



## **A biodiversidade do Rio Maçais (NE Portugal): Implicações biológicas da introdução de espécies exóticas invasoras**

**Sérgio Tiago Moreira Flores**

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

**Orientado por**

**Professor Doutor José Paulo Mendes Guerra Cortez (CIMO - IPB)**

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

**BRAGANÇA**

**2023**

*Esta tese foi suportada pelo Projeto CONTROL I Vison FA vison (Bacia hidrográfica do Rio Maçãs). Projetos de erradicação e controlo de espécies invasoras prioritárias. Beneficiário: AEPGA. Financiamento: Fundo Ambiental (Aviso n.º 14198/2022) (Outras Entidades participantes (consórcio externo): Instituto Politécnico de Bragança e Palombar.*

## **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 Paulo Cortez, do Centro de Investigação de Montanha do Instituto Politécnico de Bragança orientador desta dissertação, por todo o auxílio e suporte durante a realização desta tese de mestrado.

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 e ao Eng<sup>o</sup> Fernando Teixeira, que sempre estiveram disponíveis para colaborar nos trabalhos de campo e laboratoriais.

À AEPGA – Associação para o Estudo e Proteção do Gado Asinino, beneficiário do Projeto Vison, na pessoa do Dr Miguel Nóvoa e restantes colaboradores pelo apoio prestados para a realização desta dissertação.

À Palombar - Associação de Conservação da Natureza e do Património Rural, parceiro do Projeto Vison, na pessoa do Dr José Pereira e restantes colaboradores pelo apoio prestados para a realização desta dissertação.

À minha família por todo o apoio incondicional que me deram e aos meus amigos por toda a ajuda e apoio que me deram.

## Resumo Geral

As alterações globais no planeta são grandemente responsáveis pela perda de biodiversidade e em particular nos ecossistemas aquáticos, tidos como extremamente vulneráveis. Para além das alterações climáticas, são várias as pressões e ameaças à biodiversidade e integridade ecológica, como a poluição e eutrofização da água, a fragmentação de habitats, a degradação do ecótono ripário e a introdução de espécies exóticas. O objetivo principal do presente estudo consistiu no estudo da biodiversidade aquática e ribeirinha do troço final do rio Maçãs (bacia do Rio Douro), situado em Portugal. Assim, na primavera de 2023 foi monitorizada a qualidade bioecológica do sistema aquático através da amostragem de 10 locais, especialmente distribuídos desde a fronteira até à foz com o rio Sabor (40 Kms de extensão). Relativamente ao elemento biológico, a maioria dos locais amostrados apresentaram para a comunidade de macroinvertebrados uma boa/excelente qualidade, baseado em várias métricas (e.g., diversidade H' Shannon-Wiener, F-IBIP - Índice Piscícola de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis de Portugal Continental, IPTIN - Índice Português de Invertebrados do Norte, entre outras) embora mereça destaque a presença assinalável de EEI - espécies exóticas e invasoras (e.g. *Procambarus clarkii*, *Pacifastacus leniusculus*, *Corbicula fluminea*) que paulatinamente têm vindo a aumentar a sua densidade e provocar alterações significativas no funcionamento do ecossistema aquático. No que respeita à comunidade de peixes, a qualidade determinada foi alarmante para a maioria dos locais, i.e., bem abaixo do nível BOM exigido pela DQA - Diretiva Quadro da Água, assinalando-se a influência negativa de barreiras (e.g. açudes), períodos de seca prolongados e a presença massiva de EEI (e.g. especialmente *Lepomis gibbosus*, mas também outras espécies como *Alburnus alburnus*, *Micropterus salmoides*). Neste enquadramento, é de crer num futuro próximo que outras EEI possam colonizar o Rio Maçãs (e.g. *Rutilus rutilus*, *Sander lucioperca*, *Esox lucius*), provenientes da albufeira do Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo Sabor e contribuir para a diminuição ou extinção das espécies nativas presentes. Com efeito, para além dos endemismos ibéricos conhecidos, caso de *Squalius alburnoides*, *Squalius carolitertii*, *Pseudochondrostoma duriense* e *Luciobarbus bocagei*, foi recentemente descrita uma nova espécie, *Achondrostoma asturicense*, presente

nas bacias dos rios Sabor (Maçãs e Angueira) e Tua, que recebeu, entretanto, o estatuto de ameaça Em Perigo (EN) pela última revisão do Livro Vermelho dos Peixes Dulciaquícolas e Diádmomos de Portugal Continental (2023). Contudo, relativamente aos elementos de suporte, nomeadamente a qualidade da água e da hidromorfologia mostraram, globalmente, uma boa/razoável qualidade físico-química da água, embora as métricas hidromorfológicas (e.g. índices GQC – Grau de Qualidade do Canal e QBR – Bosque Ribeirinho) tenham assinalado locais com maior degradação do canal e da galeria ripícola, com destaque para a presença de vários açudes e a elevada mortalidade de *Alnus lusitanica*.

Relativamente à biodiversidade da fauna ribeirinha, foram usados métodos complementares que envolveram a foto-armadilhagem, o uso de armadilhas terrestres e aquáticas e a procura de indícios de presença (pegadas e excrementos) que globalmente permitiram identificar, durante 15 dias (novembro e dezembro de 2022) e em dois setores (15 Kms de extensão), vários animais selvagens, distribuídos por diferentes grupos faunísticos, i.e., répteis (*Mauremys leprosa* e *Natrix astreptophora*), anfíbios (*Rana iberica*), aves (*Garrulus garrulus*, *Ardea cinerea*, *Corvus corone*, *Prunella modularis*, *Turdus merula*, *Erithacus rubecula* e *Columba palumbus*) e mamíferos (*Genetta genetta*, *Martes foina*, *Sus scrofa*, *Vulpes vulpes*, *Apodemus sylvaticus*, *Capreolus capreolus*, *Lutra lutra* e *Neovison vison*). Especial atenção foi dada à recente introdução do mustelídeo exótico e invasor, o visão-americano, e à contribuição para o conhecimento da sua distribuição no Rio Maçãs e consequente eliminação dos exemplares capturados (apenas um), de acordo com a legislação vigente. Confirmou-se que esta espécie já colonizou todo o troço final do rio Maçãs com registos de abundância superior na proximidade de infraestruturas contruídas pelo homem, caso de açudes rústicos de pedra, onde encontra locais adequados para refúgio e reprodução. O baixo número de excrementos de visão-americano recolhidos não permitiu fazer uma análise detalhada da dieta desta espécie. No caso da lontra observou-se uma dieta maioritariamente composta por lagostins exóticos. De facto, a abundância destas presas no rio Maçãs, faz pressupor que esta fonte de alimento promoverá, no futuro, o crescimento da população de visão-americano e consequente dispersão na rede hídrica.

A área de estudo faz parte da Zona Especial de Conservação (ZEC) Rios Sabor e Maçons e da Reserva da Biosfera Transfronteiriça da Meseta Ibérica, pelo que justifica a implementação de medidas de conservação orientadas para a mitigação de impactes negativos, entre eles para o controlo continuado de EEI, nomeadamente em habitats prioritários, de modo a assegurar a preservação dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos e dos valores naturais da região.

**Palavras-chave:** espécies exóticas invasoras, ameaças de rios; integridade ecológica, gestão de ecossistemas

## General Abstract

Global changes are largely responsible for the loss of biodiversity and in particular in aquatic ecosystems, considered extremely vulnerable. In addition to climate change, there are several pressures and threats to biodiversity and ecological integrity, such as water pollution and eutrophication, habitat fragmentation, degradation of the riparian ecotone and the introduction of exotic species. The main objective of the present study was to evaluate the aquatic and riparian biodiversity of the final segment of the Maçãs River (Douro River basin), located in Northern Portugal. Thus, in the spring of 2023, the bioecological quality of the aquatic system was monitored through 10 sampling sites, spatially distributed from the border to the mouth of the Sabor river (40 km long). Regarding the biological element, the majority of the sampled sites presented a good/excellent quality for the macroinvertebrate community, based on several metrics (e.g., H' Shannon-Wiener diversity, IPTIN, F-IBIP, among others) although the presence of notable number of exotic and invasive species - IAS (e.g. *Procambarus clarkii*, *Pacifastacus leniusculus*, *Corbicula fluminea*) which have gradually increased their density and caused significant changes in the functioning of the aquatic ecosystem. Regarding the fish community, the quality determined was alarming for most sites, i.e., below the GOOD level required by the WFD, highlighting the negative influence of barriers (e.g., weirs), prolonged periods of drought and the massive presence of IAS (e.g., especially *Lepomis gibbosus*, but also other species such as *Alburnus alburnus*, *Micropterus salmoides*). In this context, it is to be believed that soon other exotic species may colonize the Maçãs River (e.g., *Rutilus rutilus*, *Sander lucioperca*, *Esox lucius*), from the reservoir of the downstream big dam (Baixo Sabor Hydroelectric Powerplant), contributing to the decline or extinction of several native species. In fact, in addition to the well-known Iberian endemic freshwater species, such as *Squalius alburnoides*, *Squalius carolitertii*, *Pseudochondrostoma duriense* and *Luciobarbus bocagei*, a new species was recently described, named *Achondrostoma asturicense*, mostly present in the Maçãs and Angueira, belonging to the Sabor river (is also in Tua river), which has received the Endangered (EN) status by Portuguese Red Book of Freshwater and Diadromous Fishes of Continental Portugal (2023). However, regarding the support elements, namely water quality and hydromorphology, they

showed, overall, a good/reasonable physical-chemical quality of the water, although hydromorphological metrics (e.g., GQC and QBR indices) highlighted sites with greater degradation, with emphasis on the presence of several weirs and the high mortality of *Alnus lusitanica*. Respecting to the faunal riparian biodiversity, complementary methods were used that involved photo-trapping, the use of terrestrial and aquatic traps and the search for signs of presence (footprints and excrement) that globally made possible to identify, during 15 days in November and December 2022 in two sectors (15 km of extension), several wild animals, distributed through different faunal groups, i.e., reptiles (*Mauremys leprosa*, *Natrix astreptophora*), amphibians (*Rana iberica*), birds (*Garrulus garrulus*, *Ardea cinerea*, *Corvus corone*, *Prunella modularis*, *Turdus merula*, *Erithacus rubecula*, *Columba palumbus*) and mammals (*Genetta genetta*, *Martes foina*, *Sus scrofa*, *Vulpes vulpes*, *Apodemus sylvaticus*, *Capreolus capreolus*, *Lutra lutra* and *Neovison vison*). Special attention was given to the recent introduction of the exotic and invasive mustelid, the American mink, and the contribution to the knowledge of its distribution in the River Maçãs and the consequent elimination of captured specimens (only one), in accordance with current legislation. It was confirmed that this species has already colonized the entire final section of the River Maçãs with records of higher abundance in the proximity of man-made infrastructures, such as rustic weirs, where it finds suitable places for refuge and reproduction. The low number of American mink excrement collected did not allow for a detailed analysis of the diet of this species. In the case of the otter, the native semiaquatic mustelid, the diet was mainly composed of exotic crayfishes. In fact, the abundance of these preys in the River Maçãs suggests that this food source will promote, in the future, the growth of the American mink population and consequent dispersion in the river network.

**Keywords:** invasive alien species, river threats; ecological integrity, ecosystem management

## Índice Geral

Agradecimentos .....	iii
Resumo Geral .....	iv
General Abstract .....	vii
Índice Geral .....	ix
<b>CAPÍTULO 1. Introdução Geral .....</b>	<b>1</b>
1.1. Biodiversidade e ameaças globais.....	1
1.2. Invasões biológicas em ecossistemas dulçaquícolas .....	2
1.3. Objetivos e Estrutura da tese de dissertação .....	7
1.4. Referências bibliográficas.....	8
<b>CAPÍTULO 2. Biodiversidade da fauna aquática do Rio Maçãs (NE Portugal): Avaliação de elementos de qualidade ecológica e distribuição e abundância de peixes e invertebrados exóticos. ....</b>	<b>12</b>
Resumo .....	12
2.1. Introdução .....	13
2.1.1. Objetivos .....	16
2.2. Material e Métodos .....	17
2.2.1. Área de Estudo .....	17
2.2.2. Estratégia de amostragem .....	19
2.2.2.1. Elemento físico-químico da água .....	19
2.2.2.2. Elemento hidromorfológico .....	20
2.2.2.3. Elemento biológico: Macroinvertebrados Bentónicos.....	22
2.2.2.4. Elemento biológico: Fauna piscícola.....	24
2.2.3. Tratamento estatístico .....	26
2.3. Resultados .....	27
2.3.1. Qualidade físico-química da água .....	27
2.3.2. Qualidade hidromorfológica .....	30
2.3.3. Qualidade biológica: Comunidade de macroinvertebrados .....	32
2.3.4. Qualidade biológica: Comunidades de peixes.....	37
2.4. Discussão.....	42
2.5. Referências Bibliográficas .....	45

<b>Capítulo 3. Biodiversidade da fauna ribeirinha do Rio Maçãs (NE Portugal). Dados preliminares da distribuição da espécie exótica invasora visão-americano (<i>Neovison vison</i>)</b> .....	<b>49</b>
<b>3.1. Introdução</b> .....	<b>50</b>
<b>3.1.1. Objetivos</b> .....	<b>52</b>
<b>3.2. Metodologia</b> .....	<b>53</b>
<b>3.2.1. Área de Estudo e locais de amostragem</b> .....	<b>53</b>
<b>3.2.2. Métodos e estratégia de amostragem</b> .....	<b>53</b>
<b>3.3. Resultados</b> .....	<b>59</b>
<b>3.4. Discussão</b> .....	<b>63</b>
<b>3.5. Referências Bibliográficas</b> .....	<b>64</b>
<b>Anexos</b> .....	<b>72</b>

## **CAPÍTULO 1. Introdução Geral**

### **1.1. Biodiversidade e ameaças globais**

A biodiversidade consiste na variedade dos diferentes tipos de vida encontrados no planeta Terra. Tem um carácter multidimensional, com ângulos de análise distintos, e.g., dentro das espécies (diversidade genética dentro das populações e entre populações da mesma espécie), entre espécies (diversidade taxonómica ou de organismos) dentro de uma determinada área e em diferentes escalas, i.e., paisagens, biomas até ao próprio Planeta (DIAZ & MALHI, 2022).

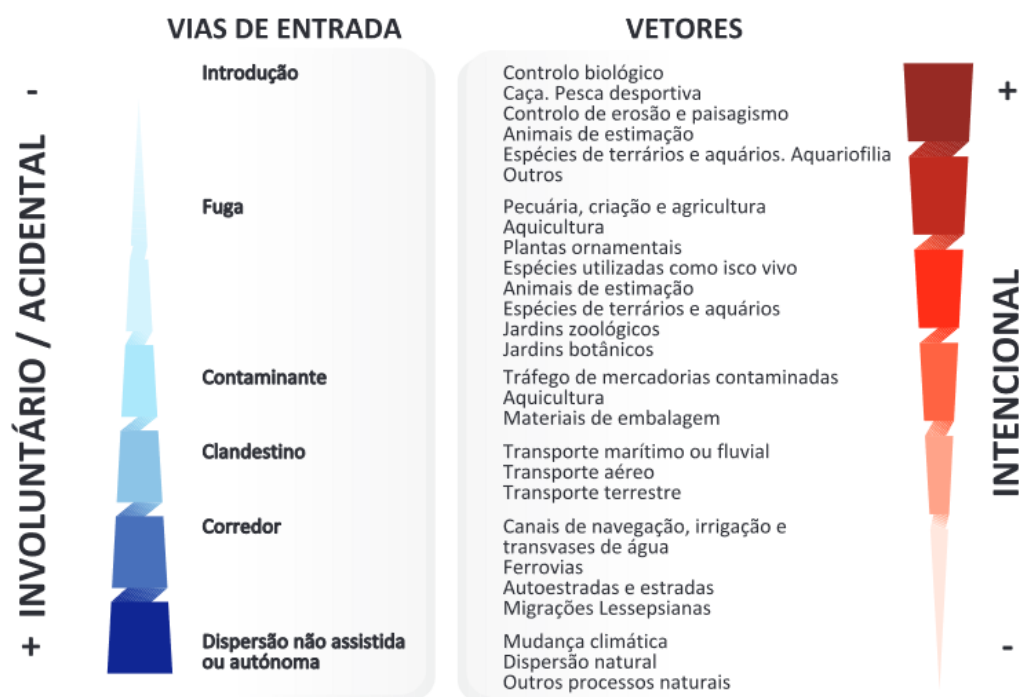
Desde o momento em que os humanos ocuparam a Terra e começaram a caçar animais, recolher alimentos e cortar árvores, provocaram um impacto na biodiversidade. Contudo, ao longo dos dois últimos séculos, o crescimento da população humana, a exploração excessiva dos recursos naturais e a degradação ambiental resultaram num declínio cada vez mais acelerado da biodiversidade global. São vários os estudos que reportam uma diminuição e mesmo extinção de espécies, com registo de danos irreversíveis em ecossistemas. As mudanças implementadas pelo Homem, à escala do planeta, conduziram à proposta da introdução de uma nova era geológica, o Antropoceno (TRISCHLER, 2016). Entre muitas consequências das atividades antrópicas sobressai a perda de biodiversidade, ao ponto de se equacionar a possibilidade de estarmos perante um sexto período de extinção em massa (CEBALLOS et al., 2017). Segundo BELLARD et al. (2022) a principal diferença em relação às extinções em massa anteriores é que os humanos são simultaneamente responsáveis e ameaçados pelas novas extinções, mas com capacidade para poder colaborar na sua detenção. Está documentado que mais de 900 espécies de táxones foram extintas desde 1500 estando atualmente, mais de 38 500 espécies, ameaçadas de extinção. Para a comunidade científica, são cinco as principais ameaças globais, normalmente consideradas responsáveis por estas perdas: 1) destruição de habitats, 2) sobre-exploração, 3) invasões biológicas, 4) alterações climáticas e 5) poluição, embora muitas outras perturbações e fatores de stress locais sejam também importantes (BROOK et al., 2008; BELLARD et al., 2022).

Recentemente, as invasões biológicas foram consideradas a principal causa da extinção global de espécies de aves, mamíferos, répteis, peixes de água doce, plantas, artrópodes e gastrópodes (BELLARD et al., 2022). Com efeito, as invasões biológicas são um dos principais motores das alterações globais, que podem afetar negativamente não só a biodiversidade, como também as funções e serviços dos ecossistemas e a saúde humana (EEA, 2012; RICCIARDI et al., 2013; SIMBERLOFF et al., 2013; EARLY et al., 2016; IPBES, 2019; PYŠEK et al., 2020; OLIVA-PATERNA et al., 2021). A mitigação eficaz das invasões biológicas requer uma melhoria de políticas e a consciencialização do público e de vários stakeholders relativamente aos impactes significativos sobre os sistemas socioecológicos (LAVERTY et al., 2015; DIAGNE et al., 2020).

## **1.2. Invasões biológicas em ecossistemas dulçaquícolas**

A introdução de espécies exóticas é também uma das principais ameaças nos ambientes aquáticos (FLOOD et al., 2020). Comparativamente com os sistemas terrestres, os estuários e as águas interiores são extremamente vulneráveis a introduções acidentais ou deliberadas de taxa e às consequências da sua dispersão (DUDGEON et al., 2006; GHERARDI, 2007). Uma espécie exótica pode ser invasora num novo ambiente. Por definição, uma espécie exótica invasora (EEI) corresponde a um qualquer exemplar vivo de animal, planta, fungo ou microrganismo cuja ocorrência numa região fora de sua área de distribuição natural, tem impactes negativos num ecossistema e seus serviços (DUDGEON et al., 2006; STRAYER, 2010; BELLARD et al., 2016). O processo de invasão é frequentemente dividido em cinco estágios sucessivos (MOYLE & LIGHT, 1996; BLACKBURN et al., 2011): (a) transporte de uma espécie além de sua área de distribuição nativa através de vias de entrada mediados pelo homem, (b) introdução num novo ambiente, (c) estabelecimento (ou seja, geração de uma população auto-reprodutora), (d) disseminação e (e) impactes (ou seja, mudanças induzidas pelas espécies invasoras no ecossistema recetor).

Os mecanismos pelos quais uma espécie exótica chega a um novo ecossistema são designados de “vias de entrada” e estão, de acordo com CASALS & SÁNCHEZ-GONZÁLEZ (2020), sumariados na **Figura 1.1**.



**Figura 1.1. Grau de intervenção humana na entrada das espécies exóticas em relação às vias de entrada e respetivos vetores (adaptado de Casals & Sánchez-González 2020)**

São vários os estudos que reportam perdas de biodiversidade e modificações na estrutura, funções e serviços dos ecossistemas e impactes socioeconómicos negativos (VILLAMAGNA & MURPHY, 2010; VILÀ et al., 2011; JESCHKE et al., 2014; TSIAMIS et al., 2020). As EEI custam aos Estados-Membros da UE milhares de milhões de euros por ano (BRADSHAW et al., 2016; COURTOIS et al. 2018). A sua ameaça é crescente, uma vez que o número de espécies exóticas de diferentes grupos taxonómicos que se conseguem estabelecer nos novos ambientes aquáticos tem vindo a crescer em muitos países, sem demonstrar sinais de estagnação (SEEBENS et al., 2017, 2020). O crescimento do comércio global tem contribuído decisivamente para a dispersão intencional e acidental de muitas espécies para fora das suas áreas geográficas naturais (SEEBENS et al., 2017). Estudos recentes apontam para a ocorrência de quase 20 000 espécies exóticas em todo o mundo (PYŠEK et al., 2020). A disponibilidade de dados globais sobre espécies exóticas sofreu um incremento notável e, na atualidade, há um conhecimento muito completo acerca do número de EEI de vários grupos taxonómicos (OLIVA PATERNA et al., 2021).

A necessidade de estabelecer um conjunto de ações coordenadas para prevenir, controlar e mitigar as EEI, levou o Parlamento e o Conselho Europeus a formularem o Regulamento 1143/2014. Este regulamento estabelece regras para solucionar, de forma eficaz, os problemas relacionados com as EEI, de modo a: i) evitar a entrada de novas espécies; ii) elaborar um sistema de deteção precoce e resposta rápida; iii) garantir a erradicação célere das EEI localizadas; e iv) gerir de forma eficaz as EEI já estabelecidas (GENOVESI et al., 2015; REASER et al., 2020; OLIVA-PATERNA et al., 2021). Neste âmbito é essencial a elaboração de listas negras e de alerta e ainda listas de taxa potenciais com elevado risco de invasão nos Estados-Membros da UE (incluindo todas as áreas biogeográficas), orientadas para o estabelecimento de protocolos de prevenção eficazes, ferramentas de deteção precoce e resposta rápida, e melhoria da legislação atual.

Na Península Ibérica, o **Projeto Life Invasqua** identificou, no ano de 2022, 126 espécies exóticas invasoras já estabelecidas nos sistemas aquáticos e ainda outras 89 espécies exóticas invasoras em alto risco, no sentido de ajudar na gestão destas espécies. As 126 espécies já estabelecidas foram incluídas na chamada “**lista negra**” ou de “alta preocupação”, enquanto as outras 89 foram incluídas numa **lista de “alerta”**, uma vez que a sua introdução constituiria uma ameaça para os ecossistemas, a economia ou a saúde humana. Do total de 126 EEI incluídas na lista negra final: 30,9% de vertebrados (39 taxa), 50,8% de invertebrados (64 táxones: 38 estuarinos e 26 de água doce), 18,3% de plantas (23 taxa). Um total de 24 espécies foi categorizado como tendo uma prioridade muito elevada ou risco de impacte para as águas interiores ibéricas, sendo 11 vertebrados, 7 invertebrados (3 estuarinos e 4 de água doce) e 6 plantas (**Tabela 1.1**) (OLIVA-PATERNA et al., 2022).

Foi ainda publicada a **lista das espécies invasoras aquáticas potenciais da Península Ibérica**. Esta lista inclui 272 espécies exóticas potenciais ainda ausentes nas águas interiores da Península Ibérica, mas com elevado risco de invasão, distribuídas por 121 taxa de vertebrados (44,5% do total), 98 de invertebrados (36,0%), 41 de plantas (15,1%), 11 de macroalgas (4,0%) e 1 de fungos (0,4%) (OLIVA-PATERNA et al., 2021).

Tabela 1.1. As 24 EEI incluídas na lista negra e avaliadas por peritos como tendo um risco de impacte muito elevado para as águas interiores ibéricas (valor de pontuação  $\geq 15$ ). São apresentados o nome comum, a área nativa e o valor de pontuação (média  $\pm$  erro padrão) (adaptado de OLIVA-PATERNA et al., 2021).

EEI Top incluídas na Lista Negra				
Grupo-alvo	Taxa	Nome comum	Área nativa	Pontuação
Vertebrados	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa-comum	Eur, As	18.2 $\pm$ 0.4
	<i>Micropterus salmoides</i>	Robalo de boca grande	NAm	17.2 $\pm$ 0.4
	<i>Sander lucioperca</i>	Lucioperca	Eur, As	16.3 $\pm$ 0.6
	<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambúsia	NAm	16.2 $\pm$ 0.7
	<i>Silurus glanis</i>	Siluro	Eur, As	16.2 $\pm$ 0.4
	<i>Esox lucius</i>	Lúcio	Eur, As, NAm	16.0 $\pm$ 0.3
	<i>Pseudorasbora parva</i>	Góbio-de-boca-subida	As	15.8 $\pm$ 0.4
	<i>Alburnus alburnus</i>	Alburno	Eur	15.8 $\pm$ 0.6
	<i>Neovison vison</i>	Vison-americano	NAm	15.4 $\pm$ 0.7
	<i>Branta canadensis</i>	Ganso-do-Canadá	NAm	15.2 $\pm$ 0.8
	<i>Procyon lotor</i>	Guaxinim	NAm	15.0 $\pm$ 1.3
Invertebrados estuarinos	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	Minhoca australiana	Pac, Aus	16.0 $\pm$ 0.7
	<i>Magallana gigas</i>	Ostra do Pacífico	Pac, As	16.0 $\pm$ 0.9
	<i>Callinectes sapidus</i>	Caranguejo-azul	NAm, SAm	15.2 $\pm$ 0.7
Invertebrados de água doce	<i>Procambarus clarkii</i>	Lagostim-vermelho	NAm	18.7 $\pm$ 0.6
	<i>Dreissena polymorpha</i>	Mexilhão-zebra	As, Eur	17.3 $\pm$ 0.3
	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Lagostim-do-pacífico	NAm	17.3 $\pm$ 0.9
	<i>Corbicula fluminea</i>	Amêijoia-asiática	As, At	17.0 $\pm$ 0.4
Plantas	<i>Eichhornia crassipes</i>	Jacinto de água	SAm	16.7 $\pm$ 0.7
	<i>Azolla filiculoides</i>	Feto de água	NAm, SAm	16.2 $\pm$ 0.2
	<i>Ludwigia grandiflora</i>	Luísinha-de-Flores-Grandes	NAm, SAm	15.8 $\pm$ 0.5
	<i>Salvinia natans</i>	Savinia	NAm, SAm	15.7 $\pm$ 1.2
	<i>Salvinia molesta</i>	Salvinia-molesta ou Salvinia	SAm	15.4 $\pm$ 1.1
	<i>Spartina densiflora</i>	Espartina	NAm	15.3 $\pm$ 1.1

Área Nativa: Eur, Europa; As, Ásia temperada; At, Ásia-tropical; Aus, Australásia; Pac, Pacífico; NAm, América do Norte; SAm, América do Sul.

Importa salientar que, no passado, a investigação sobre EEI de água doce concentrou-se fundamentalmente na ecologia das espécies e nos efeitos negativos para os processos ecossistémicos locais (GALLARDO et al., 2016). Contudo, evidências sobre a distribuição e o impacte cumulativo de diferentes táxones de EEI nas bacias hidrográficas e à escala europeia não receberam a devida atenção. Vários estudos com foco na presença de espécies exóticas invasoras únicas ou múltiplas em ambientes de água doce têm reportado

mudanças nas comunidades nativas (ou seja, densidade, diversidade, declínio de espécies endémicas) devido à competição trófica e predação (WARD e RICCIARDI, 2007), parasitismo e transferência de patógenos (MEIRA et al., 2019) e alterações irreversíveis no habitat físico local (i.e., estabilização das margens, sedimentação, qualidade da água) (GÉRARD et al., 2014; GALLARDO et al. 2016). No entanto, a maioria dos estudos centrou-se principalmente no impacto de espécies individuais em troços dos rios (FITZGERALD et al., 2016) e muito poucos quantificaram os seus impactos à escala da bacia hidrográfica (ARTHINGTON et al., 2016; SOMMERWERK et al., 2017; TRIGO et al., 2017) ou analisou simultaneamente o impacto cumulativo de múltiplas espécies exóticas invasoras na mesma bacia hidrográfica e em toda a Europa.

A análise dos impactos na biodiversidade de múltiplas EEI, feita à escala da bacia hidrográfica, poderá aprofundar a nossa compreensão acerca da informação ecológica disponível para espécies invasoras de água doce e dos efeitos potenciais nas condições ecológicas das águas doces (CARDOSO e FREE, 2008) em toda a Europa. Em 2000, a UE implementou legislação ambiciosa e abrangente sobre a água para proteger os ecossistemas aquáticos e garantir a utilização sustentável dos recursos hídricos: a Diretiva-Quadro da Água (DQA 2000/60/CE, UE, 2000). A DQA estabelece que as massas de água da UE alcancem um «bom estado ecológico» até 2027 (terceiro ciclo de gestão). O estado ecológico é uma medida integrada das condições do ecossistema aquático, definida em cinco classes baseadas em elementos biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos. Contudo, as EEI continuam a ser uma área negligenciada nas avaliações da DQA que importa corrigir no futuro (CARVALHO et al., 2019; BOON et al., 2020).

A inflexão da curva da perda de biodiversidade nos ecossistemas de água é uma das principais preocupações da atualidade, nomeadamente através de ações que permitam a sua recuperação (MACE et al., 2018; LYNCH et al., 2023). Segundo o Plano de Recuperação de Emergência para a biodiversidade de água doce global são seis as ações prioritárias: (1) acelerar a implementação de fluxos ambientais; (2) melhorar a qualidade da água para sustentar a vida aquática; (3) proteger e restaurar habitats críticos; (4) gerir a exploração de espécies de aquáticas e ribeirinhas; (5) prevenir e controlar invasões de espécies não nativas

em habitats de água doce; e (6) salvaguardar e restaurar a conectividade dos ecossistemas de água doce (LYNCH et al., 2023)

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

A presente tese de dissertação pretendeu contribuir para a identificação da biodiversidade da fauna aquática e ribeirinha do rio Maçãs, em território de Portugal, em particular para a identificação das ameaças decorrentes da introdução de espécies exóticas. Os objetivos específicos consistiram em:

- 1) Identificar a biodiversidade em ambientes aquáticos e ribeirinhos e avaliar o status ecológico com base em métricas associadas aos elementos físico-químicos (e.g., qualidade da água), hidromorfológicos (e.g., qualidade dos habitats aquáticos e ribeirinhos) e biológicos (e.g., macroinvertebrados e peixes), com referência especial para as EEI;
- 2) Analisar a distribuição da população de visão-americano (*Neovison vison*), uma EEI recentemente referenciado na bacia do rio Maçãs.

A presente tese de dissertação está organizada em 4 capítulos:

**Capítulo 1. Introdução Geral**, onde é apresentada o estado da arte acerca da importância da biodiversidade de ecossistemas aquáticos e ribeirinhos, das principais ameaças, em particular para a introdução de espécies exóticas invasoras.

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

**Capítulo 2. Biodiversidade da fauna aquática do Rio Maçãs (NE Portugal): Avaliação de elementos de qualidade ecológica e distribuição e abundância de peixes e invertebrados exóticos.**

**Capítulo 3. Biodiversidade da fauna ribeirinha do Rio Maçãs (NE Portugal). Dados preliminares da distribuição da espécie exótica invasora visão-americano (*Neovison vison*)**

**Capítulo 4. Conclusão e considerações finais**, onde é feita a súmula dos resultados obtidos e apresentadas as considerações relevantes para a conservação, gestão e ordenamento das massas hídricas da região.

## 1.4. Referências bibliográficas

- Arthington A.H., Dulvy N.K., Gladstone W., Winfield I.J. (2016). Fish conservation in freshwater and marine realms: status, threats and management. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst.* 26 (5), 838–857.
- Bellard C., Genovesi P., Jeschke J.M. (2016). Global patterns in threats to vertebrates by biological invasions. *Proc. R. Soc. B* 283(1823):20152454
- Bellard, C., Marino, C., Courchamp, Franck (2022). Ranking threats to biodiversity and why it doesn't matter. *Nature communications*,13: 2616
- Blackburn T.M., Pyšek P., Bacher S., Carlton J.T., Duncan R.P., Jarošík V., Wilson J.R.U., Richardson D.M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 26: 333-339.
- Boon P.J., Clarke S.A., Copp G.H. (2020). Alien species and the EU water framework directive: a comparative assessment of European approaches. *Biol. Invasions* 1–16.
- Bradshaw C.J.A., Leroy B., Bellard C., Albert C., Roiz D., Barbet Massin M., ... Courchamp F. (2016). Massive yet grossly underestimated global costs of invasive insects. *Nature Communications* 7, 12986.
- Brook B.W., Sodhi N.S. & Bradshaw C.J.A. (2008). Synergies among extinction drivers under global change. *Trends Ecol. Evol.* 23, 453–460.
- Cardoso A.C., Free G. (2008). Incorporating invasive alien species into ecological assessment in the context of the water framework directive. *Aquat. Invasions* 3 (4),361–366.
- Carvalho L., Mackay E.B., Cardoso A.C., Baattrup-Pedersen A., Birk S., Blackstock K.L., ... Globevnik L. (2019). Protecting and restoring Europe's waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. *Science of the Total Environment* 658, 1228–1238.
- Casals F. e Sánchez-González J.R. (Editores) (2020). *Guia das Espécies Exóticas e Invasoras dos Rios, Lagos e Estuários da Península Ibérica*. Projecto LIFE INVASAQUA. Ed. Sociedade Ibérica de Ictiologia. 128 pp
- Ceballos G., Ehrlich P.R., Dirzo R. (2017). Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114: E6089–E6096.
- Courtois P., Figuières C., Mulier C., Weill J. (2018). A cost–benefit approach for prioritizing invasive species. *Ecol. Econ.* 146, 607–620.
- Diagne C., Leroy B., Gozlan R.E., Vaissière A.C., Assailly C., Nuninger L., Roiz D., Jourdain F., Jarić I., Courchamp F. (2020). InvaCost, a public database of the economic costs of biological invasions worldwide. *Scientific Data*, 7: 277.
- Díaz S. e Malh Y. (2022). Biodiversity: Concepts, Patterns, Trends, and Perspectives. *Annu. Rev. Environ. Resour.*47:31-63.
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z., Knowler D.J., Lévêque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A.H., Soto D., Stiassny M.L.J., Sullivan C.A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81:163-18.
- Early R., Bradley B., Dukes J., Lawler J.J., Olden J.D., Blumenthal D.M., Gonzalez P., Grosholz E.D., Ibañez I., Miller L.P., Sorte C.J.B., Tatem A.J. (2016). Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature Communications*, 7: 12485.

- EEA. (2012). The impacts of invasive alien species in Europe. European Environment Agency, Technical report, num 16/2012.
- Fitzgerald D.B., Tobler M., Winemiller K.O. (2016). From richer to poorer: successful invasion by freshwater fishes depends on species richness of donor and recipient basins. *Glob. Chang. Biol.* 22 (7), 2440–2450.
- Flood P.J., Duran A., Barton M., Mercado-Molina A.E., Trexler J.C. (2020). Invasion impacts on functions and services of aquatic ecosystems. *Hydrobiologia*, 847: 1571–1586.
- Gallardo B., Clavero M., Sánchez M.I., Vilà M. (2016). Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global change biology*, 22(1), 151-16
- Genovesi P., Carboneras C., Vilà M., Walton P. (2015). EU adopts innovative legislation on invasive species: a step towards a global response to biological invasions? *Biological Invasions*, 17: 1307-1311.
- Gérard J., Brion N., Triest L. (2014). Effect of water column phosphorus reduction on competitive outcome and traits of *Ludwigia grandiflora* and *L. peploides*, invasive species in Europe. *Aquat. Invasions* 9 (2).
- Gherardi F. (2007). Biological invasions in inland waters: an overview. In: Gherardi F. (eds) *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. *Invading Nature - Springer Series In Invasion Ecology*, vol 2. Springer.
- IPBES (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science- Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. In S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondizio, H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, & C. N. Zayas (Eds.). Bonn, Germany: IPBES Secretariat.
- Jeschke J.M., Bacher S., Blackburn T.M., Dick J.T.A., Essl F., Evans T., Gaertner M., Hulme P.E., Kühn I., Mrugała A., Pergl J., Pyšek P., Rabitsch W., Ricciardi A., Richardson D.M., Sendek A., Vilà M., Winter M., Kumschick S. (2014). Defining the impact of non-native species. *Conservation Biology*, 28: 1188–1194.
- Laverty C., Nentwig W., Dick J.T.A. Lucy F.E. (2015). Alien aquatics in Europe: assessing the relative environmental and socioeconomic impacts of invasive aquatic macroinvertebrates and other taxa. *Management of Biological Invasions*, 6: 341–350.
- Lynch A.J., Hyman A.A., Cooke S.J., Capon S.J., Franklin P.A., Jähniq S.C., McCartney M., Phú Hòa N., Owuor M.A., Pittock J., Samways M.J., Silva L.G.M., Steel E.A., and Tickner D. (2023). Future-proofing the emergency recovery plan for freshwater biodiversity. *Environ.Rev.* 00: 1–16 (2023) | [dx.doi.org/10.1139/er-2022-0116](https://doi.org/10.1139/er-2022-0116)
- Mace G.M., Barrett M., Burgess N.D., Cornell S.E., Freeman R., Grooten M., Purvis A. (2018). Aiming higher to bend the curve of biodiversity loss. *Nature Sustainability* 1: 448.
- Meira A., Lopes-Lima M., Varandas S., Teixeira A., Arenas F., Sousa R. (2019). Invasive crayfishes as a threat to freshwater bivalves: interspecific differences and conservation implications. *Sci. Total Environ.* 649, 938–948.
- Moyle P.B., Light T. 1996. Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biol. Conserv.* 78(1–2):149–61
- Oliva-Paterna F.J., Oficialdegui F.J., Anastácio P.M., García-Murillo P., Zamora-Marín J.M., Ribeiro F., Miranda R., Cobo F., Gallardo B., García-Berthou E., Boix D., Medina L., Arias A., Cuesta J.A., Almeida D., Banha F., Barca S., Biurrun I., Cabezas M.P., Calero S., Campos J.A., Capdevila-Argüelles L., Capinha C., Casals F., Clavero M., Encarnação J.P., Fernández-Delgado C., Franco J., Guareschi S., Guillén A., Hermoso V., López-Cañizares C., Machordom A., Martelo J., Mellado-Díaz A.,

- Morcillo F., Olivo del Amo R., Oscoz J., Perdices A., Pou-Rovira Q., Rodríguez-Merino A., Ros M., Ruiz-Navarro A., Sánchez-Gullón E., Sánchez M.I., Sánchez-Fernández D., Sánchez-González J.R., Teodósio M.A., Torralva M., Vieira-Lanero R. (2022). Lista Negra e Lista de Alerta das Espécies Exóticas Invasoras Aquáticas da Península Ibérica 2022. Exercício transnacional de análise do horizonte focado nas espécies exóticas invasoras aquáticas de alto risco para as águas interiores ibéricas. Relatório técnico elaborado pela equipa do projeto LIFE INVASAQUA (LIFE17 GIE/ES/000515).
- Oliva-Paterna F.J., Ribeiro F., Miranda R., Anastácio P.M., García-Murillo P., Cobo F., Gallardo B., García-Berthou E., Boix D., Medina L., Morcillo F., Oscoz J., Guillén A., Arias A., Cuesta J.A., Aguiar F., Almeida D., Ayres C., Banha F., Barca S., Biurrún I., Cabezas M.P., Calero S., Campos J.A., Capdevila-Argüelles L., Capinha C., Carapeto A., Casals F., Chainho P., Cirujano S., Clavero M., Del Toro V., Encarnação J.P., Fernández-Delgado C., Franco J., García-Meseguer A.J., Guareschi S., Guerrero A., Hermoso V., Machordom A., Martelo J., Mellado-Díaz A., Moreno J.C., Oficialdegui F.J., Olivo del Amo R., Otero J.C., Perdices A., Pou-Rovira Q., Rodríguez-Merino A., Ros M., Sánchez-Gullón E., Sánchez M.I., Sánchez-Fernández D., Sánchez-González J.R., Soriano O., Teodósio M.A., Torralva M., Vieira-Lanero R., Zamora-López, A. & Zamora-Marín J.M. (2021). Lista de Espécies Exóticas Aquáticas Potenciais da Península Ibérica (2020). Lista atualizada das espécies exóticas aquáticas potenciais, com alto risco de invasão em águas interiores ibéricas. Relatório técnico elaborado pela equipa do projeto LIFE INVASAQUA (LIFE17 GIE/ES/000515). 58 pp.
- Pyšek P., Hulme P.E., Simberloff D., Bacher S., Blackburn T.M., Carlton J.T., Dawson W., Essl F., Foxcroft L.C., Genovesi P., Jeschke J.M., Kühn I., Liebhold A.M., Mandrak N.E., Meyerson L.A., Pauchard A., Pergl J., Roy H.E., Seebens H., Kleunen M., Vilà M., Wingfield M.J., Richardson D.M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95: 1511-153.
- Reaser J.K., Frey M., Meyers N.M. (2020). Invasive species watch lists: guidance for development, communication, and application. *Biological Invasions*, 22: 47–51.
- Ricciardi A., Hoopes M.F., Marchetti M.P., Lockwood J.L. (2013). Progress towards understanding the ecological impacts of nonnative species. *Ecological Monographs*, 83: 263-282
- Seebens H., Bacher S., Blackburn T.M., Capinha C., Dawson W., Dullinger S., Genovesi P., Hulme P.E., van Kleunen M., Kühn I., Jeschke J.M., Lenzner B., Liebhold A.M., Pattison Z., Pergl J., Pyšek P., Winter M., Essl F. (2020). Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050. *Global Change Biology*.
- Seebens H., Blackburn T.M., Dyer E.E., Genovesi P., Hulme P.E., Jeschke J.M., Pagad S., Pyšek P., Winter M., Arianoutsou M., Bacher S., Blasius B., Brundu G., Capinha C., Celesti-Grapow L., Dawson W., Dullinger S., Fuentes N., Jäger H., Kartesz J., Kenis M., Kreft H., Kühn I., Lenzner B., Liebhold A., Mosena A., Moser D., Nishino M., Pearman D., Pergl J., Rabitsch W., Rojas-Sandoval J., Roques A., Rorke S., Rossinelli S., Roy H.E., Scalera R., Schindler S., Štajerová K., Tokarska-Guzik B., van Kleunen M., Walker K., Weigelt P., Yamanaka T., Essl F. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, 8: 1-9.
- Simberloff D., Jean-Louis M., Genovesi P., Maris V., Wardle D.A., Aronson J., Courchamp F., Galil B., García-Berthou E., Pascal M., Pyšek P., Sousa R., Tabacchi E., Vilà M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28: 58-66.
- Sommerwerk N., Wolter C., Freyhof J., Tockner K. (2017). Components and drivers of change in European freshwater fish faunas. *J. Biogeogr.* 44 (8), 1781–1790.

- Strayer D.L. (2010). Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology*, 55, 152-174.
- Trigo F.A., Roberts C.G., Britton J.R. (2017). Spatial variability in the growth of invasive European barbel *Barbus barbus* in the River Severn basin, revealed using anglers as citizen scientists. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* (418), 17.
- Trischler H. (2016). The Anthropocene. *N.T.M.* 24, 309–335
- Tsiamis K., Azzurro E., Bariche M., Çınar M.E., Crocetta F., De Clerck O., Galil B., Gómez F., Hoffman R., Jensen K.R., Kamburska L., Langeneck J., Langer M.R., Levitt-Barmats Y., Lezzi M., Marchini A., Occhipinti-Ambrogi A., Ojaveer H., Piraino S., Noa Shenkar N., Yankova M., Zenetos A., Žuljević A., Cardoso A.C. (2020). Prioritizing marine invasive alien species in the European Union through horizon scanning. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 30: 794-845.
- Vilà M., Espinar J., Hejda M., Hulme P., Jarošík V., Maron J., Pergl J., Schaffner U., Sun Y. and Pyšek P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14: 702-70.
- Villamagna A.M., Murphy B.R. (2010). Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review. *Freshwater Biology*, 55: 282-29.
- Ward J.M., Ricciardi A. (2007). Impacts of *Dreissena* invasions on benthic macroinvertebrate communities: a meta-analysis. *Divers. Distrib.* 13 (2), 155–165.

## **CAPÍTULO 2. Biodiversidade da fauna aquática do Rio Maçãs (NE Portugal): Avaliação de elementos de qualidade ecológica e distribuição e abundância de peixes e invertebrados exóticos.**

### **Resumo**

O Rio Maçãs, afluente do rio Sabor, pertence à bacia hidrográfica do rio Douro. São várias as pressões que ameaçam a sua biodiversidade aquática e ribeirinha, como a poluição, a fragmentação de habitats, a degradação do ecótono ripário e, mais recentemente, as alterações climáticas e a introdução de espécies exóticas. Neste contexto, o objetivo principal do presente estudo consistiu na avaliação da qualidade bioecológica do troço final do rio Maçãs, situado apenas em território nacional. Assim, na primavera de 2023 foram amostrados 10 locais, distribuídos equitativamente por duas zonas, denominadas de Alto e Baixo Maçãs. Foi realizada a caracterização da qualidade da água, da hidromorfologia e das comunidades de macroinvertebrados e peixes, através do recurso, maioritariamente, às metodologias definidas pela Agência Portuguesa do Ambiente. Os resultados obtidos mostraram, globalmente uma boa qualidade no elemento físico-químico da água, com a condutividade e o O<sub>2</sub> a discriminar entre os locais do Alto e Baixo Maçãs. Para o elemento hidromorfológico, os índices GQC e QBR assinalaram locais com maior degradação do canal e da galeria ripícola. No que respeita ao elemento biológico, as métricas calculadas (e.g. IPTIN, F-IBIP, entre outras) permitiram encontrar uma boa/excelente qualidade baseada nas comunidades de macroinvertebrados na maioria dos locais amostrados, apesar da presença de EEI - espécies exóticas e invasoras (*Procambarus clarkii*, *Pacifastacus leniusculus*, *Corbicula fluminea*). Para a comunidade de peixes, a qualidade determinada foi preocupante, i.e., abaixo do nível BOM, refletindo a influência negativa de açudes, períodos de seca, e a presença massiva de EEI (*Lepomis gibbosus*, *Alburnus alburnus*). Uma vez que área de estudo faz parte da Zona Especial de Conservação (ZEC) Rios Sabor e Maçãs e da Reserva da Biosfera Transfronteiriça da Meseta Ibérica, urge implementar medidas de conservação orientadas para a mitigação de impactes negativos e a preservação dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos da região.

**Palavras-chave:** invertebrados, peixes, água, hidromorfologia, espécies exóticas

## 2.1. Introdução

As zonas mediterrânicas estão consideradas como áreas de elevada biodiversidade (COSTELLO et al., 2022). Entre elas, o hotspot de biodiversidade da bacia do Mediterrâneo está entre as regiões com maior diversidade biológica em todo o mundo e é conhecido pela sua riqueza de espécies endémicas de água doce (FREYOF et al., 2020) (**Figura 2.1**). Contudo, os ecossistemas de água doce estão extremamente ameaçados por pressões naturais e antrópica (CARPENTER et al., 2011; REID et al., 2019; TICKNER et al., 2020), caso da fragmentação de habitats, poluição tóxica e difusa, a eutrofização, a degradação do ecótono ripário, a extração de inertes, a sobrepesca, a introdução de espécies exóticas e as alterações climáticas (VÖRÖSMARTY et al., 2010; WOODWARD et al., 2010; SIMBERLOFF et al., 2013).



**Figura 2.1. Hotspot de biodiversidade da bacia do Mediterrâneo (adaptado de Derneği, 2010)**

Os peixes de água doce representam 40% de toda a diversidade de peixes e 25% de todos os vertebrados (DUDGEON et al., 2006; TEDESCO et al., 2013) e são um dos grupos de animais mais ameaçados (CLAVERO et al., 2010). Com efeito, na bacia do Mediterrâneo estão referenciadas 251 espécies de peixes de água doce nativas ameaçadas de extinção, das quais 27% (67) são avaliadas como Criticamente Em Perigo, 45% (114) Em Perigo e 28% (70) Vulneráveis (FREYOF et al., 2020).

Os peixes não nativos ou exóticos, continuam a ser introduzidos em todo o mundo (PERRIN et al., 2021) e as águas doces são reconhecidas como altamente suscetíveis à invasão destas espécies (MOORHOUSE & MACDONALD, 2015). No entanto, apenas uma proporção relativamente pequena destes peixes introduzidos desenvolve populações invasoras, sendo que ecossistemas que já estão perturbados tornam-se particularmente vulneráveis à invasão (JOHNSON et al., 2008). Múltiplos fatores determinam se um peixe de água doce introduzido dará origem a uma população sustentável que depois se dispersará e causará impacto ecológico (ou seja, se tornará invasora) (**Figura 2.2**) (BRITTON et al, 2023).



**Figura 2.2.** Resumo de como as interações de espécies invasoras com os fatores abióticos e bióticos do meio ambiente influenciam o impacto ecológico das espécies invasoras (adaptado de BRITTON, 2023).

Os peixes invasores de água doce podem impactar comunidades e habitats nativos, desde o nível individual até ao nível de ecossistema (**Figura 2.3**), através de vários processos, como por exemplo a pressão de predação e interações competitivas, a introgressão genética e a transmissão de parasitas e doenças (GOZLAN et al., 2010; CUCHEROUSSET & OLDEN, 2011).

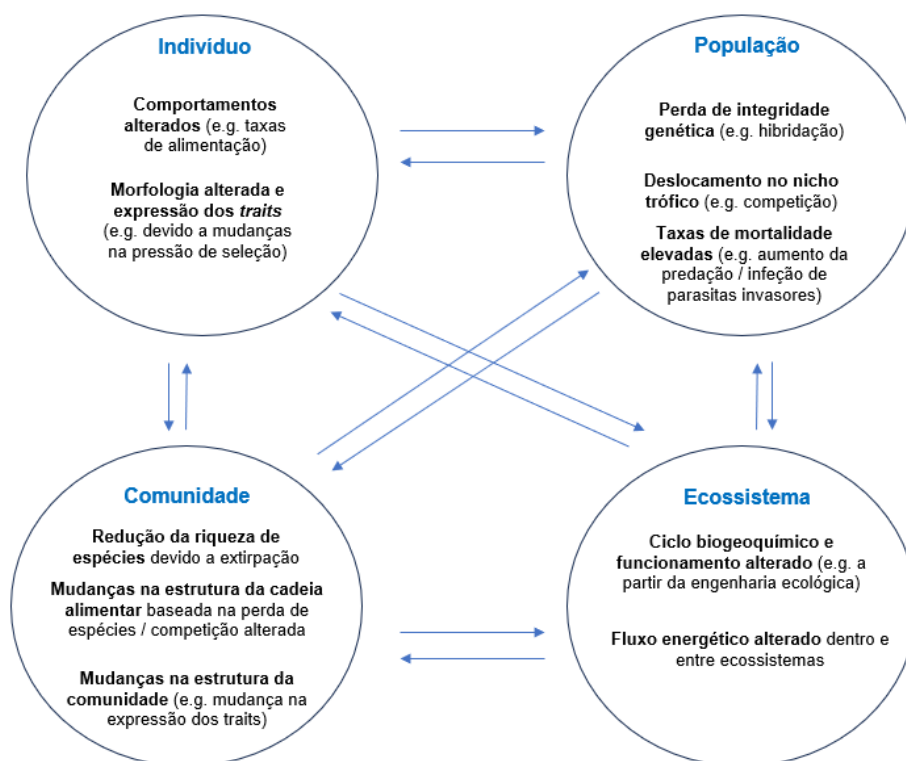


Figura 2.3. Impactes ecológicos de espécies invasoras desde o nível individual até o nível do ecossistema (adaptado de BRITTON, 2023).

Importa salientar que, para além dos peixes, os impactes negativos provocados nos ecossistemas de água doce contemplam outros vertebrados (e.g. anfíbios, répteis, aves, mamíferos), invertebrados (e.g. insetos, crustáceos, moluscos, entre outros), plantas e microrganismos (ANASTÁCIO et al., 2019). Por exemplo, na Península Ibérica, do total de 126 EEI incluídas na lista negra final 30,9% são vertebrados (39 taxa), compreendendo não só peixes, mas também répteis, anfíbios, mamíferos e aves, 50,8% são invertebrados (64 táxones: 38 estuarinos e 26 de água doce) e 18,3% de plantas (23 taxa). Os peixes (22 espécies) confirmam-se como dominantes nos vertebrados, juntamente com os moluscos (22) e crustáceos (18), que são os outros grupos taxonómicos mais representados (OLIVA-PATERNA et al., 2021). Algumas EEI foram destacadas como sendo as que provocam impactes mais negativos nas águas interiores ibéricas, incluindo, entre outras, a carpa-comum (*Cyprinus carpio*), o achigã (*Micropterus salmoides*), o lagostim-vermelho-da-luisiana (*Procambarus clarkii*), o mexilhão-zebra (*Dreissena polymorpha*), o jacinto-de-água (*Eichhornia crassipes*) e a azola (*Azolla filiculoides*) (OLIVA-PATERNA et al., 2021).

No Rio Maçãs (bacia do rio Douro) foram recentemente identificadas 3 EEI de invertebrados, i.e., *Procambarus clarkii*, *Pacifastacus leniusculus*, *Corbicula fluminea* e 5 EEI de vertebrados (*Neovison vison*, *Micropterus salmoides*, *Gambusia holbrooki*, *Alburnus alburnus*, *Lepomis gibbosus*), referenciadas na lista negra final da Península Ibérica (OLIVA-PATERNA et al., 2021). Sendo um curso de água que pertence a uma Zona Especial de Conservação (ZEC Rios Sabor e Maçãs PTCO0021) no Plano de Gestão é feita a caracterização e diagnóstico de âmbito biológico/ecológico e socioeconómico e definidas medidas e objetivos de conservação para a gestão da ZEC que mitigue os impactos negativos identificados, entre os quais a presença das EEI (FLORADATA, 2022).

Segundo FEIO & FERREIRA (2019) para a gestão adequada de rios é essencial possuir um conhecimento atualizado das comunidades, processos e alterações. Neste contexto, desde 2000, nos países da União Europeia foi desenvolvida a Diretiva-Quadro da Água (DQA) (2000/60/CE). Segundo a DQA todas as massas de água dos países que fazem parte da União Europeia deverão atingir não só um bom estado químico como também ecológico. Para tal, é necessário proceder à monitorização dos ecossistemas aquáticos através da caracterização de elementos físico-químicos da água e hidromorfológicos de suporte à caracterização dos elementos biológicos do meio aquático, no qual as EEI devem constar efetivamente das avaliações da DQA (BOON et al., 2020).

### **2.1.1. Objetivos**

O objetivo principal do presente estudo foi contribuir para a avaliação da qualidade ecológica do rio Maçãs com especial ênfase na determinação da biodiversidade e dos impactos resultantes da presença de espécies exóticas invasoras. Fizeram parte dos objetivos específicos a monitorização, baseada maioritariamente nas metodologias da APA, de elementos:

- a) físico-químicos da água, baseado em variáveis medidas in situ;
- b) hidromorfológicos, com avaliação do canal e da zona ribeirinha;
- c) biológicos, caso das comunidades de invertebrados e de peixes.

A recolha e interpretação dos resultados permitir ainda:

- d) Elencar medidas de conservação e mitigação de impactos negativos especificamente orientados para a bacia do rio Maçãs.

## 2.2. Material e Métodos

### 2.2.1. Área de Estudo

O rio Maçãs é um afluente da margem esquerda do rio Sabor, pertencente à bacia do Rio Douro. Nasce na “Sierra de la Culebra”, província de Zamora (Espanha), próximo da aldeia de Manzanas e na parte portuguesa atravessa os concelhos de Bragança e Vimioso (**Figura 2.4**).

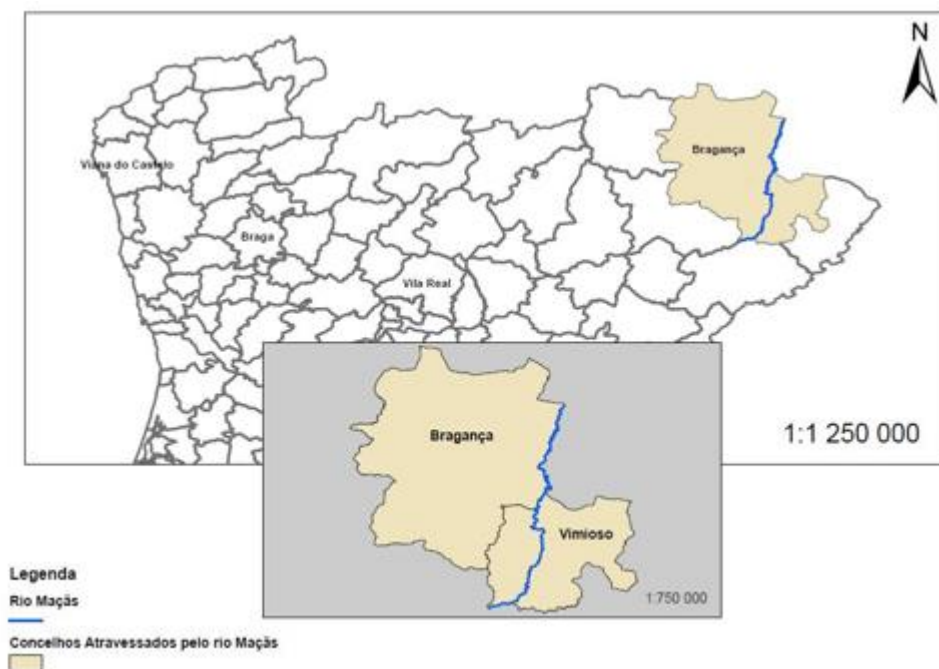
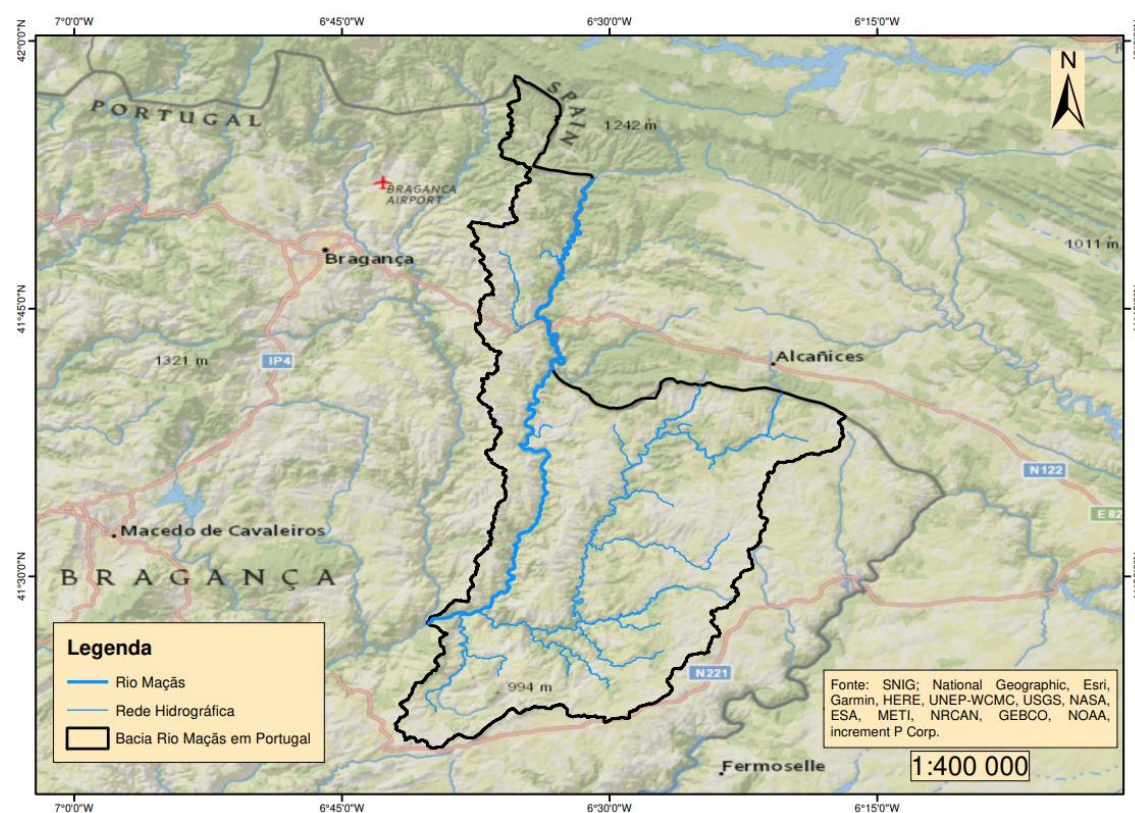


Figura 2.4. Localização do Rio Maçãs (Bacia do Rio Douro).

A área de estudo é muito sensível em termos de valores naturais, estando englobada na Zona Especial de Conservação ZEC - PTCO0021 e na Zona de Proteção Especial ZPE - PTZPE0037 dos Rios Sabor e Maçãs. A ZEC e a ZPE dos Rios Sabor e Maçãs integram a Rede Natura 2000 e albergam manchas de habitats e populações importantes de fauna e flora, algumas delas ameaçadas. Relativamente aos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos estão identificados habitats prioritários, caso do Habitat 91E0\* - Florestas aluviais de amieiro (*Alnus glutinosa*) e freixo (*Fraxinus excelsior*), assim como espécies de peixes, caso da boga-do-Douro (*Pseudochondrostoma duriense*), do bordalo (*Squalius alburnoides*) e da panjorca (*Achondrostoma arcasi*), e de mamíferos, como a toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*) e a lontra (*Lutra lutra*), com elevado valor em termos de conservação.

A rede hídrica da bacia do rio Maçãs, em território nacional, compreende como principal afluente da margem esquerda o rio Angueira (**Figura 2.5**).



**Figura 1.5. Bacia Hidrográfica do Rio Maçãs em Portugal.**

Os caudais dos principais rios e ribeiras da região é assegurada pela ocorrência local de aquíferos, principalmente em quartzitos e quartzofilitos fraturados, pelos baixos índices de evapotranspiração real e pela precipitação que oscila entre 500 e 1000 mm (APA). De acordo com a APA, o estado potencial ecológico das águas dos rios Maçãs e Angueira recebe a menção qualitativa de BOM. Em relação às águas subterrâneas, o panorama também é favorável, pois evidenciam bons estados químico e qualitativo (APA) (FLORDATA, 2022).

A geologia da ZEC compreende 15 unidades litológicas, que podem ser agrupadas em 6 grupos distintos: rochas sedimentares, granitos, ultrabásicas, metassedimentos e micaxistos. Em termos de ocupação do solo sobressaem as áreas com matos e matagais que ocupam quase 37% da ZEC, e as manchas florestais que cobrem sensivelmente 36% do mesmo território. Evidenciam-se as folhosas autóctones (sobreirais, carvalhais e azinhais) e as florestas de resinosas introduzidas (pinheiro-bravo e eucalipto) (FLORDATA, 2022).

## 2.2.2. Estratégia de amostragem

A amostragem foi realizada no rio Mações, em território nacional, na primavera de 2023, em 10 locais (ver **Anexo I**) distribuídos ao longo do curso de água (**Figura 2.6**).

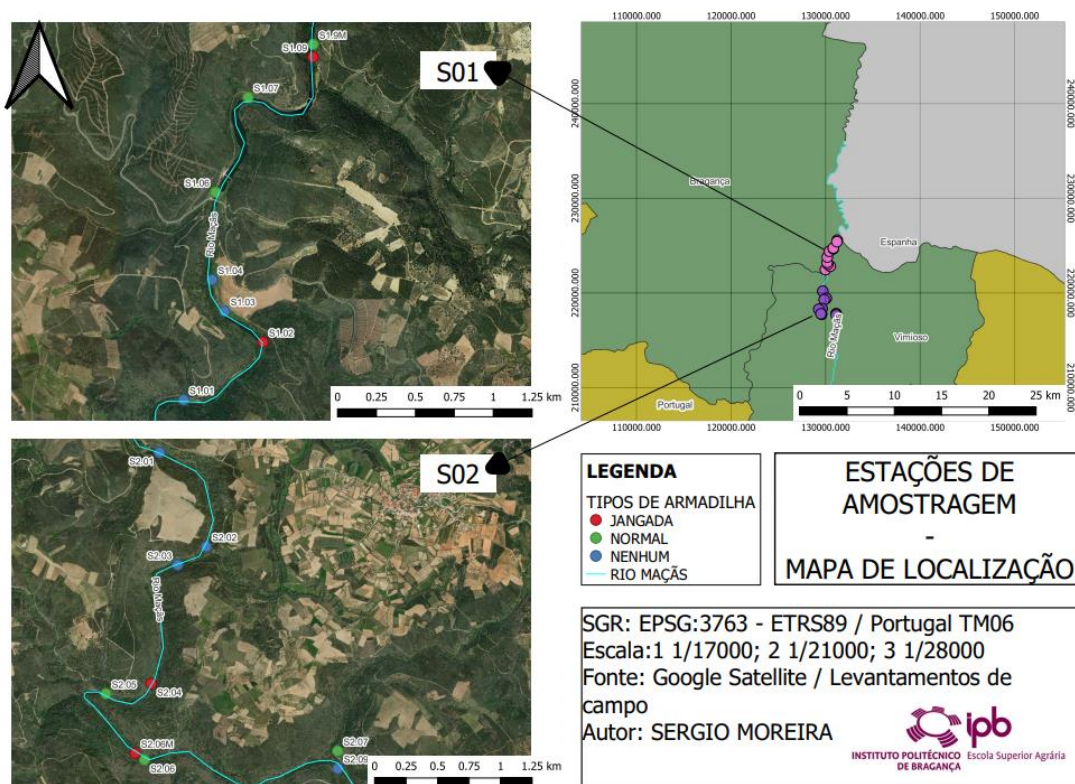


Figura 2.6. Mapa dos locais amostrados no rio Mações (primavera 2023).

As estações de amostragem foram agrupadas em 2 zonas: 1) **Alto Mações**, que incluiu os locais M1 a M5, i.e., desde a fronteira até próximo da localidade de Vimioso montante, correspondendo a rios do Norte de média-grande dimensão ( $N1 > 100 \text{ Km}^2$ ) e 2) **Baixo Mações**, que compreendeu os locais M6 a M10, i.e., desde Vimioso jusante até à foz, na proximidade da localidade de Junqueira, pertencentes a rios do Alto-Douro de média-grande dimensão ( $N2$ ).

### 2.2.2.1. Elemento físico-químico da água

Para a caracterização da qualidade físico-química da água selecionaram-se as seguintes variáveis, medidas *in situ*, com sonda multiparamétrica portátil (HACH HQ40d, USA ©): 1) temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ); 2) oxigénio dissolvido ( $\text{mg O}_2/\text{L}$ ); 3) oxigénio dissolvido (% saturação); 4) condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ); 5) Total de Sólidos Dissolvidos (TDS) e 6) pH (**Figura 2.7**).



Figura 2.7. Medição *in situ* com sonda multiparamétrica de variáveis físico-químicas da água (primavera de 2023).

Os resultados obtidos foram analisados tendo em conta o Decreto-Lei 236/98, de 1 de agosto e pelos critérios oficiais estabelecidos para a Classificação do Estado das Massas de Água Superficiais (APA, 2014) (**Tabela 2.1**). Relativamente ao elemento físico-químico de suporte estão definidas 2 classes de qualidade, nomeadamente, **Bom** (cor verde) e **Razoável** (cor amarelo).

Tabela 2.1. 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
Oxigénio Dissolvido	≥ 5 mg O <sub>2</sub> /L
Taxa de Saturação O <sub>2</sub>	Entre 60% e 120%
pH	entre 6 e 9 *

\* Os limites indicados poderão ser ultrapassados caso ocorram naturalmente (INAG, 2009)

### 2.2.2.2. Elemento hidromorfológico

Na avaliação do elemento hidromorfológico recorreu-se a dois índices expeditos adaptados a rios da Península Ibérica (**Anexos II e III**), permitindo realizar a classificação da qualidade do canal e da zona ripária envolvente. Foram utilizados os seguintes índices:

## 1) Índice de Qualidade do Bosque Ribeirinho - QBR (MUNNÉ et al., 1998)

Na **Tabela 2.2** está discriminada a amplitude de variação considerada para o índice QBR e o seu significado ecológico.

**Tabela 2.2. Índice QBR - Amplitude das 5 classes de qualidade consideradas.**

Amplitude	Classe	Significado em termos de qualidade
≥ 95	I	Cortina ripária sem alterações, estado natural
75 – 90	II	Cortina ripária ligeiramente perturbada, boa qualidade
55 – 70	III	Início de uma importante alteração, qualidade aceitável
30 – 50	IV	Forte alteração, má qualidade
0 – 25	V	Degradação extrema, péssima qualidade

## 2) Índice de Qualidade do Canal - GQC (CORTES et al., 1999)

Na **Tabela 2.3** está discriminada a amplitude de variação considerada para o índice GQC e o seu significado ecológico.

**Tabela 2.3. Índice GQC - Amplitude das 5 classes de qualidade consideradas.**

Amplitude	Classe	Significado em termos de qualidade
≥ 31	I	Canal sem alterações, estado natural
26 – 30	II	Canal ligeiramente perturbado
20 – 25	III	Início de uma importante alteração do canal
14 – 19	IV	Grande alteração do canal
8 – 13	V	Canal completamente alterado (canalizado, regularizado)

O recurso a índices para caracterização do “estado de saúde” dos habitats aquáticos e ribeirinhos permite padronizar tipos de perturbação face à degradação do canal e da vegetação ribeirinha, resultante, por exemplo, da construção de açudes, da extração de inertes, de captações de água para irrigação e de fenómenos de eutrofização e poluição.

### 2.2.2.3. Elemento biológico: Macroinvertebrados Bentónicos

A amostragem da comunidade de invertebrados bentónicos realizou-se de acordo com o “Manual para a Avaliação Biológica da Qualidade da Água em Sistemas Fluviais” constante da Diretiva Quadro da Água (INAG, 2008a). Foram efetuados seis arrastos em microhabitats representativos, através de *kick sampling*, recorrendo a uma rede de mão, com malha de 500  $\mu\text{m}$  (**Figura 2.8**).



Figura 2.8. Processo de amostragem dos macroinvertebrados béticos (primavera 2023).

Todos os invertebrados capturados foram imediatamente preservados em álcool a 70% e colocado em frascos de polietileno devidamente etiquetados. Posteriormente, em laboratório, procedeu-se à triagem dos invertebrados, seguido da identificação e contagem dos exemplares distribuídos pelas várias famílias (exceto as subclasses *Oligochaeta* e *Acari*). Recorreu-se ao uso de uma lupa estereoscópica SMZ10 com *zoom* de ampliação de 10-132x e ao auxílio de chaves dicotómicas (e.g. TACHET et al., 1981, 2010) (**Figura 2.9**).

Para a avaliação do elemento de qualidade biológica - macroinvertebrados bentónicos foi aplicado o Índice Português de Invertebrados Norte – IPT<sub>N</sub> (INAG, 2009), através do software AMIIB (<https://www.apambiente.pt/dqa/amiib@.html>). A avaliação da qualidade da água baseou-se na informação obtida a partir de diversas variáveis uni e multimétricas: 1) número de indivíduos (N); 2) número de *taxa* (S); 3) diversidade (H' de Shannon-Wiener); 3) equitabilidade (J' de

Pielou); 4) abundância de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (% EPT); 5) Índice biótico IBMWP e o 6) Índice Português de Invertebrados do Norte - IPtIN.

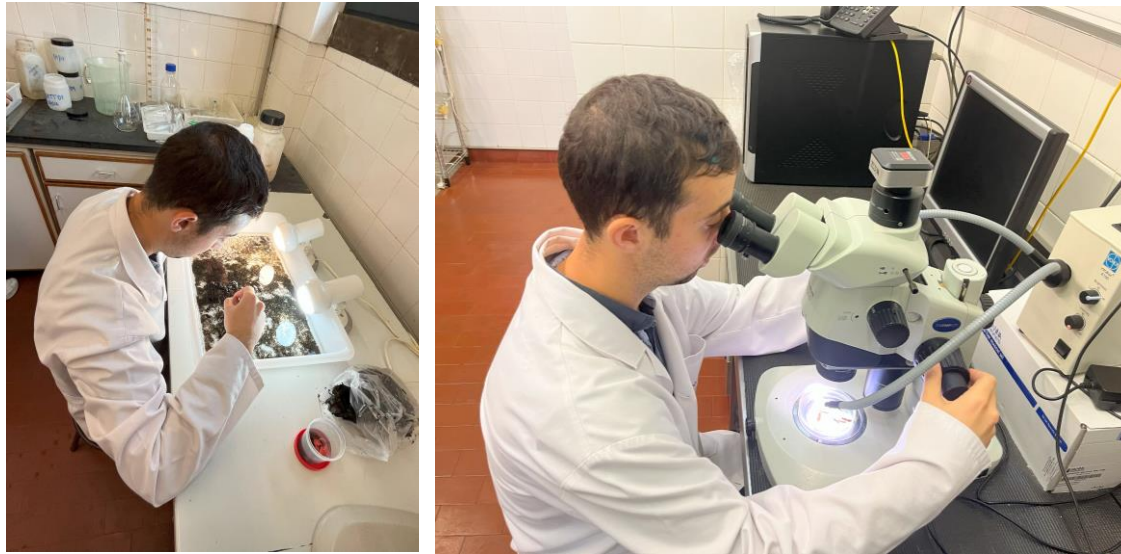


Figura 2.9. Triagem e identificação dos macroinvertebrados bentónicos (primavera 2023).

O IPtIN, desenvolvido e oficialmente usado em Portugal, integra várias métricas combinadas na seguinte fórmula:

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

- **EPT**: N<sup>o</sup> de famílias pertencentes a Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera;
- **Evenness (J')**: Índice de Pielou ou Equitabilidade, assim calculado:

$$E = H' / \text{Ln } S$$

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

**S** - número de *taxa* presentes

**Ln** - logaritmo natural ou neperiano

- **Shannon-Wiener (H')** calcula-se pela expressão:

$$H' = - \sum p_i \text{Ln } p_i$$

$$p_i = n_i / N$$

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

**N**- n<sup>o</sup> total de indivíduos presentes na amostra

- **IASPT**: ASPT Ibérico corresponde ao IBMWP, dividido pelo n<sup>o</sup> de famílias;
- **Log (Sel. ETD+1)** - Log<sub>10</sub> de (1 + soma das abundâncias de indivíduos das famílias Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Goeridae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae);

O sistema de classificação do estado ecológico é apresentado na **Tabela 2.4** referentes às tipologias correspondentes a Rios do Norte de média-grande dimensão (N1 > 100 Km<sup>2</sup>) e Rios do Alto-Douro de média-grande dimensão (N2) (APA, 2014).

**Tabela 2.4.** Mediana dos valores de referência e fronteiras dos rios do Norte de média-grande dimensão (N1 > 100 Km<sup>2</sup>) e do Alto-Douro de média-grande dimensão (N2), de acordo com a tipologia IPTiN.

TIPOLOGIA	VALOR DE REFERÊNCIA	EXCELENTE	BOM	RAZOÁVEL	MEDÍOCRE	MAU
		(RQE)	(RQE)	(RQE)	(RQE)	(RQE)
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[
N2	1,01	≥ 0,83	[0,69-0,83[	[0,41-0,69[	[0,20-0,41[	[0-0,20[

#### 2.2.2.4. Elemento biológico: Fauna piscícola

A amostragem dos peixes baseou-se na metodologia descrita no “Manual para a Avaliação Biológica da Qualidade da Água em Sistemas Fluviais” segundo a Diretiva Quadro da Água (INAG, 2008b), estando a equipa técnica devidamente credenciada, através de licenças emitidas pelo ICNF. A captura dos exemplares foi efetuada com recurso a um aparelho de pesca elétrica (Hans Grassl™ ELT60II-GI; 300-600 V, DC, 2200W) (**Figura 2.10**), tendo sido usado um esforço de pesca (CPUE) entre 15 e 30 min, por local amostrado. A abundância de peixes foi expressa em nº de indivíduos / 100 m<sup>2</sup> (CPUE).



**Figura 2.10.** Pesca elétrica: amostragem da fauna piscícola (primavera 2020).

Os peixes foram identificados até ao nível da espécie (COLLARES-PEREIRA et al., 2021), contados e registados dados biométricos: 1) comprimento total (ictiómetro, precisão de 0,1 cm) e 2) biomassa (balança digital, precisão 0,1 g) (**Figura 2.11**). Todos os peixes foram posteriormente devolvidos ao rio.



**Figura 2.11. Identificação e obtenção de dados biométricos (primavera 2023).**

Na avaliação da qualidade biológica - fauna piscícola foi usado o índice F-IBIP (*Fish-based Index of Biotic Integrity for Portuguese Wadeable Streams* - INAG e AFN, 2012; APA, 2014), que é o índice oficial para Portugal para a avaliação da qualidade baseada nas comunidades piscícolas. O F-IBIP apoia-se no princípio de que as estruturas das comunidades biológicas são responsivas, de forma previsível e quantificável, às alterações provocadas pelo homem, sendo medidas através de métricas que representam componentes da estrutura da comunidade. O F-IBIP considera 6 tipos de agrupamentos piscícolas. O cálculo do F-IBIP utiliza diferentes conjuntos de métricas para cada agrupamento, considerando-se as que melhor traduzem a resposta à perturbação para esse agrupamento. Os locais amostrados nos Rios da área de estudo pertencem ao **Agrupamento 3 – Rios Ciprinícolas de Média Dimensão da Região Norte** (INAG e AFN, 2012). Na **Tabela 2.5** apresenta-se o intervalo de valores de cada uma das classes de qualidade biológica, baseada nas comunidades de peixes.

Tabela 2.5. Valores de referência e fronteiras das classes do F-IBIP (INAG e AFN, 2012).

EXCELENTE	BOM	RAZOÁVEL	MEDÍOCRE	MAU
≥0,850	[0,675– 0,850[	[0,450 – 0,675[	[0,225 – 0,450[	[0 – 0,225[

### 2.2.3. Tratamento estatístico

Todos os dados obtidos foram avaliados quanto à normalidade e homocedasticidade usando os testes de Shapiro e Levene, respectivamente. Uma vez que a maioria dos dados não se ajustaram a uma distribuição normal, a análise estatística foi realizada com recurso a testes não-paramétricos. Foi usado o teste U de Mann-Whitney (comparação de 2 grupos independentes) para avaliar diferenças significativas ( $P < 0,05$ ) para várias métricas abióticas, i.e., parâmetros físico-químicos da água e bióticas, i.e., número de taxa, número de indivíduos, diversidade  $H'$  de Shannon-Wiener, evenness  $J'$  de Pielou determinadas para as comunidades de invertebrados e peixes, tendo em conta os agrupamentos nas duas zonas previamente consideradas, i.e., Alto e Baixo Maçãs.

Através de análise multivariada, e mais especificamente de ordenações de escalonamento não-métrico multidimensional (nMDS) foram avaliadas as variações nas comunidades de invertebrados e peixes entre os locais amostrados, usando o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis. Previamente, os dados de abundância foram transformados [RaizQ(x)].

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 (Legendre & Anderson, 1999).

Os dados foram analisados usando os softwares STATISTICA 7 (StatSoft inc, 2004) e PRIMER 7 e PERMANOVA + (Clarke e Gorley, 2015).

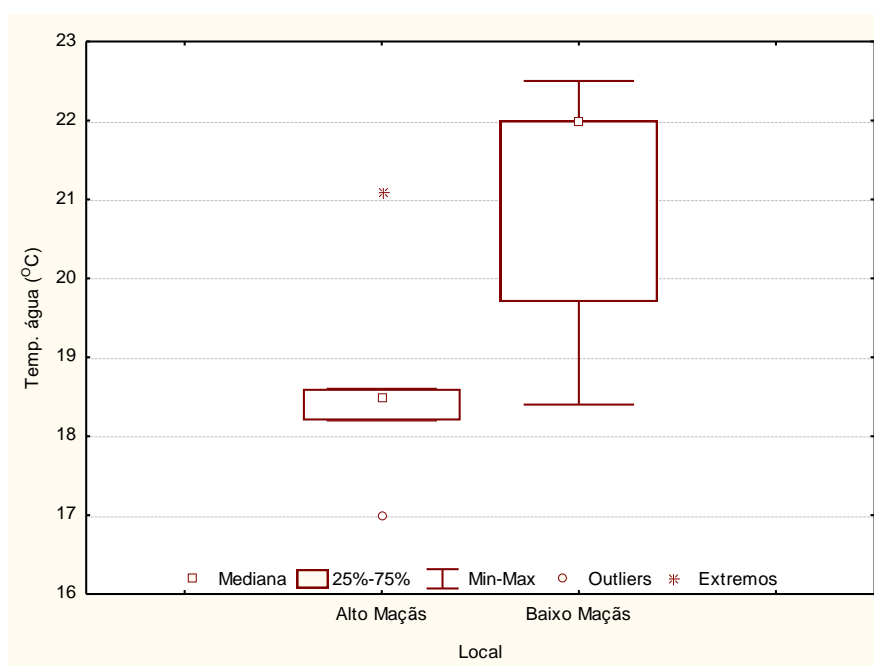
## 2.3. Resultados

Foram obtidos resultados referentes aos elementos físico-químicos e hidromorfológicos de suporte e para os elementos biológicos, caso das comunidades de macroinvertebrados e de peixes, que permitiram caracterizar a qualidade ecológica dos rios do Alto e Baixo Maçãs, na primavera de 2023.

### 2.3.1. Qualidade físico-química da água

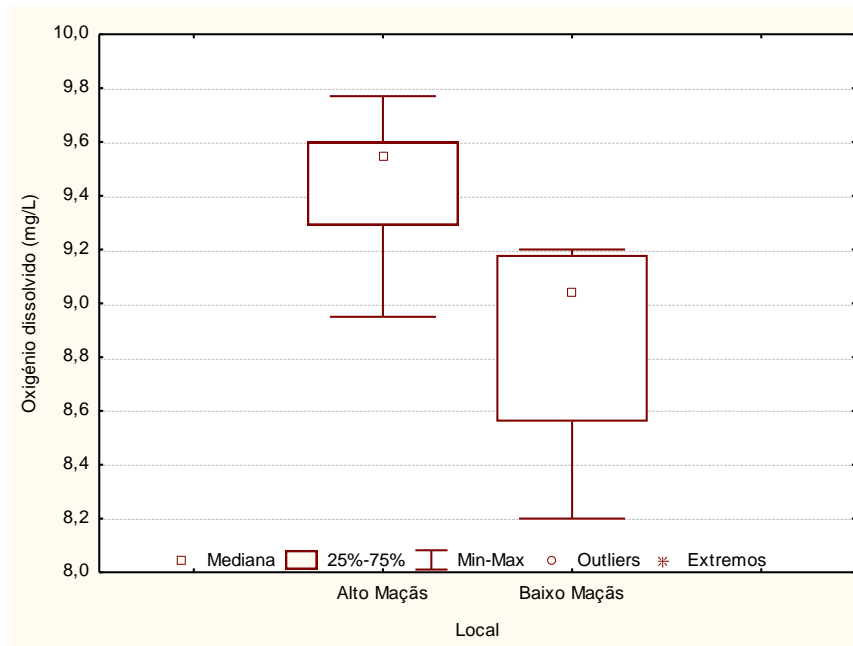
No que respeita às variáveis físico-químicas (**Figuras 2.12 a 2.16**) foram encontradas diferenças significativas (Mann-Whitney U Teste,  $P < 0,05$ ) entre as 2 zonas consideradas, i.e., Alto Maçãs e Baixo Maçãs, apenas para a Condutividade ( $P = 0,008$ ) e para o Teor em Sólidos Dissolvidos ( $P = 0,016$ ).

A temperatura média da água, tal como seria de esperar, foi menor nas regiões situadas a montante ( $T_{\text{média}} = 19,8 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ), i.e., nos troços do Alto Maçãs, quando comparados com os troços de jusante, i.e., troços do Baixo Maçãs, onde foram obtidas temperaturas médias superiores ( $T_{\text{média}} = 23,6 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ) (**Figura 2.12**).



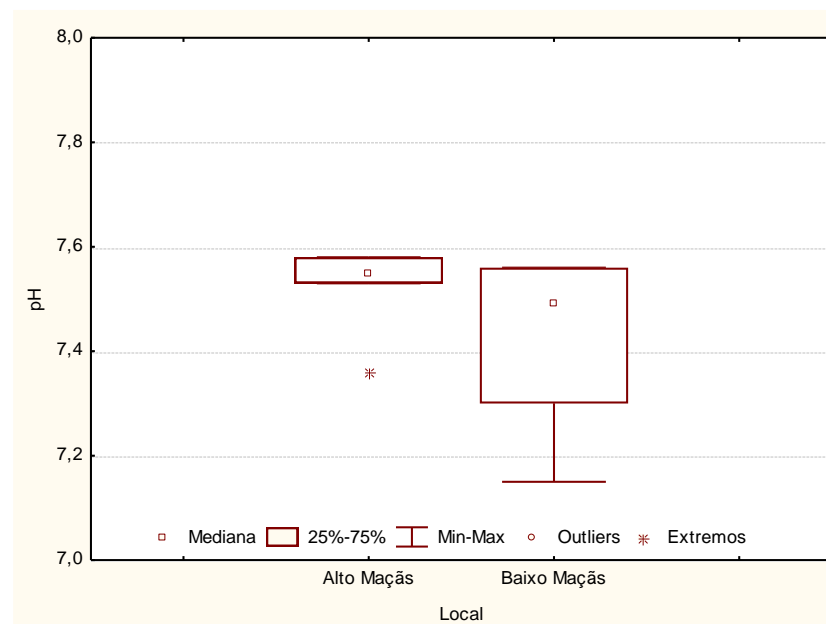
**Figura 2.12. Variação da temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ) nas 2 zonas do Alto e Baixo Maçãs (primavera 2023). Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers).**

Os teores de oxigénio dissolvido foram sempre consideravelmente elevados, quer para o Alto Maçãs (i.e.,  $\text{O}_2 > 8,90 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $\text{O}_2 \text{ \% sat.} > 99\%$ ), quer para o Baixo Maçãs (i.e.,  $\text{O}_2 > 8,10 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $\text{O}_2 \text{ \% sat.} > 90\%$ ) (**Figura 2.13**).



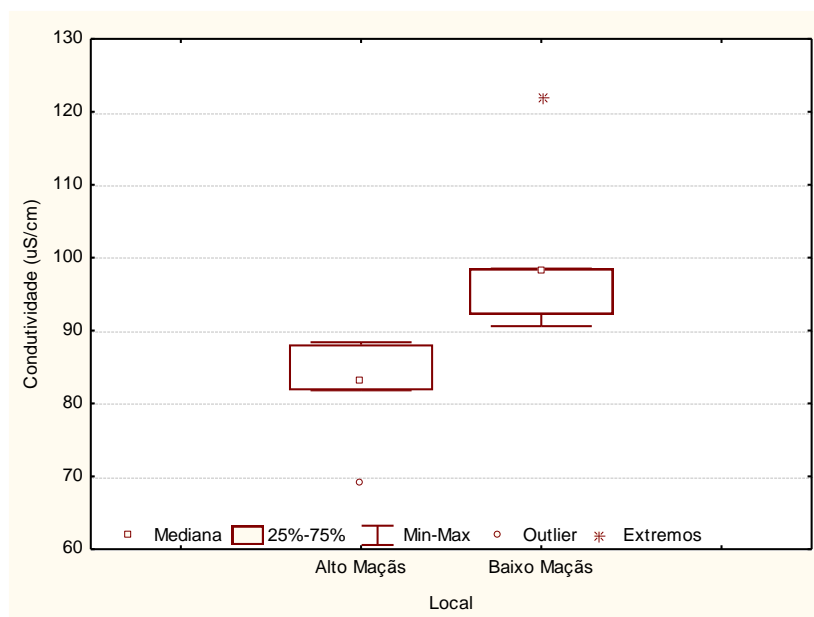
**Figura 2.13. Variação do teor de oxigénio dissolvido ( $\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ) nas 2 zonas do Alto e Baixo Maçãs (primavera 2023). Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers).**

No que respeita ao pH foram obtidos valores enquadrados no intervalo considerado bom para sobrevivência da fauna aquática, variando os valores de 7,15 e 7,58 (valores ligeiramente subalcalinos) (**Figura 2.14**).



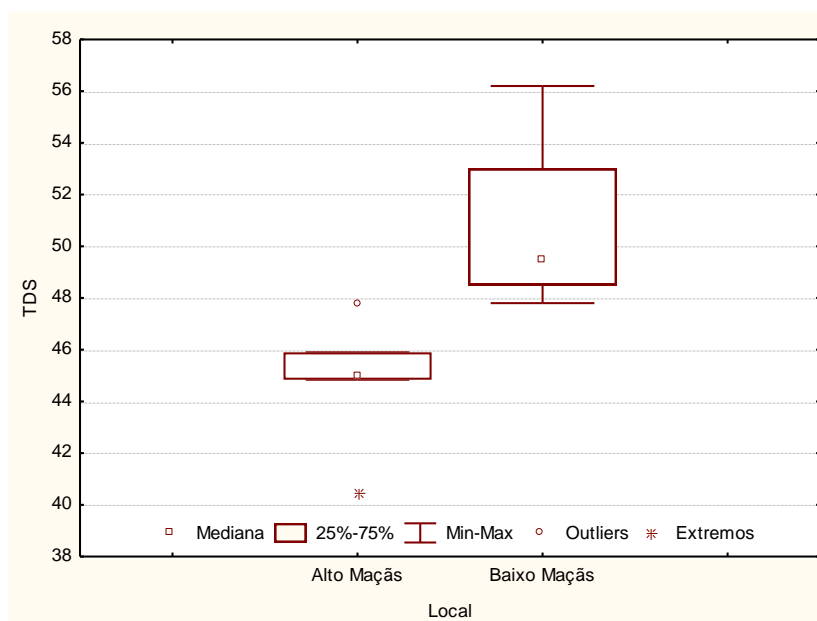
**Figura 2.14. Variação do pH nas 2 zonas do Alto e Baixo Maçãs (primavera 2023). Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers).**

Relativamente aos valores de condutividade elétrica pode verificar-se que oscilou entre  $EC_{25} = 69,1 \mu S.cm^{-1}$ , no Alto Maçãs (M3) e  $EC_{25} = 122 \mu S.cm^{-1}$ , no Baixo Maçãs (M10) (**Figura 2.15**).



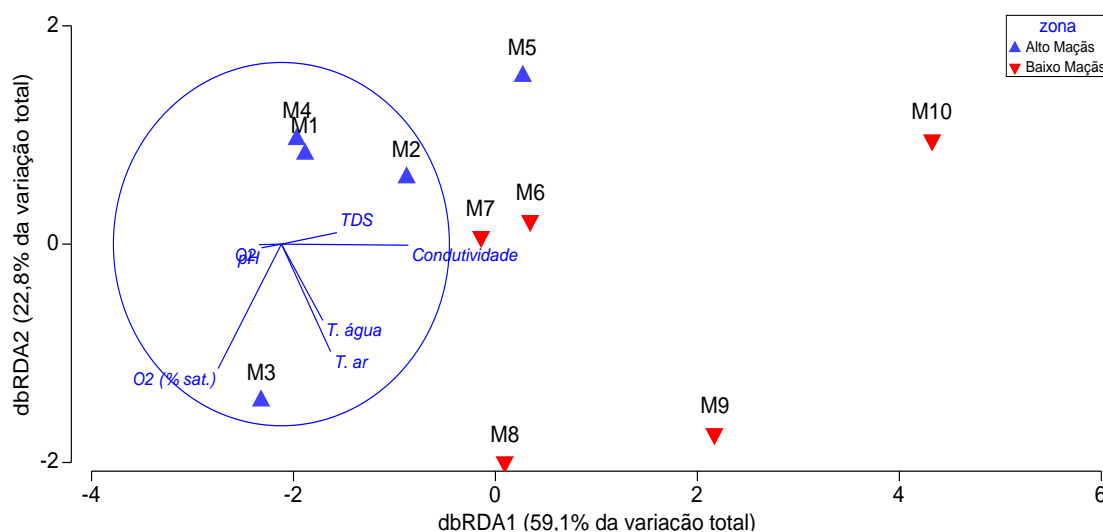
**Figura 2.15. Variação da condutividade elétrica ( $EC_{25}$ ) nas 2 zonas do Alto e Baixo Maçãs (primavera 2023). Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers).**

Por fim, os valores do Total de Sólidos Dissolvidos (TDS) variaram entre  $TDS = 40,5 \text{ mg/L}$ , no Alto Maçãs (M3) e  $TDS = 50,6 \text{ mg/L}$ , no Baixo Maçãs (M10) (**Figura 2.16**).



**Figura 2.16. Variação do Total de Sólidos Dissolvidos (TDS) nas 2 zonas do Alto e Baixo Maçãs (primavera 2023). Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers).**

Através da ordenação dbRDA foram relacionadas as variáveis ambientais, *i.e.*, variáveis físico-químicas da água, com os locais amostrados dentro de cada zona considerada (**Figura 2.17**).



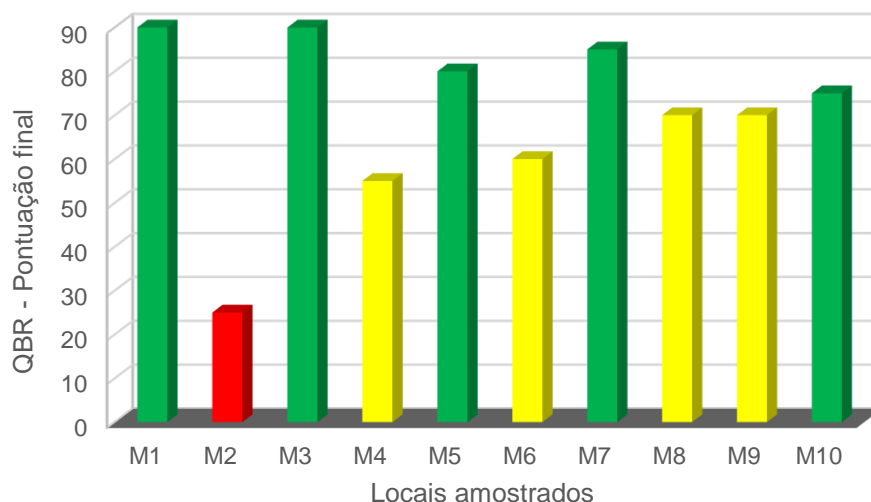
**Figura 2.17.** Análise dbRDA referente às variáveis ambientais e nas 2 zonas do Alto e Baixo Maçãs (primavera 2023).

Foi obtida uma separação pronunciada entre os locais pertencentes ao Alto Maçãs e os locais situados no Baixo Maçãs, tendo sido as variáveis da condutividade, da temperatura da água e do O<sub>2</sub> (% de saturação) aquelas que mais contribuíram para a discriminação observada. Registo para o facto dos dois primeiros eixos da análise dbRDA (*dbRDA1* e *dbRDA2*) explicarem 81,9% da variação total dos parâmetros ambientais para as 2 zonas.

### 2.3.2. Qualidade hidromorfológica

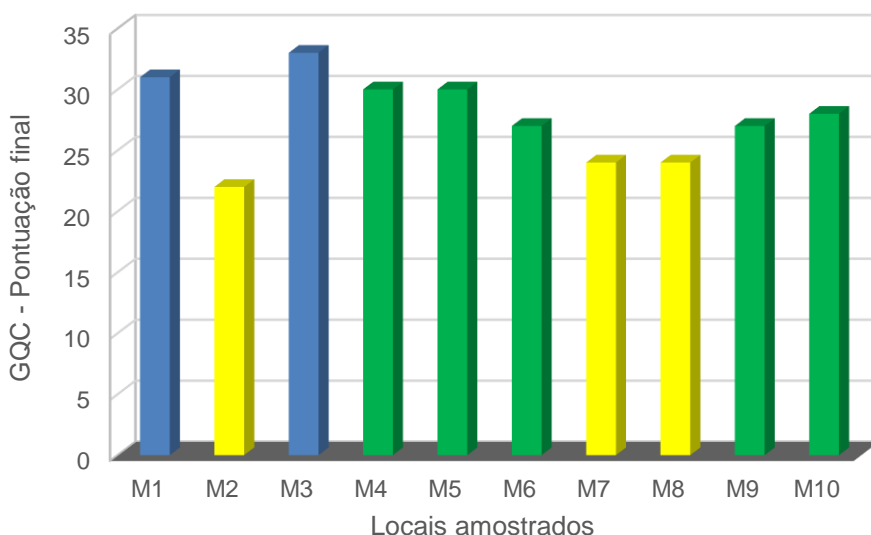
Relativamente à qualidade dos habitats ribeirinhos, as pontuações obtidas para o índice QBR permitem verificar que 50% dos locais amostrados possuem uma classificação de BOA qualidade (M1, M3, M5, M7, M10), mas mostrando sinais de ligeira perturbação (**Figura 2.18**). Contudo, nos restantes locais existem sinais claros de alguma degradação do ecótono ripário. Com efeito, a forte intervenção humana na proximidade da ETA de Vimioso, *i.e.*, M2, com criação de praia fluvial, eliminou substancialmente a galeria nativa, com ocorrência de espécies não-nativas, caso do plátano (*Platanus sp.*) e do ailanto (*Ailanthus altissima*). Nos outros locais (*i.e.*, M4, M6, M8, M9) a perturbação não é tão acentuada. Importa realçar que em toda a extensão do troço nacional do

rio Maçãs é visível a mortalidade dos amiais, como resultado da doença provocada pelo fungo *Phytophthora xalni*.



**Figura 2.18. Pontuação final do índice QBR (Qualidade do Bosque Ribeirinho) nos 10 locais amostrados, nas 2 zonas do Alto e Baixo Maçãs. Significado das cores: verde – bom; amarelo – razoável; vermelho - má qualidade do bosque ribeirinho (primavera 2023).**

Por sua vez ao nível dos habitats aquáticos (**Figura 2.19**) a qualidade é , maioritariamente Excelente (M1, M3) ou Boa (M4, M5, M6, M9, M10) e somente 3 locais apresentam modificados mais significativas (classificação Razoável), como resultado da presença de açudes e da sedimentação do leito do rio.



**Figura 2.19. Pontuação final do índice GQC (Grau de Qualidade do Canal) nos 10 locais amostrados, nas 2 zonas do Alto e Baixo Maçãs. Significado das cores: Azul - excelente; verde – bom; amarelo – razoável qualidade do canal (primavera 2023).**

### 2.3.3. Qualidade biológica: Comunidade de macroinvertebrados

Foram identificados 3450 exemplares de macroinvertebrados, 1866 no Alto Maçãs e 1584 no Baixo Maçãs, distribuídos por 41 unidades taxonómicas (maioritariamente famílias). A composição faunística, discriminada pelos locais de amostragem do Alto e Baixo Maçãs, está apresentada, respetivamente, nas **Figuras 2.20 e 2.21**. Realce para o condomínio de Ephemeroptera e Diptera.

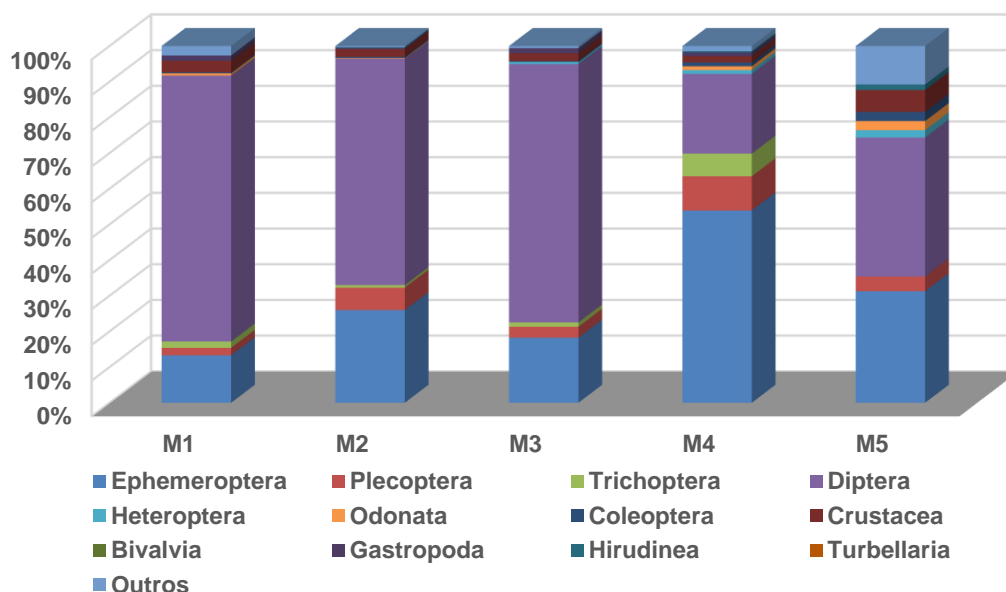


Figura 2.20. Composição das comunidades de macroinvertebrados no Alto Maçãs (primavera 2023).

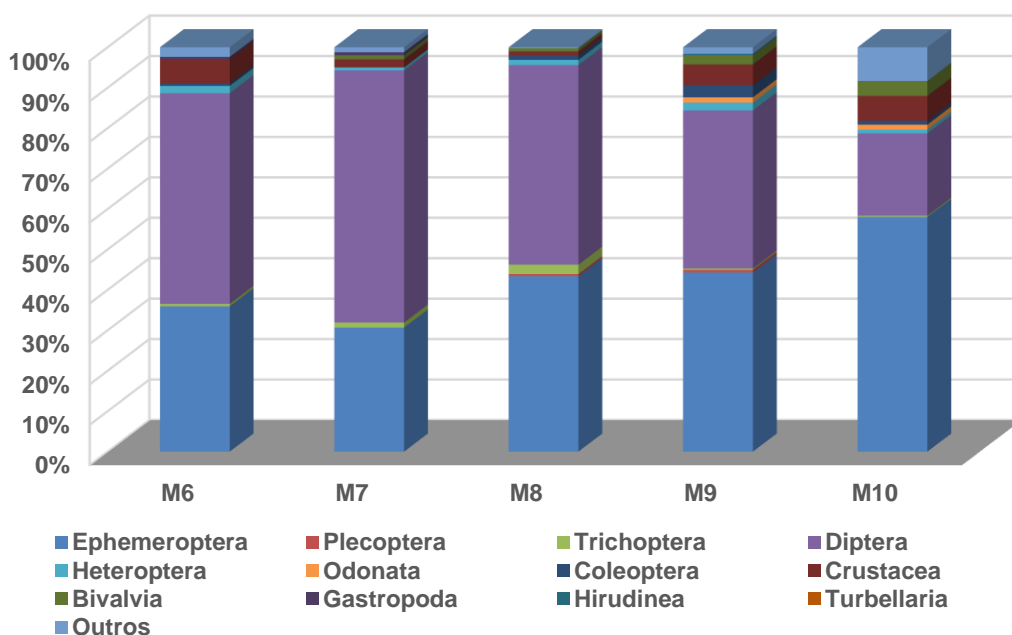
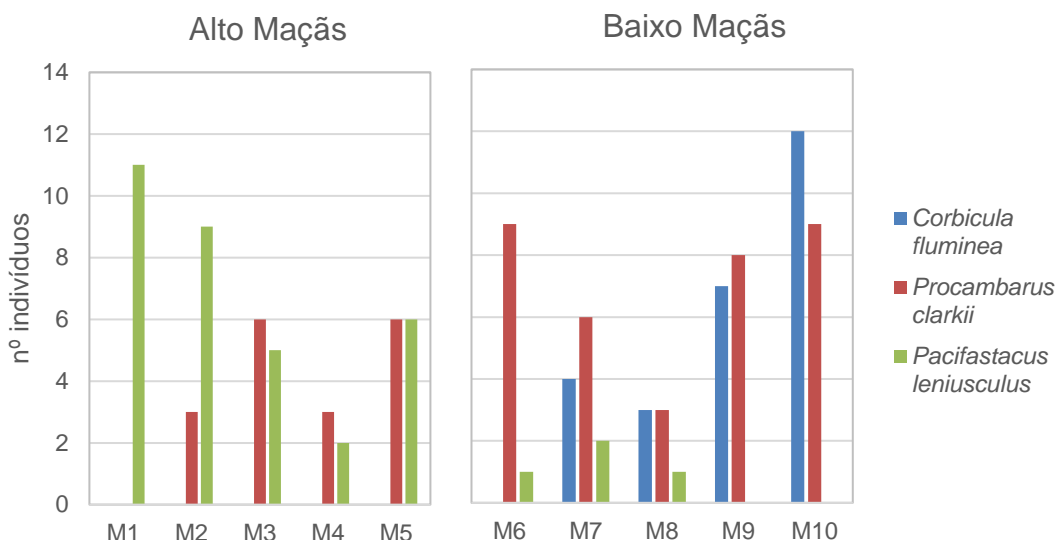


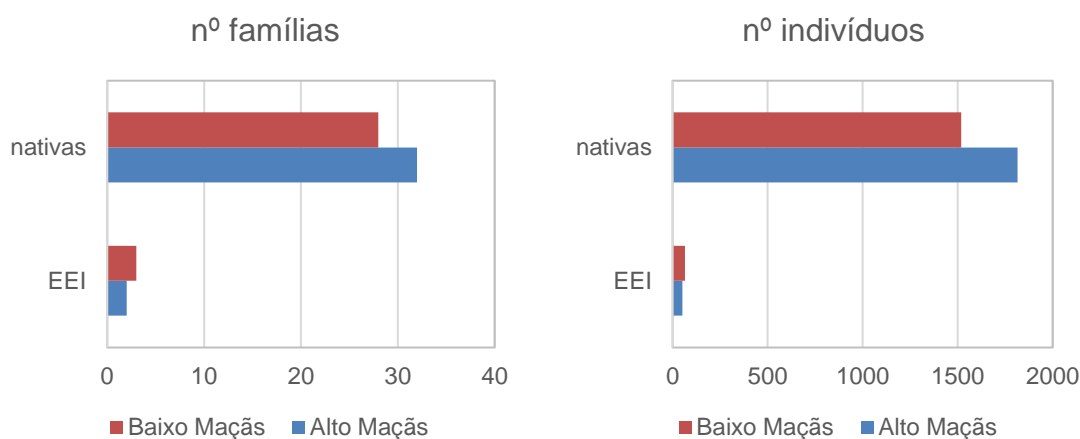
Figura 2.21. Composição das comunidades de macroinvertebrados no Alto Maçãs (primavera 2023).

Foram detetadas 3 espécies exóticas invasoras (EEI), 1 bivalve, a ameijoasiática *Corbicula fluminea*, e 2 crustáceos decápodes, o lagostim-vermelho da Luisiana *Procambarus clarkii* e o lagostim-sinal *Pacifastacus leniusculus*. A abundância e distribuição das 3 espécies pelos locais amostrados no Alto e Baixo Maçãs está patente na **Figura 2.22**.



**Figura 2.22.** Abundância das espécies exóticas invasoras no Alto e Baixo Maçãs (primavera 2023).

A expressão das espécies nativas e das EEI, analisadas em termos do nº de indivíduos e do nº de famílias é apresentada na **Figura 2.23**.



**Figura 2.23.** Nº de famílias e indivíduos das espécies exóticas invasoras (EEI) e nativas presentes no Alto e Baixo Maçãs (primavera 2023).

Apesar do número de espécies exóticas poder parecer baixo, o carácter invasor confere uma capacidade assinalável para estas espécies poderem provocar modificações no funcionamento energético e na estrutura da comunidade de macroinvertebrados do rio Maçãs.

A pontuação obtida para os índices bióticos IBMWP e IPtIN permitem classificar um Bom/Excelente estado biológico em 100% dos 5 locais amostrados no Alto Maçãs enquanto no Baixo Maçãs 40% dos locais amostrados não superaram a classificação de Razoável (**Tabelas 2.6**).

**Tabela 2.6. Qualidade biológica dos locais amostrados: índices IBMWP e IPtIN (primavera 2023).**

Rio/Acrónimo	IBMWP Valor	Classe	Tipologia	IPtIN Valor	Classe
M1	119	I	N1 > 100 Km <sup>2</sup>	0,808	BOM
M2	101	I	N1 > 100 Km <sup>2</sup>	0,760	BOM
M3	80	II	N1 > 100 Km <sup>2</sup>	0,747	BOM
M4	133	I	N1 > 100 Km <sup>2</sup>	0,944	EXCELENTE
M5	99	II	N1 > 100 Km <sup>2</sup>	0,801	BOM
M6	74	II	N2	0,660	RAZOÁVEL
M7	66	II	N2	0,772	BOM
M8	101	I	N2	0,868	EXCELENTE
M9	110	I	N2	0,864	EXCELENTE
M10	71	II	N2	0,573	RAZOÁVEL

Outras métricas, usadas na análise complementar aos índices bióticos, são apresentadas na **Tabela 2.7** (Alto Maçãs) e **Tabela 2.8** (Baixo Maçãs). Assim, no Alto Maçãs foram obtidos valores superiores no nº taxa, métricas associadas ao EPT, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou em M4 (N = 19; EPT taxa = 10; EPT ind = 197; EPT % = 69,9; H' = 2,50; J' = 0,80) enquanto o nº total de indivíduos correspondeu ao local M2 (N = 558).

**Tabela 2.7. Métricas e índices calculados para os locais do Alto Maçãs (primavera 2023).**

MÉTRICAS	M1	M2	M3	M4	M5
Nº Total de taxa	19	18	15	23	17
Nº Total de Indivíduos	338	558	493	282	195
H' de Shannon-Wiener	1,59	1,74	1,24	2,50	2,08
J' de Pielou (Evenness)	0,54	0,60	0,46	0,80	0,73
EPT Taxa	9	7	7	10	7
Nº Indivíduos - EPT	58	184	111	197	69
% de Indivíduos - EPT	17,2	33,0	22,5	69,9	35,4

Por sua vez, no Baixo Maçãs foram obtidos valores superiores no nº taxa, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou em M9 (N = 23; H'

= 2,56;  $J' = 0,82$ ), no nº total de indivíduos no local M7 (N = 401) e nas métricas EPT maioritariamente em M10 (EPT ind = 189; EPT % = 58,3).

Tabela 2.8. Métricas e índices calculados para os locais do Baixo Maçãs (primavera 2023).

MÉTRICAS	M6	M7	M8	M9	M10
Nº Total de taxa	15	15	21	23	16
Nº Total de Indivíduos	167	401	385	307	324
H' de Shannon-Wiener	1,90	2,10	2,23	2,56	1,85
J' de Pielou (Evenness)	0,70	0,77	0,73	0,82	0,67
EPT Taxa	6	6	8	8	6
Nº Indivíduos - EPT	61	128	178	139	189
% de Indivíduos - EPT	36,5	31,9	46,2	45,3	58,3

Na variação da riqueza taxonómica (S), (b) abundância (CPUE), (c), Índice H' de diversidade de Shannon-Wiener, (d) Índice J' de Equitabilidade (evenness) entre o Alto e o Baixo Maçãs (**Figura 2.24**), não foram encontradas diferenças significativas ( $P > 0,05$ , testes U de Mann-Whitney) para qualquer das métricas calculadas.

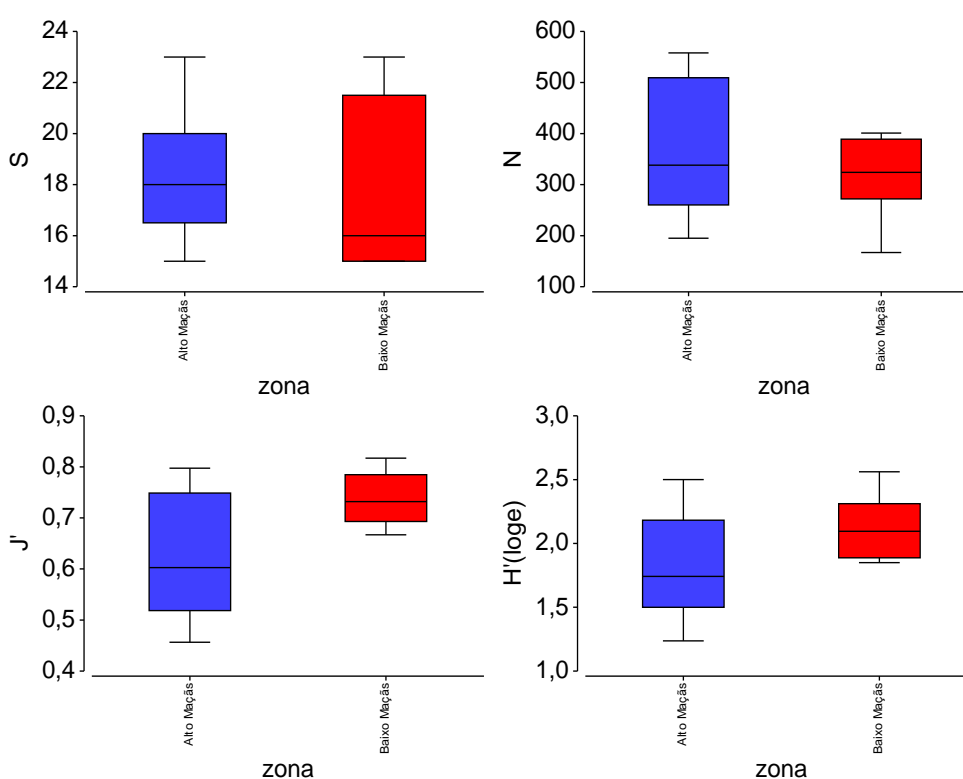
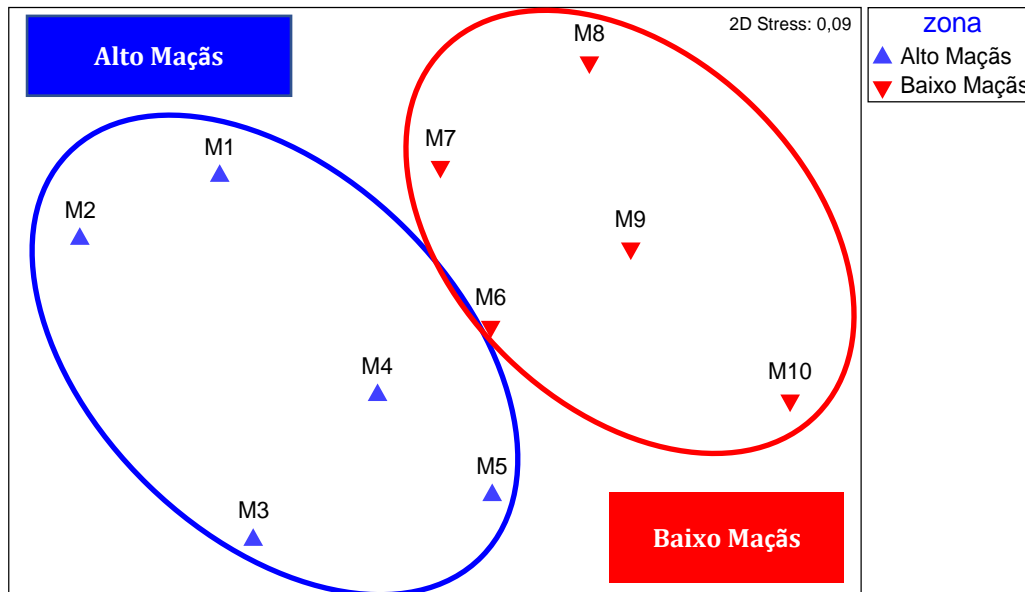


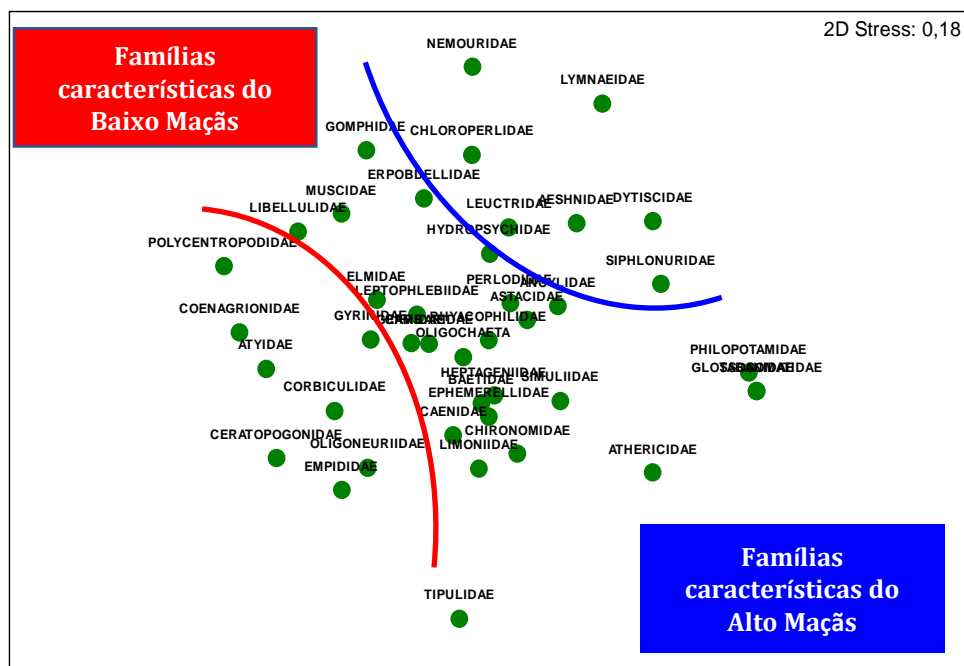
Figura 2.24. Riqueza taxonómica (S), abundância (CPUE), diversidade H' de Shannon-Wiener e Equitabilidade J' (evenness) de Pielou, determinada para as comunidades de macroinvertebrados para o Alto e Baixo Maçãs (primavera 2023). Boxplots mostram os valores medianos (linha central), a variação para o percentil 25 - 75 (boxes) e os valores máximos e mínimos (whiskers). Os pontos representam os valores extremos.

A análise multivariada, baseada na ordenação nMDS dos locais amostrados, observa-se uma separação evidente entre os locais do Alto e Baixo Maçãs (stress = 0,09), referente a uma boa configuração bidimensional (**Figura 2.25**).



**Figura 2.25.** Ordenação nMDS dos locais de amostragem, baseada na abundância de macroinvertebrados, considerando a zonação definida (primavera 2023).

Por sua vez, na análise nMDS das comunidades de invertebrados, famílias típicas do Alto Maçãs (e.g. Leuctridae, Nemouridae) aparecem separadas das outras presentes no Baixo Maçãs (Atyidae, Corbiculidae) (**Figura 2.26**).



**Figura 2.26.** Ordenação nMDS dos macroinvertebrados para o Alto e Baixo Maçãs (primavera 2023).

### 2.3.4. Qualidade biológica: Comunidades de peixes

Foram identificados 842 peixes, distribuídos maioritariamente por 7 espécies nativas e por 4 espécies não-nativas. A composição faunística relativa presente nos troços definidas neste estudo (i.e., Alto e Baixo Maçãs) está representada, em termos de CPUE (nº indivíduos/100 m<sup>2</sup>) e abundância relativa (%) nas figuras 2.27 e 2.28, respetivamente.

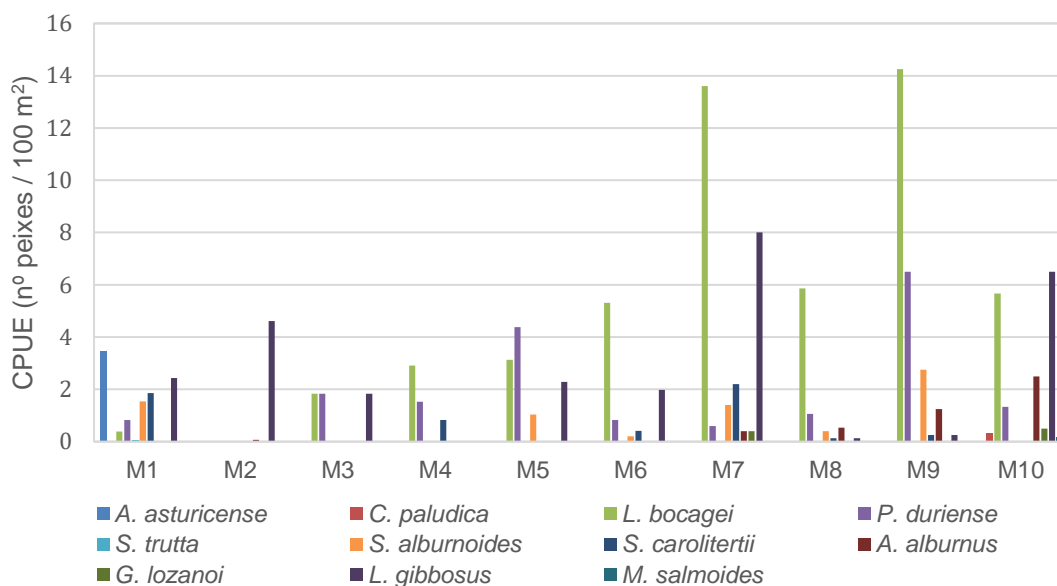


Figura 2.27. Composição faunística, expressa em termos de CPUE (nº peixes / 100 m<sup>2</sup>), das espécies piscícolas presentes no rio Maçãs (primavera 2023).

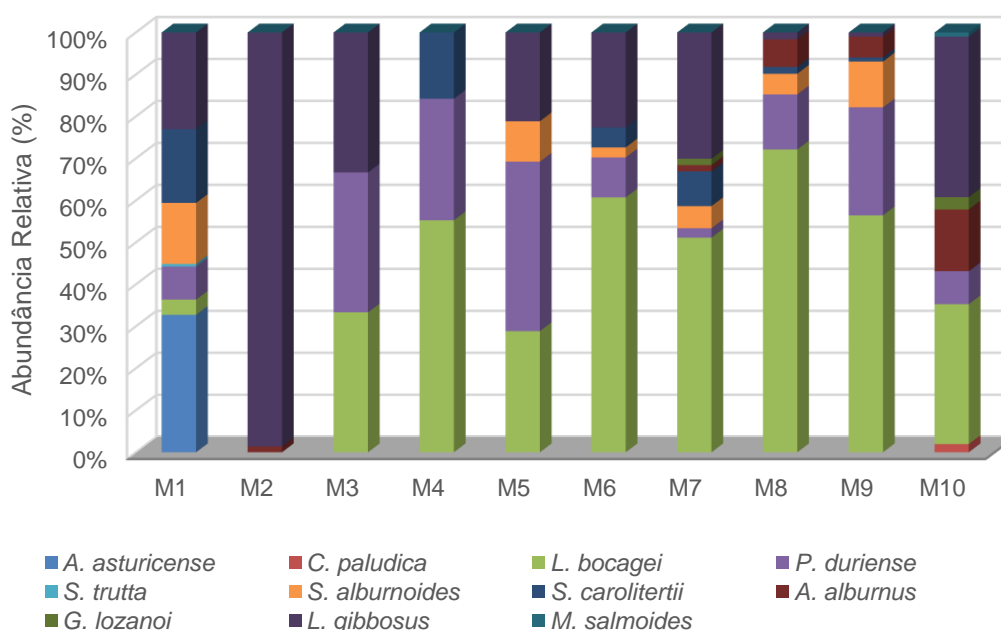
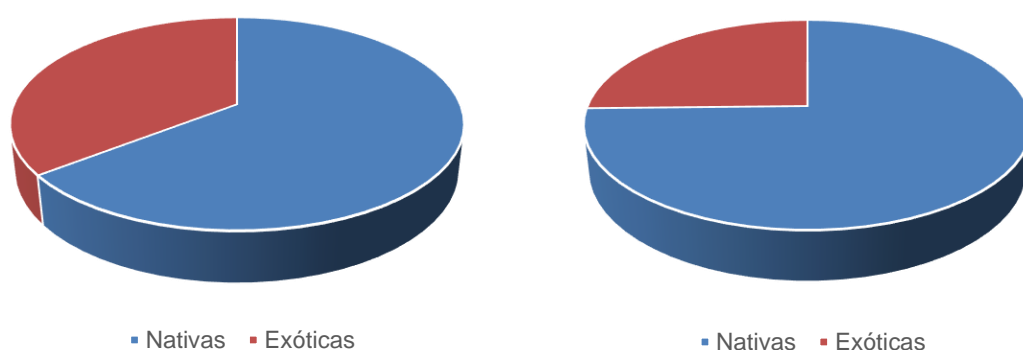


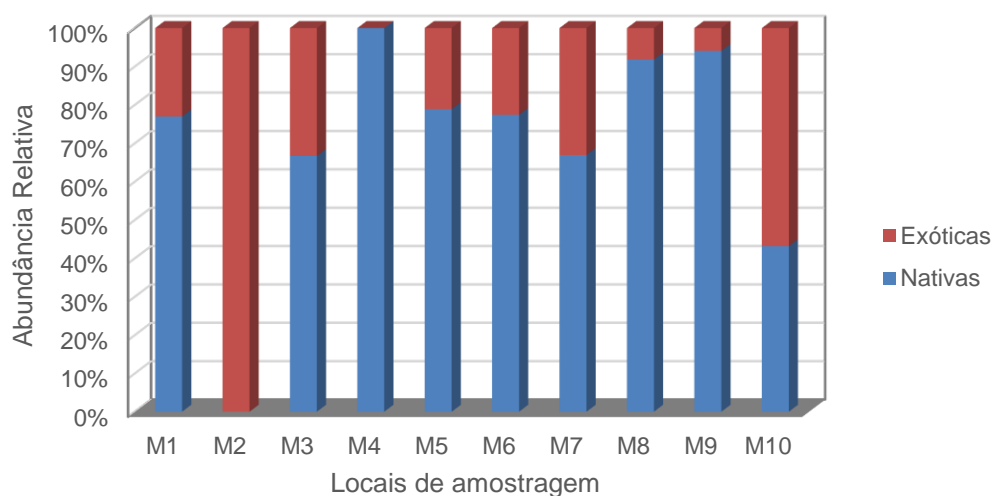
Figura 2.28. Composição faunística, expressa em termos de abundância relativa, das espécies piscícolas presentes no rio Maçãs (primavera 2023).

Foram capturados exemplares de 4 famílias nativas: **1) Leuciscidae** - *Squalius alburnoides*, *Squalius carolitertii*, *Pseudochondrostoma duriense* e *Achondrostoma asturicense*; **2) Cyprinidae** - *Luciobarbus bocagei*, **3) Cobitidae** - *Cobitis paludica* e **4) Salmonidae** - *Salmo trutta*. Foram ainda capturados peixes não-nativos de 3 famílias **1) Leuciscidae** - *Alburnus alburnus*; **2) Gobionidae** - *Gobio lozanoi* e **3) Centrarchidae** - *Lepomis gibbosus* e *Micropterus salmoides*. As espécies dominantes corresponderam, diferencialmente, às nativas *P. duriense* e *L. bocagei* e à invasora *L. gibbosus*. A proporção de espécies exóticas e nativas pode ser avaliada na **Figura 2.29**.



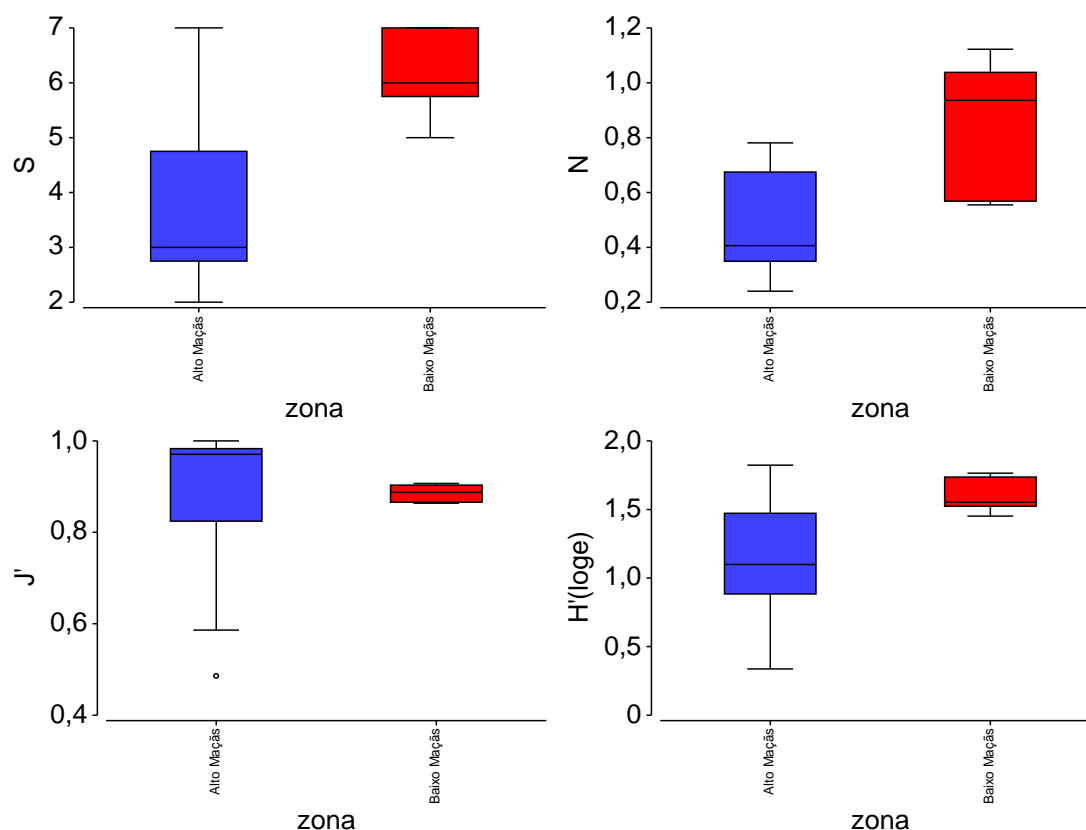
**Figura 2.29.** Composição faunística, expressa em termos de abundância relativa, das espécies piscícolas, nativas e exóticas, presentes no Alto e Baixo Maçãs (primavera 2023).

Uma análise mais detalhada pode ser efetuada a partir da **Figura 2.30**, onde são apresentadas as percentagens em cada local de amostragem. Ressalta o domínio de espécies nativas, com exceção dos locais M2 e M10.



**Figura 2.30.** Composição faunística, expressa em termos de abundância relativa, das espécies piscícolas, nativas e exóticas, presentes no Alto e Baixo Maçãs (primavera 2023).

A variação da riqueza taxonómica (S), abundância (CPUE), diversidade H' de Shannon-Wiener e Equitabilidade J' de Pielou para as duas zonas do Alto e Baixo Maçãs pode ser observada na **Figura 2.31**. Os testes de Mann-Whitney (U) não detetaram diferenças significativas, entre as 2 zonas piscícolas, para qualquer das métricas calculadas.



**Figura 2.31.** (a) Riqueza taxonómica (S), (b) abundância (CPUE), (c), Índice H' de diversidade de Shannon-Wiener, (d) Índice J' de Equitabilidade (evenness) determinada para as comunidades de peixes para as duas zonas consideradas (primavera 2023). 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.

A análise da biotipologia das comunidades piscícolas foi avaliada através de uma ordenação nMDS, com um *stress* 2D = 0,09 que indica uma razoável representação bidimensional da ordenação. Para além da separação entre os troços do Alto e Baixo Maçãs, destaca-se ainda a comunidade do local M2, com a particularidade de corresponder a um troço lótico, situado entre açudes, que secou por completo no ano anterior (**Figura 2.32**).

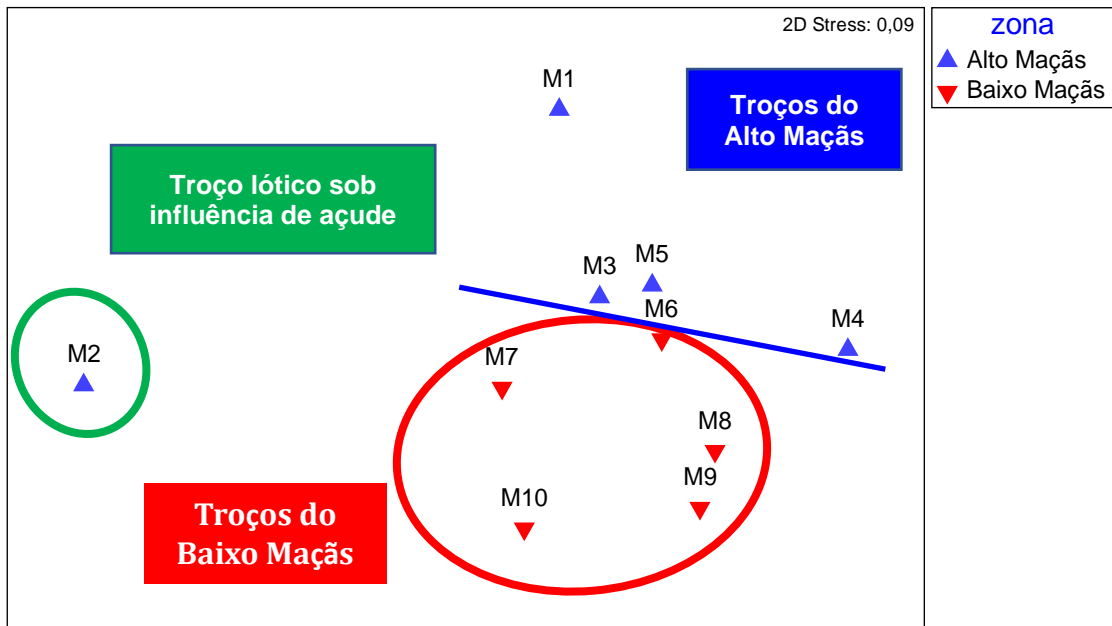


Figura 2.32. Ordenação nMDS dos locais de amostragem, baseada na comunidade piscícola e considerando as zonas do Alto e Baixo Maçãs (primavera 2023).

No que respeita à ordenação das espécies piscícolas observou-se uma diferenciação ( $stress\ 2D = 0,03$ ) entre comunidades e em particular entre espécies nativas e exóticas (Figura 2.33).

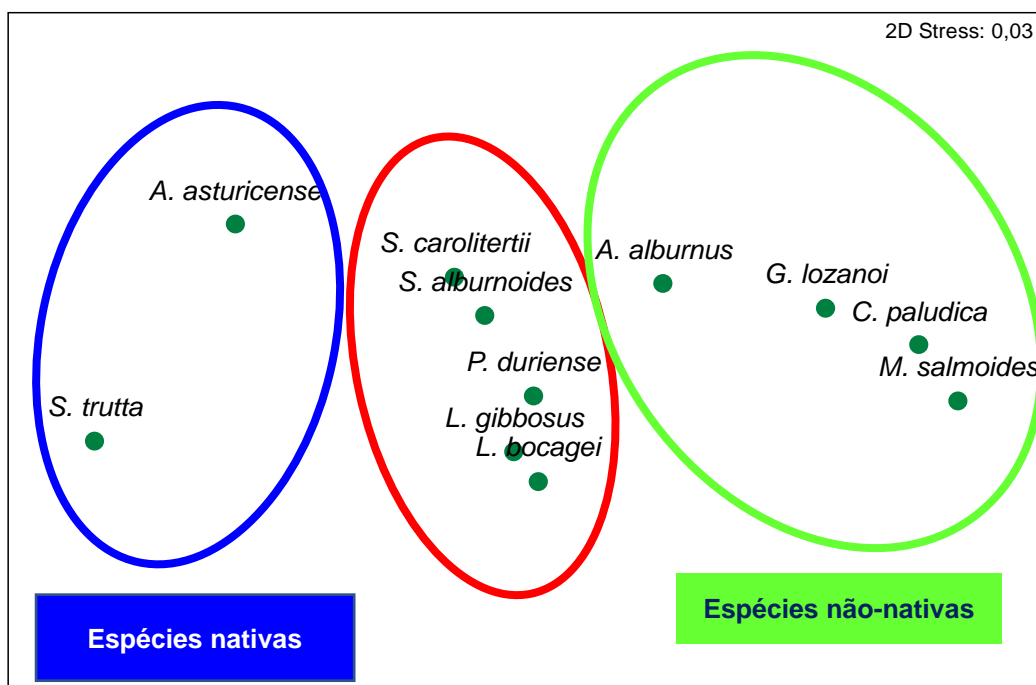


Figura 2.33. Ordenação nMDS dos locais de amostragem, baseada na comunidade piscícola e considerando as zonas do Alto e Baixo Maçãs (primavera 2023).

Os resultados obtidos pelo índice F-IBIP mostram um cenário de baixa qualidade da comunidade piscícola. Com efeito, do total dos 10 locais amostrados, somente 30% obteve uma classificação de BOM, correspondente a 1 local (M1) no Alto Maçãs e 2 locais (M8 e M9) no Baixo Maçãs. Assinale-se que no Alto Maçãs 2 locais possuem a classificação de MAU (M2 e M3) e 1 de MEDÍOCRE (M5), como resultado da presença expressiva de espécies exóticas e do baixo nº de espécies nativas. Por sua vez no Baixo Maçãs, nos restantes locais classificados de RAZOÁVEL (M6, M7 e M10), i.e., abaixo do limiar da qualidade estabelecido pela Diretiva Quadro da Água, a resiliência do sistema parece ser superior ao Alto Maçãs, provavelmente em função da ocorrência de pools de maior dimensão, que serviram de abrigo à fauna nativa, no período de seca prolongada do verão de 2022, que transformou o rio Maçãs num rio de características temporárias, i.e., de carácter intermitente.

Tabela 2.9. Classificação do F-IBIP nos locais amostrados no rio Maçãs (primavera 2023).

Rio/ Acrónimo	Indivíduos Exóticos (%)	Nº Espécies Nativas	Nº Espécies intolerantes + intermédias	F-IBIP	Classe
M1	24,1	6	4	0,733	BOM
M2	100,0	0	0	0,000	MAU
M3	33,3	2	1	0,000	MAU
M4	0,0	3	2	0,611	RAZOÁVEL
M5	22,1	3	2	0,376	MEDÍOCRE
M6	22,6	4	3	0,638	RAZOÁVEL
M7	33,1	4	3	0,556	RAZOÁVEL
M8	8,2	4	3	0,798	BOM
M9	5,9	4	3	0,823	BOM
M10	59,6	4	3	0,556	RAZOÁVEL

## 2.4. Discussão

A introdução de espécies exóticas e em especial de carácter invasor nos ecossistemas de água doce é uma das principais causas da perda de biodiversidade à escala mundial (DUDGEON et al., 2006; STRAYER, 2010; BELLARD et al., 2016). O crescente uso das águas interiores para a recreação, o abastecimento de alimentos ou a navegação levou a um aumento na conectividade entre os sistemas aquáticos e à introdução de numerosas espécies não-nativas. A principal “via de entrada” foi para o incremento da atividade piscatória. Outras vias corresponderam às introduções como contaminantes, ornamentais, clandestinidade, aquacultura, controlo biológico e produção animal. Como consequência, assiste-se atualmente a uma crescente homogeneização das comunidades aquáticas (RAHEL, 2007; VILLÉGER et al., 2011). No passado, o relativo isolamento de muitos ecossistemas dulçaquícolas permitiu a ocorrência de numerosos endemismos. Por exemplo, em Portugal, a toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*), o saramugo (*Anaecypris hispanica*) e o mexilhão (*Unio tumidiformis*) são exemplos icónicos da fauna endémica ibérica de água doce que é extremamente vulnerável às invasões biológicas (BARBOSA et al., 2009; CABRAL et al., 2005; REIS e ARAÚJO, 2009; QUAGLIETTA et al., 2018).

Recentemente, ANASTÁCIO et al. (2019) fizeram a atualização da lista de espécies não-nativas presentes em Portugal, que incluiu 84 registos de espécies, das quais 53 estão no continente, 23 nos Açores e 8 no arquipélago da Madeira. No presente estudo, realizado na bacia hidrográfica do rio Maçãs, foram identificadas 8 espécies exóticas invasoras (EEI) nos ambientes aquáticos e ribeirinhos, que constam da chamada “**lista negra**” ou de “alta preocupação”, recentemente definida para a Península Ibérica (OLIVA-PATERNA et al., 2021). As espécies detetadas pertencem a diferentes grupos faunísticos como macroinvertebrados (i.e., o lagostim-sinal *Pacifastacus leniusculus*, o lagostim-vermelho da Luisiana *Procambarus clarkii* e a ameijoia-asiática *Corbicula fluminea*), peixes (i.e., a perca-sol *Lepomis gibbosus*, o achigã *Micropterus salmoides*, o alburno *Alburnus alburnus*, a gambúsia *Gambusia holbrooki*) e mamíferos (i.e., o visão-americano *Neovison vison*). Importa realçar que as EEI são, na atualidade, um dos principais motores das alterações globais, que provocam não só a perda de biodiversidade como afetam, também, várias

funções e serviços dos ecossistemas e inclusive a saúde humana (RICCIARDI et al., 2013; SIMBERLOFF et al., 2013; EARLY et al., 2016; IPBES, 2019; PYŠEK et al., 2020; OLIVA-PATERNA et al., 2021). Os efeitos negativos das EEI são ainda potenciados sempre e quando ocorrem simultaneamente com outras pressões como por exemplo a fragmentação de habitats (e.g. açudes, pequenas e grandes barragens), a poluição e eutrofização da água, a degradação do ecótono ripário, a sedimentação e as alterações climáticas (VÖRÖSMARTY et al., 2010; SIMBERLOFF et al., 2013; REID et al., 2019; TICKNER et al., 2020). De facto, no caso da bacia do rio Maçãs, apesar da baixa pressão demográfica, assinalam-se diversas pressões sinérgicas resultantes da ocorrência de 1) elevado número de barreiras (i.e., açudes mais antigos, associados a moinhos ou mais recentes, relacionados com abastecimento público), 2) mortalidade acentuada dos amiais (i.e., doença do amieiro), 3) focos pontuais de poluição (i.e., mau funcionamento de pequenas ETA's), 4) input de elevadas cargas de sedimentos (e.g. plantações recentes de amendoeira e olival) e mais recentemente a frequência de fenómenos hidrológicos extremos com 5) períodos de seca prolongados que transformam o curso de água de carácter torrencial durante o inverno num rio temporário no verão e início do outono. Neste enquadramento, os resultados obtidos neste estudo estão correlacionados com a tipologia e o grau de severidade das pressões detetadas. Com efeito, nos locais amostrados mais sujeitos a perturbação, caso de M2 situado a jusante da ETA de Vimioso, a qualidade ecológica diminuiu notavelmente. São várias as métricas responsivas (e.g., índices bióticos de invertebrados IPtIN, peixes F-IBIP, índices de diversidade H' Shannon-Wiener, GQC Grau de qualidade do canal, QBR Qualidade do Bosque Ribeirinho, entre outros) que mostraram a diminuição da qualidade hidromorfológica e biológica. Nestes ambientes modificados a proporção de EEI foi superior, nomeadamente de lagostins e de perca-sol, espécies mais bem-adaptadas a condições ambientais mais adversas, dado que o carácter lântico das águas dominou face aos habitats mais reófilos, onde as espécies nativas encontram refúgio para a sua sobrevivência. Paralelamente foram encontradas diferenças, ainda que não significativas para muitas métricas calculadas, entre o Alto e Baixo Maçãs. Com efeito, a variação das condições ambientais ao longo do eixo longitudinal do rio é comum nos sistemas lóticos, particularmente com o incremento do teor em sais dissolvidos. Os tratamentos

estatísticos, nomeadamente os testes uni e multivariados mostraram alguma diferenciação das comunidades de macroinvertebrados e peixes no Alto e Baixo Maçãs. Estudos prévios realizados nas bacias dos rios Maçãs e Sabor (MORGADO, 1994; SILVA, 1997; FIDALGO, 1998; ESCALDA, 2004; FONSECA, 2011; PORTELA, 2014) identificaram padrões de variação nos parâmetros abióticos e estruturação das comunidades de invertebrados e peixes que corroboram, genericamente, com os resultados obtidos, ainda que paulatinamente se assista a uma diminuição da biodiversidade, aumento na proporção de EEI e ocorrência de mais locais com diminuição da integridade ecológica. Contudo, merece especial relevo a elevada resiliência dos ecossistemas aquáticos e em particular o efeito muito localizado de grande parte das pressões existentes no rio Maçãs, como por exemplo relacionado com a fragmentação de habitats (TEIXEIRA et al., 2023).

As pressões de origem natural e antrópica identificadas no presente estudo justificam, apesar da excelente/boa qualidade ecológica de muitos troços do rio Maçãs, a necessidade de desenvolver medidas orientadas para a conservação e restauro de ecossistemas aquáticos e ribeirinhos e em particular para a gestão de habitats prioritários e de espécies-alvo. Relativamente às EEI, em Portugal alguns dos meios mais rentáveis para lidar com invasões aquáticas estão relacionados com a prevenção da introdução e propagação de espécies ou com a deteção das invasões numa fase muito precoce, com o devido controlo e contenção. Paralelamente existe legislação nacional e europeia aplicável a espécies invasoras (ANASTÁCIO et al., 2019). Finalmente importa enquadrar todas as ações na Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e Biodiversidade de Portugal (ENCNB, 2030), uma vez que a União Europeia e os seus estados-membros se comprometeram a recuperar os ecossistemas degradados e desenvolver estratégias e planos de ação nacionais para a salvaguarda da biodiversidade.

## 2.5. Referências Bibliográficas

- Anastácio P.M., Ribeiro F., Capinha C., Banha F., Gama M., Filipe A.F. et al. (2019). Non-native freshwater fauna in Portugal: A review. *Science of the Total Environment*, 650, 1923–1934.
- APA (2014). Relatórios de Caracterização das Regiões Hidrográficas (Art.º 5º da DQA). Agência Port. do Ambiente
- Barbosa A.M., Real R., Mario Vargas J., (2009). Transferability of environmental favourability models in geographic space: the case of the Iberian desman (*Galemys pyrenaicus*) in Portugal and Spain. *Ecol. Model.* 220, 747–754.
- Boon P.J., Clarke S.A., Copp G.H. (2020). Alien species and the EU water framework directive: a comparative assessment of European approaches. *Biol. Invasions* 1–16.
- Britton J.R. (2013). Contemporary perspectives on the ecological impacts of invasive freshwater fishes. *Journal of Fish Biology*, 103:752–764.
- Cabral M.J., Almeida J., Almeida P.R., Dellinger T., Ferrand de Almeida N., Oliveira M., Palmeirim J., Queirós A., Rogado L., Santos-Reis M. (2005). Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza.
- Carpenter S.R., Stanley E.H. and Vander Zanden M. J. (2011). State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. *Annual Review of Environment and Resources* 36, 75-99.
- Clarke, K.R. and Gorley, R.N. (2015) PRIMER v7: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Plymouth.
- Clavero M., Hermoso V., Levin N., Kark S. (2010). Geographical linkages between threats and imperilment in freshwater fish in the Mediterranean Basin. *Divers. Distrib.* 16, 744–754.
- Collares-Pereira M.J. (coord.), Alves M.J., Ribeiro F., Domingos I., Almeida P.R., da Costa L., Gante H., Filipe A.F., Aboim M.A., Rodrigues P.M. e Magalhães M.F. (2021). *Guia dos Peixes de Água Doce e Migradores de Portugal Continental*. Edições Afrontamento. Porto, 292 pp
- Costello, M.J., M.M. Vale, W. Kiessling, S. Maharaj, J. Price, and G.H. Talukdar, (2022). Cross-Chapter Paper 1: Biodiversity Hotspots. In: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 2123–2161
- Cucherousset J. & Olden J.D. (2011). Ecological impacts of non-native freshwater fishes. *Fisheries*, 36, 215–230.
- Derneži D. (2010). Ecosystem Profile: Mediterranean Basin *Biodiversity* Hotspot. Critical Ecosystem Partnership Fund.
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.I., Knowler D.J., Lévêque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A.H., Soto D., Stiassny M.L.J., Sullivan C.A. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 81, 163–182.
- Early R., Bradley B., Dukes J., Lawler J.J., Olden J.D., Blumenthal D.M., Gonzalez P., Grosholz E.D., Ibañez I., Miller L.P., Sorte C.J.B., Tatem A.J. (2016). Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature Communications*, 7: 12485.

- ENCNB (2030) Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e Biodiversidade 2030 (Resolução do Conselho de Ministros nº55/2018).
- Escalda P.S.M. (2004). Contribuição para o estudo das comunidades de macroinvertebrados bentónicos e de peixes da bacia hidrográfica do Rio Sabor (Bacia da Douro, Portugal). Relatório de Fim de Curso. Engenharia do Ambiente e Território
- European Commission (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- Feio M.J., Ferreira V. (2019). Rios de Portugal: comunidades, processos e alterações. Coimbra University Press, Coimbra.
- Fidalgo J. (1998). Contribuição para o estudo hidrobiológico do Rio Maçãs. Relatório de Fim de Curso. Bacharelato em Gestão Recursos Florestais. ESAB
- FLORADATA 2022. Relatório De Base Do Plano De Gestão da ZEC Rios Sabor e Maçãs. ICNF
- Fonseca T.M.P. (2011). Monitorização da Qualidade Biológica de Rios Baseada em Macroinvertebrados e Requalificação Fluvial Dirigida a Populações Piscícolas. Mestrado em Tecnologia Ambiental. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança
- Freyhof J., Bergner L. & Ford M. (2020) Threatened Freshwater Fishes of the Mediterranean Basin Biodiversity Hotspot: Distribution, extinction risk and the impact of hydropower. *EuroNatur and RiverWatch*. i-viii + 1-348
- Gozlan R.E., Britton J.R., Cowx I. & Copp G.H. (2010). Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology*, 76, 751–786.
- INAG 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. Ministério do Ambient. Ordenam. do Territ. e Desenvol. Reg. Inst. da água, IP.
- INAG I.P. (2008b). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água - Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola. Ministério do Ambient. do Ordenam. do Territ. e do Desenvol. Reg. Inst. da Água, I.P.
- INAG I.P. (2009). Critérios para a Classificação do Estado das Massas de Água Superficiais – Rios e Albufeiras. Ministério do Ambient. do Ordenam. do Territ. e do Desenvol. Reg. Inst. da Água, I.P.
- INAG I.P., AFN (2012). Desenvolvimento de um índice de qualidade para a fauna piscícola. Ministério da Agric. Mar, Ambient. e Ordenam. do Território
- IPBES (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science- Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. In S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondizio, H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, & C. N. Zayas (Eds.). Bonn, Germany: IPBES Secretariat.
- Johnson P.T., Olden J.D. & Vander Zanden, M.J. (2008). Dam invaders: Impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 357–363.
- Legendre P. & Anderson M. (1999). Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs* 69: 1-24.

- Moorhouse T.P., & Macdonald D.W. (2015). Are invasives worse in freshwater than terrestrial ecosystems? *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2, 1–8.
- Morgado P. (1994). Estudo hidrobiológico de uma sub-bacia do rio Sabor no interior do Parque Natural de Montesinho. Relatório de Fim de Curso. Bacharelato em Gestão Recursos Florestais. ESAB.
- Oliva-Paterna F.J., Ribeiro F., Miranda R., Anastácio P.M., García-Murillo P., Cobo F., Gallardo B., García-Berthou E., Boix D., Medina L., Morcillo F., Oscoz J., Guillén A., Arias A., Cuesta J.A., Aguiar F., Almeida D., Ayres C., Banha F., Barca S., Biurrún I., Cabezas M.P., Calero S., Campos J.A., Capdevila-Argüelles L., Capinha C., Carapeto A., Casals F., Chainho P., Cirujano S., Clavero M., Del Toro V., Encarnação J.P., Fernández-Delgado C., Franco J., García-Meseguer A.J., Guareschi S., Guerrero A., Hermoso V., Machordom A., Martelo J., Mellado-Díaz A., Moreno J.C., Oficialdegui F.J., Olivo del Amo R., Otero J.C., Perdices A., Pou-Rovira Q., Rodríguez-Merino A., Ros M., Sánchez-Gullón E., Sánchez M.I., Sánchez-Fernández D., Sánchez-González J.R., Soriano O., Teodósio M.A., Torralva M., Vieira-Lanero R., Zamora-López, A. & Zamora-Marín J.M. (2021). Lista de Espécies Exóticas Aquáticas Potenciais da Península Ibérica (2020). Lista atualizada das espécies exóticas aquáticas potenciais, com alto risco de invasão em águas interiores ibéricas. Relatório técnico elaborado pela equipa do projeto LIFE INVASAQUA (LIFE17 GIE/ES/000515). 58 pp.
- Perrin S.W., Bærum K.M., Helland I.P. & Finstad A.G. (2021). Forecasting the future establishment of invasive alien freshwater fish species. *Journal of Applied Ecology*, 58, 2404–2414.
- Portela A. (2014). Avaliação da integridade ecológica do rio Sabor (Bacia do Douro). Tese de Mestrado em Tecnologia Ambiental. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança
- Pyšek P., Hulme P.E., Simberloff D., Bacher S., Blackburn T.M., Carlton J.T., Dawson W., Essl F., Foxcroft L.C., Genovesi P., Jeschke J.M., Kühn I., Liebhold A.M., Mandrak N.E., Meyerson L.A., Pauchard A., Pergl J., Roy H.E., Seebens H., Kleunen M., Vilà M., Wingfield M.J., Richardson D.M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95: 1511-153.
- Quaglietta L., Paupério J., Martins F., Alves P.C., Beja P. (2018). Recent range contractions in the globally threatened Pyrenean desman highlight the importance of stream headwater refugia. *Animal Conservation* 21 (6) 515-525.
- Rahel F.J. (2007). Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshw. Biol.* 52, 696–710.
- Reid A.J., Carlson A.K., Creed I.F., Eliason E.J., Gell P.A., Johnson P.T. et al. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849–873.
- Reis J., Araujo, R. (2009). Redescription of *Unio tumidiformis* Castro, 1885 (Bivalvia, Unionidae), an endemism from the south-western Iberian Peninsula. *J. Nat. Hist.* 43, 1929–1945.
- Ricciardi A., Hoopes M.F., Marchetti M.P., Lockwood J.L. (2013). Progress towards understanding the ecological impacts of nonnative species. *Ecological Monographs*, 83: 263-282
- Silva C. (1997). A regularização e sua influência no funcionamento de um ecossistema lótico: Caso do Rio Sabor. Relatório de Fim de Curso. Bacharelato em Gestão Recursos Florestais. ESAB

- Simberloff D., Martin J.-L., Genovesi P., et al. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution* 28, 58-66.
- Statsoft Inc. (2004). STATISTICA (Data Analysis Software System). Version 7. www.statsoft.com. Tulsa, USA.
- Tachet, H., Bournaud, M., Richoux, P. (1981). Introduction à l'étude des macroinvertébrés d'eaux douces. Univ. Claude Bernard et Assoc. de Limnol., Lyon.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., Usseglio-Polatera, P. (2010). Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie. CNRS Editions, Paris.
- Tedesco P.A., Oberdorff T., Cornu J.-F., Beauchard O., Brosse S., Dürr H.H., Grenouillet G., Leprieur F., Tisseuil C., Zaiss R., Huguény B. (2013). A scenario for impacts of water availability loss due to climate change on riverine fish extinction rates. *J. Appl. Ecol.* 50, 1105–1115.
- Teixeira A., Miranda F., Morais A., Santos R., Tavares L., Pereira R., Lima M.C., Teixeira F. (2023). Relatório Final de monitorização do Alçamento do Açude de Captação da ETA do rio Maçãs e Alçamento, Reforço e Renaturalização do Açude a jusante do Ribeiro de Vale de Pena (Rio Maçãs). Protocolo ORIOLUS Ambiente e Ecoturismo/ Instituto Politécnico de Bragança. Bragança. 73 pp
- Tickner D., Opperman J.J., Abell R., Acreman M., Arthington A.H., Bunn S.E., ... Harrison I. (2020). Bending the curve of global freshwater biodiversity loss: An emergency recovery plan. *BioScience*, 70, 330–342.
- Villéger S., Blanchet S., Beauchard O., Oberdorff T., Brosse S., (2011). Homogenization patterns of the world's freshwater fish faunas. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 108, 18003–18008.
- Vörösmarty C.J., McIntyre P.B., Gessner M.O., Dudgeon D., Prusevich A., Green P., Glidden S., Bunn S.E., Sullivan C.A., Reidy Liermann C. & Davies P.M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *BioScience* 70: 330–342
- Woodward G., Perkins D.M. and Brown L.E. (2010). Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 365, 2093-2106.

### **Capítulo 3. Biodiversidade da fauna ribeirinha do Rio Maçãs (NE Portugal). Dados preliminares da distribuição da espécie exótica invasora visão- americano (*Neovison vison*)**

#### **Resumo**

A biodiversidade em ambientes e água doce, extremamente vulneráveis, está ameaçada por um conjunto de impactes, muitas vezes sinérgicos, decorrentes da poluição e eutrofização da água, da fragmentação de habitats, da sobre-exploração de recursos, da introdução de espécies exóticas invasoras (EEI) e mais recentemente das alterações climáticas. Neste enquadramento, foi objetivo do presente estudo avaliar a biodiversidade faunística do troço final do rio Maçãs, com particular foco na distribuição duma EEI, o visão-americano (*Neovison vison*), recentemente detetado neste afluente da bacia do rio Douro. Assim no outono de 2022, recorreu-se ao uso diferentes métodos, complementares, caso da 1) foto-armadilhagem, 2) armadilhas terrestres e jangadas e 3) indícios da presença de pegadas e dejetos para obter uma primeira aproximação à biodiversidade ribeirinha no rio Maçãs. Os resultados preliminares obtidos, baseados nos registos das câmaras de foto-armadilhagem e da presença de armadilhas com estações de cheiro, embora fechadas, permitiram detetar 18 animais selvagens distribuídos por 4 grupos faunísticos: répteis (9,5%), anfíbios (4,8%), aves (47,6%) e mamíferos (38,1%). Foi confirmada a distribuição da espécie-alvo do estudo, o visão-americano, ao longo dos 2 setores com uma extensão de 15 Kms, havendo registos de abundâncias superiores em locais mais específicos, como açudes rústicos degradados, onde encontram refúgio, água e alimento. Não foram detetadas diferenças significativas na presença de espécies entre ambos os setores, embora se tenham registado mais espécies no setor de montante, com menos influência antrópica. Por outro lado, foi observada uma diferenciação significativa entre armadilhas terrestres e aquáticas, mais visitadas por animais de hábitos semiaquáticos, como a lontra e o visão-americano. Por esclarecer ficou a possível sobreposição no nicho trófico de ambas as espécies, embora seja muito provável o consumo preferencial de peixes e especialmente lagostins, muito abundantes no rio Maçãs.

**Palavras-chave: mustelídeos, dieta, distribuição, espécies invasoras**

### 3.1. Introdução

As alterações globais são responsáveis pela perda atual da biodiversidade, ameaçando a estabilidade dos sistemas ecológicos e consequentemente do bem-estar humano. Embora as alterações climáticas sejam um dos principais *drivers* das mudanças globais, existem outras pressões e ameaças de origem antrópica que provocam e potenciam, em sinergia, muitos impactos negativos sobre os ecossistemas (MARTINS-LOUÇÃO, 2021). Entre elas, a introdução de espécies exóticas invasoras (EEI) assume uma elevada preponderância, especialmente em ecossistemas de água doce (e.g., lagoas, lagos e rios) particularmente vulneráveis, com alterações notáveis no funcionamento dos ecossistemas (FUKAMI et al., 2006), nas cadeias tróficas (CROLL et al., 2005) e na dinâmica populacional de espécies nativas (VITOUSEK et al., 1997).

Os mamíferos foram dos primeiros grupos faunísticos a ser domesticados pelo Homem, sendo alvo da introdução, deliberada e/ou acidental, e dispersão em áreas selvagens situadas fora da distribuição natural das espécies. São, por norma, considerados invasores de sucesso (CLOUT & RUSSEL, 2008), podendo afetar a fauna nativa de diferentes formas, como por exemplo através da competição (ACEVEDO et al., 2007), predação (JONES et al., 2008), hibridação (BEAUMONT et al., 2001) e transmissão de agentes patogénicos (WYATT et al., 2008). É o caso do visão-americano *Neovison vison* (Schreber, 1777) que foi introduzido na década de 80 em Portugal, provavelmente a partir da região da Galiza. O motivo da introdução desta espécie na Europa, proveniente da América do Norte, foi para o comércio de peles, através da sua criação em cativeiro. A via de entrada nos ambientes naturais da Ibéria, terá sido através de fuga e/ou libertações voluntárias feitas por ativistas de direitos animais (VIDAL-FIGUEROA & DELIBES et al., 1987).

O visão-americano é um mustelídeo semiaquático, de porte médio (pode atingir 45 cm de tamanho corporal), com cabeça relativamente pequena e orelhas arredondadas, cauda longa e espessa, pelagem castanho-escura a negra, por vezes com uma mancha branca no lábio inferior (**Figura 3.1**) (ECHEGARAY FERNÁNDEZ et al., 2020). Esta espécie habita praticamente em todos os tipos de ecossistemas aquáticos: riachos, rios, reservatórios, lagos, lagoas, pântanos e também no litoral. Partilha, por vezes, os habitats ripícolas

com um mamífero também semiaquático, caso da lontra Euroasiática (*Lutra lutra*, Linnaeus 1758). É uma espécie predadora, generalista e oportunista, sendo a sua alimentação baseada no consumo de presas aquáticas (peixes e lagostins), semiaquáticas (aves, anfíbios e mamíferos) e terrestres (micromamíferos e lagomorfos) que faz dela um invasor de sucesso (BONESI & PALAZON et al., 2007; MATHIAS et al., 2023). Contudo, a crescente presença de outras espécies exóticas invasoras, como o lagostim-vermelho-da-Louisiana (*Procambarus clarkii*) e o lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*) nos rios do norte de Portugal, tem acelerado o processo de expansão do visão-americano (MELERO et al., 2014) dado ser um recurso alimentar mais consumido (MOREIRA et al., 2015).



**Figura 3.1. Visão-americano, mamífero exótico invasor de Portugal.**

Por sua vez a lontra Euroasiática *Lutra lutra* é um mamífero carnívoro da Família Mustelidae. Possui corpo fusiforme, membros curtos, cauda longa, cabeça larga e orelhas pequenas e está perfeitamente adaptado à vida aquático ao apresentar membranas interdigitais nas patas, pêlo muito denso e uma camada espessa de gordura. A cor da pelagem varia de castanho-claro a castanho-escuro, com ventre mais pálido e acinzentado. É um animal de porte considerável, com dimorfismo sexual relevante, sendo os machos maiores (100-120 cm) e mais pesados que as fêmeas (90-110 cm) (**Figura 3.2**). Habita zonas húmidas como rios, ribeiras, albufeiras, lagoas, pauis, podendo ocorrer em águas salobras, como estuários, e ainda no litoral marinho, embora dependente da presença de água doce. Possuem uma atividade maioritariamente noturna, sendo a alimentação constituída principalmente por peixes e crustáceos e em menor proporção por anfíbios, répteis, aves, pequenos mamíferos e invertebrados aquáticos. Assume-se que a maturidade sexual é atingida no 2º

ano de vida, com um tempo geracional de 4-5 anos. Por norma é solitária, à exceção de grupos formados pela progenitora e crias. No que se refere ao estatuto populacional, a lontra Euroasiática está incluída na Lista dos Mamíferos Raros e Ameaçados do Conselho da Europa, no Anexo II da Convenção de Berna, e faz parte ainda do Anexo I da Convenção CITES. Está classificada de **Quase Ameaçada** (NT) pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2023) e de **Pouco Preocupante** (LC) pela Lista Vermelha dos Vertebrados de Portugal (PEDROSO & SANTOS-REIS, 2023).



**Figura 3.2. Lontra Euroasiática, mamífero nativo de Portugal.**

A sobreposição da lontra com o visão-americano em muitos territórios, pode originar competição por recursos alimentares e refúgios (BONESI et al., 2004). Existem estudos (MENDES et al., 2011) que realçam uma mudança para presas terrestres do visão-americano sempre que ocorra, de forma simpátrica, com a lontra. Outras pressões resultam da destruição da galeria ripícola, poluição da água, alterações climáticas e a mortalidade causada por atropelamento nas rodovias próximas e afogamento nas artes de pesca e o abate ilegal.

### **3.1.1. Objetivos**

O presente estudo teve como objetivo avaliar a biodiversidade no ambiente ribeirinho do Rio Maçãs (território de Portugal), com particular atenção para o registo e captura da EEI visão-americano. Os objetivos mais específicos foram:

- a) Identificar a fauna ribeirinha, mediante o uso de foto-armadilhagem;
- b) Registrar a presença e capturar o visão-americano presente no rio Maçãs, através do uso de armadilhas;
- c) Avaliar o uso de recursos por ambos os mamíferos semiaquáticos, através do estudo da dieta, baseado na análise de excrementos.

## 3.2. Metodologia

### 3.2.1. Área de Estudo e locais de amostragem

O estudo para determinação da biodiversidade ribeirinha e do registo e captura de exemplares de visão-americano foi realizado no rio Maçãs, em território de Portugal, nomeadamente em dois setores (i.e., S01 e S02) de aproximadamente 15 Kms de extensão. O setor S01 está delimitado a montante pela fronteira do Espanha (próximo de Paradinha de Rio Frio) e a jusante pela Ponte Gótica de Argozelo. No setor S02 o limite de montante coincidiu com a Ponte Gótica de Argozelo e o limite de jusante com a Ponte Carção-Vimioso (EN 128). Em cada setor foram selecionados 9 locais de amostragem, i.e., S1.1 a S1.9 no Setor 01 e S2.1 a S2.9 no Setor 02 (**Figura 3.3**).

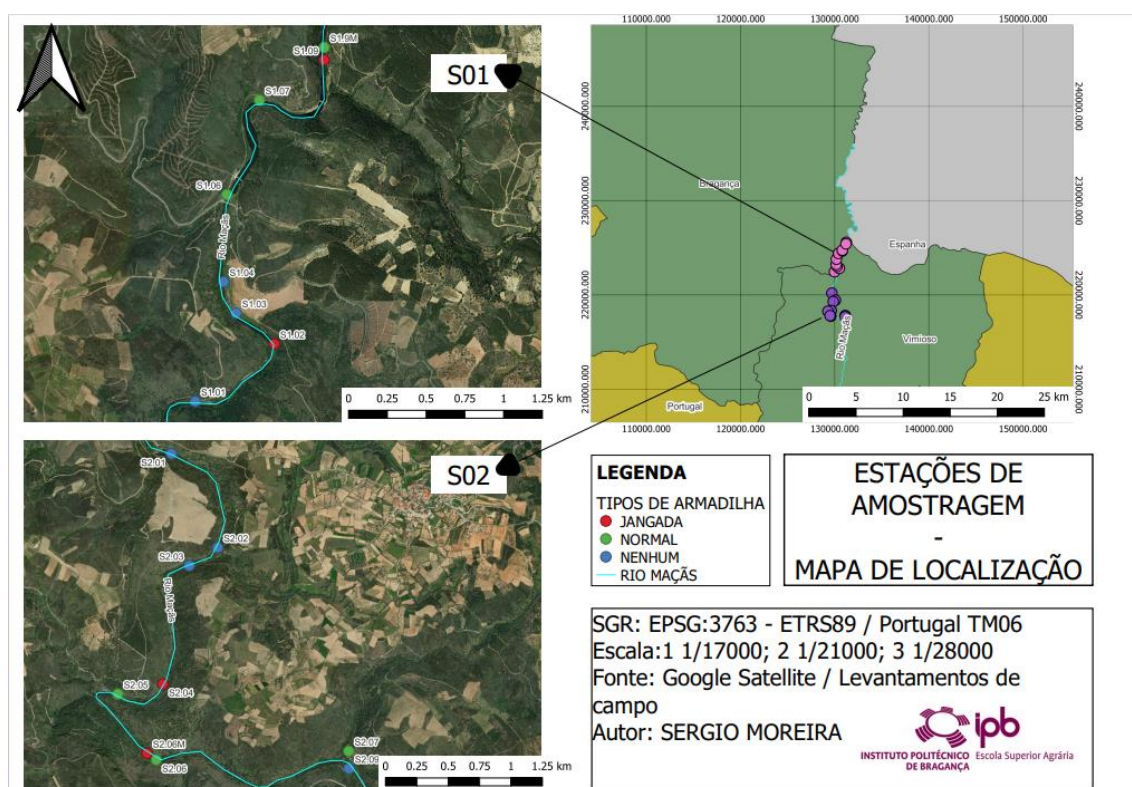


Figura 3.3. Mapa dos locais amostrados no rio Maçãs (primavera 2023).

### 3.2.2. Métodos e estratégia de amostragem

A monitorização da distribuição e abundância dos animais é essencial para a compreensão da ecologia das populações e para a sua gestão (MACDONALD *et al.*, 1998). Podem ser usados **métodos diretos**, através da observação sempre difícil de mustelídeos, e **métodos indiretos**, com procura de indícios de

presença, caso de dejetos e pegadas (BONESI & MACDONALD, 2004; ZUBEROGOITIA *et al.*, 2006; HARRINGTON *et al.*, 2008). O uso de métodos de amostragem não invasivos como a **foto-armadilhagem** na estimativa da abundância de mamíferos terrestres tem crescido nos últimos anos, dado fornecer dados permanentes sobre espécies elusivas (MILLS *et al.*, 2016). O seu uso permite a monitorização contínua das espécies através do recurso à colocação de câmaras, acopladas com sensores infravermelhos que são ativadas quando existe um movimento (WELBOURNE *et al.*, 2016). Para além de serem não-invasivos estes métodos permitem ainda obter o registo fotográfico do animal e dados da data e hora de atividade. As desvantagens relativamente a outras técnicas, como a **identificação de pegadas e excrementos** são um custo mais elevado do material e uma menor detetabilidade (LYRA-JORGE *et al.* 2008). Para evitar o problema da detetabilidade diferencial, foram desenvolvidos outros métodos com aplicação no estudo dos carnívoros (e.g. estações de cheiro, *track-plates*) com especial destaque para as **jangadas** (HARRINGTON *et al.*, 2008) que são um dos métodos seletivos mais apropriados para a deteção de visão-americano. Tendo em conta o interesse na captura de espécies, o uso de **armadilhas com estação de cheiro** assume particular interesse, por exemplo para a captura e eliminação de espécies exóticas invasoras (EEI) (Medina-Vogel *et al.*, 2022).

A seleção dos locais de amostragem obedeceu a um critério de distribuição espacial relativamente equitativa ao longo de cada setor de aproximadamente 7,5 kms, privilegiando, contudo, zonas onde a probabilidade de albergar mustelídeos fosse superior, nomeadamente na proximidade de açudes rústicos de pedra arrumada (relativamente comuns) e margens escavadas com raízes salientes da galeria ripícola que margina o rio Maçãs.

No presente estudo foi usada uma complementaridade de métodos, com o intuito de recolher a máxima informação, nomeadamente através do uso de: 1) foto-armadilhagem, 2) armadilhas terrestres e aquáticas (i.e., colocadas em jangadas) e 3) indícios da presença de pegadas e excrementos, através de transetos realizados ao longo das margens, com captura de excrementos e registo de pegadas. Assim, por cada setor foram colocadas 9 câmaras de foto-armadilhagem (ApemanH70 ©), equipadas com cartões de memórias de 32 Gb

de armazenamento) orientadas para as armadilhas (de 2 entradas) dissimuladas no habitat, inicialmente fechadas, mas com estações de cheiro e posteriormente abertas com reforço do isco (**Figura 3.4**), sendo 6 terrestres e 3 aquáticas – i.e., instaladas em jangadas (**Figura 3.5**), tipicamente mais seletivas para animais semiaquáticos, como a lontra e o visão-americano.



**Figura 3.4.** Foto-armadilhagem e colocação de armadilhas para observação e captura da fauna do rio Maçãs (novembro 2022).

O recurso a jangadas permitiu inicialmente detetar a presença dos animais que visitaram a estrutura, através da deteção das pegadas num cesto onde foi inserida uma placa de poliestireno expandido, sobre a qual foi aplicada uma camada de barro, espalhado e humedecido para facilitar a identificação das pegadas. Posteriormente, por cada jangada, foi colocada acionada a estação de cheiro, especialmente orientada para a captura de *Neovison vison*.

A monitorização da fauna ribeirinha do Rio Maçãs decorreu de 3 a 25 de novembro no Setor 01 e de 18 de novembro a 7 de dezembro no Setor 02. Recorreu-se a uma periodicidade diária que envolveu na visita de todos os locais de amostragem, tendo o cuidado de verificar a funcionalidade dos equipamentos e, inclusive, o reforço dos iscos da estação de cheiro de modo a atrair, de forma contínua, as espécies na vizinhança. As câmaras foram verificadas semanalmente, substituindo-se o cartão de memória e as pilhas sempre que necessário.



Figura 3.5. Colocação das jangadas e armadilhas para observação de pegadas e captura de mustelídeos no rio Maçãs (fevereiro 2023).

Foi protocolada a obrigatoriedade da visita diária de todas as armadilhas, terrestres e aquáticas, relacionada com a necessária identificação e libertação imediata das espécies nativas aprisionadas (**Figura 3.6**). Por outro lado, sempre que capturado um qualquer exemplar da EEI visão-americano, procedeu-se à sua entrega no CIARA (Moncorvo) (**Figura 3.7**) para, de acordo com a legislação vigente, ser devidamente eutanasiado, num processo que salvaguardou o cumprimento dos princípios de ética animal.



Figura 3.6. Captura e libertação de espécie nativa, fuinha *Martes foina*, no rio Maças (fevereiro 2023).

Para a captura e manuseamento dos exemplares de visão-americano foram obtidas, junto do ICNF, Licenças para Captura e Manuseamento de Exemplares da Fauna Selvagem no Território de Portugal Continental, ao abrigo da legislação vigente.



Figura 3.7. Captura e entrega no CIARA (Moncorvo) de juvenil da espécie exótica invasora, visão-americano *Neovison vison*, no rio Maças (fevereiro 2023).

Com vista a se perceber a dieta de ambos os mustelídeos, i.e., lontra e visão-americano, procedeu-se também à recolha dos excrementos ao longo de transetos de 100 metros, situados na proximidade das armadilhas. A coleta dos excrementos foi realizada nos dois setores (**Figura 3.6**). As amostras recolhidas foram colocadas em sacos plásticos, sendo cada um, identificado com o setor e a data de recolha e armazenadas na arca térmica do laboratório. Durante o processo de análise, os excrementos foram dispostos numa placa de Petri e observadas com recurso a uma lupa estereoscópica SMZ10 com zoom de ampliação de 10-132x. Foram consideradas várias categorias, nomeadamente peixes, lagostins, anfíbios; invertebrados (e.g., larvas de insetos) material

vegetal e material indiferenciado / não identificado e determinado o peso seco, através do uso de uma estufa, a 60 °C, durante dois dias sucessivos (CIAMPALINI & LOVARI, 1985).



Figura 3.5. Recolha de excrementos de mustelídeos, capturados no rio Maçãs (fevereiro 2023).

### 3.2.6. Tratamento de dados

No tratamento de dados da biodiversidade registada com a foto-armadilhagem recorreu-se a métodos multivariados, com particular destaque para a ordenação *non-metric Multi dimensional scaling* (NMDS). Para esta análise a matriz de dados foi previamente transformada [ $\text{Log}(x+1)$ ], tendo sido aplicado o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis. Foi ainda feita uma análise multivariada de similaridades, através de testes não-paramétricos ANOSIM *one-way*, para averiguar se existiam diferenças significativas entre os dois setores do rio Maçãs e entre o tipo de armadilhas, i.e. terrestres ou aquáticas - jangadas.

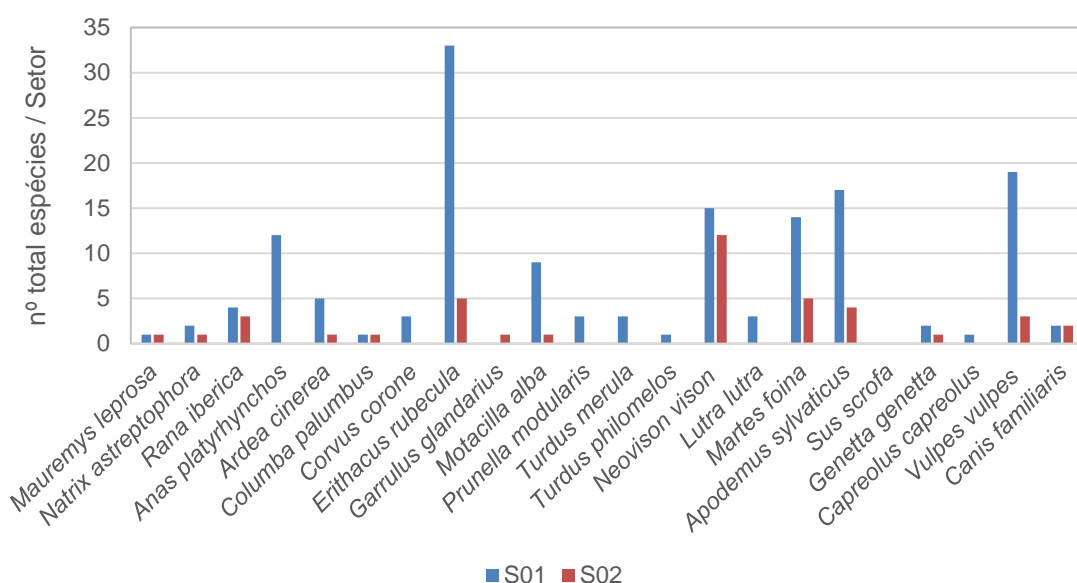
Para o tratamento dos dados da dieta da lontra, baseados na análise dos excrementos em ambos os setores S01 e S02 do Rio Maçãs, determinou-se o peso seco, convertido em percentagem do peso total (%) e a frequência de ocorrência (%FO).

Foi ainda aplicado o teste U de Mann-Whitney, que é um teste estatístico não paramétrico, usado para verificar se existem diferenças significativas ( $P < 0,05$ ) entre amostras independentes, caso das dietas observadas para a lontra, em ambos os troços S01 e S02 do Rio Maçãs.

No tratamento estatístico dos dados obtidos no estudo recorreu-se aos softwares STATISTICA 7 (STATSOFT, 2004) PRIMER 7 & PERMANOVA + (CLARKE & GORLEY, 2006).

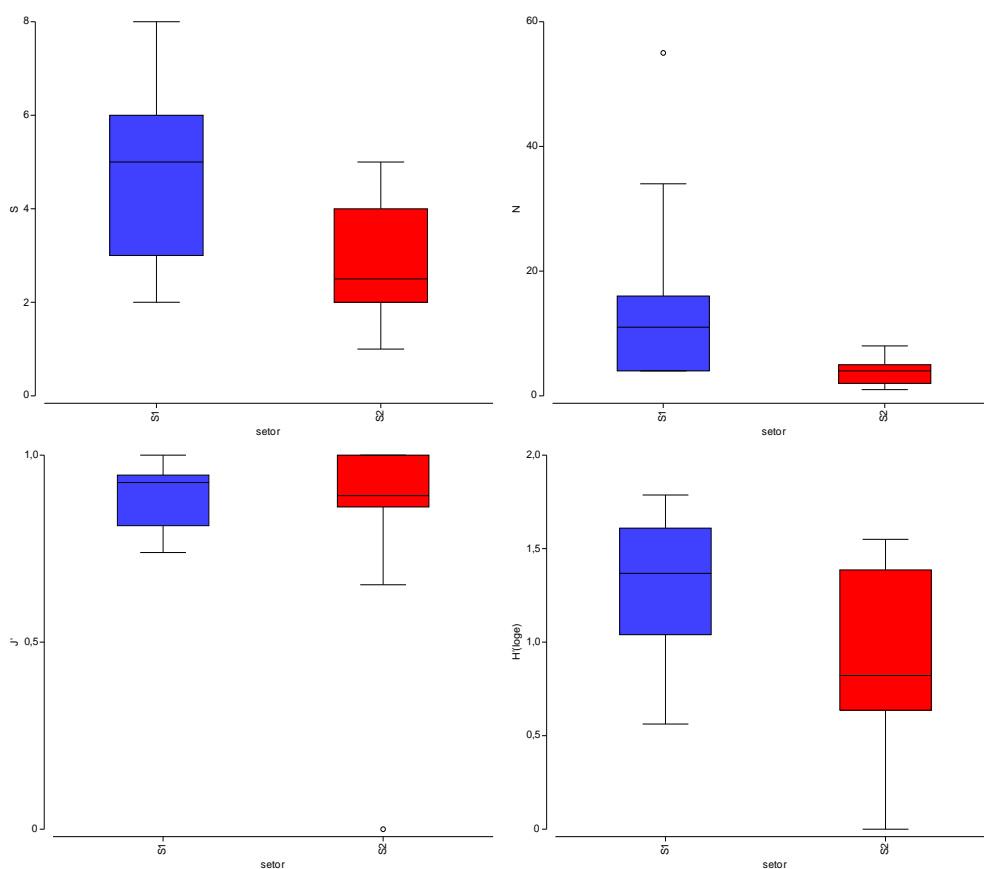
### 3.3. Resultados

A análise dos dados preliminares da foto-armadilhagem, ainda com as armadilhas ainda fechadas, mas já iscadas, permitiu confirmar a presença do mustelídeo semiaquático exótico e invasor, caso do visão-americano (***Neovison vison***), distribuídos por ambos os setores estudados (i.e., S01 e S02). Com efeito, o outro mustelídeo semiaquático nativo, caso da lontra (***Lutra lutra***) só foi observado no Setor 01. Foi ainda possível identificar as outras espécies selvagens (**Anexo IV**) pertencentes aos grupos faunísticos: 1) Répteis: Cágado-mediterrânico (***Mauremys leprosa***), Cobra-viperina-de-colar (***Natrix astreptophora***); 2) Anfíbios: Rã-ibérica (***Rana iberica***); 3) Mamíferos: corço (***Capreolus capreolus***), gineteta (***Genetta genetta***), Raposa (***Vulpes vulpes***), fuinha (***Martes foina***), javali (***Sus scrofa***), rato-dos-campos (***Apodemus sylvaticus***); 4) Aves: pato-real (***Anas platyrhynchos***) garça-cinzenta (***Ardea cinerea***), pisco-de-peito-ruivo (***Erithacus rubecula***), pombo-torcaz (***Columba palumbus***), gaio (***Garrulus glandarius***), gralha-preta (***Corvus corone***), ferreirinha (***Prunella modularis***), melro-preto (***Turdus merula***), tordo-comum (***Turdus philomelos***), alvéola-branca (***Motacila alba***). Registo ainda para a deteção de animais domésticos, caso do cão doméstico (***Canis lupus familiaris***). O número total de observações das espécies (n=191), discriminado por ambos os Setores 01 (n=150) e 02 (n=41) está ilustrada na **Figura 3.6**.



**Figura 3.6.** Número total de observações das espécies, através de foto-armadilhagem, discriminado pelos setores 01 e 02, no rio Maçãs (março 2023).

Os resultados obtidos para o período de observação (i.e., 15 dias, nos meses de novembro e dezembro de 2022) mostraram valores superiores para as 4 métricas mensuradas, caso do nº total de espécies (S), nº total de indivíduos (N), Equitabilidade de Pielou (J') e Diversidade de Shannon-Wiener (H'), nas observações obtidas nos 10 locais situados no Setor de montante, i.e. S01, comparativamente com S02 (**Figura 3.7**). Contudo, foram encontradas diferenças significativas (Teste U Mann-Whitney) apenas para o nº total de espécies (S) ( $P=0,04$ ) e para o nº total de indivíduos (N) ( $P=0,01$ ).



**Figura 3.6.** Métricas (S: nº total de espécies; N: nº total de indivíduos; J': Equitabilidade de Pielou; H': Diversidade de Shannon-Wiener) associadas às observações das espécies, através de foto-armadilhagem, no rio Maçãs (março 2023).

Através da análise multivariada, nomeadamente da ordenação nMDS, observou-se uma separação (representação razoável,  $stress\ 2D = 0,13$ ) entre as observações dos animais que visitaram as armadilhas terrestres relativamente às armadilhas aquáticas – jangadas, mais seletivas (**Figura 3.7**). De forma complementar, os testes ANOSIM *One-way* revelaram diferenças significativas entre os locais com armadilhas terrestres e os locais com jangadas ( $P=0,016$ ) mas não foram encontradas diferenças significativas entre os Setores 01 e 02.

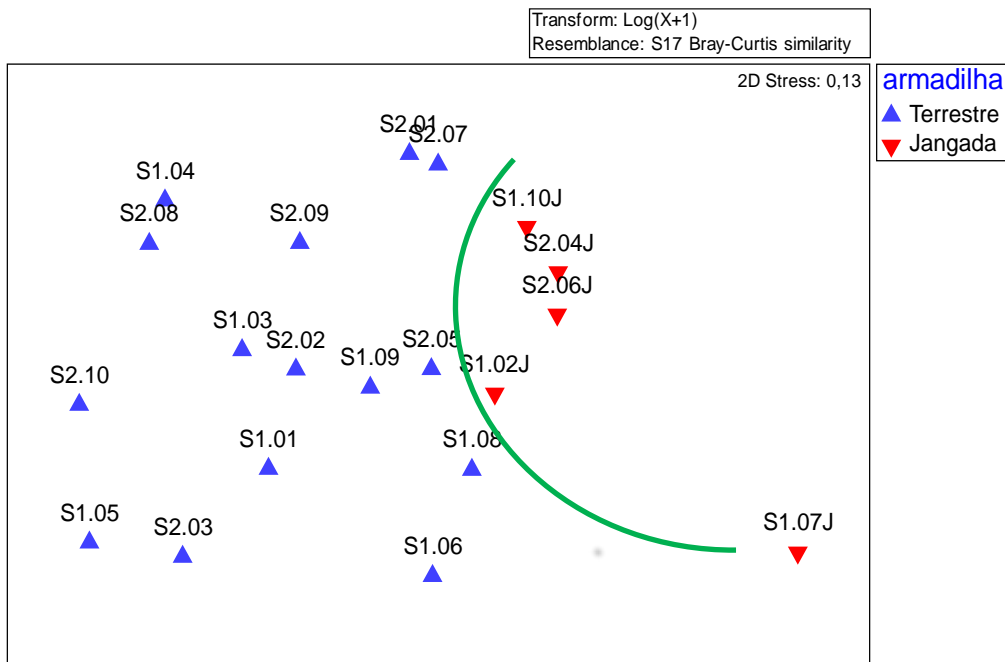


Figura 3.7. Ordenação nMDS dos locais de foto-armadilhagem com presença de armadilhas, considerando os dois setores amostrados (março 2023).

No que respeita à ordenação das espécies observadas foi detetada uma diferenciação (*stress* 2D = 0,10) mais evidente entre espécies aquáticas e semiaquáticas que visitaram as jangadas (e.g. *M. leprosa*, *R. iberica*, *N. astreptophora*, *L. lutra*) relativamente às espécies de hábitos mais terrestres (Figura 3.8).

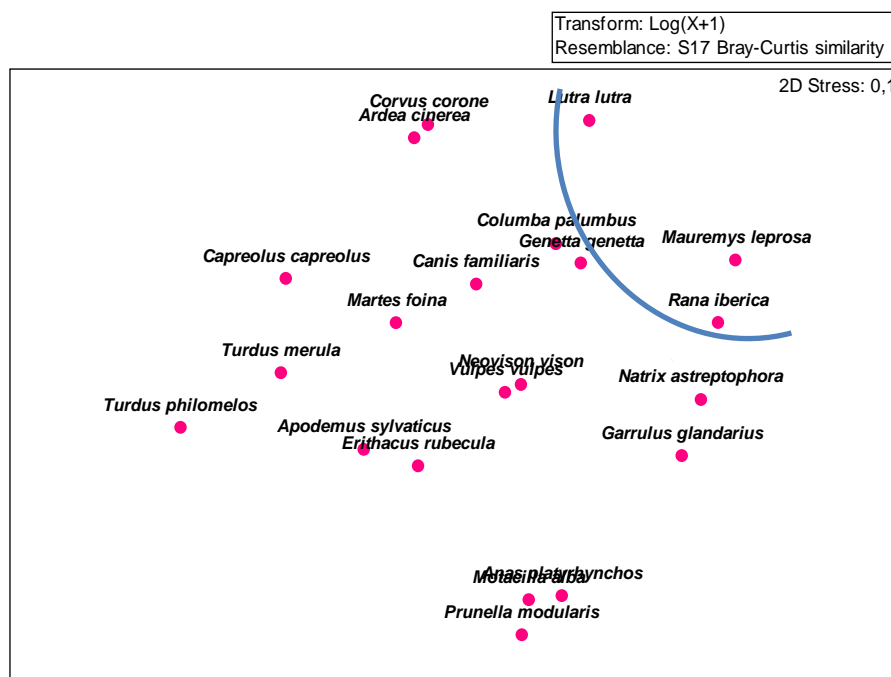
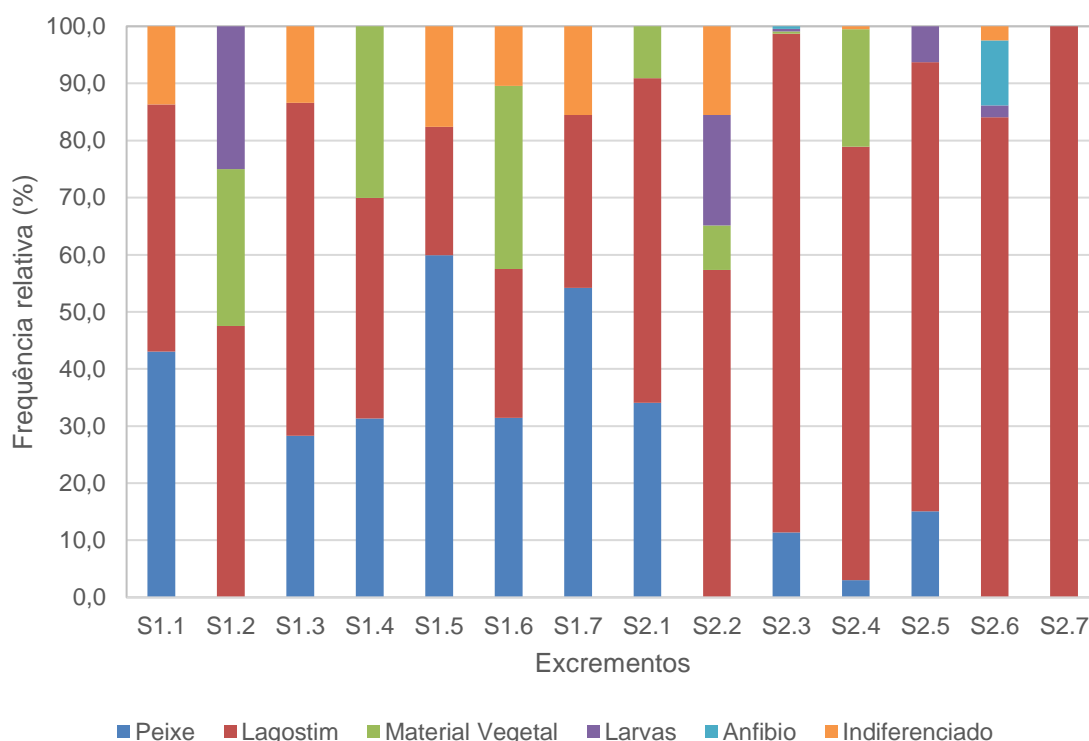


Figura 3.7. Ordenação nMDS das espécies observadas através de foto-armadilhagem e presença de armadilhas, considerando os dois setores amostrados (março 2023).

Relativamente aos resultados das capturas nas armadilhas terrestres e nas jangadas, referente à 1ª campanha (fevereiro a março de 2023), foi capturado um juvenil da espécie EEI *N. vison* e dois exemplares nativos de *Martes foina*. O exemplar exótico foi devidamente transportado para o CIARA (Moncorvo) enquanto os exemplares de *M. foina* foram libertados no local da captura.

No que respeita ao estudo do uso dos recursos tróficos disponíveis no rio Maçãs pelos dois mustelídeos presentes, não foi possível ser realizado, nesta fase, para a EEI *N. vison*, dado não terem sido recolhidas amostras suficientes. Os resultados disponíveis relativamente à dieta da lontra, apesar do baixo nº de excrementos analisados (i.e., n=7 por cada setor), revelaram uma dominância de dois itens na alimentação desta espécie, caso de lagostins (Frequência de Ocorrência, FO=100%) e de peixes (FO=71,4%), considerando ambos os setores do rio Maçãs (**Figura 3.8**). Contudo, observou-se uma importância mais evidente no setor de jusante (i.e., S02), dado a preponderância no consumo quase exclusivo de lagostins, tendo sido detetada uma diferença significativa (Teste U,  $P < 0,05$ ) relativamente ao peso seco associado.



**Figura 3.8. Dieta da lontra: Frequência relativa, em termos do peso seco, dos itens identificados nos excrementos capturados (n=7) nos Setores 01 (S1.1 a S1.7) e 02 (S2.1 a S2.7) do rio Maçãs (março 2023).**

### 3.4. Discussão

Na Península Ibérica estão referenciadas 126 espécies exóticas invasoras (EEI) já estabelecidas nos sistemas aquáticos, que constam da “**lista negra**” e ainda 89 espécies exóticas invasoras em alto risco, incluídas numa **lista de “alerta”** (OLIVA-PATERNA et al., 2022). Das 126 espécies já estabelecidas, um total de 24 espécies foi categorizado como tendo uma prioridade muito elevada ou risco de impacte nas águas interiores ibéricas (ver **Tabela 1.1**). O presente estudo identificou 7 espécies que constam deste grupo de 24 espécies de prioridade muito elevada, distribuídos pelos grupos faunísticos dos peixes: *Alburnus alburnus*, *Lepomis gibbosus* e *Micropterus salmoides*, dos macroinvertebrados: *Procambarus clarkii*, *Pacifastacus leniusculus* e *Corbicula fluminea*, e dos mamíferos: *Neovison vison*. São vários os tipos de impactes negativos que as EEI podem causar na fauna nativa, caso de competição (MINDER et al., 2007), predação (SHARPE et al., 2017), hibridação (BLACKWELL et al. 2020) e transmissão de agentes patogénicos (SPIKMANS et al., 2020). Podem ainda causar impactes diretos em atividades socioeconómicas (HAUBROCK et al., 2022). Por tal motivo, é comum recorrer a medidas de mitigação, dada a dificuldade de erradicação total sem afetar a fauna nativa (CLOUT & RUSSEL, 2008).

Relativamente aos impactes provocados pelo visão-americano, não existem muitos estudos na região mediterrânica (MELERO, 2004; GONÇALVES, 2012; DUARTE, 2012). Segundo DUARTE (2012), a presença de *N. vison* no noroeste de Portugal, poderá ter impactes negativos sobre a toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*), uma vez que esta é uma das principais áreas de refúgio desta possível presa potencial (QUEIROZ et al., 1996) e ainda sobre as populações de rato-de-água (*Arvicola sapidus*) e as populações de anfíbios (BONESI & PALAZON, 2007). No presente estudo, foram detetados anfíbios (*Rana iberica*), aves (*Anas platyrhynchos*) e mamíferos de pequeno porte (e.g. *Apodemus sylvaticus*) que poderão ser afetados pelo visão-americano. Num estudo comparativo das dietas de lontra e visão-americano, em simpatria, no NO de Portugal (GONÇALVES, 2012) verificou-se uma elevada sobreposição na alimentação, sendo o lagostim a presa mais consumida por ambos os mustelídeos, embora a lontra tenha também consumido mais peixe em

detrimento do visão-americano que consumiu pequenos mamíferos. A elevada disponibilidade de lagostins no Rio Maçãs, faz pressupor que não existirão problemas de competição favorecendo o crescimento e dispersão da população estabelecida de visão-americano.

Segundo DUARTE (2012) os potenciais impactes do visão-americano na fauna nativa, seja por predação (e.g. toupeira-de-água, rato-de-água e algumas populações de anfíbios), seja por competição (lontra e toirão), requer um conhecimento acerca da relação custo-benefício para estudar a distribuição e abundância e para definir programas de gestão eficientes, que protejam espécies ameaçadas.

### 3.5. Referências Bibliográficas

- Acevedo, P., Cassinello, J., Hortal, J. & Gortazar, C. (2007) Invasive exotic aoudad (*Ammotragus lervia*) as a major threat to native Iberian ibex (*Capra pyrenaica*): a habitat suitability model approach. *Diversity and Distributions*, 13, 587–597.
- Beaumont, M., Barratt, E.M., Gottelli, D., Kitchener, a C., Daniels, M.J., Pritchard, J.K. & Bruford, M.W. (2001) Genetic diversity and introgression in the Scottish wildcat. *Molecular ecology*, 10, 319–36.
- Blackwell T, Ford AGP, Ciezarek AG, Bradbeer SJ, Juarez CAG, et al. (2020). Newly discovered cichlid fish biodiversity threatened by hybridization with non-native species. *Mol. Ecol.* 30(4):895-911
- Bonesi L. & Palazon S. (2007). The American mink in Europe: status, impacts, and control. *Biol. Conserv.* 134: 470–483.
- Bonesi, L. & Macdonald, D.W. (2004). Evaluation of sign surveys as a way to estimate the relative abundance of American mink (*Mustela vison*). *Journal of Zoology*, 262, 65–72.
- Bonesi, L. & Palazon, S. (2007) The American mink in Europe: Status, impacts, and control. *Biological Conservation*, 134, 470–483.
- Bonesi, L., Rushton, S. & Macdonald, D.W. (2007) Trapping for mink control and water vole survival: identifying key criteria using a spatially explicit individual based model. *Biological conservation*, 136, 636–650.
- 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 dulciaquícolas e migradores, anfíbios, répteis, aves e mamíferos*. Assirio & Alvim, Lisboa. 659 pp.
- Clout M. & Russell J. (2008) The invasion ecology of mammals: a global perspective. *Wildlife Research*, 35, 180–184.
- Clout, M. & Russell, J. (2008) The invasion ecology of mammals: a global perspective. *Wildlife Research*, 35, 180–184.
- Croll, D.A., Maron, J.L., Estes, J.A., Danner, E.M. & Byrd, G.V. (2005) Introduced predators transform subarctic islands from grassland to tundra. *Science (New York, N.Y.)*, 307, 1959–61.

- Duarte A.R.B. (2012). Abundância relativa do visão-americano (*Neovison vison*): análise comparativa da eficácia de duas técnicas. Mestrado em Biologia da Conservação. Faculdade de Ciências. Universidade de Lisboa.
- Echegaray Fernández J., Fernández-Gil A., Sánchez-González J.R. (2020). Vison-americano (*Neovison vison* (Schreber, 1777)). Em: Casals, F. e Sánchez-González, J.R. (Eds.). 2020. Guia das Espécies Exóticas e Invasoras dos Rios, Lagos e Estuários da Península Ibérica. Projecto LIFE INVASAQUA. Ed. Sociedade Ibérica de Ictiologia. p. 46.
- Fukami, T., Wardle, D.A., Bellingham, P.J., Mulder, C.P.H., Towns, D.R., Yeates, G.W., Bonner, K.I., Durrett, M.S., Grant-Hoffman, M.N. & Williamson, W.M. (2006) Above- and below-ground impacts of introduced predators in seabird-dominated island ecosystems. *Ecology letters*, 9, 1299–1307.
- Gonçalves S.A.S. (2012). Comparação da dieta da lontra (*Lutra lutra*) e do visão-americano (*Neovison vison*) numa situação de simpatria no NO de Portugal. Mestrado em Biologia da Conservação. Faculdade de Ciências. Universidade de Lisboa.
- Harrington, L.A., Harrington, A.L. & Macdonald, D.W. (2008). Estimating the relative abundance of American mink *Mustela vison* on lowland rivers: evaluation and comparison of two techniques. *European Journal of Wildlife Research*, 54, 79–87.
- Haubrock PJ, Bernery C, Cuthbert RN, Liu C, Kourantidou M, et al. (2022). Knowledge gaps in economic costs of invasive alien fish worldwide. *Sci. Total Environ.* 803:149875
- Jones, H.P., Tershy, B.R., Zavaleta, E.S., Croll, D.A., Keitt, B.S., Finkelstein, M.E. & Howald, G.R. (2008) Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. *Conservation Biology*, 22, 16–26.
- Lyra-Jorge, M.C., Ciocheti, G., Pivello, V.R. & Meirelles, S.T. (2008). Comparing methods for sampling large-and medium-sized mammals: Camera traps and track plots. *Eur. J. Wildl. Res.*, 54, 739–744.
- Macdonald, D. W., Mace, R. & Rushton, S. (1998). Proposals for future monitoring of British mammals. London: Department of the Environment, Transport and the Regions and Joint Nature Conservation Committee.
- Martins-Loução, M. A. (2021). *Riscos Globais e Biodiversidade*. Ensaios da Fundação Francisco Manuel dos Santos.
- Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.) (2023). Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental. FCiências.ID, ICNF, Lisboa.
- Medina-Vogel, G.; Muñoz, F.; Moeggenberg, M.; Calvo-Mac, C.; Barros-Lama, M.; Ulloa, N.; Pons, D.J.; Clapperton, B.K. Improving Trapping Efficiency for Control of American Mink (*Neovison vison*) in Patagonia. *Animals* 2022, 12, 14
- Melero Y., Palazón S. & Lambin X. (2014). Invasive crayfish reduce food limitation of alien American mink and increase their resilience to control. *Oecologia* 174: 427–434.
- Melero Y., Palazón S., Revilla E., Martelo J. & Gosálbez J. (2008) Space use and habitat preferences of the invasive American mink (*Mustela vison*) in a Mediterranean area. *European Journal of Wildlife Research*, 54, 609–617.
- Melero Y.C. (2004) Estudio Poblacional Del Visón Americano (*Mustela Vison*) En Cataluña: Ecología y Control De Una Especie Invasora. PhD Thesis. University of Barcelona.

- Mendes R.C. (2011). Resposta da comunidade de carnívoros à invasão recente dos sistemas ribeirinhos do NO de Portugal por lagostim-americano (*Procambarus clarkii*). Tese de Mestrado em Biologia da Conservação, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Portugal, Lisboa
- Mills, C.A., Godley, B.J. & Hodgson, D.J. (2016). Take only photographs, leave only footprints: Novel applications of non-invasive survey methods for rapid detection of small, arboreal animals. *PLoS One* 11.
- Minder M, Arsenault ER, Erdenee B, Pyron M. (2020). Dietary specificity and overlap in endorheic river fishes: How do native and nonnative species compare? *J. Fish Biol.* 97(2):453-64
- Moreira F.D., Ascensão F., Capinha C., Rodrigues D., Segurado P., Santos-Reis M. & Rebelo R. (2015). Modelling the risk of invasion by the red-swamp crayfish (*Procambarus clarkii*): incorporating local variables to better inform management decisions. *Biol. Inv.* 17:273–285.
- Pedroso N.M. & Santos-Reis M. (2023). *Lutra lutra* lontra. In Mathias M.L. (Coord.) et al. (eds). Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental. FCIências.ID, ICNF, Lisboa
- Queiroz, A.I., Bertrand, A. & Khakin G. (1996). Status and Conservation of Desmaminae in Europe. *Nature and Environment*, 76. Council of Europe Publishing.
- Sharpe DMT, Leon LFD, Gonzalez R, Torchin ME. 2017. Tropical fish community does not recover 45 years after predator introduction. *Ecology* 98(2):412-24
- Spikmans F, Lemmers P, op den Camp HJM, van Haren E, Kappen F, et al. (2020). Impact of the invasive alien topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) and its associated parasite *Sphaerothecum destruens* on native fish species. *Biol. Invasions* 22(2):587-601
- Statsoft Inc. (2004). STATISTICA (Data Analysis Software System). Version 7. www.statsoft.com. Tulsa, USA.
- Vidal-Figueroa, T. & Delibes, M. (1987) Primeros datos sobre el vison americano (*Mustela vison*) en el suroeste de Galicia y noroeste de Portugal. *Ecología*, 1, 145–152.
- Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L., Rejmánek, M. & Westbrooks, R. (1997) Introduced species: a significant component of human-caused global environmental change. *New Zealand Journal of Zoology*, 21, 1–16.
- Welbourne, D.J., Claridge, A.W., Paull, D.J. & Lambert, A. (2016). How do passive infrared triggered camera traps operate and why does it matter? Breaking down common misconceptions. *Remote Sens. Ecol. Conserv.*, 2, 77–83.
- Wyatt, K.B., Campos, P.F., Gilbert, M.T.P., Kolokotronis, S.-O., Hynes, W.H., DeSalle, R., Ball, S.J., Daszak, P., MacPhee, R.D.E. & Greenwood, A.D. (2008) Historical mammal extinction on Christmas Island (Indian Ocean) correlates with introduced infectious disease. *PloS one*, 3, 1–9.
- Zuberogoitia, I., Zabala, J. & Martínez, J.A. (2006). Evaluation of sign surveys and trappability of American mink: management consequences. *Folia Zoologica*, 55, 257–263.

## Capítulo 4. Conclusões e Considerações Finais

O presente trabalho pretendeu contribuir para a atualização da biodiversidade aquática e ribeirinha do rio Maçãs, no troço final situado exclusivamente em território de Portugal, sujeito a impactes cumulativos de origem natural e antrópica, dos quais se citam a fragmentação de habitats (sucessão de açudes), a degradação da galeria ripícola, a deteção de focos de poluição/eutrofização da água, a ocorrência de fenómenos hidrológicos extremos, com secas prolongadas em anos sucessivos e muito particularmente a introdução e dispersão de espécies exóticas invasoras (EEI), com destaque para o visão-americano. Realçam-se, sumariamente, as principais conclusões do estudo realizado no ano de 2023 relativamente à biodiversidade aquática e qualidade ecológica do Rio Maçãs avaliada de acordo com as métricas exigidas pela Diretiva-Quadro da Água (DQA).

- **Elementos biológicos: Comunidades de macroinvertebrados e peixes**

Relativamente à comunidade de invertebrados, as métricas calculadas (e.g. IPTIN, EPT, H' de Shannon-Wiener, J' de Pielou, entre outras) classificaram a maioria dos 10 locais amostrados no Alto e Baixo Maçãs de boa/excelente (80%) e os restantes (20%) de razoável. Ainda que a biodiversidade de invertebrados seja assinalável (H' > 2,00 para a maioria dos locais) foi detetada a presença com abundância crescente, comparativamente com anos precedentes, de espécies exóticas e invasoras (EEI), nomeadamente o lagostim-vermelho-da-louisiana *Procambarus clarkii*, o lagostim-sinal *Pacifastacus leniusculus* e a ameijoia-asiática *Corbicula fluminea*.

No que respeita à comunidade piscícola, as métricas usadas na análise da qualidade biológica (e.g. F-IBIP, H' de Shannon-Wiener, entre outras) mostraram uma qualidade alarmante, i.e., 70% dos locais tiveram uma classificação abaixo do nível BOM. Para tal, muito contribuíram os períodos sucessivos de seca prolongada e a presença de açudes, cujas albufeiras são maioritariamente colonizados por EEI, com destaque para a presença massiva de perca-sol *Lepomis gibbosus*. Contudo, ocorrem ainda outras EEI no rio Maçãs, caso do alburno *Alburnus alburnus*, do góbio *Gobio lozanoi* e do achigã *Micropterus salmoides*. Paralelamente foram identificadas outras espécies

exóticas, caso da tenca *Tinca tinca* (Teixeira, com. pessoal) e ainda de uma espécie provavelmente translocada, caso do verdemã-do-sul *Cobitis paludica*, ambas introduzidas para fomento da pesca lúdica. Merece realce registar a presença de espécies nativas com elevado valor para a pesca, caso da truta-de-rio *Salmo trutta* e de endemismos ibéricos, importantes para a conservação, como são o bordalo *Squalius alburnoides*, o escalo-do-norte *Squalius carolitertii*, a boga-do-norte *Pseudochondrostoma duriense*, o barbo-comum *Luciobarbus bocagei*, e muito especialmente uma espécie recentemente descrita como a panjorca-do-esla *Achondrostoma asturicense*.

- **Elementos físico-químicos da água e hidromorfológicos**

Os resultados obtidos para a **qualidade da água** não revelaram, no momento da amostragem (*i.e.*, primavera de 2023), sinais de forte perturbação. Com efeito, detetou-se uma variabilidade longitudinal típica, com incremento do teor em sais dissolvidos e diminuição da concentração de O<sub>2</sub>, patente na comparação estabelecida entre o Alto e o Baixo Maçãs. Desta forma, foi obtida uma qualidade boa, tendo em conta o exíguo nº de parâmetros físico-químicos analisados. Contudo, será de crer que no período estival, especialmente em anos particularmente secos, ocorram condições críticas na qualidade da água e conseqüentemente no stress causado na fauna aquática, nomeadamente nas espécies estenobiontes, na sua maioria de hábitos reofílicos.

No que respeita às **condições hidromorfológicas** do rio Maçãs, observaram-se sinais claros de degradação, em particular nos troços de rio represados. Com efeito, para além dos dois açudes responsáveis maioritariamente pelo abastecimento de água potável ao concelho de Vimioso (*i.e.*, Açude ETA de Vimioso e Açude de Vale de Pena) existe na paisagem fluvial do rio maçãs uma quantidade assinalável de pequenos açudes rústicos, muitos deles com sinais de degradação evidente, responsáveis pela regularização dos cursos de água. Para além da homogeneização das condições ambientais no canal, com forte sedimentação do substrato (colmatagem dos interstícios), aumento da profundidade e diminuição da velocidade da corrente, assiste-se elevada mortalidade do amieiro nas margens das albufeiras (e.g. açude de Vale de Pena) com perda substancial de ensombramento, input de nutrientes e habitat para refúgio das espécies aquáticas e semiaquáticas. Embora o índice oficial de

Portugal para avaliação da qualidade hidromorfológica seja o River Habitat Survey (RHS), de cálculo mais elaborado, em termos e trabalho de campo e laboratório, foram usados dois índices GQC e QBR, adaptados aos rios da Ibéria, que foram suficientemente sensíveis e responsivos à maior degradação do canal e da galeria ripícola dos locais perturbados (e.g. M2, M8).

Relativamente à biodiversidade dos ambientes ribeirinhos e ao incremento no conhecimento da distribuição da EEI *N. vison*, recentemente detetada no rio Maçãs, os resultados preliminares permitiram destacar os seguintes aspetos:

- Relativamente à biodiversidade, foram detetados 18 animais selvagens em 2 setores do rio Maçãs (15 de extensão total) distribuídos por 4 grupos faunísticos: répteis (2 exemplares), anfíbios (1), aves (10) e mamíferos (8), num período de 15 dias através do registo com câmaras de foto-armadilhagem e a presença de armadilhas com estações de cheiro; Foram encontradas diferenças significativas ( $P < 0,05$ ) apenas para o nº total de espécies e para o nº total de indivíduos, superiores no troço de montante, com menor influência antrópica;
- No que respeita à distribuição da espécie-alvo, o visão-americano, foi confirmada a sua presença nos 2 setores de estudo. Salientar o facto de se terem registado abundâncias superiores próximo de açudes degradados, onde provavelmente encontram zonas de refúgio, água e alimento mais abundante;
- Foi detetada uma diferenciação significativa ( $P < 0,05$ ) entre os métodos que usaram armadilhas terrestres e as aquáticas - jangadas, mais visitadas pelos dois mustelídeos semiaquáticos, caso da lontra e do visão-americano;
- Ficou por esclarecer se ocorre sobreposição de dieta entre ambas as espécies de mustelídeos e potenciais impactes daí decorrentes para as espécies nativas, dado o baixo nº de amostras capturadas de visão-americano;
- A dieta da lontra, avaliada através da análise de excrementos, um consumo preferencial de peixes e especialmente lagostins, muito abundantes no rio Maçãs.

## Considerações finais

As pressões e ameaças detetadas na bacia do rio Mações requerem a implementação de um conjunto de medidas prioritárias a implementar que salvaguardem e/ou restitua a biodiversidade e os valores naturais associados aos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos. Neste enquadramento, importa equacionar:

- Aplicar **medidas orientadas para o controlo/erradicação de espécies exóticas invasoras** (e.g. *Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus clarkii*, *Corbicula fluminea*, *Lepomis gibbosus*, *Alburnus alburnus*, *Neovison vison*), nomeadamente em habitats prioritários onde ocorram espécies nativas ameaçadas e com elevado valor em termos de conservação;
- Definir **medidas de restauro ecológico**, através a técnicas de bioengenharia natural, entre outras, orientadas para a recuperação de troços aquáticos e ribeirinhos que tenham diminuído a integridade ecológica, comparativamente com outros troços de referência de rios da região;
- Garantir a **permeabilidade de barreiras intransponíveis** (e.g. açudes), no sentido de estabelecer a conectividade fluvial e a mobilidade das espécies nativas, em particular durante a migração reprodutiva;
- Identificar os **habitats prioritários de espécies ameaçadas** (*Galemys pyrenaicus*, *Lutra lutra*, *Pseudochondrostoma duriense*, *Squalius alburnoides*, *Achondrostoma asturicense*, *Lacerta schreiberi*) e estabelecer planos de gestão diferenciados e orientados para a sua conservação;
- Proceder ao **correto ordenamento das massas hídricas** através de uma gestão sustentável dos recursos aquícolas, na procura do equilíbrio entre a conservação das espécies (prioridade) e a exploração (uso) dos recursos (em especial da pesca lúdica da região);
- Promover **boas práticas agrícolas e florestais** de modo a diminuir a ocorrência de **incêndios rurais** (comuns em áreas de mato e floresta nativa, como aconteceu recentemente na proximidade da ETA de Vimioso) e evitar a **perda de solo** decorrente de novas plantações de olival e amendoal (e.g., proximidade de Argozelo) e da exposição e mobilização excessiva de solo, vulnerável às precipitações intensas, cada vez mais comuns na região, com reflexos na sedimentação dos rios;

- As implicações biológicas da introdução e dispersão de espécies exóticas e invasoras requer a **monitorização contínua dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos**. As alterações globais e em especial o ritmo com que estão a ocorrer nos rios da região, justificam a necessidade de continuar a recolher dados biológicos e ambientais para obter um conhecimento aprofundado das variações e respostas bióticas perante tais pressões. Neste sentido, importa perceber a dinâmica e interação entre as EEI e as espécies nativas, no sentido de perceber os impactes e atuar com as medidas de gestão apropriadas;
- **Fomentar a sensibilização ambiental e a participação pública** com o intuito contribuir para o desenvolvimento da região, pela **partilha dos serviços de ecossistema** associados. Para além dos serviços de **suporte** (biodiversidade, habitats, solo), de **provisão** (água, peixe, madeira) e de **regulação** (insetos para polinização, sequestro de carbono, purificação do ar e água) associados aos rios da região do Planalto existe ainda a possibilidade de potenciar os **serviços culturais** através do fomento de atividades de lazer e educação associadas, por exemplo, à criação de Parques fluviais e Zonas de Pesca Lúdica nos Rios Maçais e Angueira. Neste âmbito importa assinalar a presença de ONGAs no concelho de Vimioso (e.g. AEPGA, Palombar, Aldeia, entre outras) que têm tido um desempenho assinalável na conservação dos valores naturais da região, contando sempre com a colaboração do Município de Vimioso, responsável por numerosas atividades orientadas para diversos públicos-alvo, maioritariamente desenvolvidas no PINTA - Parque Ibérico de Natureza e Ambiente (Vimioso).

## **Anexos**

## Anexo I

### Portfólio dos locais amostrados no Alto (M1 - M5) e Baixo Maçãs (M6 – M10)



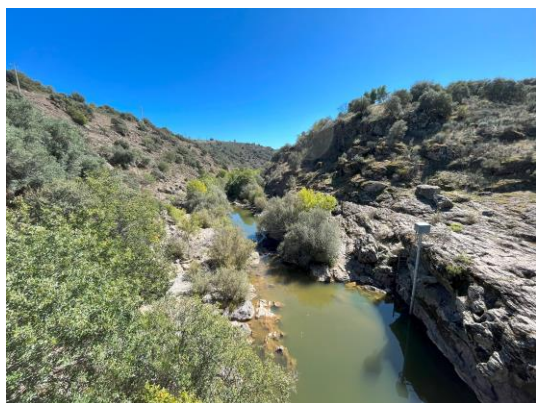
**M1 – Rio Maçãs na proximidade de Paradinha**



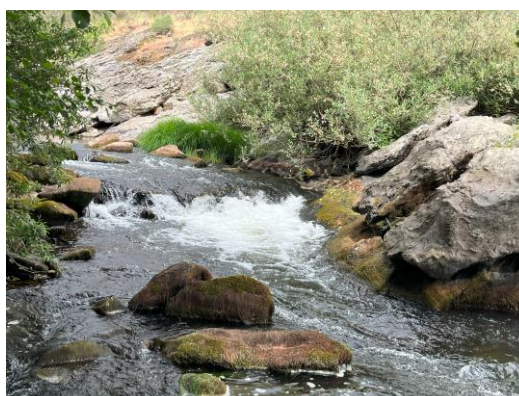
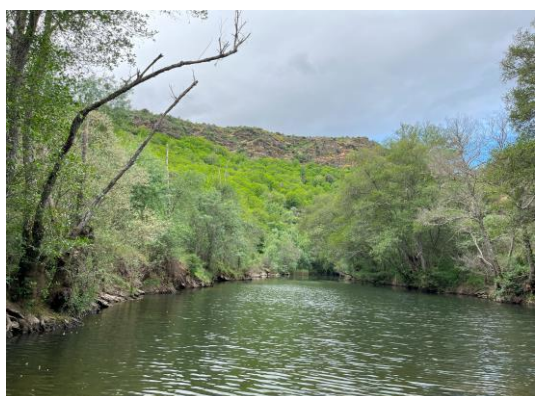
**M2 – Rio Maçãs na proximidade (jusante) da ETA de Vimioso**



**M3 - Rio Maçãs situado a jusante do açude rústico da zona de olival**



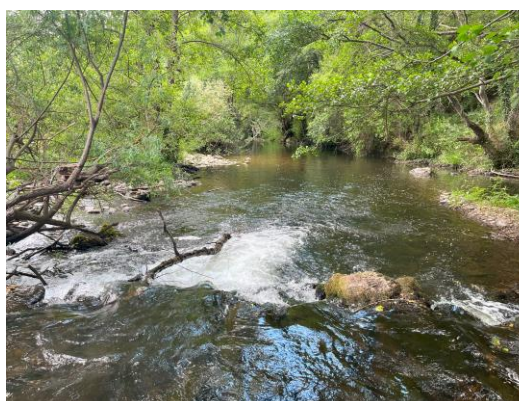
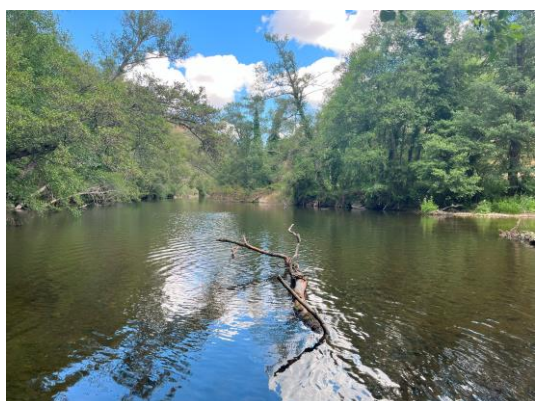
**M4 - Rio Maçãs situado na proximidade da ponte de Argozelo**



**M5 - Rio Maçãs situado a montante da Ponte Carção-Vimioso**



**M6 - Rio Maçãs situado a jusante da Ponte Carção-Vimioso**



**M7 - Rio Maçãs situado na proximidade de Campo de Víboras**



**M8 - Rio Maçãs situado na proximidade da ponte Algozo-Avinhó**



**M9 - Rio Maçãs situado na proximidade de Algozo**



**M10 - Rio Maçãs situado na proximidade da foz (Matela)**

## Anexo II

### Índice de Qualidade do Bosque Ribeirinho - QBR (MUNNÉ et al., 1998)

#### ÍNDICE QBR: CLASSIFICAÇÃO DA ZONA RIBEIRINHA DE ECOSISTEMAS FLUVIAIS

- Esta classificação deve ser aplicada a toda a zona ribeirinha dos rios (margem e encostas propriamente dito). Zonas inundadas periodicamente pelas cheias e caudais máximos)
- Os cálculos serão realizados sobre a área que apresenta uma potencialidade de suportar uma massa vegetal nas encostas. Não se contemplam as zonas com substrato duro onde não é possível enraizar uma massa vegetal permanente.



A pontuação de cada um dos 4 blocos não pode ser negativa nem exceder os 25 pontos

#### 1 – Grau de cobertura da zona ribeirinha - Pontuação entre 0 e 25

Estação:

Pontuação Total:

Pontuação	
25	> 80% de cobertura vegetal da zona ribeirinha (as plantas anuais não se contabilizam)
10	50-80% de cobertura vegetal da zona ribeirinha
5	10-50% de cobertura vegetal da zona ribeirinha
0	< 10% de cobertura vegetal da zona ribeirinha
+10	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é total
+5	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é superior a 50%
-5	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é entre 25 e 50%
-10	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é inferior a 25%

#### 2 – Estrutura da cobertura (contabiliza-se toda a zona ribeirinha) - Pontuação entre 0 e 25

Pontuação	
25	Cobertura de árvores superior a 75%
10	Cobertura de árvores entre 50 e 75% ou cobertura de árvores entre 25 e 50% e no resto da cobertura os arbustos superam os 25%
5	Cobertura de árvores inferior a 50% e o resto da cobertura com arbustos entre 10 e 25%
0	Sem árvores e arbustos abaixo dos 10%
+10	Se na margem a concentração de helófitos ou arbustos é superior a 50%
+5	Se na margem a concentração de helófitos ou arbustos é entre 25 e 50%
+5	Se existe uma boa conexão entre a zona de arbustos e árvores com um sub-bosque
-5	Se existe uma distribuição regular (linearidade) nos pés das árvores e o sub-bosque é > 50%
-5	Se as árvores e arbustos se distribuem em manchas, sem uma continuidade
-10	Se existe uma distribuição regular (linearidade) nos pés das árvores e o sub-bosque é < 50%

#### 3 – Qualidade da cobertura vegetal (depende do tipo geomorfológico da zona ribeirinha\*) - Pontuação ( 0 e 25)



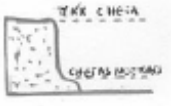

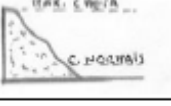
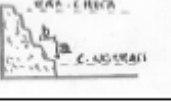
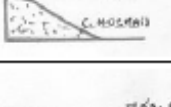
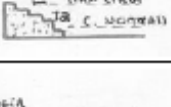
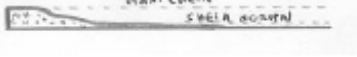
Pontuação		Tipo1	Tipo 2	Tipo 3
25	Número de espécies diferentes de árvores autóctones	> 1	> 2	> 3
10	Número de espécies diferentes de árvores autóctones	1	2	3
5	Número de espécies diferentes de árvores autóctones	-	1	1 - 2
0	Sem árvores autóctones			
+10	Se existe uma continuidade da comunidade ao longo do rio, uniforme e ocupando > 75% da zona ribeirinha (em toda a sua largura)			
+5	Se existe uma continuidade da comunidade ao longo do rio (entre 50 - 75% da zona ribeirinha)			
+5	Se existe uma disposição em galeria de diferentes comunidades			
+5	Se o número de espécies diferentes de arbustos é:	> 2	> 3	> 4
-5	Se existem estruturas construídas pelo homem			
-5	Se existe alguma espécie de árvore introduzida (alóctone)** isolada			
-10	Se existem espécies de árvores alóctones** formando comunidades			
-10	Se existem lixos			

#### 4 – Grau de naturalidade do canal fluvial - Pontuação entre 0 e 25


Pontuação	
25	O canal do rio não está modificado
10	Modificações nos terraços adjacentes ao leito do rio com redução do canal
5	Sinais de alteração e estruturas rígidas intermitentes que modificam o canal do rio
0	Rio canalizado na totalidade do troço
-10	Se existe alguma estrutura sólida dentro do leito do rio
-10	Se existe alguma represa ou outra infraestrutura transversal no leito do rio

Pontuação final (soma das pontuações anteriores)	
--	--

\* Determinação do tipo geomorfológico da zona ribeirinha (característica 3, qualidade da cobertura vegetal)  
Somar o tipo de desnível da margem direita e da esquerda, e somar a pontuação das restantes características.

Tipos de desnível da zona ripária	Pontuação			
	Esquerda	Direita		
Vertical côncavo (declive > 75°), com uma altura não superável pelas máximas chelas			6	6
Igual, mas com um pequeno talude ou margem inundável periodicamente (chelas normais)			5	5
Declive entre 45 e 75°, escalado ou não. O declive mede-se a partir do ângulo entre a horizontal e a recta entre a margem e o último ponto da ribeira. $\Sigma a$ > $\Sigma b$			3	3
Declive entre 20 e 45°, escalado ou não. $\Sigma a$ > $\Sigma b$			2	2
Decliv < 20°, zona ribeirinha uniforme e plana.			1	1

Existência de uma ilha ou ilhas no meio do leito do rio

Largura conjunta "a" > 5 m		-2
Largura conjunta "a" entre e 5 m		-1

Potencialidade de suportar uma massa vegetal ribeirinha. Percentagem de substrato duro com incapacidade para enraizar uma massa vegetal permanente

> 80%	No se pode medir
60 – 80%	+6
30 – 60%	+4
20 – 30%	+2

Pontuação Total

Tipo geomorfológico segundo a pontuação

> 8	Tipo 1	Zonas ribeirinhas fechadas, normalmente de cabeceira, com baixa potencialidade para suportar um extenso bosque de ribeira
Entre 5 – 8	Tipo 2	Zonas ribeirinhas com uma potencialidade intermédia para suportar uma zona vegetada, sectores médios dos rios
< 5	Tipo 3	Zonas ribeirinhas extensas, sectores baixos dos rios, com elevada potencialidade para possuir um bosque extenso.

\*\* Espécies frequentes e consideradas alóctonas

- |                               |                                     |                             |                                |
|-------------------------------|-------------------------------------|-----------------------------|--------------------------------|
| - <i>Populus deltoides</i>    | - <i>Populus nigra ssp. italica</i> | - <i>Allanhus altissima</i> | - <i>Robinia pseudo-acacia</i> |
| - <i>Populus x canadensis</i> | - <i>Salix babylonica</i>           | - <i>Celtis australis</i>   | - <i>Platanus x hispanica</i>  |

## Anexo III

### Índice de Qualidade do Canal - GQC (CORTES et al., 1999)

#### ÍNDICE GQC: CLASSIFICAÇÃO DA QUALIDADE DO CANAL

Índice da qualidade de canal:	Código:
(realizado em pelo menos três transectos com distância entre si de 20 metros)	

#### 1. Presença de estruturas de retenção

Ausência de estruturas	4
Açude rústico semi-desagregado	3
Açude rústico bem consolidado	2
Açude ou barragem de betão	1

#### 2. Estrutura do canal

$W/D < 7$ , não ocorre inundação das margens	4
$W/D = 8-15$ , inundação das margens rara	3
$W/D = 15-25$ , inundação frequente das margens	2
$W/D > 25$ , inundação muito frequente das margens	1

*W – Média da largura do leito molhado obtida nos transectos/ D – Média da profundidade máxima obtida nos transectos.*

#### 3. Sedimentos e estabilidade do canal

Ausência de alargamento do canal ou de acumulações de materiais transportados; canal único;	4
Algumas acumulações de materiais transportados; canal único;	3
Línguas de cascalho, areia e limo; o leito de cheia apresenta canais independentes;	2
Canal dividido em múltiplas línguas de areia e limo (ou rio canalizado).	1

#### 4. Estrutura das margens

Margens estáveis com vegetação ripária contínua e estruturalmente complexa (árvores e arbustos); sem sinais de erosão;	4
Margens estáveis mas com vegetação ripária fragmentada; alguns regos desprovidos de vegetação;	3
Margens pouco consolidados mantidas por uma vegetação esparsa de herbáceas e arbustos;	2
Margens com vegetação muito escassa e uniforme, rebaixadas pela erosão ao longo do troço.	1

#### 5. Alteração artificial das margens

Ausência quase completa de alteração artificial das margens;	4
Uma das margens apresenta alterações moderadas (e.g. enrocamentos >30% do comprimento troço);	3
Ambas as margens apresentam alterações moderadas (e.g. enrocamentos >30%), ou uma delas está alterada significativamente (e.g. linearização da margem),	2
Como no caso anterior mas a estrutura da margem é de betão armado ou ciclópico.	1

#### 6. Heterogeneidade do canal

Canal curvilíneo e sequência lótica/lêntica muito marcada;	4
Canal retilíneo com reduzida sequência lótica/lêntica;	3
Velocidade praticamente constante ao longo de todo o troço;	2
Zona lêntica artificial ou rio canalizado.	1

#### 7. Estrutura do leito

Tipo 1	Troços encaixados, normalmente de cabeceira e com muita rocha, baixa potencialidade de suportar um extenso bosque ribeirinho;
Tipo 2	Troços com desníveis médios das margens, potencialidade intermédia para suportar um bosque ribeirinho; "zonas médias do rio";
Tipo 3	Troços com desníveis das margens muito pouco acentuadas, potencialidade elevada para suportar um bosque ribeirinho; zonas baixas de alguns rios.

##### Tipo 1 (Troço em que predomina a erosão)

>50% do material é constituído por granulometria >25 cm (blocos);	8
>50% do material é constituído por granulometria >6,5 cm (pedra);	6
>50% do material é constituído por granulometria >2,0 cm (salto);	3
Predomina a areia e o limo (>50%).	1

##### Tipo 2 (troço em que predomina o transporte)

> 50% do material é constituído por blocos e pedras (>6,5 cm);	8
50% do material é constituído por pedra ou superior (>6,5 cm);	6
< 25% do material é de dimensões superiores a cascalho (>1,5 cm);	3
O leito é exclusivamente de limo e areia fina (>1,5 cm) é inferior a 10%.	1

##### Tipo 3 (troço em que predomina a sedimentação)

>50% do material é constituído por dimensões superiores a areia grossa (0,5 cm);	8
30-50% do material é constituído por dimensões superiores a areia grossa (0,5 cm) e o resto é formado por limo e areia fina;	6
<30% do material é constituído por dimensões superiores a areia grossa (0,5 cm) e o resto é formado por limo e areia fina;	3
O leito é exclusivamente de limo e areia fina (<0,125 cm).	1

#### 8. Deposição de finos intersticiais

A % de finos e < 5%;	4
A % de finos é de 5-25%;	3
A % de finos é de 25-50%;	2
A % de finos é >50%.	1

- Para os rios Tipo 1 os finos consideram-se <0,5 cm.
- Para os rios Tipo 2 e 3 os finos consideram-se <0,125 cm.

## Anexo IV

### Portfólio de espécies identificadas nas câmaras de foto-armadilhagem instaladas nos Setores 01 e 02 do Rio Maças



Foto 1. Exemplo de cágado-mediterrânico (*Mauremys leprosa*)



Foto 2. Exemplo de corço (*Capreolus capreolus*)



Foto 3. Exemplo de gineta (*Genetta genetta*)



Foto 4. Exemplar de garça-cinzenta (*Ardea cinerea*)



Foto 5. Exemplar de fuinha (*Martes foina*)



Foto 6. Exemplar de raposa (*Vulpes vulpes*)



Foto 7. Exemplos, macho e fêmea, de pato-real (*Anas platyrhynchos*)