



**Avaliação dos efeitos de pequenos açudes na biodiversidade  
de rios: O caso do Rio Maças na proximidade da Estação de  
Tratamento de Águas de Vimioso**

**Guilherme Antonio Dadalt Santos**

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do  
Grau de Mestre em Gestão de Recursos Florestais*

**Orientado por**

**Professor Doutor Amílcar António Teiga Teixeira (CIMO - IPB)**

**BRAGANÇA  
2023**

## **Agradecimentos**

Agradeço a todos que participaram na minha formação académica até chegar à conclusão desta dissertação e que de alguma forma me ajudaram, muito em particular:

Ao Professor Doutor Amílcar Teixeira, do Centro de Investigação de Montanha do Instituto Politécnico de Bragança pela orientação e ensinamentos transmitidos. Agradeço ainda ao Dr. Fernando Miranda, ao Eng<sup>o</sup> Fernando Teixeira e à Dra Aya Zidouh que sempre estiveram disponíveis para colaborar nos trabalhos de campo e laboratoriais.

À *ORIOCLUS – Ambiente e Eco Turismo Lda* e em particular à Dra Bárbara Fráguas pela possibilidade de realizar o estudo e todo o apoio e simpatia demonstrado.

Agradeço aos meus pais Antonio e Alice por todo apoio e suporte em mais uma etapa da minha vida e a todos familiares que me enviaram boas vibrações.

Agradeço também aos amigos de Assis Chateaubriand, de Bragança e da UTFPR-DV que me fortaleceram e a todos os colegas de mestrado.

*Esta tese de dissertação foi suportada pelo Protocolo de Colaboração estabelecido entre a ORIOLUS – Ambiente e Eco Turismo Lda e a Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança no âmbito do estudo de “Monitorização do Alenteamento do Açude de Captação da ETA do rio Maçãs e Alenteamento, Reforço e Renaturalização do Açude a jusante do Ribeiro de Vale de Pena” inserida no Acompanhamento Ambiental realizado para a Câmara Municipal de Vimioso.*

## Resumo Geral

A biodiversidade de rios está ameaçada por um conjunto de pressões que englobam a poluição e eutrofização da água, a sobrepesca e pesca ilegal, a dispersão de espécies invasoras e a fragmentação e degradação de habitats aquáticos e ribeirinhos, potenciadas por um cenário de alterações climáticas. A escassez de água tem levado à multiplicação de infraestruturas hidráulicas de retenção de água, com a construção de grandes e pequenas barragens e uma multitude de pequenas barreiras (açudes) cujos efeitos na biodiversidade não estão totalmente esclarecidos, em especial nas regiões mediterrânicas. Neste enquadramento, o presente estudo teve como objetivo avaliar os efeitos na biodiversidade de dois açudes construídos no rio Maçãs, primordialmente para assegurar o abastecimento público de Vimioso (NE Portugal). Durante a primavera e verão de 5 anos sucessivos (2018 a 2022) foi monitorizada, através de metodologias definidas pela Diretiva-Quadro da Água, a qualidade ecológica em 4 locais de amostragem situados na proximidade de ambos os açudes. Foi ainda testada a transponibilidade das barreiras pelas espécies piscícolas nativas e analisada a ecologia alimentar da espécie piscícola dominante. Os resultados obtidos mostraram que a qualidade da água não diminuiu significativamente nas albufeiras de ambos os açudes, ao contrário da menor qualidade hidromorfológica (homogeneidade de habitats, degradação da galeria ripícola) e de um substancial decréscimo na diversidade de invertebrados e na abundância de espécies piscícolas nativas. Com efeito, os ambientes lânticos aparecem dominados por espécies exóticas de carácter invasor, originárias da América do Norte, caso de 2 crustáceos, o lagostim-sinal e o lagostim-vermelho, e de um peixe de pequenas dimensões, a perca-sol, mas com impactes negativos nos sistemas aquáticos. A ecologia alimentar da espécie revelou uma elevada capacidade de adaptação a condições adversas severas, sugerindo uma tendência para o domínio avassalador na região, caso os fenómenos hidrológicos extremos prossigam, contribuindo para a diminuição ou desaparecimento de espécies endémicas ameaçadas. A gestão das infraestruturas hidráulicas deverá garantir o cumprimento de caudais ecológicos e a permeabilidade das barreiras, através da implementação de passagens de peixes, de modo a permitir a migração dos peixes nativos, fundamental para o *gene-flow* e para a sua conservação no rio Maçãs.

**Palavras-chave:** barreiras, rios, integridade ecológica, impactes, gestão

## **General Abstract**

The biodiversity of rivers is threatened by a set of pressures that include water pollution and eutrophication, overfishing and illegal fishing, the spread of invasive species and the fragmentation and degradation of aquatic and riparian habitats, boosted by a scenario of climate change. Water scarcity has led, over time, to the multiplication of hydraulic infrastructures for water retention purposes, with the construction of large and small dams and a multitude of small barriers (weirs) whose effects on biodiversity are not fully understood, especially in the Mediterranean regions. In this context, the present study aimed to evaluate the effects on biodiversity of two weirs built on the River Maçãs, primarily to ensure the public supply of Vimioso (NE Portugal). During the spring and summer of 5 successive years (2018 to 2022), the ecological quality of 4 sampling sites defined in lotic and lentic environments, located near the reservoirs, was monitored using methodologies defined by the Water Framework Directive. Studies were also carried out to verify the transposability of the barriers by native fish species and at the feeding ecology of the dominant fish species. The results obtained showed that the water quality did not decrease significantly in the reservoirs of the weirs, contrarily to the lower hydromorphological quality registered (homogeneity of habitats, degradation of the riparian gallery) and a substantial decrease in the diversity of invertebrates and in the abundance of native fish species. Indeed, the lentic environments appear to be dominated by invasive alien species, from North America, such as 2 crustaceans, the signal crayfish and the red swamp crayfish, and of a small fish, the pumpkinseed, known by their negative impacts on the aquatic systems where it has been detected. Furthermore, the food ecology of pumpkinseed revealed a high capacity to adapt to severe adverse conditions, suggesting a tendency towards overwhelming dominance in the region if extreme hydrological phenomena persist, contributing to the decline or disappearance of threatened endemic species. The management of hydraulic infrastructures should guarantee compliance with ecological flows and the permeability of the barriers, through the implementation of fish passages, to allow the migration of native cyprinids and leuciscids, fundamental for the gene-flow and for its conservation in the River Maçãs.

**Keywords: barriers, rivers, ecological integrity, impacts, management**

## Índice

Agradecimentos.....	I
Resumo Geral.....	III
General Abstract.....	IV
Índice de Figuras.....	VII
Índice de Tabelas.....	X
<b>CAPÍTULO 1 . Introdução Geral.....</b>	<b>1</b>
1.1. Construção de barreiras e alterações promovidas nos rios.....	1
1.2. Espécies nativas versus exóticas em ambientes modificados.....	2
1.2.1. Espécies piscícolas autóctones de Portugal.....	4
1.2.2. Espécies piscícolas exóticas em Portugal.....	6
1.3. Avaliação da Qualidade de rios baseada em macroinvertebrados e peixes.....	7
1.4. Objetivos e Estrutura da tese de dissertação.....	9
Referências bibliográficas.....	10
<b>CAPÍTULO 2 . Efeitos de pequenos açudes na diversidade do Rio Maçãs: Avaliação da qualidade biológica baseada nos invertebrados e peixes.....</b>	<b>12</b>
Resumo.....	12
Abstract.....	13
2.1. Introdução.....	14
2.2. Material e Métodos.....	16
2.2.1. Área de estudo e localização das estações de amostragem.....	16
2.2.2. Avaliação do elemento físico-químico da água.....	18
2.2.3. Avaliação do elemento hidromorfológico.....	19
2.2.4. Avaliação do elemento biológico.....	20
2.2.4.1. Comunidades de macroinvertebrados.....	20
2.2.4.2. Comunidades de peixes.....	21
2.2.4.3. Avaliação da transponibilidade pelas espécies-alvo.....	24
2.2.5. Tratamento de dados.....	26
2.2.5.1. Elemento físico-químico da água.....	26
2.2.5.2. Elemento hidromorfológico: River Habitat Survey (RHS).....	26
2.2.5.3. Elemento biológico: macroinvertebrados.....	27
2.2.5.4. Elemento biológico: peixes.....	28
2.2.5.5. Critérios de avaliação da qualidade ecológica.....	29
2.2.6. Monitorização sequencial de stocks de peixes.....	30
2.2.6.1. Marcação dos peixes.....	30
2.2.6.2. Avaliação da Transponibilidade.....	31
2.2.7. Tratamento estatístico.....	32
2.3. Resultados.....	33
2.3.1. Elemento físico-químico da água.....	33

2.3.2. Elemento hidromorfológico.....	36
2.3.3. Elemento Biológico - Macroinvertebrados Bentônicos.....	37
2.3.4. Elemento Biológico - peixes.....	42
2.3.5. Transponibilidade dos açudes .....	49
2.4. Discussão .....	50
2.5. Referências Bibliográficas.....	54
<b>CAPÍTULO 3 . A importância dos açudes na dominância das populações de perca-sol (<i>Lepomis gibbosus</i>): Análise da ecologia alimentar. ....</b>	<b>56</b>
Resumo.....	56
Abstract .....	57
3.1. Introdução.....	58
3.1.1. Objetivos.....	60
3.2. Metodologia .....	61
3.2.1. Área de estudo .....	61
3.2.2. Avaliação do status das populações piscícolas .....	62
3.2.2.1. Amostragem.....	62
3.2.2.2. Relação comprimento – peso das populações de perca-sol.....	62
3.2.2.3. Fator K de condição física das populações de perca-sol.....	62
3.2.3. Análise laboratorial da dieta de perca-sol.....	63
3.2.4. Tratamento de dados .....	63
3.2.5. Tratamento estatístico .....	64
3.3. Resultados .....	65
3.3.1. Composição das populações piscícolas.....	65
3.3.2. Avaliação do status das populações de perca-sol .....	66
3.3.2.1. Relação Comprimento - Peso .....	66
3.3.2.2. Condição física: Fator K de Fulton.....	68
3.3.3. Avaliação da dieta das populações de perca-sol.....	68
3.4. Discussão .....	74
3.5. Referências Bibliográficas.....	76
<b>CAPÍTULO 4 . Conclusões.....</b>	<b>77</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>80</b>

## Índice de Figuras

Figura 2.1. Localização dos troços amostrados na proximidade (ACV1 e ACV5) e interior (ACV2, ACV3 e ACV4) de ambos os açudes.....	16
Figura 2.2. Açude situado a jusante da ribeira de Vale de Pena (em cima) e açude de captação de água da ETA de Vimioso (em baixo), ambos localizados no rio Maçãs, na proximidade da aldeia de Outeiro. ....	17
Figura 2.3. Elemento Físico-Químico: Mensuração, <i>in situ</i> , de variáveis (setembro de 2022).....	18
Figura 2.4. Elemento hidromorfológico de suporte: Preenchimento da ficha de RHS no campo.....	19
Figura 2.5. Representação esquemática da distribuição espacial para recolha de dados em.....	19
Figura 2.6. Processo de amostragem dos macroinvertebrados bentónicos (setembro 2022).....	20
Figura 2.7. Triagem e identificação dos macroinvertebrados bentónicos (setembro 2022).....	21
Figura 2.8. Captura da comunidade piscícola por pesca elétrica (setembro de 2022). 22	
Figura 2.9. Captura das comunidades piscícolas nos ambientes lênticos (setembro 2021).....	23
Figura 2.10. Colocação de redes de emalhar nos açudes e captura de peixes (setembro 2022).....	23
Figura 2.11. Obtenção de dados biométricos: pesagem e medição da fauna piscícola. ....	24
Figura 2.12. Classificação de obstáculos para aplicação do ICF (Solà et al., 2011).....	25
Figura 2.13. Determinação da qualidade ecológica (adaptado de INAG, 2009). ....	29
Figura 2.14. Marcação com elastómero no tecido post-ocular e nas barbatanas de peixes. ....	30
Figura 2.15. Variação da temperatura (°C) nos dois períodos de amostragem, primavera (esquerda) e verão (direita), no rio Maçãs (ACV1- troço lótico a jusante; ACV2/3 albufeira ETA; ACV4- albufeira Vale Pena; ACV5- troço lótico a montante) (anos de 2018 a 2022). ....	33
Figura 2.16. Variação da condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) nos dois períodos de amostragem, primavera (esquerda) e verão (direita), no rio Maçãs (ACV1- troço lótico a jusante; ACV2/3 albufeira ETA; ACV4- albufeira Vale Pena; ACV5- troço lótico a montante) (anos de 2018 a 2022).....	33
Figura 2.17. Variação do pH nos dois períodos de amostragem, primavera (esquerda) e verão (direita), no rio Maçãs (ACV1- troço lótico a jusante; ACV2/3 albufeira ETA; ACV4- albufeira Vale Pena; ACV5- troço lótico a montante) (anos de 2018 a 2022). ....	34
Figura 2.18. Variação do teor de $\text{O}_2$ (mg/L) nos dois períodos de amostragem, primavera (esquerda) e verão (direita), no rio Maçãs (ACV1- troço lótico a jusante; ACV2/3 albufeira ETA; ACV4- albufeira Vale Pena; ACV5- troço lótico a montante) (anos de 2018 a 2022). ....	34
Figura 2.19. Variação do teor de $\text{O}_2$ (% saturação) nos dois períodos de amostragem, primavera (esquerda) e verão (direita), no rio Maçãs (ACV1- troço lótico a jusante; ACV2/3 albufeira ETA; ACV4- albufeira Vale Pena; ACV5- troço lótico a montante) (anos de 2018 a 2022).....	34

Figura 2.20. Variação do Total de Sólidos Dissolvidos, TDS (mg/L) na primavera (esquerda) e verão (direita), no rio Maçãs (ACV1- troço lótico a jusante; ACV2/3 albufeira ETA; ACV4- albufeira Vale Pena; ACV5- troço lótico a montante) (anos de 2018 a 2022). .....	35
Figura 2.21. Análise dbRDA referente às variáveis ambientais e aos locais de amostragem (ACV1 – troço lótico situado a jusante das albufeiras; ACV3 – albufeira de captação de água da ETA; ACV4 – albufeira a jusante da ribeira de Vale de Pena; ACV5 – troço lótico situado a montante de ambos os açudes) para os 2 períodos (primavera e verão) (anos 2018 a 2022). .....	35
Figura 2.22. Local de amostragem ACV1 – troço lótico situado a jusante da albufeira de captação da ETA de Vimioso (esquerda) e troço lótico alternativo, situado 1,5 km a jusante, no período do verão de 2018 e 2022. ....	37
Figura 2.23. Composição faunística (Frequência Relativa, %) das comunidades de invertebrados no rio Maçãs (ACV1- troço lótico a jusante; ACV3 albufeira ETA Vimioso; ACV4- albufeira Vale de Pena; ACV5- troço lótico a montante) (anos 2018 e 2019). .....	38
Figura 2.24. Composição faunística (Frequência Relativa, %) das comunidades de invertebrados no rio Maçãs (ACV1- troço lótico a jusante; ACV3 albufeira ETA Vimioso; ACV4- albufeira Vale de Pena; ACV5- troço lótico a montante) (anos 2020 a 2022). .....	39
Figura 2.25. Variação das métricas S (nº família), N (nº de indivíduos), J' (equitabilidade de Pielou) e H' (diversidade de Shannon-Wiener) entre ambientes lóticos e lênticos no rio Maçãs. As caixas-de-bigodes (boxplots) mostram os valores da mediana (linha central), o intervalo entre o 1º e o 3º quartil (caixa) e os valores mínimos e máximos (bigodes) (2018 a 2022). .....	40
Figura 2.26. Ordenação Não-Métrica Multidimensional (nMDS) dos locais amostrados, baseada na comunidade de macroinvertebrados. Simbologia: 1º) períodos (p-primavera e v-verão), 2º) anos (18 a 22) e 3) locais (ACV1 a ACV5) de amostragem no rio Maçãs. ....	40
Figura 2.27. Ordenação Não-Métrica Multidimensional (nMDS) das comunidades de macroinvertebrados amostradas no rio Maçãs (2018 a 2022). .....	41
Figura 2.28. Espécies nativas da fauna piscícola detetadas na área de estudo (2018 a 2022). .....	42
Figura 2.29. Composição global relativa da ictiofauna do Rio Maçãs (verão de 2018). .....	43
Figura 2.30. Composição global relativa da ictiofauna do Rio Maçãs (primavera e verão de 2019 a 2022). .....	44
Figura 2.31. CPUE (nº indivíduos/minuto de pesca) da ictiofauna do Rio Maçãs (primavera e verão de 2018 a 2022). .....	45
Figura 2.32. Riqueza taxonómica (S), abundância (N), Equitabilidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H') (2018 a 2022). Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers). Os pontos representam os valores extremos. ....	46
Figura 2.33. Variação da abundância entre ambientes lóticos e lênticos para 2 espécies .....	46
Figura 2.34. Ordenação Não-Métrica Multidimensional (nMDS) das espécies piscícolas, para ambos os períodos de amostragem (p-primavera e v-verão), anos (2018 a 2022) e os locais amostrados (ACV1 a ACV5) no rio Maçãs. ....	48
Figura 2.35. Ordenação Não-Métrica Multidimensional (nMDS) dos locais amostrados, .....	48
Figura 3.1. Exemplar de perca-sol do Rio Maçãs e classificação sistemática da espécie. ....	59

Figura 3.2. Troços lênticos (M1: Açude de captação de água da ETA de Vimioso e T1: Açude Ponte de Mirandela) e lóticos (M2: jusante Açude ETA Vimioso e T2: Ribeirinha) amostrados nos rios Maçãs e Tua, respetivamente (verão de 2022). ...	61
Figura 3.3. Frequência relativa das espécies capturadas nos locais amostrados no rio Maçãs (verão 2022). .....	65
Figura 3.4. Frequência relativa das espécies capturadas nos locais amostrados no rio Tua (verão 2022). .....	65
Figura 3.5. Relação comprimento-peso dos exemplares de perca-sol capturados no Rio Maçãs, no troço lêntico correspondente à albufeira da ETA de Vimioso (verão 2022). .....	66
Figura 3.6. Relação comprimento-peso dos exemplares de perca-sol capturados no Rio Maçãs, no troço lótico correspondente à zona situada a jusante da ETA de Vimioso (verão 2022). .....	66
Figura 3.7. Relação comprimento-peso dos exemplares de perca-sol capturados no Rio Tua, no troço lêntico correspondente à albufeira do Açude da Ponte de Mirandela (verão 2022). .....	67
Figura 3.8. Relação comprimento-peso dos exemplares de perca-sol capturados no Rio Tua, no troço lótico na proximidade da povoação da Ribeirinha (verão 2022). .....	67
Figura 3.9. Coeficiente de condição física K nos rios Maçãs e Tua, considerando os ambientes lênticos (M1, T1) e lóticos (M2, T2). As boxplot mostram os valores da média (linha central), o intervalo de 25-75% (caixa), valores máximos e mínimos e ainda extremos (asteriscos) e outliers (pontos). .....	68
Figura 3.10. Abundância relativa de itens para os 4 locais de amostragem dos rios Maçãs (M1 e M2) e Tua (T1 e T2) diferenciada tendo em consideração as 3 classes de tamanho consideradas, i.e. $A \leq 6$ cm; $6 \text{ cm} < B < 8$ cm e $C \geq 8$ cm (verão de 2022). .....	69
Figura 3.11. Riqueza taxonómica (S), abundância (N), Equitabilidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H') do comportamento alimentar da perca-sol nos 4 locais amostrados nos rios Maçãs e Tua (verão 2022). Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers). Os pontos representam os valores extremos. .....	70
Figura 3.12. Ordenação Não-Métrica Multidimensional (nMDS) dos locais amostrados nos rios Maçãs (M1 e M2) e Tua (T1 e T2) (verão 2022). .....	71
Figura 3.13. Ordenação Não-Métrica Multidimensional (nMDS) dos itens consumidos nos 4 locais amostrados nos rios Maçãs (M1 e M2) e Tua (T1 e T2) (verão 2022). ..	71
Figura 3.14. Abundância relativa de presas disponíveis nos troços amostrados dos rios Maçãs e Tua (verão de 2022). .....	72

## Índice de Tabelas

Tabela 2.1. Identificação dos troços de amostragem e respetivas coordenadas ETRS89/TM06.....	17
Tabela 2.2. Elementos Físico-Químicos gerais avaliados.....	18
Tabela 2.3. Limites máximos de parâmetros químicos e físico-químicos gerais para o estabelecimento do bom estado ecológico em rios dos tipos Norte (APA, 2014)...	26
Tabela 2.4. Valores com as respetivas amplitudes e classificação do Índice HMS (INAG, 2009).....	26
Tabela 2.5. Mediana dos valores de referência e fronteiras nos rios estudados (APA, 2015).....	28
Tabela 2.6. Valores para as classes de qualidade do F-IBIP, Classe de Qualidade e Valor em Rácio de Qualidade Ecológica (RQE).....	29
Tabela 2.7. Classes de qualidade e intervalos do índice ICF (adaptado de Bochechas (2014) e de Solà et al. (2011)).....	31
Tabela 2.8. Valores do Índice HQA - Habitat Quality Assessment (verão de 2018 a 2022).....	36
Tabela 2.9. Valores do Índice HMS- Habitat Modification Score (verão de 2018 a 2022). .....	36
Tabela 2.10. Classificação do Índice IPTIN no rio Maçãs (2018 a 2022). ....	41
Tabela 2.11. Classificação do índice F-IBIP no rio Maçãs (2018 a 2022).....	47
Tabela 2.12. Monitorização dos peixes marcados com VIE-Tags no rio Maçãs, de 2019 a 2022. Símbolos: A: peixes marcados e libertados em maio; B: peixes recapturados no mesmo local da libertação, em setembro. ....	49
Tabela 2.13. Parâmetros para aplicação do ICF nos açudes do Rio Maçãs (maio de 2021).....	50
Tabela 3.1. Identificação dos locais de amostragem e respetivas coordenadas ETRS89/TM06.....	61
Tabela 3.2 Índice de seletividade de Ivlev, modificado por Jacobs (1974) classes de tamanho/idade da perca-sol ( $A \leq 6$ cm; $6 < B < 8$ cm e $C \geq 8$ cm) para os troços amostrados no rio Maçãs (verão de 2022).....	72
Tabela 3.3. Índice de seletividade de Ivlev, modificado por Jacobs (1974) classes de tamanho/idade da perca-sol ( $A \leq 6$ cm; $6 < B < 8$ cm e $C \geq 8$ cm) para os troços amostrados no rio Tua (verão de 2022). ....	73
Tabela 3.4. Valores do Índice de Schoener entre classes de tamanho/idade da perca-sol ( $A \leq 6$ cm; $6 < B < 8$ cm e $C \geq 8$ cm) nos troços amostrados nos rios Maçãs e Tua (verão de 2022). Os valores significativos ( $S > 60\%$ ) estão identificados com asterisco (*). ....	73

## **CAPÍTULO 1 . Introdução Geral**

### **1.1. Construção de barreiras e alterações promovidas nos rios**

Os ecossistemas fluviais podem ser vistos como sistemas de quatro dimensões, com interações ao nível espacial, *i.e.*, dimensões longitudinal, vertical e lateral e temporal, *i.e.*, dimensão associada à sazonalidade. A continuidade dos corredores fluviais longitudinais é considerado uma questão fundamental no estudo das migrações das espécies aquáticas e em particular piscícolas. Corredores fluviais sem barreiras transversais, proporcionam a mobilidade de espécies que habitam num troço específico de um sistema fluvial para outros habitats fundamentais para o seu ciclo de vida (*e.g.*, habitats de reprodução, alimentação, repouso). A importância da continuidade ecológica dos rios foi estabelecida na União Europeia, no âmbito da Diretiva-Quadro da Água (DQA), com o intuito de promover a livre circulação de espécies biológicas e o transporte eficaz de sedimentos naturais, dado o grande impacto da presença de numerosos obstáculos físicos, *i.e.*, pequenas e grandes barragens e também de açudes, na hidromorfologia fluvial e nas características lóticas dos ecossistemas (Bochechas, 2014). Consequentemente, a construção de barreiras causa diversos impactes na natureza e afeta o equilíbrio dos ecossistemas, com modificações, muitas vezes de forma irreversível, no leito de rios, na flora e na fauna terrestre e aquática (Soares, 2012). Um estudo recente concluiu que a qualidade da água e a biodiversidade na bacia hidrográfica do Douro estão seriamente comprometidas pelo elevado número de barragens. Segundo o estudo, foram identificadas mais de 1 200 barreiras que potenciam a deterioração da água e dos habitats ribeirinhos, pondo em risco a continuidade de dezenas de espécies selvagens, algumas delas em elevado risco de extinção, tais como o mexilhão-de-rio, a lampreia, o salmão e a enguia, afetando ainda o habitat de espécies emblemáticas como a águia-real e o lobo-ibérico (Rede Douro Vivo, 2020; GEOTA, 2020)

As principais pressões hidromorfológicas presentes nas águas superficiais de Portugal continental resultam da construção de barragens e açudes, da regularização de linhas de água, extração de inertes e transferência de água entre bacias. Estas pressões provocam um efeito de artificialização do leito e das margens e uma compartimentalização de habitats exponenciada pela inexistência de dispositivos para transposição da fauna aquática. Os impactes de artificialização do leito podem

ser elevados quando existe a canalização, i.e., uma cobertura extensa com revestimento rígido do fundo ou margens regularmente concebidas por muros. Existem também tensões biológicas geradas pela introdução de espécies exóticas e pela carga piscícola (Feio & Ferreira, 2019).

A ictiofauna está extremamente dependente do habitat para a manutenção de suas funções biológicas relacionados, por exemplo, com a dieta, mobilidade e reprodução. Os peixes migradores são ainda mais dependentes dessas características pela necessidade de usarem diferentes habitats para as fases essenciais do seu ciclo reprodutivo associados à maturidade sexual, desova e crescimento dos alevins. As barreiras sobre as comunidades de peixes causam alterações nos hábitos alimentares e reprodutivos das espécies, interferindo com a abundância e diversidade, variáveis que devem ser investigadas nos diferentes troços de rio, antes e depois da construção das barragens, para que se possa monitorizar estas populações e avaliar e mitigar os impactes (Godoy, 1995; Vono, 2002; Melo, 2012).

Em Portugal, a construção do primeiro Dispositivo de Passagem de Peixes (DPP) ocorreu na década de 1950, na barragem de Belver, no rio Tejo. Posteriormente, houve um crescimento do número destes dispositivos, com objetivo de minimizar o desaparecimento de espécies nativas. Porém, a avaliação da eficiência das PPP em Portugal apresentam grandes limitações, pois não foram especificamente projetados para as espécies piscícolas dos rios portugueses (Santo, 2005; Santos et al., 2012; Costa et al., 2018).

## **1.2. Espécies nativas versus exóticas em ambientes modificados**

No século XVI a civilização europeia estimulou a expansão da translocação de seres vivos das zonas tropicais do planeta, tornando-se mais comum a circulação de espécies entre diferentes regiões, como por exemplo o desenvolvimento de jardins botânicos, nomeadamente a partir em Inglaterra (Cronk & Fuller 1995; Silva et al., 2008). O século XVII foi uma referência importante na evolução da dispersão de espécies exóticas, embora tenha sido no século XIX com o estabelecimento das colônias e o desenvolvimento do comércio, que surgiu um fluxo crescente de espécies na Europa, o que originou uma forte expansão de espécies exóticas. No século XX, os meios de transporte evoluíram tanto em velocidade quanto na capacidade de dispersar organismos vivos (Capdevila et al., 2006; Silva et al., 2008). Entre as décadas de 1970 e 2020 a quantidade de espécies introduzidas cresceu imenso, para

o qual contribuíram a globalização, as mudanças climáticas, a perturbação dos habitats, a alteração dos ecossistemas, o aumento do transporte de pessoas e mercadorias, sendo fatores que impulsionaram a propagação de espécies exóticas invasoras e subsequente reflexo na perda da biodiversidade no planeta (Del Amo et al., 2021).

As espécies alóctones, também denominadas de exóticas, alienígenas ou não indígenas, podem ser definidas como espécies que não ocorrem naturalmente num dado habitat e, quando introduzidas, podem causar danos no ecossistema, nomeadamente no ambiente e na saúde pública (Ordem Executiva, 1999; LGVS, 2018; Pérez et al., 2021). A compreensão dos mecanismos que fazem parte do processo de invasão biológica ainda é um desafio para a ecologia, sendo que este conhecimento se tornou cada vez mais importante à medida que a introdução de novas espécies tem ocorrido e tem causado impactes preocupantes na conservação da vida selvagem (Simberloff et al., 2013). Com efeito, as espécies exóticas e invasoras que são altamente favorecidas pela destruição dos habitats naturais em todo planeta, têm gerado uma preocupação internacional devido ao elevado impacte negativo nos ecossistemas, com a diminuição e/ou extinção de espécies nativas (Pérez et al., 2021).

Os ecossistemas tornam-se mais suscetíveis às invasões biológicas com o aumento da quantidade de recursos não utilizados por espécies autóctones, dado a modificação sofrida pelos ambientes naturais que assim ficam vulneráveis para sofrer invasões por espécies exóticas que usam os recursos disponíveis, fruto duma maior labilidade ecológica (Davis et al., 2000). O processo de entrada de determinada espécie exótica num ecossistema é complexo e nem sempre com garantia de sucesso. Assim, em cada etapa existem probabilidades determinadas por diversos fatores, como por exemplo a capacidade dos indivíduos translocados poderem não suportar a saída do ecossistema de origem e chegar até o ecossistema de destino, com a ocorrência de elevadas taxa de mortalidade. Após uma espécie ser introduzida num novo ambiente, diferente da área de distribuição original, é necessário estabelecer-se, reproduzir-se de forma a alcançar número suficiente de novos indivíduos para constituir uma população. Neste sentido, a dispersão da nova espécie depende das características biológicas do organismo, que definem se a espécie tem potencial invasor ou não (Casals & Sánchez-González, 2020). De acordo com a IUCN (2020) os impactes de espécies exóticas são classificados com base no nível de

interferência no ecossistema, o que afeta indivíduos, populações e comunidades, configurando ainda a chance de reversibilidade desses impactes. Existem categorias que definem os níveis crescentes de impactes causados por espécies exóticas, assim definidos: 1) **Mínimo Impacte**: impactes insignificantes e nenhuma redução no desempenho dos indivíduos nativos; 2) **Pequeno Impacte**: desempenho dos indivíduos reduzido, mas sem diminuição no tamanho da população; 3) **Médio Impacte**: declínio populacional das espécies nativas; 4) **Maior Impacte**: extinção local das espécies nativas com mudança na estrutura da comunidade, com impactes ainda naturalmente reversíveis; e 5) **Impacte Massivo ou Extremo**: extinção local ou global naturalmente irreversível de espécies nativas, com mudança total na estrutura da comunidade.

Através da interferência humana as espécies invasoras chegam às áreas de destino por diferentes vias e são liberadas no meio natural das seguintes formas: **Intencionada** - a espécie invasora é introduzida de forma consciente com finalidade produtiva ou recreativa; **Involuntária** - a espécie invasora é introduzida de forma acidental, por consequência indireta da atividade humana; **Negligência** - a espécie invasora é introduzida como consequência da falta de medidas de prevenções em atividades antrópicas (Del Amo et al., 2021).

### 1.2.1. Espécies piscícolas autóctones de Portugal

Os ecossistemas dulçaquícolas são essenciais para o ser humano, seja pelo uso doméstico ou industrial, pela importância para a agricultura, produção de energia, navegação, lazer, e inclusive para o consumo, dado fornecer alimentos ricos em proteínas. Além disso, estão entre os ecossistemas mais importantes e ameaçados do mundo, providenciando um conjunto de serviços indispensáveis como sejam a regulação do ciclo hidrológico e o habitat de numerosas espécies que aí encontram alimento, refúgio e local de reprodução em alguma etapa de sua vida ou na totalidade, englobando uma elevada biodiversidade composta por plantas, invertebrados aquáticos, crustáceos, moluscos, anfíbios, répteis, aves e mamíferos (Collares-Pereira, 2021).

As espécies de peixes dulçaquícolas nativas da Bacia do Mediterrâneo, possuem uma taxa de declínio consideravelmente elevada. De acordo com dados da UICN (2020), existem nesta região 251 espécies ameaçadas de extinção, 25% destas estão classificadas como Criticamente em Perigo (CR), 45% Em Perigo (EN) e 28%

integram a categoria Vulnerável (VU) (Collares-Pereira et al., 2021).

Nos rios da Península ibérica, 80% das espécies piscícolas autóctones são endémicas. Tal facto deve-se à evolução que estas espécies sofreram para sobreviver às mudanças do habitat durante os diferentes períodos geológicos, tendo as famílias Cyprinidae e Leuciscidae a maior representatividade de espécies (Doadrio et al., 2011; Romão, 2018; Amaral, 2020). Em Portugal continental são citadas 64 espécies piscícolas, sendo 45 autóctones e 28 endémicas da Ibéria. Os peixes, assim como outras espécies da fauna aquática, colonizam diferentes habitats de acordo com as características bioecológicas. Segundo o Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF), as águas estritamente dulçaquícolas são classificadas como pertencendo, grosso modo, a três zonas de aptidão: 1) **Salmonícola** – povoadas de forma predominante por espécies piscícolas da família Salmonidae (truta e salmão), situadas em rios de montanha no norte e centro do país caso das bacias do Minho, Lima, Cávado, Douro, Vouga, Mondego; 2) **Ciprinícola** – habitadas por espécies piscícolas da família Cyprinidae e Leuciscidae (escalos, bogas, bordalos, barbos) localizadas principalmente nos troços médios e finais de rios, com maior diversidade nas bacias do Tejo, Sado e Guadiana; e 3) **Águas de transição** – áreas onde coabitam espécies piscícolas de ambas as famílias, localizadas em diferentes bacias de Portugal, principalmente a norte da bacia do rio Tejo (Almeida et al., 2019).

A fauna piscícola nativa de Portugal, apesar da baixa diversidade, quando comparada com outras zonas do globo, possui vários endemismos, com elevado valor em termos de conservação e outras espécies, que apesar de menos ameaçadas, possuem um valor socioeconómico elevado. Entre os peixes autóctones que ocorrem na Península Ibérica, existem dez espécies que ocorrem apenas em Portugal, como exemplo a boga-portuguesa (*Iberochondrostoma lusitanicum*) e a lampreia-do-Nabão (*Lampetra auremensis*). Algumas espécies são apreciadas gastronomicamente como são os casos da truta-de-rio (*Salmo trutta*), da enguia (*Anguilla anguilla*) e da lampreia-marinha (*Petromyzon marinus*). Existem ainda outros peixes nativos, como a truta-de-rio, que são indicadores de boa qualidade ecológica (Ribeiro, 2019).

Segundo o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral et al., 2006), os peixes continentais são o grupo de vertebrados mais ameaçados, estando muitas espécies incluídas na lista de risco ou ameaçadas de extinção, prevendo-se um cenário mais gravoso com a atual revisão, que está a decorrer e que será publicada

em 2023 (Teixeira, com. pessoal), como resultado da intensificação de ameaças, como por exemplo a construções de barragens, as alterações nos caudais dos rios, a poluição e eutrofização da água, a introdução de espécies exóticas, a sobrepesca e pesca ilegal, e mais recentemente as alterações climáticas, nomeadamente com a extensão dos períodos de seca. A elevação da temperatura da água, a redução do teor de oxigénio dissolvido e a menor disponibilidade de água levam ao aumento da mortalidade dos peixes, principalmente os peixes nativos que são mais sensíveis à essas alterações, o que fomenta a perda de biodiversidade nos ecossistemas dulçaquícolas (ICNF, 2013).

### **1.2.2. Espécies piscícolas exóticas em Portugal**

Nas águas interiores da Península Ibérica foram detetados 272 taxa exóticos com potencial invasor. Das espécies listadas 44,5% são vertebrados, 36% invertebrados 15,1% plantas e 4,4% macroalgas/fungos. A identificação e conhecimento das espécies exóticas já existentes é importante para definir medidas preventivas, como ações de controle e gestão destas espécies e para monitorizar novas introduções de espécies desconhecidas na Península Ibérica (Oliva-Paterna et al., 2021). Relativamente à ictiofauna alienígena não há data exata da sua entrada em Portugal, mas podem-se explicitar os anos mais prováveis em que algumas espécies foram introduzidas. Segundo Ribeiro (2019), espécies como a carpa (*Cyprinus carpio*), a tenca (*Tinca tinca*) e o pimpão (*Carassius auratus*) são consideradas pioneiras nas águas interiores da Península Ibérica, antes mesmo do século XIX. Muitos peixes foram introduzidos de forma intencionada com finalidade para a pesca desportiva, como é o caso do lucioperca (*Sander lucioperca*), outros com interesse gastronómico por exemplo a truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*), e outros até mesmo para o combate da malária, como é o caso da gambúsia (*Gambusia holbrooki*). Atualmente, muitas espécies introduzidas no passado são problemáticas, estimando-se que uma nova espécie piscícola é introduzida a cada dois anos em Portugal continental, o que leva a alterações nos ecossistemas e custos económicos elevados para a sociedade, pois os peixes invasores competem e predam espécies nativas, causam a perda da biodiversidade e podem transportar doenças e/ou parasitas (Collares-Pereira, 2021).

Além da Directiva Quadro da Água (DQA) (ano 2000), para controlar as espécies invasoras já existentes e evitar que outras espécies sejam introduzidas, a União Europeia aprovou, mais recentemente, o regulamento UE nº 1143/2014, no qual está

estabelecido o marco legislativo e judicial para as atuações voltadas para a prevenção, redução e mitigação dos efeitos prejudiciais das espécies invasoras sobre a biodiversidade e para estabelecer limites aos danos causados nos setores econômicos e na saúde humana. Em Portugal e Espanha a normativa europeia proíbe possuir, importar, vender, comprar, cultivar, transportar, liberar ou devolver ao meio ambiente as espécies exóticas invasoras, partes ou propágulos que podem sobreviver e se desenvolver ou reproduzir, incluídas nos catálogos e listas normativas. Em território português dois Decretos-Lei são muito importantes para a conservação da natureza, caso do Decreto-Lei 50/2006, de 29 de agosto, a Lei Quadro das contraordenações ambientais, que estabelece o regime aplicável às contraordenações ambientais e o mais recente o Decreto-Lei 92/2019, de 10 de julho, que constitui a Estratégia Nacional para a Conservação da Natureza e Biodiversidade para 2030, um instrumento fundamental para a sequência da política de ambiente e de resposta às responsabilidades nacionais e internacionais de reduzir a perda de biodiversidade. Sobre as espécies invasoras incrementa-se a prevenção e institui-se mecanismos de monitorização, identificação precoce e reação rápida para controlar a propagação de espécies invasoras que envolve a participação em rede de diversos setores de atividade e níveis de gestão e que reforça a manutenção dos planos de controle, contenção e erradicação com maior efetividade (Perdices et al., 2021).

### **1.3. Avaliação da Qualidade de rios baseada em macroinvertebrados e peixes**

A Directiva Quadro da Água (DQA), principal instrumento da política da União Europeia voltada para à água, determina um quadro de ação comunitária para a proteção das águas de superfície interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas subterrâneas. Entre os objetivos principais da DQA estão prevenir a degradação dos ecossistemas aquáticos e também dos ecossistemas terrestres e zonas húmidas dependentes destes, promover o uso sustentável das águas com base na proteção a longo prazo dos recursos hídricos disponíveis, diminuir de forma progressiva e extinguir as descargas, emissões e perdas de substâncias prioritárias e substâncias prioritárias perigosas, reduzir rigorosamente a poluição das águas subterrâneas e mitigar os efeitos das inundações e secas. Na avaliação do estado/potencial ecológico são analisados diferentes indicadores de qualidade, especificamente os elementos de qualidade biológica, os elementos químicos e físico-químicos e os elementos hidromorfológicos. O Estado Ecológico indica a

qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos correlacionados com as águas de superfície e é expresso com base no desvio comparativamente às condições de uma massa de água semelhante, ou seja do mesmo tipo, em condições classificadas como de Referência. O Estado Ecológico é analisado e categorizado nas seguintes classes: Excelente, Bom, Razoável, Medíocre e Mau. Os invertebrados bentônicos e a fauna piscícola são dois elementos indicadores de qualidade biológica, utilizados na classificação do estado/potencial ecológico para a categoria de massas de água Rios e Lagos. De acordo com o Anexo V da DQA, para os invertebrados bentônicos são considerados dois atributos: Abundância e composição e para a fauna piscícola três: Abundância, composição e estrutura etária (DQA, 2000).

Os macroinvertebrados bentônicos são seres macroscópicos essenciais para a dinâmica de nutrientes, transformação da matéria orgânica e fluxo de energia. São responsáveis por processos que auxiliam na disponibilidade de nutrientes para a água e na aerificação de sedimentos. Em relação à taxonomia, são um grupo diversificado, composto por vermes, crustáceos, moluscos e insetos, entre outros. Apresentam distinta sensibilidade às perturbações, sendo o grupo faunístico mais testado e utilizado para retratar a qualidade ecológica de rios, dado que: 1) são abundantes e relativamente fáceis de amostrar; 2) apresentam sensibilidade a diferentes poluentes e demonstram reações rápidas e diferenciais; 3) tem taxonomia e identificação simples; 4) são, na maioria, relativamente sedentários, e assim representativos das circunstâncias locais; 5) possuem comunidades heterogêneas que ocasionam um vasto espectro de respostas, com aumento da probabilidade dos organismos responderem a uma determinada mudança nas condições ambientais (Barbour et al., 1999; Hering et al., 2004; Costa e Silva, 2012). De uma forma global a poluição leva à redução da biodiversidade refletida nos índices bióticos baseados em macroinvertebrados (Tachet et al., 2010).

Por sua vez os peixes são também considerados indicadores de qualidade biológica das águas pela comunidade científica e desempenham papel essencial na promoção de políticas da água. O uso de indicadores biológicos da água teve início após o desenvolvimento do primeiro índice biótico com peixes, na década de 80, o Index of Biotic Integrity (IBI) (Feio et al., 2019). O IBI provou responder a uma ampla variedade de distúrbios que afetam a capacidade de agrupamento e função dos peixes. O uso de índices multimétricos para avaliar a perturbação humana em sistemas aquáticos tem frequentemente mostrado que monitorizações repetidas no

mesmo local de amostragem geram uma série de pontuações de índice definidas como muito variáveis, o que pode fornecer informações sobre a saúde e o estado da comunidade estudada (Karr et al., 1986; Simon, 2003; Simon e Evans, 2017).

#### **1.4. Objetivos e Estrutura da tese de dissertação**

A dissertação proposta visa contribuir para a avaliação do efeito provocado pela presença de obstáculos na alteração da composição e abundância faunística, tendo em conta ainda a dispersão e domínio de espécies exóticas. Os objetivos específicos do estudo foram:

1. Caracterizar, sob o ponto de vista bioecológico, troços lóticos e lênticos, situados a montante, no interior e a jusante de dois açudes situados no rio Maçãs, nomeadamente de elementos da qualidade da água (mensuração de parâmetros físico-químicos), elementos hidromorfológicos (avaliação de habitats aquáticos e ribeirinhos) e elementos biológicos (e.g. macroinvertebrados e peixes);
2. Monitorizar, através de pesca elétrica e redes de emalhar, o uso dos recursos disponíveis (dieta) pela espécie piscícola dominante;
3. Avaliar o impacto causado pela presença de espécies aquícolas exóticas no funcionamento do ecossistema aquático e propor medidas de conservação especificamente orientadas para a preservação de espécies nativas e também do ecossistema aquático e ribeirinho.

A presente tese de dissertação está organizada em 4 capítulos:

**Capítulo 1. Introdução Geral**, onde é apresentado o estado da arte no que respeita ao impacto de barreiras na conectividade fluvial e a resposta em termos de comunidades aquáticas.

Os dois capítulos seguintes são apresentados sob a forma de artigos científicos, assim intitulados:

**Capítulo 2. Efeitos de pequenos açudes na diversidade do Rio Maçãs: Avaliação da qualidade biológica baseada nos invertebrados e peixes.**

**Capítulo 3. A importância dos açudes na dominância da população de perca-sol (*Lepomis gibbosus*): Análise da ecologia alimentar.**

**Capítulo 4. Conclusão e considerações finais**, onde é feita a súmula dos resultados obtidos e apresentadas as medidas para a conservação e gestão de ambientes modificados pela presença de barreiras de pequena dimensão.

## Referências bibliográficas

- Almeida, P. R.; Ferreira, M. T.; Ribeiro, F.; Quintella, B. R.; Mateus, C. S.; Alexandre, C. M. (2019). Rios de Portugal: Comunidades, Processos e Alterações, 171 – 197 pp.
- Amaral, S. C. A. D. (2020). Permeability of small weirs for upstream fish passage. Lisboa: Universidade de Lisboa. Tese de Doutoramento.
- APA, I.P. (2014). Relatórios de Caracterização das Regiões Hidrográficas (Art.º 5º da DQA). Agência Portuguesa do Ambiente.
- Bochechas, J. (2014). Avaliação da continuidade fluvial em Portugal: Criação de bases para a inventariação e caracterização de obstáculos em linhas de água. ICNF. 54pp.
- Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P. R., Dellinger, T., Ferrand, A. N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J.M., Queirós, A.I., Rogado, L., Santos-Reis, M. (2005). Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa. 659p.
- Casals, F., Sánchez-González, J. R. (2020). Guía de las especies Exóticas e Invasoras de los Ríos, Lagos y Estuarios de la Península Ibérica. Proyecto LIFE INVASAQUA. Ed. Sociedad Ibérica de Ictiología. 128 pp. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/342717170\\_Guia\\_de\\_las\\_Especies\\_Exoticas\\_e\\_Invasoras\\_de\\_los\\_Rios\\_Lagos\\_y\\_Estuarios\\_de\\_la\\_Peninsula\\_Iberica](https://www.researchgate.net/publication/342717170_Guia_de_las_Especies_Exoticas_e_Invasoras_de_los_Rios_Lagos_y_Estuarios_de_la_Peninsula_Iberica)>. Acesso em: 09/07/2022.
- Castellanos J.M.B. (2019). Fauna Exótica Invasora. Editorial Reus. 1, 165 pp. Madrid.
- Collares-Pereira, M. J, Alves, M. J., Ribeiro, F., Domingos, I., Almeida, P. R., Costa, L., Gante, H., Filipe, A. F., Aboim, M. A., Rodrigues, P.M., Magalhães, M.F. (2020). Guia dos Peixes de Água Doce de Portugal Continental. Edições Afrontamento, 292 pp. Porto.
- Costa, M., Moura, R., Maia, R. (2018). Passagem de peixes nos A.H. da EDPP: Definição de um plano estratégico de avaliação do funcionamento e eficácia. 12ª Jornadas de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente. FEUP, Porto.
- Costa e Silva, M.T. F. Macroinvertebrados como bioindicadores da qualidade da água em rios do sul de Portugal: caso de estudo na Bacia Hidrográfica da Ribeira de Odelouca. Lisboa: Universidade de Lisboa, 2012. Dissertação de Mestrado. Disponível em: <[https://repositorio.ul.pt/bitstream/10451/7663/1/ulfc099143\\_tm\\_marta\\_silva.pdf](https://repositorio.ul.pt/bitstream/10451/7663/1/ulfc099143_tm_marta_silva.pdf)>
- Davis M. A., Grime, J.P., Thompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88, 528–534.
- Del Amo R.O., López-Cañizares C., Guillén A., Anastácio P. M., Banha F., Barca S., Casals F., Cobo, F. Machordom, A., Martínez Olmedo, B., Miranda R., Oscoz J., Perdices A., Pico, A., Ribeiro F., Sánchez-González J.R., Torralva M., Vieira-Lanero R., Gómez Calmaestra, R., Oliva-Paterna F.J. (2021). Life Invasqua – Códigos de Conduta. Comércio Eletrónico de Flora e Fauna Exóticas Invasoras. LIFE INVASAQUA (LIFE17 GIE/ES/000515).
- Feio, M.J., Almeida F.P.A., Aguiar, F.C., Oliveira, J. M., Hughes, S. J. (2019). Monitorização Ecológica dos Rios Portugueses. 335 – 358 pp.
- Feio, M.J., Ferreira, V. (2019). Rios de Portugal: comunidades, processos e alterações. Imprensa da Universidade de Coimbra, 441 p.
- Pérez, N.Y.F., et al. (2021). Invasive exotic species in Mexico. *BIOCYT*, 14, 1029-1039 pp. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x> (Acesso em: 09/07/2022)
- GEOTA (2020). Estarão as barragens a matar os rios em Portugal? Grupo de Estudos de Ordenamento do Território e Ambiente. <https://www.geota.pt/blogs/geota-apresenta-estudo-estarao-as-barragens-a-matar-os-rios-em-portugal>

- Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. (2013) Estratégia Nacional de Adaptação às Alterações Climáticas - Sector da Biodiversidade. ICNF. Disponível em: [https://apambiente.pt/sites/default/files/Clima/Adapta%C3%A7%C3%A3o/Relat\\_Sector\\_ENAAC\\_Biodiversidade.pdf](https://apambiente.pt/sites/default/files/Clima/Adapta%C3%A7%C3%A3o/Relat_Sector_ENAAC_Biodiversidade.pdf).
- IUCN. (2020). The Environmental Impact Classification For Alien Taxa (EICAT). Categories and Criteria. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 22 pp. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/node/49101>. Acesso em: 10/07/2022.
- Melo, M. R. S. (2012). Barragens e seus impactos negativos na ictiofauna. Montes Claros: Universidade Federal de Minas Gerais. Monografia.
- Oliva-Paterna et al. (2021). Lista de Espécies Exóticas Aquáticas Potenciais da Península Ibérica (2020). Lista atualizada das espécies aquáticas potenciais, com alto risco de invasão em águas interiores ibéricas. Relatório técnico elaborado pela equipa do projeto LIFE INVASAQUA (LIFE17GIE/ES/000515). 58 pp.
- Perdices et al. 2021. LIFE INVASAQUA – CÓDIGOS DE CONDUCTA. Zoológicos, acuarios y especies exóticas invasoras en la Península Ibérica. Documento técnico preparado por LIFE INVASAQUA (LIFE 17 GIE/ES/000515).
- Rede Douro Vivo (2020). Finalmente! Eis as Barreiras e as Barragens do Douro. Rede Douro Vivo <https://dourovivo.pt/finalmente-eis-as-barreiras-e-as-barragens-do-douro/>
- Silva, L., Land, E.O., Luengo, J.L.R. (2008). Flora e Fauna Terrestre Invasora na Macaronésia. TOP 100 nos Açores, Madeira e Canárias. ARENA, Ponta Delgada, 546 pp. Disponível em: [https://ifcn.madeira.gov.pt/images/Doc\\_Artigos/Divulgacao/publicacoes/livros/TOP100Inva.pdf](https://ifcn.madeira.gov.pt/images/Doc_Artigos/Divulgacao/publicacoes/livros/TOP100Inva.pdf). Acesso em: 10/07/2022.
- Simberloff, D., Martin, J.L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Pyšek, P. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. Trends in Ecology and Evolution, 28, 58–66 pp. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534712001747>. Acesso em: 10/07/2022.
- Simon, T. P., Evans, N. T. (2017). Environmental Quality Assessment Using Stream Fishes . Methods in Stream Ecology Chapter. Ecosystem Function. 2, 319-334 pp. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128130476000176.>>
- Soares, L. (2012). Sistemas de Transposição para Peixes: Medida mitigatória para barragens. Universidade do Porto. Dissertação de Mestrado. Porto.
- Tachet, H., Richoux, P.H., Bournard, M., Usseglio-Polatera, P. (2010). Invertébrés d'eaux douces. Systématique, biologie, écologie. CNRS Éditions, Paris.
- Veríssimo, A., Ribeiro, F., Quintela, B., Gkenas, C., Banha, F., Anastácio, P., Gago, J., Martí, F., Kalous, L., Franco, A., Bochechas, J., Cravo, M., David, D., Gromicho, M. (2016). FRISK - Freshwater Fish Invasions Risk Assessment: Identifying Invasion Routes. Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos.

## **CAPÍTULO 2 . Efeitos de pequenos açudes na diversidade do Rio Maçãs: Avaliação da qualidade biológica baseada nos invertebrados e peixes**

### **Resumo**

A construção de obstáculos físicos em rios visa aumentar a disponibilidade de água, especialmente em zonas de elevada escassez, como é o caso do Mediterrâneo. Em cenário de alterações climáticas, com prolongados períodos de seca que alternam com eventos episódicos de precipitações intensas, multiplicam-se as necessidades e conflitos no uso da água, sendo um dos principais objetivos da União Europeia a aplicação duma estratégia de conservação da natureza e da biodiversidade. Com efeito, a proliferação de barreiras tem sido uma realidade, sendo relativamente conhecidos os impactes negativos na biodiversidade, resultantes da construção de grandes barragens. Contudo, permanecem por esclarecer os efeitos duma multitude de pequenas barragens e açudes na biodiversidade de rios. No presente estudo foram monitorizados, durante 5 anos, dois açudes, situados no rio Maçãs (próximo da ETA de Vimioso), através do recurso às metodologias da Diretiva Quadro da Água, para avaliação de elementos de qualidade: 1) físico-química da água, 2) hidromorfológica e 3) biológica (macroinvertebrados e peixes). Foi ainda avaliado o impacte das barreiras na migração/mobilidade das espécies piscícolas nativas. Os resultados obtidos mostraram uma variação negligenciável na qualidade da água entre as albufeiras dos açudes e os troços lóticos de montante e jusante. Contudo, registaram-se alterações significativas na qualidade hidromorfológica e ainda uma acentuada redução na diversidade de invertebrados e peixes em ambas as albufeiras, com um domínio avassalador de espécies exóticas e invasoras, como *Lepomis gibbosus*, *Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii*. Por outro lado, não foi confirmada a transponibilidade dos peixes nos açudes, nomeadamente no sentido ascendente, impulsionados pela migração reprodutiva da fauna piscícola endémica de médio porte, caso *Luciobarbus bocagei* e *Pseudochondrostoma duriense*, e de pequeno porte, como *Squalius alburnoides*, *Squalius carolitertii* e *Achondrostoma* sp.. Configuram-se futuros conflitos no uso da água, nomeadamente entre a sua necessidade para o abastecimento público e a menor disponibilidade no período de reprodução dos peixes nativos (i.e., entre abril e junho) que não garante a conectividade fluvial, contribuindo para a perda de biodiversidade no rio Maçãs.

**Palavras-chave: açudes, invertebrados, peixes, migração, qualidade ecológica**

## **Abstract**

The construction of physical obstacles in rivers aims to increase the availability of water, especially in areas of high scarcity, as is the case in the Mediterranean basin. In a scenario of climate change, with prolonged periods of drought that alternate with episodic events of intense precipitation, conflicts in the use of water are common, despite of the implementation of a strategy for the conservation of nature and biodiversity be one of the main objectives of the European Union. Indeed, the proliferation of barriers and their negative impacts on biodiversity, namely resulting from the construction of large dams, are relatively well known. However, the effects of a multitude of small dams and weirs on river biodiversity remain unclear. In the present study, two weirs located on the Maçãs River (near the WTP of Vimioso) were monitored during 5 years, using the methodologies of the Water Framework Directive, for the assessment of the following quality elements: 1) water physical and chemical parameters, 2) hydromorphological and 3) biological (macroinvertebrates and fish) characterization. The impact of barriers on the migration/mobility of native fish species was also evaluated. The results obtained showed a negligible variation in water quality between the reservoirs and the upstream and downstream lotic sections. However, there were significant changes in the hydromorphological quality and a marked reduction in the diversity of invertebrates and fish in both reservoirs, with an overwhelming dominance of exotic and invasive species, such as *Lepomis gibbosus*, *Pacifastacus leniusculus* and *Procambarus clarkii*. On the other hand, the transposability of fish in the weirs was not confirmed, namely in the ascending direction, driven by the reproductive migration of medium-sized endemic fish fauna, such as *Luciobarbus bocagei* and *Pseudochondrostoma duriense*, and small-sized ones, such as *Squalius alburnoides*, *Squalius carolitertii* and *Achondrostoma* sp.. Conflicts in the use of water will be expectable, namely between public water supply and the lower availability during the reproduction period of native fish (i.e., between April and June) which does not guarantee river connectivity, contributing to the loss of biodiversity in the Maçãs River.

**Keywords: weirs, invertebrates, fish, migration, ecological quality**

## 2.1. Introdução

Os rios foram sempre usados pelos humanos para uma variedade de usos, caso do próprio consumo de água, fonte de alimento, transporte, produção de energia, recreio, indústria e também como meio de libertação de materiais e produtos rejeitados (Postel e Ritcher, 2003). Por tal motivo, são vários os efeitos sobre a qualidade dos ecossistemas decorrentes da captação e regularização da água, canalização e fragmentação de habitats, eutrofização e poluição da água e a introdução e dispersão de espécies exóticas (Haidvogel, 2018). Neste sentido, as respostas das comunidades faunísticas e florísticas implicam, por norma, a perda de biodiversidade como resposta aos fenómenos de perturbação severos.

Os ecossistemas mediterrânicos são atualmente conhecidos como *hotspots* de biodiversidade sujeitos a muitas das pressões identificadas e acrescidas pelos fenómenos de alterações climáticas. Tendo em conta a forte variabilidade intersazonal e interanual dos caudais dos rios mediterrânicos (Hermoso e Clavero, 2011), o uso da água e as práticas de gestão têm considerado como estratégia primordial a retenção superficial de água, através da construção de pequenas e grandes barragens, maioritariamente com o objetivo da produção de energia elétrica, abastecimento público e uso pela agricultura e indústria. Contudo, para além das grandes barragens que quebram o contínuo fluvial, fragmentam habitats e impedem a migração reprodutiva de espécies piscícolas diádromas e inclusive potamódromas, também as pequenas barreiras como açudes ( $h < 5$  m de altura) podem também provocar impactes negativos nos movimentos da fauna, embora os seus efeitos não estejam devidamente estudados. No entanto, o número destes pequenos obstáculos supera largamente, por todo o mundo, o número de barragens, sejam elas pequenas, i.e.,  $h < 15$  m, ou grandes barragens > i.e. com  $h \geq 15$  m, englobando ainda aquelas com altura e armazenamento, respetivamente, superiores a  $h > 10$  m e  $1 \text{ hm}^3$  (Ordeix et al., 2011; King et al., 2017). Somente em Portugal estão referenciadas mais de 8000 pequenas barreiras (Ordeix et al., 2018). A perda de conectividade fluvial, particularmente na dimensão longitudinal, pela regularização de caudais e fragmentação e destruição de habitats resultante da proliferação de obstáculos físicos de pequena (açudes) e grande dimensão (barragens) é visto por vários autores (Aarts et al., 2003; Goslan et al., 2019; Reid et al., 2019) como uma das pressões mais sérias na perda de sustentabilidade por parte das populações piscícolas, tendo levado a declínios superiores a 50% das espécies ameaçadas na Europa (Northcote, 1998).

A permeabilidade dos obstáculos físicos é, pois, uma necessidade, no sentido de garantir a migração dos peixes em ambos os sentidos, seja para montante ou para jusante, com o intuito de recuperar as suas posições nos habitats/zonas de rio onde residem maioritariamente em termos temporais e espaciais. Esta permeabilidade deve ser considerada em termos locais, de sazonalidade e ainda específica de cada espécie, dada a distinta capacidade de transpor obstáculos pelas diferentes espécies (Baudoin et al., 2014). Com efeito, a capacidade dos peixes dulçaquícolas para transporem obstáculos depende da espécie, idade, tamanho, condição física e outros fatores fisiológicos (tais como o estado sanitário, alimentação, condição reprodutora e fadiga muscular) e ainda de fatores externos como a temperatura e a velocidade da água (Larinier et al., 1994; Lucas & Baras, 2001; Marmulla & Welcomme, 2002).

Uma das principais consequências do impedimento das migrações das espécies diádromas e potamódromas é a interrupção do fluxo genético entre as subpopulações das diferentes espécies. As barragens e açudes ao fragmentarem os cursos de água isolam as unidades reprodutivas e conduzem à perda de diversidade genética e à sobre ou sub-representação de genótipos (Bochechas, 2014). Por outro lado, segundo o mesmo autor, para além do efeito de barreira ocorrem, por norma, alterações ao nível dos habitats aquáticos e ribeirinhos, provocadas por alterações hidrodinâmicas, hidrológicas e hidromorfológicas que, por si só, poderão levar à alteração da composição da ictiofauna, quer em termos quantitativos, quer em termos qualitativos, e a uma eventual perda de biodiversidade.

O objetivo principal deste estudo consistiu na avaliação do efeito da presença de 2 barreiras, i.e., açudes com uma altura menor do que 5 metros, na biodiversidade rio Maçãs, afluente da margem direita do rio Sabor (Bacia hidrográfica do rio Douro). Mais especificamente foi feita a monitorização de elementos de qualidade:

- a) físico-química da água;
- b) hidromorfológica,
- c) biológica – invertebrados e peixes.

Paralelamente, foram ainda objetivos específicos do estudo a avaliação da:

- d) transponibilidade por parte da fauna piscícola nos dois açudes;
- e) apresentação de medidas orientadas para a conservação das espécies, habitats aquáticos e ribeirinhos do rio Maçãs.

## 2.2. Material e Métodos

### 2.2.1. Área de estudo e localização das estações de amostragem

A área de estudo está englobada no Sítio de Importância Comunitária (SIC – PTCO0021) e na Zona de Proteção Especial (ZPE) dos Rios Sabor e Maçãs. No que respeita aos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos, onde estão inseridos ambos os açudes, estão identificados habitats prioritários, como por exemplo o Habitat 91E0\* - Florestas aluviais de amieiro (*Alnus glutinosa*) e freixo (*Fraxinus angustifolia*), assim como espécies de peixes, caso da boga-do-Douro (*Pseudochondrostoma duriense*), do bordalo (*Squalius alburnoides*) e da panjorca (*Achondrostoma arcasii*\*), e de mamíferos, como a toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*) e a lontra (*Lutra lutra*), com elevado valor em termos de conservação.

Os dois açudes estão localizados no rio Maçãs, concelho de Vimioso, e sofreram, recentemente, obras de alteamento, reforço e renaturalização no Açude de Captação da ETA de Vimioso e no Açude a jusante do Ribeiro de Vale de Pena, com o objetivo de reforçar o abastecimento público na região (Figuras 2.1 e 2.2, Tabela 2.1).

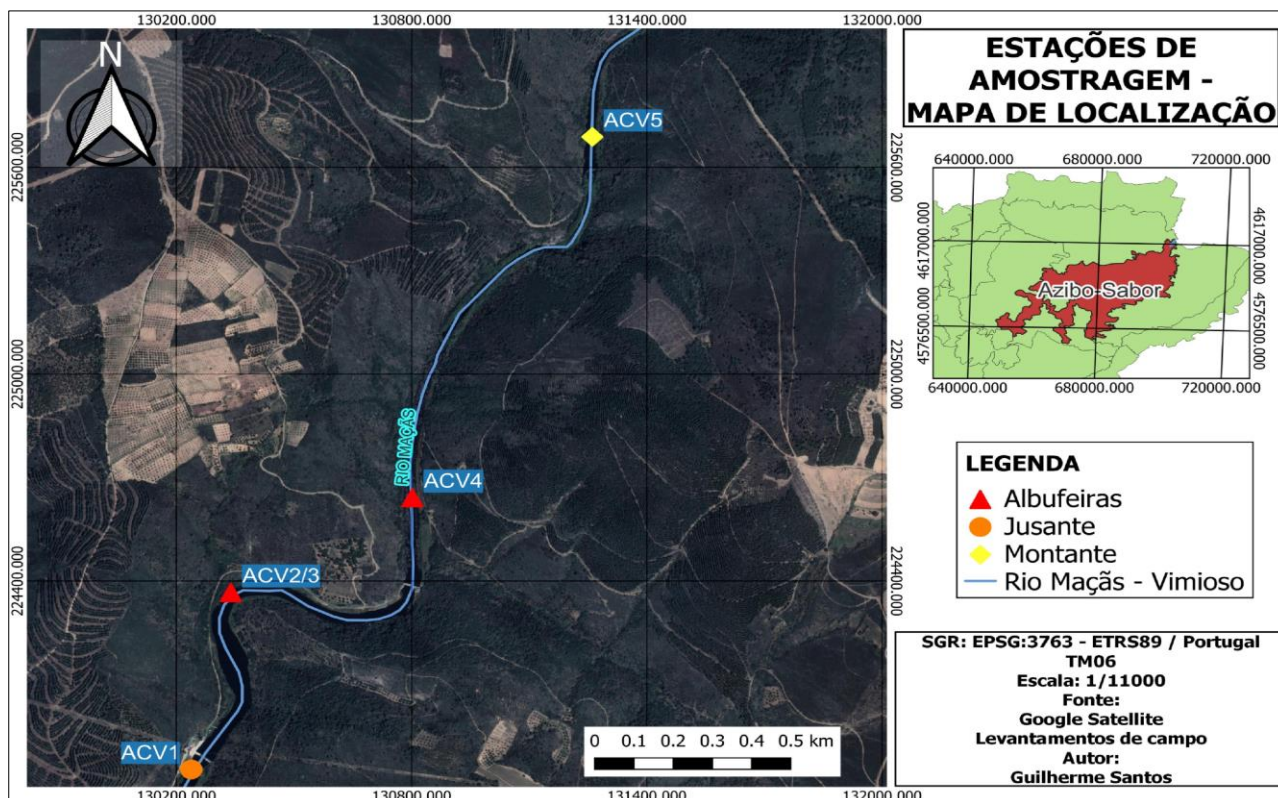


Figura 2.1. Localização dos troços amostrados na proximidade (ACV1 e ACV5) e interior (ACV2, ACV3 e ACV4) de ambos os açudes.

\* Segundo Robalo et al. (2006) a *Achondrostoma arcasii* não se encontra em território de Portugal, correspondendo os exemplares presentes na bacia dos rios Maçãs e Angueira a uma nova espécie, ainda por descrever.



**Figura 2.2. Açude situado a jusante da ribeira de Vale de Pena (em cima) e açude de captação de água da ETA de Vimioso (em baixo), ambos localizados no rio Maçãs, na proximidade da aldeia de Outeiro.**

A monitorização iniciou-se em 2018, em cinco estações de amostragem, três em ambiente lótico (definidas como ACV1, ACV2 e ACV5), situadas respetivamente a jusante e montante dos açudes, e duas em ambiente lêntico, correspondentes às albufeiras dos mesmos açudes (ACV3 e ACV4). A partir de 2019, com o alteamento dos açudes, o regolfo da albufeira da ETA de Vimioso atingiu o paredão da albufeira de Vale de Pena, tendo sido eliminada ACV2 que assumiu características lênticas.

**Tabela 2.1. Identificação dos troços de amostragem e respetivas coordenadas ETRS89/TM06**

DESIGNAÇÃO	ACRÓNIMO	COORDENADAS ETRS89/TM06	
		X-COORD	Y-COORD
<b>Estação 1 (Troço lótico jusante)</b>	<b>ACV1</b>	130075,68	223882,60
<b>Estação 3 (Açude ETA Vimioso)</b>	<b>ACV3</b>	130223,79	224391,45
<b>Estação 4 (Açude Vale de Pena)</b>	<b>ACV4</b>	130705,61	224642,20
<b>Estação 5 (Troço lótico montante)</b>	<b>ACV5</b>	131149,56	225695,05

Relativamente à frequência de amostragem, foram considerados dois períodos de monitorização de:

1) Elementos biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos de suporte e captura e marcação de fração de peixes nativos nos locais ACV1 e ACV2/3 (Rio Maçãs) – época reprodutiva da comunidade de ciprinídeos e leuciscídeos na primavera (mês de referência: maio).

2) Elementos biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos de suporte, com avaliação da taxa de recaptura de peixes anteriormente marcados no sentido de perceber a potencial transponibilidade das espécies piscícolas em ambos os açudes durante o período de migração reprodutiva – final do verão (mês de referência: setembro).

### 2.2.2. Avaliação do elemento físico-químico da água

A mensuração das variáveis físico-químicas da água foi efetuada através do uso de sondas multiparamétricas de campo (HACH HQ40d, © USA). Foram determinadas as seguintes variáveis, medidas *in situ*: 1) temperatura da água; 2) oxigénio dissolvido (concentração e % de saturação); 3) condutividade elétrica, 4) pH e 5) Total de Sólidos Dissolvidos (**Figura 2.3**).



**Figura 2.3. Elemento Físico-Químico: Mensuração, *in situ*, de variáveis (setembro de 2022).**

Na **Tabela 2.2** apresentam-se os elementos físico-químicos de suporte exigidos nas normativas da DQA, para avaliação do estado ecológico em rios. Os resultados foram analisados de acordo com os critérios oficiais (APA, 2014).

**Tabela 2.2. Elementos Físico-Químicos gerais avaliados.**

ELEMENTOS FÍSICO-QUÍMICOS GERAIS	PARÂMETROS	MÉTODO	UNIDADES
Condições Térmicas	Temperatura	Termometria	°C
Condições de oxigenação	Oxigénio Dissolvido	Potenciometria	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>
	Taxa de Saturação em Oxigénio		% saturação O <sub>2</sub>
Salinidade	Condutividade elétrica a 20°C (média)	Conduímetria	µS.cm <sup>-1</sup>
Estado de acidificação	pH	Potenciometria	Escala de Sorensen

### 2.2.3. Avaliação do elemento hidromorfológico

Na inventariação das características hidromorfológicas foi usada a metodologia do *River Habitat Survey* (RHS) (Environment Agency, 2003), tendo sido efetuada por um operador devidamente acreditado (**Figura 2.4**).



Figura 2.4. Elemento hidromorfológico de suporte: Preenchimento da ficha de RHS no campo.

O RHS permitiu a inventariação de características hidromorfológicas do canal e estruturais do corredor ribeirinho ao longo de um trecho com 500 m, abrangendo uma faixa de 50 m de cada lado do curso de água (**Figura 2.5**).

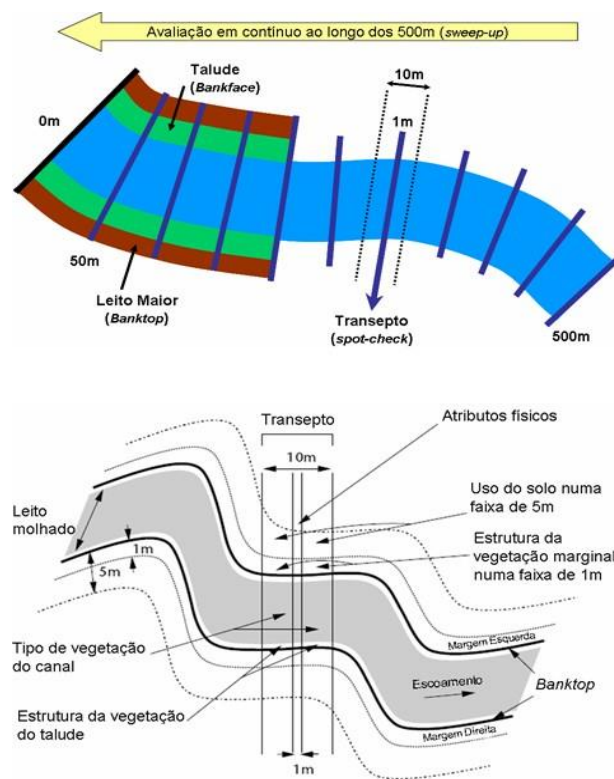


Figura 2.5. Representação esquemática da distribuição espacial para recolha de dados em cada secção de amostragem do RHS (adaptado de Environment Agency, 2003).

As observações são efetuadas a dois níveis distintos: 1) em transetos dispostos de 50 em 50 m (denominados *spot-checks*), e 2) em observação contínua ao longo de todo o sector de 500 m (*sweep-up*). O inventário de campo incluiu também informação sobre o substrato, a frequência de ocorrência de características de erosão e de sedimentação, o hidrodinamismo, a estrutura da vegetação, a morfologia das margens e o uso de solo nas zonas adjacentes ao corredor ribeirinho.

## 2.2.4. Avaliação do elemento biológico

### 2.2.4.1. Comunidades de macroinvertebrados

A amostragem das comunidades de macroinvertebrados foi feita de acordo com os critérios da APA, no âmbito da implementação da Diretiva Quadro da Água (DQA) (INAG 2008a). Em cada um dos 4 locais amostrados selecionaram-se troços de 50 m, englobando pelo menos 2 mesohabitats distintos, *i.e.*, *riffle* e *pool*. Foram obtidas amostras compostas, através do uso de rede de mão de 500 µm de malha, em seis microhabitats (arrastos de 1 m), tendo em conta a sua representatividade (**Figura 2.6**). No caso das albufeiras, a amostragem foi feita nas margens e nas zonas lânticas vadeáveis. Foram também recolhidos invertebrados fixados ao substrato, mediante o uso de pinças. Todas as amostras foram conservadas em frascos de polietileno, com álcool etílico a 95 %, e devidamente etiquetadas.



**Figura 2.6. Processo de amostragem dos macroinvertebrados bentónicos (setembro 2022).**

No tratamento laboratorial, as amostras de invertebrados bentónicos foram lavadas com um crivo de 500 µm de malha e água corrente para remoção dos materiais inorgânicos (e.g. sedimentos finos) e orgânicos (e.g. folhas, plantas). Todo o material

retido foi colocado em tabuleiros plásticos com uma pequena porção de água. Com o auxílio duma pinça foi feita a triagem dos invertebrados para frascos contendo álcool a 70%, devidamente etiquetados. A identificação realizou-se mediante o uso de um microscópio estereoscópico OLYMPUS SZX10 de ampliação 10-230x e o auxílio de chaves dicotómicas (e.g. Tachet *et al.* 1981; 2010). A identificação dos indivíduos efetuou-se até ao nível taxonómico de Família, com exceção dos exemplares pertencentes às subclasses Oligochaeta e Acari (**Figura 2.7**).



**Figura 2.7.** Triagem e identificação dos macroinvertebrados bentónicos (setembro 2022).

#### **2.2.4.2. Comunidades de peixes**

##### **Amostragem da fauna piscícola nos troços lóticos**

Na amostragem da fauna piscícola recorreu-se ao protocolo “Avaliação Biológica da Qualidade da Água em Sistemas Fluviais segundo a DQA - Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola” (INAG 2008*b*). Assim, nos troços ACV1 e ACV5 as amostragens foram realizadas vadeando em *zig-zag*, de margem para margem e sempre no sentido ascendente. Utilizou-se um aparelho de pesca elétrica portátil com *output* de corrente contínua e por impulsos (Hans Grassl ELTII GI ©; 300-600V) (**Figura 2.8**), que foi devidamente ajustado em função da condutividade elétrica da água, previamente determinada, no sentido de aumentar a eficiência da pesca e evitar simultaneamente lesões e mortalidade da comunidade piscícola. Tendo em conta a baixa condutividade elétrica da água e a dificuldade de amostragem nas zonas mais profundas, optou-se por usar um CPUE (capturas por unidade de esforço) em troços não inferiores a 100 m e um tempo aproximado de 30 minutos. No processo de captura e manuseamento, os peixes foram manipulados cuidadosamente e

mantidos dentro de baldões, com água abundante e oxigenação providenciada por arejadores portáteis.



Figura 2.8. Captura da comunidade piscícola por pesca elétrica (setembro de 2022).

### Amostragem da fauna piscícola nos troços lânticos

Na amostragem da ictiofauna dos troços lânticos, correspondentes às duas albufeiras, *i.e.*, ACV2/3 e ACV4, recorreu-se a uma estratégia complementar baseada no uso de:

- a) Pesca elétrica nas zonas vadeáveis das albufeiras, nomeadamente na proximidade das margens, de acordo com os procedimentos supramencionados (**Figura 2.8**);
- b) Redes de emalhar com malhas múltiplas (*multi-mesh gillnets*) para amostragem da zona pelágica com dimensões de 27,5 x 6 m (comprimento x profundidade) e tamanho de malha mínimo de 6,25 mm (**Figura 2.9**).

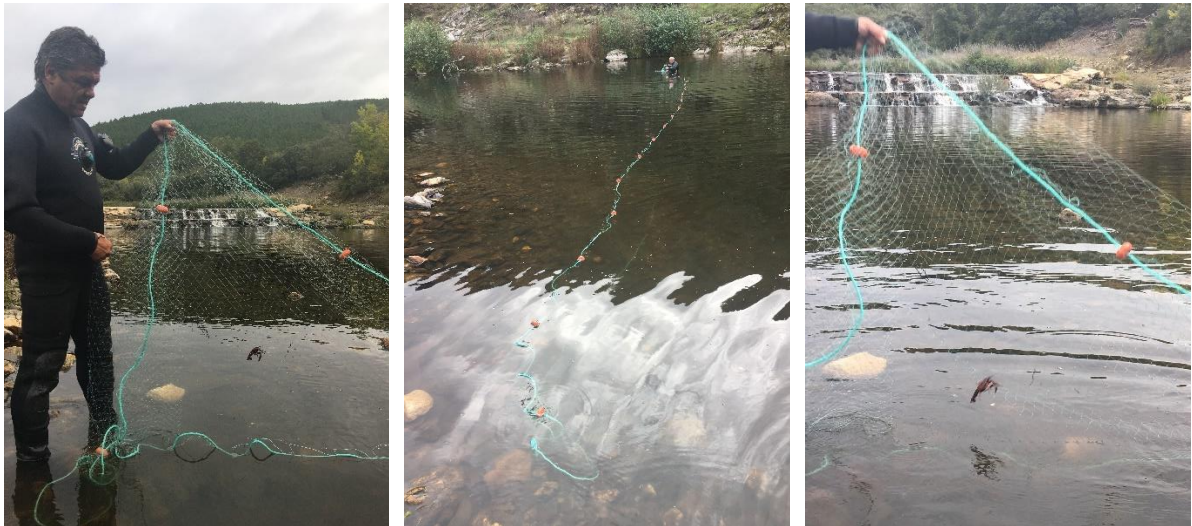
Para a caracterização da fauna piscícola presente nas zonas mais pelágicas e mais profundas foram usadas 2 redes de emalhar por albufeira e um tempo de permanência de 12h (**Figura 2.10**).

Foi respeitada a Norma CEN (EN 14757: 2005) que, segundo Godinho (2009), descreve um método de amostragem normalizada para peixes em lagos/albufeiras, utilizando redes de emalhar com malhas múltiplas (*multi-mesh gillnets*).



**Figura 2.9. Captura das comunidades piscícolas nos ambientes lânticos (setembro 2021).**

O método fornece uma estimativa para o ambiente lântico da ocorrência de espécies, estrutura das associações piscícolas e abundância (ou biomassa) relativas, expressas em termos de captura por unidade de esforço (CPUE). Estas estimativas são comparáveis ao longo do tempo dentro de um lago e/ou albufeira e entre lagos/albufeiras.



**Figura 2.10. Colocação de redes de emalhar nos açudes e captura de peixes (setembro 2022).**

Para a identificação e obtenção de informação das espécies piscícolas recorreu-se a Almaça (1996), Cabral et al. (2005), Oliveira et al. (2007), Kottelat e Freyhof (2007) e Collares Pereira et al. (2021). Foram ainda obtidos dados biométricos, nomeadamente do comprimento total, através do uso de um ictiómetro (precisão de 0,1 cm), e da biomassa, através do uso de uma balança portátil (precisão de 0,01 g) (Figura 2.11).



**Figura 2.11. Obtenção de dados biométricos: pesagem e medição da fauna piscícola.**

Todos os peixes exóticos invasores presentes, nomeadamente pertencentes às espécies *Lepomis gibbosus*, *Alburnus alburnus* e *Tinca tinca*, e invertebrados decápodes, pertencentes às espécies *Procambarus clarkii* e *Pacifastacus leniusculus* foram eliminados de acordo com a legislação vigente e indicação efetuadas pelo ICNF.

#### **2.2.4.3. Avaliação da transponibilidade pelas espécies-alvo**

Para avaliação da potencial transponibilidade dos açudes pelas espécies piscícolas foi considerada a aplicação do **ICF - Índice de Continuidade Fluvial** (Bochechas, 2014), que utiliza uma série de procedimentos sequenciais, caso de:

- Identificação dos peixes que ocorrem no local em estudo;
- Classificação dos peixes de acordo com a capacidade para transpor obstáculos;
- Classificação do obstáculo e medição das características usadas na avaliação;
- Comparação das características do obstáculo com os grupos de espécies piscícolas potencialmente presentes, a qual produz uma primeira indicação de quais os grupos que poderão transpor o obstáculo;
- Aplicação de moduladores desenvolvidos por Solà et al. (2011) para obter o valor final do índice.

Ambos os açudes foram classificados segundo a metodologia definida em Solá (2011) e Bochechas (2014). Esta metodologia classifica estas infraestruturas em três grupos, de acordo com a sua morfologia geral (**Figura 2.12**):

- A) Estruturas em que a água passa totalmente sobre uma soleira, criando uma queda de água de altura variável (açudes e barragens);
- B) Estruturas em que a água passa totalmente através de um ou vários orifícios de dimensão variada, podendo formar-se, ou não, uma pequena queda de água (passagens hidráulicas em vias de comunicação);
- C) Estruturas com uma soleira com um declive muito suave, em que toda a água passa sobre esta soleira sem que se forme uma queda de água a jusante da mesma (barreiras de estabilização do leito, pequenos açudes).

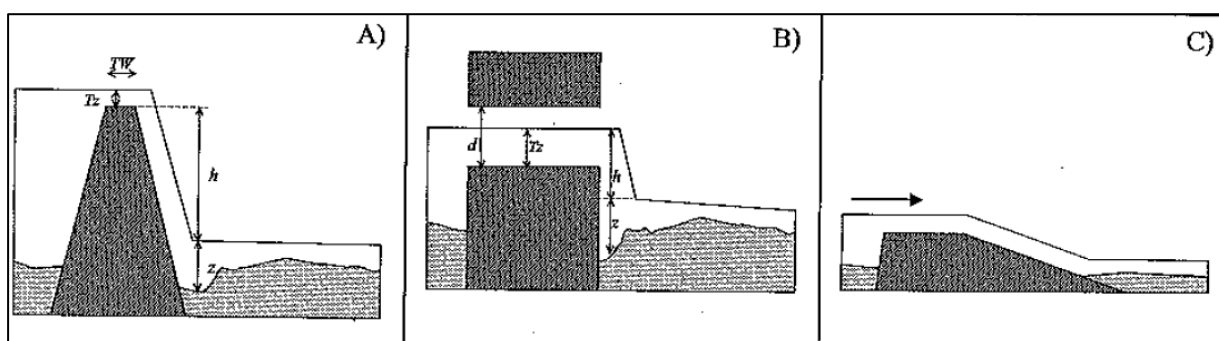


Figura 2.12. Classificação de obstáculos para aplicação do ICF (Solà et al., 2011).

Os parâmetros medidos, identificados na **Figura 2.12**, foram os seguintes:

$Tw$  – espessura da soleira descarregadora, expressa em metros (m).

$Tz$  – carga sobre a soleira descarregadora (m).

$h$  – diferença de cota entre a crista do descarregador e o nível de água imediatamente a jusante do obstáculo (m).

$z$  – profundidade de água imediatamente a jusante do obstáculo (m).

$d$  – altura média dos orifícios por onde circula a água (m).

Segundo Bochechas (2014) as infraestruturas hidráulicas detetadas na bacia hidrográfica do rio Sabor, embora diferentes da descrita para rios da Catalunha por Solà *et al.* (2011) são suscetíveis de ser adaptadas, permitindo uma aplicação das metodologias descritas. Importa salientar que muitos dos açudes presentes na bacia do rio Sabor, apresentam uma face de jusante inclinada, sem a formação da queda de água clássica, podendo ser configurada uma situação intermédia entre (A) e (C). No entanto, devido ao elevado valor de  $h$ , optou-se por aplicar os critérios da situação (A), que melhor caracterizam este tipo de obstáculos.

## 2.2.5. Tratamento de dados

### 2.2.5.1. Elemento físico-químico da água

Os resultados obtidos foram analisados de acordo com os critérios oficiais (APA, 2014) (**Tabela 2.3**). Nos elementos físico-químicos de suporte estão definidas apenas duas classes de qualidade, BOM (cor verde) e RAZOÁVEL (amarelo).

**Tabela 2.3. Limites máximos de parâmetros químicos e físico-químicos gerais para o estabelecimento do bom estado ecológico em rios dos tipos Norte (APA, 2014).**

PARÂMETROS	LIMITE PARA O BOM ESTADO – AGRUPAMENTO NORTE
Oxigênio Dissolvido	≥ 5 mg O <sub>2</sub> /L
Taxa de Saturação em Oxigênio	Entre 60% e 120%
pH	entre 6 e 9 *

\* Os limites indicados poderão ser ultrapassados caso ocorram naturalmente; Fonte: INAG, 2009

### 2.2.5.2. Elemento hidromorfológico: River Habitat Survey (RHS)

Os dados de RHS das fichas de campo foram introduzidos no *software* “River Habitat Survey Toolbox software- <http://www.riverhabitatsurvey.org/author/mnaura/>”, (Naura, 2016) de onde resultaram os cálculos referentes aos índices Habitat Quality Assessment - HQA e Habitat Modification Score - HMS.

Através do índice HQA é possível avaliar a qualidade dos *habitats* fluviais, enquanto o índice HMS permite avaliar o grau de artificialização do canal. Estes índices dão-nos abordagens distintas, dado que o HMS não depende do caráter do rio e permite fazer a comparação de resultados entre cursos de água com tipologias distintas. Ambos os índices permitem também comparar a qualidade ecológica das zonas mais degradadas com o estado de referência, onde a biodiversidade e a funcionalidade do sistema são influenciadas apenas por fatores naturais. Na **Tabela 2.4.** são apresentados os valores e respetivas classificações do índice HMS na avaliação da qualidade dos *habitats* fluviais do rio Maçãs.

**Tabela 2.4. Valores com as respetivas amplitudes e classificação do Índice HMS (INAG, 2009).**

HMS PONTUAÇÃO	DESCRIÇÃO DA CATEGORIA	CLASSE QUALIDADE
0 -16	Pristino, Seminatural	EXCELENTE
17 – 199	Predominantemente não modificado	BOM OU INFERIOR
200 – 499	Obviamente modificado	
500 – 1399	Significativamente modificado	
≥ 1400	Severamente modificado	

Para a tipologia presente ( $N1 > 100 \text{ Km}^2$ ), o valor do **índice HQA** para a classe **EXCELENTE é de  $\geq 46$** . A classificação do elemento hidromorfológico RHS advém do pior resultado dos dois índices que o compõem (HQA e HMS).

### 2.2.5.3. Elemento biológico: macroinvertebrados

No tratamento dos dados da macrofauna bentónica foi usado um conjunto alargado de métricas que permitem avaliar a qualidade biológica na proximidade de ambos os Açudes de Vimioso. Muitas destas métricas foram obtidas através do uso do Software AMIIB@ ([http://dqa.inag.pt/implementacao\\_invertebrados\\_AMIIB.html](http://dqa.inag.pt/implementacao_invertebrados_AMIIB.html)).

Uma das métricas mais importante é o **IPtIN - Índice Português de Invertebrados do Norte**, desenvolvido e aplicado de acordo com a Diretiva-Quadro da Água (INAG, 2009), que integra diferentes métricas, assim combinadas na seguinte fórmula:

$$\text{IPtIN} = \text{N}^\circ \text{ taxa} \times 0,25 + \text{EPT} \times 0,15 + \text{Evenness} \times 0,1 + (\text{IASPT} - 2) \times 0,3 + \text{Log} (\text{Sel. ETD}+1) \times 0,2$$

- **EPT**: N° de famílias pertencentes aos Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera;
- **Evenness**: Designado por índice de Pielou ou Equitabilidade, é calculado como:

$$E = H'/\text{Ln } S \quad \text{em que:}$$

**H'** - diversidade de Shannon-Wiener

**S** - número de *taxa* presentes

**Ln** - logaritmo natural ou neperiano

O **Índice H' de Shannon-Wiener** calcula-se pela expressão  $H' = - \sum p_i \text{Ln } p_i$

em que:

$$p_i = n_i/N$$

**n<sub>i</sub>**- n° de indivíduos de cada *taxon i*

**N**- n° total de indivíduos presentes na amostra

- **IASPT**: ASPT Ibérico, que corresponde ao IBMWP, dividido pelo número de famílias presentes;
- **Log (Sel. ETD+1)** -  $\text{Log}_{10}$  de (1 + soma das abundâncias de indivíduos das famílias *Heptageniidae*, *Ephemeridae*, *Brachycentridae*, *Odontoceridae*, *Limnephilidae*, *Goeridae*, *Polycentropodidae*, *Athericidae*, *Dixidae*, *Dolichopodidae*, *Empididae*, *Stratiomyidae*).

Na **Tabela 2.5** constam os valores de referência e as fronteiras entre as classes de qualidade em RQE, de acordo com a tipologia do rio Maçãs na área de estudo, tendo em consideração o ajuste das fronteiras aos critérios de classificação, revistos no Plano de Gestão de Região Hidrográfica 2016/2021 (APA, 2015).

**Tabela 2.5. Mediana dos valores de referência e fronteiras nos rios estudados (APA, 2015).**

TIPOLOGIA DE RIOS	VALOR DE REFERÊNCIA	EXCELENTE	BOM	RAZOÁVEL	MEDIOCRE	MAU
Rios do Norte de Média-Grande Dimensão N1>100 km <sup>2</sup>	1,00	≥0,88	[0,68-0,88[	[0,44-0,68[	[0,22-0,44[	[0-0,22[

#### 2.2.5.4. Elemento biológico: peixes

O **F-IBIP - Índice Piscícola de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis** é o método nacional de avaliação do estado ecológico de rios, baseado nas comunidades piscícolas (INAG & AFN, 2012). Neste índice, as componentes mais relevantes para a avaliação do estado biológico são: 1) **Composição**: a identificação até à espécie permite avaliar a composição da comunidade piscícola em determinado troço, para além de fornecer informações relativas à existência de espécies exóticas e respetivas quantificações; e 2) **Abundância**: considera o número de indivíduos de cada espécie identificada no troço de amostragem, relacionando-o com a área de amostragem.

Os resultados de cada local amostrado foram obtidos com base nas amostragens e capturas efetuadas nos diversos tipos de *habitats* presentes. A informação para cada local foi apresentada como:

- Abundância relativa de espécies capturadas: aproximada ao percentil (%);
- Captura Por Unidade de Esforço (CPUE): nº de indivíduos / minuto de pesca;
- % de peixe transferido em boas condições de sobrevivência, caso necessário;
- Estrutura populacional aproximada (baseada em classes de tamanho);
- Índice Piscícola de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis de Portugal Continental (F-IBIP);

Na aplicação do F-IBIP é necessário identificar o agrupamento piscícola para cada local de amostragem. Tendo em conta os 6 agrupamentos definidos (INAG & AFN, 2012), verificou-se que os locais de amostragem pertencem ao Grupo – Ciprinícola de Média Dimensão da Região Norte que possui as seguintes características:

- “Ciprinícola de Média Dimensão da Região Norte: Troços de jusante dos rios a norte da bacia do Tejo, com declives pouco acentuados e área de drenagem de média a grande dimensão (>100 km<sup>2</sup>). Apresentam níveis de precipitação intermédios no contexto nacional (1200 - 600 mm) e

temperaturas elevadas. Comunidade dominada por *Luciobarbus bocagei* (barbo-comum), *Pseudochondrostoma* spp. (bogas-de-boca-reta) e *Achondrostoma oligolepis* (ruivaco)”.

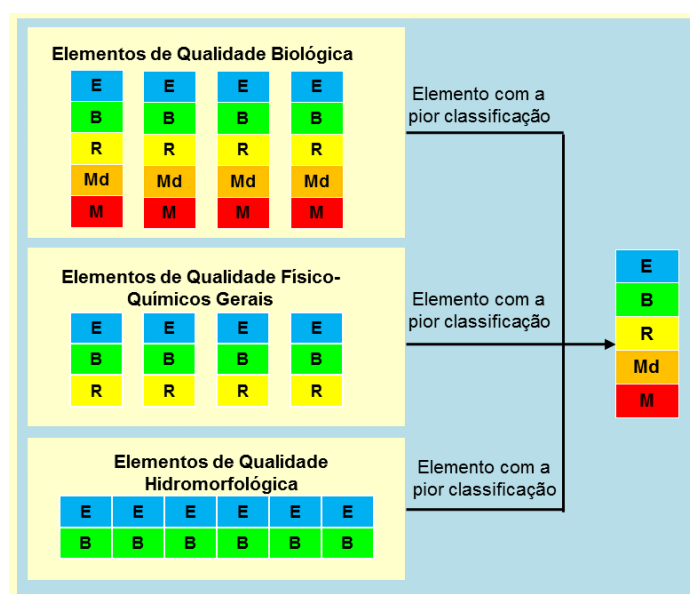
Com recurso a um software (<https://www.isa.ulisboa.pt/proj/fibip/>) para tratamento dos dados das capturas foi obtido um resultado final do F-IBIP. Este valor varia entre **0 (zero)**, que corresponde à classificação de má qualidade, e **1 (um)**, correspondente à classificação de excelente qualidade. A qualidade ecológica vem expressa numa de cinco classes de qualidade, sendo que os valores de variação de cada classe são iguais para todos os agrupamentos piscícolas. Na **Tabela 2.6** apresentam-se esses valores expressos em rácios de qualidade ecológica.

**Tabela 2.6. Valores para as classes de qualidade do F-IBIP, Classe de Qualidade e Valor em Rácio de Qualidade Ecológica (RQE).**

CLASSE DE QUALIDADE	VALOR (RQE)
Excelente	[0,850 – 1,000]
Bom	[0,675 – 0,850[
Razoável	[0,450 – 0,675[
Medíocre	[0,225 – 0,450[
Mau	[0 – 0,225[

### 2.2.5.5. Critérios de avaliação da qualidade ecológica

No presente estudo foi feita apenas a caracterização de elementos de qualidade: 1) biológica (macroinvertebrados e fauna piscícola); 2) hidromorfológica e 3) físico-química de suporte. A classificação final da qualidade ecológica foi determinada pelo elemento de qualidade que apresentou o pior resultado (**Figura 2.13**).



**Figura 2.13. Determinação da qualidade ecológica (adaptado de INAG, 2009).**

## 2.2.6. Monitorização sequencial de stocks de peixes

### 2.2.6.1. Marcação dos peixes

Para avaliação da potencial transponibilidade dos obstáculos pela fauna piscícola presente na proximidade de ambos os açudes, foi implementada uma monitorização sequencial de peixes. Para tal, foi necessário proceder à marcação de uma fração dos exemplares de espécies nativas presentes na proximidade dos obstáculos identificados. Foram marcados, ao longo de sucessivos anos, 800 exemplares, quer a montante quer a jusante do Açude de Captação da ETA do Rio Mações, distribuídos pelas espécie-alvo nativas, i.e. *Luciobarbus bocagei*, *Pseudochondrostoma duriense*, *Squalius carolitertii*, *Squalius alburnoides* e residualmente *Achondrostoma* sp.. Foram usadas marcas **VIE - Implante Visível de Elastómero**, na época de reprodução (i.e., abril/maio/junho). Por cada local (ACV1 e ACV2/3) foram marcados indivíduos usando cores e locais diferentes (barbatana caudal- exemplares mais pequenos e tecido post-ocular- exemplares de maiores dimensões). A marcação dos espécimes foi realizada através do uso do Sistema Manual de Injeção de Elastómero (NMT Inc. 2008) (**Figura 2.14**).



Figura 2.14. Marcação com elastómero no tecido post-ocular e nas barbatanas de peixes.

Todos os peixes capturados foram imediatamente libertados, logo após a marcação *in situ*, tendo sido distribuídos pelas zonas imediatamente a jusante de ambos os açudes.

A monitorização sequencial foi realizada no mês de setembro, após os pulsos reprodutivos dos criprínídeos e leuciscídeos presentes. Recorreu-se à pesca elétrica (e.g. marcação/recaptura) em todos os locais selecionadas, complementada com o uso de redes multimalha (apenas nas albufeiras de ambos os açudes) com o intuito de encontrar animais marcados. Desta forma, foi possível avaliar/confirmar a capacidade de os peixes poderem movimentar-se, nomeadamente no sentido de jusante para montante dos açudes, e aferir a efetiva conetividade fluvial existente na área de estudo.

### 2.2.6.2. Avaliação da Transponibilidade

O valor do Índice de Continuidade Fluvial – ICF, varia entre 0 e 110, permitindo classificar os obstáculos em 5 classes de qualidade, em sintonia com as classes de qualidade da Diretiva-Quadro da Água, conforme descrito na **Tabela 2.7**.

O apuramento da pontuação final foi obtido através do preenchimento das fichas apresentadas nos **Anexos 1 e 2**.

**Tabela 2.7. Classes de qualidade e intervalos do índice ICF (adaptado de Bochechas (2014) e de Solà et al. (2011)).**

Índice	Classe de Qualidade	Interpretação
>95	<b>Excelente</b>	Todos os grupos de peixes potencialmente presentes deslocam-se livremente em todas as condições hidrológicas. Ausência de obstáculos para os peixes ou obstáculos parcial ou totalmente demolidos.
75-94	<b>Bom</b>	A maioria dos grupos de peixes potencialmente presentes transpõe o obstáculo em todas as condições hidrológicas. Presença de pequeno obstáculo ou obstáculo com uma boa passagem para peixes.
50-74	<b>Razoável</b>	A maioria ou alguns dos grupos de peixes potencialmente presentes transpõe o obstáculo, em todas ou em algumas condições hidrológicas. Presença de um obstáculo moderadamente transponível pelos peixes com uma passagem para peixes muito específica ou pouco funcional.
25-49	<b>Medíocre</b>	Apenas uma ou poucas espécies dos grupos de peixes potencialmente presentes transpõem o obstáculo e apenas em determinadas condições hidrológicas. Presença de um obstáculo com uma passagem para peixes muito específica ou pouco funcional.
<25	<b>Mau</b>	Nenhuma espécie dos grupos de peixes potencialmente presentes ou apenas algumas espécies em condições hidrológicas muito excecionais conseguem transpor o obstáculo. Presença de grande obstáculo sem passagem para peixes ou com um dispositivo muito pouco ou não funcional.

### **2.2.7. Tratamento estatístico**

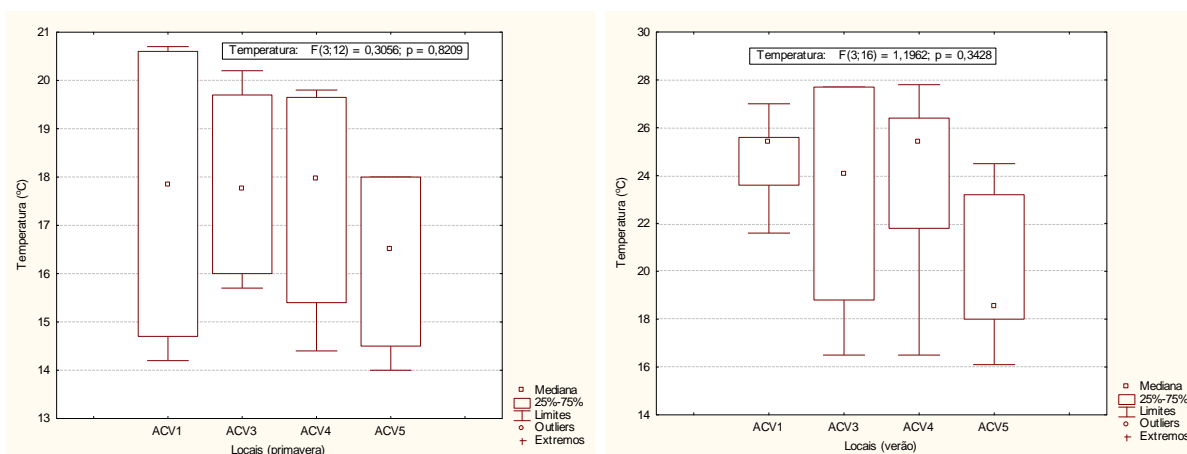
Foi feito o tratamento dos dados através de análises uni e multivariada. No tratamento estatístico dos dados foram aplicados testes paramétricos (ANOVA 1-way) e não paramétricos de Mann-Whitney (U), com base no software STATISTICA 7 (STATSOFT, 2004).

Foram usadas ordenações de escalonamento não-métrico multidimensional (nMDS) para as comunidades de invertebrados e peixes entre os locais amostrados. Para avaliar a ligação estabelecida entre as variáveis ambientais e os locais amostrados foi feita uma análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA). A dbRDA permite testar a significância dos termos através duma análise comparativa de duas matrizes de dados de natureza distinta, envolvendo as matrizes de dados ecológicos e ambientais. Foram ainda realizados testes não paramétricos ANOSIM one-way, para investigar a similaridade entre locais de amostragem, épocas do ano (primavera vs. verão) e anos (2018 a 2022) tendo em conta os dados abióticos e bióticos coletados. Recorreu-se ao software PRIMER 7 & PERMANOVA + (Anderson et al., 2008).

## 2.3. Resultados

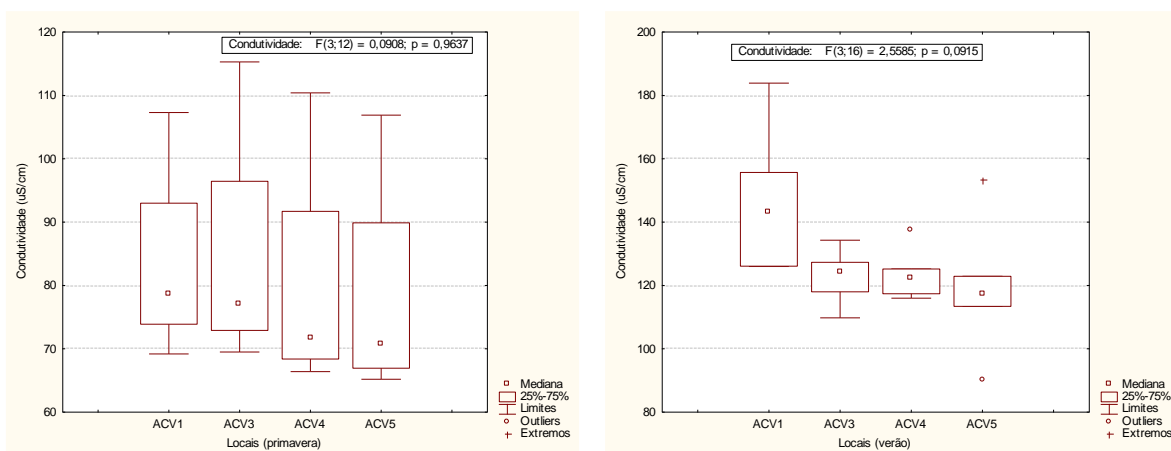
### 2.3.1. Elemento físico-químico da água

Não foram detetadas diferenças significativas ( $P > 0,05$ , ANOVA 1-way) na qualidade da água entre as 4 estações de amostragem, quer na primavera quer no verão, nomeadamente nas variáveis da temperatura, condutividade, oxigénio dissolvido (com exceção da % saturação, no verão), pH e TDS (**Figuras 2.15 a 2.20**).

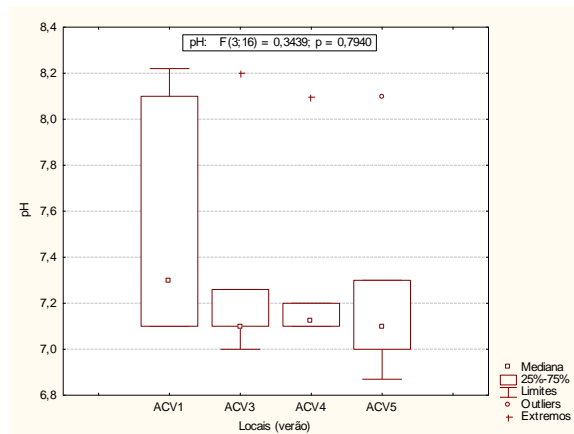
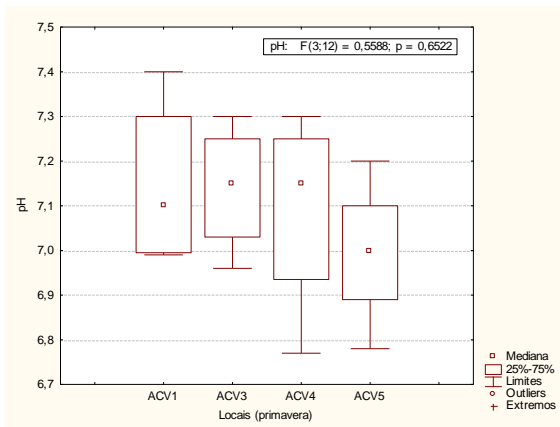


**Figura 2.15. Variação da temperatura (°C) nos dois períodos de amostragem, primavera (esquerda) e verão (direita), no rio Maças (ACV1- troço lótico a jusante; ACV2/3 albufeira ETA; ACV4- albufeira Vale Pena; ACV5- troço lótico a montante) (anos de 2018 a 2022).**

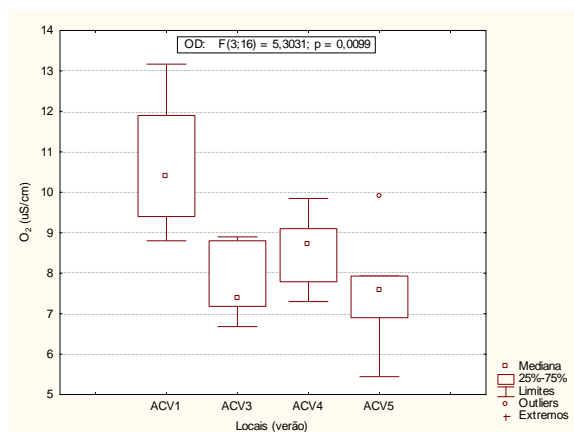
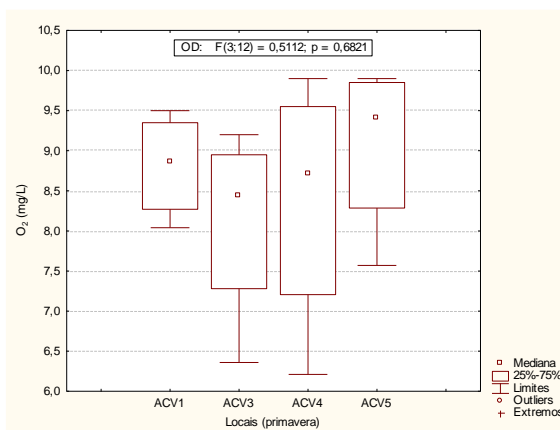
Os valores obtidos para os 6 parâmetros físico-químicos avaliados permitem enquadrá-los num bom-razoável estado de qualidade em rios do Norte de Portugal, de acordo com os critérios da APA (2014). A variação detetada da primavera para o verão, permitiu encontrar um aumento nas variáveis da temperatura, condutividade, teor em sais dissolvidos e pH e um decréscimo na concentração e % de saturação de oxigénio dissolvido na água.



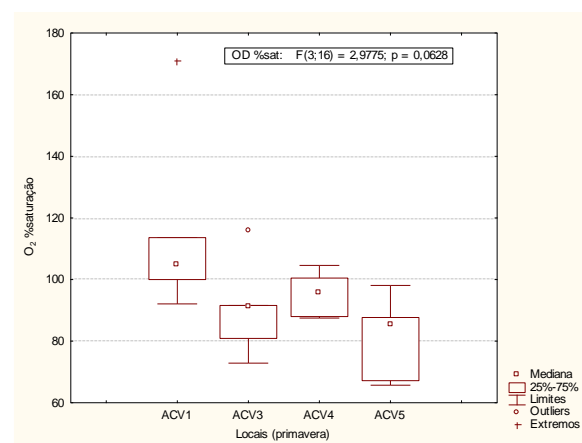
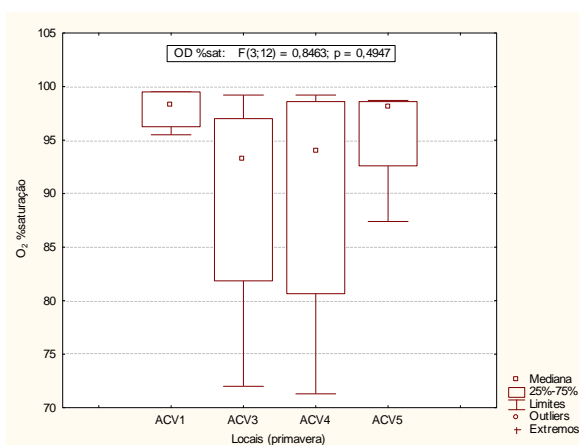
**Figura 2.16. Variação da condutividade (µS/cm) nos dois períodos de amostragem, primavera (esquerda) e verão (direita), no rio Maças (ACV1- troço lótico a jusante; ACV2/3 albufeira ETA; ACV4- albufeira Vale Pena; ACV5- troço lótico a montante) (anos de 2018 a 2022).**



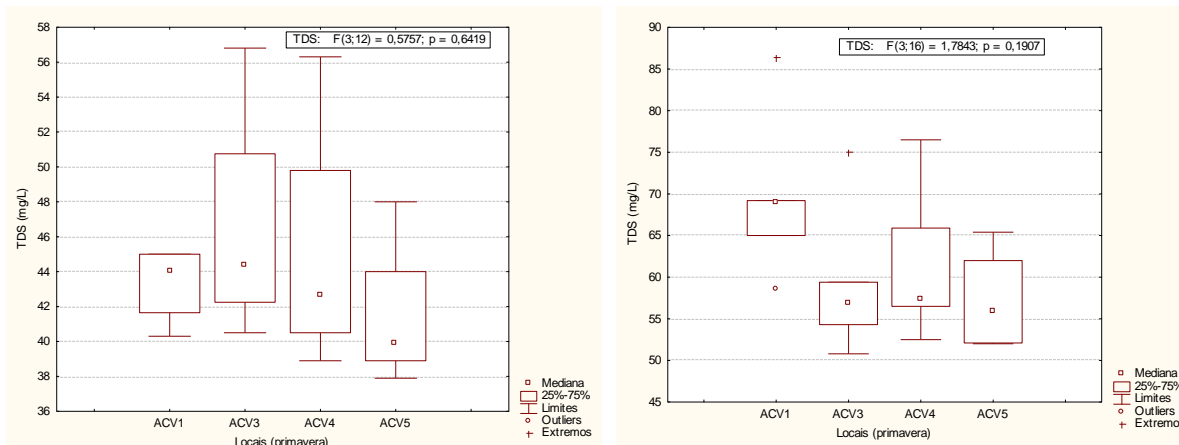
**Figura 2.17. Variação do pH nos dois períodos de amostragem, primavera (esquerda) e verão (direita), no rio Maçãs (ACV1- troço lótico a jusante; ACV2/3 albufeira ETA; ACV4- albufeira Vale Pena; ACV5- troço lótico a montante) (anos de 2018 a 2022).**



**Figura 2.18. Variação do teor de O<sub>2</sub> (mg/L) nos dois períodos de amostragem, primavera (esquerda) e verão (direita), no rio Maçãs (ACV1- troço lótico a jusante; ACV2/3 albufeira ETA; ACV4- albufeira Vale Pena; ACV5- troço lótico a montante) (anos de 2018 a 2022).**

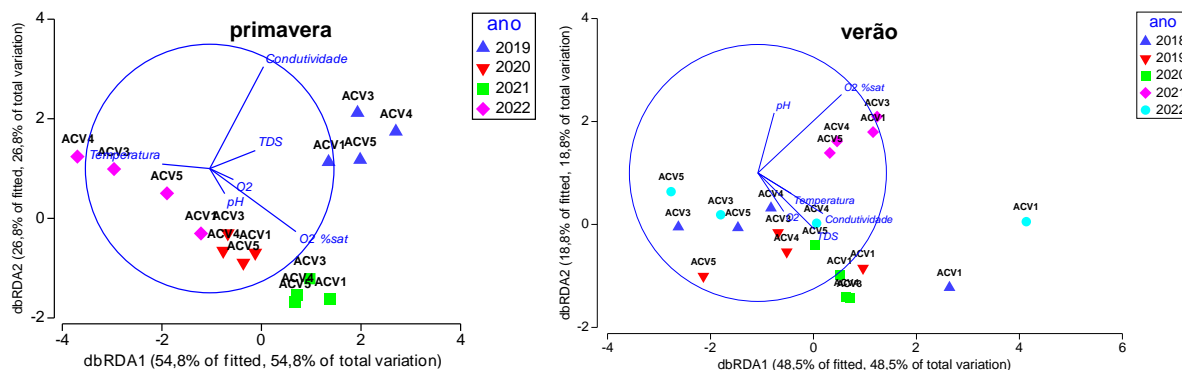


**Figura 2.19. Variação do teor de O<sub>2</sub> (% saturação) nos dois períodos de amostragem, primavera (esquerda) e verão (direita), no rio Maçãs (ACV1- troço lótico a jusante; ACV2/3 albufeira ETA; ACV4- albufeira Vale Pena; ACV5- troço lótico a montante) (anos de 2018 a 2022).**



**Figura 2.20. Variação do Total de Sólidos Dissolvidos, TDS (mg/L) na primavera (esquerda) e verão (direita), no rio Maçãs (ACV1- troço lótico a jusante; ACV2/3 albufeira ETA; ACV4- albufeira Vale Pena; ACV5- troço lótico a montante) (anos de 2018 a 2022).**

Nas duas análises dbRDA, realizadas para a primavera (os dois primeiros eixos *dbRDA1* e *dbRDA2* explicaram 81,6% da variância total) e para o verão (67,3% da variância total) estão correlacionados os dados ambientais (qualidade da água) com os locais amostrados para cada época do ano estudadas. Realça-se a influência das variáveis do oxigénio dissolvido (% saturação) e da condutividade, parcialmente responsáveis pela discriminação existente entre locais de amostragem (**Figura 2.21**).



**Figura 2.21. Análise dbRDA referente às variáveis ambientais e aos locais de amostragem (ACV1 – troço lótico situado a jusante das albufeiras; ACV3 – albufeira de captação de água da ETA; ACV4 – albufeira a jusante da ribeira de Vale de Pena; ACV5 – troço lótico situado a montante de ambos os açudes) para os 2 períodos (primavera e verão) (anos 2018 a 2022).**

Importa ainda destacar a variações interanuais, mais explícitas do que a variação entre estações de amostragem em cada ano de estudo. Com efeito, os testes de similaridade ANOSIM (*pairwise tests, 1-way*) revelaram diferenças significativas ( $P < 0,05$ ) entre anos, quer na primavera (com exceção do par de anos 2020-2022), quer no verão (com exceção de 2018-2019, 2018-2022, e 2019-2022). Merece referência a maior discrepância entre locais de amostragem em 2018 e 2022, em particular na estação ACV1, com stress mais pronunciado, situada a jusante de ambos os açudes.

### 2.3.2. Elemento hidromorfológico

Da aplicação do *River Habitat Survey* e software associado foram obtidos os resultados para os índices HQA (**Tabela 2.8**) e HMS (**Tabela 2.9**), considerando apenas os dois troços lóticos, i.e., ACV1 e ACV5, do Rio Maçãs.

**Tabela 2.8. Valores do Índice HQA - Habitat Quality Assessment (verão de 2018 a 2022).**

Características hidromorfológicas	2018		2019		2020		2021		2022	
	ACV1	ACV5	ACV1	ACV5	ACV1	ACV5	ACV1	ACV5	ACV1	ACV5
Corrente (escoamento)	5	7	6	7	7	5	8	8	0	3
Substrato do canal	8	8	9	8	9	8	6	10	6	8
Características do canal	2	4	4	4	4	4	4	4	2	4
Características das margens	0	1	1	1	1	1	3	4	0	1
Estrutura da vegetação das margens	12	11	11	11	6	11	8	11	8	11
Vegetação do canal	0	0	0	0	0	0	4	2	4	2
Uso do solo	3	4	3	4	3	4	4	5	3	5
Características associadas às árvores	11	11	11	11	11	11	7	11	11	11
Características especiais	1	2	1	2	1	2	1	1	1	1
Pontuação	42	48	46	48	42	46	45	56	35	46
Classe de Qualidade	Bom ou Inferior	Excel.	Excel.	Excel.	Bom ou Inferior	Excel.	Bom ou Inferior	Excel.	Bom ou Inferior	Excel.

**Tabela 2.9. Valores do Índice HMS- Habitat Modification Score (verão de 2018 a 2022).**

Características hidromorfológicas	2018		2019		2020		2021		2022	
	ACV1	ACV5	ACV1	ACV5	ACV1	ACV5	ACV1	ACV5	ACV1	ACV5
Culverts	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Artificialização margens e leito	0	0	0	0	40	0	40	0	0	0
Reseccionamento margens e leito	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Realinham. canal	0	0	0	0	100	0	100	0	0	0
Bermas artificiais margens elevadas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Açudes e barragens	0	0	0	0	675	375	675	375	350	375
Pontes	0	0	0	0	250	0	250	0	0	0
Pisoteio das margens e leito	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0
Passagens a vau	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Descarga direta e deflectores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pontuação	0	0	0	0	1065	375	1075	375	350	375
Classe	1	1	1	1	4	3	4	3	3	3
Categoria	Semi - natural	Semi - natural	Semi - natural	Semi - natural	Signif. modificado	Obviam. modificado	Signif. modificado	Obviam. modificado	Obviam. modificado	Obviam. modificado
Classe de Qualidade	Excel.	Excel.	Excel.	Excel.	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior	Bom ou Inferior

Os resultados obtidos refletem a presença dos açudes e artificialização das

margens do rio, com a devida penalização em termos da qualidade destes habitats. As pontuações obtidas para o índice de qualidade do habitat HQA permitem aferir a melhor qualidade do local de montante (ACV5), cuja classificação foi de excelente (**Tabela 2.8**), comparativamente com o troço lótico de jusante (ACV1). Por sua vez o índice de modificação de habitats HMS (**Tabela 2.9**) identificou locais com classificação de excelente (maioritariamente em ACV5) e ainda de obviamente (razoável) e significativamente (mediocre), modificados, como resultado das alterações identificadas no contínuo fluvial. Relativamente ao local ACV1, nem sempre foi amostrado o mesmo troço, em virtude da ausência de água no troço imediatamente a jusante do açude da ETA de Vimioso, nos verões de 2018 e 2022 (nesta situação o RHS foi elaborado 1,5 km a jusante) (**Figura 2.22**). Nos anos de 2020 e 2021 o RHS foi executado na zona imediatamente a jusante do açude de captação de água para Vimioso.

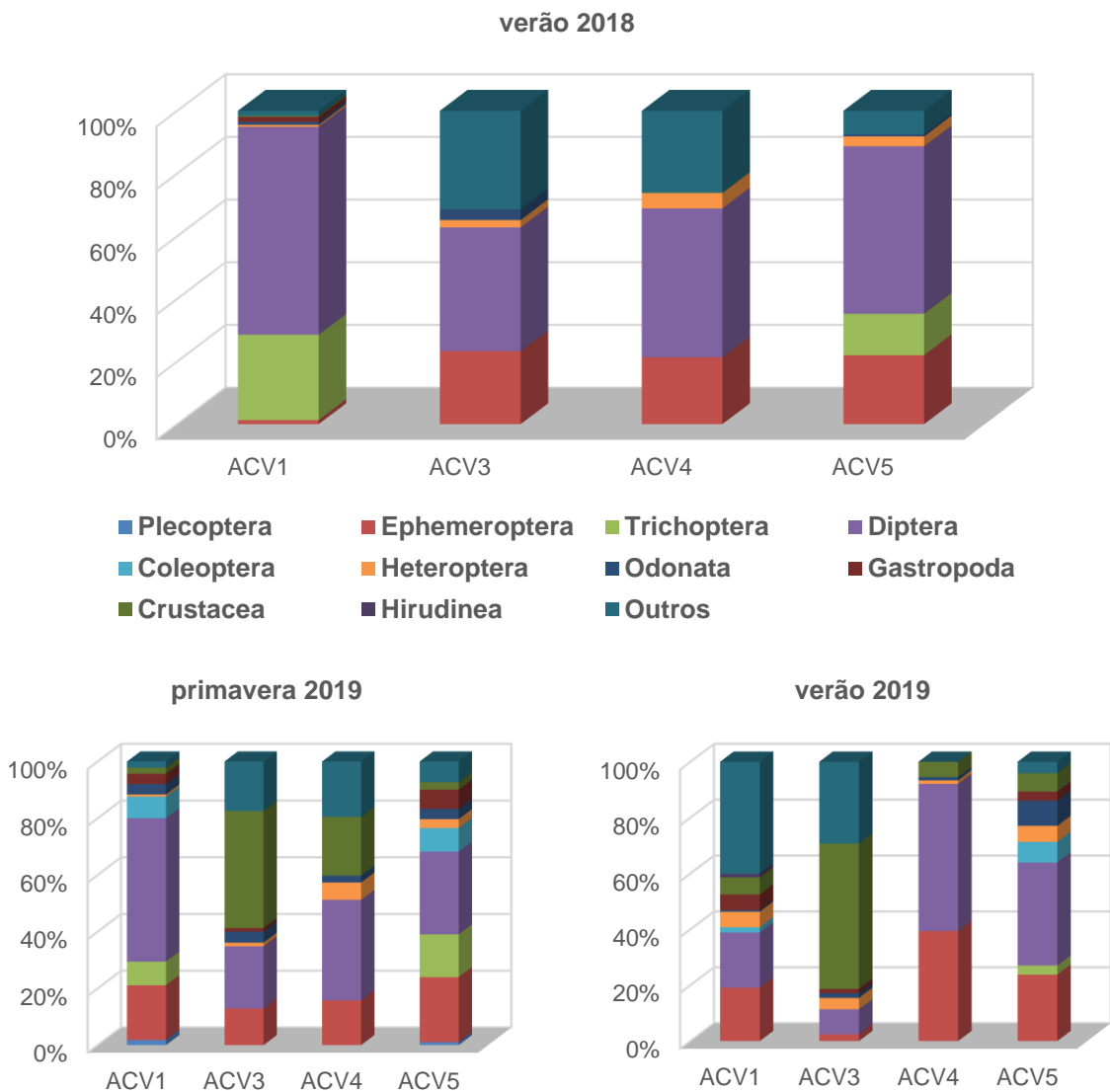


**Figura 2.22.** Local de amostragem ACV1 – troço lótico situado a jusante da albufeira de captação da ETA de Vimioso (esquerda) e troço lótico alternativo (direita), situado 1,5 km a jusante, no período do verão de 2018 (A e B) e 2022 (C e D).

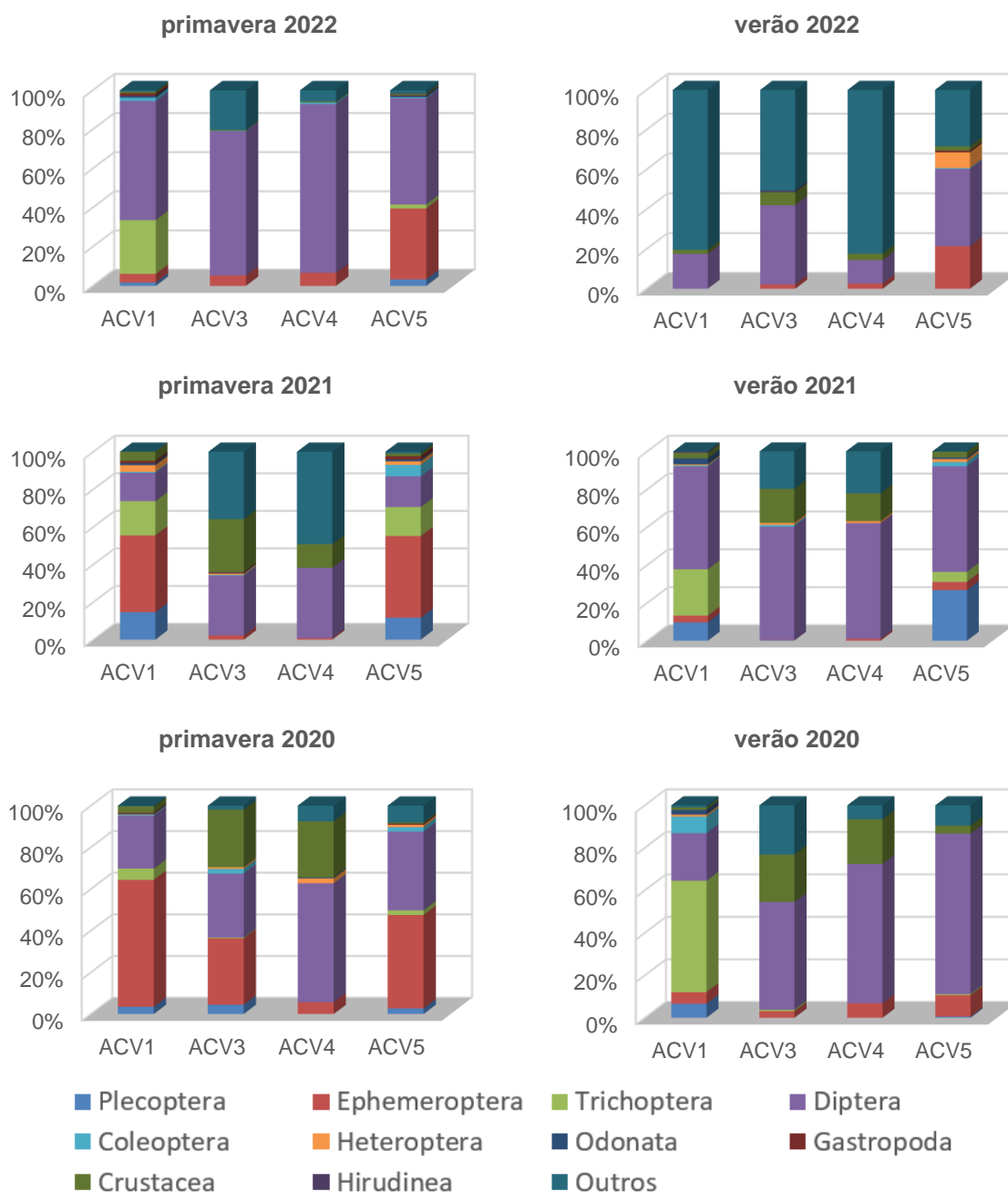
### **2.3.3. Elemento Biológico - Macroinvertebrados Bentónicos**

Na composição da comunidade de macroinvertebrados bentónicos verificou-se,

por norma e de 2018 a 2022, um maior número de grupos taxonómicos nos troços lóticos (ACV1 e ACV5), com superior representatividade de táxones sensíveis à perturbação, maioritariamente pertencentes aos Insecta (ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), enquanto nos troços sob influência das albufeiras (ACV3 e ACV4) predominaram táxones que manifestam elevada resiliência em ambientes degradados caso de Diptera, Oligochaeta e Crustacea, neste caso dominados por 2 decápodes invasores, caso do lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*) e do lagostim-vermelho (*Procambarus clarkii*) (Figuras 2.23 e 2.24).



**Figura 2.23. Composição faunística (Frequência Relativa, %) das comunidades de invertebrados no rio Maças (ACV1- troço lótico a jusante; ACV3 albufeira ETA Vimioso; ACV4- albufeira Vale de Pena; ACV5- troço lótico a montante) (anos 2018 e 2019).**

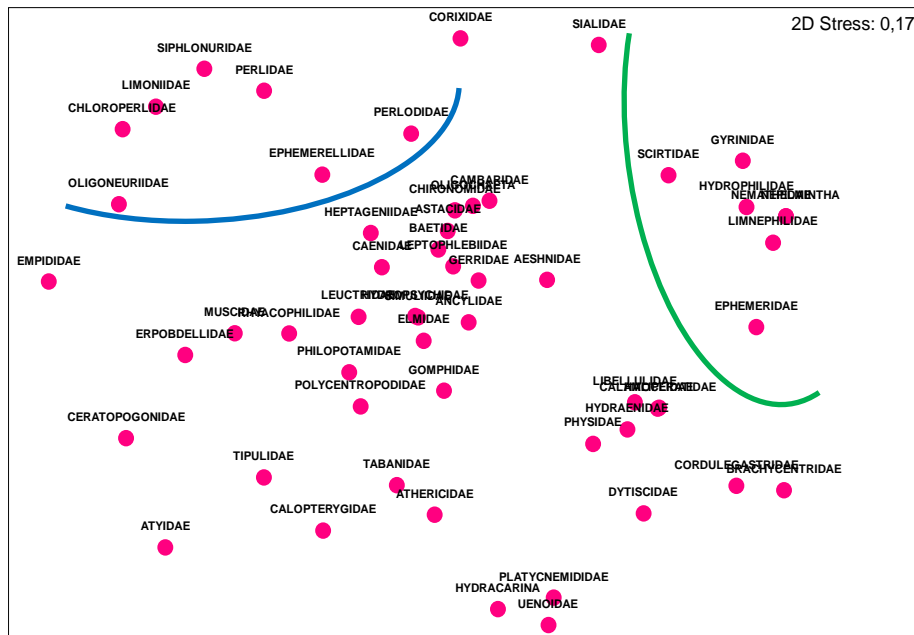


**Figura 2.24. Composição faunística (Frequência Relativa, %) das comunidades de invertebrados no rio Maças (ACV1- troço lótico a jusante; ACV3 albufeira ETA Vimioso; ACV4- albufeira Vale de Pena; ACV5- troço lótico a montante) (anos 2020 a 2022).**

Foram obtidas diferenças altamente significativas ( $P < 0,001$ , teste U de Mann-Whitney) entre os ambientes lóticos e lênticos na área de estudo do Rio Maças, nomeadamente para duas métricas calculadas, caso do número de famílias (S) e a diversidade de Shannon-Wiener (H'), no qual se confirmou o decréscimo da qualidade biológica como resposta à degradação ambiental, resultante da regularização da massa hídrica (**Figura 2.25**).



Por sua vez na análise nMDS das comunidades de macroinvertebrados (**Figura 2.27**), verificou-se (2D Stress de 0,17, razoável configuração) uma agregação de táxones de características mais reófilas, típicos de zonas de corrente pertencentes, como por exemplo, às ordens Ephemeroptera (Oligoneuriidae, Siphonuridae, Ephemerellidae), Plecoptera (Perlidae, Perlodidae) em oposição a táxones de ambientes mais limnófilos, case de indivíduos pertencentes aos Coleoptera (Gyrinidae, Hydrophilidae, Dytiscidae).



**Figura 2.27. Ordenação Não-Métrica Multidimensional (nMDS) das comunidades de macroinvertebrados amostradas no rio Maçãs (2018 a 2022).**

Os resultados obtidos para o índice IPT<sub>N</sub>, estão apresentados na **Tabela 2.10**. É evidente a melhor qualidade biológica nos troços lóticos (ACV1 e ACV5), quando comparada com os troços lênticos de ambos os açudes (ACV3 e ACV4), nomeadamente na primavera onde atingiram maioritariamente o estado de BOM/EXCELENTE, enquanto nos troços lênticos se registou, por norma, uma classificação MEDÍOCRE. Realce para os anos mais secos (2018 e 2022) onde a classificação, no verão, foi MEDÍOCRE em todas as estações de amostragem.

**Tabela 2.10. Classificação do Índice IPT<sub>N</sub> no rio Maçãs (2018 a 2022).**

LOCAIS	2018		2019		2020		2021		2022	
	VERÃO	PRIMAVERA	VERÃO	PRIMAVERA	VERÃO	PRIMAVERA	VERÃO	PRIMAVERA	VERÃO	
ACV1	Medíocre	Excelente	Razoável	Excelente	Razoável	Excelente	Bom	Bom	Medíocre	
ACV3	Medíocre	Razoável	Medíocre	Bom	Medíocre	Medíocre	Medíocre	Medíocre	Medíocre	
ACV4	Medíocre	Razoável	Medíocre	Medíocre	Medíocre	Medíocre	Medíocre	Medíocre	Medíocre	
ACV5	Medíocre	Excelente	Bom	Razoável	Razoável	Excelente	Bom	Bom	Medíocre	

### 2.3.4. Elemento Biológico - peixes

No que respeita à comunidade de peixes foram capturadas 6 espécies nativas pertencentes às famílias: 1) **Leuciscidae** – representadas pelas espécies escalo-do-norte (*Squalius carolitertii*), bordalo (*Squalius alburnoides*), xarda (*Achondrostoma* sp.) e boga-do-Douro (*Pseudochondrostoma duriense*); 2) **Cyprinidae** - caso do barbo-comum (*Luciobarbus bocagei*) e 3) **Salmonidae** – truta-de-rio (*Salmo trutta*) (**Figura 2.28**) e ainda 3 espécies exóticas pertencentes às famílias: 1) **Leuciscidae** - caso do alburno (*Alburnus alburnus*) e da tenca (*Tinca tinca*) e 2) **Centrarchidae** – representada pela perca-sol (*Lepomis gibbosus*) que domina na área de estudo e em particular nos ambientes modificados (i.e., albufeiras) de ambos os açudes.



Figura 2.28. Espécies nativas da fauna piscícola detetadas na área de estudo (2018 a 2022).

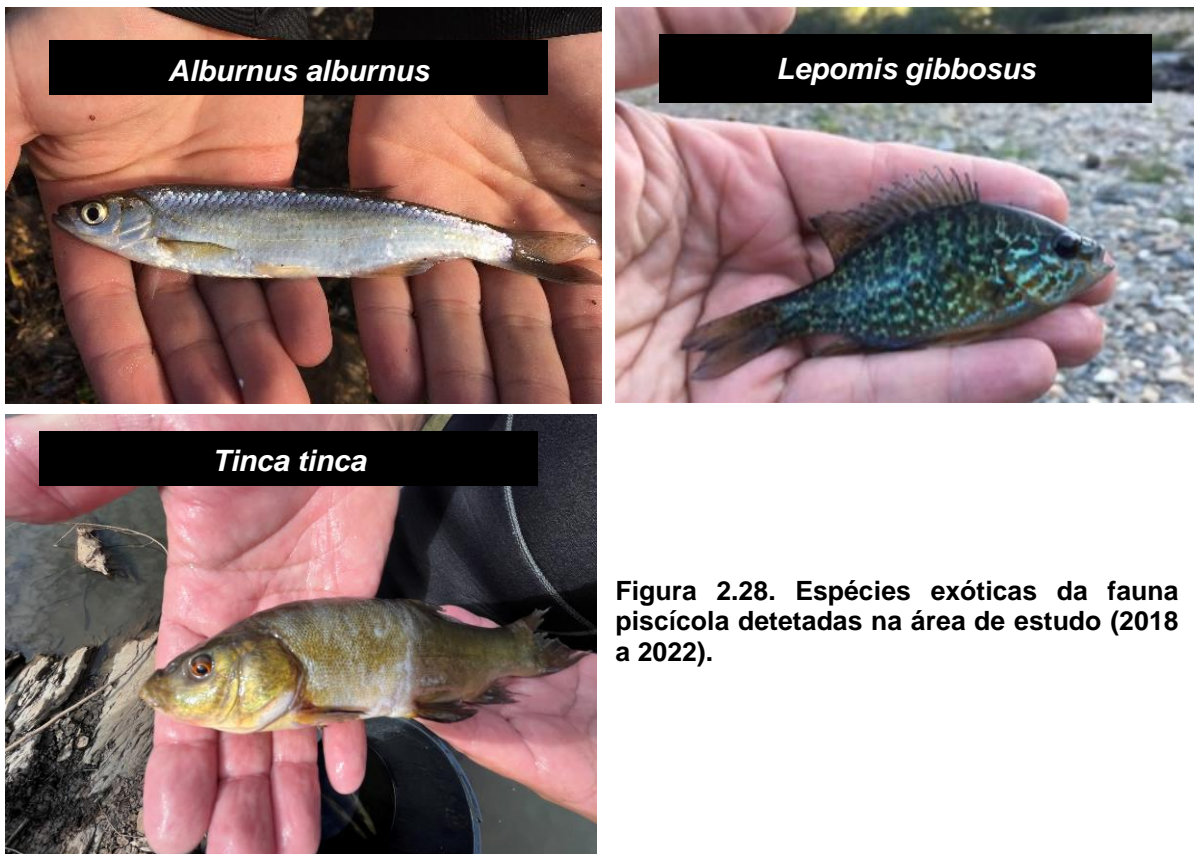


Figura 2.28. Espécies exóticas da fauna piscícola detetadas na área de estudo (2018 a 2022).

A composição da fauna piscícola, apresentada em termos relativos, para a primavera e verão de 2018 a 2022, está explícita nas Figuras 2.29 e 2.30.

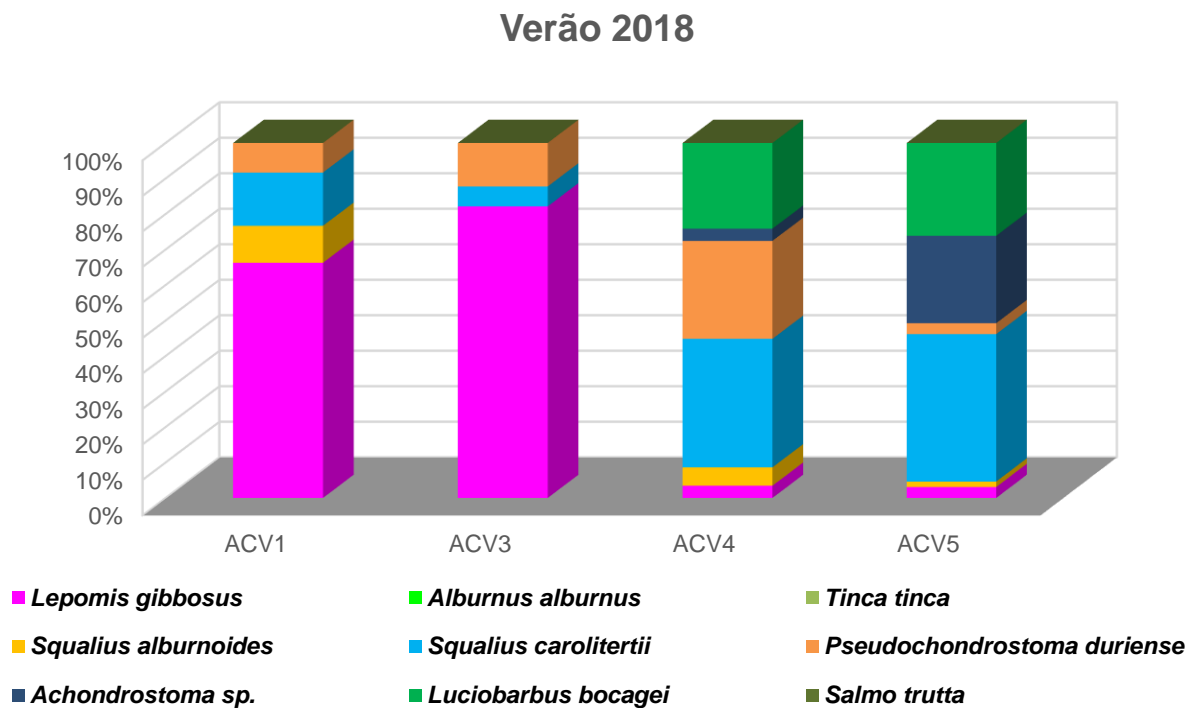
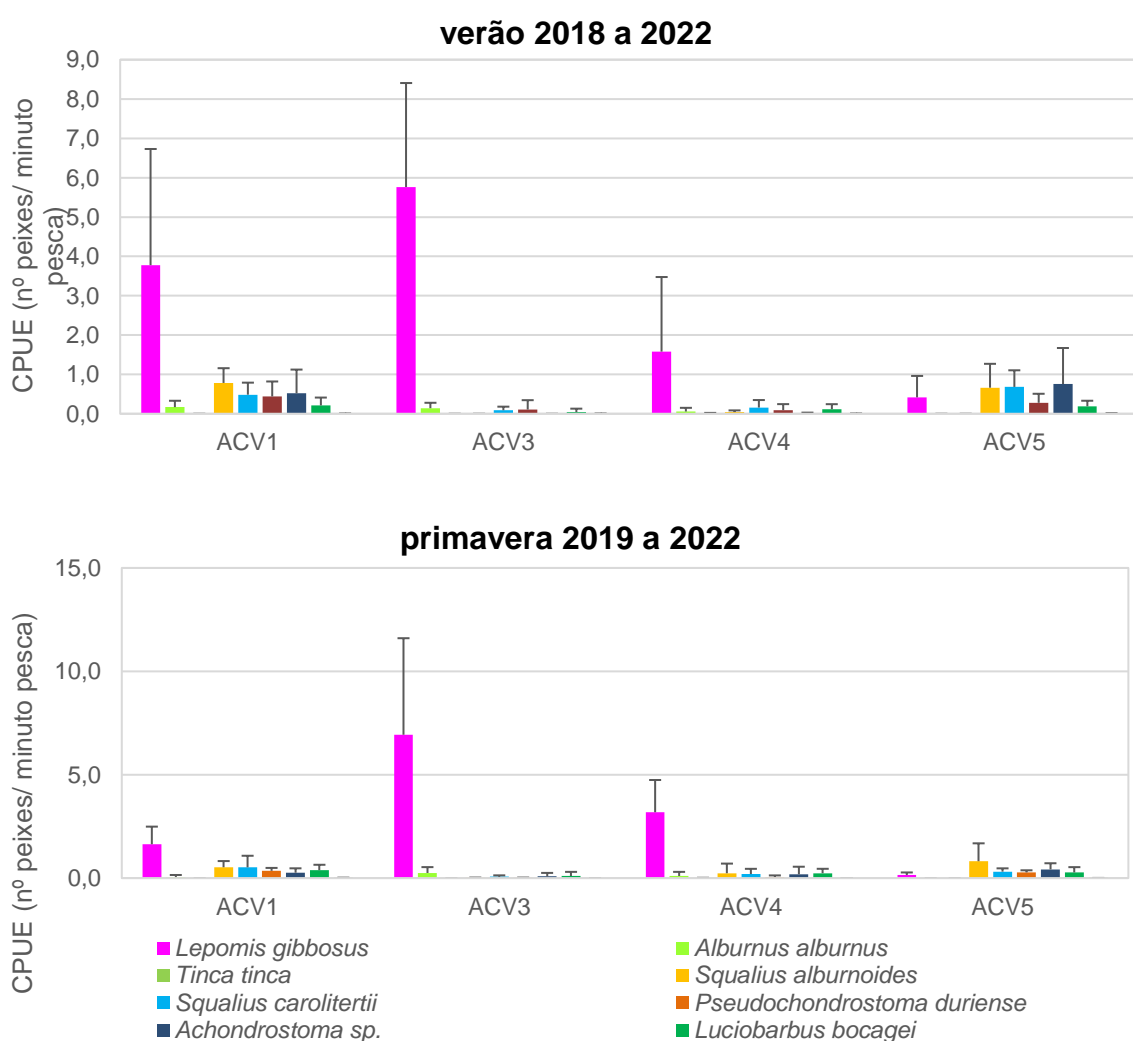


Figura 2.29. Composição global relativa da ictiofauna do Rio Maças (verão de 2018).



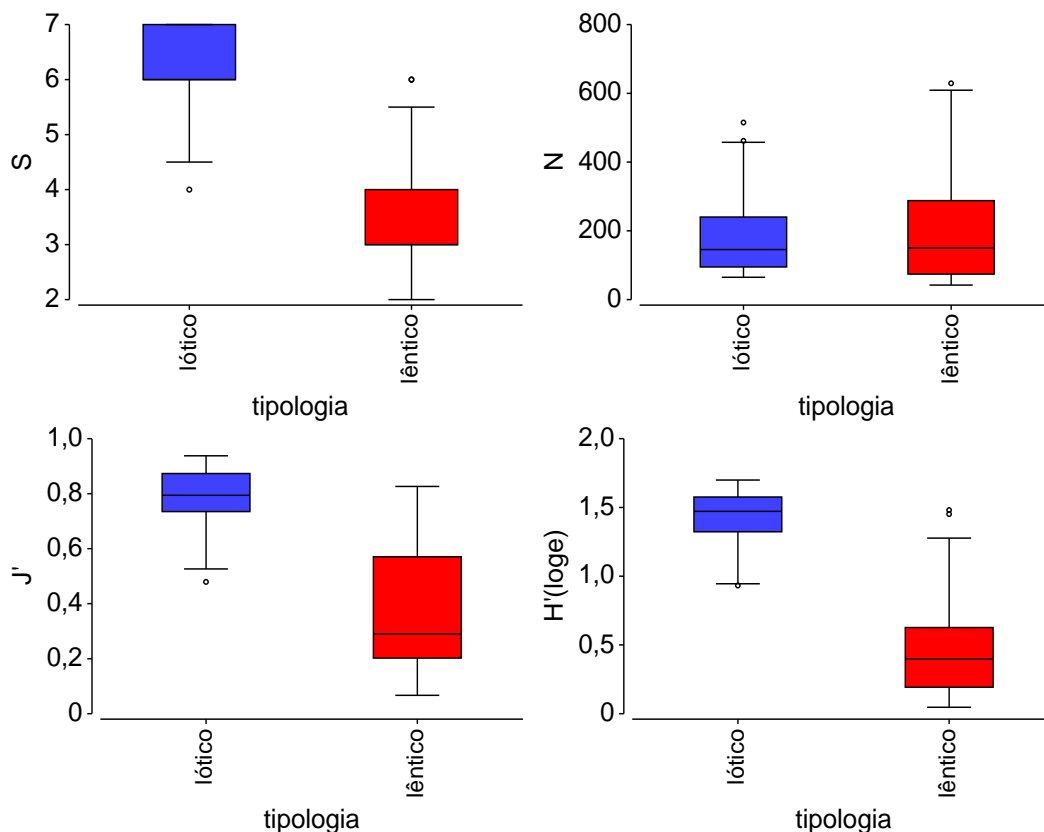
Figura 2.30. Composição global relativa da ictiofauna do Rio Maças (primavera e verão de 2019 a 2022).

É evidente o predomínio das espécies exóticas nos ambientes modificados pela presença de ambos os açudes (i.e., nas albufeiras ACV3 e ACV4), com particular destaque para a perca-sol, mas também para o aumento da densidade de alburno, inclusive no troço lótico situado a jusante (ACV1) e a deteção, ainda que residual, de tenca. Para além da presença das barreiras, a degradação do habitat aquático e do ecótono ripário e especialmente os extremos hidrológicos, com a ocorrência de períodos mais ou menos severos de seca (mais evidente no período estival), atuam sinergicamente para as oscilações detetadas na composição e abundância faunística. Esta variabilidade pode também ser analisada relativamente às capturas por unidade de esforço (CPUE, de nº indivíduos/ minuto de pesca) (**Figura 2.31**).



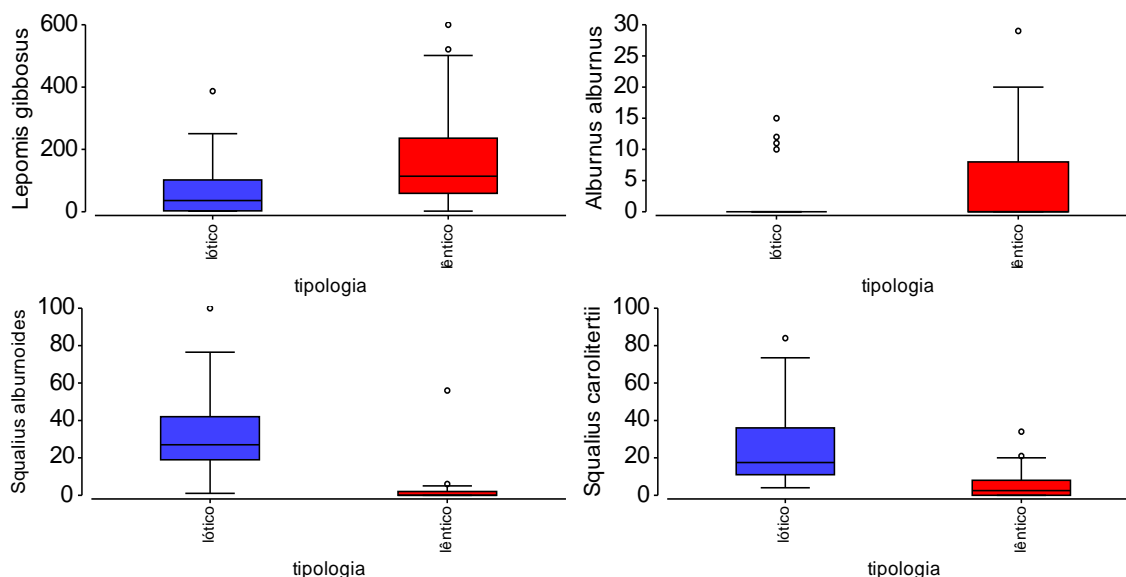
**Figura 2.31. CPUE (nº indivíduos/minuto de pesca) da ictiofauna do Rio Mações (primavera e verão de 2018 a 2022).**

Foram obtidas diferenças significativas ( $P < 0,05$ , Teste U de Mann-Whitney) entre os ambientes lóticos e lênticos, nomeadamente para três métricas calculadas, caso do nº de famílias (S), equitabilidade  $J'$  e diversidade  $H'$  (**Figura 2.32**).



**Figura 2.32. Riqueza taxonômica (S), abundância (N), Equitabilidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H') (2018 a 2022). Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers). Os pontos representam os valores extremos.**

Nos ambientes modificados, i.e., ACV3 e ACV4, a abundância das espécies exóticas (particularmente *L. gibbosus*) é notável comparativamente com os ambientes lóticos onde coabitam com as espécies nativas (**Figura 2.33**).



**Figura 2.33. Variação da abundância entre ambientes lóticos e lênticos para 2 espécies exóticas e 2 espécies nativas. Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers). Os pontos representam os valores extremos.**

Relativamente ao índice F-IBIP (**Tabela 2.11**), podem ser realçados, tendo em consideração a variação sazonal e anual, os seguintes aspetos:

- Diminuição da qualidade piscícola em ambas as albufeiras (*i.e.*, ACV3 e ACV4). A dominância da espécie *Lepomis gibbosus*, conjuntamente com a presença doutras exóticas, caso do *Alburnus alburnus* e da *Tinca tinca* e a densidade muito baixa de espécies nativas está na origem da pior classificação (MAU) atribuída aos dois locais de amostragem situados nas albufeiras (*i.e.*, ACV2/3 e ACV4);
- Superior qualidade biológica no troço lótico situado a montante de ambas as albufeiras (ACV5) em comparação com o troço de jusante (ACV1). A tendência para a ocorrência de espécies piscícolas nativas nos troços lóticos, aparece bem refletida na melhor classificação obtida, embora dependente do ano de análise. A maior heterogeneidade de condições ambientais nos troços lóticos está na base da ocorrência de superior abundância e diversidade de peixes nativos de carácter reófilo.

**Tabela 2.11. Classificação do índice F-IBIP no rio Maçãs (2018 a 2022).**

LOCAIS	2018	2019		2020		2021		2022	
	VERÃO	PRIMAVERA	VERÃO	PRIMAVERA	VERÃO	PRIMAVERA	VERÃO	PRIMAVERA	VERÃO
ACV1	Medíocre	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável	Medíocre
ACV3	Mau	Mau	Mau	Medíocre	Mau	Mau	Mau	Mau	Mau
ACV4	Excelente	Mau	Medíocre	Razoável	Razoável	Mau	Mau	Mau	Mau
ACV5	Excelente	Excelente	Excelente	Excelente	Excelente	Bom	Razoável	Excelente	Bom

A Ordenação Não-Métrica Multidimensional (nMDS) das comunidades de peixes e dos locais amostrados, tendo em consideração ambos os períodos de amostragem (p-primavera e v-verão) e anos de estudo (2018 a 2022), está ilustrada nas **Figuras 2.34 e 2.35**.

Na análise nMDS das espécies piscícolas observou-se (stress de 0,001, *i.e.*, configuração excelente) uma separação assinalável entre as espécies com requisitos bioecológicos exigentes, como a truta-de-rio, mas também os ciprinídeos e leuciscídeos endémicos da Península Ibérica e as espécies alienígenas, com grande labilidade ecológica, francamente mais adaptadas para dominarem em troços lânticos, caso da perca-sol, alburno e tenca (**Figura 2.34**).

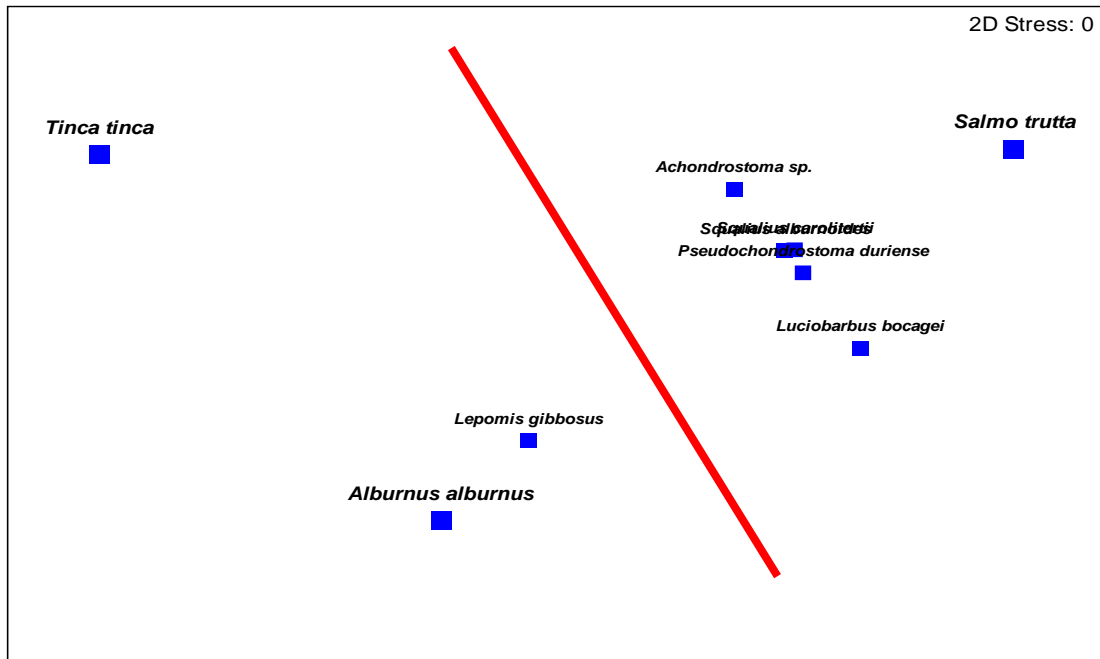


Figura 2.34. Ordenação Não-Métrica Multidimensional (nMDS) das espécies piscícolas, para ambos os períodos de amostragem (p-primavera e v-verão), anos (2018 a 2022) e os locais amostrados (ACV1 a ACV5) no rio Maçãs.

Assim, tendo em conta as abundâncias presentes em cada local amostrado e época do ano, foi também possível diferenciar claramente os locais menos perturbados (*i.e.*, ACV5 e ACV1) dos restantes locais sob influência de ambas as albufeiras (*i.e.*, ACV3 e ACV4) (Figura 2.35).

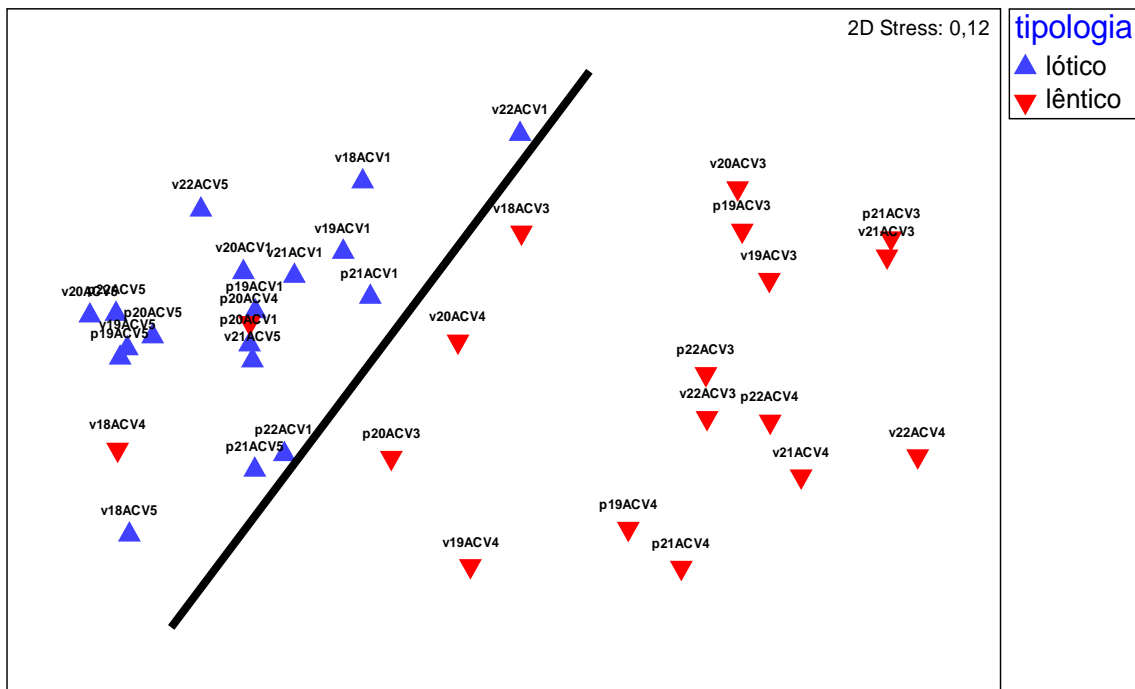


Figura 2.35. Ordenação Não-Métrica Multidimensional (nMDS) dos locais amostrados, baseado na comunidade piscícola. Simbologia: 1º) períodos (p-primavera e v-verão), 2º) anos (2018 a 2022) e 3) locais (ACV1 a ACV5) de amostragem no rio Maçãs.

### 2.3.5. Transponibilidade dos açudes

Os resultados obtidos na monitorização sequencial de peixes marcados com VIE-Tags estão apresentados na **Tabela 2.12**.

**Tabela 2.12. Monitorização dos peixes marcados com VIE-Tags no rio Maçãs, de 2019 a 2022. Símbolos: A: peixes marcados e libertados em maio; B: peixes recapturados no mesmo local da libertação, em setembro.**

Local	Espécie	2019		2020		2021		2022	
		A	B	A	B	A	B	A	B
ACV1	<i>L. bocagei</i>	35	0	35	0	55	5	60	0
	<i>P. duriense</i>	35	0	35	0	55	3	50	0
	<i>S. carolitertii</i>	15	0	15	0	20	1	20	0
	<i>S. alburnoides</i>	10	0	10	0	10	0	10	0
	<i>Acondrostoma</i> sp.	5	0	5	0	10	0	10	0
<b>Totais - troço lótico (%)</b>		<b>100</b>	<b>0</b>	<b>100</b>	<b>0</b>	<b>150</b>	<b>9 (6,0%)</b>	<b>150</b>	<b>0 (0,0%)</b>
ACV3	<i>L. bocagei</i>	35	0	35	0	55	3	60	8
	<i>P. duriense</i>	35	0	35	0	55	2	50	2
	<i>S. carolitertii</i>	15	0	15	0	20	0	20	4
	<i>S. alburnoides</i>	10	0	10	0	10	0	10	0
	<i>Acondrostoma</i> sp.	5	0	5	0	10	0	10	0
<b>Totais - troço lêntico (%)</b>		<b>100</b>	<b>0</b>	<b>100</b>	<b>0</b>	<b>150</b>	<b>5 (3,3%)</b>	<b>150</b>	<b>14 (9,3%)</b>

Da análise dos resultados obtidos é possível realçar os seguintes aspetos:

- Taxas de recaptura nulas nos troços situados a montante do local de libertação dos peixes marcados;
- Taxas de recaptura baixas (i.e. < 10%) nos locais onde foram previamente libertados os exemplares marcados, com confirmação de recaptura de exemplares marcados nos ambientes lótico (ACV1) e lêntico (ACV3), apesar das condições ambientais distintas (profundidade, visibilidade, diversidade de microhabitats, características das margens, zonas vadeáveis);
- Impossibilidade de, com base nos dados obtidos, confirmar a passagem de peixes nativos em ambos obstáculos, nomeadamente na fase do ciclo de vida (i.e. de abril a junho) na qual é comum encetarem movimentos mais apreciáveis, normalmente para montante, em busca de habitats de desova.

Os resultados obtidos com a classificação atribuída pelo índice ICF, como para o ano de 2021 (**Tabela 2.13**), evidenciaram a incapacidade de os peixes ultrapassarem ambos os obstáculos, quer no período da primavera quer no período de verão.

**Tabela 2.13. Parâmetros para aplicação do ICF nos açudes do Rio Maçãs (maio de 2021).**

Açude	h (m)	z (m)	Tz (m)	Tw (m)	ICF
ETA Vimioso	4,60	2,5	0,25	0,7	0 (Mau)
Vale da Pena	2,10	1,1	0,25	0,7	0 (Mau)

Nota: h (m), diferença de cota entre a crista do descarregador e o nível de água imediatamente a jusante do obstáculo; z (m), profundidade de água imediatamente a jusante do obstáculo; Tz (m), carga sobre a soleira descarregadora; Tw (m), espessura da soleira descarregadora; ICF, Índice de Continuidade Fluvial.

Com base no Bloco 3 – Moduladores e Pontuação final (ver Anexo 2) e tendo em conta a identificação e classificação da fauna piscícola nativa, composta maioritariamente por peixes das famílias Cyprinidae e Leuciscidae, verificou-se a condição de intransponibilidade para ambos os açudes (i.e. “nenhum grupo de peixes potencialmente presentes pode transpor o obstáculo” – Pontuação ICF nula). De facto, para o grupo de peixes nativos presentes, *i.e.*, espécies migradoras potamódromas com moderada ou baixa capacidade de transpor obstáculos, que compreende peixes de médio e grande porte (G3a- *P. duriense*, *S. carolitertii*, e *L. bocagei*) e de pequeno porte (G3b- *S. alburnoides* e *Achondrostoma* sp.), a altura da queda de água *h* superou sempre os valores máximos estipulado para estas espécies (G3a < 0,30 m e G3b < 0,20 m), inviabilizando a possibilidade dos peixes transporem ambos os obstáculos físicos. Para além da incapacidade de os peixes ultrapassarem, no sentido ascendente, ambos os obstáculos, quer no período da primavera quer no período do verão, é provável que mesmo no sentido descendente, a mobilidade de peixes no período estival esteja também fortemente limitada pelas características da rampa e pelos baixos ou nulos caudais existentes (ver lâmina de água, Tz) sobre a soleira. Contudo, é crível que para caudais elevados (inverno/primavera) seja possível a transposição no sentido descendente de peixes em ambos os açudes assegurando, ainda que num só sentido, o gene flow entre populações presentes no rio Maçãs.

#### 2.4. Discussão

A análise da qualidade dos elementos físicos químicos da água indicou um maior estresse nas albufeiras e a jusante de ambos os açudes (e.g. estação ACV1). Contudo, não foi suscetível de causar alterações significativas dado que os resultados apresentados após a monitorização permitiu enquadrá-los como Bom-Razoável estado de qualidade de rios do Norte de Portugal, de acordo com os critérios da APA (2014). É necessário ressaltar a importância da continuidade destas monitorizações

para futuras análises, inclusive para comparações entre diferentes períodos, em virtude de as alterações climáticas tenderem a impactar cada vez mais a estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Collares-Pereira et al., 2021).

Relativamente à análise dos elementos de qualidade hidromorfológica observou-se que houve alterações do canal e do ecótono ripário, mais evidente nas zonas da albufeira de ambos os açudes, mas também nas zonas situadas imediatamente a jusante destes obstáculos, sendo considerados locais prioritários de intervenção ao nível do restauro ecológico, justificando o uso de práticas para eliminar ou mitigar as pressões e impactes existentes (González del Tánago et al., 2012). O menor grau de modificação foi detetado na estação lótica situada a montante, (e.g. ACV5), onde ocorre um mosaico heterogéneo dos microhabitats aquáticos disponíveis para a fauna piscícola e macrobentónica, fundamental para a preservação das espécies nativas.

No que respeita ao *biota* confirmou-se a menor qualidade biológica, em termos da fauna macrobentónica e piscícola precisamente na zona das albufeiras e, de forma repetida, ao longo dos ciclos de monitorização. Predominaram táxones com elevada resistência em ambientes degradados caso de insetos (moscas e mosquitos), vermes e crustáceos, neste caso dominados por 2 decápodes invasores, caso do lagostim-sinal e do lagostim-vermelho. Relativamente à ictiofauna a maior atenção deve ser dada à perca-sol uma espécie piscícola invasora, que ocorre com grande abundância. Segundo Almeida et al. (2008) os açudes e albufeiras proporcionam um ambiente com menor variação do caudal e da velocidade da corrente, que favorece este centrarquídeo, nomeadamente na reprodução (e.g. construção dos ninhos) e alimentação (e.g. dominância de quironomídeos, presa mais consumida). Saliente-se ainda a recente ocorrência doutras exóticas como o alburno e a tenca.

O estudo efetuado permitiu, contudo, realçar que, embora os impactes da presença dos obstáculos sejam negativos para a biodiversidade de rios, o seu efeito é bem localizado no espaço, uma vez que imediatamente a montante e a jusante das áreas das albufeiras, sempre que garantido o contínuo fluvial e a sequência de *riffles* (zonas de maior corrente) e *pools* (remansos) ocorre, de imediato, um aumento na biodiversidade das comunidades de macroinvertebrados e peixes. Com efeito, merece destaque a presença de espécies nativas como o escalo-do-norte, o bordalo, a xarda, a boga-do-Douro, o barbo-comum que, apesar da fragmentação do habitat, conseguem sobreviver com boas taxas de recrutamento. Registo ainda para a

presença na área de estudo, ainda que de forma mais residual, da truta-de-rio.

Em relação à transponibilidade verificou-se a incapacidade de os peixes ultrapassarem os obstáculos físicos situados na zona de estudo. A potencial transposição por parte dos peixes está intimamente dependente não só do cumprimento do regime de caudais ecológicos pré-definidos (APA, 2018) na gestão da infraestrutura (Câmara Municipal de Vimioso) como também da abertura das comportas de fundo dos açudes, única oportunidade de os peixes passarem as barreiras, nomeadamente no período reprodutivo das espécies nativas (abril-junho), fase do ciclo de vida na qual possuem movimentos mais apreciáveis, normalmente para montante, em busca de habitats de desova.

Contudo, importa equacionar a possibilidade da maioria dos peixes nativos presentes no rio Maçãs, na zona do Açude da ETA de Vimioso, poder manifestar um comportamento mais sedentário. Com efeito, existem diversos estudos realizados em Portugal com ciprinídeos e leuciscídeos (Amaral et al., 2016; Branco et al., 2017) que reportam que sempre que os movimentos das populações de peixes migradores são dificultados por barreiras, alguns dos exemplares de populações nativas podem deixar de ter comportamentos migratórios e mudar a sua estratégia de vida para se tornarem residentes. Paralelamente, espera-se que os fenómenos associados às alterações climáticas contribuam para incrementar mudanças significativas no comportamento dos peixes potamódromos. Está previsto que o aumento esperado na temperatura da água dos rios possa ter sérias implicações nos processos biológicos aquáticos, como por exemplo no desempenho natatório dos peixes e na capacidade de ultrapassar barreiras ecológicas parciais (Kemp et al., 2011). Além disso, existem investigadores que advogam que as populações de peixes migradores incluem uma proporção de indivíduos não migrantes - um fenómeno denominado de “migração parcial” (Chapman et al., 2012). Ao contrário do “Paradigma do Movimento Restrito” (Rodríguez, 2002), a teoria da migração parcial afirma que as populações de muitas espécies de peixes de água doce são compostas quer por indivíduos sedentários, quer por indivíduos mais móveis (“Modelo de Dicotomia Comportamental” (Smithson e Johnston, 1999), e inclusive por indivíduos que alternam entre esses comportamentos, a fim de aumentar a sua aptidão e adaptação aos locais onde vivem. Segundo Branco et al. (2017) os custos e benefícios de migração e/ou residência que afetam uma determinada população de peixes deve ser avaliada e compreendida em cada rio e inclusive setor, no sentido de perceber se a

aptidão dos peixes é maximizada através de um comportamento mais migrador ou mais residente. No caso do rio Maçãs, para além dos açudes ETA de Vimioso e Vale de Pena, multiplicam-se ao longo da rede hídrica açudes rústicos, muitas vezes associados a moinhos, responsáveis desde longa data pela fragmentação de habitats e perda de conectividade fluvial. Entre eles, merecem uma análise mais cautelosa o açude do moinho de Paradinha (próximo do local ACV5) e o açude situado a jusante da Ponte Outeiro/Vimioso (próximo do local ACV1). Neste enquadramento, é possível que as populações do rio Maçãs, na proximidade dos açudes da ETA de Vimioso e de Vale de Pena, tenham adaptado o ciclo de vida à fragmentação de habitats, embora o fluxo de exemplares no sentido de jusante possa sempre ocorrer como resultado da circulação fomentada pelo arrastamento de indivíduos provocados por elevados caudais (cheias).

Por fim, destaca-se a inexistência de ordenamento das massas hídricas na zona de monitorização do Rio Maçãs que dificulta, sobremaneira, a gestão da pesca lúdica na região, não sendo conhecidas concessões de pesca desportiva num passado recente. É, pois, necessário que num futuro próximo, possa ser promovido um efetivo ordenamento da massa hídrica e gestão das populações piscícolas e outras, no sentido de potenciar os serviços ecossistémicos associados e agregar a capacidade instalada no concelho de Vimioso de ONGAs (e.g. Oriolus, Aldeia, Palombar, AEPGA), capazes de colaborar e assumir um papel decisivo na conservação dos valores naturais da região transmontana.

## 2.5. Referências Bibliográficas

- Aarts, B. G., Van Der Brink, F. W., & Nienhuis, P. H. (2003). Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish faunas of regulated large rivers in Europe: The transversal floodplain gradient. *River Research and Applications*, 20, 3–23.
- Almeida, D., Almodóvar, A., Nicola, G. G., & Elvira, B. (2008). Feeding tactics and body condition of two introduced populations of pumpkinseed *Lepomis gibbosus*: taking advantages of human disturbances? *Ecology of Freshwater Fish*, 18(1), 15–23.
- Amaral, S. D., Branco, P., Silva, A. T., Katopodis, C., Viseu, T., Ferreira, M. T.,...Santos, J. M. (2016). Upstream passage of potamodromous cyprinids over small weirs: The influence of key-hydraulic parameters. *Journal of Ecohydraulics*, 1, 79–89.
- Anderson M.J., Gorley R.N., Clarke K.R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E Ltd: Plymouth.
- APA, I.P. (2014). Relatórios de Caracterização das Regiões Hidrográficas (Art.º 5º da DQA). Agência Portuguesa do Ambiente.
- Baudoin, J. M., Burgun, V., Chanseau, M., Larinier, M., Ovidio, M., Sremski, W.,...Voegtle, B. (2014). Assessing the passage of obstacles by fish. Concepts, design and application. Onema. France.
- Bochechas, J. (2014). Avaliação da continuidade fluvial em Portugal: Criação de bases para a inventariação e caracterização de obstáculos em linhas de água. ICNF. 54pp
- Branco P., Amaral S.D., Ferreira M.T., Santos J.M. (2017). Do small barriers affect the movement of freshwater fish by increasing residency? *Science of the Total Environment* 581-581: 486-494.
- Cabral, M. J. (coord.), Almeida J., Almeida P. R., Dellinger T., Ferrand de Almeida N., Oliveira M.E., Palmeirim J. M., Queiroz A. I., Rogado L. & Santos-Reis M. (Eds). (2005). Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. ICN. Lisboa. 660pp.
- Collares-Pereira, M. J. (Coord.), Alves, M. J., Ribeiro, F., Domingos, I., Almeida, P. R., da Costa, P., ... Magalhães, M. F. (2021). Guia dos Peixes de Água Doce e Migradores de Portugal Continental. Porto, Portugal: Edições Afrontamento.
- Environment Agency. (2003). River Habitat Survey in Britain and Ireland. Field Survey Guidance Manual: 2003. Bristol.
- Godinho, F.N. (2009). Amostragem piscícola em lagos/albufeiras em Portugal com redes de emalhar de malhas múltiplas – a Norma CEN EN 14757: 2005.
- González del Tánago, M.; García de Jalón, D.; Román, M. (2012). River Restoration in Spain: Theoretical and Practical Approach in the Context of the European Water Framework Directive. *Environmental Management* 55, 123-139.
- Gozlan, R.E.; Karimov, B.K.; Zadereev, E.; Kuznetsova, D.; Brucet, S. (2019). Status, trends, and future dynamics of freshwater ecosystems in Europe and Central Asia. *Inland Waters* 9, 78–94.
- Haidvogel G. (2018) Historic Milestones of Human River Uses and Ecological Impacts. Stefan Schmutz, Jan Sendzimir (Eds) In book: Riverine Ecosystem Management. Springer Open. pp 10-39.
- Hermoso V., Clavero M. (2011). Threatening processes and conservation management of endemic freshwater fish in the Mediterranean Basin: a review. *Marine and Freshwater Research* 62(3):244
- INAG, I.P. (2009). Critérios para a Classificação do Estado das Massas de Água Superficiais – Rios e Albufeiras. Instituto da Água, I. P.

- INAG, I.P., AFN. (2012). Desenvolvimento de um Índice de Qualidade para a Fauna Piscícola. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território.
- INAGa, I.P. (2008b). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segunda a Directiva Quadro da Água: Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola. Instituto da Água, I.P.
- INAGb, I.P. (2008a). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segunda a Directiva Quadro da Água: Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos. Instituto da Água, I.P.
- Kemp, P.S., Russon, I.J., Vowles, A.S., Lucas, M.C. (2011). The influence of discharge and temperature on the ability of upstream migrant adult river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) to pass experimental overshoot and undershot weirs. *River Res. Appl.* 27, 488–498.
- King, S., O'Hanley, J. R., Newbold, L. R., Kemp, P. S., & Diebel, M. W. (2017). A toolkit for optimizing fish passage barrier mitigation actions. *Journal of Applied Ecology*, 54, 599–611
- Larinier, M., Porcher, J., Travade, F. & Gosset, C. (1994) – Passes à poisson. Expertise et Conception des ouvrages de franchissement. Colection Mise au Poin. Conseil Supérieur de la Pêche. Paris. 336 pp.
- Lucas, M.C. & Baras, E. (2001) – Migration of Freshwater Fishes. Blackwell Science. Oxford, UK. 420pp.
- Marmulla, G. & Welcomme, R. (2002) – Fish passes. Design, dimensions and monitoring. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) & Deutscher Verband fur Wasserwirtschaft und Kulturvau. Roma. Italy. 118 pp.
- Naura, M. (2016). River Habitat Survey Toolbox software. Riverdene Consultancy-Geomorphology, Ecology, Software Development and Decision Support.
- Ordeix, M., González, G., Sanz-Ronda, F. J., and Santos, J. M. (2018). Restoring fish migration in the rivers of the Iberian Peninsula. In 'From Sea to Source 2.0. Protection and Restoration of Fish Migration in Rivers Worldwide'. (Eds K. Brink, P. Gough, J. Royte, P. P. Schollemma and H. Wanningen.) pp. 174–179
- Postel, S.L., Ritcher B.D. (2003) Rivers for life: Managing water for people and life. Island Press, Washington, DC, USA
- Reid, A.J.; Carlson, A.K.; Creed, I.F.; Eliason, E.J.; Gell, P.A.; Johnson, P.T.; Kidd, K.A.; MacCormack, T.J.; Olden, J.D.; Ormerod, S.J.; et al. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biol. Rev.* 94, 849–873.
- Solá, C., Ordeix, M., Pou-Rovira, Q., Sellarés, N., Queralt, A., Bardina, M., Casamitjana, A. & Munné, A. (2011). Longitudinal connectivity in hidromorphological quality assessments of rivers. The ICF index: A river connectivity index and its application to Catalan rivers. *Limnetica*, 30:273-292.
- Tachet, H., Bournaud, M. & Richoux, PH. (1981). Introduction à l'étude des macroinvertebrés d'eaux douces. Univ. Claude Bernard et Assoc. de Limnol., Lyon.
- Tachet, H., Richoux, PH., Bournaud, M. & Usseglio-Polatera, P. (2010). Invertebrés d'eaux douces. Systématique, biologie, écologie. CNRS Éditions, Paris.

### **CAPÍTULO 3 . A importância dos açudes na dominância das populações de perca-sol (*Lepomis gibbosus*): Análise da ecologia alimentar.**

#### **Resumo**

A perca-sol (*Lepomis gibbosus*) é uma espécie invasora, originária da América do Norte, que tem a sua máxima abundância em albufeiras de barragens e troços terminais de rios. Contudo, a plasticidade ecológica demonstrada pela espécie tem originado a sua dispersão para troços de aptidão mista salmonídeos/ciprinídeos. Estes troços, sempre que sujeitos a pressões negativas como a degradação e fragmentação de habitats aquáticos (açudes e barragens) e ribeirinhos (corte e doenças das espécies ripícolas), e as alterações climáticas (períodos de seca prolongados) criam condições para a proliferação da perca-sol e outras espécies exóticas, que ameaçam as espécies nativas residentes que habitam nestes ecossistemas vulneráveis e de baixa produtividade. O presente estudo teve por objetivo avaliar o status de 4 populações de perca-sol, pertencentes ao rio Maçãs, na proximidade da ETA de Vimioso, e no rio Tua, próximo de Mirandela, e ainda contribuir para o conhecimento da ecologia alimentar desta espécie. Com base nos exemplares capturados no âmbito da monitorização dos peixes foram obtidos dados biométricos e recolhidos e analisados 120 estômagos de perca-sol pertencentes a 2 albufeiras e 2 troços lóticos de ambos os rios. Para além da análise do crescimento e da condição corporal das 4 populações, determinou-se ainda a diversidade trófica e índices de seletividade e de sobreposição das dietas. Os resultados obtidos mostraram um crescimento isométrico das populações de perca-sol, com exceção da população do troço lótico do rio Tua, e uma condição corporal superior nos ambientes lóticos, provavelmente devido a maior disponibilidade e diversidade de presas. Na dieta, a maior frequência de ocorrência correspondeu aos quironómídeos, em especial nas albufeiras, embora a preferência tenha recaído pelos efemerópteros e gastrópodes. A ecologia alimentar revelou a elevada capacidade de adaptação da perca-sol a condições adversas severas, sugerindo uma tendência para o domínio avassalador nos ambientes modificados dos rios do NE de Portugal num futuro próximo, caso os fenómenos hidrológicos extremos sejam frequentes.

**Palavras-chave:** dieta, espécies invasoras, açudes, impactes, gestão

## **Abstract**

The pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*) is an invasive species, from North America, which has its maximum abundance in reservoirs of dams and terminal sections of rivers. However, the ecological plasticity demonstrated by the species has led to its dispersion to salmonid/cyprinid sections of central and northern Portugal. These sections, whenever subject to negative pressures such as the degradation and fragmentation of aquatic (weirs and dams) and riparian habitats (clearcut and diseases of riparian species), and climate change (prolonged dry periods) create conditions for pumpkinseed sunfish other exotic species proliferation affecting threatened native species that inhabit these vulnerable and low-productivity ecosystems. The present study aimed to evaluate the status of 4 populations of pumpkinseed, belonging to the Maças river, near the Vimioso ETA, and to the Tua river, near Mirandela, and to contribute to the knowledge of the feeding ecology of this species. Based on the specimens captured as part of the fish monitoring, biometric data were obtained, and 120 sunfish stomachs were collected and analyzed, belonging to 2 reservoirs and 2 lotic sections of both rivers. Growth and body condition of the 4 populations were analyzed, and the trophic diversity and selectivity and overlapping indices were also determined. The obtained results showed an isometric growth of pumpkinseed sunfish populations, except for the population in the lotic section of the Tua river, and a superior body condition in lotic environments, probably due to the greater availability and diversity of prey. In the diet, the highest frequency of occurrence corresponded to chironomids (Diptera), especially in reservoirs, although the preference was to mayflies (Ephemeroptera) and gastropod (Molluscs) aquatic invertebrates. The feeding ecology revealed the high adaptability of the pumpkinseed sunfish to severe adverse conditions, suggesting a tendency towards overwhelming dominance in the modified environments of rivers in NE Portugal in the near future, if extreme hydrological phenomena are frequent.

**Keywords: diet invasive species, weirs, impacts, management**

### 3.1. Introdução

As espécies piscícolas exóticas que ocorrem atualmente em Portugal são, na maior parte, nativas da América do Norte, e de outros países da Europa, da Ásia e da América do Sul e estão extensivamente dispersas pelas principais bacias hidrográficas. A dispersão destas espécies exóticas originou-se particularmente de introduções intencionais, devido principalmente ao interesse comercial e desportivo (e.g. pesca desportiva, gastronomia). Entretanto, existem outros meios de introdução, também detetados em Portugal, como por exemplo a dispersão natural nos rios transfronteiriços, a fuga de aquaculturas e a libertação deliberada na natureza de espécies utilizadas em ambientes experimentais ou em aquariofilia. Estas espécies são por natureza oportunistas, com considerável capacidade de resistência a alterações do habitat e apresentam uma grande plasticidade em termos tróficos, que pode levar a predação de espécies nativas, sobretudo ovos e larvas (Ministério do Meio Ambiente, 2016; Ferreira, 2020). A transformação de troços lóticos em áreas de armazenamento de água, como reservatórios de barragens, modificam o regime hidrológico e, ao mesmo tempo, ocasionam a diminuição ou desaparecimento de espécies nativas e possibilitam a disseminação incomum de espécies exóticas, mais adaptadas às condições lênticas (Santos et al., 2017). De facto, a maioria das perturbações nos ecossistemas têm efeitos sinérgicos. Por exemplo, um açude tem efeito sobre a conectividade fluvial e o caudal, causando alterações nos habitats disponíveis, modificações na sequência *riffles* (zonas de corrente)/*pools* (zonas de remanso), e nos sedimentos finos que provocam a diminuição da qualidade da água (Teixeira et al. 2008; Feio e Ferreira, 2019).

Uma das principais espécies invasoras presente em Portugal é a perca-sol (*Lepomis gibbosus*, Linnaeus 1758), uma espécie originária da América do Norte. Pertence à família **Centrarchidae** e foi introduzida na Europa em 1880 juntamente com outras espécies com interesse para a pesca lúdica e desportiva, mas também para uso ornamental (peixes de aquário) (Copp et al., 2004). Surgiu na Península Ibérica por volta de 1910, no Lago Banyoles em Espanha (García-Berthou e Moreno-Amich 2000b) e 1977 no rio Guadiana, em Portugal (Bhagat et al., 2006). Terá acontecido de forma acidental, em simultâneo com outro centrarquídeo, caso do achigã (*Micropterus salmoides*, Lacepède 1802). Ambas espécies também foram introduzidas noutras regiões do mundo, tornando-se um dos táxones frequentemente introduzidos fora dos seus habitats naturais.

Nas características morfológicas da perca-sol destacam-se um corpo oval, comprimido lateralmente, com bandas azuladas que irradiam da cabeça até aos flancos. Apresenta uma mancha negra no opérculo com pontos mais claros em tons avermelhados (machos) ou alaranjados (fêmeas) na extremidade, mais visíveis na época da reprodução. Tem escamas grandes e uma barbatana dorsal única, com duas partes. A boca é terminal, pequena e ligeiramente oblíqua. Pode atingir 23 cm, embora em Portugal não sejam conhecidos exemplares que ultrapassem 15 cm (Collares-Pereira et al. 2021) (**Figura 3.1**).



**Reino:** Animalia  
**Filo:** Chordata  
**Classe:** Actinopterygii  
**Ordem:** Perciformes  
**Família:** Centrarchidae  
**Género:** Lepomis  
**Espécie:** *Lepomis gibbosus*  
(Linnaeus, 1758)

**Figura 3.1. Exemplar de perca-sol do Rio Maçãs e classificação sistemática da espécie.**

A perca-sol pode viver dez a doze anos, atingindo a maturidade sexual por volta dos 2-3 anos e uma fecundidade de 3000 a 5000 oócitos por fêmea de 10 cm. A reprodução ocorre entre abril e agosto, dependente da temperatura atingir 16-18°C. Vive em águas de caráter lântico, preferencialmente em lagos e albufeiras de barragens e troços inferiores de rios, suportando uma salinidade até 20% (Copp et al., 2004; Kottelat & Freyhof, 2007). À semelhança do achigã tem a particularidade de os machos construir e manterem os ninhos até que os alevins os abandonem (Etnier & Starnes, 1993; Collares-Pereira et al., 2021).

Ainda que omnívora, a perca-sol pode ainda alimentar-se de insetos na fase adulta e ovos de peixes, causando impactes negativos na fauna nativa. Esta espécie concorre para a diminuição de espécies nativas, modificando a estrutura e funcionamento de ecossistema. Está também legitimado que tem capacidade em tirar proveito das atividades humanas para benefício próprio, como no caso das barragens que possibilitam um ambiente lântico com nível estável a montante do paredão que favorece a construção dos ninhos (Copp et al., 2004; Almeida et al., 2008; Lages, 2016). Nos troços de rios com predominância de *Lepomis gibbosus*, as variações na composição da dieta entre diferentes estações do ano refletem não

apenas variações na disponibilidade de presas, como também na plasticidade alimentar. As alterações do habitat causada pelo homem por diferentes atividades nos rios mediterrâneos da Ibéria podem ser responsabilizados pela maior facilidade no estabelecimento deste peixe invasor (Almeida et al., 2008).

É reconhecida a importância das estratégias de alimentação no sucesso ecológico das espécies. Apesar da importância das espécies invasoras, como a perca-sol, como *drivers* negativos para as populações de peixes nativos (Clavero et al., 2013), continuam por esclarecer aspetos relacionados com a ecologia alimentar desta espécie em rios do norte de Portugal, em particular com aptidão mista de salmonídeos/ciprinídeos e sujeitos a fenómenos hidrológicos extremos, com períodos prolongados de seca alternando com períodos de caudais de ponta, resultantes de precipitações intensas, de curta duração. Com efeito, segundo Fox e Keast (1991), em condições ambientais adversas a perca-sol pode atingir precocemente a maturidade e incrementar as taxas reprodutivas, fruto duma grande labilidade ecológica. Estudos recentes (Gkenas et al., 2021) sugerem que a plasticidade alimentar e capacidade de usar presas exclusivas e localmente abundantes, em vez de uma alimentação mais generalizada, pode estar associado ao sucesso da perca-sol em ambientes críticos, como no caso da maioria das áreas áridas em rios desérticos de Marrocos.

### **3.1.1. Objetivos**

No presente estudo foram avaliados parâmetros populacionais e analisada a dieta da perca-sol em duas bacias hidrográficas, Sabor (Rio Maçãs) e Tua (Rio Tua), no sentido de aumentar o conhecimento sobre os mecanismos ecológicos subjacentes à invasão da perca-sol nos sistemas de água doce do NE de Portugal. Em cada rio, foram amostradas populações de um troço lótico e um troço lêntico, com diferentes recursos alimentares disponíveis. Mais especificamente os objetivos consistiram em:

- a) Avaliar o status das populações invasoras de perca-sol, mediante a análise do crescimento e outros parâmetros populacionais;
- b) Avaliar as diferenças, tendo em consideração a variação ontogenética, no uso dos recursos disponíveis ao nível da alimentação (análise da dieta).

## 3.2. Metodologia

### 3.2.1. Área de estudo

O estudo foi efetuado no verão de 2022, no Nordeste de Portugal, nos rios Maçais e Tua, afluentes do Rio Douro. Foram selecionados 2 troços em cada rio, com características distintas, i.e., de caráter lótico e lântico (albufeira do Açude da ETA de Vimioso e albufeira do Açude Ponte de Mirandela) (**Figura 3.2** e **Tabela 3.1**).



**Figura 3.2.** Troços lânticos (M1: Açude de captação de água da ETA de Vimioso e T1: Açude Ponte de Mirandela) e lóticos (M2: jusante Açude ETA Vimioso e T2: Ribeirinha) amostrados nos rios Maçais e Tua, respetivamente (verão de 2022).

Ambos os rios possuem diversos represamentos, desde pequenos açudes até barragens de grande dimensão, neste caso apenas no rio Tua – Aproveitamento Hidroelétrico de Foz Tua. Paralelamente, têm sofrido, nos anos mais recentes, períodos de seca extrema, responsáveis pela criação de descontinuidade fluvial.

**Tabela 3.1.** Identificação dos locais de amostragem e respetivas coordenadas ETRS89/TM06.

DESIGNAÇÃO	ACRÓNIMO	COORDENADAS ETRS89/TM06	
		X-COORD	Y-COORD
Maçais 1 (Lântico: albufeira ETA Vimioso)	M1	130223,79	224391,45
Maçais 2 (Lótico: Jusante ETA Vimioso)	M2	130075,68	223882,60
Tua 1 (Lântico: Albufeira Açude Mirandela)	T1	79217,12	202716,07
Tua 2 (Lótico: Ribeirinha)	T2	74376,38	189064,77

### 3.2.2. Avaliação do status das populações piscícolas

#### 3.2.2.1. Amostragem

A amostragem das populações piscícolas baseou-se no protocolo estabelecido em Portugal no âmbito da Diretiva Quadro da Água (DQA) (INAG, 2008a). Recorreu-se à pesca elétrica, tendo sido utilizado um aparelho portátil Hans-Grassl ELT II © (corrente contínua (D.C.) de 1,2 Kw e 300/600 volts), com CPUE (captura por unidade de esforço constante) de 30 minutos. Foram recolhidos dados biométricos dos peixes capturados, caso do comprimento total (ictiómetro com precisão de 0,1 cm) e do peso (balança digital com precisão de 0,01 g).

Para o estudo da dieta da perca-sol, foram sacrificados 30 exemplares de diversos tamanhos, por cada um dos locais amostrados, através da imediata imersão no gelo. Paralelamente, foram capturadas amostras das comunidades de macroinvertebrados de cada local de amostragem, para determinação da disponibilidade de potenciais presas e conseqüentemente da abundância relativa. Recorreu-se ao método do kick-sampling, através do uso de rede de mão (25 x 25 cm, e malha de 300 µm) tendo em conta as diferentes unidades de habitat (i.e., *riffles* e *pools*). Todos os organismos capturados foram preservados em álcool a 70% até posterior tratamento laboratorial.

#### 3.2.2.2. Relação comprimento – peso das populações de perca-sol

A equação que traduz a relação entre o comprimento e o peso é a seguinte:

$$W = a \cdot L^b \quad \text{onde:}$$

**W** - Peso do indivíduo em gramas (g)

**L** - Comprimento total do indivíduo em centímetros (cm)

**a e b** - coeficientes da equação, tendo b o seguinte significado:

**b** - Coeficiente de isometria ( $b = 3$ ) ou alometria ( $b \neq 3$ )

#### 3.2.2.3. Fator K de condição física das populações de perca-sol

A condição física foi determinada pelo Fator K de condição de Fulton:

$$K = (100 \cdot W) / L^3 \quad \text{onde:}$$

**K** -Fator de condição ou coeficiente de condição física

**W** - Peso do indivíduo em gramas (g)

**L** - Comprimento total do indivíduo em centímetros (cm)

### 3.2.3. Análise laboratorial da dieta de perca-sol

No laboratório, cada peixe foi eviscerado e o conteúdo estomacal examinado através da disseção dos estômagos. O conteúdo estomacal individual e as amostras de macroinvertebrados (bentônicos e outros) foram identificados e contados mediante o uso de um microscópio estereoscópico OLYMPUS SZX10 de ampliação 10-230x e o auxílio de chaves dicotômicas (e.g. Tachet *et al.* 1981; 2010). A identificação dos indivíduos e itens alimentares efetuou-se, majoritariamente até ao nível taxonómico de Família. No total, foram analisados 120 estômagos de perca-sol, correspondendo a 30 exemplares por cada local amostrado. Foram consideradas três classes de tamanho: pequeno (<60 mm TL), intermediário (60–80 mm) e grande (>80 mm).

### 3.2.4. Tratamento de dados

Para avaliar a importância de cada categoria de alimento na dieta da perca-sol, foram calculadas a **frequência de ocorrência (FO)** e a **percentagem de presas (%N)**. A percentagem de presas é o número de indivíduos de uma categoria de presa dividido pelo número total de indivíduos, expresso como uma percentagem, enquanto FO é a percentagem de estômagos onde ocorre uma dada categoria de alimento.

No sentido de complementar a informação obtida acerca do comportamento alimentar dos peixes, foram ainda calculadas outras métricas caso de:

- **Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H')**

O Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') calcula-se pela expressão:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i \text{ em que:}$$

$$p_i = n_i/N$$

$n_i$ - nº de indivíduos de cada *taxon i*

$N$ - nº total de indivíduos presentes na amostra

- **Índice de Ivlev (1955) modificado por Jacobs (1974)**

O índice de Ivlev (1955) modificado por Jacobs (1974) foi desenvolvido para a medição da seletividade da dieta de uma dada espécie. Mede o grau com que um determinado peixe seleciona uma categoria particular ou um subgrupo de recursos relativamente à amplitude teórica de recursos energéticos disponíveis. É determinado pela fórmula:

$$L = (r_i - p_i) / (r_i + p_i - 2r_i p_i) \text{ onde:}$$

$r_i$  - proporção relativa de dada categoria (item alimentar) no conteúdo estomacal.

$p_i$  - proporção relativa de dada categoria (item) no meio aquático disponível.

O índice varia entre um mínimo de -1 (o item é completamente evitado pelo peixe) e um máximo de +1 (o item é preferido pelo peixe).

- **Índice de Schoener (S)**

O índice de Schoener (1970) é dado pela seguinte fórmula:

$$S = 100 (1 - 0,5 \sum | p_{x,i} - p_{y,i} |) \text{ sendo:}$$

$p_{x,i}$  - frequência do item  $i$  para a classe de tamanho  $x$

$p_{y,i}$  - frequência do item  $i$  para a classe de tamanho  $y$

Considera-se que existe sobreposição de dietas entre classes de tamanho quando  $S$  assume valores superiores a 60 %, de acordo com Wallace (1981).

### 3.2.5. Tratamento estatístico

Com base nos dados da dieta dos exemplares de perca-sol (log transformados), foi feita uma análise de escalonamento não métrico multidimensional (n-MDS) para explorar a relação entre a dieta, tendo em conta a potencial variabilidade ontogenéticas, entre rios e ambientes lóticos e lênticos. Esta técnica relaciona a composição da dieta através de uma matriz de similaridades de Bay-Curtis. Foram ainda realizados testes não paramétricos de Kruskal-Wallis (KW-H) para avaliar diferenças entre as métricas calculadas para a dieta da perca-sol. Todas essas análises foram realizadas utilizando os softwares STATISTICA 7 (STATSOFT, 2004) PRIMER 7 + PERMANOVA (Clarke e Gorley, 2001).

### 3.3. Resultados

#### 3.3.1. Composição das populações piscícolas

As espécies nativas capturadas pertencem às famílias: 1) **Leuciscidae**: escalo-do-norte (*Squalius carolitertii*), o bordalo (*Squalius alburnoides*), a boga-do-Douro (*Pseudochondrostoma duriense*) e xarda (*Achondrostoma* sp.); 2) **Cyprinidae**: barbo-comum (*Luciobarbus bocagei*); Por sua vez, as espécies não-nativas pertencem às famílias: 1) **Centrarchidae**: perca-sol (*Lepomis gibbosus*), achigã (*Micropterus salmoides*); 2) **Leuciscidae**: alburno (*Alburnus alburnus*) 3) **Cyprinidae**: pimpão (*Carassius auratus*) e 4) **Poeciliidae**: Gambúsia (*Gambusia holbrooki*). A composição em termos de abundância relativa pode ser visualizada nas **Figuras 3.3 e 3.4**.

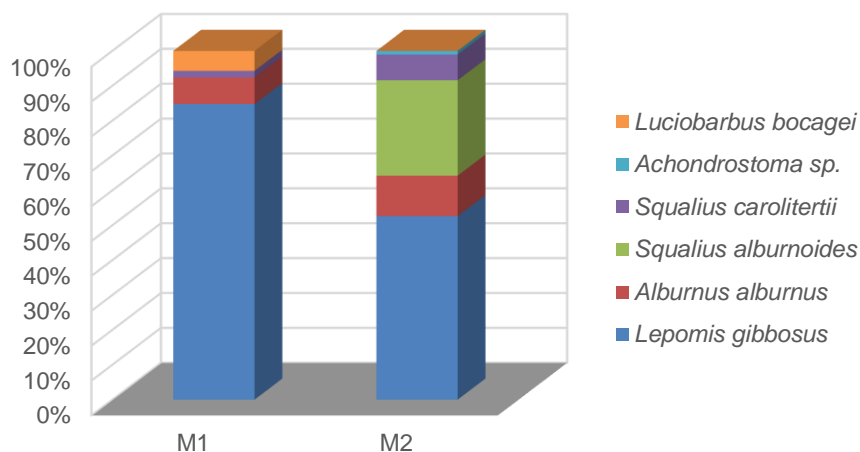


Figura 3.3. Frequência relativa das espécies capturadas nos locais amostrados no rio Maças (verão 2022).

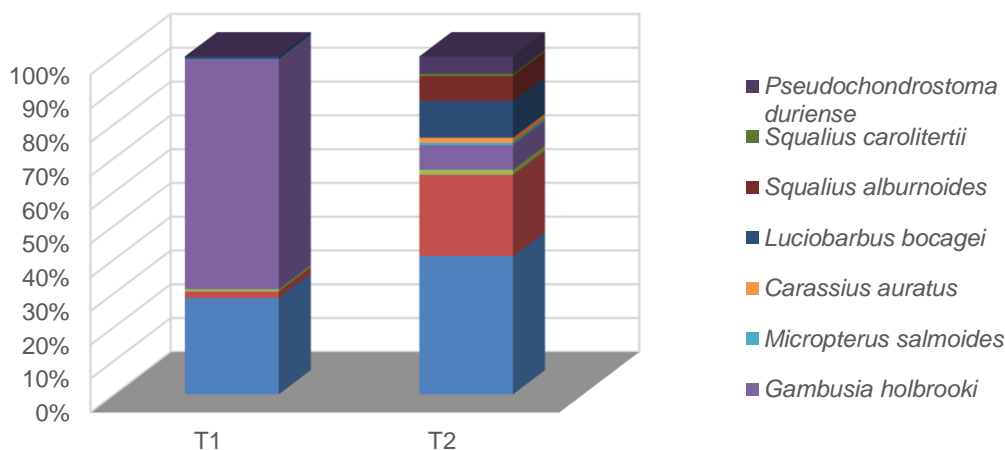
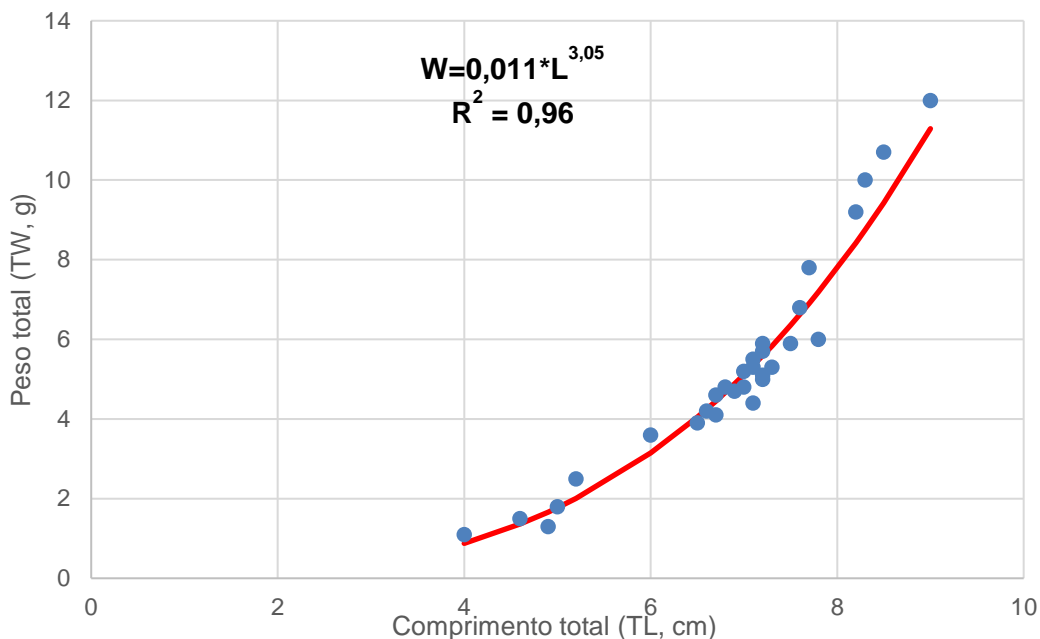


Figura 3.4. Frequência relativa das espécies capturadas nos locais amostrados no rio Tua (verão 2022).

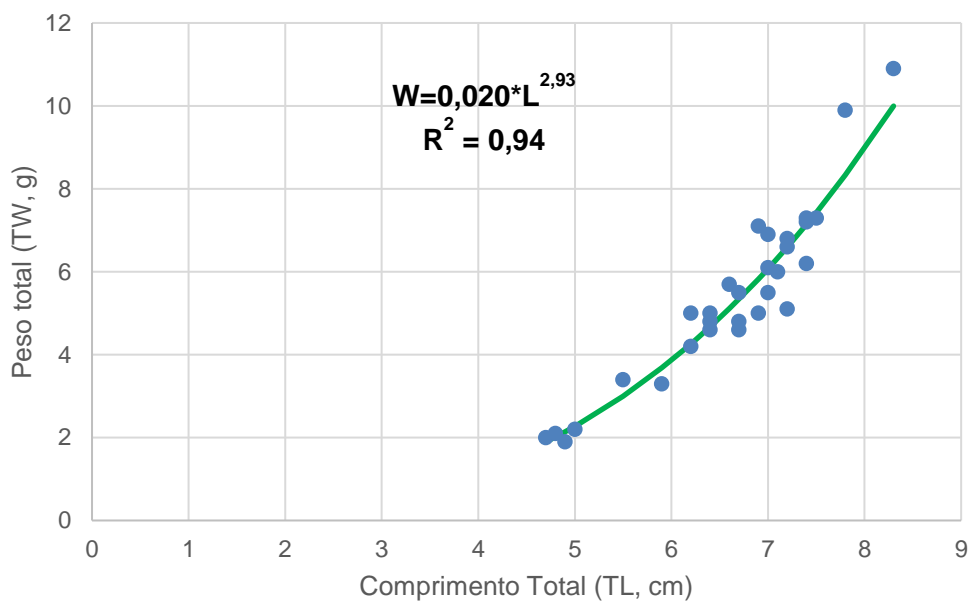
### 3.3.2. Avaliação do status das populações de perca-sol

#### 3.3.2.1. Relação Comprimento - Peso

A relação comprimento–peso para as populações de *L. gibbosus* do rio Maçãs, nos troços lêntico ( $N_{M1}= 30$ ) e lótico ( $N_{M2}= 30$ ) estão apresentadas nas **Figuras 3.5** e **3.6**. Foi observado um crescimento praticamente isométrico em ambas populações.

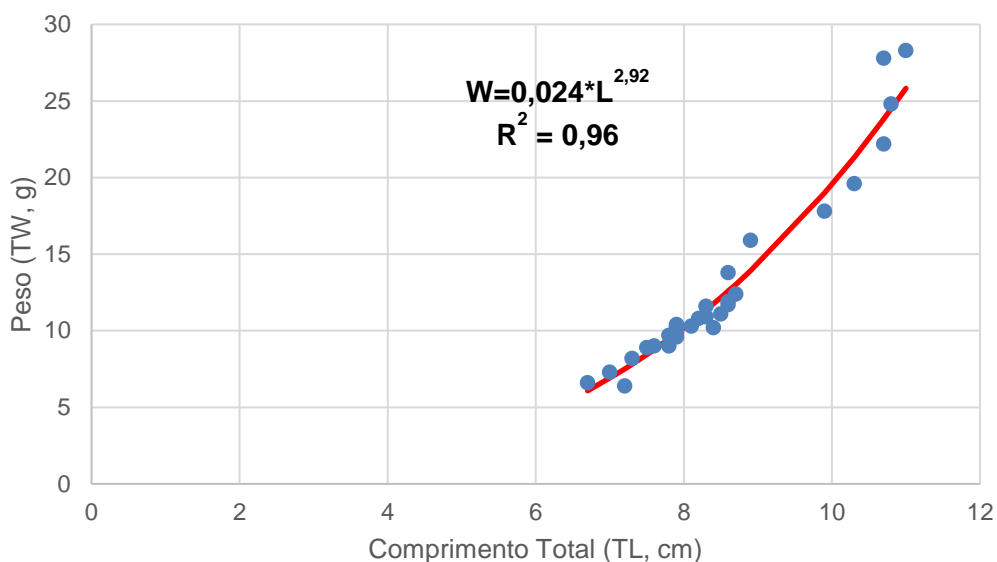


**Figura 3.5. Relação comprimento-peso dos exemplares de perca-sol capturados no Rio Maçãs, no troço lêntico correspondente à albufeira da ETA de Vimioso (verão 2022).**

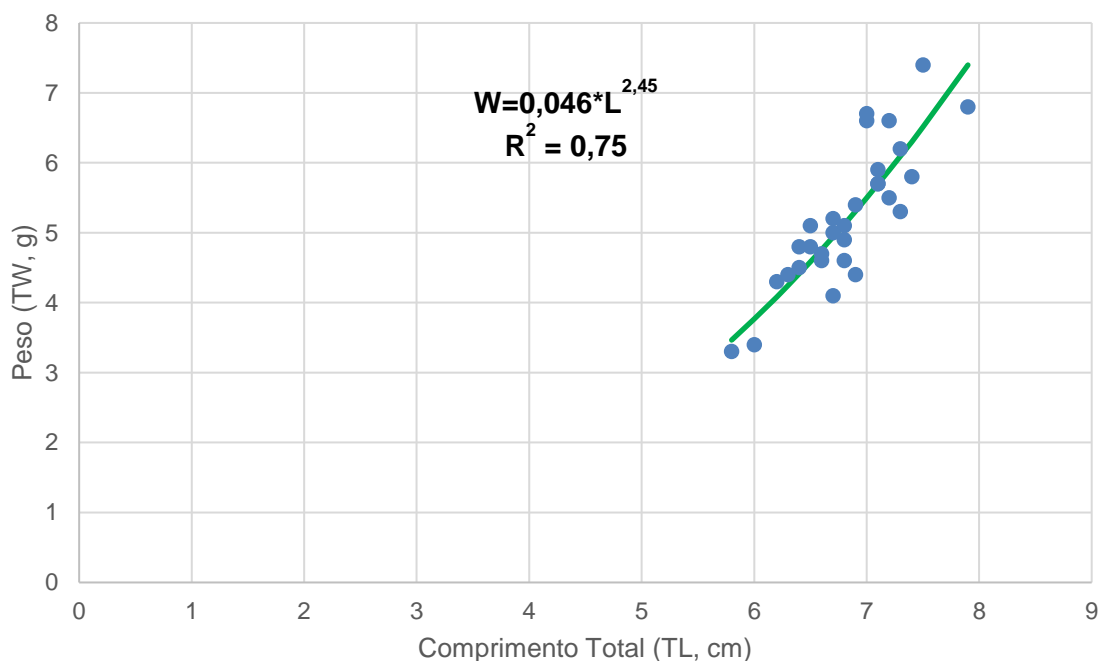


**Figura 3.6. Relação comprimento-peso dos exemplares de perca-sol capturados no Rio Maçãs, no troço lótico correspondente à zona situada a jusante da ETA de Vimioso (verão 2022).**

A relação comprimento – peso para as populações de *L. gibbosus* do rio Tua, nos troços lântico ( $N_{T1} = 30$ ) e lótico ( $N_{T2} = 30$ ) estão apresentadas nas **Figuras 3.7 e 3.8**. Foi observado um crescimento praticamente isométrico na população da albufeira do Açude de Mirandela e alométrico negativo na população da Ribeirinha.



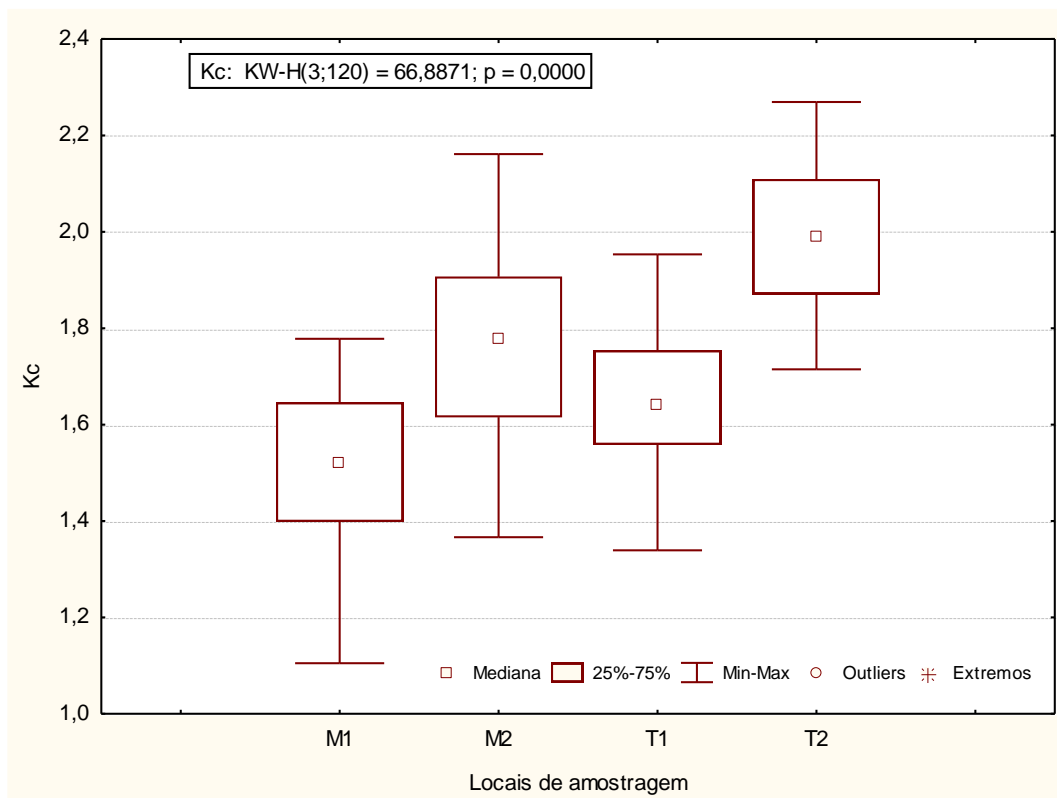
**Figura 3.7.** Relação comprimento-peso dos exemplares de perca-sol capturados no Rio Tua, no troço lântico correspondente à albufeira do Açude da Ponte de Mirandela (verão 2022).



**Figura 3.8.** Relação comprimento-peso dos exemplares de perca-sol capturados no Rio Tua, no troço lótico na proximidade da povoação da Ribeirinha (verão 2022).

### 3.3.2.2. Condição física: Fator K de Fulton

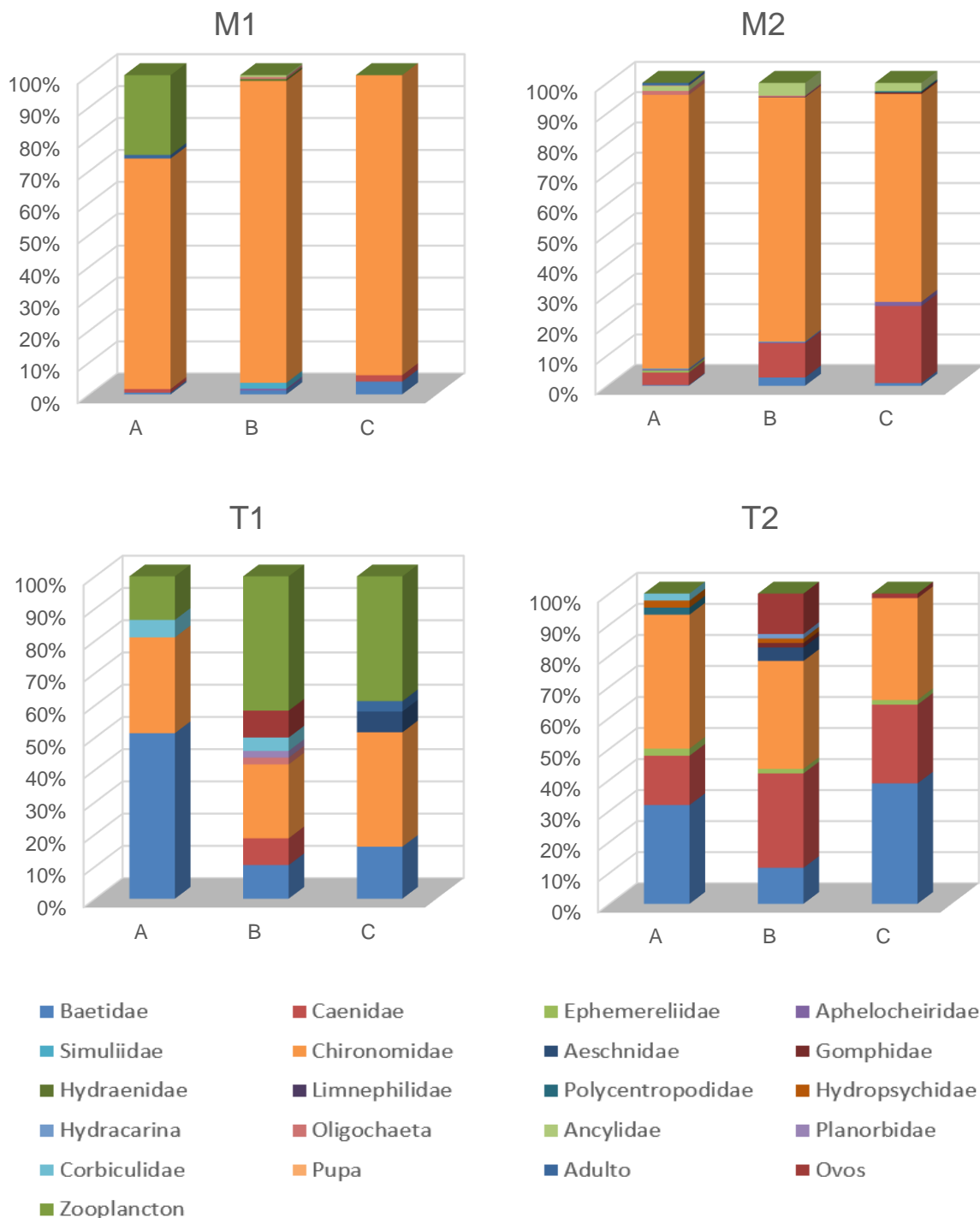
No que respeita ao coeficiente de condição K de Fulton foram observadas diferenças significativas entre os indivíduos de perca-sol capturados nos 2 cursos de água, i.e., nos rios Maçãs e Tua (teste H de Kuskall-Wallis,  $P < 0,001$ ) (**Figura 3.9**). Registaram-se valores médios superiores nos ambientes lóticos, correspondendo a uma melhor condição corporal dos exemplares que habitam nos troços onde ocorre maior disponibilidade e diversidade de alimento. Estes resultados sugerem que no rio Tua a capacidade biogénica pode ser superior.



**Figura 3.9.** Coeficiente de condição física K nos rios Maçãs e Tua, considerando os ambientes léticos (M1, T1) e lóticos (M2, T2). As boxplot mostram os valores da média (linha central), o intervalo de 25-75% (caixa), valores máximos e mínimos e ainda extremos (asteriscos) e outliers (pontos).

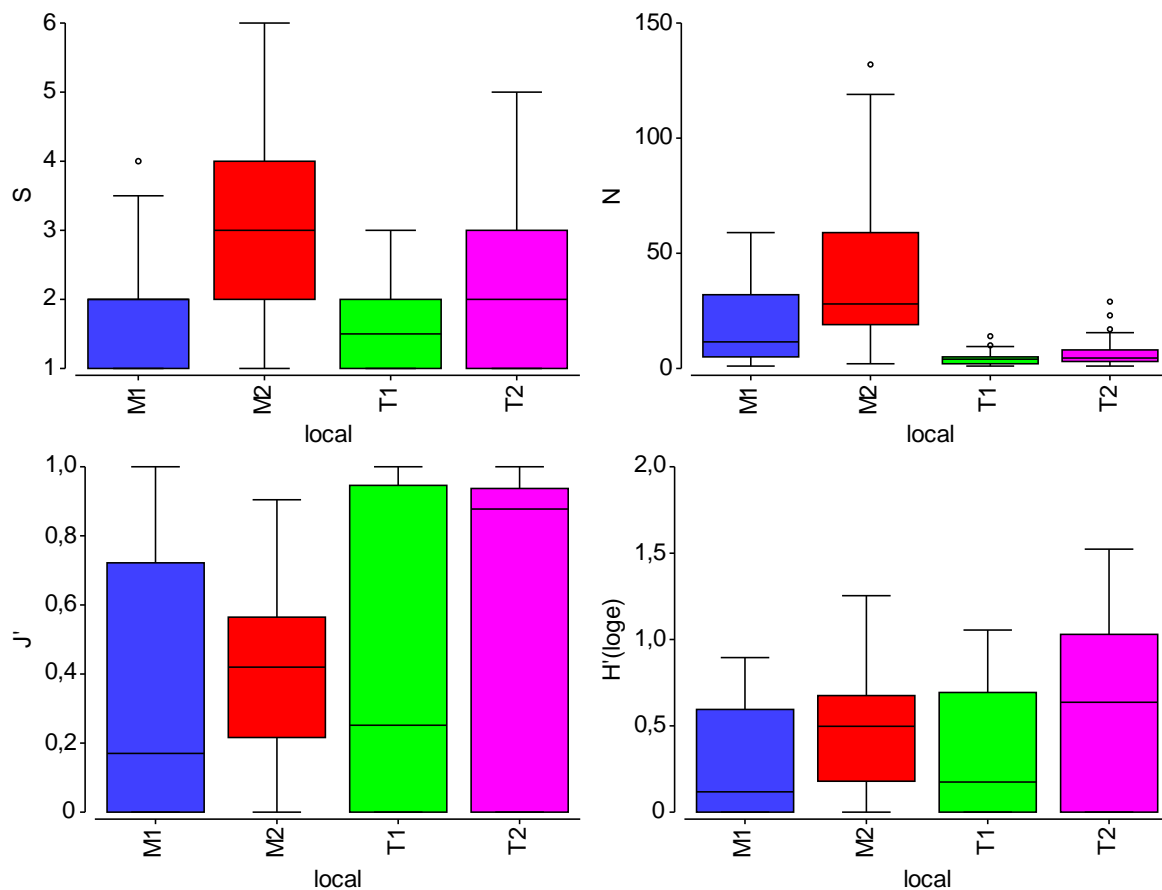
### 3.3.3. Avaliação da dieta das populações de perca-sol

Da análise da dieta da perca-sol nos 2 rios amostrados, i.e., dos 120 conteúdos estomacais analisados, foram identificadas 1917 presas, distribuídas por 22 itens alimentares, na maioria famílias de invertebrados aquáticos. A abundância relativa por local amostrado, tendo em consideração as 3 classes de tamanho consideradas, i.e.  $A \leq 6$  cm;  $6 < B < 8$  cm e  $C \geq 8$  cm, está apresentada na **Figura 3.10**.



**Figura 3.10.** Abundância relativa de itens para os 4 locais de amostragem dos rios Maçãs (M1 e M2) e Tua (T1 e T2) diferenciada tendo em consideração as 3 classes de tamanho consideradas, i.e. A ≤ 6 cm; 6 cm < B < 8 cm e C ≥ 8 cm (verão de 2022).

A alimentação da perca-sol é maioritariamente microcarnívora e de tendência generalista e oportunista. Realce para a importância dos Chironomidae (Diptera) – Frequência de Ocorrência (FO) > 80%) nos ambientes lênticos (i.e., M1 e T1) enquanto nos ambientes lóticos a dieta contemplou uma diversidade superior de itens consumidos, em especial no nº de Ephemeroptera (FO > 50%) (**Figura 3.11**).



**Figura 3.11.** Riqueza taxonômica (S), abundância (N), Equitabilidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H') do comportamento alimentar da perca-sol nos 4 locais amostrados nos rios Maçãs e Tua (verão 2022). Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers). Os pontos representam os valores extremos.

Foram observadas diferenças significativas entre os 4 locais amostrados para as 4 métricas, i.e., abundância - N (KW-H (3,102) = 46,87;  $p < 0,001$ ), nº taxa - S identificados (KW-H (3,102) = 18,25;  $p < 0,001$ ), equitabilidade - J' (KW-H (3,102) = 35,58;  $p < 0,001$ ) e diversidade - H' (KW-H (3,102) = 7,92;  $p < 0,05$ ).

Complementarmente, a ordenação dos locais amostrados (**Figura 3.12**), baseada na análise multivariada, mostrou uma similaridade maior na dieta dos exemplares capturados no rio Maçãs. Os conteúdos alimentares da perca-sol do rio Tua divergiram entre si, i.e., T1 versus T2 e mais acentuadamente dos restantes locais amostrados no rio Maçãs. Com efeito, a ordenação nMDS (2D Stress de 0,12, boa representação bidimensional) efetuada com as abundâncias dos itens alimentares, evidenciou uma agregação mais evidente no comportamento alimentar de ambas as populações do rio Maçãs, confirmando uma partilha superior no consumo de presas, quando comparado com o comportamento alimentar observado pela espécie em ambos os ambientes do rio Tua (**Figura 3.13**).

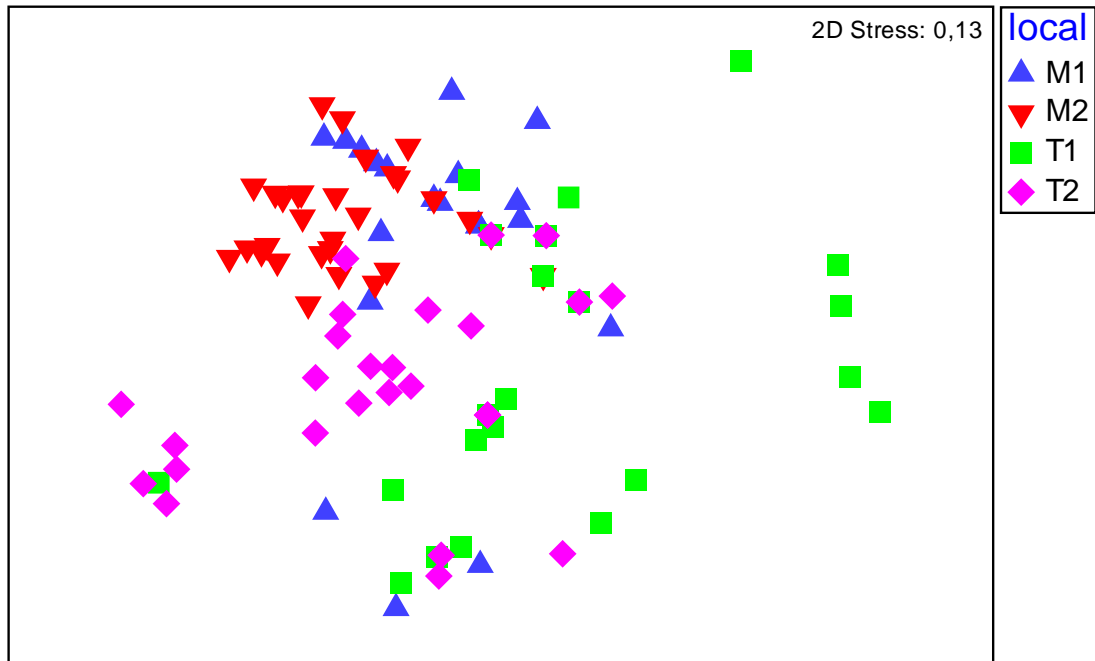


Figura 3.12. Ordenação Não-Métrica Multidimensional (nMDS) dos locais amostrados nos rios Maçãs (M1 e M2) e Tua (T1 e T2) (verão 2022).

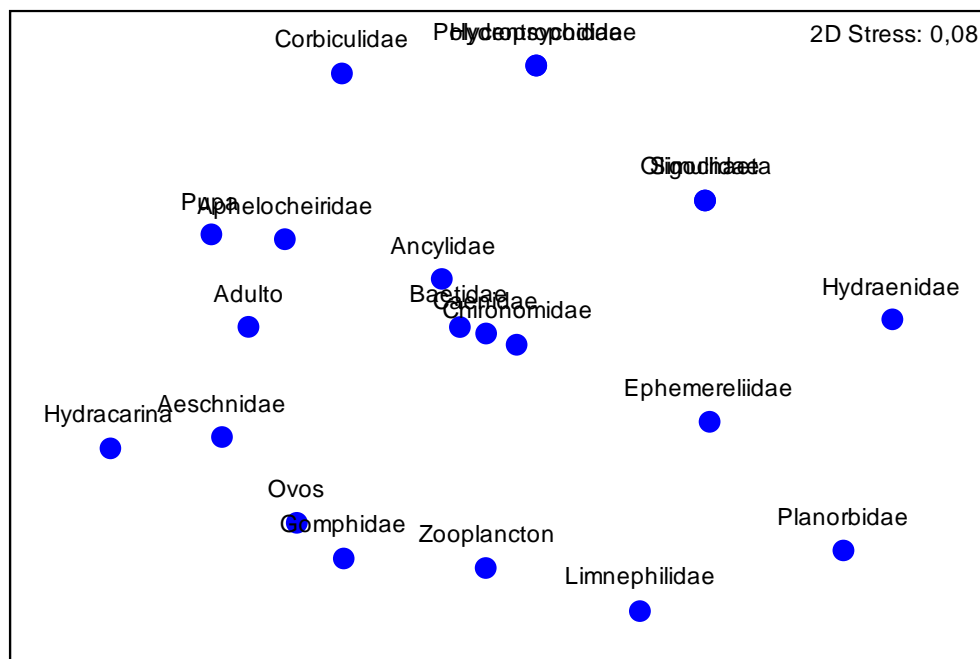
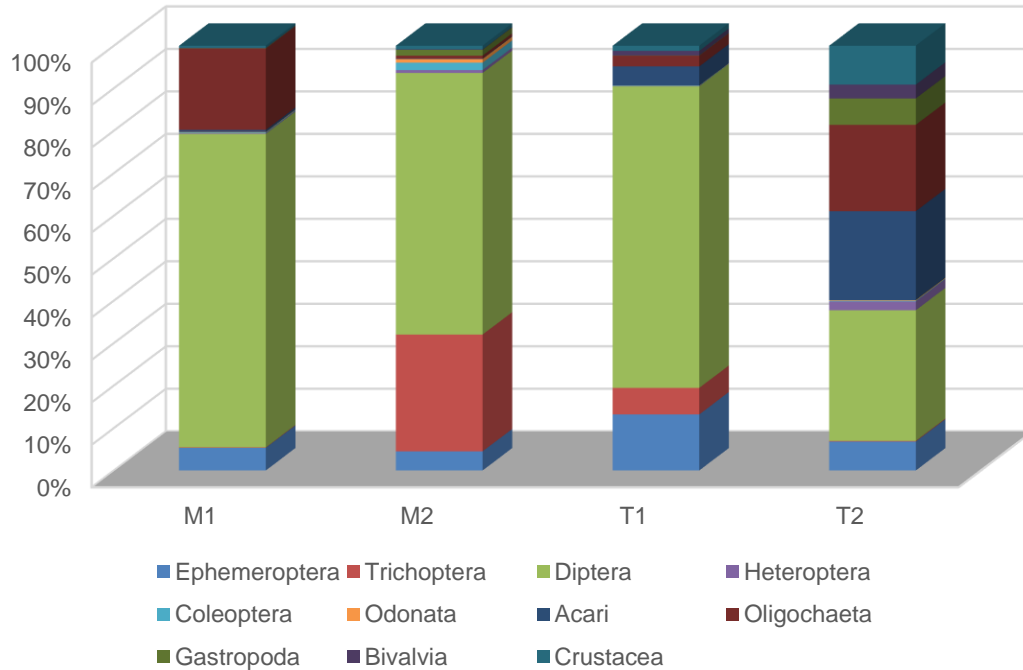


Figura 3.13. Ordenação Não-Métrica Multidimensional (nMDS) dos itens consumidos nos 4 locais amostrados nos rios Maçãs (M1 e M2) e Tua (T1 e T2) (verão 2022).

No que respeita à seletividade alimentar é possível observar quais os recursos alimentares disponíveis (**Figura 3.14**) nos rios (exceção para os itens dos insetos terrestres, pupas, ovos e zooplâncton) que têm maior preferência por parte de cada uma das classes de tamanho consideradas, tendo em conta o **Índice de Ivlev**, modificado por Jacobs (1974) (**Tabelas 3.2 e 3.3**).



**Figura 3.14. Abundância relativa de presas disponíveis nos troços amostrados dos rios Maçãs e Tua (verão de 2022).**

Relativamente à seletividade, destaque para a preferência generalizada por Ephemeroptera. Por outro lado, sendo uma espécie com adaptação para o consumo de moluscos, registo para a preferência por gastrópodes no rio Maçãs, ao contrário do rio Tua, com mais apetência pelos bivalves. Registo ainda para as diferenças detetadas na preferência por Diptera, mais acentuada nos ambientes de albufeiras.

**Tabela 3.2 Índice de seletividade de Ivlev, modificado por Jacobs (1974) classes de tamanho/idade da perca-sol ( $A \leq 6$  cm;  $6 < B < 8$  cm e  $C \geq 8$  cm) para os troços amostrados no rio Maçãs (verão de 2022).**

Item alimentar	M1			M2		
	A	B	C	A	B	C
Ephemeroptera	-0,54	-0,64	0,06	0,06	0,55	0,77
Trichoptera	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-0,99	-0,98
Diptera	-0,05	0,81	0,69	0,71	0,45	0,15
Heteroptera	-1,00	0,57	-1,00	-0,23	-0,31	0,33
Coleoptera	-1,00	0,57	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
Odonata	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-0,31
Acari	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
Oligochaeta	-1,00	-0,95	-1,00	0,31	-0,31	-1,00
Gastropoda	-1,00	0,72	-1,00	0,05	0,51	0,33
Bivalvia	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
Crustacea	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00

Tabela 3.3. Índice de seletividade de Ivlev, modificado por Jacobs (1974) classes de tamanho/idade da perca-sol ( $A \leq 6$  cm;  $6 < B < 8$  cm e  $C \geq 8$  cm) para os troços amostrados no rio Tua (verão de 2022).

Item alimentar	T1			T2		
	A	B	C	A	B	C
Ephemeroptera	0,74	0,67	0,85	0,92	0,68	0,62
Trichoptera	-0,17	-0,64	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
Diptera	-0,53	-0,64	-0,67	0,28	0,11	0,39
Heteroptera	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
Coleoptera	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
Odonata	-1,00	0,98	-1,00	-1,00	-1,00	0,97
Acari	-1,00	-0,84	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
Oligochaeta	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,02	-1,00
Gastropoda	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-0,31	-1,00
Bivalvia	0,36	-1,00	-1,00	0,46	0,35	-1,00
Crustacea	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00

Na análise da sobreposição de dietas, os valores obtidos pelo **Índice de Schoener (S)** (Tabela 3.4) permitiram realçar a existência de sobreposição, praticamente entre todas as classes de tamanho da perca-sol no rio Maçãs e no rio Tua, com exceção do troço lótico, precisamente no local T2, onde a diversidade de presas consumidas foi superior.

Tabela 3.4. Valores do Índice de Schoener entre classes de tamanho/idade da perca-sol ( $A \leq 6$  cm;  $6 < B < 8$  cm e  $C \geq 8$  cm) nos troços amostrados nos rios Maçãs e Tua (verão de 2022). Os valores significativos ( $S > 60\%$ ) estão identificados com asterisco (\*).

Classes de tamanho/ idade	Maçãs		Tua	
	M1	M2	T1	T2
A vs. B	73,4*	88,1*	79,7*	59,3
A vs. C	73,9*	75,6*	82,8*	59,4
B vs. C	95,2*	86,0*	77,8*	77,8*

### 3.4. Discussão

Na composição das populações piscícolas amostradas no Rio Maçãs destaca-se a presença dominante da perca-sol, espécie invasora, em ambos os troços amostrados, embora com maior expressão na albufeira (M1) e presença mais efetiva de espécies nativas no troço lótico (M2). No rio Tua além da perca-sol, no troço lântico (T1) foi detetada a presença de outra espécie exótica introduzida, a gambúsia (*Gambusia holbrooki*) que segundo Collares-Pereira et al. (2021) pode coabitar troços de rios com pouca corrente juntamente com a perca-sol, sendo favorecidas em ambientes degradados pelo facto de serem mais tolerantes que as espécies nativas. No troço lótico (T2) capturou-se uma maior variedade de espécies nativas, comparativamente com a albufeira (T1). Realce para a dominância de espécies exóticas em ambas as albufeiras estudadas.

Na avaliação do status das populações de perca-sol, apesar da dominância nas albufeiras, a condição corporal dos peixes foi superior em ambientes lóticos. Tal facto demonstra que os ambientes lóticos possuem, pelo menos no período do verão, uma capacidade biogénica superior devido à maior disponibilidade e diversidade de alimentos, em especial no rio Tua. Estas variações no crescimento dos peixes dependem, muitas vezes, das condições ambientais, sendo comum em peixes de água doce (Mann 1991; Copp et al., 2014).

Os resultados obtidos da avaliação da dieta das populações de perca-sol indicaram que no rio Maçãs há maior consumo de Chironomidae (Diptera) principalmente na albufeira (M1), que está também relacionada com a pior qualidade da água neste troço (Tachet et al., 2010). Também se registou menor diversidade alimentar, que pode levar ao aumento da competição e disputa pelo mesmo tipo de dieta entre as diferentes classes de tamanho/idade (alevins, juvenis e adultos), indiciando um fator de maior estresse. Tal facto ficou demonstrado pelo índice de sobreposição de Schoener e demonstra a grande plasticidade alimentar desta espécie que abdica de sua preferência alimentar por gastrópodes nos ambientes degradados. Com efeito, a prioridade da espécie é a sua sobrevivência, mesmo quando a sobreposição alimentar é elevada, observando-se um comportamento oportunista, que faz com que se alimentem de presas mais frequentes e abundantes em cada habitat e alteram-se as presas de acordo com a disponibilidade e vulnerabilidade (Olson et al. 1995; Copp et al., 2014).

No rio Tua observou-se uma maior diversidade na dieta em relação ao rio Mações em ambos os troços amostrados. Isto indica de facto, a possibilidade do rio Tua usufruir de melhores condições ambientais, com diversidade superior de itens consumidos, englobando um superior número de Ephemeroptera, que são sensíveis à poluição, sendo indicadores de uma boa qualidade biológica da água, uma vez que são mais numerosos em sistemas menos perturbados (Teixeira et al., 2008).

Nos dois rios notou-se pior qualidade da água nos troços lânticos, particularmente nas albufeiras, onde ocorre um predomínio de espécies exóticas e invertebrados bentónicos indicadores de má qualidade da água. Estes ecossistemas modificados pela atividade humana, de carácter mais artificial, estão sujeitas as grandes variações no nível da água, e podem, sempre que se verifique um mau ordenamento do território e más práticas florestais e agrícolas, originar a degradação da qualidade da água (Gerald e Teixeira, 2014).

A abundância piscícola muito baixa das espécies autóctones ocorre sempre que os ambientes lóticos sofrem modificações, com proliferação de diversas espécies invasoras. Nas albufeiras estudadas detetou-se uma ocorrência comum, além da perca-sol, do lagostim-vermelho da Louisiana (*Procambarus clarkii*) e do lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*), que além de predações e competição por alimentos, podem ser vetores de doenças (Feio e Ferreira, 2019).

É importante destacar a preocupação e necessidade de assegurar a sobrevivência das espécies autóctones e a conservação destes dois rios estudados no futuro, pois são espécies endémicas dos rios ibéricos que desempenham funções ecológicas muito importantes nestes ecossistemas. Algumas espécies estão classificadas de acordo com Cabral et al. (2005) como vulneráveis (VU), com risco de extinção num futuro próximo, estando a perder território para espécies exóticas invasoras, que beneficiam dos ambientes degradados, sendo que a perda de habitat resultante da construção de barragens e açudes constitui um dos principais fatores de ameaça à biodiversidade dos rios (Bochechas, 2014).

### 3.5. Referências Bibliográficas

- Bhagat, Y., Fox, M. G., Ferreira, M. T. (2006). Morphological differentiation in introduced pumpkinseed *Lepomis gibbosus* (L.) occupying different habitat zones in Portuguese reservoirs. *Journal of Fish Biology* 69, 79-94.
- Bochechas, J. (2014). Avaliação da continuidade fluvial em Portugal: Criação de bases para a inventariação e caracterização de obstáculos em linhas de água. ICNF. 54 pp.
- Cabral, M. J., Almeida, J., Almeida, P. R., Delliger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., Palmeirim, M., Queirós, A. I., Rogado, L., Santos-Reis, M. (Eds.) (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal - Peixes dulciquícolas e migradores, anfíbios, répteis, aves e mamíferos*. Assirio & Alvim, Lisboa. 659 pp.
- Clavero, M., Hermoso, V., Aparicio, E., Godinho, F. (2013). Biodiversity in heavily modified waterbodies: native and introduced fish in Iberian reservoirs. *Freshwater Biology*. 58, 1190-1201.
- Clarke, K.R. and Gorley, R.N. (2001). Primer v5: User Manual/Tutorial. Primer-E Ltd., Plymouth, 91 pp.
- Collares-Pereira, M. J. (Coord.), Alves, M. J., Ribeiro, F., Domingos, I., Almeida, P. R., da Costa, P., ... Magalhães, M. F. (2021). Guia dos Peixes de Água Doce e Migradores de Portugal Continental. Porto, Portugal: Edições Afrontamento.
- Copp, G. H., Fox, M. G., Przybylski, M., Godinho, F. N., & Vila-gispert, A. (2004). Life-time growth patterns of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* introduced to Europe, relative to native North American populations, 53, 237–254.
- Feio, M. J., Ferreira, V. (2019). Rios de Portugal: comunidades, processos e alterações. Imprensa da Universidade de Coimbra. 441 pp.
- Fox, M. G. and Keast, A. (1991). Effect of Overwinter Mortality on Reproductive Life History Characteristics of Pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) Populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 48, 91-211 pp.
- Garcia-Berthou, E. and Moreno-Amich, R. (2000) Food of Introduced Pumpkinseed Sunfish: Ontogenetic Diet Shift and Seasonal Variation. *Journal of Fish Biology*, 57, 29-40.
- Gkenas, C., Magalhães, M. F., Campos-Martin, N., Ribeiro, F., Clavero M. (2021). Desert pumpkinseed: diet composition and breadth in a Moroccan river. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 2021. 34, 6 pp.
- Jacobs, J., 1974. Quantitative measurement of food selection. A modification of the forageratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia* 14, 413–417.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007) Handbook of European freshwater fishes. The Ichthyological Society of Japan. 646 pp.
- Tachet, H., Richoux, PH., Bournard, M. & Usseglio-Polatera, P. (2010). Invertébrés d'eaux douces. Systématique, biologie, écologie. CNRS Éditions, Paris.
- Teixeira, A.; Geraldés, A., M. Gestão de Populações Piscícolas em Albufeiras: Importância de desafios. *Norçaça Norpesca e Norcastanha*, 13, 6-9 pp.
- Teixeira, A., Geraldés, A., M., Oliveira, J. M., Bochechas, J., Ferreira, M. T. (2008) Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios Portugueses (Projecto AQUARIPORT): Síntese dos resultados referentes à análise das comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos. 12 pp.
- Wallace, R. K. (1981). An Assessment of Diet-Overlap Indexes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 110, 72-76 pp.

## CAPÍTULO 4 . Conclusões

As conclusões da monitorização efetuada de acordo com os elementos de avaliação considerados na Diretiva-Quadro da Água, fundamentais para a tomada de decisões, alertam para as seguintes condições ambientais no setor de estudo do rio Maçãs:

- **Qualidade físico-química da água** – Na análise comparativa entre os 5 anos (2018 a 2022), as 2 estações do ano (primavera/verão) e os 4/5 locais amostrados (ACV1 a ACV5) não se registaram variações acentuadas na qualidade físico-química da água do rio Maçãs entre ambientes lóticos e lênticos. Apesar do baixo nº de parâmetros físico-químicos analisados importa salientar a manutenção da razoável (verão)-boa (primavera) qualidade da água ao longo dos ciclos anuais de monitorização efetuados;
- **Qualidade hidromorfológica** – No que respeita aos habitats aquáticos e ribeirinhos continuam identificados troços com boa qualidade, com um mosaico heterogéneo dos microhabitats aquáticos disponíveis para a fauna piscícola e macrobentónica. A ocorrência de sequências *riffle/pools*, típicas dos troços lóticos garante melhores condições para a sobrevivência da fauna piscícola nativa, de hábitos reófilos. Contudo, a qualidade no troço lótico situado mais a jusante (ACV1) foi sempre inferior ao troço lótico situado mais montante (ACV5), onde as condições ambientais são mais naturais e inclusive a mortalidade dos amieiros ainda é residual;
- **Qualidade do Biota: Comunidades de macroinvertebrados** – As modificações ocorridas nos troços lênticos estão na base da inferior qualidade biológica na zona das albufeiras ao longo dos vários ciclos de monitorização. No entanto, este impacte é bem localizado no espaço, uma vez que imediatamente a montante e jusante das áreas das albufeiras ocorre, de imediato, um incremento na biodiversidade e na qualidade biológica das comunidades de macroinvertebrados. Importa salientar as densidades apreciáveis duas espécies de lagostins exóticos e invasores, caso do lagostim-sinal e do lagostim-vermelho da Louisiana;
- **Qualidade do Biota: Comunidade de peixes** – Também foi registada uma menor abundância e diversidade piscícola na ictiofauna das albufeiras de

ambos os açudes. As condições ambientais dominantes favorecem a dominância de espécies exóticas, aliás refletida na classificação atribuída pelo índice F-IBIP de avaliação da qualidade piscícola. Nos troços lóticos sempre que ocorre um fluxo de água, é detetável a presença das espécies que, apesar da fragmentação do habitat, conseguem ser suficientemente resilientes e sobreviver com boas taxas de recrutamento nos ambientes mais naturais do rio Maçãs. Em ambientes mais modificados, caso das albufeiras, a perca-sol, uma espécie piscícola exótica e invasora, domina assistindo-se a uma gradativa presença de alburno e residualmente de tenca, provavelmente introduzidos deliberada e ilegalmente para incremento da pesca lúdica;

Relativamente à presença das 2 barreiras no contínuo fluvial do rio Maçãs e potencial transponibilidade destacam-se os seguintes pontos:

- A impossibilidade de confirmar a transponibilidade de peixes, no sentido ascendente, relativamente aos dois obstáculos implantados no rio Maçãs. Com efeito, foram marcados, *in situ*, 800 peixes com VIE – *Visible Implant Elastomer*, ao longo de 4 anos sucessivos (de 2019 a 2022), e libertados na primavera (maio), época de maior mobilidade (coincidente com os pulsos migratórios reprodutivos, tipicamente ascendentes). A monitorização ocorreu 4 meses após (setembro), não tendo sido recapturado qualquer exemplar marcado que tivesse transposto a barreira fluvial;
- A verificação, segundo o índice ICF (Bochechas, 2014), da incapacidade de qualquer dos peixes nativos estudados transporem estes obstáculos físicos sejam elas espécies de 1) médio e grande porte (G3a- *P. duriense*, *S. carolitertii*, e *L. bocagei*) e/ou de 2) pequeno porte (G3b- *S. alburnoides* e *Achondrostoma* sp.). Perante a altura da queda de água (parâmetro *h* do índice ICF) determinada para cada obstáculo, sempre superior a 2 m, e tendo em conta os valores máximos estipulados para estas espécies (G3a < 0,30 m e G3b < 0,20 m), não restam dúvidas acerca da impossibilidade motora destes peixes poderem subir a rampa e alcançar e ultrapassar a soleira dos açudes;
- A efetiva mobilidade dos peixes na área de estudo, e em particular no sentido ascendente, estar intimamente dependente do cumprimento do regime de caudais ecológicos pré-definidos (APA, 2018) e especialmente da abertura das comportas de fundo, nomeadamente no período reprodutivo das espécies nativas (abril-junho);

- A construção de dispositivos de passagem de peixes e outros animais nos 2 açudes, desde que devidamente configurados para as espécies existentes, irá seguramente aumentar a permeabilidade destes obstáculos e permitir o *gene flow* ao nível das populações piscícolas;

Relativamente à ecologia alimentar da espécie invasora dominante - perca-sol (*Lepomis gibbosus*) em 2 massas hídricas do Nordeste de Portugal, caso dos rios Maçãs e Tua, são conclusões do estudo efetuado:

- Elevada capacidade de adaptação aos recursos alimentares disponíveis, demonstrando elevada plasticidade no consumo de presas, maioritariamente composto por larvas de insectos, com destaque para as famílias Chironomidae (Diptera) e Baetidae, Caenidae (Ephemeroptera) e zooplâncton, mais disponível nos troços lânticos;
- Diferenças significativas na dieta entre rios e, dentro destes, entre ambientes lânticos e lóticos. Com efeito, foi detetado maior consumo ao nível do nº total de presas, nº de taxa, equitabilidade e diversidade de presas nos estômagos das diferentes classes de tamanho consideradas;
- Um comportamento alimentar generalista e oportunista, não se tendo detetado uma especialização ontogenética, i.e., com variação dos itens consumidos ao longo do tamanho/idade da espécie em ambos os rios Maçãs e Tua.

Por fim, a valorização dos recursos aquícolas na bacia do rio Maçãs, em particular, passa pela necessidade de promover um ordenamento das massas hídricas adequado, como fator de desenvolvimento na região, tendo em conta os serviços de ecossistema associados. Importa equacionar a possibilidade de elevar a eficiência hídrica no uso da água e agregar valores socioculturais, como o lazer justificam a criação, por exemplo, de Parques fluviais e Zonas de Pesca Lúdica nos cursos de água das bacias hidrográficas dos rios Sabor, Maçãs e Angueira. No concelho de Vimioso são várias as ONGAs com um desempenho notável na conservação dos valores naturais da região que podem, conjuntamente com o PINTA - Parque Ibérico de Natureza e Ambiente (Vimioso) desenvolver um conjunto de atividades diversas orientadas para **a sensibilização e formação ambiental** com a participação de vários públicos-alvo, com vista a uma conservação ainda mais efetiva dos rios Angueira e Maçãs.

# ANEXOS

## ANEXO 1: ICF Bloco 1 Avaliação do obstáculo (Solà et al. 2011)

### ICF - Índice de Continuidade Fluvial

#### BLOCO 1 - AVALIAÇÃO DO OBSTÁCULO

CONDIÇÃO GERAL PARA QUALQUER TIPO DE OBSTÁCULO

Parâmetro	Condição	G1a G3a	G1b G3b	G2	G4	Dispositivo em avaliação
Morfologia da margem	Adequada para espécies rastejantes (por ex. enguia)	n.a.	n.a.	passa	n.a.	
Caudal	Sem caudal sobre ou através do obstáculo	não passa	não passa	n.a.	não passa	

BARRAGENS, AÇUDES E AFINS (a água pode passar sobre o obstáculo criando uma pequena queda)

valores limitantes por grupo

Parâmetro	Condição		G1a G3a	G1b G3b	G2	G4	Dispositivo em avaliação
Altura da queda - h (cm)		max.	30	20	20	75	
Profundidade da água antes da queda (cm)		min.	h x 1,4	h x 1,4	indiferente	h x 1,25	
Largura da soleira do descarregador - TW (cm)	não é avaliado diretamente						
Altura de água sobre soleira descarregadora - Tz (cm)	se TW ≤ 50 cm	min.	caudal sobre o descarregador				
	se TW ≥ 50 cm	min.	10	10	1	10	

PASSAGENS HIDRÁULICAS E OBSTÁCULOS SEMELHANTES (a água circula através do obstáculo formando ou não queda)

valores limitantes por grupo

Parâmetro	Condição		G1a G3a	G1b G3b	G2	G4	Dispositivo em avaliação
Velocidade da água (m/s)		max.	2	0,5	1,7	2,4	
Diâmetro da passagem ou altura e largura - d (cm)	se se formar uma pequena queda	min.	50	50	50	50	
	se não se formarem quedas	min.	30				
	a água ocupa toda a secção de escoamento		nenhum grupo consegue passar				
Profundidade de água dentro da passagem - Tz (cm)		min.	10	10	1	10	
Altura da queda - h (cm)	se se formar uma pequena queda	max.	20	15	15	55	
Profundidade da água a jusante da queda - z (cm)	se se formar uma pequena queda	min.	h x 1,4	h x 1,4	indiferente	h x 1,25	

AÇUDES COM FACE DE JUSANTE COM BAIXO DECLIVE (a água circula sobre o obstáculo sem se formar queda)

valores limitantes por grupo

Parâmetro	Condição		G1a G3a	G1b G3b	G2	G4	Dispositivo em avaliação
Declive (%)		max.	20%	20%	45%	30%	
Turbulência	Ausência de turbulência forte		Todos os grupos passam				
Velocidade da água (m/s)		max.	2	0,5	1,7	2,4	

Indicar todos os grupos que podem transpor o obstáculo quando todas as condições se cumprem:

**ANEXO 2: ICF Bloco 3 das fichas de avaliação - Moduladores e Pontuação Final (Solà et al. 2011)**

**ICF - Índice de Continuidade Fluvial**

**BLOCO 3 - MODULADORES E PONTUAÇÃO FINAL**

Registrar os grupos de peixes potencialmente presentes:	G1a	G1b	G2	G4
	G3a	G3b		
Grupos que podem transpor o obstáculo (bloco 1)				
Grupos que podem utilizar a passagem para peixes (bloco 2)				

**PONTUAÇÃO PROVISÓRIA** (seleccionar uma opção com base no total de grupos de peixes presentes que potencialmente podem transpor o obstáculo e/ou a passagem para peixes:

Obstáculo e passagem para peixes	Todos os grupos de peixes potencialmente presentes podem transpor o obstáculo	75
	Alguns grupos de peixes potencialmente presentes podem transpor o obstáculo	50
	Apenas um grupo de peixes potencialmente presentes pode transpor o obstáculo	25
	Nenhum grupo de peixes potencialmente presentes pode transpor o obstáculo	0

**MODULADORES DE PONTUAÇÃO** - escolher em cada caso apenas a opção mais adequada

Complementos do obstáculo	A morfologia do obstáculo em avaliação permite, em situações de caudais elevados ou temporariamente, que a água por um ou pelos dois lados, permitindo a transposição pelos peixes	+ 5
	Apenas em obstáculo do tipo C "low slope" (<45%) com superfície rugosa e irregular	+ 5
	Presença de qualquer estrutura que perturbe o escoamento em qualquer ponto do obstáculo	- 5

Complementos da passagem para peixes	Presença de substrato natural, com características semelhantes ao do leito do rio, no interior da passagem para peixes	+ 10
	Localização correcta da entrada da passagem para peixes (de jusante para montante)	+ 5
	Localização incorrecta da entrada da passagem para peixes (de jusante para montante)	- 5
	Largura do canal da passagem para peixes inferior a 1/20 da largura média do rio no local do obstáculo	- 5
	Passagem para peixes com comportas ou outros equipamentos mecânicos que necessitem uma manutenção constante para garantir a sua funcionalidade	- 5
	Passagem para peixes em más condições de conservação ou de manutenção	- 10

Migração para jusante	Os peixes conseguem migrar para jusante em segurança directamente através do obstáculo (obstáculos <10m, com profundidade de água adequada a jusante ou com passagem para peixes naturalizada)	+ 5
	Quando existem canais de derivação, estes possuem mecanismos de protecção para evitar ou minimizar a entrada dos peixes nos canais, ou não existe qualquer canal de derivação	+ 5
	Existe um canal de derivação sem qualquer mecanismo para evitar ou minimizar a entrada dos peixes no canal de derivação	- 5
	A migração para jusante directamente através do obstáculo é possível mas com risco de ferimento ou morte dos peixes (por exemplo queda superior a 10m)	- 5

PONTUAÇÃO FINAL: