



# **Avaliação do Efeito da Reabilitação de Rios Urbanos na Biodiversidade e Condição Ecológica: O caso do Rio Fervença (Bragança, NE Portugal)**

**Nathália Borges Bartoli Ferreira**

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental*

Orientado por  
**Professor Doutor Amílcar António Teiga Teixeira**  
(CIMO, La SusTEC, IPB)

**Bragança**  
**2025**

## **AGRADECIMENTOS**

A conclusão desta dissertação marca o fim de uma etapa muito significativa da minha vida académica, e não poderia deixar de expressar a minha profunda gratidão a todos os que, de alguma forma, contribuíram para que este trabalho fosse possível.

Em primeiro lugar, agradeço à minha família, a minha maior fonte de apoio. Aos meus pais Sylvania e Edson, que estiveram sempre ao meu lado, oferecendo amor, incentivo e suporte incondicional desde o início desta caminhada académica.

A todos os amigos que tive a oportunidade de conhecer neste Mestrado, que estiveram ao meu lado ao longo desta trajetória, em especial à minha segunda família de Portugal Isabella, Pedro Neto, Pedro Dm, Arthur, Fred, Lucas Panta e José Filipe, sou imensamente grata pela amizade, pelas partilhas e pelo apoio inestimável ao longo deste percurso.

Um sincero agradecimento à equipa do Centro Ciência Viva de Bragança pelo apoio constante, o vosso auxílio foi essencial e encorajador ao longo da conclusão deste estudo.

Ao meu orientador, Professor Doutor Amílcar Teixeira, do Centro de Investigação de Montanha do Instituto Politécnico de Bragança, agradeço pela paciência e pelos ensinamentos que me ajudaram a crescer tanto profissional como academicamente. Ao Dr. Fernando Miranda e ao Eng.º Fernando Teixeira, expresso a minha gratidão pela disponibilidade e colaboração nas atividades de campo e ao Douglas, pelo apoio prestado no laboratório.

Ao Professor Doutor Luís Dias, à Dra Diana Amendoeira e Dra Alexandra Teixeira do Laboratório de Análises de Água da Escola Superior Agrária de Bragança pela disponibilidade, simpatia e partilha de conhecimento na realização das análises físico-químicas da água.

À Engenho e Rio, Unipessoal Lda e em particular ao Professor Doutor Pedro Teiga pelos recursos disponibilizados para a realização do estudo e todo o apoio demonstrado.

A todos os que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, o meu muito obrigado!

*Esta tese de dissertação de mestrado foi suportada pelo Protocolo de Colaboração estabelecido entre a Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança e a Engenho e Rio Lda, no âmbito de “Estudos de ecologia, monitorização e reabilitação e restauro de rios e ribeiras” e especificamente orientado para a “Monitorização da biodiversidade e qualidade ecológica do Rio Fervença”*

## RESUMO

Diferentes atividades antrópicas estão na origem da degradação de ecossistemas terrestres e em particular de água doce, entre os mais ameaçados, à escala mundial. Com efeito, a fragmentação de habitats aquáticos e ribeirinhos, a poluição da água, a introdução de espécies invasoras, a sobre-exploração de recursos e as alterações climáticas têm contribuído para uma contínua perda de biodiversidade e integridade ecológica. Nos rios urbanos a influência humana ainda é mais expressiva, tendo justificado a implementação de muitos projetos de reabilitação fluvial, maioritariamente orientados para a regulação e controlo de cheias e embelezamento de áreas marginais, sem preocupação de garantir a biodiversidade e serviços de ecossistema associados. Neste enquadramento, o presente estudo teve como objetivo avaliar os efeitos da reabilitação na biodiversidade e qualidade ecológica do rio Fervença, em particular no setor urbano - zona POLIS da cidade de Bragança (NE Portugal). Assim, no ano de 2024, foram amostrados, com periodicidade sazonal (inverno, primavera e verão), 14 locais de amostragem distribuídos pelos rios Fervença e Sabor (locais de referência). Foram aplicadas as metodologias definidas pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA), no âmbito da Diretiva Quadro da Água (DQA), para avaliação dos elementos 1) físico-químicos da água e 2) hidromorfológicos, de suporte aos elementos 3) biológicos, caso das comunidades de macroinvertebrados e peixes. Consideraram-se 6 setores correspondentes às seguintes tipologias: 1) RM - Referência montante (S1 e S2); 2) MR - Montante rural (F1, F2); MU - Montante urbano (F3, F4); 4) RP - Reabilitado POLIS (F5 a F8); JU - Jusante urbano (F9, F10); e RJ - Referência jusante (S3 e S4). Os resultados obtidos para a qualidade da água, baseados em análises de redundâncias (dbRDA, 71% da variância explicada) e testes univariados (testes H Kruskal-Wallis,  $P < 0,05$ ), evidenciaram diferenças significativas, nomeadamente entre os setores urbanos (RP e JU) e de referência (RM), para as variáveis físico-químicas da condutividade, total de sólidos dissolvidos, fosfatos, cloretos e acidez total. No que respeita aos habitats aquáticos e ribeirinhos, os índices de modificação (HMS) e qualidade (HQA) do habitat (River Habitat Survey, RHS) foram suficientemente sensíveis para detetar a degradação aquática e ribeirinha nos setores urbanos, com especial destaque para a zona reabilitada POLIS. Relativamente às respostas bióticas foram também encontradas diferenças significativas (testes PERMANOVA 2-way,  $P < 0,05$ ), nomeadamente entre os setores e as estações do ano para as comunidades de invertebrados e apenas entre setores para as comunidades de peixes. Nas comunidades de invertebrados, a análise multivariada (ordenação nMDS, testes ANOSIM e SIMPER) permitiu identificar famílias e diferenciar comunidades euribiontes, típicas de zonas perturbadas (RP e RJ), das

comunidades estenobiontes, presentes nas zonas de referência. Com efeito, apesar de superior abundância de organismos, a diversidade ( $H'$ ) e equitabilidade ( $J'$ ) foi inferior nas zonas perturbadas, concentrada no domínio avassalador de Crustacea (Asellidae) e ainda de Gastropoda (Physidae, Lymnaeidae), Hirudinea (Erpobdellidae, Glossiphoniidae), Oligochaeta e Diptera (Chironomidae, Simuliidae). Registo ainda para a presença assinalável de espécies invasoras, como o lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*). Por sua vez, sobressaem nas comunidades dos locais de referência táxones pertencentes aos Ephemeroptera (Ephemereidae, Siphonuridae), Plecoptera (Leuctridae, Perlidae) e Trichoptera (Sericostomatidae, Calamoceratidae), indicadores da saúde do ecossistema fluvial. No caso da comunidade piscícola, os resultados obtidos evidenciaram, à semelhança das comunidades de invertebrados, uma separação evidente entre comunidades de setores de referência relativamente a setores urbanos. Registo para o crescente domínio de espécies exóticas, caso góbio (*Gobio lozanoi*), gambúsia (*Gambusia holbrooki*) e perca-sol (*Lepomis gibbosus*) nos locais mais antropizados (RP e JU), particularmente sob efeito da poluição e regularização (e.g., açudes), em detrimento das espécies reófilas nativas, caso da truta-de-rio (*Salmo trutta*), boga-do-norte (*Pseudochondrostoma duriense*), em maior abundância em locais de boa integridade ecológica (RM, RJ). Ficou ainda evidente que o verão parece ser a estação do ano mais crítica para as comunidades de invertebrados e menos para os peixes, provavelmente pelas condições ambientais mais adversas, potenciadas pelos caudais inferiores detetados ultimamente em função das alterações climáticas patentes.

Os resultados baseados nos dados atuais e respetiva comparação com a situação de pré-reabilitação, evidenciaram a inexistência de ganhos em termos de biodiversidade e estado ecológico do rio Fervença, nomeadamente no setor urbano - zona POLIS, 20 anos após a execução das obras de reabilitação na cidade de Bragança. Neste sentido, configura-se a necessidade de aplicar medidas/ações de melhoria do ambiente aquático e ribeirinho, no sentido de recuperar serviços de ecossistema associados à valorização da componente ecológica. Entre as ações sugerem-se a mitigação/minimização e/ou eliminação de impactes negativos (e.g., inputs localizados de poluição), o recurso a soluções baseadas na natureza (e.g., técnicas de engenharia natural nos habitats degradados), a gestão eficiente da água (e.g., reuso de água da ETAR), a gestão adaptativa às alterações climáticas (e.g., reforço de galerias ripícolas), com o intuito de promover a recuperação e conservação do rio Fervença num quadro de sustentabilidade ecológica.

**Palavras-chave: rios urbanos, macroinvertebrados, peixes, integridade ecológica, reabilitação ambiental**

## ABSTRACT

Different human activities are responsible for the degradation of many ecosystems, with particular emphasis on freshwater systems, which are among the most threatened worldwide. Indeed, the fragmentation of aquatic and riparian habitats, water pollution, the introduction of invasive alien species, the overexploitation of resources and climate change have contributed to an ongoing loss of biodiversity and ecological integrity. In urban rivers, human influence is still more significant, justifying the implementation of many river rehabilitation projects, mainly aimed at regulating and controlling floods and beautifying marginal areas, without any concern for increasing biodiversity and associated ecosystem services. In this context, the present study aimed to evaluate the effects of the rehabilitation on the biodiversity and ecological quality of the Fervença River, particularly in the urban sector - POLIS zone of the Bragança city (NE Portugal). Thus, in 2014, 14 sampling sites distributed along the Fervença and Sabor (reference sites) rivers were sampled seasonally (winter, spring and summer). The methodologies defined by the Portuguese Environment Agency (APA), within the scope of the Water Framework Directive (WFD), were applied to assess 3 different elements: 1) physical-chemical water variables; and 2) hydromorphological evaluation supporting the 3) biological communities, namely macroinvertebrate and fish. Six sectors corresponding to the following typologies were also considered: 1) RM - Upstream reference (S1 and S2); 2) MR- Rural Upstream (F1, F2); MU - Urban Upstream (F3, F4); 4) RP - POLIS Rehabilitation (F5 to F8); JU - Urban downstream (F9, F10); and RJ - Downstream reference (S3 and S4). The results obtained for water quality, based on redundancy analysis (dbRDA, 71% of the variance explained) and univariate tests (Kruskall-Wallis H tests,  $P < 0.05$ ), showed significant differences, notably between sectors under urban influence (RP and JU) and reference (RM) condition, for the physical-chemical parameters of water conductivity, total dissolved solids, phosphates, chlorides and total acidity. Regarding aquatic and riparian habitats, habitat modification (HMS) and quality (HQA) indices (River Habitat Survey, RHS) were enough sensitive to detect aquatic and riparian degradation in urban sectors, with special emphasis on the POLIS rehabilitated area. Relatively to the biotic responses, significant differences were also found (2-way PERMANOVA tests,  $P < 0.05$ ), namely between sectors and seasons for invertebrate communities and only between sectors for fish communities. Regarding invertebrate communities, multivariate analysis (nMDS ordination, ANOSIM and SIMPER tests) allowed the identification of families and the differentiation of eurybiont communities, typical of disturbed areas (RP and RJ), from stenobiont communities, present in reference areas. In fact, despite the higher abundance of organisms, diversity ( $H'$ ) and

equitability (J') were lower in disturbed areas, concentrated in the overwhelming dominance mainly of Crustacea (Asellidae) but also of Gastropoda (Physidae, Lymnaeidae), Oligochaeta, Hirudinea (Erpobdellidae, Glossiphoniidae) and Diptera (Chironomidae, Simuliidae). Also noteworthy is the notable presence of invasive species, such as the signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). In contrast, taxa belonging to the Ephemeroptera (Ephemereidae, Siphonuridae), Plecoptera (Leuctridae, Perlidae) and Trichoptera (Sericostomatidae, Calamoceratidae) stand out in the communities of the reference sites, being indicators of the health of the river ecosystem. In the case of the fish community, the results obtained showed, similarly to the invertebrate communities, a clear separation between communities in reference sectors in relation to urban sectors. It must be highlight the dominance of exotic species, such as Pyrenean gudgeon (*Gobio lozanoi*), mosquito-fish (*Gambusia holbrooki*) and pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) in the most anthropized sites (RP and JU), particularly under the effect of pollution and regulation of weirs, to the detriment of native rheophilic species, such as brown trout (*Salmo trutta*), northern straight-mouth nase (*Pseudochondrostoma duriense*), in greater abundance in reference sites of good ecological integrity (RM, RJ). It was also evident that summer appears to be the most critical season for invertebrate communities and less for fish, probably due to more adverse environmental conditions, exacerbated by the lower flows, detected more recently, due to evident climate changes.

The results obtained, based on current data and comparisons with the pre-rehabilitation situation, showed the lack of gains in terms of biodiversity and ecological state of the Fervença river, particularly in the urban sector - POLIS zone, 20 years after the execution of the rehabilitation works in Bragança. In this sense, there is a need to apply measures/ actions to improve the aquatic and riparian environment, to recover associated ecosystem services with the valorization of the ecological component. The suggested actions include mitigation/ minimization and/or elimination of negative impacts (e.g., point-source pollution), the use of nature-based solutions (e.g., natural engineering techniques in degraded habitats), efficient water management (e.g., reuse of water from the WWTP), adaptive management of climate change (e.g., reinforcement of riparian galleries), with the aim of promoting the recovery and conservation of the Fervença river, within a framework of ecological sustainability.

**Keywords: urban rivers, macroinvertebrates, fish, ecological integrity, environmental rehabilitation**

## ÍNDICE

|   |      |
|---|------|
| AGRADECIMENTOS.....   | II   |
| RESUMO.....   | IV   |
| ABSTRACT .....  | VI   |
| ÍNDICE .....  | VIII |
| ÍNDICE DE FIGURAS.....  | X    |
| ÍNDICE DE TABELAS.....  | XIII |
| 1. INTRODUÇÃO.....  | 1    |
| 1.1. Ecossistemas de água doce e serviços associados.....                   | 1    |
| 1.2. Biodiversidade em ecossistemas de água doce.....                       | 3    |
| 1.3. Principais ameaças.....  | 4    |
| 1.4. Remediação, reabilitação e restauro fluvial.....                       | 5    |
| 1.5. Rios urbanos e requalificação.....                                     | 6    |
| 1.6. Monitorização ambiental e avaliação ecológica.....                     | 9    |
| 1.7. Objetivos.....   | 10   |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS.....  | 11   |
| 2.1. Caracterização da área de estudo.....                                  | 11   |
| 2.2. Seleção dos locais de amostragem.....                                  | 16   |
| 2.3. Avaliação da biodiversidade e qualidade ecológica.....                 | 20   |
| 2.3.1. Elementos físico-químicos da água.....                               | 20   |
| 2.3.2. Elementos hidromorfológicos.....                                     | 22   |
| 2.3.3. Elemento biológico: Macroinvertebrados Bentónicos.....               | 24   |
| 2.3.4. Elemento biológico: Fauna piscícola.....                             | 28   |
| 2.4. Critérios de avaliação da biodiversidade e da qualidade ecológica..... | 30   |
| 2.5. Tratamento estatístico dos dados.....                                  | 31   |
| 3. RESULTADOS.....  | 32   |
| 3.1. Avaliação do status ecológico atual.....                               | 32   |
| 3.1.1. Elemento de qualidade físico-química da água.....                    | 32   |
| 3.1.2. Elemento de qualidade hidromorfológica.....                          | 36   |
| 3.1.3. Elemento de qualidade biológica: macrofauna bentónica.....           | 38   |
| 3.1.3.1. Composição faunística: distribuição e variação sazonal.....        | 39   |
| 3.1.3.2. Tipologia e sazonalidade nas comunidades de invertebrados.....     | 40   |
| 3.1.3.3. Diversidade e índices bióticos.....                                | 44   |
| 3.1.3.4. Grupos funcionais alimentares e índices tróficos.....              | 45   |
| 3.1.4. Elemento de qualidade biológica: Fauna piscícola.....                | 48   |
| 3.1.4.1. Composição relativa da comunidade de peixes.....                   | 49   |
| 3.1.4.2. Tipologia e sazonalidade nas comunidades de peixes.....            | 51   |
| 3.1.4.3. Qualidade piscícola e índices de diversidade.....                  | 54   |
| 3.2. Avaliação da qualidade global.....                                     | 56   |

|   |    |
|---|----|
| 3.3. Análise da evolução temporal na área urbana (POLIS Bragança) ..... | 58 |
| 4. DISCUSSÃO.....   | 62 |
| 5. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS .....                              | 66 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....   | 69 |
| ANEXOS.....   | 78 |

## ÍNDICE DE FIGURAS

|  |    |
|--|----|
| Figura 1. Avaliação do fluxo de serviços ecossistêmicos relacionados à água por meio da integração de capital natural, capital construído/humano e beneficiários..                     | 2  |
| Figura 2. Comparação das funções dos ecossistemas ribeirinhos em relação à Diretiva Quadro da Água (DQA) e complexidade e estrutura dos ecossistemas.                                  | 5  |
| Figura 3. Localização da bacia hidrográfica do rio Ferverença.   | 11 |
| Figura 4. Geologia da Bacia Hidrográfica do Rio Ferverença.  | 12 |
| Figura 5. Índice de Aridez na bacia hidrográfica do rio Ferverença.  | 13 |
| Figura 6. Hipsometria da bacia hidrográfica do rio Ferverença.   | 14 |
| Figura 7. Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Ferverença.  | 14 |
| Figura 8. Mapa dos locais de amostragem nos rios Ferverença e Sabor (2024).  | 16 |
| Figura 9. Medição in situ de parâmetros da qualidade da água no Rio Ferverença (2024).   | 21 |
| Figura 10. Medição laboratorial de parâmetros da qualidade da água do Rio Ferverença (2024).   | 21 |
| Figura 11. Representação esquemática da distribuição espacial de variáveis e Manual RHS.   | 22 |
| Figura 12. Procedimentos de amostragem de invertebrados bentônicos no rio Ferverença.  | 25 |
| Figura 13. Identificação de amostras de macroinvertebrados   | 25 |
| Figura 14. Captura de peixes através da pesca elétrica (primavera 2024).   | 28 |
| Figura 15. Dados biométricos: medição comprimento e peso da ictiofauna.  | 29 |
| Figura 16. Determinação da qualidade ecológica.  | 30 |
| Figura 17. Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) mostrando a disposição dos locais de amostragem com base nos fatores abióticos medidos.                                 | 34 |
| Figura 18. Variação do teor de condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) nos setores dos rios Ferverença e Sabor (verão 2024).   | 35 |
| Figura 19. Variação da concentração de fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) nos setores dos rios Ferverença e Sabor (verão 2024).   | 35 |
| Figura 20. Variação da concentração de cloretos ( $\text{Cl}^-$ ) nos setores dos rios Ferverença e Sabor (verão 2024).  | 36 |
| Figura 21. Variação da acidez total ( $\text{mg HCO}_3^-$ ) nos setores dos rios Ferverença e Sabor (verão 2024).  | 36 |
| Figura 22. Composição relativa de macroinvertebrados nos rios Ferverença e Sabor (inverno 2024).   | 40 |
| Figura 23. Composição relativa de macroinvertebrados nos rios Ferverença e Sabor (verão 2024).   | 40 |
| Figura 24. Abundância total (N) das comunidades de macroinvertebrados, distribuídos por diferentes setores nos rios Ferverença e Sabor, para 3 períodos de amostragem (ano de 2024).   | 41 |
| Figura 25. Riqueza taxonômica (S) das comunidades de macroinvertebrados, distribuídos por diferentes setores nos rios Ferverença e Sabor, para 3 períodos de amostragem (ano de 2024). |    |

|   |    |
|---|----|
| .....   | 42 |
| Figura 26. Ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) dos 14 locais de amostragem, para os 3 períodos de amostragem, determinada com base na abundância de macroinvertebrados (ano 2024). .....  | 42 |
| Figura 27. Ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) das comunidades de invertebrados, para os 3 períodos de amostragem (ano 2024). .....   | 43 |
| Figura 28. Diversidade $H'$ de shannon-Wiener das comunidades de invertebrados, distribuídos por diferentes setores nos rios Ferverença e Sabor, para 3 períodos de amostragem (ano de 2024). ..... | 44 |
| Figura 29. Equitabilidade $J'$ de Pielou das comunidades de macroinvertebrados, distribuídos por diferentes setores nos rios Ferverença e Sabor, para 3 períodos de amostragem (ano de 2024). ..... | 44 |
| Figura 30. Grupos funcionais alimentares das comunidades de macroinvertebrados do rio Ferverença e Sabor (inverno de 2024). .....   | 46 |
| Figura 31. Grupos funcionais alimentares das comunidades de macroinvertebrados do rio Ferverença e Sabor (verão de 2024). .....   | 47 |
| Figura 32. Capturas por unidade de esforço CPUE ( $n^{\circ}$ peixes/ 100 m <sup>2</sup> ) nos 14 locais amostrados nos rios Ferverença e Sabor (inverno 2024). .....                               | 48 |
| Figura 33. Capturas por unidade de esforço CPUE ( $n^{\circ}$ peixes/ 100 m <sup>2</sup> ) nos 14 locais amostrados nos rios Ferverença e Sabor (verão 2024). .....                                 | 49 |
| Figura 34. Composição relativa das comunidades de peixes no rio Ferverença e Sabor (Inverno 2024). .....  | 49 |
| Figura 35. Composição relativa das comunidades de peixes no rio Ferverença e Sabor (Verão 2024). .....  | 50 |
| Figura 36. Composição relativa das comunidades de peixes no rio Ferverença e Sabor (Verão 2024). .....  | 50 |
| Figura 37. Abundância total (N) das comunidades de peixes, distribuídos pelos diferentes setores nos rios Ferverença e Sabor, para 3 períodos de amostragem (ano de 2024). .....                    | 51 |
| Figura 38. Riqueza taxonómica (S) das comunidades de peixes, distribuídos pelos diferentes setores nos rios Ferverença e Sabor, para 3 períodos de amostragem (ano de 2024). .....                  | 52 |
| Figura 39. Escala multidimensional não métrica (nMDS) dos 14 locais de amostragem, com base na abundância de peixes, de acordo com os grupos de setores do rio Ferverença e Sabor (ano 2024). ..... | 52 |
| Figura 40. Ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) das comunidades de peixes, para os 3 períodos de amostragem (ano 2024). .....  | 53 |
| Figura 41. Diversidade $H'$ de Shannon-Wiener das comunidades de peixes, distribuídos pelos diferentes setores nos rios Ferverença e Sabor, para 3 períodos de amostragem (ano de 2024). .....      | 55 |
| Figura 42. Equitabilidade $J'$ de Pielou das comunidades de peixes, distribuídos pelos diferentes setores nos rios Ferverença e Sabor, para 3 períodos de amostragem (ano de 2024). .....           | 56 |

|   |    |
|---|----|
| Figura 43. Focos de poluição localizada no setor urbano da cidade de Bragança (ano de 2024).<br>.....   | 59 |
| Figura 44. Abundância (N) das comunidades de macroinvertebrados do rio Fervença, na zona urbana de Bragança, considerando 3 períodos, relativamente às obras de requalificação do Programa POLIS. ....  | 60 |
| Figura 45. Riqueza taxonómica (S) das comunidades de macroinvertebrados do rio Fervença, na zona urbana de Bragança, considerando 3 períodos, relativamente às obras de requalificação do Programa POLIS. ....  | 60 |
| Figura 46. Equitabilidade J' de Pielou das comunidades de macroinvertebrados do rio Fervença, na zona urbana de Bragança, considerando 3 períodos, relativamente às obras de requalificação do Programa POLIS. ....   | 61 |
| Figura 47. Diversidade H' de Shannon-Wiener das comunidades de macroinvertebrados do rio Fervença, na zona urbana de Bragança, considerando 3 períodos, relativamente às obras de requalificação do Programa POLIS. ....  | 61 |
| Figura 48. Ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) dos locais de amostragem, baseado na abundância das comunidades de macroinvertebrados do rio Fervença, referente à zona urbana de Bragança, considerando 3 períodos, tendo em conta as obras de requalificação do Programa POLIS. .... | 62 |

## ÍNDICE DE TABELAS

|  |    |
|--|----|
| Tabela 1. Caracterização dos locais de amostragem situados no rio Fervença, na Zona de Referência e na Zona Urbana de Montante, no verão de 2024.....  | 17 |
| Tabela 2. Limiares máximos dos parâmetros físico-químicos para o Estado Ecológico nos rios do Norte de Portugal. ....  | 22 |
| Tabela 3. HQA: Valores limites da classe excelente para a tipologia do rio Fervença .....  | 23 |
| Tabela 4. Categorias de Artificialização: Pontuação do Índice HMS. ....  | 24 |
| Tabela 5. Mediana dos valores de referência e fronteiras da ribeira estudada. ....   | 27 |
| Tabela 6. Grupos funcionais de macroinvertebrados. ....  | 27 |
| Tabela 7. Valores para as classes de qualidade do F-IBIP, Classe de Qualidade e Valor em Rácio de Qualidade Ecológica (RQE). ....  | 30 |
| Tabela 8. Parâmetros físico-químicos da água nos rios Sabor e Fervença (inverno 2024) e sua classificação, considerando estabelecidos pelo bom estado ecológico em rios do Norte de Portugal. .... | 32 |
| Tabela 9. Parâmetros físico-químicos da água nos rios Sabor e Fervença (verão 2024) e sua classificação, considerando estabelecidos pelo bom estado ecológico em rios do Norte de Portugal. ....   | 33 |
| Tabela 10. Índice HQA e respetivos subíndices nos rios Fervença e Sabor (primavera 2024). 37   |    |
| Tabela 11. Índice HMS e respetivos subíndices nos rios Fervença e Sabor (primavera 2024). 38   |    |
| Tabela 12. Resultados da análise PERMANOVA das comunidades de invertebrados para as tipologias e estações do ano amostradas.....   | 41 |
| Tabela 13. Índice IPtIN dos locais amostrados, para os 3 períodos de amostragem (ano de 2024). ....  | 45 |
| Tabela 14. Resultados da análise PERMANOVA das comunidades de peixes para as tipologias e estações do ano amostradas.. ....  | 51 |
| Tabela 15. Ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) das comunidades de peixes, para os 3 períodos de amostragem (ano 2024). ....  | 54 |
| Tabela 16. Índice F-IBIP dos locais amostrados, para os 3 períodos de amostragem (ano 2024). ....  | 54 |
| Tabela 17. Avaliação dos elementos de qualidade da água dos rios Sabor e Fervença, para apenas um local de amostragem por tipologia amostragem. ....   | 57 |
| Tabela 18. Avaliação global da qualidade da água dos 14 locais de amostragem dos rios Sabor e Fervença, para cada estação do ano.....  | 58 |
| Tabela 19. Parâmetros físico-químicos da água no setor urbano do rio Fervença – Zona POLIS, sujeita a obras de reabilitação em 2000, considerando 3 períodos: antes, depois e atual.. .....        | 59 |

## 1. INTRODUÇÃO

A água doce foi sempre um fator importante no desenvolvimento das sociedades. Por tal motivo, as populações humanas estabeleceram-se em aglomerados rurais e urbanos, desde os tempos mais remotos, nas margens de rios devido ao acesso à água, à presença de solos mais férteis para a agricultura e à disponibilidade de alimentos, especialmente através da pesca (Feio et al., 2019; Maes et al., 2018). As Nações Unidas (UN, 2019) projetam que, no ano 2050, 68% da população mundial estará a viver em cidades, ocupando áreas importantes e sensíveis, onde o bem-estar humano depende das condições de habitabilidade que não devem isolar-se do ambiente natural (Pickett et al., 2016). É neste âmbito que surge a ecologia urbana que descreve as cidades como sistemas socioecológicos onde ecossistemas e sociedades interagem e onde os ecossistemas de água doce, entre outros, constituem redes densas que estão, muitas vezes, fortemente impactados pelas atividades humanas (Pickett et al., 2001). Contudo, os ambientes aquáticos e ribeirinhos, quando próximos do estado original, promovem a integração de elementos verdes e azuis nas cidades e fornecem uma ampla gama de serviços de ecossistema (Ranta et al., 2021).

### 1.1. Ecossistemas de água doce e serviços associados

Os ecossistemas de água doce abrangem ambientes como rios, lagos e águas subterrâneas e estão intimamente relacionados com outros ecossistemas naturais, em particular com zonas ribeirinhas, planícies aluviais e zonas húmidas. Estes ecossistemas desempenham um papel vital na manutenção da qualidade e funcionamento dos ambientes aquáticos e terrestres (Feio et al., 2019). A interdependência entre os elementos abióticos, i.e., água, sedimentos, nutrientes e os elementos bióticos, i.e., microrganismos, algas, plantas, invertebrados, peixes, anfíbios, répteis, aves, mamíferos garantem a estabilidade e a resiliência dos ecossistemas (Grill et al., 2019).

Os **serviços de ecossistema (SE)** são os benefícios que os humanos recebem dos ecossistemas naturais. Por norma, são agrupados em serviços de: **1) suporte**, essenciais para outros serviços; **2) regulação**, regulam os processos de ecossistema; **3) aprovisionamento**, fornecem benefícios materiais, como alimentos e água; e **4) culturais**, fornecem benefícios não materiais (Bernex,

2016). Os SE associados aos ambientes aquáticos e ribeirinhos são muito variados, desde o abastecimento de água para consumo humano, agricultura e indústria, à purificação da água, ao controle de cheias em áreas urbanas, para além de suporte da biodiversidade, ao abrigar uma ampla gama de espécies vegetais e animais (Maes et al., 2018; Comissão Europeia, 2021). Mais recentemente surgiu o conceito de **capital natural (CN)** que diz respeito aos componentes vivos e não vivos dos ecossistemas que direta ou indiretamente fornecem serviços aos seres humanos (Guerry et al., 2015). O capital natural é a base ou as condições que dão origem aos SE. Em resumo, os SE são os benefícios que os humanos recebem dos ecossistemas, enquanto o CN são os recursos naturais que fornecem esses benefícios. Entender a relação entre os SE e o CN é fundamental para o desenvolvimento sustentável e a gestão eficaz dos recursos naturais. Na **Figura 1** é apresentada a conceptualização dos fluxos de SE relacionados com a água, que compreende uma fase verde e uma fase vermelha com três componentes: capital natural, capital construído/humano e beneficiários (Lin et al., 2021).

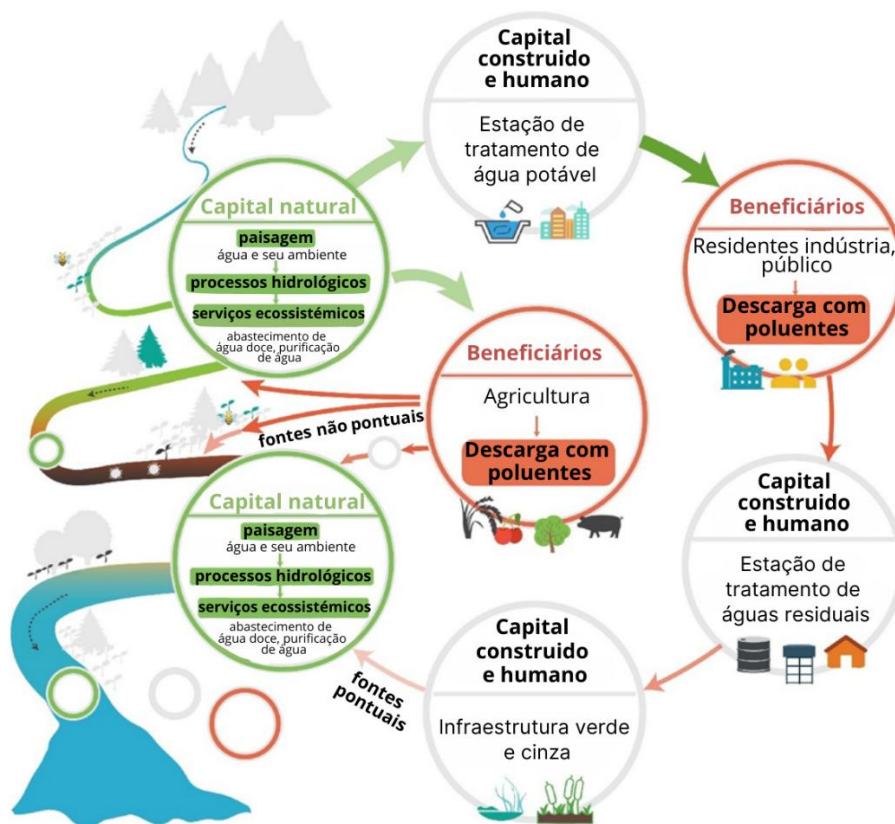


Figura 1. Avaliação do fluxo de serviços ecossistêmicos relacionados com a água por meio da integração de capital natural, capital construído/humano e beneficiários. A largura das barras de fluxo mostra a quantidade relativa de água (adaptado de Lin et al., 2021).

A gestão da água influencia a saúde humana e dos ecossistemas de muitas maneiras. Por exemplo, o abastecimento de água potável e o saneamento ajudam a prevenir doenças e reduzem a carga de microrganismos no ambiente. As barreiras físicas (e.g. açudes, barragens) ajudam a mitigar o efeito das inundações, fornecem água para pessoas, animais e agricultura e permitem gerar eletricidade (Boelee et al., 2019). Contudo, provocam mudanças hidromorfológicas que modificam o estado natural dos ecossistemas, induzindo alterações na biodiversidade. Também as águas residuais podem fornecer nutrientes para a produção de alimentos, mas apresentam riscos elevados para a saúde humana e dos ecossistemas (Drechsel et al., 2010; Dufour et al., 2012; Evans et al., 2018; Landrigan et al., 2017; Alderman et al., 2012).

## **1.2. Biodiversidade em ecossistemas de água doce**

A biodiversidade corresponde à variabilidade de organismos vivos de todas as origens, incluindo ecossistemas terrestres, marinhos e dulçaquícolas e os complexos ecológicos nos quais estão inseridos (Rawat & Agarwal, 2015).

A integridade ecológica e a funcionalidade dos sistemas aquáticos e ribeirinhos estão intimamente ligadas à biodiversidade (Bernex, 2016). Todos os organismos desempenham funções ecológicas essenciais, como a ciclagem de nutrientes, a regulação da qualidade da água e a sustentação das cadeias alimentares, contribuindo para o equilíbrio desses ecossistemas (Cao and Natuhara, 2019; Zhang et al., 2022). A notável biodiversidade, alta vulnerabilidade e elevados níveis de endemismo presentes nos ecossistemas de água doce, justifica que sejam considerados prioritários em termos de conservação (Darwall et al., 2011; Dudgeon, 2019). Existe uma variedade de medidas para gerir ecossistemas de água doce e lidar com o declínio da biodiversidade, desde o restauro de rios locais até a implementação em larga escala de áreas protegidas (APs) (Gray et al., 2016; Pimm, Jenkins & Li, 2018). A conservação da biodiversidade de água doce enfrenta desafios complexos, decorrentes da intrincada conectividade dos sistemas fluviais, da variabilidade espacial e temporal dos habitats aquáticos, da dificuldade em controlar ameaças externas e da escassez de informações sistemáticas sobre espécies de água doce (Roux et al., 2008; Abell et al., 2011; Collier, 2011; Darwall et al., 2011).

### 1.3. Principais ameaças

Os ecossistemas mediterrâneos (ETMs) estão, ao longo do tempo, entre os mais intensamente explorados pelo ser humano (Valavanidis & Vlachogianni, 2011). De uma forma global, os ETMs apresentam diversas vulnerabilidades às mudanças climáticas, com relevo para: (a) o aumento da temperatura e redução da humidade que afetarão a distribuição das espécies; (b) o uso intensivo dos solos, a fragmentação de habitats e as pressões antropogénicas irão limitar a capacidade de adaptação natural; (c) os incêndios rurais tendem a ameaçar diferentes espécies de fauna e flora; (d) a introdução de espécies exóticas invasoras coloca em risco espécies nativas e ameaçadas; e (e) o efeito sinérgico das mudanças climáticas pode levar à perda de biodiversidade e à redução dos serviços ecossistémicos (IPCC, 2007).

Em relação aos sistemas aquáticos e ribeirinhos, entre as principais ameaças das atividades antrópicas, estão o corte exagerado e degradação da galeria ripícola, a poluição difusa e localizada da agricultura, as descargas de águas residuais da indústria, as captações de água, a deposição atmosférica, a perda de conectividade fluvial pela presença de barreiras (açudes e barragens), a pesca excessiva e a introdução de espécies exóticas (Maes et al., 2018). Nas cidades a conversão de áreas naturais em ambientes urbanos tem alterado drasticamente a estrutura dos ecossistemas de água doce, pelo aumento da poluição por escoamento superficial de águas pluviais e lançamento de efluentes industriais e domésticos nos corpos de água (Zerega et al. 2021; Magliozzi et al., 2020). Outra ameaça considerável resulta da fragmentação de habitats, causada por canais e barreiras artificiais de maior (barragens) ou menor dimensão (açudes), maioritariamente construídas para regulação de caudais. As barreiras físicas bloqueiam as rotas migratórias de várias espécies, alteram o regime hidrológico, transformando ambientes lóticos em ambientes lênticos. Essa modificação reduz a conectividade ecológica entre os habitats aquáticos e ribeirinhos, isolando populações e comprometendo a troca genética (Britton, 2023; Wu et al., 2019). Outra ameaça bem patente em rios urbanos, consiste na introdução de espécies invasoras pela ação accidental ou deliberada do homem, incluindo plantas aquáticas, invertebrados e peixes que são responsáveis pela transmissão de doenças e parasitas, predação e competição por recursos com

espécies nativas, podendo causar a sua extinção local e alterar drasticamente as cadeias alimentares e os ciclos ecológicos (Perrin et al., 2021).

As pressões e impactos de origem antropogénica refletem-se particularmente nos rios urbanos. As alterações no uso do solo nas proximidades dos ecossistemas aquáticos têm sido responsáveis por mudanças drásticas na hidromorfologia dos rios urbanos, resultando na diminuição das populações de peixes (Wang et al., 2000), macroinvertebrados (Chadwick et al., 2006) e macrófitos (Suren, 2000). Por tal motivo, os rios urbanos estão entre os ecossistemas mais ameaçados, à escala mundial, sendo frequentemente alvo de iniciativas de reabilitação e/ou restauro, que apesar de altos investimentos financeiros, não têm obtido os resultados positivos esperados com as intervenções projetadas (Bănăduc et al., 2022; Barbarossa et al., 2021).

#### 1.4. Remediação, reabilitação e restauro fluvial

A remediação, reabilitação e o restauro fluvial têm um papel vital na requalificação ambiental. São conceitos diferentes ainda que muitas vezes usadas grosseiramente como sinónimos (**Figura 2**).

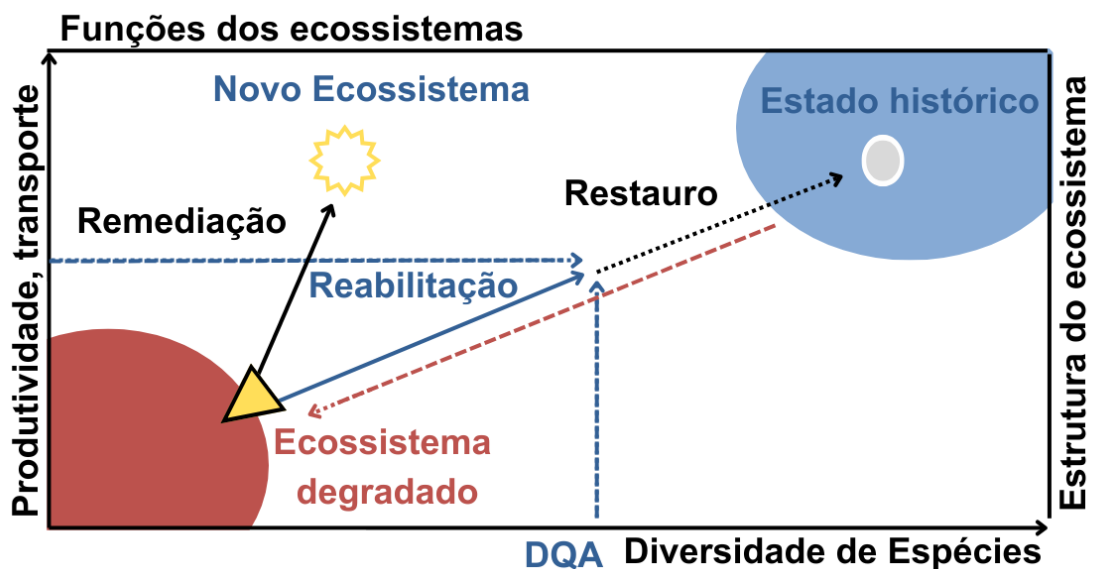


Figura 2. Comparação das funções dos ecossistemas ribeirinhos em relação à Diretiva Quadro da Água (DQA) e complexidade e estrutura dos ecossistemas (adaptado de Lovett & Edgar, 2002).

Segundo a Sociedade de Restauro Ecológica (SER, 2004) o **restauro ecológico** é o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído e tem como objetivo principal devolver o curso de água ao estado mais próximo possível de sua condição natural,

focando-se em recuperar a estrutura e funções ecológicas. Este processo pretende acelerar a recuperação de um ecossistema em relação à sua saúde, integridade e sustentabilidade ecológica (Palmer et al., 2005).

Por sua vez, Garcias e Afonso (2013) definem a **reabilitação** como um conjunto estratégico de intervenções voltadas para a melhoria parcial das condições físicas e biológicas de um curso de água. Entre as principais medidas adotadas nesse processo podem estar a reconfiguração dos meandros, a estabilização das margens, a gestão de espécies, a proteção da vegetação ripária e a remoção de barragens, todas elas visando mitigar os danos e reabilitar parcialmente a funcionalidade ecológica do ambiente aquático.

Por fim, a **remediação** é tida como uma abordagem necessária quando os impactos ambientais atingem um nível crítico, impossibilitando que o ecossistema aquático retorne a um estado próximo do natural. Nesses casos, a remediação pode concentrar-se na mitigação dos danos e na adaptação do ambiente às novas condições impostas pela degradação. Esse conceito é amplamente aplicado ao tratamento de águas contaminadas por resíduos e poluentes provenientes de atividades industriais e domésticas, visando reduzir os riscos ambientais e garantir um uso mais seguro e sustentável dos recursos hídricos (Garcias e Afonso, 2013)

### **1.5. Rios urbanos e requalificação**

Desde o século XX, o movimento de requalificação fluvial cresceu devido aos danos causados pelas atividades antrópicas. Esses projetos estavam orientados para o controle de inundações, como a canalização e regularização de caudais, e para a necessidade de despoluir os rios. Atualmente, os projetos visam equilibrar as necessidades ambientais com o uso humano, como por exemplo o lazer associado às paisagens urbanas (Silva & Porto, 2020).

Em Portugal, o Programa POLIS foi lançado pelo governo português no ano 2000 (Resolução do Conselho de Ministros n.º 26/2000) e visava promover a revitalização urbana em várias cidades do país, com ênfase na recuperação ambiental e na melhoria da qualidade de vida dos cidadãos. O Programa incluiu projetos em 28 cidades, das quais 17 envolveram intervenções no rio e margens (Saraiva et al., 2008). Foi neste contexto que surgiu o programa POLIS

Bragança, realizado no Rio Fervença, que tinha como metas centrais a criação de espaços verdes e zonas de lazer nas margens do curso de água, acessíveis para a população, envolvendo ainda o seu represamento com a construção de vários açudes. As margens do rio Fervença foram transformadas em parques urbanos que são, atualmente, muito utilizados pela população para caminhadas, desporto e atividades ao ar livre. Também foram construídas novas pontes e passadiços pedonais que permitiram atravessar o rio e percorrer a cidade de forma mais acessível, facilitando o acesso a diferentes áreas de Bragança. O projeto, ao tentar modernizar a cidade e torná-la mais funcional acabou, contudo, por sacrificar a sustentabilidade e a biodiversidade local (Kondolf, Podolak & Grantham, 2013). Com efeito, o crescimento de plantas e algas, em especial nos açudes, impediu diversos usos humanos, como o lazer e recreação (Smith et al., 1995). Além disso, outro dos maiores problemas foi a transformação de grande parte do leito e margens do rio em troços muito artificializados, com paredes de betão, alterando drasticamente o curso natural do rio Fervença.

Diversos estudos destacam o sucesso da requalificação fluvial em diferentes contextos, como por exemplo nos rios Emscher na Alemanha (Alves, 2003; Gerner et al., 2018) e Lippe (Höckendorff et al., 2017) e Anacostia nos EUA (Gorski, 2008). Segundo Cengiz (2013), na década de 1980, os ambientalistas referiam-se ao Rio Isar, na Alemanha, como um "rio morto" devido à sua degradação ambiental. Para reverter esse cenário, foi desenvolvido um extenso programa de revitalização com o objetivo de restaurar o rio para múltiplos usos, incluindo navegação, captação de água, recreação e geração de energia. O Plano Isar, visava aumentar a capacidade de retenção de água e reduzir o risco de cheias a jusante. Como parte das intervenções, as calhas de cimento que retificavam o canal foram removidas e o material foi reaproveitado para a criação de habitats ecológicos, resultando em melhorias significativas na qualidade ambiental do rio (Silveira & Polidori, 2024). Zingraff-Hamed et al. (2017) destacam projetos de restauro urbanos que integrem metas ecológicas e sociais, incluindo a recuperação de habitats ribeirinhos, como parte essencial dessas intervenções. Do ponto de vista económico, rios saudáveis atraem turismo e incentivam o desenvolvimento sustentável das regiões, além de melhorarem a qualidade da água e recuperar a biodiversidade. Essas ações também visam

proteger os ecossistemas, reduzindo assim os custos de tratamento de água e mitigam os riscos associados a eventos climáticos extremos.

Para que os rios urbanos possam exercer plenamente as funções ecológicas, é necessária uma gestão ambiental que priorize o controle do fluxo hídrico e a qualidade da água, além de políticas públicas voltadas para a conservação e restauro dos corredores naturais (McClain et al., 2003; Graf, 1977). Atualmente, a gestão dos rios urbanos está em evolução, passando de uma abordagem focada exclusivamente em serviços básicos, voltados principalmente o interesse público (como o fornecimento de água potável, o descarte de esgoto e o controle de inundações), para um modelo mais amplo de integração doutros valores. Esse modelo de gestão integrada abarca não só o abastecimento de água, o tratamento de águas residuais e a gestão de águas pluviais, mas também objetiva múltiplos benefícios adicionais, incluindo a criação de espaços com valor social, a proteção ambiental das massas hídricas, a redução da dependência de fontes externas de água, além de contribuir para a melhoria do microclima nas áreas urbanas (Brown et al., 2009b). A gestão de rios urbanos deve desempenhar, portanto, um papel fundamental na proteção dos recursos aquícolas e na manutenção de seus serviços ecossistêmicos. A aplicação de medidas de controle, como sistemas de infiltração e biofiltração, busca reduzir a carga de poluentes que chega às massas hídricas, além de moderar a intensidade e a frequência do escoamento para níveis mais próximos dos naturais. Tais medidas mitigam a pressão de distúrbios contínuos sobre os ecossistemas fluviais, permitindo que as comunidades biológicas locais se reestruturem e recuperem as funções ecológicas essenciais (Walsh et al., 2012; Booth et al., 2016). Essa abordagem integrada tem-se mostrado eficaz não apenas na preservação da biodiversidade, mas também na melhoria da qualidade ambiental e dos benefícios diretos para a sociedade, promovendo rios urbanos como espaços de conservação (Burns et al., 2012; Fletcher et al., 2015).

De acordo com Palmer et al. (2005), o sucesso ecológico do restauro de rios urbanos depende de uma abordagem mais pragmática, afirmando que em vez de tentar reproduzir condições históricas inacessíveis ou mesmo desconhecidas, o restauro deve ter como objetivo tornar o rio o mais autossustentável e ecologicamente equilibrado. Os mesmos autores acreditam que a palavra

“ecológica” pode ser usada para descrever amplamente as partes biológicas, hidrológicas e geomorfológicas dos sistemas naturais. Assim, investir em estratégias de conservação para os rios urbanos significa proteger um recurso vital para a saúde ambiental e para o bem-estar das comunidades, promovendo espaços de integração entre a natureza e a vida urbana. Ao priorizar a conservação desses ecossistemas, assegura-se que os rios continuem a desempenhar funções ecológicas e sociais, refletindo um compromisso com o desenvolvimento sustentável e com a qualidade de vida das futuras gerações (Poff et al., 1997; Walsh et al., 2012).

### **1.6. Monitorização ambiental e avaliação ecológica**

A Diretiva Quadro da Água (DQA) veio impor a todos os estados-membros a monitorização da qualidade das águas superficiais, subterrâneas e costeiras. Esta monitorização tem como objetivo, proceder à classificação do estado ecológico, baseado na avaliação de físico-químicos e hidromorfológicos de suporte aos elementos biológicos (Feio et al., 2019). O estado ecológico é uma medida integrada da estrutura e do funcionamento dos ecossistemas e é quantificado por massa hídrica individual usando métodos de avaliação que consideram elementos de qualidade biológica (BQEs, ou seja, fitoplâncton, flora, fauna de invertebrados e fauna de peixes) e informações sobre as condições físico-químicas e hidromorfológicas. A classificação é, por norma, expressa em cinco classes: Excelente, Bom, Moderado, Medíocre e Mau. Segundo a DQA, uma massa hídrica deverá atingir pelo menos um bom/excelente status ecológico. O status ecológico é quantificado por cada Estado-membro por meio de métodos de avaliação nacionais, devidamente intercalibrados para garantir a coerência na classificação entre os países da UE (Maes et al., 2018).

Mais recentemente, a União Europeia definiu a Estratégia de Biodiversidade para 2030 (UE, 2022), que visa prevenir a perda de biodiversidade e promover o desenvolvimento sustentável. Neste contexto o papel da Diretiva-Quadro da Água (DQA), é reforçado e complementado pela recente criação da “Década de restauro ecológico 2021-2030”, implementada pelas Nações Unidas, que enfatizam a necessidade de restaurar ecossistemas degradados, com particular destaque para os sistemas aquáticos e ribeirinhos. A estratégia estabelece metas juridicamente vinculativas para recuperação da natureza, com foco na

reabilitação de ecossistemas que possuam, entre outros aspetos, proporcionar maior potencial para a captura e armazenamento de carbono. Também é destacada a importância de evitar a deterioração de habitats, garantindo que pelo menos 30% das áreas alcancem um estado de conservação favorável ou apresentem progressos nesse sentido até 2030 (UE, 2022).

Vários estudos apontam que a métrica da biodiversidade em rios sujeito a pressões urbanas pode ser usada como um indicador da qualidade ambiental. A presença de espécies bioindicadoras, como por exemplo invertebrados e peixes, são frequentemente empregues para avaliar o estado ecológico dos rios. Em rios de boa qualidade, com níveis adequados de oxigénio dissolvido e baixa carga de poluentes, há uma maior diversidade de espécies. Por outro lado, espécies invasoras tendem a proliferar em rios degradados, competindo com as espécies nativas e acelerando a perda de biodiversidade (Magliozzi et al., 2020; Wu et al., 2019). Assim, as respostas ambientais para a solução deste problema incluem a reabilitação ou restauro de ecossistemas. A monitorização realizada de forma contínua e sistemática também permite identificar impactos, avaliar tendências de degradação ou recuperação ambiental e formular políticas públicas eficientes para a gestão dos recursos hídricos. Além disso, as regulamentações e normas ambientais podem reduzir as pressões das emissões e criar iniciativas de crescimento verde para reduzir os impactos ambientais (Boelee et al., 2019).

### **1.7. Objetivos**

O presente estudo teve como objetivo geral avaliar o efeito da reabilitação urbana na biodiversidade e qualidade ecológica do rio Fervença (NE de Portugal). Entre os objetivos mais específicos constam:

- a) Monitorizar os elementos biológicos (macroinvertebrados e peixes), hidromorfológicos e físico-químicos de suporte, de acordo com a DQA;
- b) Proceder à avaliação da evolução temporal da qualidade ecológica, compreendendo os períodos pré e pós-intervenção no setor urbano – POLIS Bragança;
- c) Contribuir para a definição de medidas de restauro e conservação do Rio Fervença, num quadro de sustentabilidade ecológica.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Caracterização da área de estudo

O Rio Fervença possui cerca de 30 km de extensão, maioritariamente sob a influência urbana da cidade de Bragança. É um afluente do Rio Sabor que, por sua vez, desagua no Rio Douro (**Figura 3**). Este rio é alimentado por diversos cursos de água na proximidade da nascente, assumindo um caudal de maior dimensão na Veiga de Gostei, onde se unem a Ribeira de Vale do Conde, com origem na Mosca, a Ribeira do Castro, cuja nascente se localiza no Alto do Arranhadouro (Serra da Nogueira), além das Ribeiras da Castanheira e de Donai (Fernandes, 2002).

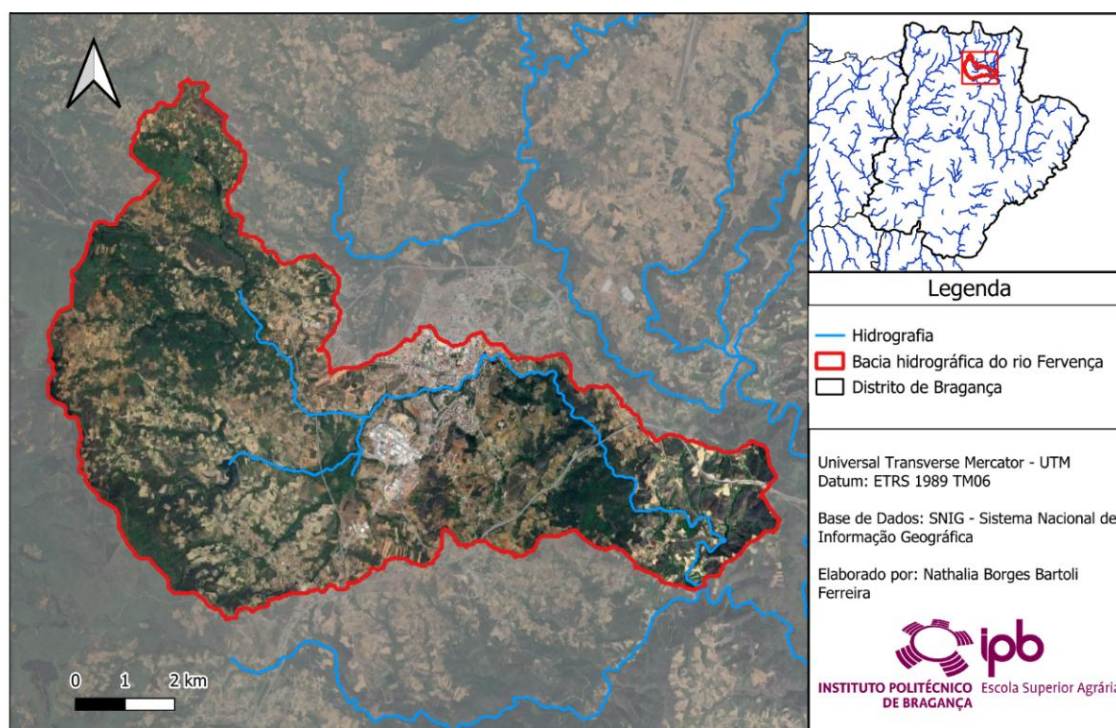
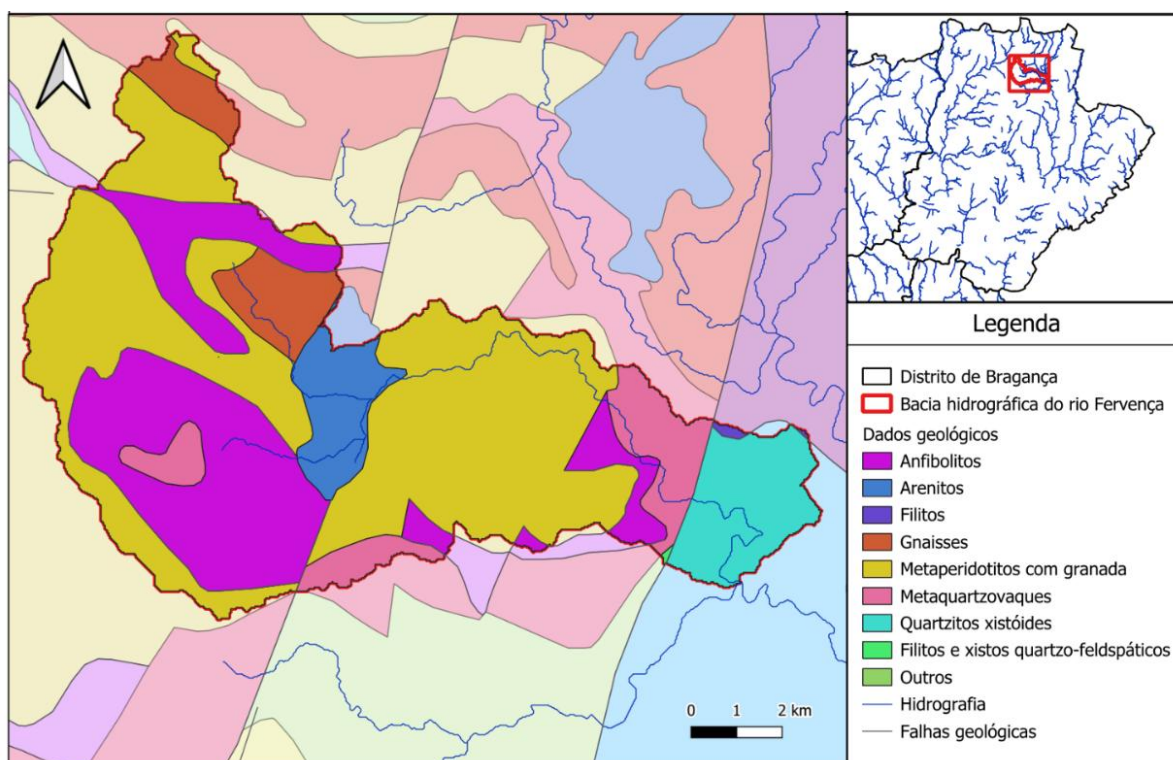


Figura 3. Localização da bacia hidrográfica do rio Fervença.

Na zona de montante do rio, destacam-se o leito com menor grau de artificialização e as margens com uma mata ripícola relativamente bem preservada (Rodrigues, 2013). Na área urbana de Bragança, o rio foi fortemente intervencionado, em particular pelo Programa POLIS (2000 a 2004), nas margens e leito do rio, com artificialização e eliminação da mata ribeirinha e construção de uma sucessão de açudes, para regularização dos caudais. Nesta área, ocorrem geralmente crescimentos de algas e plantas aquáticas, principalmente na estação do verão. O setor final do rio, está ainda fortemente influenciado pela água proveniente da

Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) de Bragança.

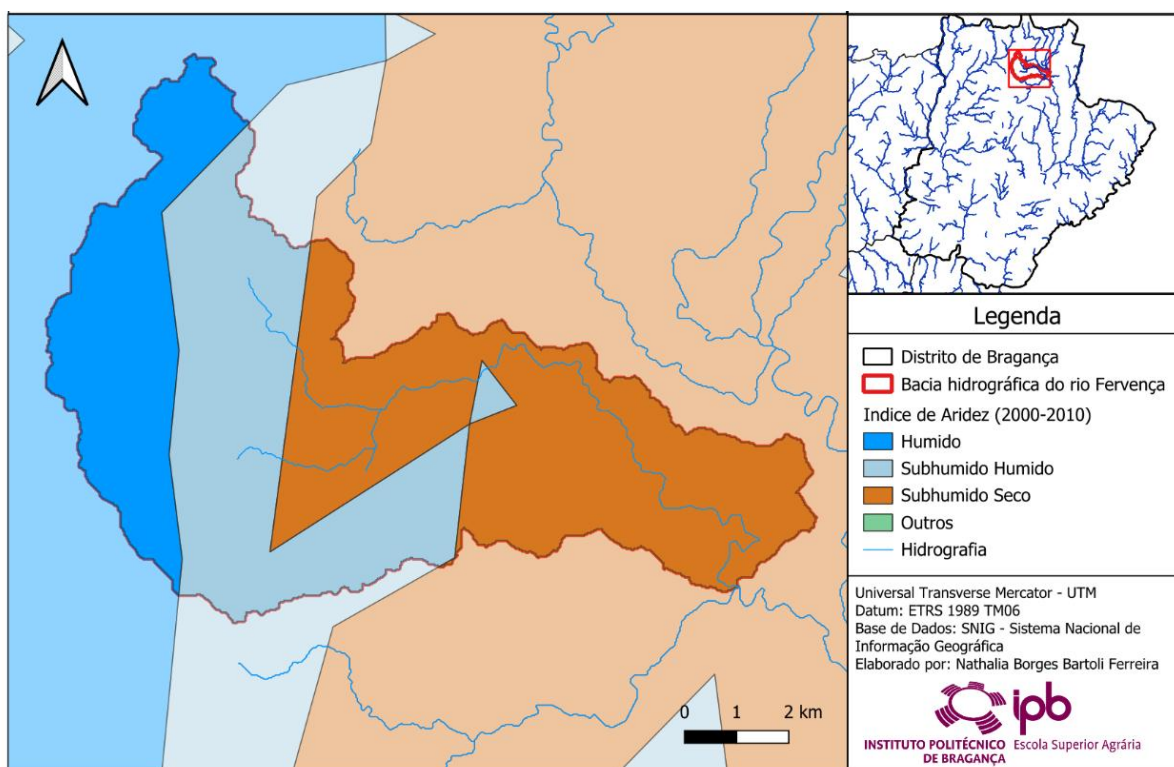
A geologia da região desempenha um papel fundamental na formação da paisagem e dos recursos hídricos. A bacia do rio Fervença apresenta uma composição litológica heterogênea, incluindo rochas metamórficas e sedimentares, cortadas por falhas geológicas que estruturam a paisagem hidrográfica. A interpretação do mapa geológico (**Figura 4**) revela uma bacia do Rio Fervença que abrange três unidades geológicas principais: o Terreno Continental Alóctone, o Terreno Ofiolítico Setentrional e o Complexo Inferior de Mantos Alóctones (Fernandes, 2002).



**Figura 4. Geologia da Bacia Hidrográfica do Rio Fervença (Geoportal Energia e Geologia, 2024).**

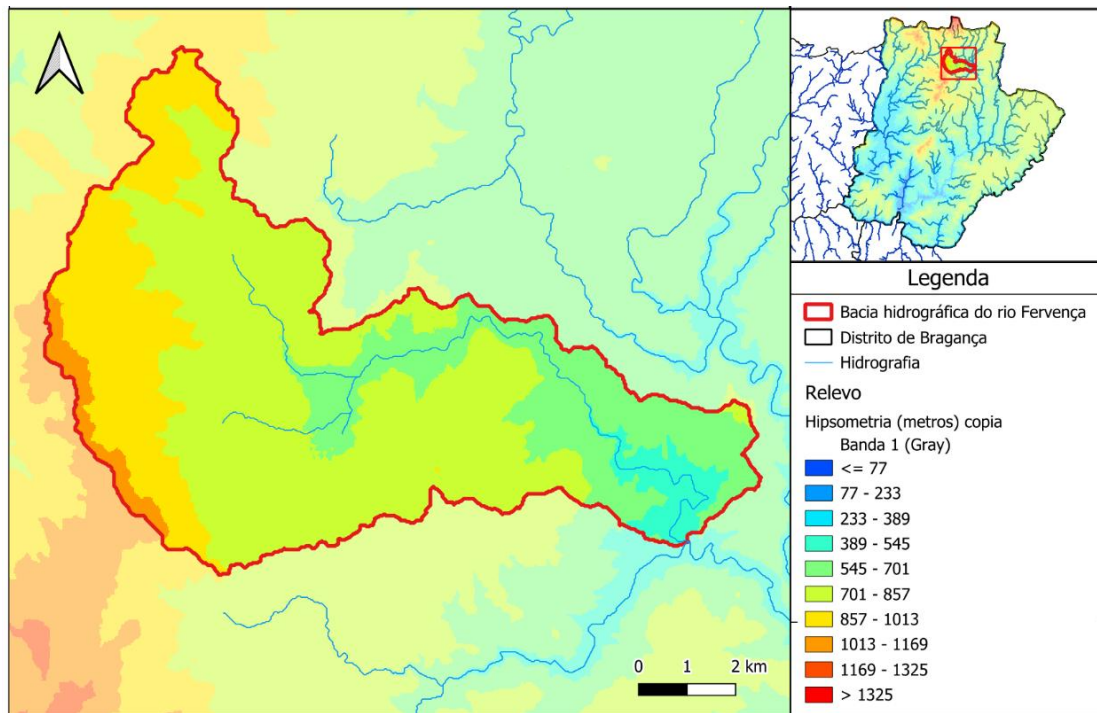
O Terreno Continental Alóctone é constituído, em grande parte, por rochas submetidas a intenso metamorfismo, como gnaisses e xistos quartzo-feldspáticos. Por outro lado, o Terreno Ofiolítico Setentrional destaca-se pela presença de sequências típicas de ofiolitos, compostas por metaperidotitos com granada e anfibolitos. Por sua vez, o Complexo Inferior de Mantos Alóctones está caracterizado por uma predominância de filitos, quartzitos xistóides e metaquartzo-arenitos. A presença de falhas geológicas, visível na **Figura 4**, evidencia os episódios de deformação intensa que moldaram a região, fragmentando as sequências ofiolíticas e influenciando a estruturação da bacia hidrográfica (Fernandes, 2002).

O clima da região transmontana apresenta características marcadamente mediterrânicas, com chuvas concentradas predominantemente na estação fria e quase ausência de precipitação durante os meses quentes. Na zona da Serra da Nogueira, onde o rio Fervença nasce, as temperaturas médias anuais são baixas, entre 9°C e 10°C. Ao desaguar no rio Sabor, percorrendo vales muito encaixados na proximidade da foz, a temperatura anual varia entre 12,5 e 14°C. A análise do índice de aridez, para o período de 2000 a 2010, conforme ilustrado na **Figura 5**, revela a predominância das condições húmida e subhúmida húmida sob influência da zona montanhosa, correspondente à nascente do rio, em contraste com a área subhúmida seca nos setores médio e final do rio. Essa característica sugere uma maior suscetibilidade à variabilidade climática nos setores sob influência humana, com períodos de déficit hídrico acentuado, especialmente em anos de menor precipitação. Esse fator influencia diretamente a disponibilidade hídrica superficial e subterrânea, e está na base de impactos na biodiversidade e nos usos agrícolas da região.



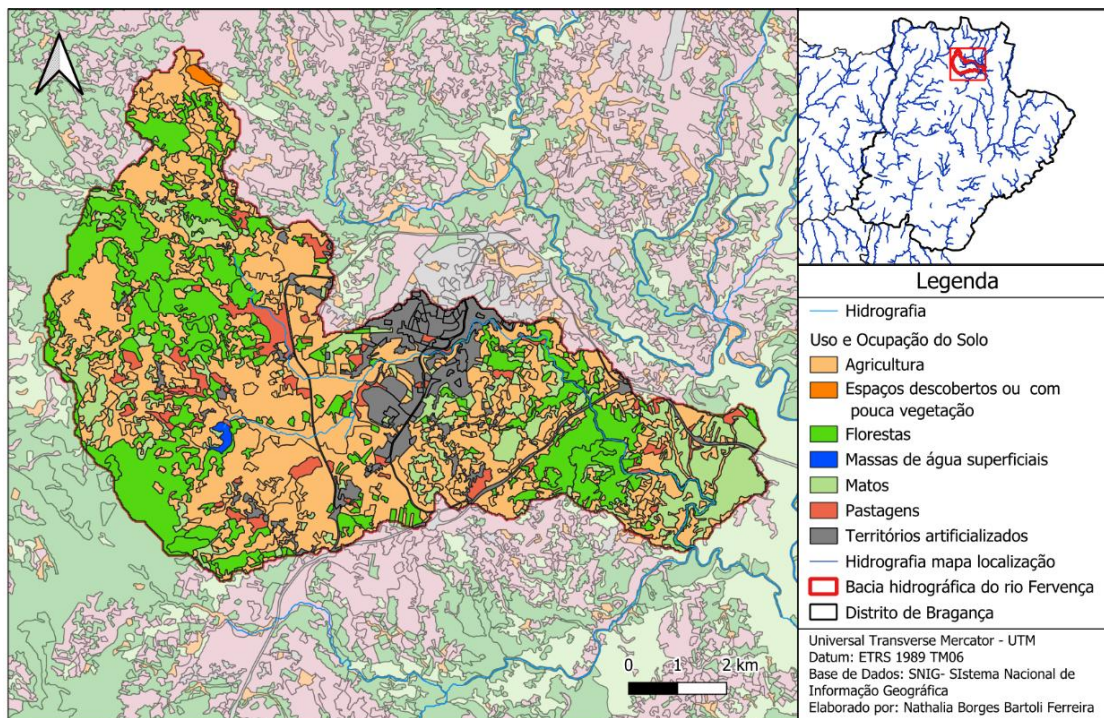
**Figura 5. Índice de Aridez na bacia hidrográfica do rio Fervença.**

A orografia da bacia hidrográfica do rio Fervença é bastante acentuada e compreende altitudes que variam 1300 m, próximo da nascente, e os 400 m na confluência com o Rio Sabor (**Figura 6**).



**Figura 6. Hipsometria da bacia hidrográfica do rio Fervença.**

Em termos de uso do solo, verifica-se que 40% da área da bacia do rio Fervença corresponde a florestas, 13% a áreas de matos e 2% a áreas de pastagens. Por outro lado, os perímetros urbanos e rurais, i.e., “territórios artificializados”, englobam a maior parte da cidade de Bragança e algumas aldeias e ocupam 11% do território (1733 hectares) (**Figura 7**).



**Figura 7. Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Fervença (COS, 2018).**

A flora e vegetação da bacia do rio Fervença possui uma elevada diversidade com presença destacada de espécies raras, incluindo endemismos ibéricos e lusitanos. Engloba o Sítio da Rede Natura PTCON0041 (Samil) marcado por diferentes *habitats*, embora alterados pela ação do homem, nomeadamente pela agropecuária, incêndios rurais e poluição. Destaque para a vegetação serpentinícola pioneira, como *Dianthus marizii* e *Santolina semidentada*. Sobressai ainda a presença de carvalho-negral (*Quercus pyrenaica*) e, em altitude, urzes (*Ericas* spp.), carqueja (*Chamaespartium tridentatum*), sargaço (*Halimium allyssoides*) e giestas (*Cytisus* spp.). Nas zonas inferiores encontra-se azinheira (*Quercus rotundifolia*), sobreiro (*Quercus suber*), carvalho cerquinho (*Quercus faginea*), rosmaninho (*Lavandula pendunculata*), esteva (*Cistus ladanifer*) e trovisco (*Daphne gnidium*), entre outras. Na zona ripária predominam essencialmente amieiros (*Alnus lusitanica*), ocorrendo ainda choupos (*Populus nigra*), freixos (*Fraxinus angustifolia*), salgueiros (*Salix* spp.) e vidoeiros (*Betula pubescens*).

Relativamente à fauna, dada a proximidade a áreas classificadas, existe a probabilidade de ocorrência de espécies raras e com estatuto de conservação desfavorável. Destaque para o lobo-ibérico (*Canis lupus signatus*) e algumas das suas presas, como o corço (*Capreolus capreolus*) e o javali (*Sus scrofa*). Assinala-se ainda a presença de raposa (*Vulpes vulpes*), gineta (*Genetta genetta*) e lontra (*Lutra lutra*), entre outros mamíferos. Entre as aves, a maioria nidificantes, destaca-se a presença de melro-de-água (*Cinclus cinclus*), milhafre-real (*Milvus milvus*), lugre (*Spinus spinus*), alvéola-cinzenta (*Motacilla cinerea*), galinha-d'água (*Gallinula chloropus*) e guarda-rios (*Alcedo atthis*). Nos répteis e anfíbios registo para o lagarto-de-água (*Lacerta schreiberi*), tritão-marmoreado (*Triturus marmoratus*) e tritão-de-ventre-laranja (*Lissotriton boscai*). Também existem na área várias espécies de borboletas raras, como *Aphantopus hyperantus*, *Lycaena virgaureae*, *Brenthis daphne* e *Boloria dia*. Na fauna piscícola, realce para espécies nativas como boga-do-norte (*Pseudochondrostoma duriense*) e bordalo (*Squalius alburnoides*). De referenciar a presença de espécies exóticas no ambiente aquático e ribeirinho, caso do lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*), do góbio (*Gobio lozanoi*) e do visão-americano (*Neovison vison*). No entanto, na zona de influência urbana dominam animais domésticos, caso de rebanhos de ovelhas e cabras, para além da presença comum nas margens de outros animais como cavalos, cães e gatos.

## 2.2. Seleção dos locais de amostragem

Na realização do presente estudo foram selecionados 14 locais de amostragem, distribuídos por 3 grandes zonas, cada uma delas subdividida nas seguintes áreas: 1) **Zona de referência**: área rural (**F1** e **F2**) e pristina (**S1** e **S2**), com menor influência humana; 2) **Zona urbana**: área Polis (**F5**, **F6**, **F7**, **F8**) e urbana de montante (**F3** e **F4**) e 3) **Zona de Jusante**: área situada após a ETAR de Bragança (**F9** e **F10**) e na confluência com o rio Sabor (**S3** e **S4**) (**Figura 8**).

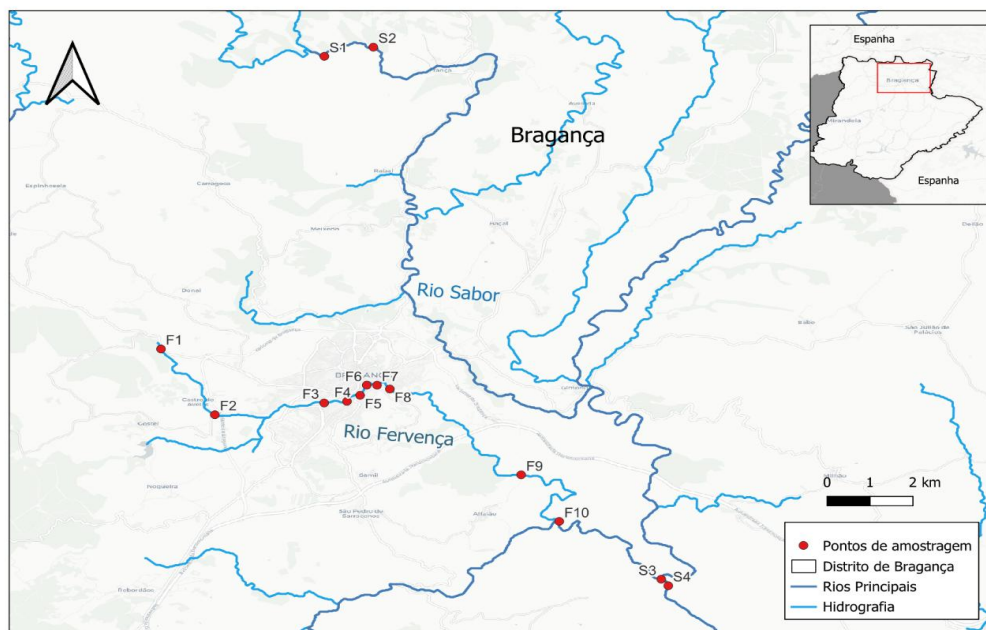


Figura 8. Mapa dos locais de amostragem nos rios Fervença e Sabor (2024).

A seleção dos locais de amostragem teve em conta os potenciais impactos das principais pressões que afetam a biodiversidade e condição ecológica do rio Fervença. Com efeito, para além das obras de requalificação do troço urbano de Bragança, a condição ecológica do rio Fervença está influenciada pela sucessão de obstáculos físicos, de maior (e.g. Barragem da Castanheira, Formil) ou menor dimensão (e.g. açudes < 5 m), pela poluição originada pela agropecuária e efluentes domésticos e industriais, em particular após a ETAR, e ainda pelas alterações climáticas, nomeadamente pelos períodos de seca prolongada. Foram ainda considerados 2 setores no rio Sabor, considerados de referência, correspondentes a zonas de montante e jusante, com mínima influência antrópica.

A amostragem foi realizada com uma periodicidade sazonal, nomeadamente nas épocas de inverno, primavera e verão de 2024. Na **Tabela 1** são apresentadas as principais características de cada local de amostragem.

**Tabela 1. Caracterização dos locais de amostragem situados no rio Fervença, na Zona de Referência - área rural (F1 e F2) e na Zona Urbana de Montante (F3 e F4), no verão de 2024.**



O **local F1** está situado na proximidade da aldeia de Grandais (41.814983° N, -6.815786° W). As margens estão densamente povoadas por vegetação ripícola, disposta de forma contínua. O ensombramento é superior a 90% e o canal apresenta uma sequência de rápidos e remansos marcada. O troço amostrado apresenta uma largura menor que 5 m, com profundidade maioritariamente até 1m. O leito do rio é dominado por substrato composto por areias e limos (70%), gravilha (10%), pedras pequenas (10%), pedras grandes (5%) e blocos (5%).

Coordenadas geográficas:



O **local F2** está localizado próximo a aldeia de Castro de Avelãs (41.794651° N, -6.800696° W). Possui uma largura inferior a 5 m. A profundidade varia de 0,5 e 1 m, na sua maioria. O ensombramento é superior a 75%. Foram detetadas zonas represadas, sem corrente. O substrato é diversificado, incluindo areias e limos (50%), gravilha (20%), pedras pequenas (30%) e pedras grandes (5%). Em relação as margens, a vegetação ribeirinha é densa em parte do setor. Contudo, são já visíveis alguns sinais da influência humana, nomeadamente na proximidade da ponte viária.

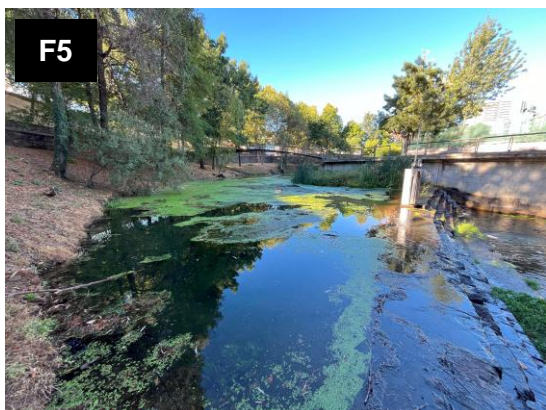


O **local F3** está localizado na zona de montante da área urbana de Bragança, próximo da Repsol (41.798286° N, -6.770058° W). Ocorrem sinais de alguma degradação das margens, nomeadamente da margem esquerda. O substrato é também pouco diversificado, incluindo areias e limos (90%), gravilha (5%), e pedras pequenas (5%). Na diversidade de habitats registado para o domínio de pools (80%) face aos riffles (20%). A largura do troço amostrado está compreendida entre 5 a 10 m e profundidade varia de 0,5 a 1 m. No canal foi detetada uma assinalável presença de macrófitos e hidrófitos.

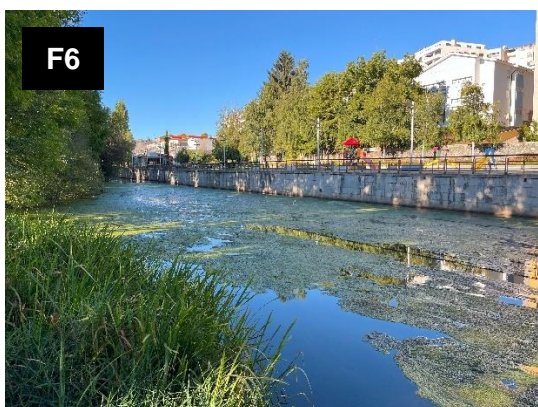


O **local F4** está situado no Campus do Instituto Politécnico de Bragança (IPB) (41.798778° N, -6.763678° W). As margens possuem sinais de degradação da vegetação ripícola que, no entanto, garante algum ensombramento do canal (> 50%). A largura do troço varia entre 3 e 5 m e a profundidade média entre 0,5 e 0,75 m. O substrato é maioritariamente grosseiro: areias (10%), gravilha (10%), pedras pequenas e grandes (50%), e blocos (30%). Presença duma sequência de habitats marcada, com pools (50%), runs (25%) e riffles (25%). Ocorrem sinais evidentes de erosão na margem direita com registo de elevada mortalidade de amieiro no setor amostrado.

**Tabela 1 (cont.). Caracterização dos locais de amostragem, situados no rio Fervença na Zona de Urbana - área POLIS (F5 a F8) no verão de 2024.**



O **local F5** encontra-se situado na Zona do Polis em Bragança, nomeadamente no 1º açude contruído a montante (41.800647° N, -6.759981° W). O troço apresenta uma largura média superior a 15 m, com profundidade maioritariamente superior a 1 m. A vegetação ribeirinha está ausente na margem esquerda sendo semicontínua ou interrompida na margem direita, com baixo ensombramento (<30%). Domínio de áreas praticamente sem corrente, na albufeira do açude. O substrato é composto por areias e limos (90%), gravilha (5%) e pedras pequenas (5%). No canal foram, ainda, observados muitos macrófitos, hidrófitos e alguns detritos lenhosos.



O **local F6** está situado imediatamente a jusante de F5 (41.803800° N, -6.758122° W), possuindo características muito idênticas: largura superior a 15 m, com profundidade média de 1,2 m e a máxima de 2 m; substrato composto por areias e limo (80%), gravilha (5%), pedras pequenas (5%), pedras grandes (5%), e blocos (5%); margem esquerda completamente artificializada (betão armado), sem vegetação ripícola; corrente reduzida ou nula; presença assinalável de macrófitos, hidrófilos e grandes detritos lenhosos. Zona pedonal da Zona Polis com forte impacto visual decorrente da fortíssima presença de produtores primários.



O **local F7** está situado ao lado do edifício Centro Ciência Viva de Bragança (41.803783° N, -6.755236° W). Apresenta uma largura média inferior a 10 m. Foram detetadas mais zonas de corrente, em contraste com os dois locais situados a montante. Heterogeneidade de habitats, incluindo pools (60%), runs (20%) e riffles (10%). O substrato está composto por 30% de pedras pequenas, 25% de pedras grandes, 20% de blocos e 25% de rocha-mãe. A vegetação da margem direita é esparsa e da esquerda, praticamente ausente pela presença do edifício do Centro de Ciência Viva. Presença de mantos de algas filamentosas e densidade apreciável de macrófitos.



O **local F8** (41.802608° N, -6.751653° W), apesar da proximidade do passadiço do rio Fervença, tem as margens fortemente ensombradas pela presença de vegetação ripícola. O vale, nesta zona, está fortemente encaixado. Tem uma largura entre 3 e 5 m, e profundidade média de 0,25 a 0,5 m. Possui uma tipologia lótica com sequência de rápidos e remansos. O substrato é diversificado e inclui areias (10%), gravilha (10%), pedras pequenas (30%), pedras grandes (30%), e blocos (20%). Presença de alguns lixos e sedimentos finos em zonas de deposição, com cheiro e turvação da água.

**Tabela 1 (cont.). Caracterização dos locais de amostragem, situados no rio Fervença na Zona de Urbana de jusante, após a ETAR de Bragança (F9 a F10) no verão de 2024.**

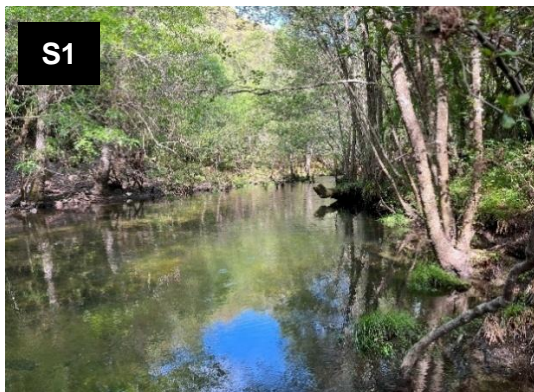


O local **F9** está próximo da Ponte Quinta da Seara-Alfaião (Quinta dos Figueiredos), situado a jusante da ETAR de Bragança (41.776064° N, -6.714839° W). A largura do troço está entre 5 e 10 m, com profundidade média entre 0,25 e 0,5 m. Presença de diferentes tipos de correntes e diversidade de habitats. O substrato heterogêneo está composto por areias (10%), gravilha (25%), pedras pequenas (50%) e pedras grandes (15%). Neste local, as margens possuem uma vegetação ripícola semicontínua e interrompida. No canal foi observada elevada densidade de macrófitos e hidrófitos. Presença assinalável de espumas e elevada turvação da água.



O local **F10** está situado a jusante da confluência com o rio Penacal (41.761653° N, -6.704167° W), com sinais ainda evidentes de poluição da água. Apesar da boa condição da vegetação ribeirinha e da diversidade de habitats e presença de substrato heterogêneo e diversidade de correntes, mantém-se alguma turvação da água, com grande deposição de finos orgânicos no leito do rio. Continuidade na presença assinalável de macrófitos e hidrófitos. Algum efeito de diluição proporcionado pela entrada de água proveniente do Rio Penacal. Paisagem dominada por um vale com forte aproveitamento agrícola e existência de pastagens para a pecuária.

**Tabela 1 (cont.). Caracterização dos locais de amostragem situados no rio Sabor, na Zona de Referência de montante, de ambientes praticamente prístinos (S1 e S2) no verão de 2024.**



O local **S1** está situado no rio Sabor numa zona considerada de referência, praticamente prístina, do Parque Natural de Montesinho (41.905525° N, -6.770011° W). Localizado num vale em forma de V profundamente encaixado na paisagem, está dominada por amieiros na zona das margens. Diversidade de microhabitats com sequência pronunciada de pools e riffles e substrato heterogêneo, composto na sua maioria por elementos grosseiros, como blocos e pedras grandes e pequenas, embora também com a presença de areias e gravilhas. Água límpida e com baixo teor de nutrientes e sais dissolvidos.



O local **S2** está situado, a jusante do setor de S1 (41.908358° N, -6.756272° W). Possui características idênticas, oligotróficas e heterotróficas com forte dependência do input de materiais orgânicos alóctones, nomeadamente da folhada de amieiro. Águas fortemente oxigenadas, frias, com habitats diversificados e baixo grau de perturbação no canal e margens. À semelhança de S1 visou dar representatividade à tipologia dos ecossistemas de montanha, com baixa presença humana, representado a cabeceira do rio Fervença, caso não houvesse influência humana.

Tabela 1 (cont.). Caracterização dos locais de amostragem situados no rio Sabor, na Zona de Referência de jusante, de ambientes praticamente prístinos (S3 e S4) no verão de 2024.



O local S3 está situado na confluência do rio Ferverça com o rio Sabor (41.743773° N, - 6.675569° W). Nesta área, a largura do rio é superior a 20m, com profundidade média que pode atingir 2m. Apresenta um fácies mais lântico com corrente reduzida, típica do período de verão. O substrato é caracterizado por areias (10%), gravilha (15%), pedras pequenas (40%), e pedras grandes (35%). No leito do rio ocorrem algumas macrófitos e hidrófitos. Contudo, existe um forte efeito de diluição do teor de nutrientes do rio, criando-se condições para uma biodiversidade superior. A galeria ripícola é naturalmente menos exuberante, pela presença de margens rochosas.



O local S4 situa-se 200m a jusante de S3, com miscigenação total da água (41.741739° N, - 6.673595° W). O rio Sabor possui uma largura superior a 20m e profundidade que nos pools pode atingir 2,5m. As margens neste local são esparsas e com um ensombramento muito baixo. Diversidade de habitats com predominância de pools, mas ocorrência de riffles e runs. Possui grande variedade de substrato, composto por areias (5%), gravilha (5%), pedras pequenas (10%), pedras grandes (20%), blocos (30%), e rocha-mãe (30%). O vale está encaixado e dominado por quercíneas com alguns povoamentos de pinheiro-bravo.

### 2.3. Avaliação da biodiversidade e qualidade ecológica

Na avaliação e caracterização da qualidade ecológica do rio Ferverça recorreu-se à metodologia definida pela Agência Portuguesa de Ambiente (APA), para determinação de elementos: (i) físico-químicos; (ii) hidromorfológicos e (iii) biológicos, nomeadamente da macrofauna bentónica e ictiofauna. Na análise da biodiversidade no meio aquático foram determinadas variáveis unimétricas e multimétricas relacionadas com as comunidades de invertebrados e peixes.

#### 2.3.1. Elementos físico-químicos da água

A avaliação da qualidade físico-química da água foi realizada através da mensuração de vários parâmetros, medidos *in situ*, por meio de uma sonda multiparamétrica de campo (HACH HQ2200, © USA) com registo no datalogger dos valores coletados (**Figura 9**). Foram medidas as seguintes variáveis: temperatura da água (°C); Oxigénio dissolvido (mg O<sub>2</sub>/L e % de saturação); Condutividade elétrica (µS/cm), pH e Total de Sólidos Dissolvidos (TDS, mg/L).



Figura 9. Medição in situ de parâmetros da qualidade da água no Rio Fervença (2024).

Foram determinados outros parâmetros, após a recolha de amostras de água (1,5 L) e o seu transporte em arcas refrigeradoras (para manter a temperatura de 4°C), para o Laboratório de Química da Escola Superior Agrária de Bragança. Os parâmetros determinados, segundo a norma NP EN ISO/IEC 17025, foram: acidez total (mg  $\text{HCO}_3^-/\text{L}$ , 2); nitratos (mg  $\text{NO}_3^-/\text{L}$ ); nitritos (mg  $\text{NO}_2^-/\text{L}$ ), cloretos (mg  $\text{Cl}^-/\text{L}$ ) e fosfatos (mg  $\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$ ) (Figura 10).



Figura 10. Medição laboratorial de parâmetros da qualidade da água do Rio Fervença (2024).

Os métodos analíticos de referência para as águas superficiais naturais obedeceram ao Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de agosto, ao Decreto-Lei n.º 83/2011 de 20 de junho e ao Decreto-Lei n.º 218/2015 de 7 de outubro. Foram considerados os

limites de deteção, precisão e exatidão especificados nos referidos diplomas e exigidos pela normativa da DQA, para avaliar o estado ecológico do rio, seguindo os critérios oficiais da APA (2021) (Tabela 2).

Tabela 2. Limiares máximos dos parâmetros físico-químicos para o Estado Ecológico nos rios do Norte de Portugal (adaptado de APA, 2021).

| Parâmetros  | Excelente/Bom              | Bom/Razoável               |
|---|----------------------------|----------------------------|
| Oxigénio Dissolvido                                 | 8-12 mg O <sub>2</sub> /L  | 6 mg O <sub>2</sub> /L     |
| Taxa de saturação O <sub>2</sub>                    | 80-115 %O <sub>2</sub>     | 70-125 %O <sub>2</sub>     |
| Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO <sub>5</sub> ) | 3 mg O <sub>2</sub> /L     | 4 mg O <sub>2</sub> /L     |
| pH  | 6,5 – 8,5                  | 6,0 – 9,0                  |
| Nitratos  | 5 mg NO <sub>3</sub> /L    | 10 mg NO <sub>3</sub> /L   |
| Nitritos  | 0,01 mg NO <sub>2</sub> /L | 0,20 mg NO <sub>2</sub> /L |
| Fosfatos  | 0,10 mg PO <sub>4</sub> /L | 0,20 mg PO <sub>4</sub> /L |
| Condutividade                                       | --                         | 250 µS/cm                  |
| Temperatura   | --                         | 6,5 – 25,5 °C              |

### 2.3.2. Elementos hidromorfológicos

Para a descrição e avaliação hidromorfológica do rio Fervença foi utilizada a metodologia do River Habitat Survey - RHS (Environment Agency, 2003). Este método permite avaliar a qualidade e o estado de conservação dos habitats fluviais com base na sua hidromorfologia e estrutura da vegetação ribeirinha e aquática (Raven et al., 1997) (Figura 11).

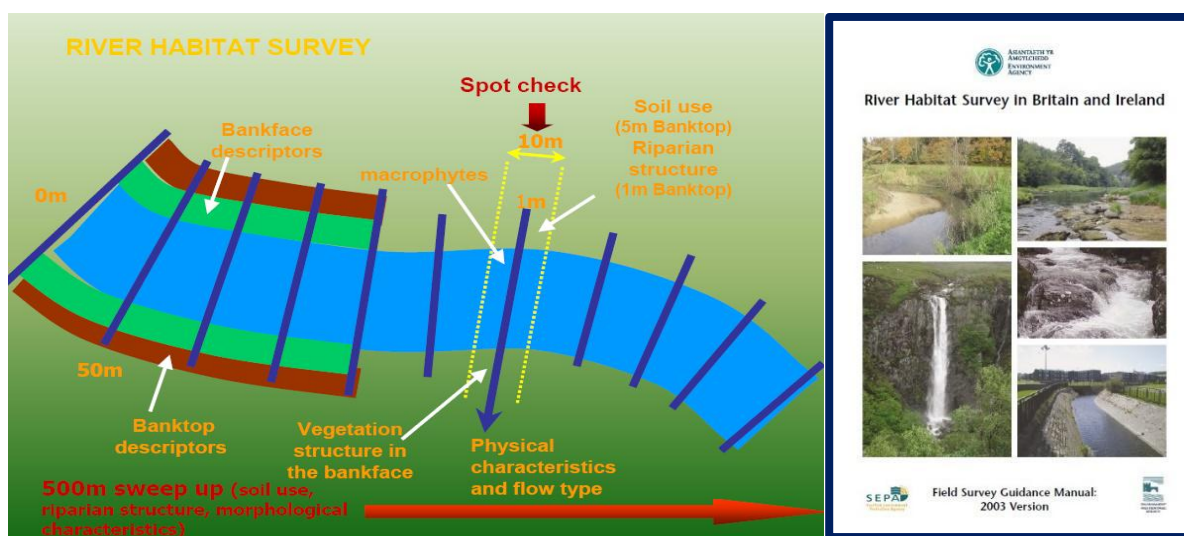


Figura 11. Representação esquemática da distribuição espacial de variáveis e Manual RHS (adaptado de Environment Agency, 2003).

Através da metodologia RHS é possível inventariar as características hidrogeomorfológicas do curso de água e do corredor ripário ao longo de um troço de 500 m de comprimento, cobrindo uma faixa de 50 m de cada lado do curso de água. O levantamento de campo abrange dados detalhados sobre o tipo de substrato, a frequência de ocorrências de processos erosivos e de sedimentação, a hidrodinâmica, a composição estrutural da vegetação, a configuração das margens e o uso da terra nas áreas próximas aos corredores ribeirinhos. No RHS a coleta de dados ocorre em duas etapas distintas: 1) verificações pontuais - transectos espaçados a cada 50 metros, e 2) observação contínua – varrimento, ao longo de um setor de 500 metros.

Além da descrição das características gerais de cada local, o RHS permite calcular ainda dois índices, o **HQA (Habitat Quality Assessment)** e o **HMS (Habitat Modification Score)**. Estes índices são vistos como uma medida da diversidade e naturalidade da estrutura física do troço e permitem classificar a qualidade e diversidade dos habitats fluviais e o respetivo grau de degradação.

No que respeita à avaliação da qualidade do habitat - HQA é importante mencionar que só pode ser comparada com rios da mesma tipologia ou troços do mesmo rio, correspondendo à soma de nove sub-índices que avaliam componentes específicas da qualidade hidromorfológica (**Tabela 3**).

**Tabela 3. HQA: Valores limites da classe excelente para a tipologia do rio Fervença**

| <b>Tipo do rio</b>                            | <b>Símbolo</b>     | <b>Limite da Classe Excelente</b> |
|---|--------------------|-----------------------------------|
| <b>Rios do Norte de Média-Grande Dimensão</b> | <b>N1 &gt; 100</b> | <b>&gt; 60</b>                    |
| <b>Rios do Norte de Pequena Dimensão</b>      | <b>N1 ≤ 100</b>    | <b>&gt; 68</b>                    |

Por sua vez, a avaliação do grau de modificação dos habitats - HMS possibilita a análise do nível de modificação da estrutura física do corredor fluvial, bem como o efeito das intervenções e estruturas transversais e longitudinais nos habitats aquáticos, numa área de amostragem de 500 metros. Esse método permite uma avaliação consistente, independentemente do tipo de rio e possibilita a comparação entre diferentes sistemas fluviais (**Tabela 4**).

Tabela 4. Categorias de Artificialização: Pontuação do Índice HMS (INAG, 2009).

| Pontuação | Categoria | Descrição                        | Classe de qualidade |
|-----------|-----------|----------------------------------|---------------------|
| 0-16      | 1         | Pristino/Seminatural             | Excelente           |
| 17-199    | 2         | Predominantemente não modificado | Bom ou inferior     |
| 200-499   | 3         | Obviamente modificado            |                     |
| 500-1399  | 4         | Significativamente modificado    |                     |
| >1400     | 5         | Severamente modificado           |                     |

O cálculo dos índices HQA e HMS foi efetuado utilizando o software RHS Toolbox versão 1.54 do software desenvolvido por Naura (2016).

### 2.3.3. Elemento biológico: Macroinvertebrados Bentónicos

A amostragem das comunidades de macroinvertebrados bentónicos foi realizada de acordo com os critérios da APA, em conformidade com a Diretiva Quadro da Água (DQA) e o Protocolo de Amostragem e Análise de Macroinvertebrados Bentónicos (INAG, 2008a). Em cada ponto de amostragem, foi selecionado um setor de 50 metros, representativo dos diferentes microhabitats do curso de água, a partir da qual foram amostradas as unidades de sedimentação adjacentes (fluxo laminar). Os macroinvertebrados foram coletados usando o método de "kick sampling" com uma rede manual de malha de 500 µm e obtida uma amostra composta de 6 subamostras (correspondente a uma área de amostragem de 1,5 m<sup>2</sup>).

O processo de captura consistiu em posicionar a rede contra a corrente e, com a ajuda do pé, remover o sedimento próximo à abertura da rede, fazendo com que os organismos deslocados para a coluna de água fossem transportados para o interior da rede. Foram adotados procedimentos adicionais, especialmente para capturar os táxones que se fixam ao substrato (e.g., Gastropoda e alguns Trichoptera), lavando e raspando pedras ou blocos do substrato, e outros organismos que habitam a superfície da água (e.g. Gerridae e Gyrinidae). Ainda no campo, as amostras foram grosseiramente peneiradas (crivo de malha 500 µm) e armazenadas em frascos plásticos de 2 litros, devidamente etiquetadas e preservadas em álcool a 98% (**Figura 12**).



Figura 12. Procedimentos de amostragem de invertebrados bentónicos no rio Fervença.

Posteriormente, no Laboratório de Ecologia Aquática, foi realizada a lavagem da amostra, com água corrente usando novamente o crivo de 500  $\mu\text{m}$  de malha. Seguidamente foi feita a triagem dos macroinvertebrados, num tabuleiro plástico branco com uma pequena quantidade de água para facilitar a sua separação e captura com o auxílio de pinças. Os organismos foram, então, preservados em frascos etiquetados com álcool a 70%. Posteriormente procedeu-se à identificação com o uso de um microscópio estereoscópico OLYMPUS SZX10, com zoom de 10 a 230x, e o auxílio de chaves dicotómicas (e.g., Tachet et al., 1981, 2010). O nível taxonómico de identificação foi, no geral, de família, com exceção das Subclasses Oligochaeta e Acari (**Figura 13**).



Figura 13. Identificação de amostras de macroinvertebrados

Para a avaliação da biodiversidade e qualidade biológica das comunidades de macroinvertebrados, foi utilizado o software AMIIB@. De entre as métricas calculadas, destacam-se: 1) número total de indivíduos (N); 2) número de táxones (S); 3) diversidade de Shannon-Wiener (H'); 4) equitabilidade de Pielou (J'); 5) abundância relativa de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (% EPT); e 6) Índice Multimétrico de Invertebrados do Norte de Portugal (IPtIN), desenvolvido especificamente para os rios desta região, em conformidade com a Diretiva-Quadro da Água (INAG, 2009). Este índice integra múltiplas métricas, explícitas na seguinte fórmula:

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

sendo,

- **EPT**: N° de famílias presentes em Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera.
- **Evenness**: índice de Equitabilidade J' de Pielou, calculado através da fórmula:

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

**H'** - Diversidade de Shannon-Wiener

**S** - Número de *taxa* presentes

**Ln** - logaritmo natural ou neperiano

O Índice **H'** de Shannon-Wiener é calculado pela expressão  $H' = - \sum p_i \text{ Ln } p_i$ , sendo:

$$p_i = n_i / N$$

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

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

- **IASPT**: ASPT Ibérico, corresponde ao IBMWP, dividido pelo n° de famílias presentes.
- **Log (Sel. ETD+1)** - Log10 de (1 + soma das abundâncias de indivíduos das famílias *Heptageniidae*, *Ephemeridae*, *Brachycentridae*, *Odontoceridae*, *Limnephilidae*, *Goeridae*, *Polycentropodidae*, *Athericidae*, *Dixidae*, *Dolichopodidae*, *Empididae*, *Stratiomyidae*).

A **Tabela 5** apresenta os valores de referência e as fronteiras entre as classes de qualidade em RQE (Rácios de qualidade ecológica) de acordo com as tipologias detetadas para o rio Fervença, considerando os ajustes das fronteiras e os critérios de classificação previstos no Plano de Gestão de Região Hidrográfica 2016/2021 (APA, 2016).

Tabela 5. Mediana dos valores de referência e fronteiras da ribeira estudada (APA, 2016).

| Tipologia | Valor de Referência | Excelente | Bom           | Moderado      | Medíocre      | Mau        |
|-----------|---------------------|-----------|---------------|---------------|---------------|------------|
| N1 > 100  | 1,00                | ≥0,88     | [0,68 – 0,88[ | [0,44 – 0,68[ | [0,22 – 0,44[ | [0 – 0,22[ |
| N1 ≤ 100  | 1,01                | ≥0,85     | [0,69 – 0,85[ | [0,40 – 0,69[ | [0,20 – 0,40[ | [0 – 0,20[ |

Foi ainda feita uma análise dos Grupos Funcionais Alimentares (GFA), realizada por meio do software ASTERICS v.4.04, desenvolvido no âmbito do projeto **AQEM** – Sistema Europeu de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios e Ribeiras com base em Macroinvertebrados Bentónicos. O método é baseado na associação entre um conjunto de adaptações alimentares encontradas em invertebrados de água doce e suas categorias básicas de recursos nutricionais. Foram ainda determinados índices tróficos, resultantes de cálculos com os GFA, de acordo com Merritt & Cummins (2006) (**Tabela 6**).

Tabela 6. Grupos funcionais de macroinvertebrados (adaptado de Merritt & Cummins, 2006).

| Grupo Funcional        | Alimento Dominante                           | Mecanismo de alimentação   | Exemplos de taxa                 | Tamanho das partículas |
|------------------------|--|--|----------------------------------|------------------------|
| Detritívoros           | Hidrófitos vasculares e tecidos de plantas   | Mastigadores e mineradores de macrófitas vivas                       | Trichoptera                      |                        |
|                        | Decomposição de tecidos de plantas e de CPOM | Mastigadores, perfuradores de madeira                                | Diptera<br>Plecoptera            | > 10 <sup>3</sup>      |
| Coletores de depósito  | Decomposição de FPOM                         | Coletores ou alimentadores de depósitos (sedimentos)                 | Ephemeroidea<br>Chironomidae     | < 10 <sup>3</sup>      |
| Filtradores            | Decomposição de FPOM                         | Filtradores ou alimentadores de suspensão                            | Hydropsychidae<br>Simuliidae     | < 10 <sup>3</sup>      |
| Fitófagos e Raspadores | Perifiton e material associado               | Herbivoria - raspadores de superfícies                               | Glossosomatidae<br>Heptageniidae | < 10 <sup>3</sup>      |
| Predadores e Parasitas | Tecido vivo animal                           | Carnívoros- atacam presas, perfuram tecidos, células e sugam fluidos | Hemiptera                        |                        |
|                        | Tecido vivo animal                           | Carnívoros: ingestão de animais (ou partes)                          | Perlidae                         | > 10 <sup>3</sup>      |
|                        | Tecido vivo animal                           |  | Platyhelminthes                  |                        |

#### 2.3.4. Elemento biológico: Fauna piscícola

A amostragem da fauna piscícola foi realizada com base no protocolo “Avaliação Biológica da Qualidade da Água em Sistemas Fluviais segundo a DQA - Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola”, de acordo com a Diretiva Quadro da Água (INAG 2008b). O método empregue para a captura dos peixes foi a pesca elétrica (**Figura 14**), usando um aparelho portátil de corrente contínua, 300 e 600V (DC) (Hans Grassl ELT GI ©). Foram selecionados habitats representativos da área de amostragem, com sequência *riffle/pool*, procurando abranger a maior variedade possível de microhabitats disponíveis. A área amostrada foi definida em setores não inferiores a 100 m e um tempo de aproximadamente de 30 minutos, vadiando em *zig-zag* de margem para margem, sempre no sentido ascendente. O equipamento foi previamente ajustado à condutividade da água, a fim de maximizar a eficiência da pesca e, ao mesmo tempo, minimizar a mortalidade e as lesões nos peixes. A pesca elétrica é uma técnica eficaz e amplamente utilizada, sendo considerada relativamente segura. Baseia-se na geração de um campo elétrico que induz mudanças no comportamento dos peixes, como contrações musculares involuntárias, o que facilita sua captura (Oliveira et al., 2007).



Figura 14. Captura de peixes através da pesca elétrica (primavera 2024).

Após a captura, os peixes foram cuidadosamente manuseados e armazenados em recipientes com água abundante e promovida a aerificação (bombas portáteis), garantindo a sua manutenção até ao processamento. A identificação das espécies de peixes foi realizada de acordo com bibliografia especializada, com relevo para Collares-Pereira et al. (2021) e Magalhães et al. (2023). Foram ainda coletados dados

biométricos, incluindo o comprimento total dos indivíduos, medido com o auxílio de um ictiómetro, com precisão de 0,1 cm, e a biomassa, determinada utilizando uma balança digital de precisão, com sensibilidade de 0,01 g. Os peixes nativos foram devolvidos ao rio e os exóticos e invasores foram descartados, de acordo com a legislação vigente e indicação do Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas ICNF (**Figura 15**).



**Figura 15. Dados biométricos: medição comprimento e peso da ictiofauna.**

Para avaliar a qualidade biológica dos dados relativos aos peixes foi utilizado o índice **F-IBIP: Índice de Integridade Biótica de Peixes para Rios Vadeáveis**, para Portugal Continental (INAG e AFN, 2012). Este índice emprega várias métricas na avaliação do estado biológico, com destaque para: 1) identificação das espécies presentes que permite analisar a composição da comunidade piscícola num determinado setor, além de fornecer dados sobre a presença de espécies exóticas; 2) abundância, a qual considera o nº de indivíduos de cada espécie identificada na área de amostragem. Na aplicação do F-IBIP é necessário identificar previamente o agrupamento piscícola de cada local de amostragem. Através do software <https://www.isa.ulisboa.pt/proj/fibip/> foram analisados os dados de capturas e obtido o resultado do F-IBIP para cada amostragem e época do ano. Essa pontuação é obtida através da média aritmética das métricas consideradas em cada grupo de peixes. A pontuação final do F-IBIP varia entre 0 (zero), correspondente a má qualidade e 1 (um) correspondente a qualidade excelente (**Tabela 7**).

Tabela 7. Valores para as classes de qualidade do F-IBIP, Classe de Qualidade e Valor em Rácio de Qualidade Ecológica (RQE).

| Classe de Qualidade | Valor (RQE)     |
|---------------------|-----------------|
| Excelente           | [0,850 – 1,000] |
| Bom                 | [0,675 – 0,850[ |
| Moderada            | [0,450 – 0,675[ |
| Medíocre            | [0,225 – 0,450[ |
| Mau                 | [0 – 0,225[     |

#### 2.4. Critérios de avaliação da biodiversidade e da qualidade ecológica

A avaliação da qualidade ecológica foi feita de acordo com os critérios da APA, tendo sido determinados os seguintes elementos: 1) biológicos, nomeadamente comunidades de macroinvertebrados e peixes; e 2) físico-químicos e 3) hidromorfológicos de suporte. Registo para o facto de não ter sido obtida informação referente aos poluentes específicos, assim como relativamente aos produtores primários, caso de diatomáceas (perifiton) e macrófitos aquáticos. A classificação final da qualidade ecológica reflete, com base na informação obtida, o pior resultado para todos os elementos de qualidade avaliados (**Figura 16**).

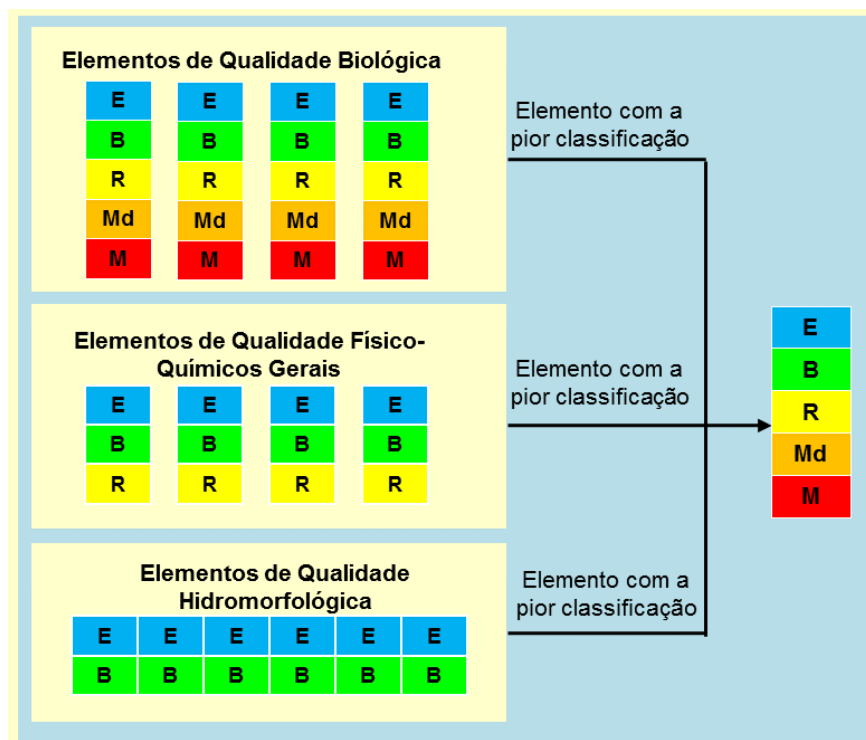


Figura 16. Determinação da qualidade ecológica (adaptado de INAG, 2009).

## 2.5. Tratamento estatístico dos dados

No tratamento de dados foram construídos gráficos box-whisker para avaliação da variabilidade na componente abiótica, como a qualidade físico-química da água (temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais (TDS), pH, nitratos, nitritos, fosfatos, acidez total, cloretos) e da componente biótica associada às comunidades de invertebrados e peixes, considerando os 6 setores correspondentes às seguintes tipologias: 1) RM - Referência montante (S1 e S2); 2) MR- Montante rural (F1, F2); MU - Montante urbano (F3, F4); 4) RP - Reabilitado POLIS (F5 a F8); JU - Jusante urbano (F9, F10); e RJ - Referência jusante (S3 e S4). Na análise físico-química da água e das métricas biológicas, caso da riqueza (S), abundância (N), índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J') das comunidades de invertebrados e peixes foram usados testes não paramétricos de Kruskal-Wallis (H, ANOVA 1-way), uma vez que a normalidade ou homogeneidade de variância não foram observadas, mesmo usando várias transformações. Foi ainda usada análise multivariada, através do recurso a ordenações por escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) e o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis para as comunidades de invertebrados e peixes. Adicionalmente, a análise de similaridade (ANOSIM) foi utilizada para testar as diferenças nas comunidades de macroinvertebrados e peixes entre os grupos de tipologia de rios. Para investigar a relação entre as variáveis ambientais e os locais de amostragem, realizou-se uma análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA), que possibilita testar a significância dos termos ao comparar duas matrizes de dados distintos, integrando informações ecológicas e ambientais. A análise de percentagem de similaridade (SIMPER) foi usada para identificar os táxons de macroinvertebrados e peixes com maior contribuição para a dissimilaridade entre tipologias definidas. Foram ainda usados testes PERMANOVA 2-way (999 permutações) para avaliar a influência dos setores e estações do ano avaliadas e realizada ainda um teste BACI para comparar as comunidades de invertebrados nos períodos pré e pós-reabilitação da zona POLIS. Nas análises estatísticas efetuadas foram usados os softwares PRIMER 7 & PERMANOVA+ (Anderson et al., 2008) e STATISTICA 7 (STATSOFT, 2004).

### 3. RESULTADOS

Os resultados obtidos para os elementos físico-químicos e hidromorfológicos de suporte aos elementos biológicos avaliados, caso das comunidades de macroinvertebrados e de peixes, permitiram fazer uma caracterização, para o ano de 2024, da biodiversidade e qualidade ecológica do rio Fervença, tendo em conta as tipologias definidas (com realce para a zona reabilitada POLIS) e as 3 estações do ano (i.e., inverno, primavera, verão).

#### 3.1. Avaliação do status ecológico atual

##### 3.1.1. Elemento de qualidade físico-química da água

Nas **Tabela 8 e 9** são apresentados os resultados dos parâmetros físicos e químicos, medidos *in situ* e em laboratório, para alguns locais de amostragem, selecionados por cada uma das tipologias definidas e para as duas estações do ano com maior contraste hidrológico, i.e., inverno e verão. A caracterização abiótica completa dos 14 locais de amostragem é apresentada no **Anexo I**.

Tabela 8. Parâmetros físico-químicos da água nos rios Sabor e Fervença (inverno 2024) e sua classificação, considerando estabelecidos pelo bom estado ecológico (Azul: Excelente; Verde: Bom; Amarelo: Menor ou igual ao estado razoável) em rios do Norte de Portugal (APA, 2021).

| Parâmetro  | Locais de amostragem / Tipologias* |         |         |         |          |         |
|--|------------------------------------|---------|---------|---------|----------|---------|
|  | S1 / RM                            | F1 / MR | F4 / MU | F6 / RP | F10 / JU | S4 / RJ |
| Temperatura (°C)                                   | 7,4                                | 10,5    | 10,0    | 10,3    | 9,9      | 10,1    |
| Condutividade (µS/cm)                              | 10,8                               | 91,0    | 111,8   | 115,7   | 130,2    | 59,7    |
| O.D. (mg O <sub>2</sub> /L)                        | 11,20                              | 9,86    | 11,16   | 11,40   | 10,98    | 12,13   |
| % Saturação O <sub>2</sub>                         | 110,3                              | 96,0    | 107,6   | 109,6   | 101,4    | 112,4   |
| Nitratos (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)      | 0,22                               | 1,41    | 1,50    | 1,77    | 4,46     | 2,31    |
| Fosfatos (mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)     | <0,01                              | <0,01   | <0,01   | 0,01    | <0,01    | <0,01   |
| pH   | 6,94                               | 7,22    | 7,80    | 7,64    | 7,61     | 7,61    |
| Cloretos (mg Cl <sup>-</sup> /L)                   | 12,38                              | 11,05   | 13,55   | 16,25   | 15,65    | 12,71   |
| Acidez total (mg HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L) | 3,65                               | 10,60   | 11,43   | 10,70   | 12,92    | 18,84   |
| TDS (mg/L)   | 8,9                                | 60,3    | 74,7    | 76,7    | 87,4     | 39,6    |

\* Tipologias: RM - Referência montante; MR - Montante Rural; UM - Montante urbano; RP - Reabilitação POLIS; JU - Jusante urbano e RJ - Referência jusante)

Foi detetada um padrão longitudinal, potenciado pela influência das atividades antrópicas, com incremento na temperatura da água, condutividade elétrica e teor de

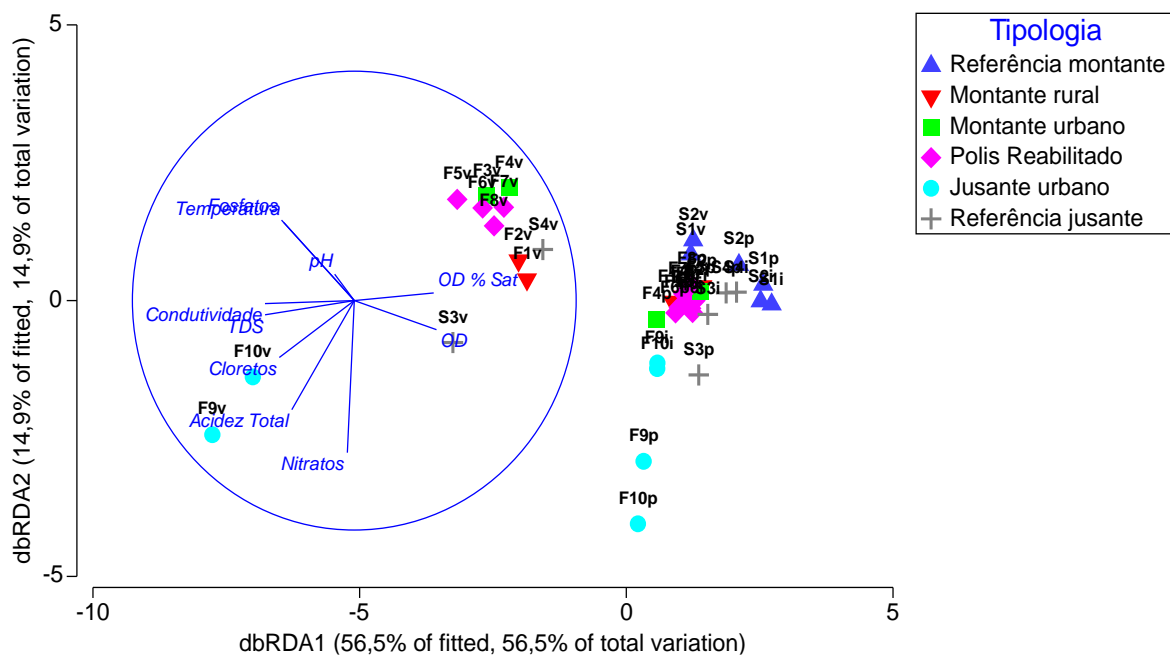
sais dissolvidos (TDS) e diminuição no oxigénio dissolvido. Os valores obtidos foram mais críticos no período de verão, comparativamente com o inverno e primavera devido, em parte, aos caudais inferiores e consequente concentração da carga orgânica. Com efeito, nas zonas mais perturbadas do Rio Fervença, verificou-se um input de sais dissolvidos e especialmente de nutrientes, nomeadamente de azoto e fósforo, responsáveis por *blooms* de algas e crescimento de plantas aquáticas, bem visíveis na zona reabilitada POLIS. As modificações decorrentes das obras de reabilitação, seja pela construção da sucessão de açudes seja pela eliminação da vegetação ripícola da margem esquerda, contribuíram para o agravamento da qualidade da água neste troço do rio. Por outro lado, a menor eficiência da Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) de Bragança veio potenciar ainda os fenómenos de eutrofização detetados nos troços do setor jusante urbano (F9 e F10). Contudo, ao contrário dos locais de referência situados no rio Sabor (S1 e S2), toda a bacia do rio Fervença apresenta sinais de degradação da qualidade da água, inclusive nos troços de montante (F1, F2) devido à regulação de caudais (e.g. barragem da Castanheira) e ao mau funcionamento de muitas compactas (Mini-ETARs).

**Tabela 9. Parâmetros físico-químicos da água nos rios Sabor e Fervença (verão 2024) e sua classificação, considerando estabelecidos pelo bom estado ecológico (Azul: Excelente; Verde: Bom; Amarelo: Menor ou igual ao estado razoável) em rios do Norte de Portugal (APA, 2021).**

| Parâmetro                                      | Locais de amostragem / Tipologias* |         |         |         |          |         |
|--|------------------------------------|---------|---------|---------|----------|---------|
|  | S1 / RM                            | F1 / MR | F4 / MU | F6 / RP | F10 / JU | S4 / RJ |
| Temperatura (°C)                               | 11,7                               | 14,7    | 14,1    | 16,6    | 14,1     | 16,9    |
| Condutividade (µS/cm)                          | 44,4                               | 140,1   | 271,0   | 288,0   | 452,0    | 328,0   |
| O.D. (mg O <sub>2</sub> /L)                    | 8,48                               | 6,58    | 8,75    | 7,56    | 2,91     | 9,61    |
| % Saturação O <sub>2</sub>                     | 90,9                               | 71,0    | 98,4    | 83,8    | 29,9     | 109,3   |
| Nitratos (mg NO <sub>3</sub> /L)               | 0,25                               | 2,92    | 0,34    | 0,42    | 4,18     | 2,16    |
| Fosfatos (mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L) | 0,05                               | 1,61    | 2,14    | 1,57    | 3,66     | 0,06    |
| pH   | 7,01                               | 7,16    | 7,74    | 7,93    | 7,43     | 7,87    |
| Cloretos (mg Cl/L)                             | 11,00                              | 18,11   | 23,21   | 27,74   | 58,52    | 28,42   |
| Acidez total (mg HCO <sub>3</sub> /L)          | 5,36                               | 18,89   | 8,13    | 8,76    | 30,22    | 5,10    |
| TDS (mg/L)                                     | 25,0                               | 84,4    | 154,0   | 166,4   | 279,0    | 179,8   |

\* Tipologias: RM - Referência montante; MR - Montante Rural; UM - Montante urbano; RP - Reabilitação POLIS; JU - Jusante urbano e RJ - Referência jusante).

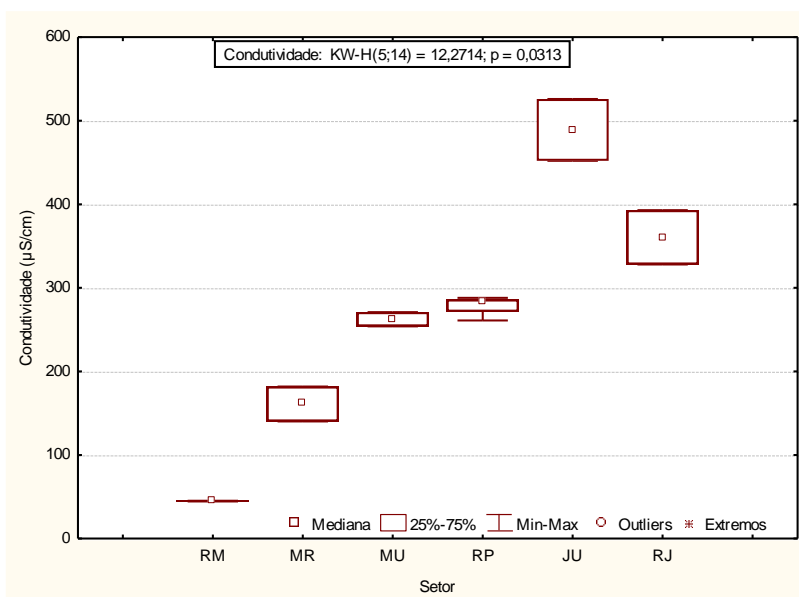
Na análise de redundância dbRDA (71,4% da variância total explicada pelos 2 primeiros eixos, dbRDA1 e dbRDA2), baseada nos parâmetros físico-químicos dos 14 locais de amostragem e 3 estações do ano, a condutividade, os nitratos, a acidez total e os cloretos foram as variáveis que mais contribuíram a separação evidente dos locais de amostragem mais poluídos - setor Jusante Urbano (i.e., F9 e F10) dos restantes locais amostrados nos rios Ferverença e Sabor. Por outro lado, a estação do verão aparece ainda mais isolada para todos os setores em avaliação, relativamente às restantes estações do ano (**Figura 17**).



**Figura 17.** Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) mostrando a disposição dos locais de amostragem com base nos fatores abióticos medidos (i: inverno; p: primavera; v: verão).

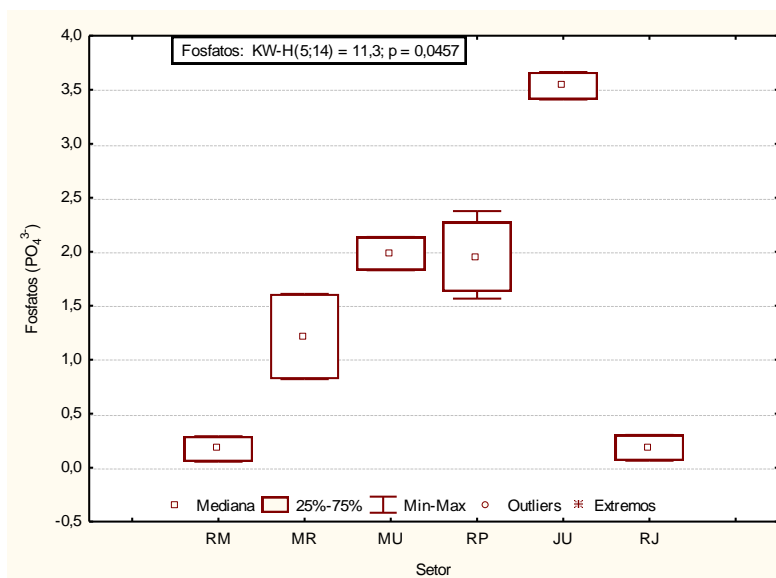
Os resultados obtidos para os 14 locais de amostragem e 3 estações do ano estão, em geral, dentro dos limites estabelecidos pela APA para Bom Estado, com exceção dos locais com maior influência antrópica situados no interior e a jusante da cidade de Bragança (**Tabela 8 e 9; Anexo I - A1.1, A1.2 e A1.3**).

Na análise da variabilidade detetada para cada parâmetro físico-químico em função das 6 tipologias definidas, considerando os dados referentes à estação do ano mais crítica, caso do verão, foram identificadas diferenças significativas (testes K-W,  $P < 0,05$ ) apenas para as variáveis da condutividade, TDS, fosfatos, cloretos e acidez total (**Figuras 18, 19, 20 e 21**).



**Figura 18. Variação do teor de condutividade ( $\mu\text{S/cm}$ ) nos setores (RM: referência montante; MR: montante rural; UM: m. urbano; RP: rehabilitado POLIS; JU: jusante urbano; RF: ref. jusante) dos rios Ferverença e Sabor (verão 2024). Boxplots: valores da mediana (ponto central), percentil 25 – 75% (caixas) e máximos e mínimos (bigodes).**

O padrão de variação do total de sólidos dissolvidos, TDS ( $\text{mg/L}$ ) é em todo semelhante à variação observada para a condutividade elétrica registada na água dos rios Ferverença e Sabor, na época de verão.



**Figura 19. Variação da concentração de fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) nos setores (RM: referência montante; MR: montante rural; UM: m. urbano; RP: rehabilitado POLIS; JU: jusante urbano; RF: ref. jusante) dos rios Ferverença e Sabor (verão 2024). Boxplots: valores da mediana (ponto central), percentil 25 – 75% (caixas) e máximos e mínimos (bigodes).**

Por sua vez, a influência antrópica está na base das diferenças significativas detetadas para a concentração de cloretos e acidez total nos setores definidos nos rios Ferverença e Sabor, na época de verão de 2024.

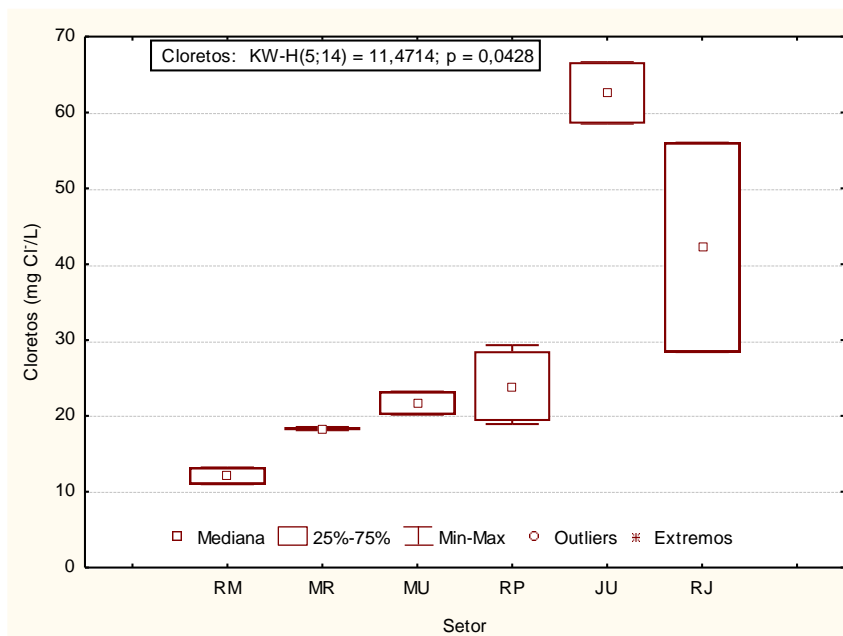


Figura 20. Variação da concentração de cloretos (Cl<sup>-</sup>) nos setores (RM: referência montante; MR: montante rural; UM: m. urbano; RP: reabilitado POLIS; JU: jusante urbano; RF: ref. jusante) dos rios Ferverça e Sabor (verão 2024). Boxplots: valores da mediana (ponto central), percentil 25 – 75% (caixas) e máximos e mínimos (bigodes).

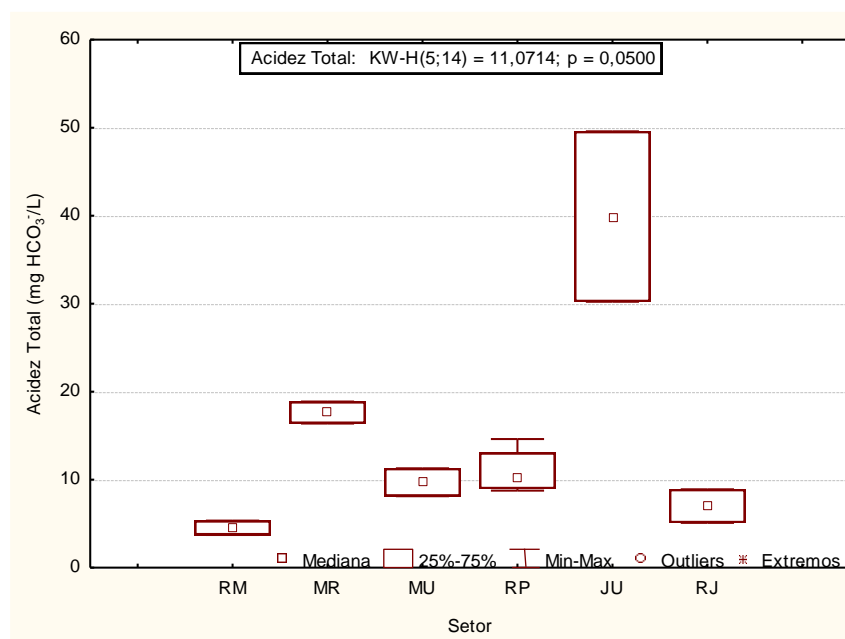


Figura 21. Variação da acidez total (mg HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) nos setores (RM: referência montante; MR: montante rural; UM: m. urbano; RP: reabilitado POLIS; JU: jusante urbano; RF: ref. jusante) dos rios Ferverça e Sabor (verão 2024). Boxplots: valores da mediana (ponto central), percentil 25 – 75% (caixas) e máximos e mínimos (bigodes).

### 3.1.2. Elemento de qualidade hidromorfológica

Os dados do RHS permitiram o cálculo de dois índices, HQA e HMS, para os 14 locais de amostragem, nos rios Ferverça e Sabor (**Tabelas 10 e 11**).

Tabela 10. Índice HQA e respetivos subíndices nos rios Fervença e Sabor (primavera 2024).

| HQA                                   | S1                     | S2        | F1        | F2        | F3/<br>F4 | F5/<br>F6 | F7        | F8        | F9        | F10       | S3/<br>S4 |
|---------------------------------------|------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Corrente (escoamento)                 | 11                     | 11        | 11        | 12        | 8         | 10        | 10        | 9         | 10        | 10        | 9         |
| Substrato do canal                    | 12                     | 9         | 10        | 9         | 7         | 8         | 7         | 9         | 7         | 8         | 10        |
| Características do canal              | 10                     | 9         | 7         | 7         | 6         | 6         | 0         | 4         | 5         | 7         | 3         |
| Características das margens           | 2                      | 6         | 1         | 2         | 3         | 0         | 3         | 0         | 2         | 2         | 3         |
| Estrutura da vegetação das margens    | 0                      | 3         | 9         | 4         | 2         | 0         | 5         | 1         | 1         | 3         | 7         |
| Point bars                            | 0                      | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 1         |
| Vegetação do canal                    | 2                      | 3         | 5         | 5         | 4         | 5         | 9         | 5         | 3         | 5         | 6         |
| Uso do solo                           | 4                      | 4         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 2         | 2         | 2         | 4         |
| Características associadas às árvores | 11                     | 11        | 11        | 11        | 6         | 2         | 3         | 2         | 3         | 11        | 2         |
| Características especiais             | 1                      | 1         | 1         | 3         | 1         | 1         | 0         | 1         | 0         | 0         | 0         |
| <b>Pontuação</b>                      | <b>53</b>              | <b>57</b> | <b>55</b> | <b>53</b> | <b>37</b> | <b>32</b> | <b>37</b> | <b>33</b> | <b>33</b> | <b>48</b> | <b>44</b> |
| <b>Classe de Qualidade</b>            | <b>Bom ou Inferior</b> |           |           |           |           |           |           |           |           |           |           |

A pontuação mais elevada do HQA correspondeu aos setores de Referência, Montante (S1, S2) e Jusante (S3/S4) e ainda ao setor Montante Rural, onde a interferência humana ainda não é tão elevada. Na zona urbana, em particular na área reabilitada POLIS (F5 a F8), obtiveram-se os valores mínimos em termos da qualidade hidromorfológica devido ao maior impacto antropogénico e à perda de naturalidade dos ecossistemas aquático e ribeirinho (**Tabela 10**).

Por sua vez, o índice HMS identificou a área reabilitada POLIS do rio Fervença (particularmente de F5 a F7) como os locais com maior impacto negativo, devido à presença de açudes, pontes, reforço das margens, alteração do leito do rio e do substrato fluvial e ausência de vegetação ripária no ecossistema ribeirinho. Em oposição, foi encontrado um grau de modificação mínimo nos locais mais próximos do estado natural, nomeadamente nos setores de Referência, situados a montante

(S1) e a jusante (S3/S4) do rio Sabor (**Tabela 11**).

**Tabela 11. Índice HMS e respetivos subíndices nos rios Fervença e Sabor (primavera 2024).**

| HMS                              | S1          | S2                     | F1         | F2         | F3/<br>F4  | F5/<br>F6  | F7          | F8         | F9         | F10        | S3/<br>S4   |
|----------------------------------|-------------|------------------------|------------|------------|------------|------------|-------------|------------|------------|------------|-------------|
| Culverts                         | 0           | 0                      | 0          | 0          | 0          | 0          | 0           | 0          | 0          | 0          | 0           |
| Artificialização margens e leito | 0           | 50                     | 80         | 80         | 550        | 710        | 610         | 300        | 0          | 0          | 0           |
| Reseccion. de margens e leito    | 0           | 0                      | 0          | 0          | 0          | 0          | 40          | 0          | 0          | 0          | 0           |
| Realinhamento do canal           | 0           | 0                      | 0          | 0          | 0          | 0          | 400         | 0          | 0          | 0          | 0           |
| Bermas artific. margens elev.    | 0           | 0                      | 0          | 0          | 0          | 0          | 0           | 0          | 0          | 0          | 0           |
| Açudes e barragens               | 0           | 0                      | 50         | 50         | 0          | 180        | 1500        | 0          | 0          | 375        | 0           |
| Pontes                           | 0           | 0                      | 0          | 200        | 200        | 0          | 1200        | 100        | 200        | 100        | 0           |
| Pisoteio das margens e leito     | 0           | 0                      | 0          | 0          | 10         | 0          | 0           | 0          | 80         | 30         | 10          |
| Passagens a vau                  | 0           | 0                      | 0          | 0          | 0          | 0          | 0           | 0          | 0          | 0          | 0           |
| Descarga direta e defletores     | 0           | 0                      | 0          | 0          | 0          | 0          | 0           | 0          | 0          | 0          | 0           |
| <b>Pontuação</b>                 | <b>0</b>    | <b>50</b>              | <b>130</b> | <b>330</b> | <b>760</b> | <b>890</b> | <b>3750</b> | <b>400</b> | <b>280</b> | <b>505</b> | <b>10</b>   |
| <b>Classe</b>                    | <b>1</b>    | <b>2</b>               | <b>2</b>   | <b>3</b>   | <b>4</b>   | <b>4</b>   | <b>5</b>    | <b>3</b>   | <b>3</b>   | <b>4</b>   | <b>1</b>    |
| <b>Categoria*</b>                | <b>PS</b>   | <b>PNM</b>             | <b>PNM</b> | <b>OM</b>  | <b>SgM</b> | <b>SgM</b> | <b>SvM</b>  | <b>OM</b>  | <b>OM</b>  | <b>SgM</b> | <b>PS</b>   |
| <b>Classe de Qualidade</b>       | <b>Exc.</b> | <b>Bom ou Inferior</b> |            |            |            |            |             |            |            |            | <b>Exc.</b> |

\*Categorias: PS – Pristino, seminatural; PNM – Predominantemente não modificado; OM - Obviamente modificado; SgM – Significativamente modificado; SvM – Severamente modificado

### 3.1.3. Elemento de qualidade biológica: macrofauna bentónica

Foram identificados 47.088 exemplares nos 14 locais e 3 períodos de amostragem, distribuídos por 79 grupos faunísticos (principalmente famílias) pertencentes, na sua maioria, aos Arthropoda, Mollusca e Anellida. Os artrópodes foram o grupo mais diverso ao incluírem 54 famílias, como Asellidae, Chironomidae, Baetidae, Simuliidae, Leptophlebiidae, entre outras. Os táxones mais abundantes corresponderam a

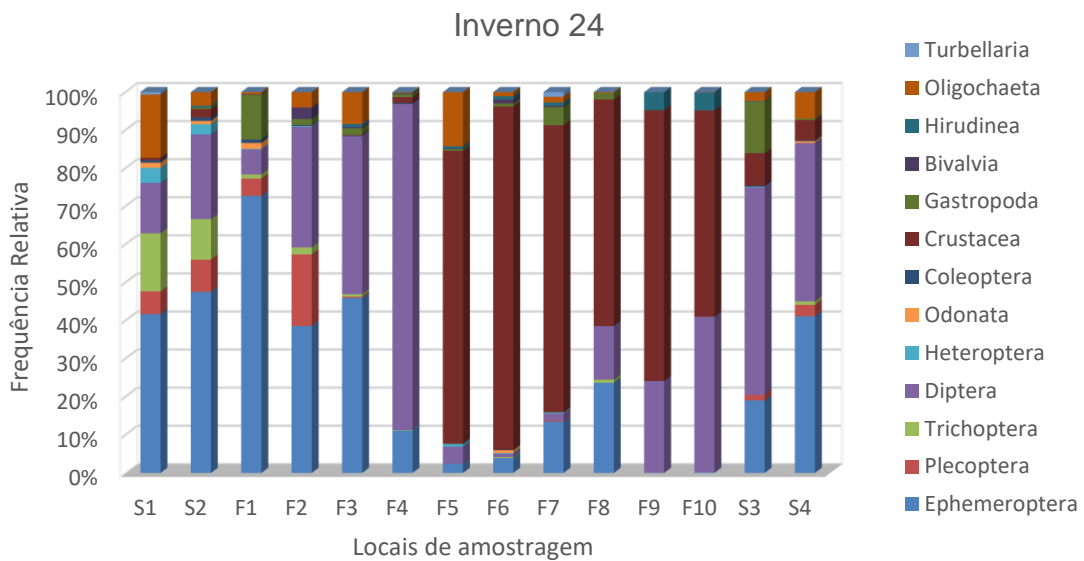
Crustacea: Asellidae, Astacidae e Atyidae (n=19329 indivíduos), Diptera: Chironomidae Simuliidae e Tabanidae (14817), Ephemeroptera: Baetidae, Ephemerellidae, Leptophlebiidae e Caenidae (5713), Gastropoda: Physidae, Planorbidae e Lymnaeidae (625), Oligochaeta (622), Plecoptera: Leuctridae (101), Hirudinea: Erpobdellidae (1550), Trichoptera: Hydropsychidae (674), Coleoptera: Dytiscidae (157), Heteroptera: Notonectidae (99), Odonata: Aeshnidae (33), Bivalvia: Sphaeriidae (72) e Turbellaria: Dugesidae (12). O maior número de invertebrados foi encontrado nos locais situados a jusante de Bragança (e.g., F9 e F10, no inverno, com 6751 e 4845 indivíduos, respectivamente) enquanto o menor número foi coletado nos locais situados a montante de Bragança (e.g., F3 e F4, no verão, com 121 e 124 indivíduos, respectivamente). Merece ainda realce a presença de espécies de macroinvertebrados exóticas e invasoras, nomeadamente dois decápodes de origem norte-americana, caso do lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*) e do lagostim-vermelho-da-luisiana (*Procambarus clarkii*).

### 3.1.3.1. Composição faunística: distribuição e variação sazonal

Na composição das comunidades de macroinvertebrados verificou-se uma considerável variação espacial e temporal. Com efeito, são notórias as diferenças, nomeadamente entre as zonas de referência (S1, S2, F1, F2), reabilitação-Polis (F5, F6, F7, F8) e de jusante (F8, F9, S3, S4) e entre as estações do ano, em especial entre o inverno e o verão (**Figuras 22 e 23**).

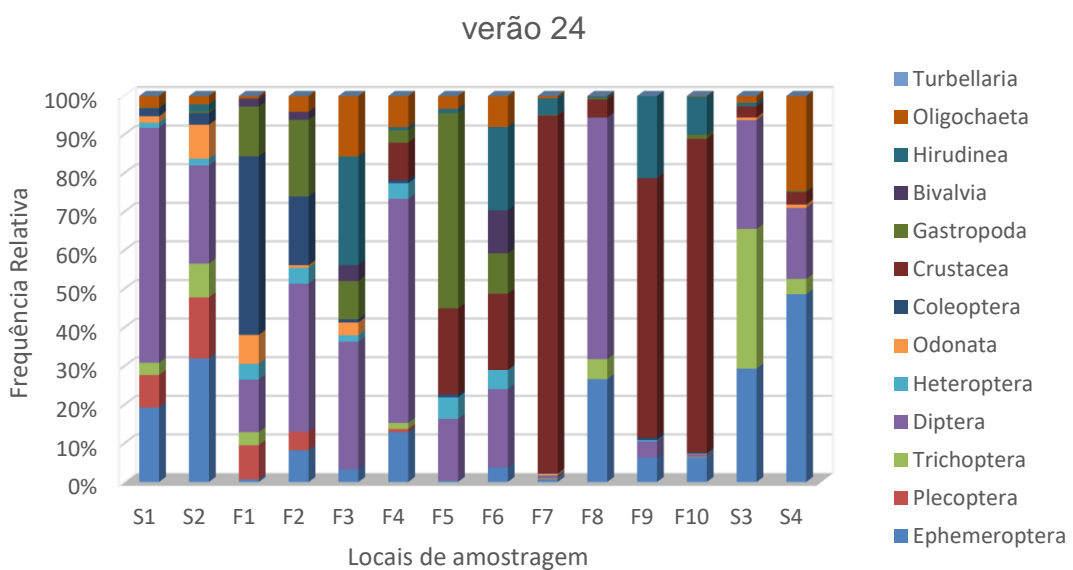
Sobressai a ocorrência de taxa sensíveis à degradação ambiental nos locais de referência, situados a montante da cidade de Bragança, caso de %EPT Ephemeroptera (Baetidae, Ephemerellidae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Siphonuridae), Plecoptera (Nemouridae, Perlodidae, Perlidae) e Trichoptera (Hydropsychidae, Limnephilidae) ( $EPT_{\text{inverno}} > 60\%$ ;  $EPT_{\text{verão}} > 13\%$ ).

Por sua vez em locais modificados, nomeadamente no setor urbano do Rio Fervença e a jusante da ETAR, observaram-se alterações evidentes na composição das comunidades, com domínio de táxones conhecidos pela sua resistência à poluição (> 70%). Destacam-se organismos pertencentes aos Diptera (Chironomidae, Simuliidae), Crustacea (Asellidae, Astacidae), Gastropoda (Physidae, Lymnaeidae), Oligochaeta e Hirudinea (Erpobdellidae).



**Figura 22. Composição relativa de macroinvertebrados nos rios Ferverença e Sabor (inverno 2024).**

A sucessão de comunidades ao longo do ano (ver primavera no **Anexo II.1**) revela o elevado dinamismo e impacte da variação nas condições ambientais.



**Figura 23. Composição relativa de macroinvertebrados nos rios Ferverença e Sabor (verão 2024).**

### 3.1.3.2. Tipologia e sazonalidade nas comunidades de invertebrados

Os resultados obtidos na análise PERMANOVA, baseados nas abundâncias das comunidades de macroinvertebrados, mostraram diferenças significativas entre as tipologias (Pseudo-F=9,4609, P=0,001) e ainda entre as estações do ano (Pseudo-F=4,7864, P=0,001) (**Tabela 12**).

Tabela 12. Resultados da análise PERMANOVA das comunidades de invertebrados para as tipologias e estações do ano amostradas. Os asteriscos indicam valores significativos.

| Origem                  | GL | SS    | MS   | Pseudo-F | P (perm) | Unique perms |
|-------------------------|----|-------|------|----------|----------|--------------|
| Tipologia               | 5  | 39095 | 7819 | 9,4609   | 0,001*** | 999          |
| Estações do ano         | 2  | 7912  | 3956 | 4,7864   | 0,001*** | 999          |
| Tipologia* Estações ano | 10 | 10384 | 1038 | 1,2564   | 0,068    | 994          |
| Resíduo                 | 24 | 19835 | 826  |          |          |              |
| Total                   | 41 | 77426 |      |          |          |              |

Tendo em conta as 6 tipologias ou setores (i.e., referência, montante rural, montante urbano, reabilitado-Polis, jusante urbano, jusante referência) definidos para os rios Fervença e Sabor, observaram-se diferenças significativas (testes K-W,  $P < 0,05$ ) quer para o nº de indivíduos (N) quer para o nº de taxa (S) (**Figuras 24 e 25**). As pontuações obtidas para as diferentes métricas calculadas pelo software AMIIB estão apresentadas no **Anexo II (AII.2)**.

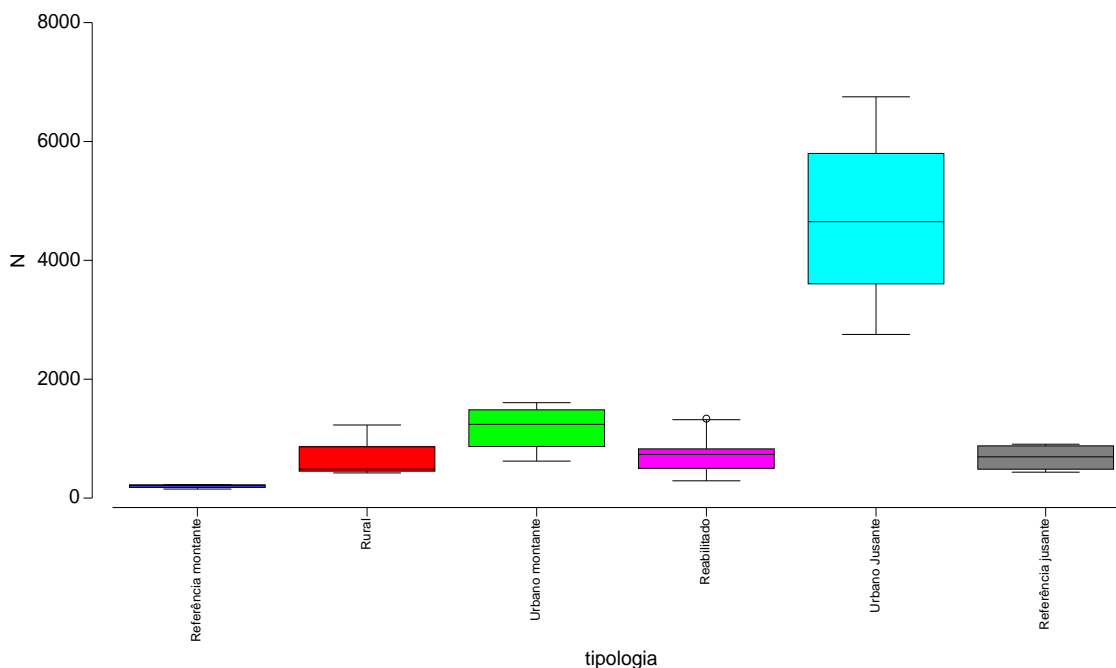


Figura 24. Abundância total (N) das comunidades de macroinvertebrados, distribuídos por diferentes setores nos rios Fervença e Sabor, para 3 períodos de amostragem (ano de 2024).

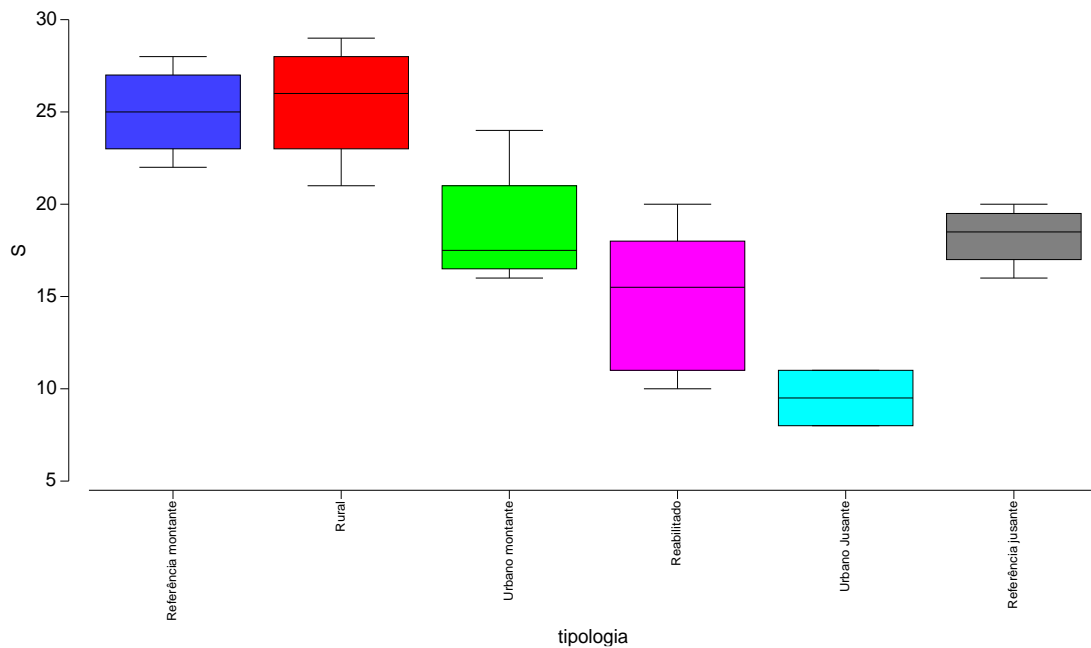


Figura 25. Riqueza taxonômica (S) das comunidades de macroinvertebrados, distribuídos por diferentes setores nos rios Ferverença e Sabor, para 3 períodos de amostragem (ano de 2024).

Sobressai a área “jusante urbano” (F9 e F10), com maior abundância e menor riqueza taxonômica, como resultado da adaptação a distúrbios ambientais. Por outro lado, na área reabilitada-POLIS não foram detetados “ganhos” de abundância e riqueza taxonômica, quando comparada com áreas contíguas (e.g. F3 e F4), sem “benefício” de reabilitação.

A ordenação nMDS (2D, stress = 0,18) confirmou a separação evidente das zonas de referência com as restantes zonas, mais perturbadas (**Figura 26**).

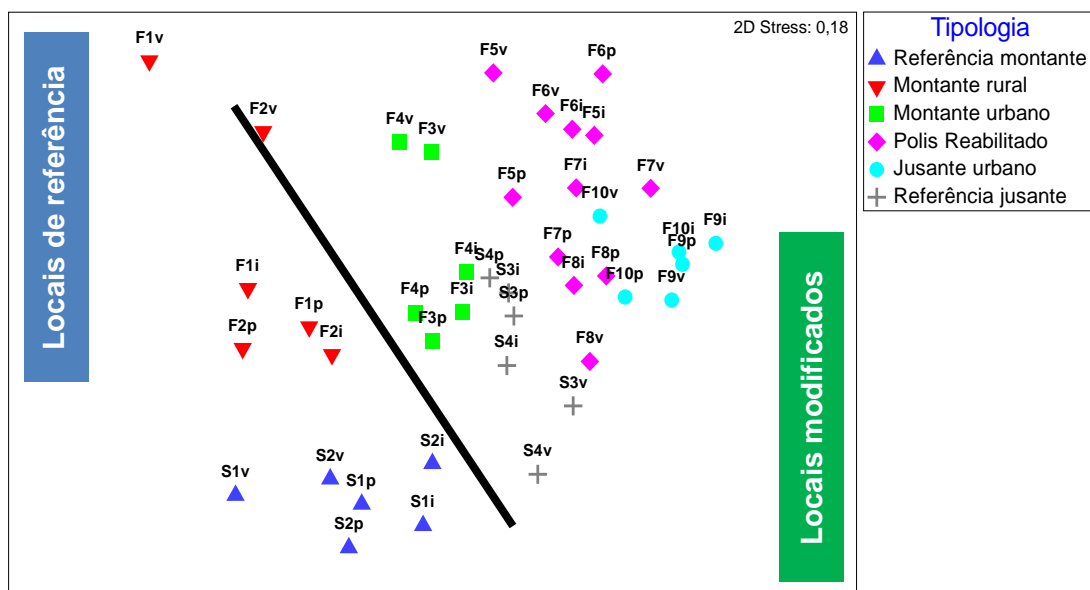


Figura 26. Ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) dos 14 locais de amostragem, para os 3 períodos de amostragem, determinada com base na abundância de invertebrados (ano 2024).

Por sua vez, a ordenação nMDS das comunidades de invertebrados (2D, stress = 0,19) permitiu discriminar entre táxones muito sensíveis à degradação das condições ambientais, caso das famílias Capniidae, Sericostomatidae, Brachycentridae, Calamoceratidae, e táxones muito resistentes à poluição, como Asellidae, Cambaridae, Glossiphoniidae e Hydrobiidae (**Figura 27**).

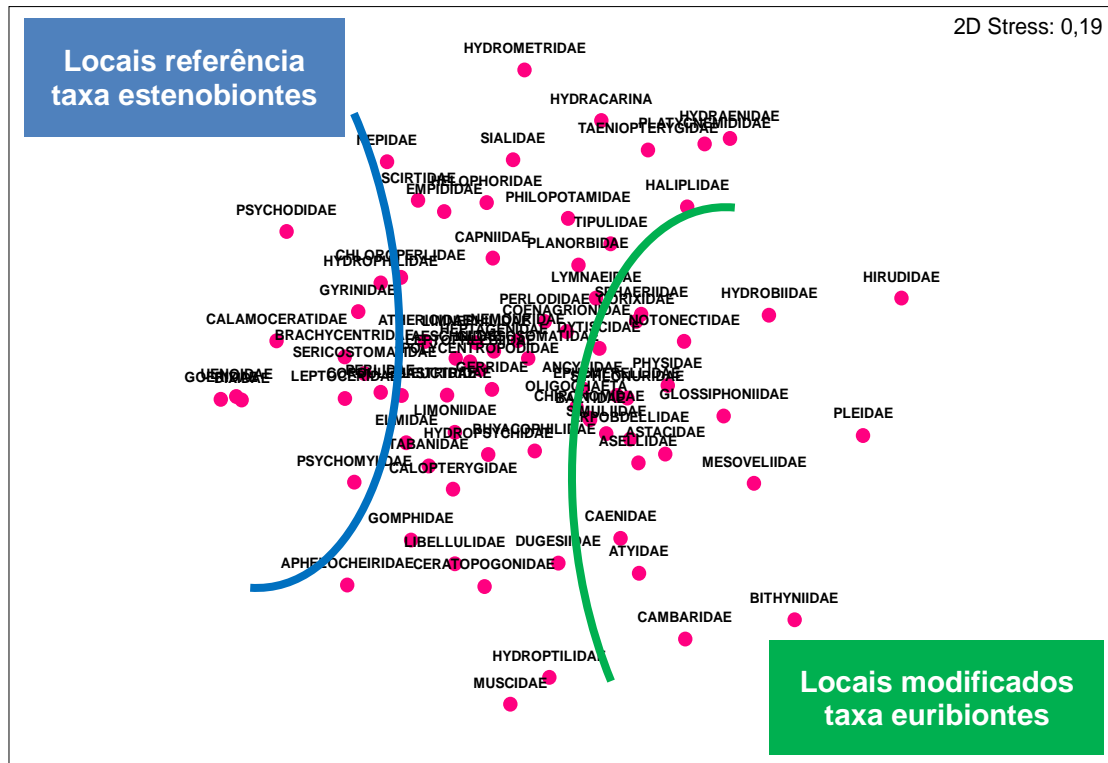


Figura 27. Ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) das comunidades de invertebrados, para os 3 períodos de amostragem (ano 2024).

Os testes **ANOSIM 1-way** revelaram diferenças significativas ( $P < 0,001$ ) entre todas as tipologias definidas. Na **análise SIMPER** foi possível destacar as dissimilaridades médias entre setores e as famílias com maior contribuição, nomeadamente entre o setor reabilitado-Polis e os restantes: **1) Referência montante vs. Reabilitado (70,67%)** Asellidae (10,00%) e Astacidae (6,40%); **2) Rural montante vs. Reabilitado (67,94%)** Asellidae (10,47%) e Perlodidae (7,00%); **3) Urbano montante vs. Reabilitado (54,97%)** Asellidae (13,72%) e Simuliidae (8,57%); **10) Urbano jusante vs. Reabilitado (50,19%)** Simuliidae (16,27%) e Erpobdeliidae (9,95%); **11) Referência jusante vs. Reabilitado (50,07%)** Ephemerellidae (8,37%) e Astacidae (7,25%). A maior dissimilaridade entre comunidades de macroinvertebrados da zona urbana reabilitada (POLIS) correspondeu as zonas de referência e de influência rural, situadas a montante.

### 3.1.3.3. Diversidade e índices bióticos

Foram encontradas diferenças significativas (testes K-W,  $P < 0,05$ ) para ambas as métricas da diversidade  $H'$  de Shannon-Wiener e equitabilidade  $J'$  de Pielou entre os setores/tipologias definidas nos rios Ferverença e Sabor (**Figura 28 e 29**).

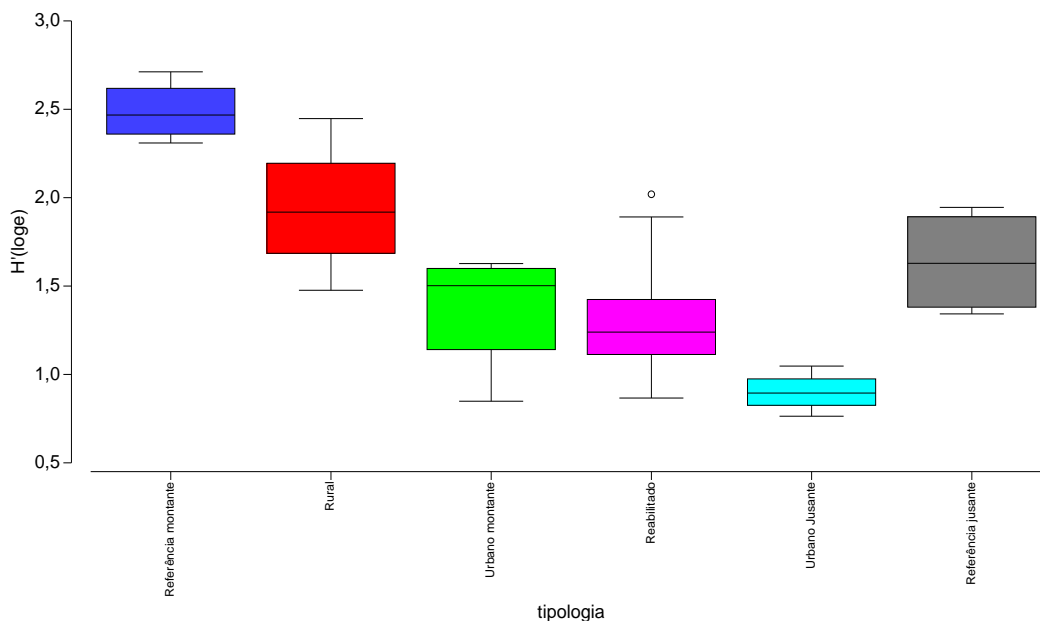


Figura 28. Diversidade  $H'$  de shannon-Wiener das comunidades de invertebrados, distribuídos por diferentes setores nos rios Ferverença e Sabor, para 3 períodos de amostragem (ano de 2024).

Assinalar os valores mínimos de  $H'$  e  $J'$  observados na zona reabilitada (POLIS), com exceção da zona urbana de jusante, muito afetada pela poluição.

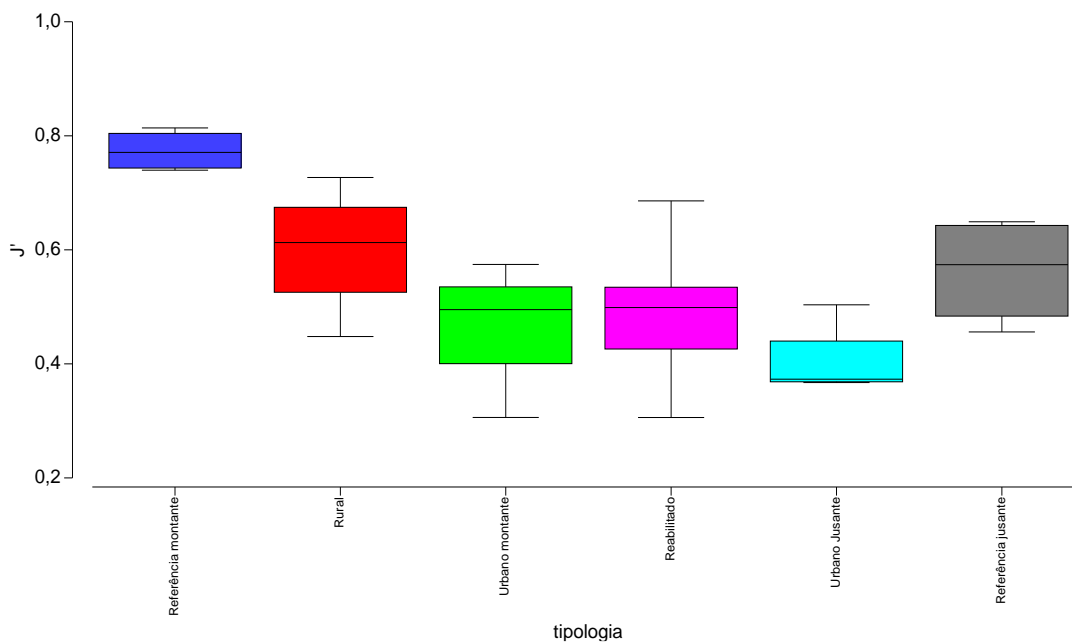


Figura 29. Equitabilidade  $J'$  de Pielou das comunidades de macroinvertebrados, distribuídos por diferentes setores nos rios Ferverença e Sabor, para 3 períodos de amostragem (ano de 2024).

Na avaliação da qualidade da água, os resultados mostraram um contraste assinalável entre as zonas de referência (S1 e S2) e montante rural (F1 e F2) com base em diferentes métricas (**Anexo II - Tabelas AII1, AII2, AII3**) e no índice IPTiN (**Tabela 13**), cuja classificação foi maioritariamente de Bom/Excelente, relativamente aos restantes setores localizados no interior e a jusante do meio urbano (i.e., classificação de Razoável/Medíocre), onde nunca foi atingido o estado mínimo exigido pela Diretiva-Quadro da Água. Para além da variação espacial foi ainda encontrada uma tendência para a diminuição da qualidade da água do inverno para o verão. Tal facto, faz pressupor condições ambientais mais severas para as comunidades resultantes dos períodos de seca prolongada com agravamento das condições ambientais.

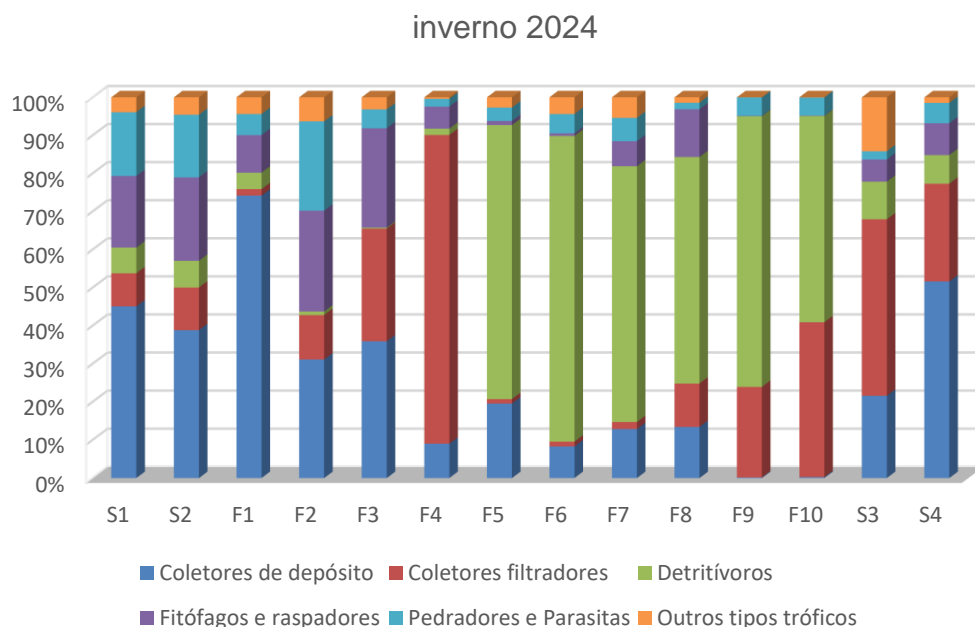
Tabela 13. Índice IPTiN dos locais amostrados, para os 3 períodos de amostragem (ano de 2024).

| Nome da estação | Setores/Tipologias       | inverno  | primavera | verão     |
|-----------------|--------------------------|----------|-----------|-----------|
| S1              | Referência montante      | Bom      | Excelente | Excelente |
| S2              |                          | Bom      | Bom       | Excelente |
| F1              | Montante rural           | Bom      | Bom       | Razoável  |
| F2              |                          | Bom      | Bom       | Razoável  |
| F3              | Montante urbano          | Razoável | Bom       | Medíocre  |
| F4              |                          | Medíocre | Razoável  | Medíocre  |
| F5              | Zona reabilitada (POLIS) | Medíocre | Medíocre  | Medíocre  |
| F6              |                          | Medíocre | Medíocre  | Medíocre  |
| F7              |                          | Medíocre | Razoável  | Medíocre  |
| F8              |                          | Medíocre | Medíocre  | Razoável  |
| F9              | Urbano jusante           | Medíocre | Medíocre  | Medíocre  |
| F10             |                          | Medíocre | Razoável  | Medíocre  |
| S3              | Referência jusante       | Razoável | Razoável  | Razoável  |
| S4              |                          | Bom      | Razoável  | Razoável  |

#### 3.1.3.4. Grupos funcionais alimentares e índices tróficos

A variação dos grupos funcionais alimentares (GFA) está apresentada nas **Figuras 30 e 31**, para as épocas de inverno e verão (ver primavera no **Anexo II - AII.3**). Esta abordagem permitiu complementar a análise do estado de saúde do ecossistema fluvial. Foram encontradas diferenças significativas (Testes K-W,  $P < 0,05$ ) entre

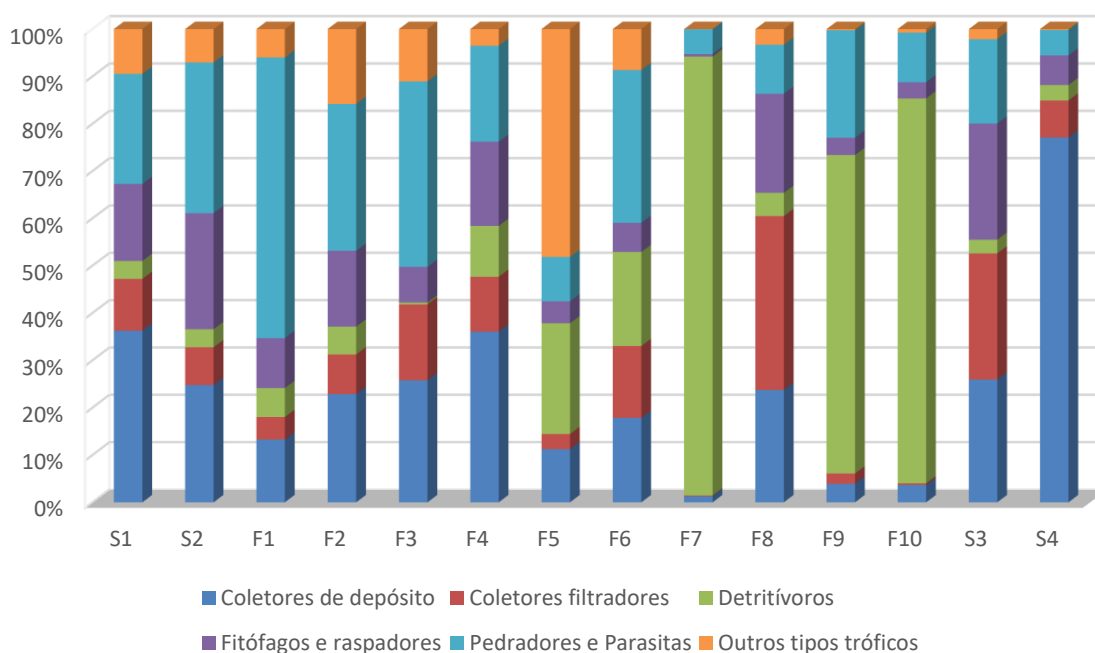
setores/tipologias e também entre estações do ano. Com efeito, na época de inverno foi possível observar nos locais situados a montante de Bragança, a presença de todos os grupos funcionais, reflexo de ambas as vias heterotrófica e autotrófica contribuírem para o funcionamento do ecossistema fluvial, nomeadamente pela presença de detritívoros e coletores de depósito e filtradores, especializados no consumo de materiais orgânicos particulados grosseiros (CPOM) e finos (FPOM), respetivamente. Contudo, no troço urbano reabilitado e a jusante da ETAR foi detetado uma dominância avassaladora do isópode *Asellus aquaticus* (Asellidae), especializado no consumo de CPOM, responsável pelas percentagens encontradas (Figura 30).



**Figura 30. Grupos funcionais alimentares das comunidades de macroinvertebrados do rio Fervença e Sabor (inverno de 2024).**

Na época de verão verificou-se um aumento na percentagem de fitófagos e raspadores, previsível perante o incremento de nutrientes e o reflexo em termos da produtividade primária, com ocorrência de algas do fitoplâncton, perifiton e plantas aquáticas. Por sua vez, verificou-se ainda uma maior expressão de predadores e parasitas, que consomem diretamente as presas vivas disponíveis. Contudo, nos locais modificados por ação do homem, nomeadamente nos açudes da zona reabilitada (POLIS) e a jusante da ETAR existe uma maior constância na dominância de táxones, não sendo perceptível a sucessão de comunidades associada à sazonalidade, pela limitação imposta pelas condições ambientais adversas à presença de táxones estenobiontes (Figura 31).

verão 2024



**Figura 31. Grupos funcionais alimentares das comunidades de macroinvertebrados do rio Fervença e Sabor (verão de 2024).**

A abordagem complementar dos **índices tróficos** calculados a partir das abundâncias de GTA de invertebrados, permitiu reforçar o caráter heterotrófico (*ratio*: fitófagos e raspadores / (detritívoros, coletores de depósito e filtradores) < 0,75) patente em cursos de água de menor ordem, fortemente dependentes das galeria ripícolas e dos inputs alóctones de materiais orgânicos (e.g., folhada, sementes, ramos) apesar do acréscimo de nutrientes induzir um aumento de produtores primários no ecossistema, nomeadamente nos setores urbano e a jusante da ETAR de Bragança. Com efeito, o controlo de predadores (top/down) (*ratio*: predadores/ restantes GFA > 0,15) confirmou alguns sinais de perturbação na comunidade de macroinvertebrados. Por outro lado, foi também observada uma maior estabilidade do substrato (*ratio*: fitófagos e filtradores/ detritívoros e coletores > 0,50) e dinâmica na circulação de materiais orgânicos (*ratio*: filtradores/coletores de depósito > 0,50), nas zonas de referência, situadas a montante e jusante, em oposição aos setores urbanos, muito influenciados pela deposição de materiais inorgânicos de dimensão fina (areias e limos), nomeadamente nas albufeiras dos açudes presentes na zona reabilitada POLIS.

### 3.1.4. Elemento de qualidade biológica: Fauna piscícola

Foram **identificados 1.858 exemplares** da ictiofauna capturada em 14 locais e 3 períodos de amostragem nos rios Ferverença e Sabor, no ano de 2024. Do total de indivíduos, 45,9% corresponderam a espécies nativas e 54,1% a espécies não-nativas. As espécies nativas pertencem a 4 famílias: 1) **Salmonidae**: *Salmo trutta*; 2) **Leuciscidae**: *Pseudochondrostoma duriense*, *Squalius carolitertii*, *Squalius alburnoides*; 3) **Cyprinidae**: *Luciobarbus bocagei*; 4) **Cobitidae**: *Cobitis paludica*. Entre as espécies não-nativas foram identificadas 3 famílias de distintas origens: 1) **Centrarchidae**: *Lepomis gibbosus* (América do Norte); 2) **Gobionidae**: *Gobio lozanoi* (Norte de Espanha e Sul de França); 4) **Poeciliidae**: *Gambusia holbrooki* (América do Norte). As espécies mais abundantes na área de estudo são exóticas, caso de *Gobio lozanoi* (38,1%, 708 indivíduos) e *Gambusia holbrooki* (12,3%, 228 indivíduos) enquanto as espécies nativas mais comuns foram *Pseudochondrostoma duriense* (11,5%, 213) e *Salmo trutta* (9,3%, 173), embora neste caso presente apenas na zona de Referência Montante do rio Sabor (S1 e S2). As capturas por unidade de esforço, apresentadas nas **Figuras 32 e 33**, para o inverno e verão de 2024 (**Anexo III - AIII.1** para a primavera) realçam o domínio de espécies não-nativas em ambientes modificados (F2 a F10). As espécies nativas têm alguma expressão apenas em ambientes reófilos, menos poluídos e modificados, como no setor Referência montante, com domínio de truta-de-rio e no setor Referência Jusante, com presença assinalável de boga-do-norte e barbo-comum e bordalo.

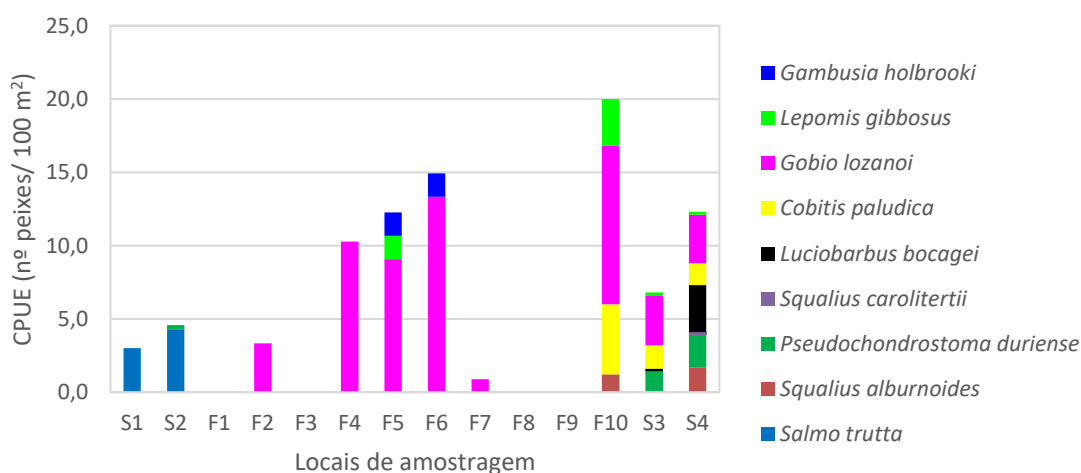


Figura 32. Capturas por unidade de esforço CPUE (nº peixes/ 100 m<sup>2</sup>) nos 14 locais amostrados nos rios Ferverença e Sabor (inverno 2024).

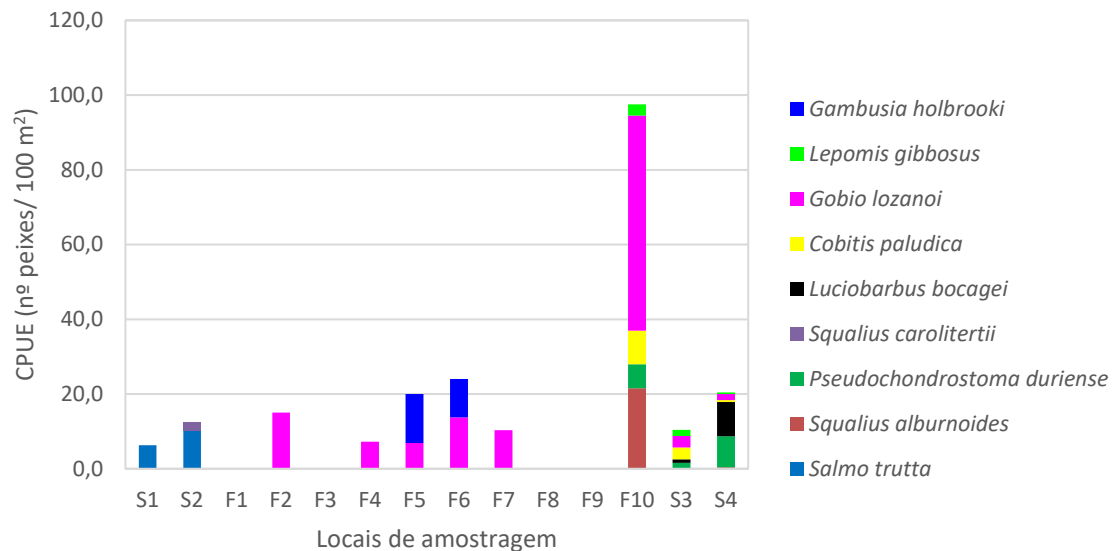


Figura 33. Capturas por unidade de esforço CPUE (nº peixes/ 100 m<sup>2</sup>) nos 14 locais amostrados nos rios Ferverença e Sabor (verão 2024).

### 3.1.4.1. Composição relativa da comunidade de peixes

A composição relativa da fauna piscícola dos rios Ferverença e Sabor e sua variação inverno vs. verão está explícita nas **Figura 34 e 35** (ver primavera no **Anexo III, AIII.2**).

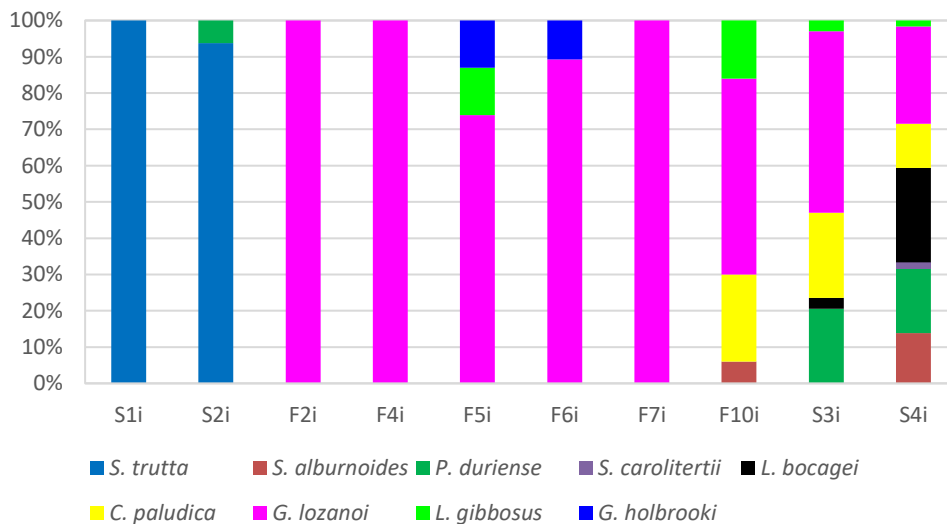


Figura 34. Composição relativa das comunidades de peixes no rio Ferverença e Sabor (inverno 2024).

Percebe-se que as variações entre as diferentes épocas do ano são pouco expressivas. A composição relativa permite destacar, ainda mais, a espécie exótica *Gobio lozanoi*, que predomina em quase todos os locais, especialmente em F2, F4 e F7, onde representa quase 100% da comunidade, durante as três estações do ano. Outras espécies exóticas como *Lepomis gibbosus* e *Gambusia holbrooki* estão

também presentes em locais como F5 e F6 (setor urbano POLIS). Por sua vez, a espécie nativa *Salmo trutta*, apresenta maior contribuição em setores específicos, como S1 e S2 (zonas de referência), indicando sua preferência por condições ambientais mais favoráveis à sua sobrevivência, como águas frias e bem oxigenadas. Locais como F10, S3 e S4 (zonas a jusante) apresentam maior diversidade, incluindo tanto espécies nativas como exóticas.

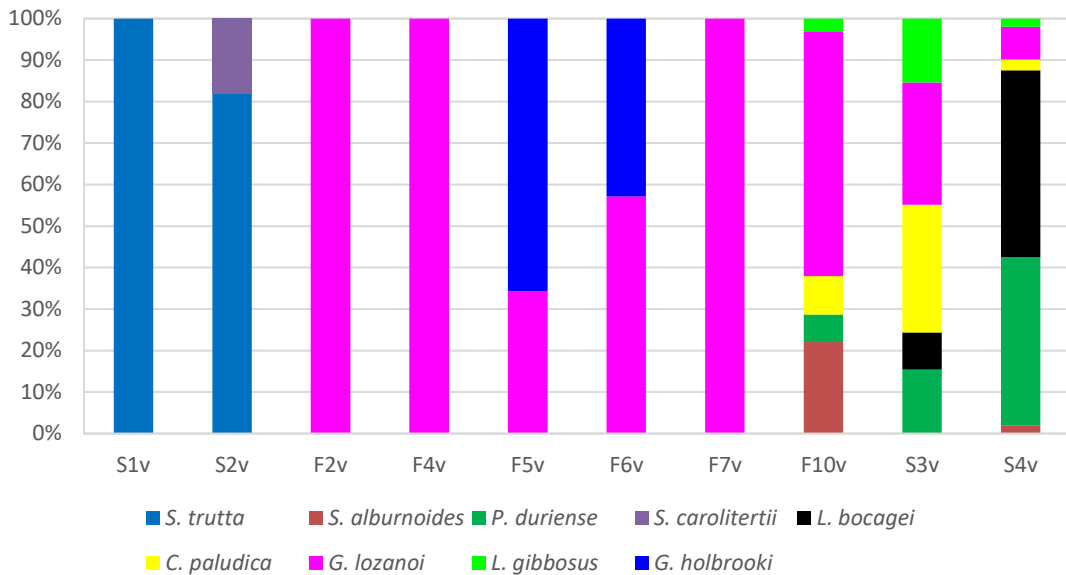


Figura 35. Composição relativa das comunidades de peixes no rio Ferverença e Sabor (verão 2024).

A análise do *ratio* nativas/não-nativas faz sobressair o domínio de espécies exóticas na zona urbana e em especial na zona reabilitada POLIS (Figura 36).

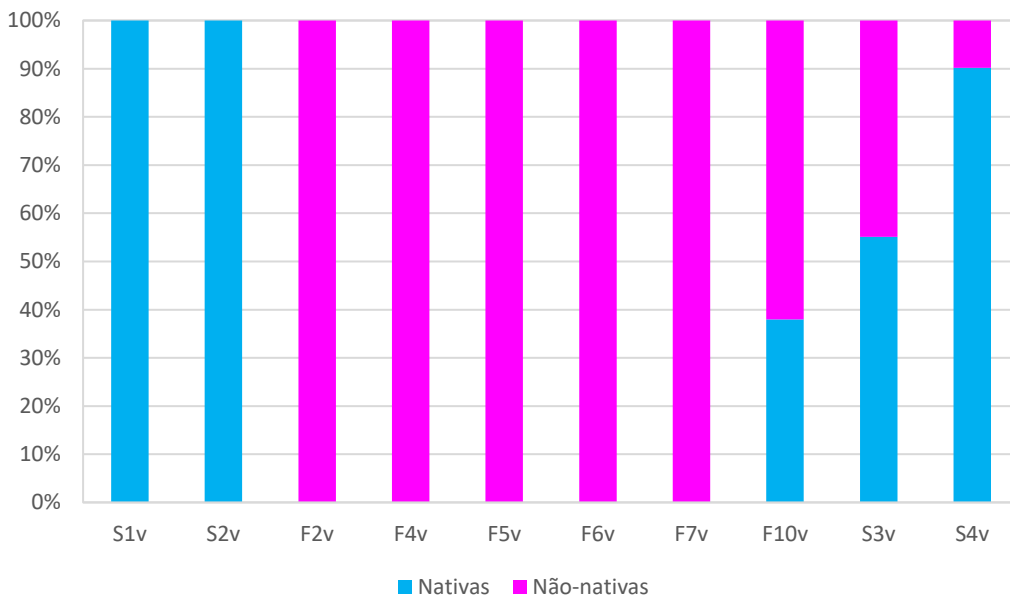


Figura 36. Composição relativa das comunidades de peixes no rio Ferverença e Sabor (verão 2024).

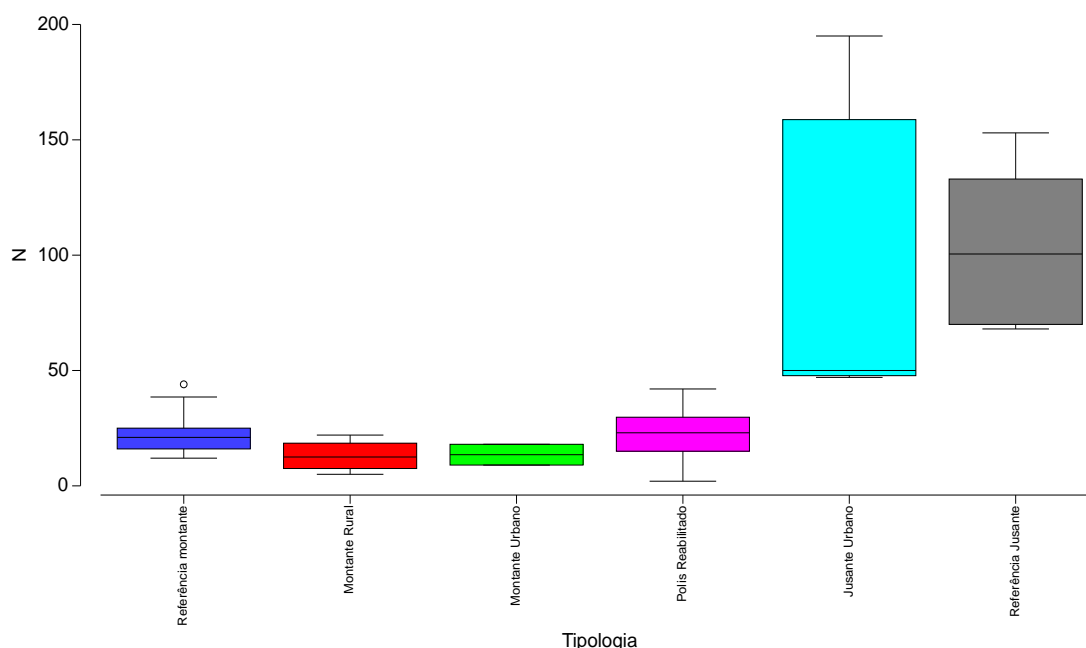
### 3.1.4.2. Tipologia e sazonalidade nas comunidades de peixes

Os resultados obtidos na análise PERMANOVA, baseados nas abundâncias das comunidades de peixes, evidenciaram diferenças significativas somente entre as tipologias consideradas (Pseudo-F=20,973, P=0,001), mas não entre estações do ano e respetiva interação dos dois fatores (P>0,05) (**Tabela 14**).

**Tabela 14. Resultados da análise PERMANOVA das comunidades de peixes para as tipologias e estações do ano amostradas. Os asteriscos indicam valores significativos.**

| Origem                  | GL | SS    | MS    | Pseudo-F | P (perm) | Unique perms |
|-------------------------|----|-------|-------|----------|----------|--------------|
| Tipologia               | 5  | 63462 | 12692 | 20,973   | 0,001*** | 998          |
| Estações do ano         | 2  | 693   | 346   | 0,572    | 0,707    | 998          |
| Tipologia* Estações ano | 10 | 3385  | 338   | 0,559    | 0,927    | 998          |
| Resíduo                 | 12 | 7262  | 605   |          |          |              |
| Total                   | 29 | 74726 |       |          |          |              |

À semelhança da análise para as comunidades de macroinvertebrados, também se detetaram diferenças significativas (P<0,05) para os peixes, quer para o nº de indivíduos (N), quer para o nº de taxa (S), tendo em consideração as 6 tipologias definidos para os rios Fervença e Sabor (**Figura 37 e 38**). De assinalar valores superiores em abundância e riqueza taxonómica nos locais situados a jusante de Bragança. As pontuações obtidas para as diferentes métricas calculadas pelo software AMIIB estão apresentadas no **Anexo III, AIII.3**.



**Figura 37. Abundância total (N) das comunidades de peixes, distribuídos pelos diferentes setores nos rios Fervença e Sabor, para 3 períodos de amostragem (ano de 2024).**

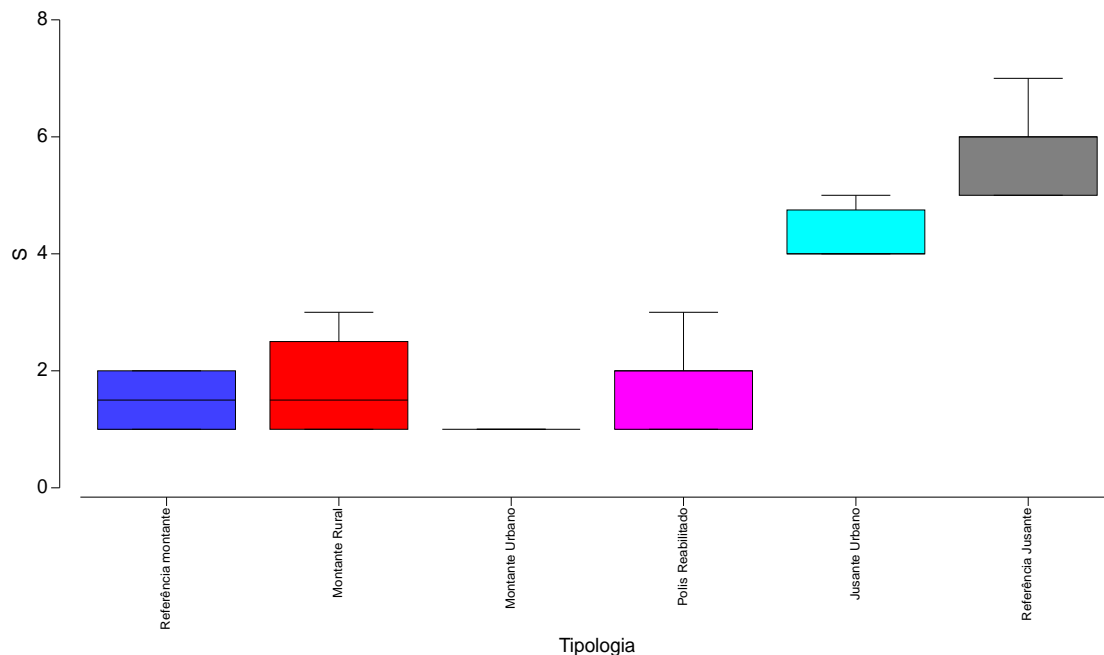


Figura 38. Riqueza taxonómica (S) das comunidades de peixes, distribuídos pelos diferentes setores nos rios Fervença e Sabor, para 3 períodos de amostragem (ano de 2024).

A ordenação nMDS (2D, stress 0,03) mostrou uma separação evidente entre 3 grandes zonas nos rios Fervença e Sabor, agregando diferentes tipologias, nomeadamente: 1) locais de referência no rio Sabor (mais prístinos); 2) locais situados em ambiente urbano (zona POLIS e montante urbano e rural) e ainda 3) locais situados a jusante da cidade de Bragança (Figura 39).

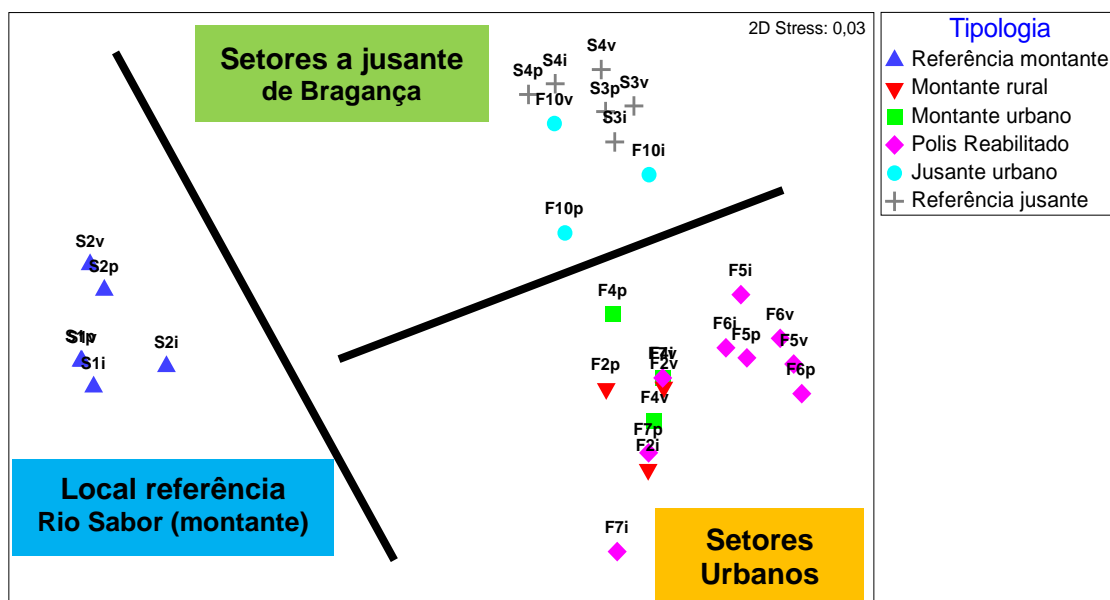
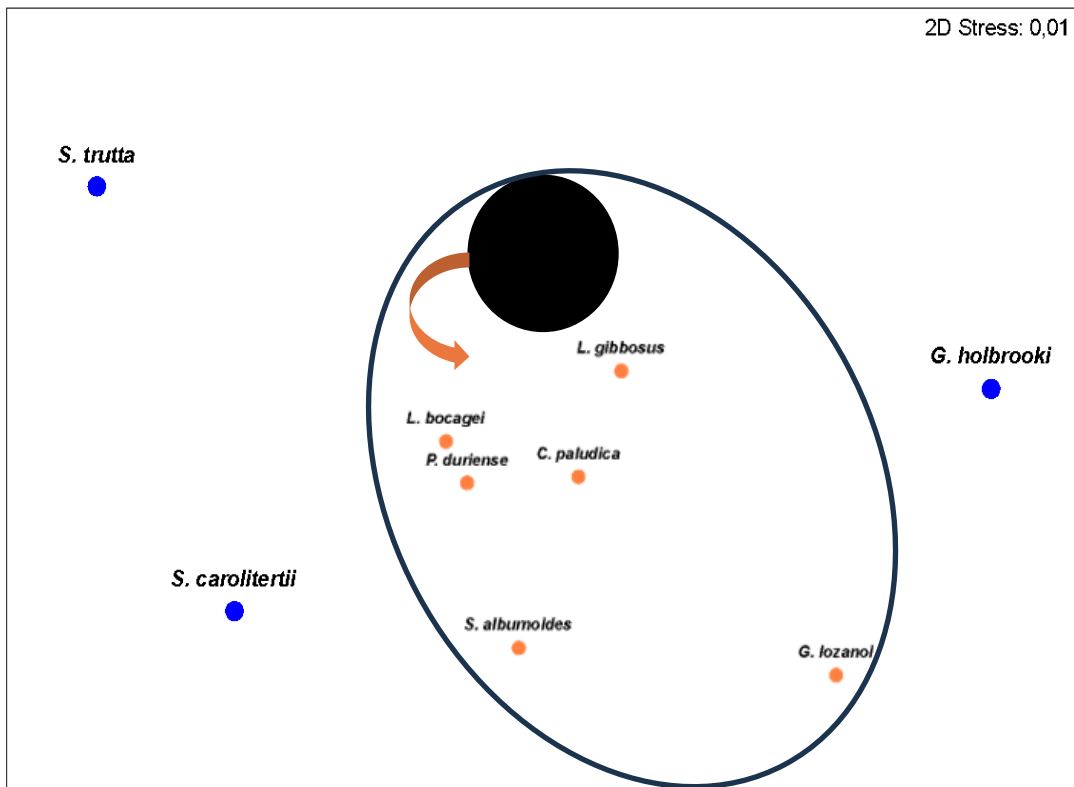


Figura 39. Escala multidimensional não métrica (nMDS) dos 14 locais de amostragem, com base na abundância de peixes, de acordo com os grupos de setores do rio Fervença e Sabor (ano 2024).

A ordenação nMDS das comunidades de peixes (2D, stress = 0,01) permitiu ainda realçar a discriminação entre espécies mais sensíveis à perturbação da qualidade da

água e dos habitats aquáticos e ribeirinhos, caso da truta-de-rio (*Salmo trutta*) e do escalado-do-norte (*Squalius carolitertii*) e as espécies muito resistentes à degradação do meio aquático, caso da gambúsia (*Gambusia holbrooki*) e do góbio (*Gobio lozanoi*), presentes em abundância significativas nas albufeiras dos açudes criados na zona POLIS (**Figura 40**).



**Figura 40.** Ordemação não-métrica multidimensional (nMDS) das comunidades de peixes, para os 3 períodos de amostragem (ano 2024).

Os *pairwise tests* ANOSIM *one-way* confirmaram diferenças significativas ( $P < 0,05$ ) entre todos os 6 setores considerados, com exceção dos seguintes emparelhamentos ( $P > 0,05$ ): 1) Montante rural vs. Montante urbano; 2) Montante rural vs. POLIS reabilitado; 3) Montante rural vs. jusante urbano; 4) Montante urbano vs. POLIS reabilitado e 5) Montante urbano vs. jusante urbano. Realce para o ambiente modificado correspondente à sucessão de açudes do troço urbano reabilitado - POLIS (F5 e F6) estar colonizado espécies não-nativas, caso da perca-sol (*L. gibbosus*), gambúsia (*G. holbrooki*) e especialmente góbio (*G. lozanoi*). Em complementaridade, na análise SIMPER foi possível identificar as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade média entre os pares de setores onde foram encontradas diferenças significativas. Na **Tabela 15** é apresentada a % média de dissimilaridade e espécie com maior contribuição.

Tabela 15. Análise SIMPER e identificação das espécies piscícolas que mais contribuíram para a dissimilaridade em pares de setores (ano 2024).

| Emparelhamentos                            | % média dissimilaridade | Espécie com maior contribuição | % Contrib. |
|--|-------------------------|--------------------------------|------------|
| Referência montante vs. Montante rural     | 98,81                   | <i>S. trutta</i>               | 49,50      |
| Referência montante vs. Montante urbano    | 98,34                   | <i>S. trutta</i>               | 45,63      |
| Referência montante vs. Jusante urbano     | 98,95                   | <i>G. lozanoi</i>              | 25,38      |
| Referência montante vs. Referência jusante | 97,42                   | <i>G. lozanoi</i>              | 18,53      |
| Referência jusante vs. Montante rural      | 71,05                   | <i>P. duriense</i>             | 22,80      |
| Referência jusante vs. Montante urbano     | 66,38                   | <i>P. duriense</i>             | 22,11      |
| Referência jusante vs. Jusante urbano      | 35,66                   | <i>L. bocagei</i>              | 28,65      |
| POLIS reabilitado vs. Referência montante  | 100,00                  | <i>S. trutta</i>               | 45,16      |
| POLIS reabilitado vs. Jusante urbano       | 67,85                   | <i>S. alburnoides</i>          | 28,11      |
| POLIS reabilitado vs. Referência jusante   | 75,13                   | <i>P. duriense</i>             | 22,23      |

### 3.1.4.3. Qualidade piscícola e índices de diversidade

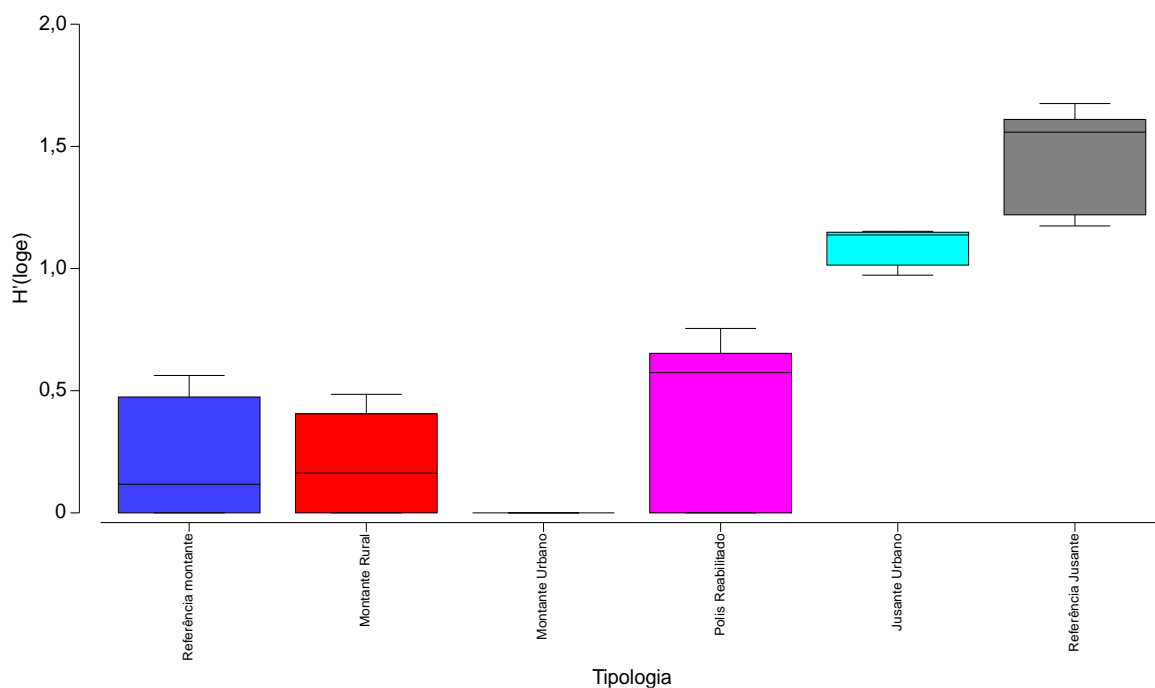
Na Tabela 16 são apresentados os resultados obtidos pelo índice F-IBIP, referente à qualidade biológica, baseada nas comunidades piscícolas.

Tabela 16. Índice F-IBIP dos locais amostrados, para os 3 períodos de amostragem (ano 2024).

| Nome da estação | Setores/Tipologias       | inverno   | primavera | verão     |
|-----------------|--------------------------|-----------|-----------|-----------|
| S1              | Referência montante      | Excelente | Excelente | Excelente |
| S2              |                          | Excelente | Excelente | Excelente |
| F1              | Montante rural           | Sem peixe | Sem peixe | Sem peixe |
| F2              |                          | Medíocre  | Medíocre  | Medíocre  |
| F3              | Montante urbano          | Sem peixe | Sem peixe | Sem peixe |
| F4              |                          | Mau       | Mau       | Mau       |
| F5              | Zona reabilitada (POLIS) | Mau       | Mau       | Mau       |
| F6              |                          | Mau       | Mau       | Mau       |
| F7              |                          | Mau       | Mau       | Mau       |
| F8              |                          | Sem peixe | Sem peixe | Sem peixe |
| F9              | Urbano jusante           | Sem peixe | Sem peixe | Sem peixe |
| F10             |                          | Mau       | Mau       | Mau       |
| S3              | Referência jusante       | Mau       | Medíocre  | Mau       |
| S4              |                          | Razoável  | Razoável  | Razoável  |

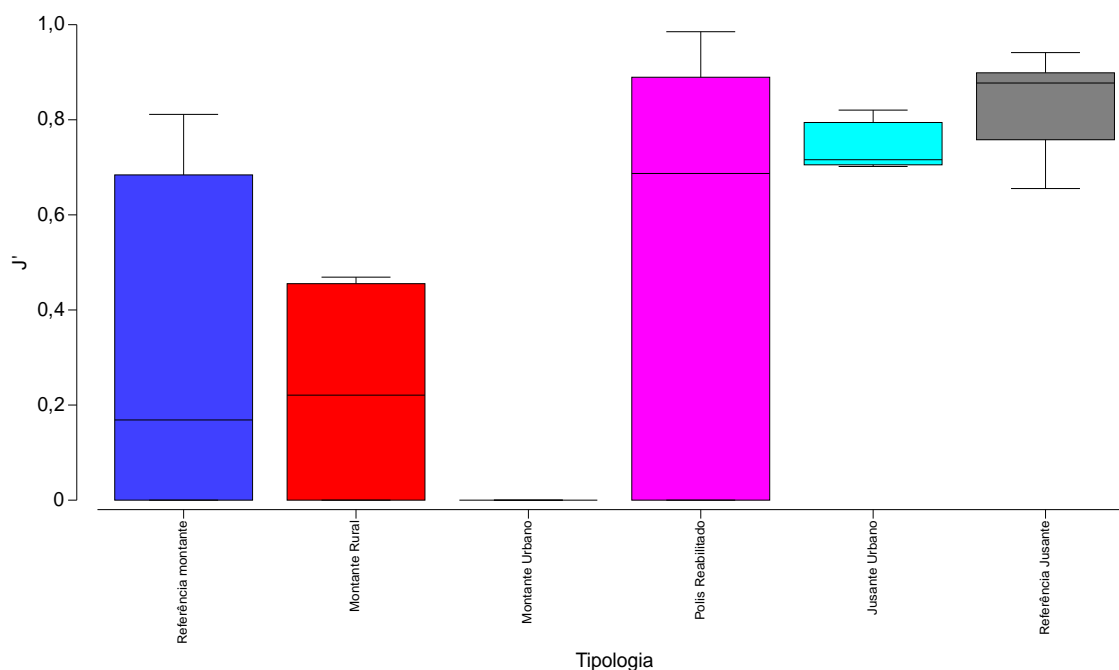
Assinala-se que em diversos locais de diferentes setores não foi capturado qualquer exemplar da fauna piscícola nos 3 períodos de amostragem. Tal facto, configura a inexistência de condições ambientais suficientes para garantir as condições de sobrevivência destes vertebrados aquáticos. A presença exclusiva ou dominância de espécies não-nativas nas zonas de maior pressão humana está na base da pior classificação obtida pelo índice F-IBIP. Com efeito, mais uma vez a zona reabilitada POLIS não parece possuir condições para a ocorrência de uma comunidade típica de peixes nativos de troços médios de rios do norte de Portugal, composta por leuciscídeos e ciprinídeos. Em oposição, observou-se que nos locais de referência de montante do rio Sabor (i.e., S1 e S2) foi obtida, consistentemente, uma classificação de Excelente, para todas as estações do ano amostradas. Contudo, nos locais situados na área rural do rio Fervença (F1 e F2) os resultados obtidos, assinalam uma degradação ambiental, numa tipologia de rio que deveria atingir um estado similar aos locais de referência de montante do rio Sabor.

Relativamente à diversidade e equitabilidade das comunidades piscícolas, foram encontradas diferenças significativas (testes K-W,  $P < 0,05$ ) para ambas as métricas  $H'$  de Shannon-Wiener e  $J'$  de Pielou entre os setores/tipologias identificados nos rios Fervença e Sabor (**Figura 41 e 42**).



**Figura 41. Diversidade  $H'$  de Shannon-Wiener das comunidades de peixes, distribuídos pelos diferentes setores nos rios Fervença e Sabor, para 3 períodos de amostragem (ano de 2024).**

Os valores mínimos dos índices H' e J' foram registados no setor montante urbano, de características mais reófilas e, por tal motivo, menos colonizado por espécies não-nativas.



**Figura 42. Equitabilidade J' de Pielou das comunidades de peixes, distribuídos pelos diferentes setores nos rios Fervença e Sabor, para 3 períodos de amostragem (ano de 2024).**

Os valores mais elevados correspondem às zonas de jusante, indicando maior diversidade de espécies, que estão mais uniformemente distribuídos pelos locais amostrados.

### 3.2. Avaliação da qualidade global

A avaliação de estado global integra as componentes de estado ecológico, tendo por base os critérios de avaliação do documento “Critérios para a Classificação das Massas de Água”, associado ao segundo ciclo de PGRH (APA, 2016). Na **Tabela 17** é apresentada uma síntese das classificações dos elementos de qualidade físico-químicos da água, hidromorfológicos e biológicos avaliados no presente estudo. Por sua vez, na **Tabela 18** é sumariada a avaliação em termos de estado global, cuja classificação final reflete o pior resultado para os elementos de qualidade avaliados. Assinala-se que esta tabela não engloba a informação referente aos poluentes específicos e aos produtores primários, (e.g. perifiton - diatomáceas e macrófitos aquáticos) que não foram avaliados no presente estudo.

Tabela 17. Avaliação dos elementos de qualidade da água dos rios Sabor e Ferverença, para apenas um local de amostragem por tipologia amostragem. Classificação do Estado Ecológico - Azul: Excelente; Verde: Bom; Amarelo: Razoável; Laranja: Mediocre; Vermelho: Mau; Preto: sem peixes) (APA, 2021). Análises de água – Amarelo: Status inferior ou razoável; Análises hidromorfológicas: Verde: Igual ou inferior ou bom estado.

| Métrica                          | Estação do ano | Locais de amostragem / Tipologias* |         |         |         |          |         |
|----------------------------------|----------------|------------------------------------|---------|---------|---------|----------|---------|
|                                  |                | S1 / RM                            | F1 / MR | F4 / MU | F6 / RP | F10 / JU | S4 / RJ |
| <b>Elemento Físico-químico</b>   |                |                                    |         |         |         |          |         |
| Físico-química Geral             | inverno        |                                    |         |         |         |          |         |
|                                  | primavera      |                                    |         |         |         |          |         |
|                                  | verão          |                                    |         |         |         |          |         |
| <b>Poluentes específicos</b>     |                |                                    |         |         |         |          |         |
| <b>Elemento Hidromorfológico</b> |                |                                    |         |         |         |          |         |
| HQA                              | primavera      |                                    |         |         |         |          |         |
| HMS                              | primavera      |                                    |         |         |         |          |         |
| <b>Elemento Biológico</b>        |                |                                    |         |         |         |          |         |
| <b>Fitobentos</b>                |                |                                    |         |         |         |          |         |
| <b>Macrófitos</b>                |                |                                    |         |         |         |          |         |
| Invertebrados                    | inverno        |                                    |         |         |         |          |         |
|                                  | primavera      |                                    |         |         |         |          |         |
|                                  | verão          |                                    |         |         |         |          |         |
| Peixes                           | inverno        |                                    |         |         |         |          |         |
|                                  | primavera      |                                    |         |         |         |          |         |
|                                  | verão          |                                    |         |         |         |          |         |

\* Tipologias: RM - Referência montante; MR - Montante Rural; UM - Montante urbano; RP - Reabilitação POLIS; JU - Jusante urbano e RJ - Referência jusante)

Tendo em consideração o conjunto de informação recolhido, é possível observar que a avaliação foi díspar para os vários os elementos de qualidade na generalidade dos locais de amostragem (ver **Anexo III, Tabela AIII.1**, para informação detalhada dos 14 locais e amostragem e 3 estações do ano). A maioria das locais de amostragem não alcançou os objetivos ambientais mínimos requeridos pela DQA (classificação de Bom ou Superior), tendo sido o descritor referente à fauna piscícola o principal elemento penalizador da classificação do Estado Global do rio Ferverença. Realce também para os macroinvertebrados que, nos setores urbanos, ficaram em patamares de qualidade de Inferior a Bom.

Tabela 18. Avaliação global final da qualidade da água dos 14 locais de amostragem dos rios Sabor e Fervença, para cada estação do ano. Classificação do Estado Ecológico - Azul: Excelente; Verde: Bom; Amarelo: Razoável; Laranja: Mediocre; Vermelho: Mau; (APA, 2021).

| Local de amostragem | Setor/Tipologia          | inverno | primavera | verão |
|---------------------|--------------------------|---------|-----------|-------|
| S1                  | Referência montante      |         |           |       |
| S2                  |                          |         |           |       |
| F1                  | Montante rural           |         |           |       |
| F2                  |                          |         |           |       |
| F3                  | Montante urbano          |         |           |       |
| F4                  |                          |         |           |       |
| F5                  | Zona reabilitada (POLIS) |         |           |       |
| F6                  |                          |         |           |       |
| F7                  |                          |         |           |       |
| F8                  |                          |         |           |       |
| F9                  | Urbano jusante           |         |           |       |
| F10                 |                          |         |           |       |
| S3                  | Referência jusante       |         |           |       |
| S4                  |                          |         |           |       |

### 3.3. Análise da evolução temporal na área urbana (POLIS Bragança)

Foram ainda feitas análises e obtidos resultados que refletem a evolução temporal da diversidade e qualidade ecológica patente na área urbana sujeita a obras de requalificação, considerando os períodos 1) antes: 1996-99, 2) depois: 2011-16, e 3) atual: 2024. Com efeito, regista-se o insucesso do Programa POLIS de Bragança, na incapacidade de a intervenção melhorar a componente ecológica e reverter a degradação ambiental do rio Fervença. Contudo, merece ser realçado que muitos lixos e focos de poluição localizada foram eliminados, com claro benefício para a qualidade da água do rio Fervença. No entanto, as obras de requalificação no canal, nomeadamente na 1ª fase da intervenção com a criação duma sucessão de açudes e impermeabilização da margem esquerda do corredor ribeirinho, contribuíram para uma maior artificialização dos ambientes aquático e ribeirinho e a perda de habitats naturais capazes de obter “ganhos” em termos da biodiversidade e a qualidade da

água e dos habitats aquáticos e ribeirinhos.

Na **Tabela 19** são apresentados alguns resultados dos parâmetros físico-químicos da água que evidenciam a continuidade da existência de problemas. De facto, os valores elevados de condutividade (> 200 S/cm), nitratos e fosfatos estão na base do crescimento de grandes blooms de algas e plantas aquáticas, especialmente visíveis nas albufeiras dos açudes da zona POLIS no verão.

**Tabela 19.** Parâmetros físico-químicos da água no setor urbano do rio Fervença – Zona POLIS, sujeita a obras de reabilitação (2000 – 2004), considerando 3 períodos: antes, depois e atual. A classificação é feita, considerando os critérios estabelecidos em rios do Norte de Portugal pela APA (2021) (Azul: Excelente; Verde: Bom; Amarelo: Menor ou igual ao estado razoável).

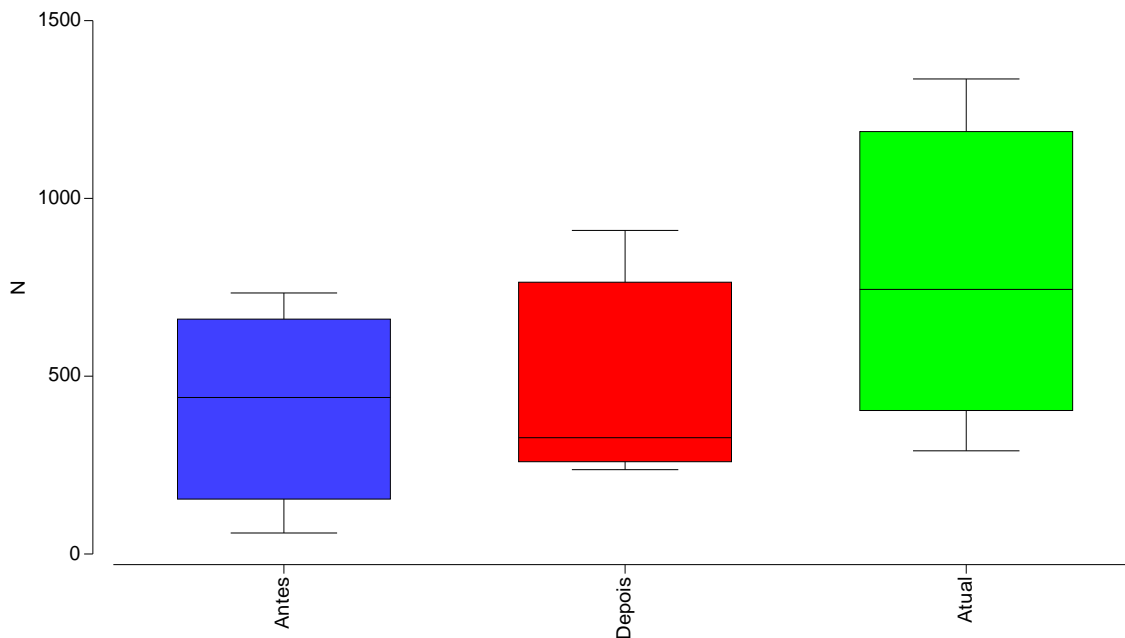
|   | Ano de 1997 | Ano de 2014 | Ano de 2024 |
|---|-------------|-------------|-------------|
| Condutividade ( $\mu\text{S/cm}$ )          | 210,0       | 189,0       | 288,0       |
| O.D. ( $\text{mg O}_2/\text{L}$ )           | 8,5         | 9,8         | 7,6         |
| % Saturação $\text{O}_2$                    | 85,9        | 91,0        | 83,8        |
| Nitratos ( $\text{mg NO}_3/\text{L}$ )      | 2,7         | 2,8         | 0,42        |
| Fosfatos ( $\text{mg PO}_4^{3-}/\text{L}$ ) | 6,1         | 3,6         | 1,6         |
| Cloretos ( $\text{mg Cl}^-/\text{L}$ )      | 14,2        | 12,1        | 27,7        |
| pH  | 7,1         | 7,2         | 7,9         |
| TDS ( $\text{mg/L}$ )                       | 125,0       | 134,4       | 179,8       |

Importa salientar que nem todos os focos localizados de poluição foram eliminados, inclusive na proximidade da zona POLIS (**Figura 43**).

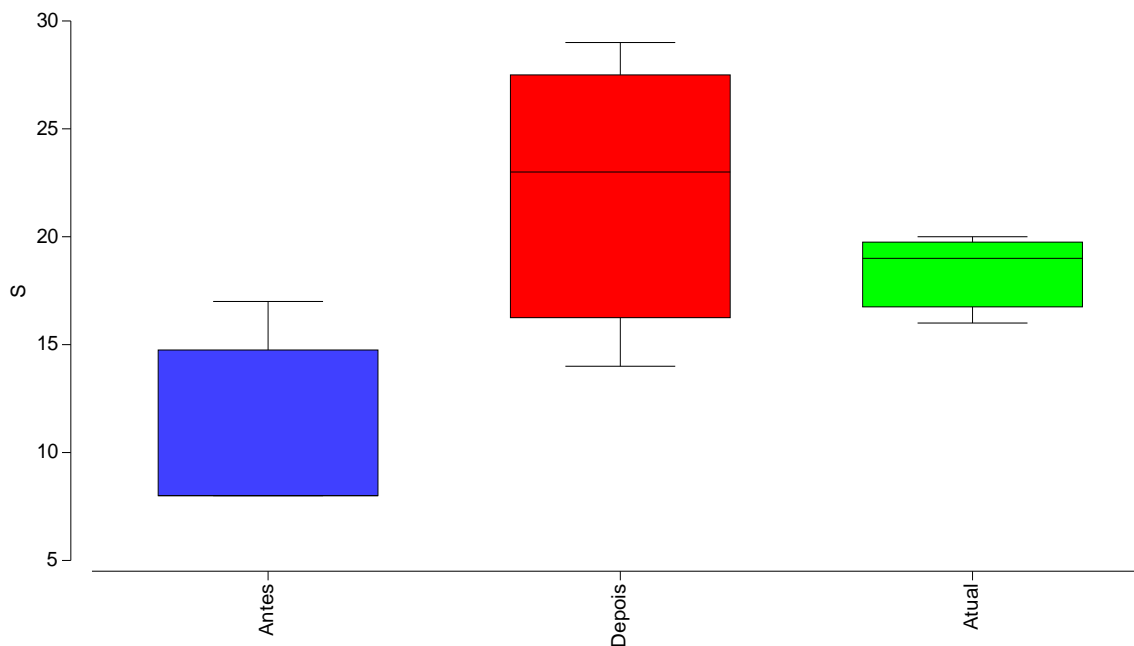


**Figura 43.** Focos de poluição localizada no setor urbano da cidade de Bragança (ano de 2024).

Quando a análise é feita com base nas comunidades de invertebrados foram também obtidos resultados esclarecedores. Apesar da artificialização de habitats ter implicado uma tendência crescente na abundância (N) de organismos, tal facto não resultou num incremento da riqueza taxonómica (S) (**Figuras 44 e 45**).

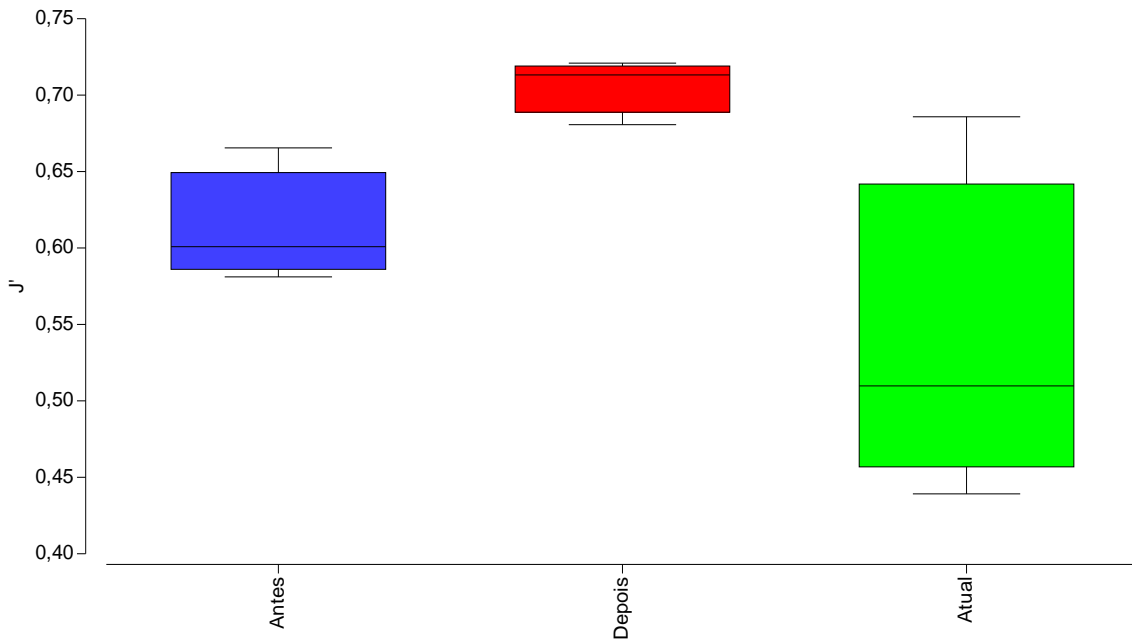


**Figura 44.** Abundância (N) das comunidades de macroinvertebrados do rio Fervença, na zona urbana de Bragança, considerando 3 períodos: antes (1996-98); depois (2011-16) e atual (2024) relativamente às obras de requalificação do Programa POLIS.

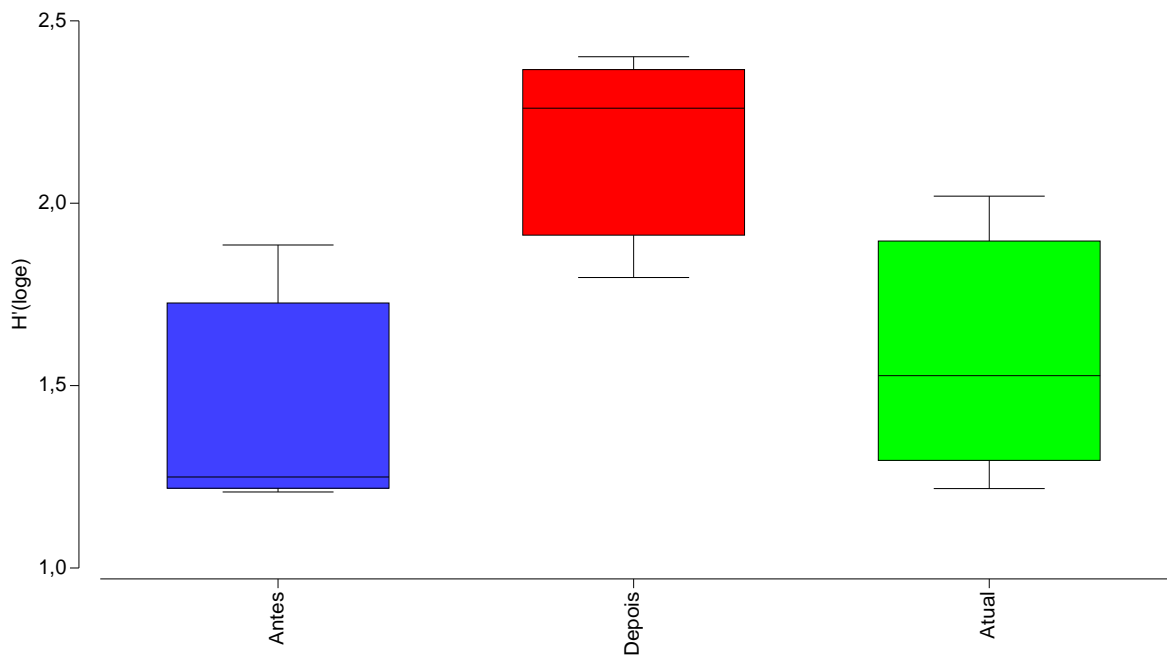


**Figura 45.** Riqueza taxonómica (S) das comunidades de macroinvertebrados do rio Fervença, na zona urbana de Bragança, considerando 3 períodos: antes (1996-98); depois (2011-16) e atual (2024) relativamente às obras de requalificação do Programa POLIS.

Contudo, não foram detetadas diferenças significativas (K-W, H (2;9)  $P > 0,05$ ) entre os 3 períodos de análise para qualquer uma das métricas calculadas, i.e., abundância (N), riqueza taxonómica (S), Equitabilidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H').



**Figura 46.** Equitabilidade J' de Pielou das comunidades de macroinvertebrados do rio Fervença, na zona urbana de Bragança, considerando 3 períodos: antes (1996-98); depois (2011-16) e atual (2024) relativamente às obras de requalificação do Programa POLIS.



**Figura 47.** Diversidade H' de Shannon-Wiener das comunidades de macroinvertebrados do rio Fervença, na zona urbana de Bragança, considerando 3 períodos: antes (1996-98); depois (2011-16) e atual (2024) relativamente às obras de requalificação do Programa POLIS.

Na ordenação nMDS foi possível diferenciar 3 grupos para as comunidades de macroinvertebrados, correspondentes aos 3 períodos temporais de análises, embora os testes de análise de similaridade ANOSIM 1-way não detetaram diferenças significativas ( $P > 0,05$ ) entre os grupos identificados.

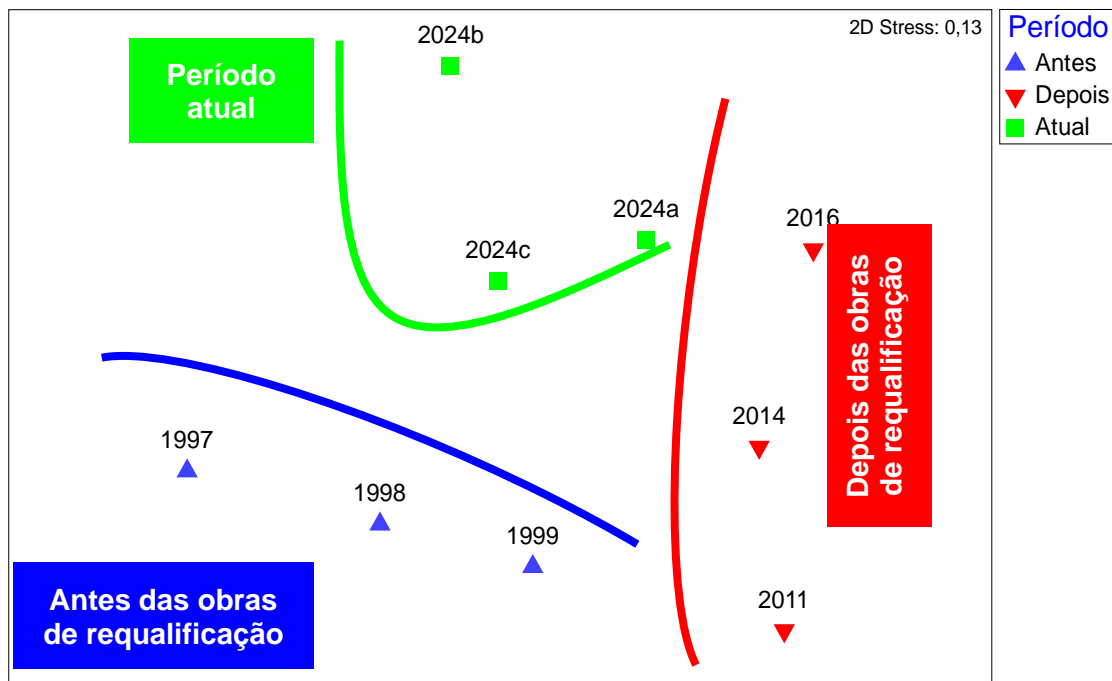


Figura 48. Ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) dos locais de amostragem, baseado na abundância das comunidades de macroinvertebrados do rio Fervença, referente à zona urbana de Bragança, considerando 3 períodos: antes (1996-98); depois (2011-16) e atual (2024) tendo em conta as obras de requalificação do Programa POLIS.

#### 4. DISCUSSÃO

Os resultados obtidos no presente estudo mostraram, de forma evidente, que a requalificação do rio Fervença, no âmbito do Programa POLIS Bragança, não significou um ganho em termos de biodiversidade aquática e da condição ecológica do curso de água no setor urbano. De facto, passados 25 anos da intervenção, várias métricas concorrem para confirmar inclusive uma diminuição na biodiversidade e qualidade ecológica. Assim, foram detetados valores inferiores, quando comparados com setores de referência e anos precedentes, na riqueza taxonómica, na diversidade ( $H'$  de Shannon-Wiener), na equitabilidade ( $J'$  de Pielou) de táxones, para as comunidades de invertebrados aquáticos. No caso das comunidades de peixes, predominaram quase exclusivamente espécies exóticas, resultado de introduções ilegais, realizadas de modo acidental e/ou deliberado, cuja grande plasticidade ecológica garantiu um sucesso na colonização dos ambientes artificializados do setor

urbano. Contudo, importa salientar o efeito sinérgico de várias pressões negativas a que está sujeito o rio Fervença em toda a bacia hidrográfica, mas em especial nas zonas de maior influência humana. Com efeito, no setor urbano a fragmentação e degradação de habitats é notória, com a sucessão de barreiras físicas (e.g., açudes) e respetivas albufeiras, a artificialização das margens (e.g., muro de betão da margem esquerda da zona POLIS, na 1ª fase de intervenção), o input de contaminantes resultantes de focos de poluição localizada (e.g. Campus do IPB, montante da Estação REPSOL) e difusa (e.g., impermeabilização) e a expressão de espécies exóticas e invasoras (e.g., lagostim-sinal, góbio, gambúsia, perca-sol). Por sua vez, nos setores localizados a montante de Bragança os efeitos da agropecuária e consequente input de nutrientes são visíveis na qualidade da água, indiciando ainda o mau funcionamento de estações compactas (mini-ETARs) instaladas no meio rural, acrescido pelas captações e retenção de água (e.g. Barragem da Castanheira), mais penalizadoras nos caudais estivais dos cursos de água. Por fim, a jusante de Bragança a qualidade da água provenientes da zona urbana sugere uma menor eficiência no tratamento da ETAR de Bragança, com inputs assinaláveis de nutrientes (e.g., compostos azotados e fosfatados), indutores de fenómenos de eutrofização na massa hídrica. De facto, as respostas bióticas no período estival são bem expressivas, nomeadamente de produtores primários (não avaliados no presente estudo), com ocorrência de blooms de algas filamentosas e crescimentos exuberantes de plantas aquáticas (*Thypha* sp, *Ranunculus* sp., *Lemna minor*, entre outras) nos setores urbano (MU e RP) e a jusante (JU) de Bragança (observados durante as amostragens). As condições ambientais severas estão na base da diminuição/desaparecimento das espécies nativas estenobiontes, i.e., sensíveis à poluição da água e degradação de habitats aquáticos e ribeirinhos. Com efeito, espécies como a truta-de-rio, nos peixes, e famílias como Heptageniidae, Perlidae e Sericostomatidae, (métrica EPT – Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), nos insetos aquáticos, foram encontradas apenas nos locais de referência situados no rio Sabor, em ambientes prístinos, e outrora também presentes na bacia do rio Fervença (zona de cabeceira e troço médio). No atual cenário, verificou-se um predomínio de um crustáceo *Asellus aquaticus* (Asellidae) nos locais de pior qualidade, nomeadamente nos setores urbanos (F5, F6) e situados a jusante da ETAR (F9, F10) e ainda de sanguessugas *Erpodbella* sp. e *Helobdella stagnalis* (Hirudinea), mosquitos e moscas Simuliidae, Chironomidae (Diptera) e gastrópodes *Physa* sp.,

*Planorbis* sp., *Lymnaea* sp., alguns deles potencialmente transmissores de doenças para o homem (e.g., esquistossomose). O domínio de táxones euribiontes foi sempre detetado em vários estudos no rio Fervença (Pereira, 1997; Rodrigues, 2013)

Na avaliação dos elementos físico-químicos da água, segundo os critérios da APA (2021), identificou-se a estação do verão como a mais crítica, nos setores urbanos e a jusante da ETAR, como resultado dos menores caudais e efeito da concentração de nutrientes, identificável pela condutividade elétrica (e.g.  $F9 > 500 \mu\text{S}/\text{cm}$ ), menor teor de oxigénio dissolvido ( $F9, OD < 5 \text{ mg}/\text{L}$ ) e pelos valores elevados nos teores de fosfatos ( $F9, P\text{-PO}_4^{3-} > 1,4 \text{ mg}/\text{L}$ ) e nitratos ( $P\text{-NO}_3^- > 4 \text{ mg}/\text{L}$ ). Esta tendência tem sido observada noutros estudos ao nível da diminuição do nível de OD e o aumento das concentrações de  $\text{CBO}_5$  e Fósforo total (TP) carência química em oxigénio (CQO), TP e azoto inorgânico total (TIN) associado às descargas de águas residuais de áreas urbanas (Mena-Rivera et al., 2017; Shah et al., 2017; Kozaki et al., 2016).

No que respeita à avaliação do elemento de qualidade hidromorfológica as modificações quer no canal quer na zona ribeirinha foram mais expressivas no setor urbano reabilitado (RP - POLIS Bragança). Com efeito, a classificação feita por ambos os índices do RHS, i.e., HQA e HMS, revelaram-se na maioria como severamente e significativamente modificadas. De facto, todas as intervenções que visam a criação de açudes aparecem muito “penalizadas” ao nível do RHS. Tal padrão foi já encontrado num estudo de avaliação do efeito da reabilitação num curso de água do NE de Portugal, (Ribeira do Juncal, Mogadouro), inclusive com técnicas de bioengenharia (Oliveira, 2024). A degradação dos habitats aquáticos e ribeirinhos está na base de muitos projetos de reabilitação e restauro ecológico (González del Tánago et al., 2012), existindo estudos onde o restauro de habitats aumentou significativamente a diversidade e a riqueza da comunidade de invertebrados, incluindo espécies intolerantes (Lin et al., 2022). Importa assinalar que, muitas vezes, as respostas biológicas são diferenciadas em termos dos grupos faunísticos e florísticos (Kail et al., 2015). Alguns deles relatam efeitos positivos na riqueza e diversidade de macrófitas (Lorenz et al., 2012) enquanto outros destacam um efeito mínimo na riqueza e diversidade de macroinvertebrados (Jähnig et al., 2010; Palmer et al., 2010). De facto, têm sido referenciados ganhos em termos de biodiversidade superiores para grupos terrestres e semiaquáticos, e inferiores para peixes e invertebrados (Haase et al., 2013; Jähnig et al., 2009). Tal facto, poderá também ser

abordado para a bacia do rio Ferverça, nomeadamente ao nível de anfíbios, répteis, aves e mamíferos, mas essencialmente ao nível da composição florística.

O impacte negativo das atividades antrópicas na baixa biodiversidade aquática e condição ecológica do rio Ferverça tem sido reportado em diversos estudos efetuados nos últimos 30 anos (Pereira, 1997; Borges, 1998; Silva, 2010; Escalda 2004; Tourir, 2016). Com efeito a análise comparativa realizada em 3 épocas distintas (1997-1999; 2011-2014; 2024) permite realçar que não foram detetadas diferenças significativas nas comunidades de invertebrados, podendo-se inferir a manutenção de condições ambientais que inviabilizem a colonização por parte de uma comunidade composta por espécies nativas, muitas delas com elevado valor de conservação, presentes em bacias contíguas.

Muitos projetos desenvolvidos em rios urbanos têm apresentado pouco ou nenhum sucesso do ponto de vista ecológico e hidromorfológico (Guzelj et al., 2020). Com efeito, o denominado “síndrome dos rios urbanos”, resulta maioritariamente de projetos de engenharia orientados para mitigar cheias através da criação de barreiras físicas (açudes e barragens), com perda de habitats e biodiversidade (Walsh et al., 2005; Rohde et al., 2006; Buijse et al., 2002, Fournier et al., 2016). Assim sendo, tendo em conta os objetivos da Diretiva-Quadro Europeia da Água (DQA) (EC, 2000), a estratégia nacional e europeia da biodiversidade e conservação da natureza (2030) e ainda a década do Restauro ecológico (UN) torna-se essencial desenvolver as ações que permitam alcançar, num futuro próximo, um bom/excelente estado ecológico do rio Ferverça. A necessidade de recuperar as funções dos rios tem merecido o desenvolvimento de projetos de reabilitação e/ou restauro ecológico, baseado em solução de base natural (SbN), como o projeto Bio ilhas (Ciência Viva, 2023). O recurso a uma multiplicidade de técnicas de engenharia natural pode contribuir para uma heterogeneidade de habitats e um incremento na biodiversidade (Griffiths, 2002; Zingraff-Hamed et al., 2017; Roni et al., 2008; Poff & Hart 2002; Geist & Hawkins, 2016). Segundo Bell et al. (2020) a sustentabilidade dos projetos de restauro, em especial em áreas urbanas, deve integrar as dimensões ecológica e social. Contudo, segundo Richardson & Soloviev (2021) os projetos de restauro de rios urbanos devem ainda ser mais ambiciosos e considerar as componentes científicas, sociais e económicas em diferentes escalas espaciais e temporais, com o intuito de maximizar os potenciais benefícios para o bem-estar humano.

Importa ainda salientar que a monitorização da evolução, dinâmica e especialmente a manutenção da zona reabilitada urbana são aspetos essenciais a considerar no futuro. De facto, o presente estudo identificou a necessidade de controlar a poluição da água no rio Fervença, em particular na zona do POLIS e nos locais após a ETAR de Bragança. São vários os estudos que assinalam que a manutenção de muitos projetos de reabilitação ou restauro é muitas vezes negligenciada afetando decisivamente o sucesso das intervenções (Moore & Rutherford, 2017).

## 5. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente trabalho foram avaliados os efeitos da reabilitação da zona POLIS na biodiversidade e na qualidade ecológica do rio Fervença, em particular no setor urbano da cidade de Bragança (NE Portugal). Entre as **principais conclusões**, destacam-se sumariamente os seguintes pontos:

1. **Elementos físico-químicos da água:** Os resultados obtidos evidenciaram diferenças marcantes entre os setores amostrados. Nos locais de referência, registaram-se parâmetros que indicam uma boa qualidade da água, caracterizada por baixa condutividade elétrica, teor de nutrientes (e.g., azoto e fósforo) e elevada concentração de oxigénio dissolvido. Em contrapartida, os setores urbanos, especialmente os locais a jusante da ETAR, apresentaram sinais preocupantes de degradação, com aumento da carga orgânica e redução da qualidade físico-química da água, principalmente durante o verão, quando as condições ambientais se tornam mais adversas;
2. **Elementos hidromorfológicos:** A análise dos índices hidromorfológicos demonstrou que o setor urbano e em especial a zona reabilitada (POLIS) apresenta menor heterogeneidade estrutural em comparação com os setores de referência. A artificialização das margens e a presença de açudes comprometem a conectividade fluvial, dificultando os fluxos migratórios e a regeneração natural dos habitats. Nas áreas de referência, a maior qualidade ambiental, com diversidade de habitats aquáticos e ribeirinhos e melhor qualidade da água favorecem a manutenção da integridade ecológica;
3. **Elementos biológicos - macroinvertebrados:** A análise das comunidades de macroinvertebrados revelou uma clara diferenciação entre os setores amostrados.

Nos locais de referência, verificou-se uma maior riqueza taxonómica e presença de grupos sensíveis (EPT, i.e., Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera), indicadores de boa qualidade ecológica. Já nos setores reabilitado e a jusante de Bragança, observou-se uma dominância de espécies tolerantes à poluição, como *Asellus aquaticus*, refletindo condições ambientais degradadas e menor diversidade biológica;

- 4. Elementos biológicos - fauna piscícola:** A comunidade de peixes apresentou uma composição dominada por espécies exóticas em áreas impactadas, como *Gobio lozanoi*, que atingiu quase 100% da abundância em determinados locais. Em contrapartida, a presença de *Salmo trutta* foi unicamente detetada em setores de referência, reforçando a sua associação com águas de qualidade, frias e bem oxigenadas. A análise dos índices de abundância e riqueza evidenciou um padrão de maior diversidade nos setores de jusante (e.g. Sabor jusante), embora sem influência antrópica limitante (e.g. poluição, regularização), enquanto os setores urbanos apresentaram comunidades dominadas por espécies exóticas e generalistas;
- 5. Avaliação do impacto da reabilitação:** Passados 25 anos da execução do Programa POLIS, os resultados indicam uma ausência de ganhos em termos de biodiversidade e qualidade ecológica na zona reabilitada do rio Fervença. As intervenções realizadas, embora tenham promovido a valorização estética e o acesso público ao rio, não garantiram a recuperação efetiva de serviços ecossistémicos nem a melhoria das condições ambientais.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Tendo em vista os resultados obtidos e a necessidade de promover a recuperação e conservação do rio Fervença, recomenda-se a implementação das seguintes medidas prioritárias:

1. Monitorizar de forma contínua a qualidade físico-química da água em áreas críticas, em especial nos setores a jusante da ETAR, para avaliar e mitigar os efeitos da poluição orgânica e desenvolver esforços para garantir um bom funcionamento da ETAR de Bragança; Alargar a monitorização aos restantes elementos hidromorfológicos e biológicos, em particular dos produtores primários, de modo a garantir uma avaliação enquadrada nos requisitos da Diretiva Quadro

da Água;

2. Restaurar os habitats aquáticos e ribeirinhos degradados no rio Ferverença, através de técnicas de bioengenharia natural, visando aumentar a heterogeneidade estrutural e promover a conectividade fluvial. Reconsiderar nova intervenção no setor urbano no sentido de garantir os serviços de ecossistema associados à vertente socioecológica do rio;
3. Incentivar a implementação de soluções baseadas na natureza para melhorar os habitats ribeirinhos, com destaque para iniciativas como o projeto Bio Ilhas, já em curso no rio Ferverença. As ilhas flutuantes oferecem refúgio para a fauna aquática, auxiliam na recuperação de espécies sensíveis e contribuem para o aumento da biodiversidade local. Além disso, a adoção dessas soluções também traz benefícios sociais e culturais, ao aumentar o valor paisagístico da área e sensibilizar a população para a importância da conservação ambiental;
4. Implementar estratégias para o controle e erradicação de espécies exóticas invasoras (e.g. invertebrados como o lagostim-sinal e peixes como a gambúsia, o góbio e a perca-sol), com particular atenção aos setores urbanos e zonas reabilitadas;
5. Fomentar e articular o papel de entidades, como a Academia, a Agência Portuguesa do Ambiente, o Instituto de Conservação da natureza e das Florestas, Organizações não Governamentais do Ambiente, o Centro Ciência Viva, e outros stakeholders associados à água para o desenvolvimento da melhor governança da água em ambientes urbanos, incluindo ações de educação e sensibilização ambiental.
6. Contribuir para o desenvolvimento de políticas públicas que integrem a conservação da biodiversidade com a valorização socioeconómica da região, garantindo a sustentabilidade das intervenções de reabilitação fluvial e a preservação dos serviços ecossistémicos para as futuras gerações;

Neste enquadramento, será possível compatibilizar a conservação do rio Ferverença com o uso sustentável dos seus recursos, promovendo um equilíbrio entre as necessidades ambientais e sociais, e assegurando a manutenção da biodiversidade em áreas urbanas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abell, R., Thieme, M., Ricketts, T.H., Olwero, N., Ng, R., Petry, P. et al. (2011). Concordance of freshwater and terrestrial biodiversity. *Conservation Letters*, 4(2), 127–136. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00153.x>
- Alderman, K., Turner, L.R., Tong, S. (2012). Floods and human health: a systematic review. *Environ. Int.* 47, 37–47. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.06.003>.
- Alves, M.P. (2003). A recuperação de rios degradados e a sua reinserção na paisagem urbana: A experiência do rio Emscher na Alemanha. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade de São Paulo. São Paulo, 144 p.
- Anderson M.J., Gorley R.N., Clarke K.R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E Ltd: Plymouth.
- APA I.P. (2016). Planos de Gestão de Região Hidrográfica, Parte 2: Caracterização da Situação de Referência – Região Hidrográfica do Douro (RH3). Agência Portuguesa do Ambiente, I.P.
- APA I.P. (2021). Critérios para a Classificação das Massas de Água. Acesso em: 21/01/2025. Disponível em [https://apambiente.pt/sites/default/files/\\_Agua/DRH/ParticipacaoPublica/PGRH/2022-2027/3\\_Fase/PGRH\\_3\\_SistemasClassificacao.pdf](https://apambiente.pt/sites/default/files/_Agua/DRH/ParticipacaoPublica/PGRH/2022-2027/3_Fase/PGRH_3_SistemasClassificacao.pdf)
- Bănăduc, D., Simić, V., Cianfaglione, K., Barinova, S., Afanasyev, S., Öktener, A., McCall, G., Simić, S., & Curtean-Bănăduc, A. (2022). Freshwater as a sustainable resource and generator of secondary resources in the 21st century: Stressors, threats, risks, management and protection strategies, and conservation approaches. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(24), 16570. <https://doi.org/10.3390/ijerph192416570>
- Barbarossa, V., Bosmans, J., Wanders, N., King, H., Bierkens, M. F. P., Huijbregts, M. A. J., & Schipper, A. M. (2021). Threats of global warming to the world's freshwater fishes. *Nature Communications*, 12(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-021-21655-w>
- Bell S., Graham H. & White P.C.L. (2020). Evaluating Dual Ecological and Well-Being Benefits from an Urban Restoration Project. *Sustainability*, 12, 695; <https://doi.org/10.3390/su1202069>
- Bernex, N. (2016). Linking Ecosystem Services and Water Security—SDGs Offer a New Opportunity for Integration. Perspective Paper, Global Water Partnership, Acesso em: 01/12/2024. Disponível em: [https://www.gwp.org/globalassets/global/toolbox/publications/perspectivepapers/gwp\\_pp\\_ecosystemservices.pdf](https://www.gwp.org/globalassets/global/toolbox/publications/perspectivepapers/gwp_pp_ecosystemservices.pdf).
- Boelee, E., Geerling, G., van der Zaan, B., Blauw, A., & Vethaak, A. D. (2019). Water and health: From environmental pressures to integrated responses. *Acta Tropica*, 193, 217–226. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2019.03.011>
- Booth, D. B., Roy, A. H., Smith, B., and Capps, K. A. (2016). Global perspectives on the urban stream syndrome. *Freshwater Science* 35:412–420.
- Borges M.F. (1998). Caracterização limnológica dos macroinvertebrados da bacia do Alto Sabor. Relatório de Fim de Curso. Bacharelato Gestão de Recursos Florestais. ESAB.
- Britton, J. R. (2023). Contemporary perspectives on the ecological impacts of invasive freshwater fishes. *Journal of Fish Biology*, 103(4), 752-764.
- Brown, R. R., Keath, N., and Wong, T. H. F. (2009) Urban water management in cities: historical, current and future regimes. *Water Science and Technology* 59(5):847–855.
- Buijse, A. D. et al. (2002) Restoration strategies for river floodplains along large lowland rivers

- in Europe. *Freshw. Biol.* 47, 889–907. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00915.x>.
- Burns, M. J., Fletcher, T. D., Walsh, C. J., Ladson, A. R., and Hatt, B. E. (2012). Hydrologic shortcomings of conventional urban stormwater management and opportunities for reform. *Landscape and Urban Planning* 105:230–240.
- Calapez, A. R., Serra, S. R. Q., Mortágua A. et al (2023) Unveiling relationships between ecosystem services and aquatic communities in urban streams. *Ecol Indic* 153:110433. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110433>
- Cao, Y., Natuhara, Y. (2019). Effect of urbanization on vegetation in riparian area: plant communities in artificial and semi-natural habitats. *Sustainability* 12(1):204. <https://doi.org/10.3390/su12010204>
- Cengiz, B. (2013). Urban River Landscapes. *Advances in Landscape Architecture*, n. 1.
- Centro Ciência Viva de Bragança. (2023). *Projeto Bio Ilhas*. Centro Ciência Viva de Bragança. <https://braganca.cienciaviva.pt/13389/bio-ilhas>
- Chadwick, M. A., Dobberfuh, D.R., Benke, A. C., Huryn, A. D., Suberkropp, K. & Thiele J. E. (2006) Urbanization affects stream ecosystem function by altering hydrology, chemistry, and biotic richness. *Ecol Appl* 16: 1796-1807.
- Collares-Pereira, M. J. (Coord.), Alves, M. J., Ribeiro, F., Domingos, I., Almeida, P. R., da Costa, P., Magalhães, M. F. (2021). *Guia dos Peixes de Água Doce e Migradores de Portugal Continental*. Porto, Portugal: Edições Afrontamento.
- Collier, K. J. (2011). The rapid rise of streams and rivers in conservation assessment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(5), 397–400. <https://doi.org/10.1002/aqc.1196>
- Comissão Europeia. (2021). *Bens e serviços ecossistêmicos*. Serviço de Publicações da União Europeia.
- Critical Ecosystem Partnership Fund. (2017). Ecosystem profile: Mediterranean Basin biodiversity hotspot. BirdLife International. Retrieved from [https://www.cepf.net/sites/default/files/mediterranean-basin-2017-ecosystem-profileenglish\\_0.pdf](https://www.cepf.net/sites/default/files/mediterranean-basin-2017-ecosystem-profileenglish_0.pdf)
- Darwall, W. R., Holland, R. A., Smith, K. G., Allen, D., Brooks, E. G., Katarya, V. et al. (2011). Implications of bias in conservation research and investment for freshwater species. *Conservation Letters*, 4(6), 474–482. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2011.00202.x>
- Drechsel, P., Scott, C. A., Raschid-Sally, L., Redwood, M., Bahri, A. (Eds.), (2010). *Wastewater Irrigation and Health: Assessing and Mitigating Risk in Low-Income Countries*. Earthscan, London 404p.
- Dudgeon, D. (2019). Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology*, 29(19), R960–R967. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.002>
- Dufour, A., Bartram, J., Bos, R., Gannon, V. (Eds.), (2012). *Animal Waste, Water Quality and Human Health*. IWA Publishing, London.
- Environment Agency. (2003). *River Habitat Survey in Britain and Ireland. Field Survey Guidance Manual: 2003*. Bristol.
- 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. Eng<sup>a</sup> Ambiente e Território. Instituto Politécnico de Bragança.
- European Parliament and Council (2000). Directive 2000/60/EC establishing a framework for community action in the field of water policy, Official Journal of the European Union L 327, 22.12.2000.

- European Union (2022). Environmental Implementation Review: Turning the tide through environmental compliance. Commission Staff Working Document - Country Report – Portugal.
- Evans, A. E. V., Mateo-Sagasta, J., Qadir, M., Boelee, E., Ippolito, A., (2018). Agricultural water pollution: key knowledge gaps and research needs. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 36, 20–27. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.10.003>.
- Feio, M. J., & Ferreira, V. (Eds.). (2019). *Rios de Portugal: Comunidades, processos e alterações*. Imprensa da Universidade de Coimbra. <https://doi.org/10.14195/978-989-26-1624-7>
- Fernandes, L. (2002). Recursos hídricos e impactos antrópicos na bacia do rio Fervença. 6º Congresso da Água. Escola Superior de Educação, Instituto Politécnico de Bragança.
- Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semádeni-Davies, A., and Bertrand-Krajewski, J. L. (2015). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more—the evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal* 12:525–542.
- Fournier, M. et al. (2016). Flood risk mitigation in Europe: how far away are we from the aspired forms of adaptive governance? *Ecol. Soc.* <https://doi.org/10.5751/es-08991-210449>
- Gangahagedara, R., Subasinghe, S., Lankathilake, M. et al. (2021). Ecosystem services research trends: a bibliometric analysis from 2000–2020. *Ecologies* 2(4):366–379. <https://doi.org/10.3390/ecologies2040021>
- Garcias, C. M. & Afonso, J. A. C. (2013). Revitalização de Rios Urbanos. *Gesta. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologia Ambiental*, n. 1, p. 131-144. <https://doi.org/10.9771/gesta.v1i1.7111>
- Geist J. & Hawkins S. J. (2016). Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: current progress and future challenges. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 26:942–962. <https://doi.org/10.1002/aqc.2702>
- Gerner, M. V., Nafo, I, Winking, C., Wencki, K., Strehl, C., Wortberg, T., Niemann, A., Anzaldúa, G., Lago, M., Birk, S. (2018). Large-scale restoration pays off: A case study of ecosystem service valuation for the Emscher restoration generation project. *Ecosystem Services*, v. 30, p. 327-338.
- Gomes, G. A. S. (2019). *Atributos biológicos e ecológicos da comunidade de macroinvertebrados do Rio Douro: Influência de gradientes ambientais e pressões antrópicas*. (Master's thesis, Instituto Politecnico de Braganca (Portugal)).
- González del Tánago, M., García de Jalón, D., Román, M. (2012). River Restoration in Spain: Theoretical and Practical Approach in the Context of the European Water Framework Directive. *Environmental*
- Gorski, M. C. B. (2008). Rios e cidades: ruptura e reconciliação. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) - Universidade Presbiteriana Mackenzie, São Paulo, p. 243 2008.
- Graf, W. L. (1977). Network characteristics in suburbanizing streams. *Water Resources Research* 13:459–463.
- Gray, C. L., Hill, S. L., Newbold, T., Hudson, L. N., Börger, L., Contu, S. et al. (2016). Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications*, 7(1), 12306.
- Griffiths M. (2002). The European Water Framework Directive: an approach to integrated river basin management. *Eur. Water Manag. Online* 5, 1–14.
- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F. et al. (2019). Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, 569 (7755), 215.

- Groffman, P. M., Bain, D. J., Band, L. E., Belt, K. T., Brush, G. S., Grove, J. M., Pouyat, R. V., Yesilonis, I. C., Zipperer, and W. C. (2003). Down by the riverside: urban riparian ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1:315–321.
- Guerry, A. D., Polasky, S., Lubchenco, J., Chaplin-Kramer, R., Daily, G. C., Griffin, R., Ruckelshaus, M., Bateman, I. J., Duraiappah, A., Elmqvist, T., Feldman, M. W., Folke, C., Hoekstra, J., Kareiva, P. M., Keeler, B. L., Li, S., McKenzie, E., Ouyang, Z., Reyers, B., Ricketts, T. H., Rockström, J., Tallis, H., Vira, B., (2015). Natural capital and ecosystem services informing decisions: from promise to practice. *PNAS* 112 (24), 7348–7355. <https://doi.org/10.1073/PNAS.1503751112>.
- Guzelj M., Hauer C. & Egger G. (2020). The third dimension in river restoration: how anthropogenic disturbance changes boundary conditions for ecological mitigation. *Scientific Reports* 10:13106. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-69796-0>
- Haase P., Hering D., Jähnig S. C., Lorenz A. W., Sundermann A. (2013). The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia* 704, 475–488.
- Hill, P. I., Maheepala, U., and Mein, R. G. (1996). Empirical analysis of data to derive losses for flood estimation in south-eastern Australia. Report 96/5. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Melbourne, Australia. (Available from: <http://www.ewater.com.au/archive/crcch/archive/pubs/pdfs/technical199605.pdf>)
- Höckendorff, S., Tonkin, J. D., Haase, P., Bunzel-Drüke, M., Zimball, O., Scharf, M., Stoll, S. (2017). Characterizing fish responses to a river restoration over 21 years based on species' traits. *Conservation Biology*, p. 1098-1108.
- INAG, I. P., (2009). Critérios para a Classificação do Estado das Massas de Água Superficiais-Rios e Albufeiras. Instituto Nacional da Água, I.P.
- INAG, I. P., AFN. (2012). Desenvolvimento de um Índice de Qualidade para a Fauna Piscícola. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território.
- INAGa, I. P. (2008b). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segunda a Directiva Quadro da Água: Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola. Instituto da Água, I.P.
- INAGb, I. P. (2008a). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segunda a Directiva Quadro da Água: Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos. Instituto da Água, I.P.
- International Panel of Climate Change (IPCC) (2007). *Climate Change. Impacts, Adaptation and Vulnerability. Fourth Assessment Report of IPCC*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 2007, p. 976 and pp. 2-10.
- Jähnig, S. C., Brabec, K., Buffagni, A., Erba, S., Lorenz, A. W., Ofenböck, T., Verdonshot, P. F. M., Hering, D. (2010). A comparative analysis of restoration measures and their effects on hydromorphology and benthic invertebrates in 26 central and southern European rivers. *J. Appl. Ecol.* 47, 671–680.
- Jähnig, S. C., Brunzel, S., Gacek, S., Lorenz, A. W., Hering, D. (2009). Effects of re-braiding measures on hydromorphology, floodplain vegetation, ground beetles and benthic invertebrates in mountain rivers. *J. Appl. Ecol.* 46, 406–416.
- Kail, J., Brabec, K., Poppe, M., Januschke, K. (2015). The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: a meta-analysis. *Ecol Indic* 58:311–321. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.011>
- Kieslich, M., Salles, J. M. (2021) Implementation context and sciencepolicy interfaces: implications for the economic valuation of ecosystem services. *Ecol Econ.* <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106857>

- Kondolf, G. M., Podolak, K., & Grantham, T. E. (2013). Restoring mediterranean-climate rivers. *Hydrobiologia*, 719, 527-545.
- Kozaki D., bin Ab Rahim M.H., Bin W. M. F., Ishak W., Yusoff M. M., Mori M., Nakatani N., Tanaka K. (2016). Assessment of the River Water pollution levels in kuantan, Malaysia, using ion-exclusion chromatographic data, water quality indices, and land usage patterns, *Air Soil. Water Res.* 9 1–11, <https://doi.org/10.4137/ASWR.S33017>
- Landrigan, P. J., Fuller, R., Acosta, N. J. R., Adeyi, R., Basu, N. N., Bibi Baldé, A., Bertollini, E. Boelee, et al. *Acta Tropica* 193 (2019) 217–226 R., Bose-O'Reilly, S., Ivey Boufford, J., Breyse, P. N., Chiles, T., Mahidol, C., CollSeck, A. M., Cropper, M. L., Fobil, J., Fuster, V., Greenstone, M., Haines, A., Hanrahan, D., Hunter, D., Khare, M., Krupnick, A., Lanphear, B., Lohani, B., Martin, K., Mathiasen, K. V., McTeer, M. A., Murray, C. J. L., Ndahimananjara, J. D., Perera, F., Potočník, J., Preker, A. S., Ramesh, J., Rockström, J., Salinas, C., Samson, L. D., Sandilya, K., Sly, P. D., Smith, K. R., Steiner, A., Stewart, R. B., Suk, W. A., van Schayck, O. C. P., Yadama, G. N., Yumkella, K., Zhong, M., (2017). The Lancet Commission on pollution and health. *Lancet Comm.* 391 (10119), 462–512. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)32345-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)32345-0)
- Lin J., Huang J., Hadjikakou M., Huang Y., Li K., Bryan B. A. (2021). Reframing water-related ecosystem services flows. *Ecosystem Services* 50 (2021) 101306. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101306>
- Lin Q., Zhang Y., Marrs R., Sekar R., Wu N. & Luo X. (2022). The effect of habitat restoration on macroinvertebrate communities in Shaoxi rivers, China *Environmental Science and Pollution Research* (2022) 29:677–689. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15559-x>
- Lorenz, A. W., Korte, T., Sundermann, A., Januschke, K., Haase, P. (2012). Macrophytes respond to reach-scale river restorations. *J. Appl. Ecol.* 49, 202–212.
- Lovett, S., & Edgar, B. (2002). Planning for river restoration. Fact Sheet 9. *Land & Water Australia: Canberra*.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Grizzetti, B., Barredo, J.I., Paracchini, M.L., Condé, S., Somma, F., Orgiazzi, A., Jones, A., Zulian, A., Vallecilo, S., Petersen, J. E., Marquardt, D., Kovacevic, V., Abdul Malak, D., Marin, A.I., Czúcz, B., Mauri, A., Löffler, P., BastrupBirk, A., Biala, K., Christiansen, T., Werner, B. (2018). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition. Publications office of the European Union, Luxembourg
- Magalhães, M. F., Amaral, S. D., Sousa, M., Alexandre, C. M., Almeida, P. R., Alves, M. J., Cortes, R., Farrobo, A., Filipe, A. F., Franco, A., Jesus, J., Oliveira, J. M., Pereira, J., Pires D., Reis, M., Ribeiro, F., Robalo, J. I., Sá, F., Santos, C. S., Teixeira A., Domingos, I. (2023). Livro Vermelho dos Peixes Dulciaquícolas e Diádomos de Portugal Continental. FCIências.ID & ICNF, I.P. Lisboa.
- Magdaleno, F. (2017). Experimental floods: A new era for Spanish and Mediterranean rivers? *Environmental Science & Policy*, n. 75, p. 10-18. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.05.01>
- Magliozzi, C., Tsiamis, K., Vigiak, O., Deriu, I., Gervasini, E., & Cardoso, A. C. (2020). Assessing invasive alien species in European catchments: Distribution and impacts. *Science of the Total Environment*, 732, 138677.
- Manjarrés-Hernández, A., Guisande, C., García-Roselló, E., Heine, J., Pelayo-Villamil, P., Pérez-Costas, E., González-Vilas, L., González-Dacosta, J., Duque, S. R., Granado-Lorencio, C., Lobo, J. M. (2021). Predicting the effects of climate change on future freshwater fish diversity at global scale. *Nature Conservation* 43: 1–24. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.43.58997>
- McClain, M. E., Boye, E. W., Dent, C. L., Gergel, S. E., Grimm, N. B., Groffman, P. M., Hart, S. C., Harvey, J. W., Johnston, C. A., Mayorga, E., McDowell, W. H., and Pinay, G. (2003).

- Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems* 6:301–312.
- Mena-Rivera, L., Salgado-Silva, V., Benavides-Benavides, C., Coto-Campos, J., Swinscoe, T. (2017). Spatial and seasonal surface water quality assessment in a tropical urban catchment: burío River, Costa Rica, *Water* 9, 558. <https://doi.org/10.3390/w9080558>.
- Merritt, R. W. & Cummins, K. W. (2006). Trophic relations of macroinvertebrates. In: *Stream Ecology*. Hauer & Lamberti eds. Academic Press. San Diego. USA. 453-474 pp.
- Moore H. E. & Rutherford I. D. (2017). Lack of maintenance is a major challenge for stream restoration projects. *River Res Applic.*, 33: 1387–1399. <https://doi.org/10.1002/rra.318>
- Nabout, J. C., Machado, K. B., David, A. C. M., et al (2023). Scientific literature on freshwater ecosystem services: trends, biases, and future directions. *Hydrobiologia* 850(12–13): 2485–2499. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05012-6>
- Naura, M. (2016). River Habitat Survey (RHS) Toolbox software. <http://www.riverhabitatsurvey.org/author/mnaura/>
- Oliveira, D. (2024). Avaliação da biodiversidade e qualidade ecológica de cursos de água reabilitados: O caso da Ribeira do Juncal (NE Portugal). Licenciatura em Biologia e Biotecnologia. Escola Superior Agrária. Instituto Politécnico de Bragança.
- Oliveira, J. M. (Coord.), Santos, J. M., Teixeira, A., Ferreira, M. T., Pinheiro, P. J., Gerales, A., Bochechas, J. (2007). Projecto AQUARIPORT: Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios. Direcção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa, 96pp. Acesso em: 9/01/2025. Disponível em: <http://www.afn.min-agricultura.pt/portal/pesca/projecto-aquariport>.
- Ongoiba, D. (2020). *Conservation and management of lotic ecosystems in Northeastern Portugal: the influence of abiotic and biotic factors*. Master's thesis, Instituto Politécnico de Braganca (Portugal).
- Palmer, M. A., Menninger, H., Bernhardt, E. S. (2010). River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshw. Biol.* 55, 205–222.
- Palmer, M. A. et al. (2005) Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*, v. 42, n. 2, p. 208–217.
- Palmer, M. A., Allan, J. D. (2006). Restoring Rivers. *Issues in Science and Technology*, v. 22, n. 2.
- Pascual, U., Muradian, R., Brander, L. et al (2010). The economics of valuing ecosystem services and biodiversity coordinating lead authors. In: Kumar P (ed) *The economics of ecosystems and biodiversity ecological and economic foundations*. Earthscan/ Routledge, Abingdon-on-Thames, pp 183–256. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00088-5](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00088-5)
- Pereira, A. (1997). Rio Fervença - Efeitos da poluição orgânica no funcionamento do ecossistema. Relatório de Fim de Curso. Bacharelato em Gestão Recursos Florestais. ESAB.
- 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
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Childers, D. L., McDonnell, M. J., Zhou, W., (2016). Evolution and future of urban ecological science: ecology in, of, and for the city. *Ecosyst. Health Sustainability* 2 (7). <https://doi.org/10.1002/ehs2.1229>.
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Zipperer, W. C., Costanza, R., (2001). Urban Ecological Systems: Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 127–157. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114012>.

- Pimm, S. L., Jenkins, C. N. & Li, B. V. (2018). How to protect half of Earth to ensure it protects sufficient biodiversity. *Science Advances*, 4(8), eaat2616. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2616>
- Poff, N. L. & Hart, D. D. (2002). How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal: an ecological classification of dams is needed to characterize how the tremendous variation in the size, operational mode, age, and number of dams in a river basin influences the potential for restoring regulated rivers via dam removal. *Bioscience* 52, 659–668. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0659:hvdawi\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0659:hvdawi]2.0.co;2).
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E., and Stromberg, J. C. (1997). The natural flow regime. *BioScience* 47:769–784.
- Portela, A. C. S. (2014). *Contribuição para a avaliação da integridade ecológica do rio Sabor (Bacia do Douro, NE Portugal)*. Tese de Mestrado, Instituto Politécnico de Bragança (Portugal).
- Postel, S. L., & Thompson Jr, B. H. (2005). Watershed protection: Capturing the benefits of nature's water supply services. In *Natural Resources Forum* (Vol. 29, No. 2, pp. 98-108). Oxford, UK: Blackwell Publishing, Ltd..
- Ranta, E., Vidal-Abarca, M. R., Calapez, A. R., Feio, M. J. (2021). Urban stream assessment system (UsAs): An integrative tool to assess biodiversity, ecosystem functions and services. *Ecological Indicators* 121. 106980. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106980>
- Raven, P. J., Fox, P. J. A., Everard, M., Holmes, N. T. H., Dawson, F. H. (1997). River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. In *Freshwater quality: defining the indefinable?* (eds. P. J. Boon & D. L. Howell), pp. 215–234., Edinburgh: Stationery Office.
- Rawat, U., & Agarwal, N. (2015). Biodiversity: Concept, threats and conservation. *Environment Conservation Journal*, 16(3), 19–28. <https://doi.org/10.36953/ECJ.2015.16303>
- Richardson, M.; Soloviev, M. (2021). The Urban River Syndrome: Achieving Sustainability Against a Backdrop of Accelerating Change. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2021, 18, 6406. <https://doi.org/10.3390/ijerph18126406>
- Rodrigues, V. C. R. (2013). *Rio Fervença: Efeitos da Perturbação no Ecossistema*. Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do Grau de Mestre.
- Rohde, S., Hostmann, M., Peter, A. & Ewald, K. (2006) Room for rivers: an integrative search strategy for floodplain restoration. *Landsc. Urban Plan.* 78, 50–70.
- Roni, P., Hanson K. & Beechie, T. (2008). Global review of the physical and biological effectiveness of stream habitat rehabilitation techniques. *North Am. J. Fish. Manag.* 28, 856–890.
- Roux, D. J., Ashton, P. J., Nel, J. L. & MacKay, H. M. (2008). Improving cross sector policy integration and cooperation in support of freshwater conservation. *Conservation Biology*, 22(6), 1382–1387. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01080.x>
- Saraiva, M. G., Ramos I. L., Vaz L., Bernardo F. & Condessa B., (2008). Rumo à Sustentabilidade na Reabilitação de Paisagens Fluviais Urbanas. Em *Anais da 4ª Conferência ECCR sobre Restauração Fluvial, Crossing Ecology with Social Concerns*. Veneza, Itália: 929-938.
- SER, S. FOR E. R. (2004). Princípios da SER International sobre a restauração ecológicaSER (Society for Ecological Restoration International), Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. [www.ser.org](http://www.ser.org) y Tucson: Society for Ecological Restoration International. Acesso em: 11/01/2025. Disponível em: <  
[https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER\\_Pri](https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER_Pri)

mer/ser-primer-portuguese.pdf>. Acesso em

- Shah, K. A. & Joshi, G. S. (2017). Evaluation of water quality index for River Sabarmati, Gujarat, India, *Appl. Water Sci.* 7 1349–1358. <https://doi.org/10.1007/s13201-015-0318-7>.
- Silva, J. C., Porto, M. F. (2020). Requalificação de rios urbanos no âmbito da renaturalização, da revitalização e da recuperação. *Labor e Engenharia*, n. 14, p 1-19. <https://doi.org/10.20396/labore.v14i0.8659900>
- Silva, L. R. (2010). Avaliação da qualidade ecológica de cursos de água da bacia hidrográfica do rio Sabor (Bacia do Douro). Mestrado em Gestão de Recursos Florestais. Escola Superior Agrária de Bragança.
- Silveira, G. D., & Polidori, M. C. (2024). A renaturalização como um modo de intervenção para a melhoria em corpos de água urbanos. *PIXO n.29, V8*, ISSN 2526-7310
- Smith, B.; Chadwick, M. A. (2017). Restoration of rivers and streams. In: ALLISON, S. K.; MURPH, S. D. (Eds.). *Routledge handbook of ecological and environmental restoration*. London ; New York: Routledge.
- Smith, D. G., Croker, G. F. & McFarlane, K., (1995). Percepção humana da aparência da água. 1. Clareza e cor para banho e estética. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 29: 29–43.
- Statsoft Inc. (2004). *STATISTICA (Data Analysis Software System)*. Version 7. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com). Tulsa, USA.
- Suren, A. M. (2000). Effects of urbanisation. In Collier K.J., Winterbourn M.J. (eds) *New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and Implications for Management*. NZ Limnol Soc, Hamilton, pp.260-288.
- Tachet, H., Bournaud, M. & Richoux, P. H. (1981). Introduction à l'étude des macroinvertebrés d'eaux douces. Univ. Claude Bernard et Assoc. de Limnol., Lyon.
- Tachet, H., Richoux, P. H., Bournaud, M. & Usseglio-Polatera, P. (2010). *Invertébrés d'eaux douces. Systématique, biologie, écologie*. CNRS Éditions, Paris.
- Touir, A. (2016). *Mineral and organic pollution in River Sabor (Northeastern Portugal): Ecotoxicological effects on freshwater fauna*. Master's thesis, Instituto Politécnico de Braganca (Portugal).
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2019). *World Population Prospects 2019: Highlights*. ST/ESA/SER.A/423 <https://doi.org/10.18356/13bf5476-en>.
- Valavanidis, A. & Vlachogianni T. (2011). Ecosystems and Biodiversity Hotspots in the Mediterranean Basin Threats and Conservation Efforts. *Science advances on Environment, Toxicology & Ecotoxicology issues*. Department of Chemistry, Faculty of Natural Sciences, University of Athens, University Campus Zografou, 15784 Athens, Greece.
- Walsh, C. J. et al. (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 24, 706–723
- Walsh, C. J., T. D. Fletcher, and M. J. Burns. (2012). Urban stormwater runoff: a new class of environmental flow problem. *PLoS ONE* 7:e45814.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P., Bannerman, R., Emmons, E. (2000). Watershed urbanisation and changes in fish communities in south-eastern Wisconsin streams. *J Am Water Resour Assoc* 36: 1173-1189.
- Wu, H., Chen, J., Xu, J., Zeng, G., Sang, L., Liu, Q., ... & Ye, S. (2019). Effects of dam construction on biodiversity: A review. *Journal of cleaner production*, 221, 480-489.
- Zerega, A., Simões, N. E., Feio, M. J. (2021). How to improve the biological quality of urban

streams? Reviewing the effect of hydromorphological alterations and rehabilitation measures on benthic invertebrates. *Water*. <https://doi.org/10.3390/w13152087>

Zhang, L., Yang, L., Zohner, C. M. et al (2022). Direct and indirect impacts of urbanization on vegetation growth across the world's cities. *Sci Adv*. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abo0095>

Zhang, X., Estoque, R. C., Xie, H. et al (2019). Bibliometric analysis of highly cited articles on ecosystem services. *PLoS ONE* 14(2):e0210707. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210707>

Zidouh, A. (2024). Ecological assessment of Sabor River (Douro Basin, NE Portugal): Typology, threats, and implications for the aquatic fauna conservation.

Zingraff-Hamed, A. et al. (2017). Urban and rural river restoration in France: a typology. *Restoration Ecology*, v. 25, n. 6, p. 994–1004.

## ANEXOS

## Anexo I – Caracterização física e química da água dos locais de amostragem na bacia do rio Fervença e Sabor (inverno, primavera e verão 2024)

Tabela AI.1 - Qualidade da água dos locais de amostragem nos rios Fervença (F) e Sabor (S) (inverno 2024) e sua classificação, considerando o limiar máximo para o estabelecimento do Bom Estado Ecológico (Azul: Excelente; Verde: Bom; Amarelo: Estado ecológico inferior ou razoável) nos rios do Norte de Portugal (APA, 2021).

| Parâmetro  | Locais de amostragem / Tipologias* |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
|--|------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
|  | Inverno de 2024                    |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
|  | S1                                 | S2    | F1    | F2    | F3    | F4    | F5    | F6    | F7    | F8    | F9    | F10   | S3    | S4    |
| Temperatura (°C)                                   | 7,4                                | 8,1   | 10,5  | 10    | 9,9   | 10,0  | 10,3  | 10,3  | 10,5  | 10,2  | 10,1  | 9,9   | 10,2  | 10,1  |
| Condutividade (µS/cm)                              | 10,8                               | 28,3  | 91,0  | 94,1  | 114,5 | 111,8 | 113,5 | 115,7 | 114,1 | 114,7 | 129,7 | 130,2 | 84,8  | 59,7  |
| O.D. (mg O <sub>2</sub> /L)                        | 11,20                              | 10,9  | 9,86  | 10,92 | 11,1  | 11,16 | 11,6  | 11,40 | 11,82 | 11,68 | 11,15 | 10,98 | 11,73 | 12,13 |
| % Saturação O <sub>2</sub>                         | 110,3                              | 109,8 | 96,0  | 105,4 | 106,6 | 107,6 | 110   | 109,6 | 111,2 | 110,4 | 103,6 | 101,4 | 108,6 | 112,4 |
| Nitratos (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)      | 0,22                               | 1,85  | 1,41  | 1,70  | 1,58  | 1,50  | 1,52  | 1,77  | 1,69  | 2,02  | 3,89  | 4,46  | 3,20  | 2,31  |
| Fosfatos (mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)     | <0,01                              | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 0,01  | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| pH   | 6,94                               | 6,89  | 7,22  | 7,66  | 7,83  | 7,80  | 7,59  | 7,64  | 7,83  | 7,68  | 7,64  | 7,61  | 7,73  | 7,61  |
| Cloretos (mg Cl <sup>-</sup> /L)                   | 12,38                              | 12,56 | 11,05 | 13,74 | 12,71 | 13,55 | 14,14 | 16,25 | 11,21 | 13,18 | 16,57 | 15,65 | 14,00 | 12,71 |
| Acidez total (mg HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L) | 3,65                               |       | 10,60 |       |       | 11,43 |       | 10,70 |       |       |       | 12,92 |       | 18,84 |
| TDS (mg/L)   | 8,9                                | 12,4  | 60,3  | 62,9  |       | 74,7  | 75,5  | 76,7  | 75,5  | 76,5  | 87    | 87,4  | 56,2  | 39,6  |

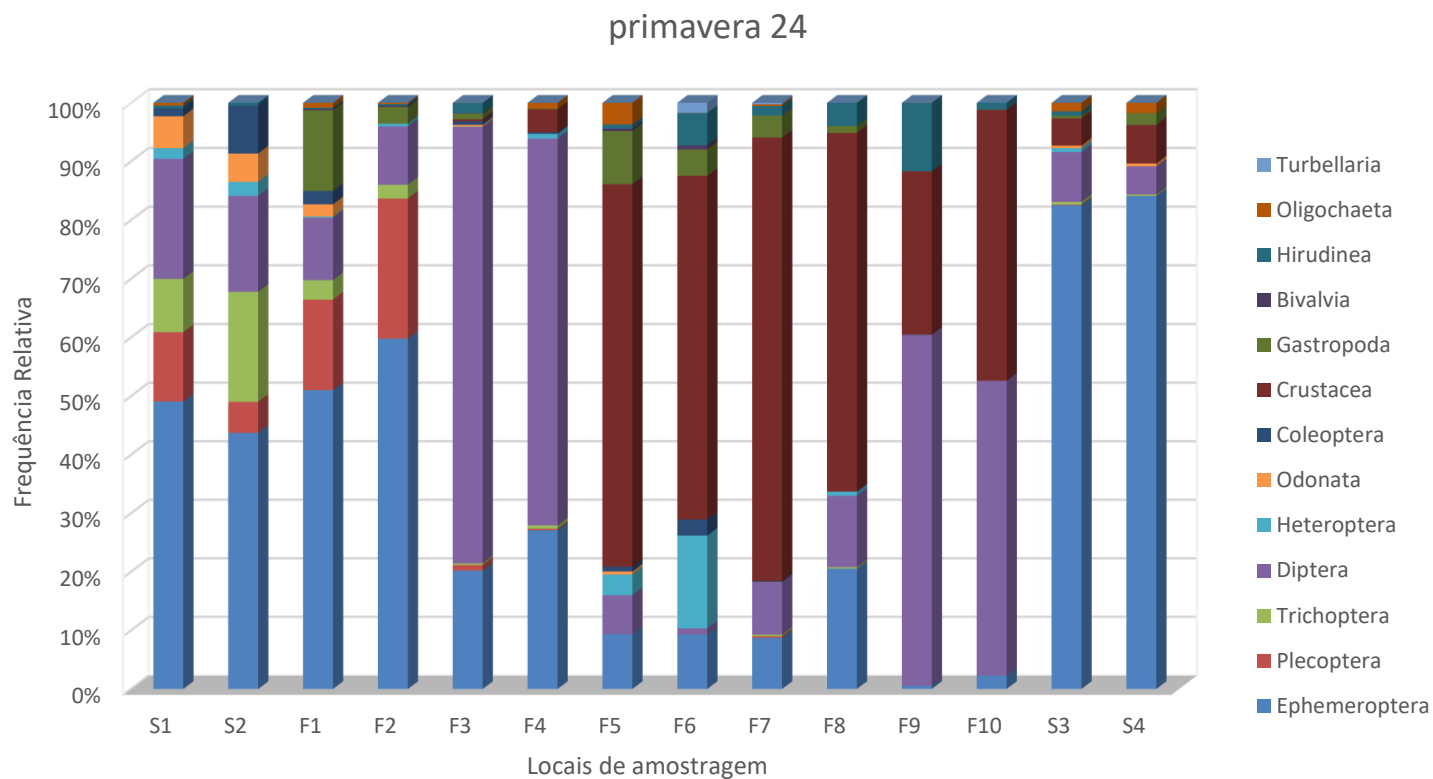
Tabela AI.2 - Qualidade da água dos locais de amostragem nos rios Fervença (F) e Sabor (S) (primavera 2024), e sua classificação, considerando o limiar máximo para o estabelecimento do Bom Estado Ecológico (Azul: Excelente; Verde: Bom; Amarelo: Estado ecológico inferior ou razoável) nos rios do Norte de Portugal (APA, 2021).

| Parâmetro  | Locais de amostragem / Tipologias* |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
|--|------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
|  | Primavera de 2024                  |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
|  | S1                                 | S2    | F1    | F2    | F3    | F4    | F5    | F6    | F7    | F8    | F9    | F10   | S3    | S4    |
| Temperatura (°C)                                   | 8,9                                | 10,3  | 10,5  | 10    | 9,9   | 10    | 10,3  | 10,3  | 10,5  | 10,2  | 10,1  | 9,9   | 10,2  | 10,1  |
| Condutividade (µS/cm)                              | 19,7                               | 28,9  | 91    | 94,1  | 114,5 | 111,8 | 115,7 | 113,5 | 114,1 | 114,7 | 129,7 | 130,2 | 84,8  | 59,7  |
| O.D. (mg O <sub>2</sub> /L)                        | 11,9                               | 10,2  | 9,86  | 10,92 | 11,1  | 11,16 | 11,4  | 11,6  | 11,82 | 11,68 | 11,15 | 10,98 | 11,73 | 12,13 |
| % Saturação O <sub>2</sub>                         | 115,9                              | 116,9 | 96    | 105,4 | 106,6 | 107,6 | 109,6 | 110   | 111,2 | 110,4 | 103,6 | 101,4 | 108,6 | 112,4 |
| Nitratos (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)      | 0,15                               | -0,29 | 0,39  | 0,98  | 1,17  | 0,77  | 1,51  | 1,95  | 2,05  | 1,92  | 10,37 | 15,10 | 6,89  | 1,67  |
| Fosfatos (mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)     | 0,01                               | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 0,01  | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 0,01  | 0,01  | <0,01 | <0,01 |
| pH   | 7,02                               | 6,97  | 7,19  | 7,49  | 7,61  | 7,66  | 7,77  | 7,85  | 8,22  | 8,22  | 7,43  | 7,49  | 7,57  | 7,64  |
| Cloretos (mg Cl <sup>-</sup> /L)                   | 16,11                              | 17,42 | 12,50 | 12,04 | 3,41  | 35,94 | 20,54 | 26,48 | 22,39 | 18,09 | 24,21 | 21,96 | 17,69 | 18,70 |
| Acidez total (mg HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L) | 5,65                               | 4,70  | 15,60 | 8,58  | 12,49 | 12,43 | 11,70 | 9,92  | 7,24  | 5,70  | 20,54 | 21,84 | 10,84 | 6,08  |
| TDS (mg/L)   | 13,5                               | 19,5  | 60,3  | 62,9  | 76,7  | 74,7  | 76,7  | 75,5  | 75,5  | 76,5  | 87    | 87,4  | 56,2  | 39,6  |

Tabela AI.3 - Qualidade da água dos locais de amostragem nos rios Fervença (F) e Sabor (S) (verão 2024), e sua classificação, considerando o limiar máximo para o estabelecimento do Bom Estado Ecológico (Azul: Excelente; Verde: Bom; Amarelo: Estado ecológico inferior ou razoável) nos rios do Norte de Portugal (APA, 2021).

| Parâmetro  | Locais de amostragem / Tipologias* |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
|--|------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
|  | Verão de 2024                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
|  | S1                                 | S2    | F1    | F2    | F3    | F4    | F5    | F6    | F7    | F8    | F9    | F10   | S3    | S4    |
| Temperatura (°C)                                   | 11,7                               | 12,4  | 14,7  | 14,3  | 21,2  | 17,1  | 14,6  | 16,6  | 15,6  | 15,5  | 14,7  | 14,1  | 18,6  | 18,9  |
| Condutividade (µS/cm)                              | 44,4                               | 45,2  | 140,1 | 181,9 | 254   | 271   | 261   | 288   | 284   | 282   | 526   | 452   | 393   | 328   |
| O.D. (mg O <sub>2</sub> /L)                        | 8,48                               | 9,1   | 6,58  | 5,72  | 7,57  | 8,75  | 5,83  | 7,56  | 8,91  | 8,89  | 4,54  | 2,91  | 8,83  | 9,61  |
| % Saturação O <sub>2</sub>                         | 90,9                               | 99,2  | 71    | 60,9  | 92,1  | 98,4  | 62    | 83,8  | 96,5  | 95,8  | 47,3  | 29,9  | 99,6  | 109,3 |
| Nitratos (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)      | 0,25                               | 0,21  | 2,92  | 0,33  | 1,93  | 0,34  | 0,29  | 0,42  | 1,98  | 0,13  | 2,63  | 4,18  | 6,07  | 2,16  |
| Fosfatos (mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)     | 0,05                               | 0,29  | 1,61  | 0,82  | 1,83  | 2,14  | 2,38  | 1,57  | 2,17  | 1,70  | 1,41  | 1,66  | 0,30  | 0,06  |
| pH   | 7,10                               | 7,75  | 7,16  | 7,18  | 7,65  | 7,74  | 7,58  | 7,93  | 8,32  | 8,21  | 7,55  | 7,43  | 7,63  | 7,87  |
| Cloretos (mg Cl <sup>-</sup> /L)                   | 11,00                              | 13,21 | 18,11 | 18,53 | 20,17 | 23,21 | 18,93 | 27,74 | 19,74 | 29,33 | 66,64 | 58,52 | 56,02 | 28,42 |
| Acidez total (mg HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L) | 5,36                               | 3,72  | 18,89 | 16,39 | 11,30 | 8,13  | 11,52 | 8,76  | 9,16  | 14,61 | 49,58 | 30,22 | 8,91  | 5,10  |
| TDS (mg/L)   | 25                                 | 27,9  | 84,4  | 110,5 | 131,8 | 154   | 156,9 | 166,4 | 167,6 | 166,6 | 323   | 279   | 218   | 179,8 |

**Anexo II – Caracterização da comunidade de macroinvertebrados dos locais de amostragem na bacia do rio Ferverença (inverno, primavera e verão 2024)**



**Figura AII.1– Composição da comunidade de macroinvertebrados no rio Ferverença e Sabor nos 14 locais de amostragem na época de primavera de 2024.**

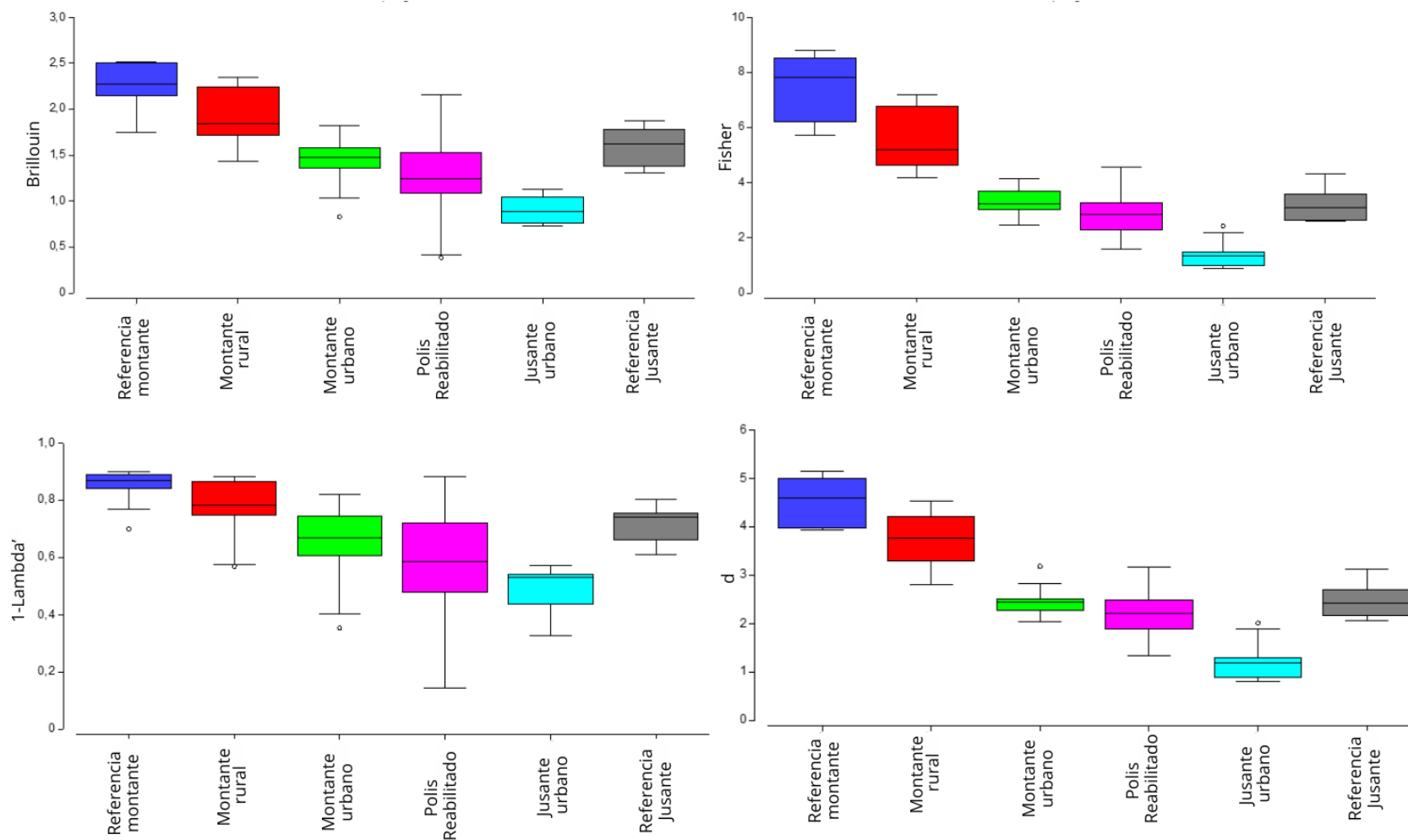
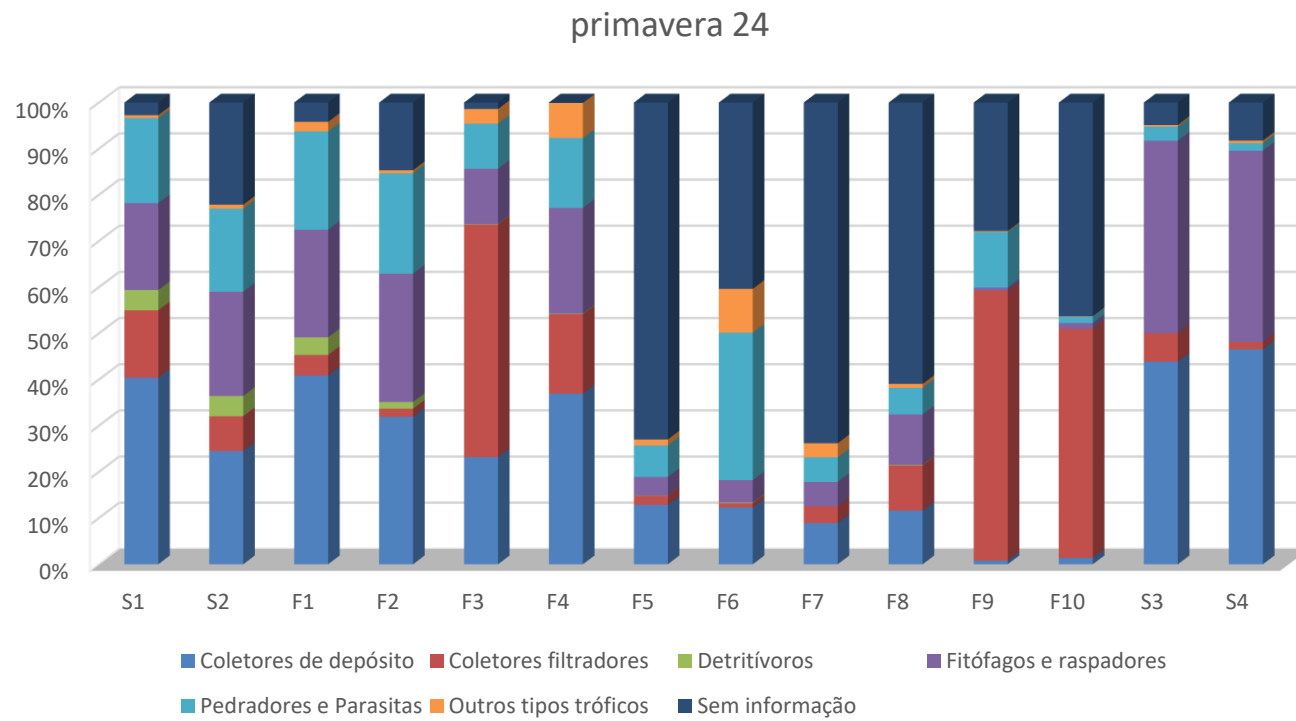


Figura AII.2– Pontuações obtidas para as diferentes métricas calculadas pelo software AMIIB das comunidades de macroinvertebrados, distribuídos por diferentes setores nos rios Ferveça e Sabor, para 3 períodos de amostragem (ano de 2024)



**Figura AII.3– Grupos funcionais alimentares das comunidades de macroinvertebrados do rio Ferverença e Sabor (primavera de 2024)**

Tabela AII.1 – Métricas ecológicas (AMIIB, APA 2021) para os 14 locais de amostragem nos rios Fervença e Sabor (inverno de 2024).

| Métricas ecológicas           | Inverno de 2024 |       |       |       |       |       |      |      |       |       |      |      |       |       |
|-------------------------------|-----------------|-------|-------|-------|-------|-------|------|------|-------|-------|------|------|-------|-------|
|                               | S1              | S2    | F1    | F2    | F3    | F4    | F5   | F6   | F7    | F8    | F9   | F10  | S3    | S4    |
| Nº Total de Taxa              | 24              | 26    | 27    | 25    | 17    | 16    | 12   | 17   | 15    | 10    | 8    | 11   | 18    | 20    |
| Nº Total de Indivíduos        | 151             | 225   | 1230  | 495   | 622   | 1605  | 667  | 818  | 333   | 726   | 6751 | 4845 | 536   | 435   |
| BMWP                          | 129             | 146   | 151   | 124   | 79    | 83    | 52   | 74   | 70    | 49    | 35   | 50   | 76    | 113   |
| Nº Taxa BMWP                  | 19              | 23    | 25    | 21    | 16    | 16    | 12   | 16   | 14    | 10    | 8    | 11   | 15    | 19    |
| ASPT                          | 6,79            | 6,35  | 6,04  | 5,9   | 4,94  | 5,19  | 4,33 | 4,63 | 5     | 4,9   | 4,38 | 4,55 | 5,07  | 5,95  |
| IBMWP                         | 155             | 158   | 157   | 143   | 78    | 75    | 48   | 75   | 70    | 46    | 33   | 50   | 77    | 111   |
| Nº Taxa IBMWP                 | 24              | 26    | 27    | 25    | 17    | 16    | 12   | 17   | 15    | 10    | 8    | 11   | 17    | 20    |
| IASPT                         | 6,46            | 6,08  | 5,81  | 5,72  | 4,59  | 4,69  | 4    | 4,41 | 4,67  | 4,6   | 4,13 | 4,55 | 4,53  | 5,55  |
| Diversidade de Shannon-Wiener | 2,53            | 2,41  | 1,48  | 1,94  | 1,63  | 0,85  | 1,03 | 0,87 | 1,32  | 1,2   | 0,76 | 0,89 | 1,84  | 1,94  |
| Evenness (Equitabilidade)     | 0,79            | 0,74  | 0,45  | 0,6   | 0,57  | 0,31  | 0,41 | 0,31 | 0,49  | 0,52  | 0,37 | 0,37 | 0,64  | 0,65  |
| EPT Taxa                      | 13              | 11    | 11    | 11    | 6     | 6     | 2    | 4    | 4     | 3     | 2    | 3    | 5     | 9     |
| Número de Indivíduos - EPT    | 95              | 150   | 964   | 293   | 292   | 181   | 16   | 34   | 46    | 178   | 5    | 8    | 110   | 196   |
| % de Indivíduos - EPT         | 62,91           | 66,67 | 78,37 | 59,19 | 46,95 | 11,28 | 2,4  | 4,16 | 13,81 | 24,52 | 0,07 | 0,17 | 20,52 | 45,06 |
| 1-GOLD                        | 0,7             | 0,74  | 0,81  | 0,63  | 0,49  | 0,13  | 0,81 | 0,97 | 0,92  | 0,84  | 0,76 | 0,59 | 0,3   | 0,51  |
| sel ETD                       | 20              | 21    | 28    | 16    | 1     | 1     | 0    | 0    | 0     | 6     | 0    | 0    | 0     | 1     |

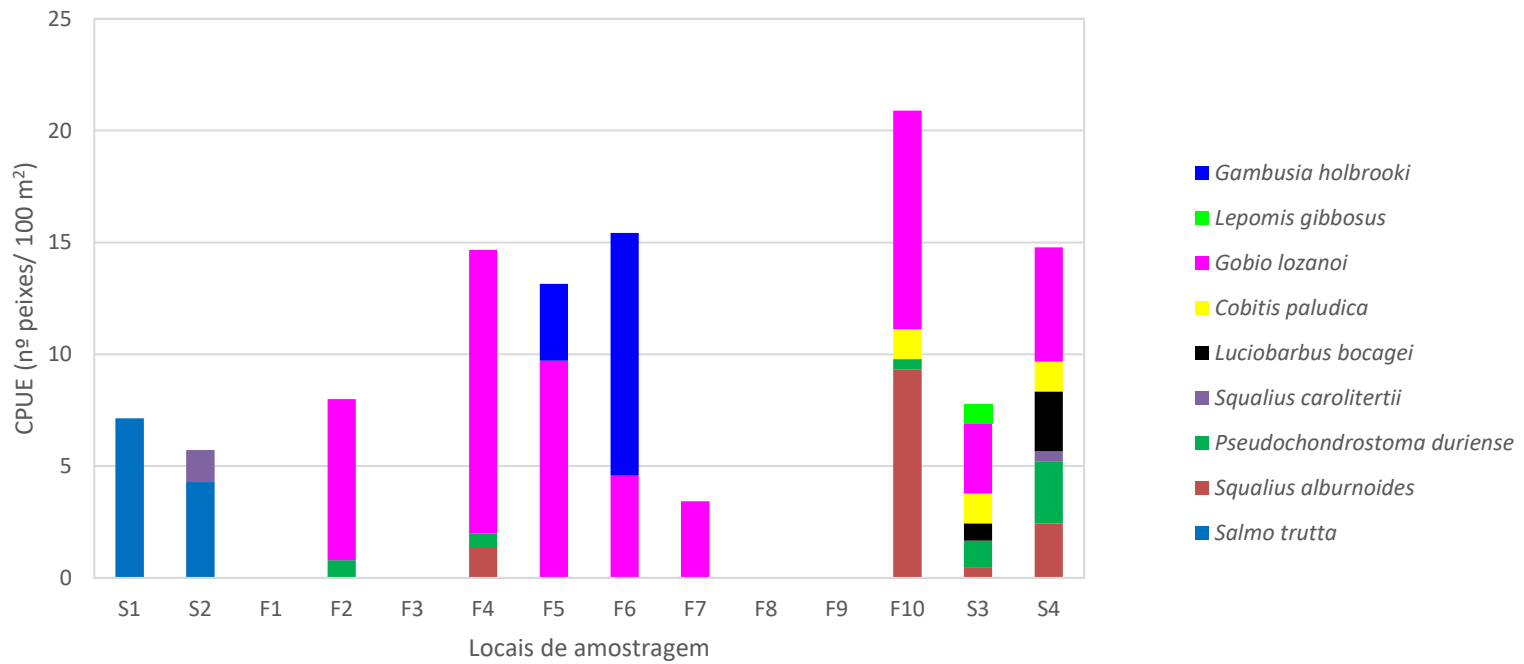
Tabela AII.2 – Métricas ecológicas (AMIIB, APA 2021) para os 14 locais de amostragem nos rios Ferverença e Sabor (primavera de 2024).

| Métricas ecológicas           | Primavera de 2024 |       |       |       |       |       |      |      |      |       |      |      |       |       |
|-------------------------------|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|------|------|------|-------|------|------|-------|-------|
|                               | S1                | S2    | F1    | F2    | F3    | F4    | F5   | F6   | F7   | F8    | F9   | F10  | S3    | S4    |
| Nº Total de Taxa              | 28                | 22    | 29    | 21    | 24    | 18    | 20   | 19   | 16   | 10    | 8    | 11   | 19    | 16    |
| Nº Total de Indivíduos        | 220               | 208   | 480   | 423   | 1365  | 1114  | 1336 | 290  | 744  | 837   | 2753 | 4456 | 906   | 850   |
| BMWP                          | 190               | 139   | 170   | 122   | 143   | 92    | 92   | 90   | 83   | 53    | 28   | 57   | 91    | 88    |
| Nº Taxa BMWP                  | 26                | 20    | 28    | 20    | 23    | 15    | 19   | 18   | 15   | 10    | 8    | 11   | 16    | 15    |
| ASPT                          | 7,31              | 6,95  | 6,07  | 6,1   | 6,22  | 6,13  | 4,84 | 5    | 5,53 | 5,3   | 3,5  | 5,18 | 5,69  | 5,87  |
| IBMWP                         | 197               | 147   | 169   | 121   | 141   | 92    | 85   | 79   | 88   | 48    | 26   | 54   | 98    | 82    |
| Nº Taxa IBMWP                 | 28                | 22    | 29    | 21    | 24    | 18    | 20   | 19   | 16   | 10    | 8    | 11   | 18    | 15    |
| IASPT                         | 7,04              | 6,68  | 5,83  | 5,76  | 5,88  | 5,11  | 4,25 | 4,16 | 5,5  | 4,8   | 3,25 | 4,91 | 5,44  | 5,47  |
| Diversidade de Shannon-Wiener | 2,71              | 2,31  | 2,45  | 1,89  | 1,57  | 1,43  | 1,53 | 2,02 | 1,22 | 1,26  | 1,05 | 0,9  | 1,34  | 1,42  |
| Evenness (Equitabilidade)     | 0,81              | 0,75  | 0,73  | 0,62  | 0,49  | 0,5   | 0,51 | 0,69 | 0,44 | 0,55  | 0,5  | 0,38 | 0,46  | 0,51  |
| EPT Taxa                      | 16                | 10    | 14    | 11    | 9     | 7     | 3    | 3    | 6    | 3     | 1    | 3    | 6     | 5     |
| Número de Indivíduos - EPT    | 154               | 141   | 335   | 364   | 293   | 311   | 125  | 27   | 69   | 174   | 15   | 101  | 753   | 717   |
| % de Indivíduos - EPT         | 70                | 67,79 | 69,79 | 86,05 | 21,47 | 27,92 | 9,36 | 9,31 | 9,27 | 20,79 | 0,54 | 2,27 | 83,11 | 84,35 |
| 1-GOLD                        | 0,79              | 0,84  | 0,75  | 0,87  | 0,25  | 0,33  | 0,81 | 0,94 | 0,87 | 0,87  | 0,4  | 0,5  | 0,9   | 0,91  |
| sel ETD                       | 18                | 32    | 10    | 58    | 10    | 0     | 0    | 0    | 2    | 2     | 0    | 5    | 0     | 0     |

Tabela AII.3 – Métricas ecológicas (AMIIB, APA 2021) para os 14 locais de amostragem nos rios Fervença e Sabor (verão de 2024).

| Métricas ecológicas                  | Verão de 2024 |       |       |       |      |       |      |      |      |       |      |      |       |       |
|--------------------------------------|---------------|-------|-------|-------|------|-------|------|------|------|-------|------|------|-------|-------|
|                                      | S1            | S2    | F1    | F2    | F3   | F4    | F5   | F6   | F7   | F8    | F9   | F10  | S3    | S4    |
| <b>Nº Total de Taxa</b>              | 26            | 29    | 15    | 22    | 13   | 12    | 13   | 14   | 17   | 17    | 11   | 16   | 17    | 14    |
| <b>Nº Total de Indivíduos</b>        | 534           | 228   | 147   | 146   | 121  | 124   | 269  | 162  | 1621 | 2034  | 2408 | 1724 | 1594  | 555   |
| <b>BMWP</b>                          | 144           | 151   | 86    | 85    | 46   | 65    | 53   | 51   | 84   | 77    | 45   | 66   | 73    | 65    |
| <b>Nº Taxa BMWP</b>                  | 21            | 23    | 15    | 19    | 13   | 12    | 13   | 14   | 16   | 15    | 11   | 16   | 14    | 13    |
| <b>ASPT</b>                          | 6,86          | 6,57  | 5,73  | 4,47  | 3,54 | 5,42  | 4,08 | 3,64 | 5,25 | 5,13  | 4,09 | 4,13 | 5,21  | 5     |
| <b>IBMWP</b>                         | 174           | 182   | 78    | 91    | 42   | 58    | 45   | 45   | 84   | 86    | 37   | 59   | 84    | 68    |
| <b>Nº Taxa IBMWP</b>                 | 26            | 29    | 15    | 22    | 13   | 12    | 13   | 14   | 17   | 17    | 11   | 16   | 17    | 14    |
| <b>IASPT</b>                         | 6,69          | 6,28  | 5,2   | 4,14  | 3,23 | 4,83  | 3,46 | 3,21 | 4,94 | 5,06  | 3,36 | 3,69 | 4,94  | 4,86  |
| <b>Diversidade de Shannon-Wiener</b> | 1,82          | 2,7   | 1,86  | 2,47  | 1,98 | 1,49  | 1,63 | 2,3  | 0,4  | 1,53  | 1,14 | 0,75 | 1,65  | 1,67  |
| <b>Evenness (Equitabilidade)</b>     | 0,56          | 0,8   | 0,69  | 0,8   | 0,77 | 0,6   | 0,64 | 0,87 | 0,14 | 0,54  | 0,47 | 0,27 | 0,58  | 0,63  |
| <b>EPT Taxa</b>                      | 13            | 11    | 4     | 2     | 1    | 5     | 1    | 1    | 3    | 8     | 1    | 3    | 5     | 4     |
| <b>Número de Indivíduos - EPT</b>    | 165           | 129   | 19    | 19    | 4    | 19    | 1    | 6    | 15   | 647   | 152  | 112  | 1045  | 292   |
| <b>% de Indivíduos - EPT</b>         | 30,9          | 56,58 | 12,93 | 13,01 | 3,31 | 15,32 | 0,37 | 3,7  | 0,93 | 31,81 | 6,31 | 6,5  | 65,56 | 52,61 |
| <b>1-GOLD</b>                        | 0,36          | 0,72  | 0,73  | 0,4   | 0,41 | 0,31  | 0,3  | 0,61 | 0,98 | 0,37  | 0,96 | 0,98 | 0,7   | 0,57  |
| <b>sel ETD</b>                       | 79            | 26    | 1     | 8     | 0    | 0     | 0    | 0    | 3    | 10    | 0    | 0    | 1     | 0     |

**Anexo III – Dados de peixes: Capturas por Unidade de Esforço (CPUE), composição relativa, índice de qualidade: pontuações F-IBIP e classificação para os 14 locais de amostragem nos rios Fervença e Sabor (inverno, primavera e verão de 2023).**



**Figura AIII.1. Capturas por unidade de esforço CPUE (nº peixes/ 100 m²) nos 14 locais amostrados nos rios Fervença e Sabor (primavera de 2024)**

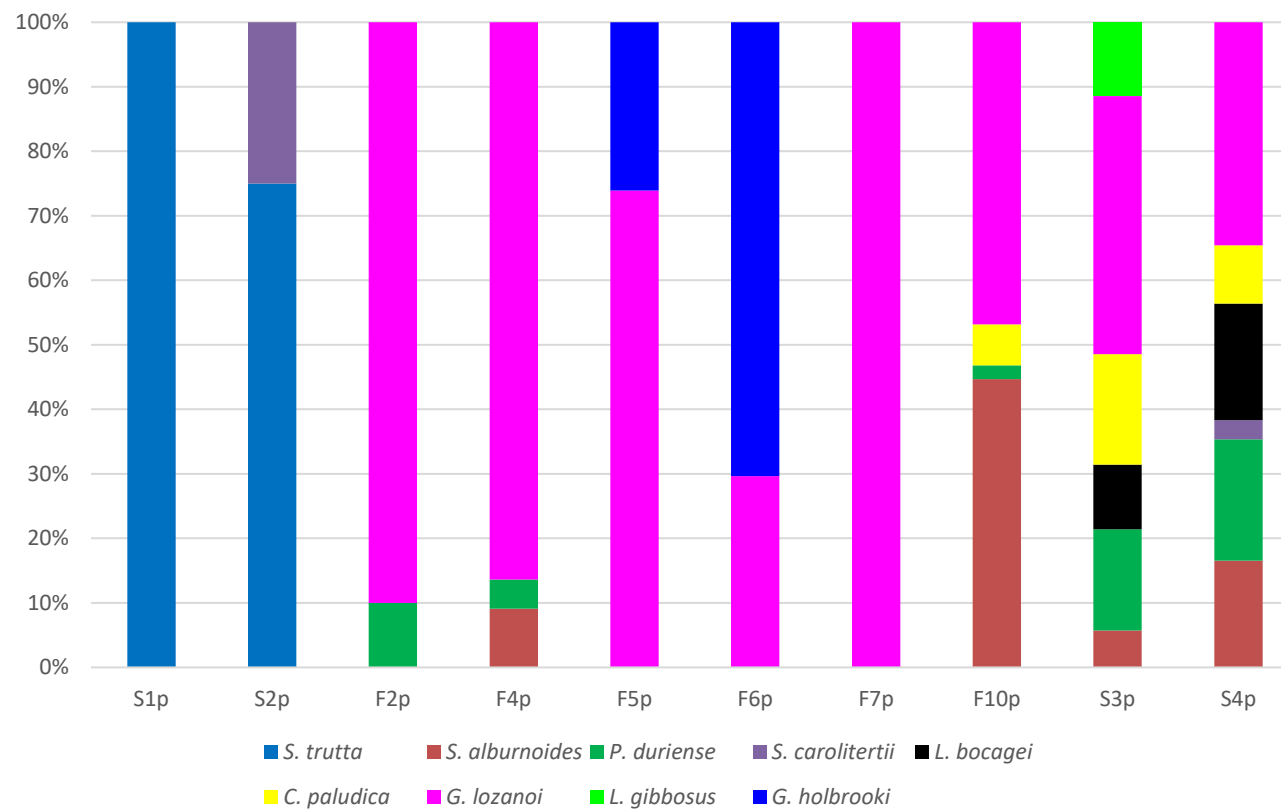
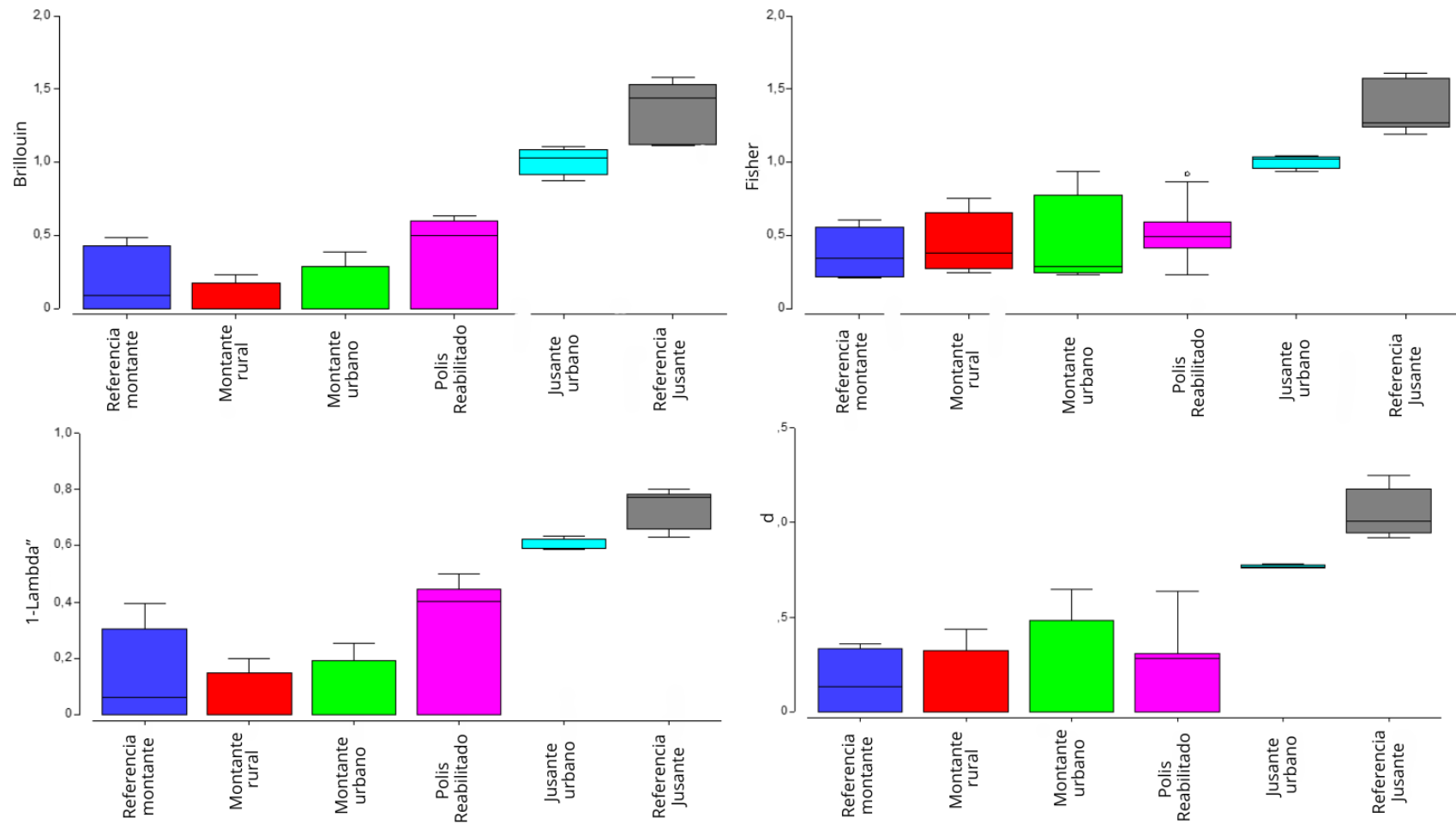


Figura AIII.2. Composição relativa das comunidades de peixes no rio Ferverença e Sabor (primavera 2024)



**Figura AIII.3. Pontuações obtidas para as diferentes métricas calculadas pelo software AMIIB das comunidades de peixes, distribuídos pelos diferentes setores nos rios Ferverça e Sabor, para 3 períodos de amostragem (ano de 2024).**

Tabela AIII.1. Avaliação dos elementos de qualidade da água dos rios Sabor e Fervença, para os 14 locais de amostragem nos rios Fervença e Sabor. Classificação do Estado Ecológico - Azul: Excelente; Verde: Bom; Amarelo: Razoável; Laranja: Mediocre; Vermelho: Mau; Preto: sem peixes) (APA, 2021). Análises de água – Amarelo: Status inferior ou razoável; Análises hidromorfológicas: Verde: Igual ou Inferior ou bom estado.

| Métrica                          | Estação do ano | Locais de amostragem / Tipologias* |    |                |    |                 |    |                          |    |    |    |                |     |                    |    |
|----------------------------------|----------------|------------------------------------|----|----------------|----|-----------------|----|--------------------------|----|----|----|----------------|-----|--------------------|----|
|                                  |                | Referencia montante                |    | Montante rural |    | Montante urbano |    | Zona reabilitada (POLIS) |    |    |    | Urbano jusante |     | Referencia jusante |    |
|                                  |                | S1                                 | S2 | F1             | F2 | F3              | F4 | F5                       | F6 | F7 | F8 | F9             | F10 | S3                 | S4 |
| <b>Elemento Físico-químico</b>   |                |                                    |    |                |    |                 |    |                          |    |    |    |                |     |                    |    |
| Físico-química Geral             | inverno        |                                    |    |                |    |                 |    |                          |    |    |    |                |     |                    |    |
|                                  | primavera      |                                    |    |                |    |                 |    |                          |    |    |    |                |     |                    |    |
|                                  | verão          |                                    |    |                |    |                 |    |                          |    |    |    |                |     |                    |    |
| <b>Poluentes específicos</b>     |                |                                    |    |                |    |                 |    |                          |    |    |    |                |     |                    |    |
| <b>Elemento Hidromorfológico</b> |                |                                    |    |                |    |                 |    |                          |    |    |    |                |     |                    |    |
| HQA                              | primavera      |                                    |    |                |    |                 |    |                          |    |    |    |                |     |                    |    |
| HMS                              | primavera      |                                    |    |                |    |                 |    |                          |    |    |    |                |     |                    |    |
| <b>Elemento Biológico</b>        |                |                                    |    |                |    |                 |    |                          |    |    |    |                |     |                    |    |
| <b>Fitobentos</b>                |                |                                    |    |                |    |                 |    |                          |    |    |    |                |     |                    |    |
| <b>Macrófitos</b>                |                |                                    |    |                |    |                 |    |                          |    |    |    |                |     |                    |    |
| Invertebrados                    | inverno        |                                    |    |                |    |                 |    |                          |    |    |    |                |     |                    |    |
|                                  | primavera      |                                    |    |                |    |                 |    |                          |    |    |    |                |     |                    |    |
|                                  | verão          |                                    |    |                |    |                 |    |                          |    |    |    |                |     |                    |    |
| Peixes                           | inverno        |                                    |    |                |    |                 |    |                          |    |    |    |                |     |                    |    |
|                                  | primavera      |                                    |    |                |    |                 |    |                          |    |    |    |                |     |                    |    |
|                                  | verão          |                                    |    |                |    |                 |    |                          |    |    |    |                |     |                    |    |