental passível de ser comparada com a escala temporal a que ocorre o *hydropеaking*, no presente estudo, existem outros estudos que mostram que em rios regularizados pelo mesmo, os peixes tendem a movimentar-se ao longo de distâncias maiores (e.g., Alexandre et al., 2016), e pode ser isso que está a ocorrer na população de trutas do troço médio do rio Mondego, comparativamente com outros rios mais pequenos não regularizados.

Independentemente das razões anteriores associadas aos movimentos, as trutas do troço médio do rio Mondego claramente apresentaram uma extensão de rio utilizada e um *home range* superior relativamente a outras populações aqui mencionadas. Esta utilização espacial longitudinalmente mais alargada do rio poderá ser explicada pela reabilitação da conectividade do troço principal do rio Mondego às migrações piscícolas. No entanto, sabendo que diversas variáveis ambientais têm sido associadas aos padrões de movimentos dos peixes, e muitas atuam como estímulo para o início da sua migração (Lucas et al., 2001), optou-se por tentar perceber quais é que poderiam estar relacionadas com a migração das trutas do rio Mondego. Os resultados deste estudo mostraram que o fotoperíodo foi a variável ambiental que aparentemente se associa a uma maior atividade locomotora (i.e., distância percorrida). Como explica Jonsson (1991), parece que o fotoperíodo apenas é utilizado pelos peixes como um indicador

sazonal (i.e., tendo um papel muito importante na regulação hormonal ao longo da maturação), como comprova o estudo de, por exemplo, García-Vega et al. (2018), no rio Marin, afluente do rio Bidasoa em Espanha. Para além disso, García-Vega et al. (2018) verificaram que a diminuição da temperatura da água (i.e. dentro do intervalo de valores viáveis ao desenvolvimento da truta) e o aumento do caudal aparentam ter uma maior influência no movimento das trutas, funcionando como estímulos à migração dos animais (Clapp et al., 1990; Lahnsteiner e Leitner, 2013; García-Vega et al., 2017), ao contrário do identificado no presente estudo, apesar destas variáveis terem sido incluídas no modelo.

O rio Mondego é um rio muito regularizado, com a presença de dois grandes aproveitamentos hidroelétricos, as barragens da Raiva e da Aguieira, assim como o seu principal afluente, rio Alva, que também é regularizado pela barragem de Fronhas, sendo que nesta última, o caudal é sempre, ou quase sempre, constante. Sendo rios regularizados, sobretudo o rio Mondego, o seu regime de caudais foi alterado pelo represamento e libertação da água de acordo com as necessidades de produção hidroelétrica e abastecimento de água para vários fins (Branco et al., 2012), o que significa que o regime de caudais e regime térmico da água deixou de seguir um padrão natural. Para além disso, no presente estudo, o facto da temperatura da água e do caudal não terem sido variáveis significativas no modelo aplicado para o movimento dos animais, pode dever-se à influência da definição temporal considerada na análise das mesmas (i.e., média mensal de cada variável). Muito possivelmente a análise realizada não foi suficientemente detalhada a nível da definição temporal, não permitindo detetar relações entre estas duas variáveis e a distância percorrida pelos animais, que varia bastante e muito rapidamente, relativamente ao fotoperíodo, que é muito mais constante ao longo dos anos.

Este estudo ainda permitiu verificar que as distâncias percorridas pelas trutas não são condicionadas pelo seu tamanho corporal. Apesar de alguns estudos comprovarem que existe uma relação positiva da distância percorrida pelo animal com o tamanho do mesmo (e.g. Young, 1994; Quinn & Kwak, 2011), o resultado do presente estudo é semelhante ao de Arnekleiv et al. (2004) e Aparicio et al. (2018). Por exemplo, no estudo de Aparicio et al. (2018), as trutas em movimento eram maiores do que as trutas sedentárias, no entanto não houve relação entre a distância percorrida e o tamanho corporal das mesmas. Neste estudo, os resultados podem ter sido influenciados pela escassez de peixes grandes dimensões (i.e., apenas 0,5% trutas apresentaram um comprimento furcal com mais do que 300 mm). No presente estudo, apesar de existirem indivíduos com uma dimensão bastante considerável, a razão pela qual o tamanho corporal não influencia, pode dever-se à variabilidade dimensional acentuada entre os indivíduos.

Os trabalhos de telemetria do presente estudo também permitiram identificar que as áreas vitais dos indivíduos, e a utilização que fazem da área de estudo, estarão a ser condicionadas e limitadas pela presença de obstáculos no rio. A fragmentação do rio Mondego pode impedir o acesso a áreas importantes para reprodução e habitat específico para a truta completar os seus diferentes estágios de vida (Dunham et al., 1997), como o rio Alva. Verificou-se a uma maior permanência dos indivíduos imediatamente a jusante dos obstáculos principais do rio Mondego (i.e. açude de Carvoeira, Penacova, barragem da Raiva), na foz do rio Alva e no açude de Cornicovo. Os obstáculos no rio têm como consequências alteração do habitat quer a montante quer a jusante do mesmo (Almeida et al., 2015). A fragmentação do mesmo restringe a movimentação dos animais, e a altera a geomorfologia, ecologia e hidrologia do rio (Lucas & Baras, 2000; McCluney et al., 2014). A montante de um obstáculo, o habitat torna-se homogéneo a nível de substrato, diminui a velocidade da corrente e a oxigenação da água, aumenta a profundidade, e provocará uma maior sedimentação e alteração da temperatura da água (Nilsson & Jansson, 1995; Poff & Hart, 2002). Ocorre perda de habitat reofílico, essencial para a existência de espécies como a truta (Lucas & Baras, 2001). No entanto, a jusante do obstáculo, o habitat torna-se ideal para estas espécies: caudal relativamente rápido e com elevada oxigenação, e substrato

ótimo para a reprodução (i.e., cascalho) (Armstrong et al., 2003), e estas alterações hidromorfológicas podem explicar a permanência dos indivíduos em estudo a jusante dos obstáculos. Por outro lado, foram observados indivíduos que ultrapassaram facilmente alguns obstáculos tanto com ou sem PPP. No entanto, esta movimentação ocorreu, sobretudo, no período de reprodução (i.e., outono e inverno). Pelo menos a subida dos obstáculos sem PPP, neste período pode ter sido facilitada pelo aumento do caudal.

Também a presença dos obstáculos pode tornar-se uma armadilha ecológica, como é o caso específico do açude de Cornicovo, no rio Alva, que não apresenta qualquer tipo de PPP. Isto é, tanto a jusante como a montante dos açudes existe a tendência da formação de grandes agregações de indivíduos (Jepsen et al., 2000), e os mesmos tornam-se mais suscetíveis à predação quer por predadores naturais, quer pelo próprio homem. A corroborar esta constatação, o sinal dos transmissores implantados em alguns indivíduos deixou de ser detetado sobretudo a jusante dos obstáculos e outros no local para o qual as trutas teriam acabado de realizar a migração para desova, na sua época de reprodução. Isto resultou do aumento da vulnerabilidade dos indivíduos quando permaneceram muito tempo a jusante dos obstáculos. A mesma vulnerabilidade à presença humana pôde ser verificada quando, durante o período de estudo, ocorreu a reconstrução do açude de Penacova. Um dos três indivíduos que utilizavam a zona do açude de Penacova, movimentou-se imediatamente entre jusante e montante, e pouco tempo depois deixou de ser detetado, sendo provavelmente capturado.

Capítulo 5 - Considerações finais

Este estudo permitiu perceber que, apesar da truta representar uma das espécies de peixes mais conhecidas e estudadas em todo o mundo, existe uma grande falta de conhecimento sobre as populações no limite sul da sua distribuição, que por sua vez podem apresentar características e comportamentos diferentes de outras populações do centro e norte da Europa. Trabalhos com o nível de pormenor e abrangência que este estudo apresenta tornam-se essenciais para a resolução de problemas no que toca à gestão e conservação de espécies como a truta, que apresenta dois ecótipos distintos, sendo que um deles está classificado como “Críticamente em Perigo” em Portugal (i.e., truta-marisca) (Cabral et al., 2005). Assim, através de todas as informações adquiridas neste estudo, podem ser definidas e propostas algumas medidas de conservação e gestão e dirigidas à espécie *S. trutta* em Portugal, e algumas especificamente para o rio Mondego.

Sendo a truta uma espécie altamente plástica, em que as suas características podem variar de rio para rio, e que a gestão da sua pesca atualmente, em Portugal, é realizada a nível nacional, seria mais correto desenvolver uma gestão mais específica e com maior grau de detalhe espacial em termos das medidas e regulamentações que são definidas. Para que estas medidas sejam definidas e implementadas de forma precisa, aumentando a probabilidade do seu sucesso, torna-se necessário promover esforços de investigação sobre as características das diferentes populações de truta em Portugal. Assim, posteriormente, será possível a realização de uma divisão onde serão agrupados os rios de populações de truta com características idênticas, sendo possível criar uma regulamentação adequada a cada região/população.

A identificação da elevada taxa de crescimento e grande variabilidade na dimensão dos indivíduos dentro de uma mesma idade na população de trutas do troço médio do rio Mondego, foi essencial para chegar à conclusão de que é necessário redefinir o tamanho mínimo de captura dos indivíduos. Os indivíduos começam a atingir a maturidade sexual, no geral, por volta dos 2 anos, conforme o sexo (Baglinière et al., 2020). Por exemplo, verifica-se que dentro da classe etária dos 2 anos, os

comprimentos variam entre 153 e 347 cm. Sabendo que o tamanho mínimo de captura estabelecido para a truta-de-rio em Portugal é 20 cm, e para a truta-marisca em zona marítima é 30 cm, pode concluir-se que, neste rio, as trutas podem ser capturadas não garantindo a sua reprodução pelo menos uma vez. Assim, é recomendável estabelecer um novo tamanho mínimo de captura mais elevado adequado a cada população. Para o rio Mondego, seria recomendável não só aumentar o tamanho mínimo de captura para os 30 cm, como também limitar o tamanho superior, por exemplo, acima dos 50 cm, pois são estes os animais mais raros, cujas características genéticas devem prevalecer na população.

As localizações de todas as trutas marcadas no âmbito deste estudo foram compiladas de modo a construir um mapa representativo das áreas vitais da população de trutas, no seu todo, que ocorre nesta zona do rio Mondego. Mapa este que, juntamente com a sobreposição das áreas regulamentadas para a pesca da truta no rio Mondego, a ZPP Médio Mondego e Concessão de Pesca de Penacova (Fig. 4.1), permitiu perceber quais são as áreas mais importantes e/ou mais utilizadas no troço médio do rio Mondego, e se os regulamentos de pesca da região são adequados e bem aplicados à mesma. Pode verificar-se que a ZPP Médio Mondego ainda engloba uma parte do *home range* da população de trutas, na zona mais a jusante. Para além de serem áreas que são frequentemente utilizadas pelas trutas, o facto de existir um obstáculo nesta zona, onde por consequência do mesmo, os animais tenderão a ficar acumulados, a importância de proteger esta zona aumenta. Por isso, sugere-se a proibição de retenção de trutas capturadas nas ZPP, nos próximos anos.

A Concessão de Pesca Desportiva de Penacova alberga os principais *core ranges* das trutas em estudo, no entanto existem locais que precisam de ser também protegidos, pois mesmo dentro da concessão, as trutas parecem ainda estar muito vulneráveis. A concessão deve ser estendida até jusante da barragem da Raiva, criando zonas de pesca sem morte, pois esta área para além de englobar *home range* das trutas, também inclui a ribeira de Gondelim, imediatamente a jusante da barragem, que é considerada uma das zonas preferenciais para realização da desova das trutas. Para além disso, apenas 2 km do rio Alva são protegidos pela concessão. Este estudo também comprova que o rio Alva apresenta todas as características necessárias à reprodução da espécie, sendo utilizado pelas trutas para realização da desova. No entanto, os animais acabaram por tender a permanecer a jusante dos primeiros obstáculos, aumentando a vulnerabilidade a vários predadores. Sendo assim, também existe a necessidade de, não só aumentar a proteção destas áreas sobretudo a jusante dos açudes, fomentando a pesca sem morte, como também estender a concessão de pesca até à barragem de Fronhas.

Mais especificamente, e analisando os lotes da concessão de pesca ao pormenor, verifica-se que o lote 2 e 6 englobam uma parte do *core range* das trutas e estão identificadas como zonas de pesca livre, e por isso é essencial que estas áreas sejam protegidas e alteradas para zonas de pesca sem morte. Também o lote 11 está descrito como zona de pesca livre, no entanto, e apesar de não englobar *home* ou *core range* dos animais, é uma zona de passagem que os mesmos utilizam para atingir as áreas de desova a montante no rio Alva, assim como os lotes mencionados anteriormente, e por isso deve ser protegida e alterada para zona de pesca sem morte.

Relativamente à questão dos obstáculos no rio, este estudo torna óbvio que os mesmos têm influência nos movimentos das trutas, e aumentam a vulnerabilidade das mesmas a vários predadores a jusante dos açudes. O rio Alva possui 9 açudes sem qualquer tipo de PPP, entre a sua confluência com o Mondego e barragem de Fronhas, a montante, logo, seria importante a permeabilização dos mesmos quer através da remoção dos que não têm funções associadas, quer através da construção de dispositivos de transposição piscícola nos que, atualmente, ainda exercem funções, permitindo também aumentar a conectividade longitudinal do rio e o acesso aos habitats de desova, alimentação e refúgio.

Seria igualmente importante o aumento do controlo e vigilância em todas as zonas do rio, mas sobretudo as mais críticas e utilizadas pelas trutas. Deve-se alertar todos os agentes responsáveis para o perigo da pesca ilegal, e aumentar a fiscalização nas áreas mais vulneráveis sobretudo na época de reprodução.

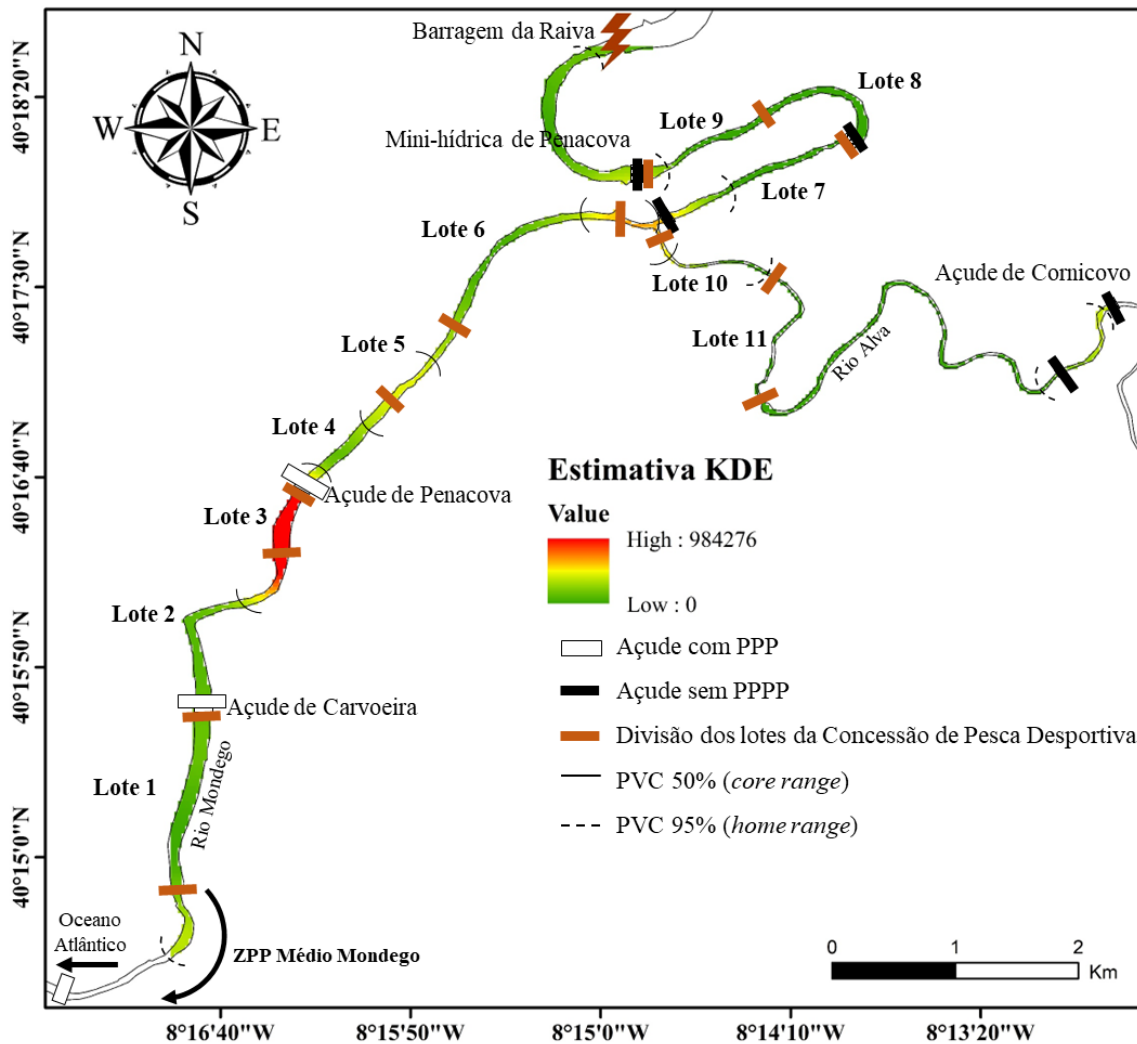


Figura 4.1. Mapa da Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) com os respetivos *core* (PVC 50%) e *home* (PVC 95%) *ranges* resultante da junção das localizações de todas as trutas, e sobreposto os diferentes lotes da Concessão de Pesca Desportiva de Penacova.

Relativamente à metodologia utilizada neste estudo, são escassos os trabalhos de investigação onde se utilizam os transmissores *Dual Mode*. Apesar de existirem alguns estudos focados na temática do padrão de movimentos e comportamento migratório desta espécie, os mesmos não apresentam um grau de detalhe tão elevado como o presente estudo. Esta metodologia torna-se inovadora e essencial para o estudo de uma espécie com uma plasticidade comportamental tão elevada, possibilitando uma abordagem integrada à área de estudo, sabendo que a mesma frequenta habitats de diferentes características (i.e., zonas salobras e/ou mais profundas, e zonas dulciaquícolas menos profundas).

Futuramente, e para colmatar a falta de conhecimento sobre esta espécie no limite Sul da sua distribuição, são necessários mais trabalhos de investigação como este. Assim, serão obtidas informações específicas que permitirão realizar comparações com outras populações do centro e norte da Europa, conseguindo associar algum eventual gradiente biológico e ecológico para a espécie, e prever uma resposta futura das populações, num contexto de alterações climáticas.

Este estudo é também um bom exemplo da forma como a investigação e a ciência podem ter uma aplicação prática e serem colocadas ao serviço da sociedade para auxiliar na gestão e resolução de questões relacionadas com a conservação, proteção e valorização dos recursos naturais aquáticos, como é o caso da truta e dos seus habitats. Aplicando a mesma abordagem noutras bacias hidrográficas, sobretudo onde ocorram os dois ecótipos da espécie, representará uma mais-valia no que toca à gestão deste recurso a nível nacional.

6. Referências bibliográficas

- Aarestrup, K., & Jepsen, N. (1998). Spawning migration of sea trout (*Salmo trutta* (L)) in a Danish river. Em: J. P. Lagardère, M. L. Bégout Anras & G. Claireaux (Eds.), *Advances in Invertebrates and Fish Telemetry*, (pp. 275-281). Dordrecht: Springer.
- Aarestrup, K., & Koed, A. (2003). Survival of migrating sea trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts negotiating weirs in small Danish rivers. *Ecology of Freshwater Fish*, 12(3), 169-176.
- Aarestrup, K., Jepsen, N., & Thorstad, E. B. (2018). Brown Trout on the Move—Migration Ecology and Methodology. Em: J. Lobón-Cerviá, N. Sanz (Eds.), *Brown Trout: Biology, Ecology and Management*, (pp. 401–444). Hoboken, New Jersey: Wiley.
- Albanese, B., Angermeier, P. L., & Dorai-Raj, S. (2004). Ecological correlates of fish movement in a network of Virginia streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(6), 857-869.
- Alexandre, C. M., & Almeida, P. R. (2009). The impact of small physical obstacles on the structure of freshwater fish assemblages. *River Research and Applications*, 26(8), 977-994.
- Alexandre, C. M., Almeida, P. R., Neves, T., Mateus, C. S., Costa, J. L., & Quintella, B. R. (2016). Effects of flow regulation on the movement patterns and habitat use of a potamodromous cyprinid species. *Ecohydrology*, 9(2), 326-340.
- Almeida, P. Q., Quintella, B., Mateus, C. S., Alexandre, C. M., Cardoso, G., Belo, A. F., ... (2015). *Programa de Monitorização da Passagem Para Peixes do Açude-Ponte de Coimbra*. (Contrato N.º 2012/017/APA, I.P.). Évora, Universidade de Évora.
- Almeida, P. R., Quintella, B. R., Mateus, C. S., Alexandre, C. M., Pereira, E., Cardoso, G., ... (2016). *Reabilitação dos Habitats de Peixes Diádromos na Bacia Hidrográfica do Mondego*. Évora: Universidade de Évora.
- Almeida, P. R., Quintella, B. R., Mateus, C.S., Alexandre, C.M., & Pedro, S. (2018). Diadromous fish in Portugal: status, threats and management guidelines. Em: T.Bebiano, I. Carvalho, J. Gameiro, & J. Guerreiro (Eds.), *Sustainable development of the ocean: A necessity* (pp. 189-213). Faro: Universidade do Algarve

- Almodóvar, A., Nicola, G. G., & Elvira, B. (2006). Spatial variation in brown trout production: the role of environmental factors. *Transactions of the American Fisheries Society*, 135(5), 1348-1360.
- Almodóvar, A., Nicola, G. G., Ayllón, D., & Elvira, B. (2011). Global warming threatens the persistence of Mediterranean brown trout. *Global Change Biology*, 18(5), 1549-1560.
- Andrade, R. S. L. D. (2020). *Estudo do comportamento migratório da truta (Salmo trutta L.) no limite sul de sua distribuição* (Dissertação de Mestrado). Universidade de Évora, Évora, Portugal
- Aparicio, E., Rocaspana, R., de Sostoa, A., Palau-Ibars, A., & Alcaraz, C. (2018). Movements and dispersal of brown trout (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) in Mediterranean streams: influence of habitat and biotic factors. *PeerJ*, 6, e5730.
- Aparicio, E., Rocaspana, R., Palau-Ibars, A., de Sostoa, A., & Alcaraz, C. (2022). Life history traits of Mediterranean brown trout (*Salmo trutta* complex) in Pyrenean headwater streams. *Ichthyological Research*, 1-9.
- Armstrong, J. D., Kemp, P. S., Kennedy, G. J. A., Ladle, M., & Milner, N. J. (2003). Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries research*, 62(2), 143-170.
- Arnekleiv, J. V., & Rønning, L. (2004). Migratory patterns and return to the catch site of adult brown trout (*Salmo trutta* L.) in a regulated river. *River Research and Applications*, 20(8), 929-942.
- Arslan, M., Yıldırım, A., & Bektaş, S. (2004). Length-weight relationship of brown trout, *Salmo trutta* L., inhabiting Kan stream, Coruh Basin, north-eastern Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 4(1).
- Ayllón, D., Almodóvar, A., Nicola, G. G., & Elvira, B. (2009). Interactive effects of cover and hydraulics on brown trout habitat selection patterns. *River Research and Applications*, 25(8), 1051-1065.
- Ayllón, D., Railsback, S. F., Vincenzi, S., Groeneveld, J., Almodóvar, A., & Grimm, V. (2016). InSTREAM-Gen: Modelling eco-evolutionary dynamics of trout populations under anthropogenic environmental change. *Ecological Modelling*, 326, 36–53.
- Baglinière, J. L., Hamelet, V., Guéraud, F., Aymes, J-C., Goulon, C., Richard, A., ... (2020) *Guide to the interpretation of the scales and the estimations of the age of Brown trout (Salmo trutta) from the French population*. French Biodiversity Agency
- Barnham, C., Baxter, A. (1998). Condition Factor, K, for salmonid fish. *Fisheries notes*.
- Barry, J., McLoone, P., Fitzgerald, C. J., & King, J. J. (2020). The spatial ecology of brown trout (*Salmo trutta*) and dace (*Leuciscus leuciscus*) in an artificially impounded riverine habitat: results from an acoustic telemetry study. *Aquatic Sciences*, 82(3), 1-11.
- Barton, B. A. (1996). General Biology of Salmonids. Em: W. Pennell, B.A. Barton (Eds.), *Principles of Salmonid Culture*. The Netherlands: Elsevier.
- Benitez, J. P., Matondo, B. N., Dierckx, A., & Ovidio, M. (2015). An overview of potamodromous fish upstream movements in medium-sized rivers, by means of fish passes monitoring. *Aquatic Ecology*, 49(4), 481-497.

- Bernatchez, L. (2001). The evolutionary history of brown trout (*Salmo trutta* L.) inferred from phylogeographic, nested clade, and mismatch analyses of mitochondrial DNA variation. *Evolution*, 55(2), 351-379.
- Birnie-Gauvin, K., Aarestrup, K., Riis, T. M., Jepsen, N., & Koed, A. (2017a). Shining a light on the loss of rheophilic fish habitat in lowland rivers as a forgotten consequence of barriers, and its implications for management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27(6), 1345-1349.
- Birnie-Gauvin, K., Larsen, M. H., Nielsen, J., & Aarestrup, K. (2017b). 30 years of data reveal dramatic increase in abundance of brown trout following the removal of a small hydrodam. *Journal of environmental management*, 204, 467-471.
- Birnie-Gauvin, K., Thorstad, E. B., & Aarestrup, K. (2019). Overlooked aspects of the *Salmo salar* and *Salmo trutta* lifecycles. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 29(4), 749-766.
- Blicharska, M., & Rönnbäck, P. (2018). Recreational fishing for sea trout - Resource for whom and to what value? *Fisheries Research*, 204, 380-389.
- Branco, P., Segurado, P., Santos, J. M., Pinheiro, P., & Ferreira, M. T. (2012). Does longitudinal connectivity loss affect the distribution of freshwater fish?. *Ecological Engineering*, 48, 70-78.
- Brönmark, C., Hulthén, K., Nilsson, P. A., Skov, C., Hansson, L. A., Brodersen, J., & Chapman, B. B. (2014). There and back again: migration in freshwater fishes. *Canadian Journal of Zoology*, 92(6), 467-479.
- Budy, P., & Gaeta, J. W. (2018). Brown trout as an invader: A Synthesis of problems and perspectives in North America. Em: J. Lobón-Cerviá, N. Sanz (Eds.), *Brown trout: Biology, Ecology, and Management*, (pp. 525-534). Hoboken, New Jersey: Wiley.
- Butler, J. R., Radford, A., Riddington, G., & Laughton, R. (2009). Evaluating an ecosystem service provided by Atlantic salmon, sea trout and other fish species in the River Spey, Scotland: the economic impact of recreational rod fisheries. *Fisheries Research*, 96(2-3), 259-266.
- Caballero, P., Cobo, F., & González, M. A. (2006). Life history of a sea trout (*Salmo trutta* L.) population from the north-west Iberian Peninsula (River Ulla, Galicia, Spain). Em: G. Harris & N. Milner (Eds.) *Sea trout: Biology, Conservation and Management* (pp. 234-247). Oxford, Blackwell Publishing Ltd.
- Cabral, M. J., Almeida, J., Almeida, P. R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., ... & Santos-Reis, M., (2005). *Livro vermelho dos vertebrados de Portugal*. Instituto de Conservação da Natureza.
- Câmara Municipal de Penacova (2021). <http://www.cm-penacova.pt>. Acedido a 26/12/2021.
- Chapman, B. B., Hulthén, K., Brodersen, J., Nilsson, P. A., Skov, C., Hansson, L. A., & Brönmark, C. (2012). Partial migration in fishes: causes and consequences. *Journal of fish biology*, 81(2), 456-478.
- Chapman, B., Brönmark, C., Nilsson, J. Å., & Hansson, L. A. (2011). Partial migration: an introduction. *Oikos*, 120(12), 1761-1763.

- Clapp, D. F., Clark Jr, R. D., & Diana, J. S. (1990). Range, activity, and habitat of large, free-ranging brown trout in a Michigan stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 119(6), 1022-1034.
- COASTNET (2021). Portuguese Coastal Monitoring Network. <https://coastnet.pt>. Acedido a 27/12/2021.
- Collares-Pereira, M. J., Alves, M. J., Ribeiro, F., Domingos, I., Almeida, P. R., da Costa, L., ... & Magalhães, M. F. (2021). *Guia dos peixes de água doce e migradores de Portugal Continental*. Porto.: Edições Afrontamento.
- Cooke, S. J. (2008). Biotelemetry and biologging in endangered species research and animal conservation: relevance to regional, national, and IUCN Red List threat assessments. *Endangered species research*, 4, 165-185.
- Cooke, S. J., & Cowx, I. G. (2006). Contrasting recreational and commercial fishing: searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biological conservation*, 128(1), 93-108.
- Cooke, S. J., Hinch, S. G., Wikelski, M., Andrews, R. D., Kuchel, L. J., Wolcott, T. G., & Butler, P. J. (2004). Biotelemetry: a mechanistic approach to ecology. *Trends in ecology & evolution*, 19(6), 334-343.
- Crook, D. A. (2004). Is the home range concept compatible with the movements of two species of lowland river fish?. *Journal of Animal Ecology*, 73(2), 353-366.
- Crossin, G. T., Hinch, S. G., Farrell, A. P., Higgs, D. A., Lotto, A. G., Oakes, J. D., & Healey, M. C. (2004). Energetics and morphology of sockeye salmon: effects of upriver migratory distance and elevation. *Journal of Fish Biology*, 65(3), 788-810.
- Cunjak, R. A., & Power, G. (1987). The feeding and energetics of stream-resident trout in winter. *Journal of Fish Biology*, 31(4), 493-511.
- DeCelles, G., & Zemeckis, D. (2014). Acoustic and radio telemetry. Em: X. C. Steven, A. K. Lisa & M. Stefano (Eds.), *Stock identification methods* (pp. 397-428). Florida, USA: Academic Press
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., J. R., ... & Lautenbach, S. (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27-46.
- Dunham, J., Vinyard, G., & Rieman, B. (1997). Habitat Fragmentation and Extinction Risk of Lahontan Cutthroat Trout. *North American Journal Of Fisheries Management*, 17(4), 1126-1133.
- Egglshaw, H. J., & Shackley, P. E. (1977). Growth, survival and production of juvenile salmon and trout in a Scottish stream, 1966–75. *Journal of fish biology*, 11(6), 647-672.
- Elliott, J., & Elliott, J. (2010). Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology*, 77(8), 1793–1817.
- ESRI (2019). ArcGIS 10.7.1 for Desktop. Environmental System Research Institute, Redlands, California.
- Félix, P. M. (2021). Early settlement and growth of stocked European glass eels in a fragmented watercourse. *Fisheries Management and Ecology*, 28(1), 91-100.

- Félix, P. M., Costa, J. L., Quintella, B. R., Almeida, P. R., Monteiro, R., Santos, J., ... & Domingos, I. (2021). Early settlement and growth of stocked European glass eels in a fragmented watercourse. *Fisheries Management and Ecology*, 28(1), 91-100.
- Ferguson, A., Reed, T. E., Cross, T. F., McGinnity, P. & Prodöhl, P. A. (2019). Anadromy, potamodromy and residency in brown trout *Salmo trutta*: the role of genes and the environment. *Journal of Fish Biology*, 95(3), 692–718.
- Filipe, A. F., Markovic, D., Pletterbauer, F., Tisseuil, C., De Wever, A., Schmutz, S., ... & Freyhof, J. (2013). Forecasting fish distribution along stream networks: brown trout (*Salmo trutta*) in Europe. *Diversity and Distributions*, 19(8), 1059-1071.
- Flaten, A. C., Davidsen, J. G., Thorstad, E. B., Whoriskey, F., Rønning, L., Sjørnsen, A. D., ... & Arnekleiv, J. V. (2016). The first months at sea: Marine migration and habitat use of sea trout *Salmo trutta* post-smolts. *Journal of Fish Biology*, 89(3), 1624-1640.
- Flávio, H., & Baktoft, H. (2021). actel: Standardised analysis of acoustic telemetry data from animals moving through receiver arrays. *Methods in Ecology and Evolution*, 12(1), 196-203.
- Forseth, T., & Jonsson, B. (1994). The growth and food ration of piscivorous brown trout (*Salmo trutta*). *Functional Ecology*, 8, 171-177.
- Forseth, T., Barlaup, B. T., Finstad, B., Fiske, P., Gjørseter, H., Falkegård, M., ... & Wennevik, V. (2017). The major threats to Atlantic salmon in Norway. *ICES Journal of Marine Science*, 74(6), 1496-1513.
- Franquesa, R., Gordo, A., Mina, T., Nuss, S., & Borrego, J. R. (2004). The recreational fishing in the Central and Western European Mediterranean frame. *GEM-UB. Universitat de Barcelona*, 15.
- García-Vega, A., Fuentes-Pérez, J. F., Leunda Urretabizkaia, P. M., Ardaiz Ganuza, J., & Sanz-Ronda, F. J. (2021). Upstream migration of anadromous and potamodromous brown trout: patterns and triggers in a 25-year overview. *Hydrobiologia*, 849(1), 197-213.
- García-Vega, A., Leunda, P. M., Ardaiz, J., & Sanz-Ronda, F. J. (2020). Effect of restoration measures in Atlantic rivers: A 25-year overview of sea and riverine brown trout populations in the River Bidasoa. *Fisheries Management and Ecology*, 27(6), 580-590.
- García-Vega, A., Ronda, F. J. S., Pérez, J. F. F., Córdoba, F. J. B., & Urretabizkaia, P. L. (2019). Influencia del régimen de caudales en los movimientos reproductivos de la trucha común en la Península Ibérica. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 45(1), 251-260.
- García-Vega, A., Sanz-Ronda, F. J., & Fuentes-Pérez, J. F. (2017). Seasonal and daily upstream movements of brown trout *Salmo trutta* in an Iberian regulated river. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (418), 9.
- García-Vega, A., Sanz-Ronda, F. J., Celestino, L. F., Makrakis, S., & Leunda, P. M. (2018). Potamodromous brown trout movements in the North of the Iberian Peninsula: Modelling past, present and future based on continuous fishway monitoring. *Science of the Total Environment*, 640, 1521-1536.
- Gargan, P. G., Kelly, F. L., Shephard, S., & Whelan, K. F. (2016). Temporal variation in sea trout *Salmo trutta* life history traits in the Erriff River, western Ireland. *Aquaculture Environment Interactions*, 8, 675-689.

- Gasith, A., & Resh, V. (1999). Streams in Mediterranean Climate Regions: Abiotic Influences and Biotic Responses to Predictable Seasonal Events. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30(1), 51-81.
- Gauld, N. R., Campbell, R. N. B., & Lucas, M. C. (2016). Salmon and sea trout spawning migration in the River Tweed: telemetry-derived insights for management. *Hydrobiologia*, 767(1), 111-123.
- González, C. A., Rubial, J. G. & Jalón, D. G. (2017). Trucha común– *Salmo trutta* Linnaeus, 1758. Em: J. J. Sanz, & B. Elvira (Eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Madrid, Spain: Museu Nacional de Ciencias Naturales
- González-Ferreras, A. M., Bertuzzo, E., Barquín, J., Carraro, L., Alonso, C., & Rinaldo, A. (2019). Effects of altered river network connectivity on the distribution of *Salmo trutta*: Insights from a metapopulation model. *Freshwater Biology*, 64(11), 1877-1895.
- Gorman, O. T., & Karr, J. R. (1978). Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59(3), 507-515.
- Gosset, C., Rives, J., & Labonne, J. (2006). Effect of habitat fragmentation on spawning migration of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Ecology of Freshwater fish*, 15(3), 247-254.
- Graham, C. T., & Harrod, C. (2009). Implications of climate change for the fishes of the British Isles. *Journal of Fish Biology*, 74(6), 1143–1205.
- Heggenes, J., Omholt, P. K., Kristiansen, J. R., Sageie, J., Økland, F., Dokk, J. G., & Beere, M. C. (2007). Movements by wild brown trout in a boreal river: response to habitat and flow contrasts. *Fisheries Management and Ecology*, 14(5), 333-342.
- Heino, J., Erkinaro, J., Huusko, A., & Luoto, M. (2016). Climate change effects on freshwater fishes, conservation and management. Em: P. C. Gerard, K. Martin & D.O. Julian (Eds.), *Conservation of Freshwater Fishes* (pp. 76-106). Cambridge: Cambridge University Press.
- Hockersmith, E. E., & Beeman, J. W. (2012). A history of telemetry in fishery research. Em: N. S. Adams, J. W. Beeman & J. H. Eiler (Eds.), *Telemetry techniques: a user guide for fisheries research* (pp. 542).
- Höjesjö, J., Walker, A., Aarestrup, K., Alexandre, C., Bernaś, R., Debowski, P., ... (2020). Working Group with the Aim to Develop Assessment Models and Establish Biological Reference Points for Sea Trout (Anadromous *Salmo trutta*) Populations (WGTRUTTA; outputs from 2019 meeting). Em: J. Höjesjö & A. Walker, *ICES Scientific Reports*, 2:59, 59.
- Holt, E. A., & Miller, S. W. (2011). Bioindicators: using organisms to measure. *Nature*, 3, 8-13.
- Huusko, A., Vainikka, A., Syrjänen, J. T., Orell, P., Louhi, P., & Vehanen, T. (2018). Life-history of the adfluvial brown trout (*Salmo trutta* L.) in eastern Fennoscandia. Em: J. Lobón-Cerviá, N. Sanz (Eds.), *Brown trout: Biology, Ecology and Management* (pp. 267-295). Hoboken, New Jersey: Wiley.
- ICNF (2022a). Edital Zona de Pesca Profissional do Baixo Mondego. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Acedido a 14/02/2022.
- ICNF (2022b). Edital Zona de Pesca Profissional do Médio Mondego. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Acedido a 14/02/2022.

- Javierre, P. C., Vieira-Lanero, R., & Gradín, F. C. (2018). Sea trout (*Salmo trutta*) in Galicia (NW Spain). Em: J. Lobón-Cerviá, N. Sanz (Eds.), *Brown trout: Biology, Ecology and Management*, (pp. 445-482). Hoboken, New Jersey: Wiley.
- Jensen, A. J., & Johnsen, B. O. (1999). The functional relationship between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Functional Ecology*, *13*(6), 778-785.
- Jensen, H., Kiljunen, M., & Amundsen, P. A. (2012). Dietary ontogeny and niche shift to piscivory in lacustrine brown trout *Salmo trutta* revealed by stomach content and stable isotope analyses. *Journal of fish biology*, *80*(7), 2448-2462.
- Jepsen, N., Pedersen, S., & Thorstad, E. (2000). Behavioural interactions between prey (trout smolts) and predators (pike and pikeperch) in an impounded river. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, *16*(2), 189-198.
- Jones, P., & Closs, G. (2018). The introduction of brown trout to New Zealand and their impact on native fish communities. Em: J. Lobón-Cerviá, N. Sanz (Eds.), *Brown Trout: Biology, Ecology and Management*, (pp. 545-567). Hoboken, New Jersey: Wiley.
- Jonsson, B., & Jonsson, N. (1993). Partial migration: niche shift versus sexual maturation in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, *3*(4), 348-365.
- Jonsson, B., & Jonsson, N. (2011). Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout: Habitat as a template for life histories. Em: É. Lőrinczi, *Fish & Fisheries Series* (Vo. 33, 708). Netherlands: Springer
- Jonsson, N. (1991). Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic Journal of Freshwater Research*, *66*, 20–35.
- Keeley, E. R., & Grant, J. W. (2001). Prey size of salmonid fishes in streams, lakes, and oceans. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *58*(6), 1122-1132.
- Klemetsen, A., Amundsen, P. A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. F., & Mortensen, E. (2003). Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of freshwater fish*, *12*(1), 1-59.
- Kristensen, M. L., Righton, D., del Villar-Guerra, D., Baktoft, H., & Aarestrup, K. (2018). Temperature and depth preferences of adult sea trout *Salmo trutta* during the marine migration phase. *Marine Ecology Progress Series*, *599*, 209-224.
- L'Abée-Lund, J. H. (1991). Variation within and between rivers in adult size and sea age at maturity of anadromous brown trout, *Salmo trutta*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *48*(6), 1015-1021.
- Lahnsteiner, F., & Leitner, S. (2013). Effect of temperature on gametogenesis and gamete quality in brown trout, *Salmo trutta*. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology*, *319*(3), 138-148.
- Larinier, M., & Marmulla, G. (2004). Fish passes: types, principles and geographical distribution-an overview. Em: R. L. Welcomme & T. Petr (Eds.), *Proceedings of the second international symposium on the management of large rivers for fisheries* (Vol. 2, pp. 183-206). Bangkok, Thailand: RAP publication.

- Lassalle, G., & Rochard, E. (2009). Impact of twenty-first century climate change on diadromous fish spread over Europe, North Africa and the Middle East. *Global Change Biology*, 15(5), 1072–1089.
- Le Cren, E. D. (1951). The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *The Journal of Animal Ecology*, 20(2), 201-219.
- Lejk, A. M., Smoliński, S., Radtke, G., & Martyniak, A. (2021). Higher growth variability and stronger responses to temperature changes in wild than hatchery-reared sea trout (*Salmo trutta* L.). *Ecology and Evolution*, 11(15), 10207-10224.
- Lemopoulos, A., Uusi-Heikkilä, S., Huusko, A., Vasemägi, A., & Vainikka, A. (2018). Comparison of migratory and resident populations of brown trout reveals candidate genes for migration tendency. *Genome Biology and Evolution*, 10(6), 1493-1503.
- Leunda, P. M., Oscoz, J., & Miranda, R. (2006). Length-weight relationships of fishes from tributaries of the Ebro River, Spain. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 299-300.
- Liu, Y., Bailey, J. L., & Davidsen, J. G. (2019). Social-cultural ecosystem services of sea trout recreational fishing in Norway. *Frontiers in marine science*, 6, 178.
- Lobón-Cerviá, J. (2007). Density-dependent growth in stream-living Brown Trout (*Salmo trutta* L.). *Functional Ecology*, 21(1), 117-124.
- Lobón-Cerviá, J. (2017). Introduction: princess of the streams: the brown trout *Salmo trutta* L. as aquatic royalty. Em: J. Lobón-Cerviá, N. Sanz (Eds.), *Brown Trout: Biology, Ecology and Management*, (pp. 1-13). Hoboken, New Jersey: Wiley.
- Lobón-Cerviá, J., & Mortensen, E. (2005). Population size in stream-living juveniles of lake-migratory brown trout *Salmo trutta* L.: The importance of stream discharge and temperature. *Ecology of Freshwater Fish*, 14(4), 394–401.
- Lucas, M. C., & Baras, E. (2000). Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and fisheries*, 1(4), 283-316.
- Lucas, M. C., Baras, E., Thom, T. J., Ducan, A., Slavík, O. (2001). *Migration of freshwater fishes*. Oxford, UK: Wiley Online Library.
- Lusardi, R. A., & Moyle, P. B. (2017). Two-way trap and haul as a conservation strategy for anadromous salmonids. *Fisheries*, 42(9), 478-487.
- Maia, C. (2003). *Estratégias de ciclo de vida das populações de truta, Salmo trutta L., na bacia hidrográfica do rio Lima* (Dissertação de Doutoramento). Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto, Portugal.
- Mas-Martí, E., García-Berthou, E., Sabater, S., Tomanova, S., & Munoz, I. (2010). Comparing fish assemblages and trophic ecology of permanent and intermittent reaches in a Mediterranean stream. Em: R.J. Stevenson, S. Sabater (Eds.), *Global Change and River Ecosystems - Implications for Structure, Function and Ecosystem Services* (pp. 167-180). Dordrecht: Springer.
- McCluney, K. E., Poff, N. L., Palmer, M. A., Thorp, J. H., Poole, G. C., Williams, B. S., ... & Baron, J. S. (2014). Riverine macrosystems ecology: sensitivity, resistance, and resilience of whole river basins with human alterations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(1), 48 58.

- Meredith, C. S., Budy, P., & Schmidt, J. C. (2018). Scour depths at sites selected for spawning by brown trout (*Salmo trutta*) along a longitudinal gradient of a North American mountain river. *River Research and Applications*, 34(7), 786-796.
- Moog, O. (1993). Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers: Research & Management*, 8(1-2), 5-14.
- Muñoz-Mas, R., Marcos-García, P., López-Nicolás, A., Martínez- García, F. J., Pulido-Velázquez, M., & Martínez-Capel, F. (2018). Combining literature-based and data-driven fuzzy models to predict brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning habitat degradation induced by climate change. *Ecological Modelling*, 386, 98–114.
- Nicola, G. G., & Almodóvar, A. (2002). Reproductive traits of stream-dwelling brown trout *Salmo trutta* in contrasting neighbouring rivers of central Spain. *Freshwater Biology*, 47(8), 1353-1365.
- Nielsen, C., Aarestrup, K., & Madsen, S. S. (2006). Comparison of physiological smolt status in descending and nondescending wild brown trout (*Salmo trutta*) in a Danish stream. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(2), 229-236.
- Nielsen, C., Aarestrup, K., Nørum, U., & Madsen, S. S. (2003). Pre-migratory differentiation of wild brown trout into migrant and resident individuals. *Journal of Fish Biology*, 63(5), 1184-1196.
- Nilsson, C., & Jansson, R. (1995). Floristic differences between riparian corridors of regulated and free-flowing boreal rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11(1), 55-66.
- Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M., & Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308 (5720), 405-408.
- Northcote, T. G., & Lobón-Cerviá, J. (2008). Increasing experimental approaches in stream trout research—1987–2006. *Ecology of freshwater fish*, 17(2), 349-361.
- Novais, D. (2012). *Biologia, ecologia e pesca desportiva da truta, Salmo trutta morpha fario L., no rio Vez* (Dissertação de mestrado). Instituto de Ciências Biomédias Abel Salazar da Universidade do Porto, Porto, Portugal.
- Ojanguren, A. F., Reyes-Gavilán, F. G., & Braña, F. (2001). Thermal sensitivity of growth, food intake and activity of juvenile brown trout. *Journal of thermal biology*, 26(3), 165-170.
- Oliveira, I. C., Alexandre, C. M., Quintella, B. R., & Almeida, P. R. (2020). Impact of flow regulation for hydroelectric production in the movement patterns, growth and condition of a potamodromous fish species. *Ecohydrology*, 13(8), 2250.
- Ordeix, M., Pou-Rovira, Q., Sellares, N., Bardina, M., Casamitjana, A., Solà, C., & Munné, A. (2011). Fish pass assessment in the rivers of Catalonia (NE Iberian Peninsula). A case study of weirs associated with hydropower plants and gauging stations. *Limnetica*, 30(2), 405-426.
- Oscoz, J., Campos, F., & Escala, M. C. (2005). Weight–length relationships of some fish species of the Iberian Peninsula. *Journal of Applied Ichthyology*, 21(1), 73-74.
- Ovidio, M., Baras, E., Goffaux, D., Birtles, C., & Philippart, J. C. (1998). Environmental unpredictability rules the autumn migration of brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Belgian Ardennes. Em: J-P. Lagardère, M-L. B. Anras & G. Claireaux (Eds.), *Advances in invertebrates and fish telemetry* (pp. 263-274). Dordrecht: Springer

- Ovidio, M., E. Baras, D. Goffaux, F. Giroux & J. C. Philippart, (2002). Seasonal variations of activity pattern of brown trout (*Salmo trutta*) in a small stream, as determined by radio-telemetry. *Hydrobiologia*, 470 (1-3): 195–202.
- Parra, I., Almodóvar, A., Ayllón, D., Nicola, G. G., & Elvira, B. (2012). Unravelling the effects of water temperature and density dependence on the spatial variation of brown trout (*Salmo trutta*) body size. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(5), 821-832.
- Parra, I., Almodóvar, A., Nicola, G. G., & Elvira, B. (2009). Latitudinal and altitudinal growth patterns of brown trout *Salmo trutta* at different spatial scales. *Journal of Fish Biology*, 74(10), 2355-2373.
- Pereira, E. C. D. (2014). *Avaliação da eficiência da passagem para peixes do Açude-Ponte de Coimbra para espécies migradoras* (Dissertação de Mestrado). Universidade de Évora, Évora, Portugal.
- Poff, N. L., & Hart, D. D. (2002). How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal: an ecological classification of dams is needed to characterize how the tremendous variation in the size, operational mode, age, and number of dams in a river basin influences the potential for restoring regulated rivers via dam removal. *BioScience*, 52(8), 659-668.
- Quinn, J. W., & Kwak, T. J. (2011). Movement and survival of brown trout and rainbow trout in an Ozark Tailwater river. *North American Journal of Fisheries Management*, 31(2), 299-304.
- Rasmussen, G. (2018). Population dynamics of juvenile brown trout (*Salmo trutta* L.), recruitment, mortality, biological production and smolt yield in two Danish baecks. Em: J. Lobón-Cerviá, N. Sanz (Eds.) *Brown trout: Biology, Ecology and Management*, (pp. 319-367). Hoboken, New Jersey: Wiley.
- Rasmussen, J. E., & Belk, M. C. (2017). Individual movement of stream fishes: linking ecological drivers with evolutionary processes. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 25(1), 70-83.
- Réalís-Doyelle, E., Gisbert, E., Alcaraz, C., Teletchea, F., & Pasquet, A. (2018). Temperature affects growth allometry and development patterns in brown trout (*Salmo trutta*) fry: a multitrait approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75(5), 714-722.
- Réalís-Doyelle, E., Pasquet, A., De Charleroy, D., Fontaine, P., & Teletchea, F. (2016). Strong Effects of Temperature on the Early Life Stages of a Cold Stenothermal Fish Species, Brown Trout (*Salmo trutta* L.). *PLOS ONE*, 11(5), 155487.
- Riedl, C., & Peter, A. (2013). Timing of brown trout spawning in Alpine rivers with special consideration of egg burial depth. *Ecology of Freshwater Fish*, 22(3), 384–397.
- Rocaspana, R., Aparicio, E., Palau-Ibars, A., Guillem, R., & Alcaraz, C. (2019). Hydropeaking effects on movement patterns of brown trout (*Salmo trutta* L.). *River Research and Applications*, 35(6), 646-655.
- RStudio Team (2021). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>
- Sá, F. (2021). *Estado de populações de truta-de-rio em Portugal: influência de fatores ambientais, bióticos e do ordenamento da pesca* (Dissertação de Mestrado). Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.

- Sánchez-Hernández, J., Servia, M. J., Vieira, R., Barca Bravo, S., & Cobo, F. (2012). References data on the growth and population parameters of brown trout in siliceous rivers of Galicia (NW Spain). *Limnetica*, 31(2), 273-288.
- Santiago, J. M., Alonso, C., Garcia de Jalon, D., Solana-Gutiérrez, J., & Muñoz-Mas, R. (2020). Effects of climate change on the life stages of stream-dwelling brown trout (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) at the rear edge of their native distribution range. *Ecohydrology*, 13(7), 2241.
- Santiago, J. M., Garcia de Jalon, D., Alonso, C., Solana, J., Ribalaygua, J., Pórtoles, J., & Monjo, R. (2016). Brown trout thermal niche and climate change: Expected changes in the distribution of cold-water fish in central Spain. *Ecohydrology*, 9(3), 514-528.
- Santiago, J. M., Muñoz-Mas, R., Solana, J., García de Jalón, D., Alonso, C., Martínez-Capel, F., ... Ribalaygua, J. (2017). Waning habitats due to climate change: the effects of changes in streamflow and temperature at the rear edge of the distribution of a cold-water fish. *Hydrology and Earth Systems Science*, 21(8), 4073–4101.
- Santo, M. (2005). Dispositivos de passagem para peixes em Portugal. *Direcção-Geral dos Recursos Florestais: Lisboa, Portugal*, 137.
- Santos, J. M., Ferreira, M. T., Godinho, F. N., & Bochechas, J. (2002). Performance of fish lift recently built at the Touvedo Dam on the Lima River, Portugal. *Journal of Applied Ichthyology*, 18 (2), 118-123.
- Santos, M. (2014). *Bioecologia e Conservação das Populações de Salmo trutta (L.) na Bacia hidrográfica do Rio Tua (NE Portugal)* (Dissertação de Mestrado). Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, Portugal.
- Spina, A. P. (2001). Incubation discharge and aspects of brown trout population dynamics. *Transactions of the American Fisheries Society*, 130(2), 322-327.
- Symonds, M. R., & Moussalli, A. (2011). A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65(1), 13-21.
- TANIR, Ö. Z., & FAKIOĞLU, Ö. (2017). Density, Biomass and Length-Weight Relationship of Brown Trout (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) Population in the Çoruh River Basin, North-Eastern Anatolia, Turkey. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 3(3), 129-136.
- Taylor, M. K., Hasler, C. T., Findlay, C. S., Lewis, B., Schmidt, D. C., Hinch, S. G., & Cooke, S. J. (2014). Hydrologic correlates of bull trout (*Salvelinus confluentus*) swimming activity in a hydropeaking river. *River research and applications*, 30(6), 756-765.
- Thorstad, E. B., Whoriskey, F., Uglem, I., Moore, A., Rikardsen, A. H., & Finstad, B. (2012). A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. *Journal of fish biology*, 81(2), 500-542.
- Thorsteinsson, V. (2002). Tagging methods for stock assessment and research in fisheries. Report of concerted action FAIR CT.96.1394 (CATAG)). Reykjavik, Marine Research Institute Technical Report, (79), 179.
- Unfer, G., Hauer, C., & Lautsch, E. (2011). The influence of hydrology on the recruitment of brown trout in an Alpine river, the Ybbs River, Austria. *Ecology of Freshwater Fish*, 20(3), 438-448.

- Vieira, S. (2011). *O Rio Vez – Ordenamento Aquícola e a Gestão Sustentável da Espécie Piscícola Salmo trutta* (Dissertação de Mestrado). Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Castelo Branco, Castelo Branco, Portugal.
- Worton, B. J. (1989). Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70(1), 164-168.
- Young, M. K. (1994). Mobility of brown trout in south-central Wyoming streams. *Canadian Journal of Zoology*, 72(12), 2078-2083.

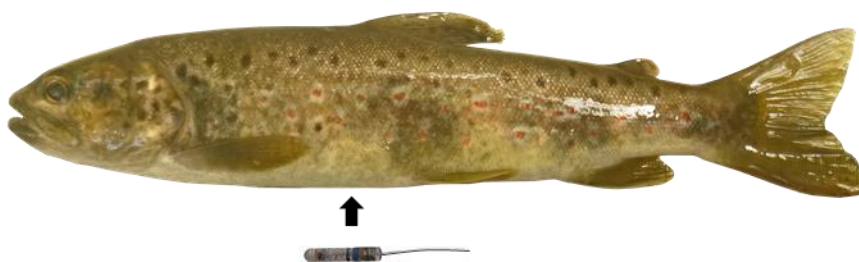
7. Anexos

ANEXO A



Sr. Pescador

NO ÂMBITO DO PROJETO Diades, FORAM MARCADAS 10 TRUTAS-DE-RIO E 10 TRUTAS-MARISCAS NO RIO MONDEGO COM UMA MARCA INTERNA ALOJADA NA CAVIDADE CORPORAL, APRESENTANDO UMA ANTENA EXTERNA VISÍVEL.



SE CAPTURAR UMA DESTAS TRUTAS, AGRADECEMOS QUE REGISTE A DATA E O LOCAL DE CAPTURA, E O DEVOLVA À ÁGUA PARA PODERMOS CONTINUAR O ESTUDO.

SE NÃO FOR POSSÍVEL LIBERTAR A TRUTA EM BOAS CONDIÇÕES, PEDIMOS QUE NOS DEVOLVA POR FAVOR O TRANSMISSOR (CHIP).

PARA SABER MAIS SOBRE O PROJETO Diades, CONSULTE O SITE: DIADES.EU

AS INFORMAÇÕES DEVEM SER ENVIADAS PARA OS SEGUINTE CONTACTOS:

96* * ****

Carlos Alexandre

96* * ****

Sara Silva

93* * ****

Ana Rita Ribeiro

Financiado por:

