5|6
NOVEMBRO
2021

X SIMPÓSIO IBÉRICO

SOBRE A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MINHO

PROCEEDINGS
X IBERIAN SYMPOSIUM
ON THE HYDROGRAPHIC
MINHO RIVER BASIN

VILA NOVA DE CERVEIRA
PORTUGAL

X SIMPÓSIO IBÉRICO

SOBRE A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MINHO

TÍTULO

ATAS DO X SIMPÓSIO IBÉRICO SOBRE A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MINHO
PROCEEDINGS OF X IBERIAN SYMPOSIUM ON THE HYDROGRAPHIC MINHO RIVER BASIN

LOGOTIPO

Ana Moura

ISBN

978-65-990940-3-3

COMISSÃO ORGANIZADORA

Carlos Antunes | Aquamuseu do Rio Minho
Patrício Bouça | Aquamuseu do Rio Minho
Mónica Caldas | Aquamuseu do Rio Minho
Tânia Rodrigues | Aquamuseu do Rio Minho
Irene Pinheiro | Município de Vila Nova de Cerveira
Dimítri Costa | CIIMAR
Nuno Gomes | CIIMAR

COMISSÃO CIENTÍFICA

Carlos Antunes | Aquamuseu do Rio Minho / CIIMAR
Cláudia Moreira | CIIMAR / Universidade do Porto
Dimítri Costa | CIIMAR / Universidade do Porto
Ester Dias | CIIMAR / Universidade do Porto
Fernando Cobo | Departamento de Zooloxia, Xenética e Antropologia Física Facultad de Bioloxia, Universidade de Santiago de Compostela, España
Fernando Correia | Universidade de Aveiro
Martina Ilarri CIIMAR / Universidade do Porto
Ronaldo Sousa | Universidade do Minho / CIIMAR
Rufino Vieira Lanero | Universidade de Santiago de Compostela
Ulisses Azeiteiro | Universidade de Aveiro
Vânia Freitas | CIIMAR | Universidade do Porto

ILUSTRAÇÕES

CAPA | Francisco Cunha (Portugal) – Pimpão /Carassius carassius.
Técnica de aguarela / Citação de Mérito

FOLHA DE ROSTO | João Manuel Rebelo Simões (Portugal) – Guarda-rios/Alcedo atthis.
Técnica mista (grafite e digital) / Citação de Mérito

CONTRA-CAPA | Víctor Acosta Morillas (Espanha) – The Mugilids from the estuary of the Minho river. Técnica mista (grafite e aguarela) / Citação de Mérito

PAGINAÇÃO

DESIGN | Ana Rita Carvalho
PRÉ-PRESS | Inforglobal
IMPRESSÃO | Empresa Diário do Porto

©ENVIRONMENTAL SMOKE Publishing

O uso de nomes descritivos gerais, termos registrados, marcas registradas, marcas de serviço, entre outros, nesta publicação não implica, mesmo na ausência de uma declaração específica, que tais nomes estejam isentos de leis e regulamentos de proteção relevantes e, portanto, são livres para assumir que as recomendações e informações contidas neste livro sejam consideradas verdadeiras e precisas a partir da data de publicação. Os editores também não fornecem quaisquer garantias, expressa ou implícita, em relação ao conteúdo deste documento ou por quaisquer erros ou omissões que possam ter sido cometidos. A editora permanece neutra em relação a reivindicações jurisdicionais sobre filiações institucionais.

"The use of general descriptive names, registered terms, trademarks, service marks, among others, in this publication does not imply, even in the absence of a specific statement, that such names are exempt from relevant protective laws and regulations and are therefore free to assume that the recommendations and information contained in this book are considered true and accurate as of the date of publication. Nor do the publishers make any warranty, express or implied, concerning the contents of this document or for any errors or omissions that may have been made. The publisher remains neutral concerning jurisdictional claims on institutional affiliations".

ENVIRONMENTAL SMOKE

ISSN: 2595-5527
Link do site: https://www.environmentalsmoke.com.br
ISSN (on-line): 2595-5527
E-mail: smoke@environmentalsmoke.com.br
Endereço da editora: Comerciante Antônio de Souza Lima 25, Mangabeira,
58.055-060, João Pessoa, Brasil

Vila Nova de Cerveira, Portugal | Dezembro, 2021

X SIMPÓSIO IBÉRICO

SOBRE A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MINHO

ATAS DO X SIMPÓSIO IBÉRICO SOBRE A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MINHO

("PROCEEDINGS OF X IBERIAN SYMPOSIUM ON THE HYDROGRAPHIC MINHO RIVER BASIN")

5 | 6 NOVEMBRO 2021, VILA NOVA DE CERVEIRA, PORTUGAL

CERVEIRA
VILA DAS ARTES

Aquamuseu
do rio minho

ciimar
Centro Interdisciplinar
de Investigação
Marinha e Ambiental

Índice

PARTE I | Resumos das atas do X Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho

01 | Actinoides no sedimento de un tramo urbano do Río Miño: contidos, normalización e enriquecemiento
02 | Inventario y caracterización de formas erosivas en el Río Barbantiño (Cuenca Del Miño, Galicia, NW Península Ibérica)
03 | Definição de indicadores comuns para a gestão transfronteiriça de situações de seca e escassez. O caso da bacia hidrográfica do Rio Minho
04 | Os efeitos das mudanças climáticas e eventos climáticos extremos em uma comunidade de peixes estuarina
05 | La dimensión sonora en la cuenca alta del Río Miño (Galicia, NW Península Ibérica): caracterización como patrimonio del agua
06 | Modelo de ordenamento e gestão da pesca lúdico-desportiva na bacia hidrográfica do rio Mouro
07 | Evolução das capturas de salmão no Rio Minho nos últimos 100 anos
08 | A vida no limite: gestão e conservação das populações de salmão do Atlântico em Portugal
09 | Análisis de las capturas incidentales y de los descartes de dos especies anádromas del género *Alosa* (*A. alosa y A. fallax*) efectuados por la flota costera de A Guarda
10 | Novas fronteiras na contaminação aquática: os nanocontaminantes e os seus efeitos adversos
11 | Diferenças morfológicas dos otólitos de Enguia Europeia provenientes de distintos habitats do rio Minho
12 | Prevalência do parasita *Anguillicola crassus* no Rio Minho Internacional
13 | Utilização do habitat dos juvenis de *Alosa* spp. no Rio Minho
14 | Listado de los ácaros acuáticos de Portugal con nuevos registros para el rio Miño
15 | Museus de História Natural: importância no contexto académico e na sociedade, a busca do resgate para os novos horizontes da Ciência...
16 | Rio, muito mais do que água!
17 | LowPlast – a Arte de reduzir o Plástico
18 | A importância da taxonomia para a ciência de base: o caso de estudo das populações de crustáceos do estuário do Rio Minho
19 | Aplicação de modelos numéricos para analisar os impactos das mudanças climáticas na morfodinâmica do estuário do rio Minho
20 | A perca-sol, *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) no Rio Minho Internacional
21 | Pesca dos anádromos na península Ibérica: comunidades piscatórias e sistemas de gestão nos rios Minho e Mondego
22 | Biología y ecología de dos especies anádromas del género *Alosa* (*A. alosa y A. fallax*) en el medio marino costero próximo a la desembocadura del río Miño, a partir de los datos aportados por las capturas accidentales: propuestas para la mejora de su protección y gestión
23 | Conhecimento ecológico local e atitudes conservacionistas dos pescadores do Rio Minho perante o corvo-marinho-de-faces-brancas *Phalacrocorax carbo* (Linnaeus, 1758)

PARTE II | Publicações do X Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho

PARTE III | Concurso e exposição internacionais de ilustração científica: "Rio Minho, Biodiversidade e Artes de Pesca"

PARTE I

Resumos das atas do X Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho

| 01 |

ACTINOIDES NO SEDIMENTO DE UN TRAMO URBANO DO RÍO MIÑO: CONTIDOS, NORMALIZACIÓN E ENRIQUECEMIENTO

Miguel Ángel ÁLVAREZ-VÁZQUEZ[1], Elena DE UÑA-ÁLVAREZ[2], Ricado PREGO[3]

[1] *Ambientólogo, especializado en Xeoquímica Ambiental. Doutor en Ciencia Mariña, Tecnoloxía e Xestión. Contratado pos-doutoral na Universidade de Vigo, Ourense, España. mianalva@uvigo.es*
[2] *Doutora en Xeografía Física, Grupo Geaat, Campus de Ourense, Universidade de Vigo.*
[3] *Químico Inorgánico e Oceanógrafo Químico, especializado en ciclos bioxeoquímicos. Dr. en Química, Profesor de Investigación no CSIC, Instituto de Investigaciones Marinas, Vigo, España.*

RESUMO

O río Miño (salvo no esteiro), xunto cos seus afluentes, é un bo exemplo de río sobre rocha, tipo de ríos escasamente estudados na súa xeoquímica. O treito urbano do río Miño ao seu paso pola cidade de Ourense ten certas características que dotan de interese o estudo dos seus sedimentos: (i) predomina a acumulación de materiais groseiros (cantos, gravas e areas) con escasa acumulación de limos e arxilas, (ii) atópase entre dous encoros o que fai que a produción de sedimentos sexa predominantemente local, (iii) é un treito urbano (impacto dos fenómenos de urbanización). Para avaliar as interaccións natureza-sociedade a través de indicadores xeoquímicos inorgánicos (e.g. metais e outros elementos químicos) faise necesario estimar as súas abundancias en ausencia de influencia humana, así como a magnitude das posibles alteracións de orixe antropoxénica. Neste traballo preséntanse os resultados do ensaio de técnicas de avaliación ambiental por medio de dous elementos pouco habituais, i.e. uranio (U) e torio (Th). Aplicáronse diferentes técnicas estatísticas para (1) determinar o mellor elemento de referencia, (2) estimar de forma precisa os niveis de fondo a nivel local, e (3) determinar a existencia de enriquecementos. Os niveis de fondo para U e Th foron calculados mediante regresión lineal simple en relación aos contidos de Al, os niveis de fondo estimados foron de 8.7 mgU kg^{-1} e 5.6 mgTh kg^{-1}. A través das ecuacións de nivel de fondo é posible calcular os factores de enriquecemento local (LEF) que indican se os contidos medidos nunha mostra son significativamente diferentes ao nivel natural. Non se atopou contaminación xeralizada pero si aumentos nos contidos en mostras concretas. Non e posible relacionar inequivocamente estes enriquecementos cunha orixe antropoxénica senon que, probablemente, sexan o resultado de procesos e complexidades específicas no microambiente sedimentario de cada mostra.

| 02 |

INVENTARIO Y CARACTERIZACIÓN DE FORMAS EROSIVAS EN EL RÍO BARBANTIÑO (CUENCA DEL MIÑO, GALICIA, NW PENÍNSULA IBÉRICA)

Elena DE UÑA-ÁLVAREZ[1], Miguel Ángel ÁLVAREZ-VÁZQUEZ[1],
Mª Luz RODRÍGUEZ-BLANCO[1], Alexandra Mª RAMÍREZ-PÉREZ[1]

[1] *Área de Geografía Física, Grupo Geaat, Campus de Ourense, Universidade de Vigo*

RESUMEN

La existencia de formas esculpidas por la erosión fluvial es frecuente en los ríos sobre roca. Desde el año 1999, el Área de Geografía Física de la UVigo (Campus de Ourense) desarrolla la investigación sobre estas cavidades rocosas en diversos tramos del Miño medio. El estudio exploratorio que se presenta corresponde al caso de un tramo aguas arriba de la cascada del río Barbantiño (Ourense, Galicia). Realizado en el marco de una línea de investigación con los objetivos de inventariar, caracterizar, interpretar y valorar las formas erosivas en los cauces rocosos del río Miño y sus afluentes, la metodología seguida incluyó fases de trabajo de campo, creación de base de datos, y análisis estadístico. A partir de los registros en los sectores muestreados del río Barbantiño, se elaboró un inventario con 60 formas erosivas, analizadas considerando variables cuantitativas (medidas de longitud, anchura, profundidad) y variables cualitativas (morfología del fondo, estado de las paredes, presencia de depósitos). Los resultados preliminares del análisis exploratorio aportan nueva información sobre las formas esculpidas en ríos sobre roca, posibilitando la comparación con los estudios previos. Las formas erosivas del tramo estudiado se caracterizan por la gran variabilidad en su profundidad (entre 2 cm y 2,7 m), longitud (entre 7 cm y 2,5 m) y anchura (entre 4 cm y 2 m); la fuerte correlación entre las dimensiones de superficie y fondo (r de Spearman >0.85); y la coexistencia de cavidades en estado incipiente, surcos y marmitas. Estos resultados contribuyen al avance del conocimiento de un legado natural que forma parte de la geodiversidad de la cuenca del río Miño, con un complejo de valores asociados a su condición de patrimonio geomorfológico.

| 03 |

DEFINIÇÃO DE INDICADORES COMUNS PARA A GESTÃO TRANSFRONTEIRIÇA DE SITUAÇÕES DE SECA E ESCASSEZ. O CASO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MINHO

Miguel COSTA[1], Juliana MENDES[2] e Rodrigo MAIA[3]

[1] *Mestre em Engenharia do Ambiente; mapcosta@fe.up.pt;*
[2] *Doutora em Engenharia Civil; juliana@fe.up.pt;*
[3] *Professor Associado; rmaia@fe.up.pt;*
[1, 2, 3] *Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto (FEUP) - Secção de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente, Departamento de Engenharia Civil; CIIMAR - Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental*

RESUMO

A seca é um dos fenómenos naturais mais prejudiciais na Península Ibérica, sendo responsável pela ocorrência de inúmeros impactos socioeconómicos e ambientais. Como partilham 5 bacias hidrográficas, Portugal e Espanha necessitam de uma gestão e planeamento comum destas situações, bem como das situações de escassez. Neste âmbito, o presente trabalho[1] pretende ser um ponto de partida para o estabelecimento de práticas comuns entre os dois países, refletindo sobre o uso de indicadores análogos para a monitorização e gestão das situações de seca e escassez nas bacias partilhadas.

Ao contrário de Portugal, Espanha já possui indicadores diferenciados de seca prolongada e de escassez. Assim, de forma a avaliar a aplicabilidade de indicadores comuns entre Portugal e Espanha, definiram-se indicadores similares para a parte portuguesa das bacias hidrográficas dos rios Minho e Lima, adotando-se a metodologia definida e aplicada na parte espanhola dessas bacias. A mesma consiste na: i) seleção das variáveis; ii) definição de limiares de seca prolongada ou escassez e normalização das variáveis para valores entre 0 a 1; iii) agregação ponderada das variáveis; iv) definição dos indicadores (denominados "Índices de Estado") de seca prolongada ou de escassez.

Nesta comunicação expõem-se e os resultados obtidos para a bacia do rio Minho. Nesse caso, o indicador de seca prolongada indicou que o evento com maior duração e intensidade na parte portuguesa da bacia ocorreu entre 2004-2006, tendo sido coincidente na parte espanhola. Na parte espanhola da bacia, um evento similar a este foi igualmente experienciado entre 2011-2012. No caso do indicador de escassez obtido para a parte portuguesa, o mesmo indicou que, tal como para a parte espanhola, a bacia hidrográfica do rio Minho apresenta baixa exposição a situações de escassez.

Em suma, verificou-se que, para as situações de seca prolongada e de escassez, os indicadores apresentaram comportamentos similares na parte portuguesa e espanhola da bacia. Tal atesta assim a aplicabilidade e a importância de indicadores comuns na monitorização e gestão transfronteiriça das situações de seca prolongada e de escassez.

[1] Realizado no âmbito do projecto RISC_ML, o que prevê, entre outras atuações, a definição de novos indicadores de seca com vista ao desenvolvimento de um plano de seca conjunto, entre Portugal e Espanha, para a globalidade da região hidrográfica internacional das bacias do Minho e do Lima.

| 04 |

OS EFEITOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS E EVENTOS CLIMÁTICOS EXTREMOS EM UMA COMUNIDADE DE PEIXES ESTUARINA

Martina ILARRI[1*], Allan T. SOUZA[2],, Ester DIAS[1], Carlos ANTUNES[1,3]

[1] *CIIMAR—Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research, University of Porto, Novo Edifício do Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Matosinhos, Portugal*
[2] *Institute of Hydrobiology, Biology Centre of the Czech Academy of Sciences, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, Czech Republic*
[3] *Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal*
[*] *E-mail (Correspondence author): martinailarri@gmail.com*

RESUMO

Os eventos climáticos extremos são cada vez mais frequentes, como consequência das mudanças climáticas, podendo provocar mudanças significativas nas comunidades de peixes. Neste sentido, este trabalho teve como objetivo investigar os impactos das mudanças climáticas e eventos climáticos extremos na comunidade de peixes estuarina do Rio Minho. Foram realizadas amostragens contínuas com nassas na Praia da Lenta (Vila Nova de Cerveira, Portugal) entre 2010 e 2019 de forma a avaliar a dinâmica da comunidade estuarina de peixes. Adicionalmente, dados de temperatura e pluviosidade foram obtidos através de informações de satélite da NASA para se avaliar a relação entre variáveis climáticas e a composição, estrutura e diversidade de peixes no Minho. Verificou-se que, ao longo do tempo, a comunidade de peixes foi significativamente impactada, mostrando-se menos diversa e dominada por algumas espécies, que na sua maioria são invasoras (ex. perca-sol, carpa comum). A abundância de grande parte das espécies nativas diminui ao longo dos anos (ex. panjorca, esgana-gata). Observou-se que as espécies nativas foram negativamente afetadas pelas altas temperaturas e baixa pluviosidade, enquanto que as espécies invasoras foram beneficiadas pelo aumento da temperatura e eventos climáticos extremos (secas e também enchentes).

Palavras-chave: ictiofauna, espécies não nativas, seca, enchente

| 05 |

LA DIMENSIÓN SONORA EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO MIÑO (GALICIA, NW PENÍNSULA IBÉRICA): CARACTERIZACIÓN COMO PATRIMONIO DEL AGUA

Maria Celia ADRIÁN RODRÍGUEZ, Elena DE UÑA-ÁLVAREZ

Área de Geografía Física, Grupo Geaat, Campus de Ourense, Universidade de Vigo

RESUMEN

El espectro audible del agua configura marcas representativas de diversos ambientes, que definen un patrimonio sonoro con valor científico, cultural, emocional, sensorial y educativo. Desde esta perspectiva, los ambientes fluviales comprenden un amplio espectro de resonancias sonoras. El presente estudio, contextualizado en el ámbito de la investigación sobre la geo-sonoridad, considera el registro y el análisis de la sonoridad del agua a través de varias muestras en la cuenca alta del río Miño. Atiende a los objetivos de reivindicar el papel del componente sonoro como parte del patrimonio inmaterial, explorar sus caracteres en los ambientes fluviales de la Galicia interior, y contribuir a preservar las marcas sonoras del agua como sonidos propios que forman parte de la identidad de un territorio. La metodología aplicada comprende fases de registros de campo, creación de base de datos y análisis fonográfico. El agua en su forma sonora, desde la gota repetida rítmicamente hasta el estruendo de una cascada, cubre un espectro audible que caracteriza los paisajes sonoros. Al registrar, documentar, y analizar los sonidos del agua se avanza en el conocimiento de la diversidad que poseen los ambientes sonoros en la cuenca fluvial del río Miño.

| 06 |

MODELO DE ORDENAMENTO E GESTÃO DA PESCA LÚDICO-DESPORTIVA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MOURO

António M. V. MARTINHO

ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas; Direção Regional de Conservação da Natureza e Florestas do Norte; Divisão de Extensão e Competitividade Florestal; Parque Florestal, 5000-567 Vila Real
E-mail: antonio.martinho@icnf.pt

RESUMO

O Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF) desenvolveu muito recentemente trabalhos de ordenamento e gestão da pesca lúdico-desportiva na área da bacia de drenagem do rio Mouro – curso de água de montanha da região Norte de Portugal (Bacia Hidrográfica do rio Minho) que nasce junto ao Penedo do Lagarto (Lamas de Mouro, Melgaço), no Parque Nacional da Peneda-Gerês (PNPG). O modelo adotado foi inicialmente implementado (2008) para gerir aquela atividade na bacia do rio Olo (BH do rio Douro), tendo esta metodologia servido igualmente de alicerce para em 2020 criar na região do Nordeste de Trás-os-Montes (Rios Mente, Rabaçal e Tuela – Vinhais e Bragança) mais 3 Zonas de Pesca Lúdicas.
Neste contexto, foram constituídas 13 estações de amostragem (12 no rio Mouro e 1 no rio Sucrasto), consideradas representativas de grande parte dos habitats que constituem esta área de estudo, onde foram desenvolvidas ações de monitorização da ictiofauna (pesca elétrica) e de caracterização hidromorfológica dos habitats (River Habitat Survey, RHS). A monitorização de macroinvertebrados bentónicos constituiu uma ação adicional, recém-introduzida neste tipo de trabalhos, orientada para melhorar a avaliação biológica da qualidade dos ecossistemas aquáticos.
Com este estudo será realizada a análise dos dados respeitantes à idade, crescimento, condição física dos exemplares monitorizados, bem como da sua relação com os diferentes tipos de habitats onde foram capturados. Para detetar padrões espaciais de distribuição subjacentes aos dados bióticos (espécies/abundâncias e espécies/idades) e ambientais, poderão ser usados métodos multivariados.
Os resultados ainda em análise apontam para uma bacia de drenagem constituída por uma grande diversidade de habitats que, apesar de modificados, ainda apresentam um elevado grau de naturalidade. A truta (*Salmo trutta*) e a enguia (*Anguilla anguilla*) constituem as espécies mais amplamente distribuídas nos cursos de água estudados (de notar que aquele anguilídeo, por ação antrópica, se encontra amplamente presente nestas áreas de estudo, já que há alguns anos beneficia de ações de conservação da espécie). De enfatizar a significativa presença de juvenis de salmão-do-Atlântico numa boa parte do rio Mouro (T^8, T^9, T^{10}, T^{11} e T^{12}) e a diminuta presença de exóticas no mesmo, cuja ocorrência se encontra diretamente associada a habitats mais lênticos, mais próximos da foz do rio Minho, onde a temperatura da água é mais elevada (T^{12}).
Como resultado deste trabalho está já a ser criada a Zona de Pesca Lúdica (ZPL) do rio Mouro (e afluentes), com a qual se pretende promover a pesca lúdico-desportiva baseada em princípios mais conservacionistas. Com esta iniciativa, o ICNF pretende garantir uma maior proteção e sustentabilidade dos recursos aquícolas endógenos, com particular destaque para o caso do salmão-do-Atlântico (*Salmo salar*). Este salmonídeo elege anualmente uma significativa parte destas águas continentais para completar a sua fase reprodutiva. Tudo aponta para que os juvenis desta espécie permaneçam nestes ambientes dulçaquícolas pelo menos até aos dois anos de idade (2^+), período temporal necessário para que o seu desenvolvimento lhes permita assegurar a sua viagem até ao Atlântico, de onde provieram os seus ascendentes. Contudo, outros estudos, neste âmbito, deverão ser desenvolvidos para melhor compreender a ecologia da espécie num país que coincide com o seu limite Sul de distribuição no espaço europeu.

Palavras-chave: Ordenamento aquícola, Habitats, Pesca lúdico-desportiva, Gestão sustentável, *Salmo trutta, Salmo salar, Anguilla anguilla*

| 07 |

EVOLUÇÃO DAS CAPTURAS DE SALMÃO NO RIO MINHO NOS ÚLTIMOS 100 ANOS

Ester DIAS[1*], Martina ILARRI[1], Carlos ANTUNES[1,2]

[1] *CIIMAR – Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research, University of Porto, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Avenida Norton de Matos s/n, 4450-208 Matosinhos, Portugal*
[2] *Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho s/n, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal.*
[*] *E-mail (Corresponding author): esterdias@ciimar.up.pt*

RESUMO

A análise de séries temporais é fundamental para avaliar a dinâmica populacional de espécies de peixes com interesse económico e ecológico, por forma a implementar medidas de gestão adequadas ao longo da sua distribuição. Foram analisados dados de capturas comerciais de salmão entre 1914 e 2020, para investigar se mudanças ambientais (e.g., temperatura, precipitação) bem como a presença de barragens, poderiam ter tido influência nos valores observados. Verificou-se uma tendência decrescente nas capturas totais anuais ao longo do período analisado, tendo o valor máximo de capturas sido registado em 1927 (1307 indivíduos) e o valor mínimo em 2009 (1 indivíduo). Numa análise preliminar observou-se uma relação inversa fraca, mas significativa, entre as capturas e a temperatura média anual. Ocorreram ainda mudanças estruturais na série temporal nas décadas de 1950-60 e 1990, que resultaram em decréscimos significativos nos valores das capturas anuais. O primeiro período inclui os anos de construção de quatro das cinco principais barragens neste rio e que incluem Os Peares (1955), Belesar (1963), Velle (1966) e Castrello de Miño (1969), sugerindo que estas poderão ter influenciado os valores das capturas do salmão.

Palavras-chave: anádromo, barragens, temperatura, série temporal.

| 08 |

A VIDA NO LIMITE: GESTÃO E CONSERVAÇÃO DAS POPULAÇÕES DE SALMÃO DO ATLÂNTICO EM PORTUGAL

Carlos M. ALEXANDRE[1*], Sara SILVA[1], Sergio BEDMAR[1], Bernardo R. QUINTELLA[1,2], Catarina S. MATEUS[1], Maria J. LANÇA[3] & Pedro R. ALMEIDA[1,4]

[1] *MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Universidade de Évora, 7004-516 Évora, Portugal*
[2] *Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal*
[3] *MED – Instituto Mediterrânico para a Agricultura, Ambiente e Desenvolvimento & Departamento de Zootecnia, Escola de Ciências e Tecnologia, Universidade de Évora, Pólo da Mitra, Ap. 94, 7006-554 Évora, Portugal*
[4] *Departamento de Biologia, Escola de Ciências e Tecnologia, Universidade de Évora, 7004-516 Évora, Portugal*
[*] *Email: cmea@uevora.pt*

RESUMO

O salmão do Atlântico (*Salmo salar L.*) é uma espécie migradora diádroma emblemática dos ecossistemas aquáticos do hemisfério norte. Em Portugal, que representa o limite sul da distribuição global desta espécie, o salmão encontra-se classificado como *Criticamente em Perigo*, ocorrendo apenas nas bacias hidrográficas dos rios Minho, a população mais abundante, e Lima, registando-se algumas ocorrências ocasionais nos rios Cávado e Douro. Em Portugal a espécie está sujeita a diversas pressões (e.g., barreiras à continuidade fluvial, legislação pesqueira desadequada, alterações climáticas), e existe um reduzido conhecimento sobre estas populações que impede a definição e concretização de medidas de gestão e conservação adequadas.
A presente comunicação tem como objetivo dar a conhecer os objetivos e trabalhos práticos previstos no âmbito de dois projetos científicos atualmente a decorrer e focados nas populações nacionais de salmão, com particular enfoque nas bacias dos rios Minho e Lima. Através de uma parceria entre cientistas e pescadores comerciais e recreativos, o projeto "SalmonLink – Contribuição dos cientistas e pescadores para a conservação e gestão participada das populações de salmão do Atlântico em Portugal", financiado pelo MAR2020 e coordenado pela Universidade de Évora/MARE, pretende contribuir para aumentar o conhecimento sobre as populações nacionais de salmão e propor medidas que possam promover a gestão sustentável desta espécie. De forma complementar, o projeto internacional "SMOLTrack III – Quantifying smolt survival from source to sea: informing management strategies to optimise returns", financiado pela Comissão Europeia no âmbito da NASCO (North Atlantic Salmon Conservation Organization), integra vários especialistas europeus num esforço conjunto para estudar a migração para o mar dos juvenis de salmão e os fatores que podem contribuir para a mortalidade destes indivíduos. Em Portugal, este projeto decorrerá ao longo de três anos, nos rios Minho e Lima, igualmente sob a coordenação nacional da Universidade de Évora/MARE.
Para além de contribuir para melhorar os programas de gestão e conservação dirigidos ao salmão nas bacias hidrográficas nacionais, o aumento do conhecimento sobre as populações desta espécie que ocorrem no limite sul da sua distribuição global, irá permitir a identificação de eventuais estratégias de vida alternativas, associadas à sobrevivência em locais com condições ambientais sub-ótimas para espécie como são os nossos rios, de extrema importância num contexto de alterações climáticas e aquecimento global.

| 09 |

ANÁLISIS DE LAS CAPTURAS INCIDENTALES Y DE LOS DESCARTES DE DOS ESPECIES ANÁDROMAS DEL GÉNERO *ALOSA* (*A. ALOSA Y A. FALLAX*) EFECTUADOS POR LA FLOTA COSTERA DE A GUARDA

NACHÓN, D.J., VIEIRA-LANERO, R., BARCA-BRAVO, S., PICO, A., COBO, M. C.& COBO, F.

Departamento de Zooloxía, Xenética e Antropoloxía Física, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Vida s/n, 15782 Santiago de Compostela, Spain
Email: davidjose.nachon@usc.es

RESUMEN

Las poblaciones del río Miño de sábalo o sável, *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758), y saboga o savelha, *Alosa fallax* (Lacépède, 1803), especies migradoras anádromas, han sufrido un acusado declive debido a la construcción de grandes presas en el canal principal, a la sobreexplotación pesquera, al deterioro de la calidad del agua y a la extracción de sedimentos, entre otros. Los efectos perniciosos de estos impactos antropogénicos son sinérgicos a lo largo de la cuenca. A éstos hay que adicionarles los impactos que reciben las poblaciones en el medio marino. Se ha documentado la captura accesoria o incidental de estas especies en el medio costero adyacente a la desembocadura del río Miño. No obstante, hasta la fecha no se ha ni cuantificado ni caracterizado adecuadamente el impacto que esta actividad pudiese producir sobre las poblaciones de alosas. Por ende, el objetivo de la presente comunicación fue analizar y evaluar el impacto de las capturas accidentales y de los descartes de estas especies efectuados por la flota pesquera de A Guarda. Para ello, se analizó la serie histórica de estadísticas de primeras notas de venta en la lonja de A Guarda, a través de la consulta en la Plataforma Tecnológica de la Pesca (PescadeGalicia). Además, se adquirieron ejemplares del género Alosa (n=65, vendidos en primera nota de venta como *A.alosa*) en la lonja de A Guarda, de enero a marzo de 2021, para la confirmación de su identidad específica. Por último, se solicitó a los agentes implicados (responsable de lonja, patrones mayores, pescadores, etc.) información adicional relativa a la captura de los ejemplares (localidad precisa de captura, batimetría, método de pesca, especies objetivo, etc.). Se presentarán y discutirán los resultados de la evolución temporal de las capturas, así como de la caracterización del fenómeno y sus implicaciones.

| 10 |

NOVAS FRONTEIRAS NA CONTAMINAÇÃO AQUÁTICA: OS NANOCONTAMINANTES E OS SEUS EFEITOS ADVERSOS[1]

Mário Jorge ARAÚJO, Maria Lígia SOUSA, Elza FONSECA, Alexandre CAMPOS

Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental da Universidade do Porto (CIIMAR)
Terminal de Cruzeiros de Leixões. Av. General Norton de Matos S/N. 4450-208 Matosinhos

RESUMO

A esmagadora maioria dos seres vivos necessitam de água para a sua sobrevivência, o Homem não é exceção. Ao longo dos tempos, o estabelecimento do Homem com grande proximidade do meio aquático, permitiu o desenvolvimento de atividades imprescindíveis à sua sobrevivência (ex.: agricultura e pesca) mas também atividades de lazer ou recreativas. Nos últimos anos, a relação do Homem com o Ambiente tem-se tornado conturbada, uma vez que a dependência com o meio aquático tem um custo. Se por um lado, o desenvolvimento da sociedade tem levado à melhoria da qualidade de vida das populações, os inevitáveis danos no Ambiente de algumas atividades deverão ser bem geridos. A ação do Homem é já apontada como a principal responsável por diversos fenómenos, entre os quais, as alterações de condições abióticas, que no limite levam à perda de biodiversidade. A contribuição do Homem para a perda da qualidade da água tem várias dimensões. Do ponto de vista microbiológico, é p.e. bem conhecida a relação dos fenómenos de eutrofização causados pela utilização excessiva de fertilizantes ou a retenção prolongada de água em albufeiras, e a sua contribuição para a proliferação de algas com potencial de libertação de toxinas. Outro problema é a libertação direta de produtos químicos no meio aquático. Aqui, existem várias origens que necessitam de abordagem específica. Um dos problemas é o aumento da diversidade de produtos químicos e as suas "rotas" de entrada no meio natural. Os metais, os derivados de petróleo e outros compostos orgânicos, pelo seu risco conhecido para a saúde humana e para o Ambiente, têm sido amplamente estudados, e as soluções para a sua remoção são já relativamente bem conhecidas. Nos últimos anos surgiram ainda as nanopartículas, ou seja, partículas formadas por elementos ou compostos químicos com tamanho na gama do milhão de vezes inferior ao milímetro. O desenvolvimento tecnológico tem permitido a síntese e a descoberta de novas aplicações para estas nanopartículas em diversas áreas, mas as estações de tratamento de efluentes não estão ainda preparadas para remover contaminantes à escala nanométrica. Para além da ingestão ou exposição às nanopartículas poder implicar riscos para os organismos aquáticos, pode também haver exposição dos consumidores através da ingestão de pescado contaminado. Há por isso necessidade de estudar os efeitos da exposição a nanopartículas nos organismos aquáticos e estudar o risco do consumo dos alimentos que possam conter estes contaminantes. Neste sentido, o objetivo desta apresentação será abordar a problemática das nanopartículas, discutindo as suas origens e as vias de exposição, e os seus efeitos e consequências, dedicando atenção especial à ictiofauna do rio Minho.

[1] **Agradecimentos:** Este trabalho foi suportado financeiramente pelo projeto Nanoculture (Interreg Espaço Atlântico, EAPA_590/2018) e por fundos nacionais através da FCT – Fundação para a Ciência e Tecnologia, no âmbito dos programas UIDB/04423/2020 e UIDP/04423/2020.

| 11 |

DIFERENÇAS MORFOLÓGICAS DOS OTÓLITOS DE ENGUIA EUROPEIA PROVENIENTES DE DISTINTOS HABITATS DO RIO MINHO

A. MOURA[1], E. DIAS1, R. LOPEZ[2], M. FERNANDES[2], C.ANTUNES[1,2]

[1] *Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR), Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Avenida General Norton de Matos S/N, 4450-208 Matosinhos, Portugal*
[2] *Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho s/n, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal*

RESUMO

A enguia europeia, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758), pertence a uma população panmítica com grande área de distribuição na costa este do Norte Atlântico. Esta espécie, apesar de apresentar uma regressão populacional a partir dos anos 80, é ainda pescada nas várias fases do seu ciclo de vida praticamente em toda a sua distribuição continental. Com o objetivo de melhorar a gestão da espécie, a União Europeia determinou a necessidade dos países elaborarem Planos de acção regionais para a mesma, cuja qualidade depende do tipo de informação existente. Apenas conhecendo a biologia e ecologia da enguia nos vários sistemas onde habita será possível agir de forma responsável para garantir a sua conservação. O desenvolvimento desta espécie ao longo da sua vida tem vindo a ser mostrado como bastante flexível, adaptando-se à diversidade ecológica dos seus habitas, portanto, a sua estrutura populacional vai depender das condições ambientais onde cresce. Este estudo teve como objectivo determinar a estrutura populacional da enguia no rio Minho, usando a forma de otólitos para averiguar potenciais diferenças no desenvolvimento da enguia em diversos tipos de habitat. Os resultados demonstraram que esta ferramenta pode ser importante para averiguar padrões de crescimento dependentes do ambiente, uma vez que a assinatura dos otólitos mostrou-se totalmente distinta entre enguias capturadas em habitats de regime de água doce a montante em tributários (apresentando otólitos com forma circular e redonda com um contorno uniforme) de enguias capturadas em habitats de água doce a salobra a jusante na zona do estuário (apresentando otólitos com forma elíptica e rectangular com um contorno recortado). Estudos futuros serão necessários para averiguar o crescimento da enguia nestes habitats, possíveis migrações entre habitats e como tudo se interconecta dentro do ecossistema do rio Minho.

PREVALÊNCIA DO PARASITA ANGUILLICOLA CRASSUS NO RIO MINHO INTERNACIONAL

Luís PEREIRA[1], Catarina BRAGA[2], Ana MOURA[2], Carlos ANTUNES[2,3]

[1] *Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro*
[2] *Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental da Universidade do Porto, Terminal de Cruzeiros de Leixões, Av. General Norton de Matos, 4450-208 Matosinhos*
[3] *Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho, 4920-290 Vila Nova de Cerveira*

RESUMO

A enguia europeia, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758), é vulnerável a infeções pelo nemátode parasita *Anguillicola crassus* Kuwahara, Niimi & Itagaki, 1974, principalmente em ecossistemas de água doce. Esta espécie é uma espécie bioindicadora devido ao seu comportamento bentónico, predador e ciclo de vida. O parasita alimenta-se de sangue da bexiga natatória da enguia, causando danos nas paredes e deterioração deste órgão, diminuindo as reservas de energia, podendo afetar a sua capacidade migratória para a reprodução. Após a maturação, os ovos são libertados para o lúmen da bexiga-natatória das enguias, e posteriormente expelidas do organismo do hospedeiro. Já em meio aquático, as larvas L2 livres utilizam hospedeiros intermediários, passando ao estádio seguinte de desenvolvimento – L3, fase em que pode (re)infetar as enguias por predação destes hospedeiros intermediários. Uma vez no trato gastrointestinal do hospedeiro final, as larvas L3 de *A. crassus* migram até a cavidade abdominal e posteriormente para a parede da bexiga-natatória. Já no lúmen da bexiga-natatória as larvas L4 vão dar origem a nemátodes adultos, que vão maturar e iniciar novamente o ciclo. As enguias foram capturadas em 18 pontos de amostragem no período de 1995/96, 16 pontos de amostragem entre 2008 e 2011 e em 7 pontos de amostragem entre 2017 e 2021 na secção internacional do rio Minho, através de nassas e pesca elétrica. Os objetivos deste trabalho foram analisar a dispersão e a prevalência de A. crassus no rio Minho e afluentes em termos temporais, assim como as taxas de infeção, o Índice Degenerativo da bexiga natatória e a condição das enguias. Os níveis de prevalência encontrados atingem 100% em alguns locais amostrados, e mostram-nos que a área de dispersão de nemátode aumentou ao longo do tempo desde meados dos anos 90, época do primeiro registo da sua presença no rio Minho.

UTILIZAÇÃO DO HABITAT DOS JUVENIS DE ALOSA SPP. NO RIO MINHO

Duarte MARTINS[1,2]*, Claúdia MOREIRA[2], Ester DIAS[2], Carlos ANTUNES[2,3]

[1] *Faculdade de Ciências da Universidade do Porto (FCUP), Rua do Campo Alegre S/N, 4169-007 Porto, Portugal*
[2] *Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR/CIMAR), Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Avenida General Norton de Matos S/N, 4450-208 Matosinhos, Portugal*
[3] *Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal*
* *dudamartins006@gmail.com*

RESUMO

O sável, *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758) é uma espécie anádroma que habita os ambientes estuarinos do rio Minho e apresenta um importante valor económico e cultural na região. Apesar disto, encontra-se em declínio e o conhecimento do seu ciclo de vida apresenta lacunas, sobretudo na fase estuarina durante a migração dos juvenis para o mar. Trabalhos anteriores demonstram que os sáveis apenas utilizam os ecossistemas de água salobra como passagem para os locais de crescimento na plataforma continental. O objetivo deste estudo foi conhecer a importância dos habitats estuarinos para os juvenis de sável no rio Minho através da análise microquímica de otólitos através de LA-ICP-MS ("Laser Ablation Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry"). Os resultados obtidos durante este estudo apontam para o facto de que a zona salobra do estuário não será usada apenas como passagem para o mar, mas que poderá ser usada durante o desenvolvimento dos juvenis, antes da sua migração para o mar. No entanto, dados obtidos no âmbito de projetos em curso, poderão melhorar o entendimento das dinâmicas populacionais e do uso de habitat por parte da população juvenil de sável no rio Minho.

Palavras-chave: Rio Minho, espécies diádromas, sável, uso de habitat, LA-ICP-MS

LISTADO DE LOS ÁCAROS ACUÁTICOS DE PORTUGAL CON NUEVOS REGISTROS PARA EL RIO MIÑO

Harold CANTALLO[1,*], Nuno Miguel GOMES[1, 2], Carlos ANTUNES[1, 2], Tiago José RIBEIRO[1], Maria Inês GOMES[1], Dimítri COSTA[1,2]

[1] *Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR), Universidade do Porto, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Avenida General Norton de Matos, s/n, 4450-208, Matosinhos, Porto, Portugal*
[2] *Aquamuseu do Rio Minho, Vila Nova de Cerveira, 4920-290, Portugal*
[*] *Email de correspondencia: Harold CANTALLO (haroldcantallo.hcc@gmail.com)*

RESUMEN

Los Acari constituyen una Subclase de artrópodos quelicerados donde se agrupan los ácaros y garrapatas. El presente estudio se foca en la diversidad taxonómica de ácaros acuáticos del territorio portugués, incluyendo además del continente, la Zona Económica Exclusiva y los archipiélagos de los Azores y Madeira. Nuestro objetivo fue recopilar toda la información disponible y así generar un listado de especies que los uniera al sitio donde se registraron. Se consideraron como especies acuáticas todas aquellas que habitan en exclusivamente medio marino, mar profundo, intermareal, agua dulce, salobre o en ambientes de transición con el terrestre si su estilo de vida se asocia al acuático.
Los primeros registros de este listado surgen en el Archipiélago de Madeira con las descripciones de especies endémicas por Lunblad en los años 50. Desde entonces, varios autores han contribuido a catalogar, registrar y redescribir con precisión este vasto grupo.
En nuestra revisión la principal fuente de ocurrencias fue Global Biodiversity Information Facility (GBIF) completando con una extensa revisión bibliográfica, bases de datos como European Water Mite Research (Watermite.org), la colección libros Süßwasserfauna von Mitteleuropa, entre otros. Adicionalmente recurrimos a muestreos activos y muestras de by catch en el tramo portugués de la cuenca hidrográfica del Rio Miño.
Al finalizar, el listado comprendía 114 especies validas dentro de los criterios establecidos.
Estas se agrupan en 3 Ordenes, 3 Subórdenes, 17 Superfamilias, 32 Familias y 56 Géneros.
Los organismos recolectados representan 12 nuevos registros para el Rio Miño y entre ellos 10 son nuevos registros para Portugal, los cuales fueron depositados en el Museu de História Natural da Península Ibérica (NatMIP).
Hasta el momento este el primer trabajo que recopila todas las especies de ácaros acuáticos encontrados en territorio portugués y esperamos que sirva de base para futuros estudios.

Palabras clave: Acari; Taxonomía; Zona Económica Exclusiva Portuguesa; Península Ibérica; Océano Atlántico Norte.

MUSEUS DE HISTÓRIA NATURAL: IMPORTÂNCIA NO CONTEXTO ACADÉMICO E NA SOCIEDADE, A BUSCA DO RESGATE PARA OS NOVOS HORIZONTES DA CIÊNCIA...

Dimítri de Araújo COSTA*, Nuno GOMES, Harold CANTALLO, Carlos ANTUNES

Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR), Universidade do Porto; Aquamuseu do Rio Minho, Vila Nova de Cerveira, Portugal
** E-mail (autor para correspondência): dimitri.costa@ciimar.up.pt*

RESUMO

A sociedade em geral está distante da cultura científica, que muitas vezes ocorre devido a falta de articulação da comunidade científica, sociedade e política, que representa uma tríade inexoravelmente vinculada. É clara a necessidade de aproximar o conhecimento científico à população. Neste contexto, uma maneira eficaz e atrativa para a divulgação científica é o estabelecimento de museus de história natural, os quais são instituições de conhecimento, expondo o passado como objeto de estudo.
Os museus de história natural possuem como objeto de estudo o mundo natural; e os seus acervos podem conter os mais diversos tipos de materiais (locais e/ou de várias partes do mundo): zoológicos (como insetos, mamíferos, répteis), botânicos (plantas), geológicos (minerais, rochas e fósseis), arqueológicos (artefactos e objetos de povos antigos), entre outros. Estas instituições são originárias na Europa renascentista e iluminista, destacando-se o "Muséum National d'Histoire Naturelle" (Paris), o "British Museum" (Londres), e o "Ashmolean Museum" (Oxford, Inglaterra).
As coleções de história natural são a maior e mais importante fonte de dados de biodiversidade autorizada, contribuindo para estudos da composição da biodiversidade, evolutivos (morfológicos e genéticos), biogeográficos, fenológicos, como também geológicos. Os materiais presentes nestas coleções podem servir para comparação temporal, sendo útil para produzir modelos de previsão. Além disso, apresentam um papel fundamental para a salvaguarda de espécimes-tipo, i.e. primeiros organismos identificados para descrever e nomear uma espécie nova. No caso específico das amostras biológicas, estas servem ainda para estudos genéticos, bioquímicos, isotópicos e de elementos vestigiais sobre as respostas dos organismos às alterações ambientais. Além disto, existe a componente disponível aos visitantes em geral, com o intuito de sensibilizar o público na preservação da fauna e flora locais e de outros lugares do mundo. Desta forma, os museus atendem tanto ao público académico-científico, como aos visitantes que se deslocam a estes sítios com fins lúdicos.
Pretende-se promover, em Vila Nova de Cerveira, o "Natural History Museum of the Iberian Peninsula - NatMIP" (Museu de História Natural da Península Ibérica), que tenciona contribuir para a conservação e divulgação da biota aquática e terrestre, com particular destaque para os ecossistemas ibéricos, como também do material paleontológico, geológico, arqueológico e etnográfico. O nome NatMIP remete assim para a sua localização, enquanto estrutura de referência do património natural ibérico.

Palavras-chave: Coleções científicas, Ciências Naturais, Comunicação da Ciência, NatMIP.

| 16 |

RIO, MUITO MAIS DO QUE ÁGUA!

Maria HENRIQUES[1], Mónica MAIA-MENDES[2]

[1] *Agrupamento de Escolas de Valongo*
[2] *Agrupamento de Escolas de Ermesinde*

RESUMO

Ao longo dos tempos o Homem tem sempre procurado as linhas de água para se instalar. Rios, ribeiros e pequenas linhas de água são fontes de água, energia, recursos alimentares, locais de lazer e de inspiração de variados artistas, entre muitas outras. As suas margens e mesmo o leito do rio são locais de excelência para a implementação de atividades de *outdoor* Educação Ambiental. As atividades de *outdoor* são um meio de excelência para a exploração da biodiversidade local e compreensão dos fatores que afetam a sua distribuição. Aliada à beleza das zonas naturais, a preparação e condução de atividades estruturadas e delineadas segundo objetivos claros é essencial para a sensibilização e educação de um público específico.
A escola poderá promover de modo sistemático e intencional, atividades que permitam fazer escolhas, confrontar pontos de vista, resolver problemas e tomar decisões com base em valores. A organização de saídas de campo aos rios, ribeiros ou pequenas linhas de água, prevendo a experimentação de técnicas, instrumentos e formas de trabalho diversificados e promovendo intencionalmente atividades de observação, questionamento da realidade e integração de saberes, são uma mais-valia no âmbito de uma educação que se pretende integral, integrada e integradora. Diversos projetos tais como Invasaqua, Projeto Rios, Livingriver, AquaProjeto, Guarda-rios, AquaMuseu, Centros Ciência Viva e CMIAs de diversos municípios desenvolvem atividades dirigidas às escolas e público em geral apresentando diversos recursos didáticos e humanos que auxiliam os docentes na implementação de numerosas atividades educativas nos rios. Estas atividades são replicáveis em qualquer curso de água, independentemente da sua dimensão, como por exemplo no Rio Minho.

| 17 |

LOWPLAST - A ARTE DE REDUZIR O PLÁSTICO

Patrícia LOURO, Carlos ANTUNES

Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho 4920-290 V. N. Cerveira

RESUMO

A cada ano produzem-se mundialmente mais de 400 milhões de toneladas de plástico, mas apenas 9% de todo o plástico produzido até hoje, no mundo, foi realmente reciclado. Uma pequena parte é incinerada, e a maioria vai para aterro ou tem destino inadequado.
Assim, mais de 100 milhões de toneladas de plásticos andam hoje à deriva nos oceanos, a contaminar o ambiente aquático, que é um bem de todos.
O plástico ameaça a vida marinha, e a saúde humana.
LowPlast, a Arte de Reduzir o Plástico é um projeto de sensibilização para redução e prevenção de plásticos nos rios e oceanos, sobretudo os plásticos descartáveis, e pretende contribuir também para a expansão da economia circular.
Decorre em Vila Nova de Cerveira e em Setúbal, tendo como cenários, os estuários dos rios Minho e Sado, respetivamente.
Engloba três componentes: (1) atividades de sensibilização em rios e praias, com saídas de barco para identificação dos resíduos flutuantes na água, ações de limpeza de praia e margens dos rios, e criação de uma colecção pedagógica de resíduos - Coleção Lixo 365 - com intuito de aumentar a consciencialização para o descarte de resíduos que fazemos em terra e acabam por invadir os rios e oceanos; (2) aplicação de boas práticas no comércio local, com disponibilização de informação técnica, diagnóstico dos plásticos de uso único utlizados nos estabelecimentos da rede HORECA, identificação e compromisso de melhorias na transição para alternativas mais sustentáveis e aumento da separação de resíduos para reciclagem, mediante atribuição de um Selo de Boas Práticas para Redução do Plástico Descartável; (3) criação de elementos artísticos, concebidos por artistas plásticos portugueses, em colaboração com artistas da Noruega, e raízes na Islândia e Suécia, cuja arte em formato digital e físico, recorre a reutilização de plásticos e outros resíduos, em exibição e instalação em diversos espaços públicos, inclusivamente no rio Minho, aproximando a arte à vida cotidiana.
Este projeto é financiado por EEA Grants, promovido pelo Aquamuseu do rio Minho-Município de Vila Nova de Cerveira, e tem como parceiros a Fundação Bienal de Cerveira, Associação Portuguesa do Lixo Marinho e Instituto Interdisciplinar de Artes DTK, da Noruega.

| 18 |

A IMPORTÂNCIA DA TAXONOMIA PARA A CIÊNCIA DE BASE: O CASO DE ESTUDO DAS POPULAÇÕES DE CRUSTÁCEOS DO ESTUÁRIO DO RIO MINHO

Nuno GOMES*, Dimítri de Araújo COSTA, Harold CANTALLO, Carlos ANTUNES

Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR), Universidade do Porto; Aquamuseu do Rio Minho, Vila Nova de Cerveira, Portugal
** E-mail (autor para correspondência): Nuno@ciimar.up.pt*

RESUMO

As dificuldades na identificação de espécies são bastante comuns, especialmente quando é analisado material danificado, espécimes juvenis, espécies com elevado dimorfismo sexual, descrições desatualizadas ou espécies com grande variabilidade intraespecífica. Sendo a identificação de espécies um componente central para as Ciências Biológicas, a existência de coleções científicas e listas de fauna local são essenciais para fornecer apoio taxonómico e evitar erros em cascata provenientes de identificações erróneas. O SubPhylum Crustacea Brünnich, 1772 é um dos grupos mais diverso e numeroso com mais de 60000 espécies válidas. A sua importância nos ecossistemas estuarinos é vital, com relevância em vários nichos ecológicos, sendo também uma fonte indispensável na dieta de peixes e aves. Embora os crustáceos sejam um grupo bem estudado, os problemas taxonómicos surgem a partir da falta de conhecimento sobre certos grupos, agravados pela fragmentação da informação disponível, e por vezes identificações superficiais não realizadas por especialistas. A secção internacional do Rio Minho, localizada no noroeste da Península Ibérica, como parte das áreas protegidas da rede Natura 2000 e marcada como Área Importante para as Aves, é considerada uma zona de importância ecológica e uma Área Especial de Conservação. No entanto, os levantamentos de macroinvertebrados no estuário do Rio Minho são ainda insuficientes para aceder à sua biodiversidade, sendo derivados de alguns trabalhos de ecologia ou através de capturas acessórias. Neste estudo, é apresentado um levantamento das espécies encontradas no estuário do rio Minho, coletadas através da pesca acessória de enguias de vidro, recolhas de sedimento, tresmalhos, redes de arrasto e em nassas, fornecendo uma visão geral sobre alguns grupos de crustáceos deste estuário. Com 70 espécies identificadas, o grupo mais abundante é a Ordem Amphipoda com 34 espécies seguido de Isopoda com 19 espécies, Decapoda com 6, Cumacea com 4, Mysida com 3, Leptostraca com 2, Tanaidacea com 1 e Balanomorpha também com 1 espécie. Entre estas 70 espécies, 49 são novos registos para o rio Minho com dois novos registos para Portugal. Para além de algumas espécies de águas salobras residentes no estuário do rio, a maioria das espécies examinadas foram fauna marinha adventícia transportada rio acima através das dinâmicas de subida das marés. Sendo um dos primeiros estudos desta natureza no Rio Minho, o objetivo principal será fornecer apoio taxonómico em futuros projetos nesta área, contribuindo para o conhecimento da fauna de Portugal e da Península Ibérica, uma vez que monografias abrangentes baseadas em fauna local e regional estão ainda longe de serem concluídas, sendo ainda necessário um grande esforço para atender às exigências da taxonomia moderna.

Palavras-chave: Ciências Biológicas; Crustacea; Identificação de Espécies; Macroinvertebrados; Península Ibérica.

| 19 |

APLICAÇÃO DE MODELOS NUMÉRICOS PARA ANALISAR OS IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA MORFODINÂMICA DO ESTUÁRIO DO RIO MINHO

Willian MELO[1,*], José PINHO[1], Isabel IGLESIAS[2], Ana BIO[2], Paulo AVILEZ-VALENTE[2,3], José VIEIRA[1], Luísa BASTOS[2,4], Fernando VELOSO-GOMES[2,3]

[1] *Centro do Território e do Ambiente Construído (CTAC), Escola de Engenharia da Universidade do Minho, Campus de Azurém 4800-058 Guimarães, Portugal; willianwm94@gmail.com*
[2] *Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR/CIMAR) Universidade do Porto, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Av. General Norton de Matos s/n, 4450-208 Matosinhos, Portugal*
[3] *Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Rua Dr. Roberto Frias s/n, 4200-465 Porto, Portugal*
[4] *Departamento de Geociências, Ambiente e Ordenamento do Território, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto (FCUP), Rua Campo Alegre 687, 4169-007 Porto, Portugal*

RESUMO

Conhecer os processos físicos, químicos e biológicos estuarinos e entender como as mudanças climáticas podem afetá-los é crucial para melhorar a gestão dos recursos naturais destes sistemas. Uma metodologia utilizada para estudar estes processos consiste na aplicação de modelos numéricos, que são suportados por dados de campo como a batimetria, características dos sedimentos, caudais fluviais, correntes e níveis da superfície da água. Assim, este trabalho estudou a morfodinâmica do estuário do rio Minho, através da implementação de um modelo numérico no software Delft3D, que permite simular os processos hidrodinâmicos e morfodinâmicos em diferentes escalas temporais. O modelo foi calibrado utilizando a ferramenta OpenDA, que ajusta de forma automática os valores de determinados parâmetros do modelo, minimizando os erros entre dados observados e resultados simulados. Após a calibração, foram simulados diferentes cenários para avaliar o impacto das mudanças climáticas, sendo estes estabelecidos através de diferentes elevações do nível do mar, em conformidade com os cenários definidos pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) e com o trabalho de Vousdoukas et al. (2017). Os resultados mostraram que, para um caudal com período de retorno (PR) de 50 anos, a elevação do nível na embocadura do estuário pode aumentar 20 centímetros, e para um PR de 100 anos, a elevação pode aumentar 60 centímetros, dependendo do cenário climático. Identificou-se ainda que a ocorrência de cheias é o principal responsável pelo transporte de sedimentos ao longo do estuário, intensificando o processo de sedimentação. A variação da maré também contribui para o transporte sedimentar, contudo a sua ação restringe-se à área costeira e à embocadura. Verificou-se ainda que, para um mesmo caudal, o aumento do nível do mar reduz a quantidade de sedimentos transportada para a plataforma costeira, podendo intensificar a erosão que ocorre nesta zona e aumentar os processos sedimentares dentro do próprio estuário.

A PERCA-SOL, LEPOMIS GIBBOSUS (LINNAEUS, 1758) NO RIO MINHO INTERNACIONAL

Ana LAGES[1], Dimítri de Araújo COSTA[1,2], Nuno GOMES[1,2], Carlos ANTUNES[1,2]

[1] *Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho s/n, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal*
[2] *Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR), Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Avenida General Norton de Matos S/N, 4450-208 Matosinhos, Portugal*

RESUMO

No sentido de avaliar a introdução da espécie exótica invasora *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) no troço internacional do Rio Minho (Península Ibérica), foi realizada a análise da dinâmica populacional da perca-sol nos últimos 7 anos, além de se ter registado pela primeira vez a nível mundial, a relação de parasitismo entre a sanguessuga *Myzobdella lugubris* (Leidy, 1851) e *L. gibbosus*. Os primeiros registos da perca-sol na bacia hidrográfica do rio Minho aconteceram na zona de Ourense, no início dos anos 2000, no entanto, atualmente, é considerada como uma espécie estabelecida, devido à grande capacidade adaptativa (elevada taxa de reprodução, maturidade sexual precoce) a novos habitats, o que justifica o aumento de indivíduos nos últimos anos. Entre julho de 2014 e outubro de 2015 foram realizadas capturas especificas de perca-sol, que permitiram analisar a condição física da espécie, a idade, o regime alimentar e a reprodução, no rio Minho internacional. O indivíduo com maior idade registado neste estudo foi de 4 anos, com Lmáx.=18,6cm, sendo que no geral a população apresenta uma boa condição física ($b>3$). As fêmeas apresentam um índice gonadossomático superior ao dos machos ($F_{1;585}=150.43$, $p<0.01$), particularmente no mês de julho (F=7.39%; M=1.4%), estando em concordância com o índice hepatossomático ($F_{2;300}=34.23$, $p<0.01$). A época de reprodução acontece principalmente nos meses de julho e agosto, podendo atingir a maturidade sexual já no primeiro ano de vida. Quanto à alimentação, foram identificados 18 grupos taxonómicos através da análise estomacal. No primeiro ano de vida, a perca-sol opta por alimentos com menores dimensões, como os insetos e crustáceos, enquanto na fase adulta, os gastrópodes são o grupo preferencial de consumo. A sobreposição das cadeias tróficas com as espécies nativas do rio Minho, representa uma competição direta pelo alimento, além da ocupação de determinadas massas de água, menos agitadas, que provocam alteração nos nichos ecológicos das espécies nativas, constituindo assim um distúrbio e uma fonte de perturbação na dinâmica do rio Minho. Desta forma, é aconselhável a realização de monitorizações frequentes da espécie, garantido um acompanhamento regular na dinâmica da população, ajudando a determinar o grau de impacto no ecossistema em questão.

Palavras-chave: Perca-sol; *Lepomis gibbosus*; Ecologia aquática; Relação interespecífica; Sanguessuga; *Myzobdella lugubris*.

| 21 |

PESCA DOS ANÁDROMOS NA PENÍNSULA IBÉRICA: COMUNIDADES PISCATÓRIAS E SISTEMAS DE GESTÃO NOS RIOS MINHO E MONDEGO

Yorgos STRATOUDAKIS[1], Claúdia CORREIA[2], Pedro Raposo de ALMEIDA[2], Carlos ANTUNES[3,4]

[1] *IPMA, Departamento do Mar, Rua Alfredo Magalhães Ramalho 6, 1449-006, Lisboa*
[2] *MARE, Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Universidade de Évora, Largo dos Colegiais, 2, 7004-516 Évora*
[3] *Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho, 4920-290 Vila Nova de Cerveira*
[4] *CIIMAR, Avenida General Norton de Matos 4450-208 Matosinhos*

RESUMO

Os rios Minho (internacional, na fronteira norte entre Portugal e Espanha) e Mondego (nacional, na zona centro de Portugal) são atualmente os mais importantes da Península Ibérica em termos de biomassa reprodutora para a lampreia (*Petromyzom marinus L.*) e o sável (*Alosa alosa (L.)*). Estes rios têm uma longa tradição cultural de captura e confeição destes peixes anádromos, suportando sazonalmente uma atividade económica local importante. Ambos contêm um troço principal de cerca de 60-70 km da foz até a primeira barreira intransponível (barragem hidroelétrica de Frieira e Raiva respetivamente) cujo habitat potencial para a reprodução dos anádromos é ampliado por tributários (para a lampreia) e obras de reabilitação e restauro da conectividade na última década. Neste trabalho preliminar utilizam-se observações de inquéritos na comunidade piscatória do rio Mondego (n=35, concluído em 2019) e do rio Minho (n=18, em curso durante 2021) para descrever comparativamente a atividade da pesca, os sistemas de gestão e as perceções das comunidades sobre o estado do rio e a regulamentação da pesca. Em ambos os rios, verifica-se uma variação longitudinal (diminuindo da foz para montante) na importância da pesca nos rendimentos anuais, na probabilidade de atuar no mar e na participação em associações de pesca. Apesar das diferenças nos sistemas de decisão (regime transnacional local no Minho versus nacional com representação local no Mondego), em ambos tem havido uma preocupação em aumentar a comunicação e o diálogo com os pescadores, criando novas oportunidades de participação na definição e revisão das regras de pesca para aumentar a sua legitimidade e cumprimento. Estes inquéritos, iniciados no âmbito de um projeto nacional para a pesca dos anádromos, procuram fortalecer esta tendência, fornecendo uma via indireta de deliberação e decisão coletiva, mas também de comparação e harmonização entre bacias hidrográficas.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA DE DOS ESPECIES ANÁDROMAS DEL GÉNERO *ALOSA* (*A. ALOSA Y A. FALLAX*) EN EL MEDIO MARINO COSTERO PRÓXIMO A LA DESEMBOCADURA DEL RÍO MIÑO, A PARTIR DE LOS DATOS APORTADOS POR LAS CAPTURAS ACCIDENTALES: PROPUESTAS PARA LA MEJORA DE SU PROTECCIÓN Y GESTIÓN

NACHÓN, D.J., VIEIRA-LANERO, R., BARCA-BRAVO, S., PICO, A., COBO, M. C.& COBO, F.

Departamento de Zooloxía, Xenética e Antropoloxía Física, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Vida s/n, 15782 Santiago de Compostela, Spain
Email: davidjose.nachon@usc.es; (+34) 696328861

RESUMEN

El sábalo o sável, *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758), y la saboga o savelha, *Alosa fallax* (Lacépède, 1803), son dos especies migradoras anádromas, estrechamente emparentadas, que se encuentran en simpatría en la mayor parte del hábitat disponible por debajo de la presa de Frieira, primer obstáculo infranqueable. Esto provoca el solapamiento de ciertas zonas de freza, dando lugar por tanto a la aparición de híbridos. La fase continental o de agua dulce de las poblaciones de ambas especies en el río Miño ha sido objeto de estudio de varios trabajos en las últimas décadas, revelando aspectos tales cómo la dinámica poblacional, tasas de hibridación, ecología trófica, capacidades dispersivas, patrones de migración, etc. No obstante, persiste una gran laguna de conocimiento con respecto a la fase marina de estas poblaciones. Esto se debe, de manera fundamental, a la dificultad para llevar a cabo muestreos u obtener muestras durante esta fase. Basándonos en la premisa de que al menos una fracción de las poblaciones de alosas de una cuenca parece que no se dispersa mucho en el medio marino y permanece en las inmediaciones de la desembocadura de esta; en la presente comunicación pretendemos aportar nueva información sobre la fase marina de las poblaciones de alosas del río Miño, a partir del estudio de ejemplares del género *Alosa* (n=65) capturados de manera incidental en el medio costero adyacente a A Guarda. Los ejemplares fueron adquiridos en la lonja de A Guarda, de enero a marzo de 2021, durante la supuesta fase de inicio de la migración reproductora en el medio marino. Se presentarán y discutirán resultados acerca de la distribución, identidad específica de los ejemplares, biometría básica, índices biométricos básicos, demografía y ecología trófica. Asimismo, en base a estos resultados, se propondrán propuestas para la mejora de su protección y gestión.

| 23 |

CONHECIMENTO ECOLÓGICO LOCAL E ATITUDES CONSERVACIONISTAS DOS PESCADORES DO RIO MINHO PERANTE O CORVO-MARINHO-DE-FACES-BRANCAS *PHALACROCORAX CARBO* (LINNAEUS, 1758)

Beatriz VIEITE, Heitor O. BRAGA, Eraldo M. COSTA NETO, Ulisses M. AZEITEIRO

Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal

RESUMO

Compreender as atitudes das comunidades tradicionais e o seu conhecimento ecológico local (CEL) pode ajudar a identificar problemas ambientais, contribuindo para uma melhor formulação de políticas e planos de gestão mais adequados. Porém, o conhecimento tradicional e local ainda não é considerado válido por muitos, caindo no esquecimento. Assim, neste estudo procurou-se partilhar o CEL dos pescadores do rio Minho sobre o corvo-marinho-de-faces-brancas *Phalacrocorax carbo* (Linnaeus, 1758), bem como revelar as suas atitudes conservacionistas em relação a esta espécie. Descrevemos e analisámos qualitativamente o CEL dos entrevistados, e, por outro lado, as suas atitudes foram analisadas quantitativamente através da correlação com variáveis do perfil dos pescadores. Os pescadores foram capazes de identificar as características ecológicas do corvo-marinho como habitats, espécies-presa, e comportamento de alimentação. Mostraram também uma atitude globalmente moderada em relação à conservação dos corvos-marinhos-de-faces-brancas. O CEL foi frequentemente apoiado por dados publicados, mas encontrámos diversas informações em alguns tópicos, tais como habitat e dieta alimentar. Encontrámos uma correlação negativa significativa entre a idade e as atitudes dos pescadores ($p=0,02$), e que os pescadores que pescavam frequentemente diferiam significativamente dos que raramente pescavam ($p=0,02$). Por último, reafirmamos a importância de recolher mais dados científicos sobre a estrutura da população de *P. carbo* em Portugal e a relevância dos estudos etnobiológicos na tomada de decisões.

PARTE II

Publicações das atas do X Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho

Conference Paper from the X Iberian Symposium on the Hydrographic Minho River Basin
("X Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho")

e-ISSN: 2595-5527
Special Issue, p. 01-06, 2021
Doi: 10.32435/envsmoke/xibesymp.1

NUMERICAL MODELS' APPLICATION FOR MORPHODYNAMICS ASSESSMENT OF CLIMATE CHANGE IMPACTS IN THE MINHO RIVER ESTUARY

APLICAÇÃO DE MODELOS NUMÉRICOS PARA ANALISAR OS IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA MORFODINÂMICA DO ESTUÁRIO DO RIO MINHO

Willian Melo[1]; José Pinho[1]; Isabel Iglesias[2]; Ana Bio[2]; Paulo Avilez-Valente[2,3]; Ana Gomes[1]; José Vieira[1]; Luísa Bastos[2,4]; Fernando Veloso-Gomes[2,3]*

[1]Centro do Território e do Ambiente Construído (CTAC), Escola de Engenharia da Universidade do Minho, Campus de Azurém 4800-058 Guimarães, Portugal.
*Corresponding author: id9257@alunos.uminho.pt

[2]Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR/CIMAR) Universidade do Porto, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Av. General Norton de Matos s/n, 4450-208 Matosinhos, Portugal.

[3]Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Rua Dr. Roberto Frias s/n, 4200-465 Porto, Portugal.

[4]Departamento de Geociências, Ambiente e Ordenamento do Território, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto (FCUP), Rua Campo Alegre 687, 4169-007 Porto, Portugal.

Abstract

The knowledge of physical, biological, and chemical estuarine processes and how they are affected by climate change conditions is essential for improving estuarine management. A common methodological approach for studying these complex processes is based on the implementation of numerical models supported by field data as bathymetry, sediment characteristics, flow discharges, current velocities, and sea water levels. This work is based on the implementation of a numerical model of the Minho River estuary using the Delft3D software. This model is able to simulate hydrodynamic and morphodynamic processes for different time scales. It was calibrated using the OpenDA tool, which automatically determines some of the models' parameters, such as the tidal constituents and the roughness coefficient, aiming to minimize the error between observed data and simulated results. Different scenarios were considered to assess the effects of climate change, according to the 5th Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Results showed that the elevation in the estuary mouth can reach 77 cm, depending on the considered scenario. It was also determined that floods are the main sediment transport driver along the estuary, intensifying the accretion processes. Furthermore, the sea-level rise reduces the amount of transported sediments to the coastal platform, increasing the erosion risk in this area and increasing the accretion inside the estuary.

Keywords: Morphodynamics. Numerical modelling. Climate changes.

Resumo

Conhecer os processos físicos, químicos e biológicos estuarinos e entender como as mudanças climáticas podem afetá-los é crucial para melhorar a gestão destes sistemas. Uma das metodologias utilizadas para estudar estes processos complexos consiste na aplicação de modelos numéricos, suportados por dados de campo como a batimetria, características dos sedimentos, caudais fluviais, correntes e níveis de elevação do mar. Neste trabalho avaliaram-se diferentes cenários hidrodinâmicos e morfodinâmicos no estuário do rio Minho, através da implementação de um modelo numérico baseado no software Delft3D. Este modelo permite simular os processos hidrodinâmicos e morfodinâmicos em diferentes escalas temporais, tendo sido calibrado utilizando a ferramenta OpenDA, que ajusta de forma automática os valores de determinados parâmetros do modelo, minimizando os erros entre dados observados e resultados simulados. Após a calibração, foram simulados diferentes cenários para avaliar o impacto das alterações climáticas, sendo estes estabelecidos através de diferentes elevações do nível do mar conforme o 5° Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC).

Os resultados mostraram que a elevação do nível na embocadura do estuário pode alcançar até 77 cm, dependendo do cenário considerado. Identificou-se que a ocorrência de cheias é o principal responsável pelo transporte de sedimentos ao longo do estuário, intensificando o processo de sedimentação. Verificou-se ainda que, para um mesmo caudal, o aumento do nível do mar reduz a quantidade de sedimentos transportada para a plataforma costeira, podendo intensificar a erosão que ocorre nesta zona e aumentar os processos sedimentares dentro do próprio estuário.

Palavras-chave: Morfodinâmica. Modelação numérica. Mudanças climáticas.

Submitted on: 15 Oct. 2021
Accepted on: 16 Nov. 2021
Published on: 31 Dec. 2021

© Copyright 2021

1 Introdução

Estuários e zonas costeiras são ecossistemas ricos em recursos naturais e de elevada biodiversidade, fornecendo serviços essenciais para as populações que ocupam estas áreas. Estas zonas possuem elevada importância em atividades socioeconómicas como pesca, agricultura e turismo, e ainda concentram algumas das maiores cidades do planeta (BARBIER et al., 2011; LUIJENDIJK et al., 2018; SMALL; NICHOLLS, 2003). Apesar disso, estes ecossistemas estão entre os mais ameaçados pelos efeitos das alterações climáticas devido ao aumento do nível médio do mar e o aumento da frequência de eventos extremos, como cheias, tempestades ou secas (MASSON-DELMOTTE et al., 2021; STANSBY, 2013). A avaliação e mitigação dos potenciais impactos das alterações climáticas em estuários requer um conhecimento abrangente do sistema e da sua morfodinâmica. Para além disso, é importante reforçar que um conhecimento pormenorizado da evolução da morfologia de um estuário é extremamente importante para o planeamento do uso e ocupação do terreno, bem como a gestão dos seus recursos naturais.

Este trabalho centrou-se no estuário do rio Minho. Trabalhos anteriores demonstraram a importância deste rio no fornecimento de nutrientes a ecossistemas aquáticos próximos (DES et al., 2019; MENDES et al., 2016) e estudaram os efeitos das mudanças climáticas na hidrodinâmica da região (IGLESIAS et al., 2019b). Contudo, ainda são raros os trabalhos cujo foco seja a morfodinâmica deste sistema, que tem vindo a sofrer nos últimos anos, um assoreamento dominante (PORTELA, 2011).

Neste contexto, este trabalho simulou diferentes cenários morfodinâmicos no estuário do rio Minho considerando diferentes elevações do nível do mar, de forma a integrar os cenários definidos pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2014). Para isso, foi criado um modelo numérico do estuário do rio Minho baseado no software Delft3D. Este modelo foi calibrado utilizando a ferramenta OpenDA, que determina os valores de parâmetros do modelo de forma automática, procurando reduzir a diferença entre os resultados das simulações e os dados observados in situ.

2 Materiais e Métodos

2.1 Estuário do rio Minho

O rio Minho é um rio internacional cuja nascente se localiza na Serra de Meira, em Espanha, percorre cerca de 340 km até desaguar no Oceano Atlântico entre as cidades de A Guarda (Espanha) e Caminha (Portugal). A área da bacia hidrográfica do rio é de 17080 km2 e o caudal médio anual é de 400 m3/s (MENDES et al., 2016; RIO-BARJA; RODRÍGUEZ-LESTEGÁS, 1996).

Do ponto de vista geológico, o estuário do rio Minho (Figura 1) pode ser dividido a partir do cisalhamento Vigo-Régua, sendo que a oeste afloram terrenos intensamente metamorfizados por granitos e a leste afloram maciços granitóides ultrametamórficos (APA, 2001). O rio Minho é a principal fonte de água doce para os ecossistemas localizados a norte da embocadura do estuário, como a Ria de Vigo e a ria de Pontevedra (SOUSA et al., 2014).

Figura 1: Estuário do rio Minho. a) Localização b) Batimetria.

2.2 Modelo numérico

O modelo numérico do estuário do rio Minho foi criado utilizando o software Delft3D. A grelha numérica possui duas fronteiras abertas, sendo uma localizada na estação hidrométrica da Agência Portuguesa do Ambiente em Foz do Mouro e a outra no Oceano Atlântico. A geometria da grelha é curvilínea e a batimetria utilizada, com resolução de 2 m, foi medida em 2011 através de tecnologia LiDAR, tendo sido disponibilizada pela Direção-Geral do Território. Esta batimetria foi complementada com outros levantamentos localizados realizados no estuário.

A calibração do modelo foi realizada com auxílio do software OpenDA (GARCIA et al., 2015; THE OPENDA ASSOCIATION, 2016), que ajusta os valores dos parâmetros do modelo automaticamente, de forma a minimizar o erro entre resultados numéricos e dados observados em campo. O funcionamento desta ferramenta consiste em ciclos de simulação e determinação do erro do modelo. Em cada iteração, os valores dos parâmetros a serem calibrados são variados até o algoritmo encontrar a combinação de valores que resulta no menor erro possível. Neste trabalho, foram calibrados os constituintes harmónicos da maré M2 e S2 e o coeficiente de rugosidade de Manning, sendo que este último foi dividido em duas regiões (rio e oceano). Para a calibração utilizaram-se dados dos níveis de elevação em duas estações de observação localizadas em Tui e em Goian (Figura 1).

2.3 Cenários de simulação

Foram definidos dois conjuntos de cenários de simulação, o primeiro com o intuito de avaliar o impacto das alterações climáticas na hidrodinâmica e o segundo para avaliar a influência das alterações climáticas nas condições de transporte de sedimentos. Para isso foi necessário definir os valores de caudal e elevação que seriam impostos nas fronteiras do modelo, considerando diferentes períodos de retorno (PR).

Os valores de caudal foram definidos a partir da Lei de Gumbel (HIRABAYASHI et al., 2013; TUCCI, 1993), utilizando os caudais máximos anuais observados entre 1977 e 2008 na estação de monitorização localizada em Foz do Mouro, fronteira fluvial do modelo. Os valores de elevação do oceano foram definidos utilizando os resultados de Vousdoukas et al. (2017). Cada um dos cenários de alterações climáticas definidos pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2014) denominados RCPs (Representative Concentration Pathway), considera uma determinada concentração de gases de efeito estufa na atmosfera num determinado horizonte temporal. Para cada um destes cenários é prevista uma elevação do nível médio do mar. Vousdoukas et al. (2017), utilizando uma serie de modelos numéricos, regionalizou os resultados determinando os níveis de elevação para todas as áreas costeiras europeias com uma resolução de 0.25°. As simulações destes autores consideraram os RCPs 4.5 e 8.5 nos horizontes temporais de 2050 e de 2100. É importante referir que os níveis de elevação obtidos por Vousdoukas et al. (2017) incluem elevações que resultam de diferentes fenómenos para além da elevação do nível médio do mar, como a sobre-elevação de tempestade, as marés e a agitação marinha. Deste modo, os níveis extremos considerados no trabalho de Vousdoukas et al. (2017) serão indicativos do nível mais alto atingido para cada localização considerada. Para este estudo, os níveis de elevação foram extraídos para uma localização próxima da embocadura do estuário do rio Minho. Nas Tabela 1 e 2 apresentam-se os valores utilizados nas fronteiras abertas do modelo para cada um dos cenários considerados.

No cenário M01, deve-se destacar que foi utilizado um caudal referente ao percentil 85 de acordo com os dados observados disponíveis na estação de monitorização de Foz do Mouro. Este valor foi atribuído porque o caudal médio observado no rio não é o suficiente para transportar sedimentos em quantidades significativas. Visto que o transporte de sedimentos é proporcional à tensão tangencial na interface água-solo e que esta, por sua vez, é maior quanto maior for o caudal, o uso de um caudal médio como condição de fronteira implicaria em pouco ou até nenhum transporte de sedimentos (KANDOLF; PIÉGAY, 2003). Assim, optou-se por usar o valor de 541 m3/s de forma a simular situações favoráveis ao transporte de sedimentos. O diâmetro médio (D50) utilizado foi de 0.059 mm (BALSINHA et al., 2009).

Tabela 1: Condições de fronteira para simulações hidrodinâmicas.

Cenário	Caudal (m^3/s)	Período de retorno (anos)	Cenário Climático	Elevação do oceano (m)
S1_50	5365		Histórico	3.9
S2_50	5365		RCP 4.5 2050	4.1
S3_50	5365	50	RCP 4.5 2100	4.4
S4_50	5365		RCP 8.5 2050	4.2
S5_50	5365		RCP 8.5 2100	4.7
S1_100	6038		Histórico	4.0
S2_100	6038		RCP 4.5 2050	4.2
S3_100	6038	100	RCP 4.5 2100	4.5
S4_100	6038		RCP 8.5 2050	4.2
S5_100	6038		RCP 8.5 2100	4.8

Tabela 2: Condições de fronteira para simulações morfodinâmicas.

3 Resultados

Calibração do modelo

Os valores finais dos parâmetros do modelo, após a etapa de calibração realizada pelo OpenDA, são apresentados na Tabela 3. Destaca-se que houve uma diferença de 0.007 no valor do coeficiente de Manning entre as duas regiões em que foi divido o domínio. Isso mostra que, para alcançar resultados com menor erro e melhorar a eficiência do modelo, dividir o domínio em diferentes regiões associadas a distintos valores de rugosidade do fundo poderá ser uma estratégia adequada. Além disso, o OpenDA determina o valor eficaz, o viés e o desvio padrão em cada ponto de observação (Tabela 4).

Tabela 3: Valores dos parâmetros calibrados.

Parâmetro	M2 amplitude (m)	M2 ângulo de fase (graus)	S2 amplitude (m)	S2 ângulo de fase (graus)	Coeficiente de Manning no trecho fluvial	Coeficiente de Manning no oceano
Valor	0.557	73.953	0.169	118.549	0.019	0.026

Tabela 1: Resultados da calibração do modelo.

Ponto de observação	Valor eficaz	Valor eficaz médio	Viés	Viés médio	Desvio padrão (m)	Desvio padrão médio (m)
Tui	0.3385	0.2696	-0.1401	-0.0932	0.3085	0.2520
Goian	0.2007		-0.0462		0.1955	

A análise destes resultados demonstra que o modelo simula melhor os valores de níveis na região a jusante do estuário (Goian) do que a montante (Tui). Isso relaciona-se com a proximidade de Tui à fronteira fluvial do modelo, a qual pode ser uma fonte de incerteza do modelo, podendo resultar num maior erro neste local. O valor do viés indica que o modelo tende a subestimar os valores dos níveis de elevação quando comparados com os valores observados.

Cenários hidrodinâmicos

A Figura 2 apresenta o resultado da elevação da superfície livre ao longo de um perfil do estuário, entre Goian e a embocadura do rio, correspondendo a um desenvolvimento de 14 km, aproximadamente. A diferença na elevação obtida na embocadura do estuário entre cenários com caudais de diferentes PR (S1_50 e S1_100) é de cerca de 10 cm. Para as condições de fronteira que consideraram a elevação do RCP 8.5 em 2100, refletidas nos cenários S5_50 e S5_100, a diferença na elevação foi de 11cm. Nas localizações de montante, a diferença na elevação pode chegar até aos 38 cm.

Ao comparar cenários com o mesmo caudal, verifica-se que quanto maior a elevação do nível do mar, maior o nível de água nas regiões próximas da embocadura. Tanto para os cenários com PR de 50 anos S1_50 e S5_50, como para os cenários com PR de 100 anos S1_100 e S5_100, a maior diferença de elevação entre cenários é de 77 cm. Assim, o nível do mar apresenta uma grande influência nas regiões próximas da embocadura, mas o caudal é dominante a montante no estuário. Esta afirmação evidencia-se ao analisar o perfil do cenário S5_50, cuja elevação é superada por todos os cenários com período de retorno de 100 anos nas áreas mais elevadas do estuário, com exceção do cenário S1_100. A diferença na elevação entre os cenários S1_100 e S5_50 foi de 4 cm à montante do estuário. Ainda, até o quilómetro 9, este cenário resultou em níveis mais elevados do que todos os restantes cenários, com exceção do S5_100, cuja diferença da elevação na embocadura foi de 11 cm.

Em relação ao impacto do aumento do nível do mar nos diferentes cenários, verifica-se que, nos cenários de caudal associados a um PR de 50 anos, o aumento da elevação é maior nas áreas próximas da embocadura, enquanto nos cenários de caudal mais intenso, a elevação do nível do mar resultou em maiores níveis em locais a montante no estuário. Este facto deve-se provavelmente à redução da velocidade de escoamento ocasionada pela elevação do nível do mar, mas também pelo alargamento do estuário junto da embocadura. Para um mesmo caudal, quanto maior a elevação do nível do mar, menor é a energia disponível entre um ponto a montante do estuário e o mar, resultando em menores velocidades de corrente, e consequentemente maior tempo necessário para a propagação de uma cheia.

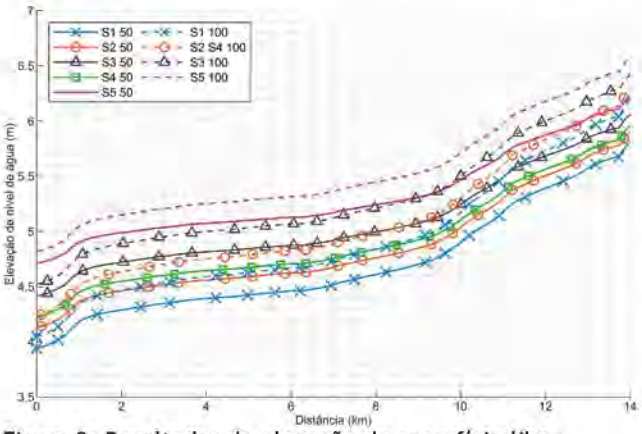


Figura 2: Resultados de elevação da superfície libre

Cenários morfodinâmicos

A Figura 3 apresenta os resultados obtidos para as simulações morfodinâmicas. Uma vez que os parâmetros relacionados com a morfodinâmica do modelo não foram calibrados devido à ausência de dados que pudessem dar suporte a este procedimento, optou-se por analisar estes resultados de forma qualitativa. Recorreu-se a um sistema de informação geográfica para processar os dados do modelo e quantificar as áreas onde houve erosão ou sedimentação. Foram contabilizadas as células cuja cota de fundo variou mais que 1 mm. É possível observar que o cenário M01 apresenta um transporte sedimentar reduzido. Isso deve-se provavelmente ao menor caudal considerado, o que resulta em tensões tangenciais no fundo insuficientes para transportar os sedimentos. Os restantes cenários permitem concluir que as cheias possuem uma importante função no transporte de sedimentos ao longo do estuário. Em todos os cenários foi possível um acréscimo no transporte em relação ao cenário M01.

A Figura 3b apresenta a percentagem de células do modelo onde houve erosão ou sedimentação, de forma a facilitar a análise dos resultados. Verifica-se uma tendência de acumulação de sedimentos em todos os cenários, o que mostra que a forma do estuário ainda não alcançou uma configuração de equilíbrio nas simulações realizadas.

Ao comparar cenários com o mesmo caudal, é possível verificar que quanto maior a elevação do nível do mar, menor o transporte de sedimentos, sendo que o cenário que

resultou em maior transporte (M04) possuía o menor nível do mar e o maior caudal. Isso permite concluir que o caudal e, consequentemente, a velocidade da corrente, é um fator importante no transporte de sedimentos no estuário do rio Minho.

4 Discussão

Após a análise dos resultados apresentados neste trabalho, evidencia-se a importância de métodos de calibração automáticos que possibilitam a criação de modelos numéricos mais eficientes, facilitando a tarefa de calibração. A etapa de calibração do modelo, que é essencial para garantir que os resultados de simulações sejam próximos dos valores observados, requer tempo e recursos computacionais que normalmente são limitados, principalmente se tais modelos apresentarem uma elevada resolução espacial. Ao automatizar esta tarefa com ferramentas como o OpenDA, além de reduzir possíveis erros durante a comparação dos resultados, torna-se possível calibrar vários parâmetros simultaneamente, otimizando os recursos durante esta etapa e alcançando modelos ligeiramente mais complexos e confiáveis.

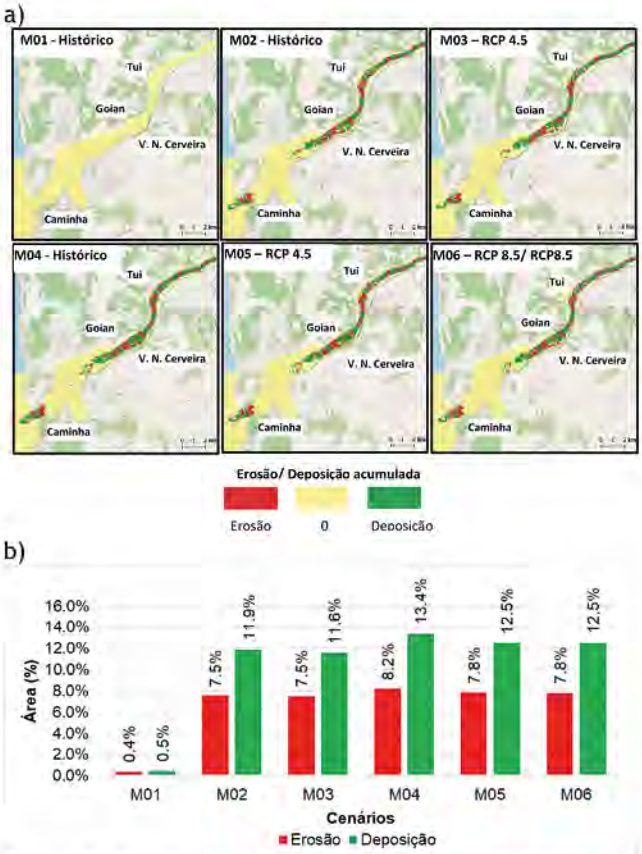


Figura 3: Resultados das simulações morfodinâmicas. a) Resultados ao longo do estuário. b) Ocorrência de erosão e deposição em cada cenário.

Em relação aos resultados das simulações hidrodinâmicas, evidencia-se que as mudanças climáticas devem aumentar a ocorrência de cheias na região. O estuário do rio Minho é dominado pelo nível do mar, mesmo durante a ocorrência de cheias (IGLESIAS et al., 2019a). Isso deve-se provavelmente à configuração do estuário e respetiva batimetria, que permite a propagação dos níveis do mar ao longo de todo o estuário. Por outro lado, o estuário desenvolve-se ao longo de um vale relativamente plano, que permite o escoamento de cheias com elevações moderadas da superfície livre.

No que se refere aos resultados morfodinâmicos, foi possível constatar a tendência de assoreamento no estuário, também identificada no plano da bacia hidrográfica do rio Minho (APA, 2001). No entanto, ressalta-se a limitação deste modelo, uma vez que não foi possível calibrar os parâmetros relacionados com a morfodinâmica, como a concentração de sedimentos nas fronteiras, por exemplo. Apesar disso, estes resultados podem servir de alerta para a importância deste tipo de informação em futuros estudos, que permitam quantificar e identificar as zonas mais críticas de acumulação e erosão ao longo do estuário.

5 Agradecimentos

Esta publicação foi apoiada por fundos nacionais através da FCT — Fundação para a Ciência e Tecnologia, no âmbito dos projetos estratégicos UIDB/04423/2020 e UIDP/04423/2020, e pelo projeto EsCo-Ensembles (PTDC/ECI-EGC/30877/2017), cofinanciado pelo NORTE2020, pelo Portugal 2020 e pela União Europeia através do FEDER, e pela FCT através de fundos nacionais. Willian Melo agradece o financiamento da bolsa de doutoramento do programa MIT-Portugal (SFRH/BD/151383/2021) cofinanciada pela FCT. Os autores agradecem ao Instituto Hidrográfico, à Agência Portuguesa do Ambiente, à Direção Geral o Território e à Confederación Hidrográfica Miño-Sil pelos dados fornecidos que foram utilizados neste trabalho.

REFERÊNCIAS

APA, A. P. DO A. Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Minho. [s.l: s.n.]. Disponível em: <http://www.apambiente.pt/_zdata/Politicas/Agua/PlaneamentoeGestao/PBH2001/Douro_RelatorioFinal.pdf>.

BALSINHA, M. J. et al. Textural composition of sediments from Minho and Douro estuaries (Portugal) and its relation with hydrodynamics. Journal of Coastal Research, n. SPEC. ISSUE 56, p. 1330-1334, 2009.

BARBIER, E. B. et al. The value of estuarine and coastal ecosystem services. Ecological Monographs, v. 81, n. 2, p. 169-193, maio 2011.

DES, M. et al. Hydrodynamics of river plume intrusion into an adjacent estuary: The Minho River and Ria de Vigo. Journal of Marine Systems, v. 189, n. May 2018, p. 87-97, 1 jan. 2019.

GARCIA, M. et al. Application of a three-dimensional hydrodynamic model for San Quintin Bay, B.C., Mexico. Validation and calibration using OpenDA. Journal of Computational and Applied Mathematics, v. 273, p. 428-437, 1 jan. 2015.

HIRABAYASHI, Y. et al. Global flood risk under climate change. Nature Climate Change, v. 3, n. 9, p. 816-821, 2013.

IGLESIAS, I. et al. Two Models Solutions for the Douro Estuary: Flood Risk Assessment and Breakwater Effects. Estuaries and Coasts, v. 42, n. 2, p. 348-364, 13 mar. 2019a.

IGLESIAS, I. et al. Modelling the Main Hydrodynamic Patterns in Shallow Water Estuaries: The Minho Case Water, v. 11, n. 5, p. 1040, 18 maio 2019b.

IPCC. Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [s.l: s.n.].

KANDOLF, G. M.; PIÉGAY, H. Tools in Fluvial Geomorphology. Second ed. [s.l.] Wiley Blackwell, 2003.

LUIJENDIJK, A. et al. The State of the World's Beaches. Scientific Reports, v. 8, n. 1, p. 1-11, 2018.

MASSON-DELMOTTE, V. et al. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_Full_Report.pdf>.

MENDES, R. et al. New insights into the Western Iberian Buoyant Plume: Interaction between the Douro and Minho River plumes under winter conditions. Progress in Oceanography, v. 141, p. 30-43, fev. 2016.

PORTELA, L. I. Evolução Morfológica, Hidrodinâmica e Dinâmica Sedimentar do Estuário do rio Minho3oSeminário sobre Gestão de Bacias Hidrográficas "Os Estuários, 2011.

RIO-BARJA, F. X.; RODRÍGUEZ-LESTEGÁS, F. Os ríos, in as augas de Galicia. Consello de Cultura, p. 178-180, 1996.

SMALL, C.; NICHOLLS, R.J. A global analysis of human settlement in coastal zones. Journal of Coastal Research, v.19, n.3, p. 584-599, 2003.

SOUSA, M. C. et al. Influence of the Minho River plume on the Rias Baixas (NW of the Iberian Peninsula). Journal of Marine Systems, v. 139, p. 248-260, 1 nov. 2014.

STANSBY, P. K. Coastal hydrodynamics - present and future. Journal of Hydraulic Research, v. 51, n. 4, p. 341-350, 2 ago. 2013.

THE OPENDA ASSOCIATION. OpenDA User Documentation. Disponível em: <https://www.openda.org/docu/openda_2.4/doc/OpenDA_documentation.pdf>. Acesso em: 16 jan. 2020.

TUCCI, C. E. M. Hidrologia Ciência e Aplicação. Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1993.

VOUSDOUKAS, M. I. et al. Extreme sea levels on the rise along Europe's coasts. Earth's Future, v. 5, n. 3, p. 304-323, mar. 2017.

Conference Paper from the X Iberian Symposium on the Hydrographic Minho River Basin
("X Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho")

e-ISSN: 2595-5527
Special Issue, p. 07-16, 2021
Doi: 10.32435/envsmoke/xibesymp.2

INVENTORY AND CHARACTERIZATION OF EROSIVE FORMS IN THE BARBANTIÑO RIVER (MIÑO BASIN, GALICIA, NW PENÍNSULA IBÉRICA)

INVENTARIO Y CARACTERIZACIÓN DE FORMAS EROSIVAS EN EL RÍO BARBANTIÑO (CUENCA DEL MIÑO, GALICIA, NW PENÍNSULA IBÉRICA)

Elena de Uña-Álvarez[1], Miguel Ángel Álvarez-Vázquez[2], Maria Luz Rodríguez-Blanco[3], Alexandra Maria Ramírez-Pérez[4]

[1]Licenciada en Geografía, Doctora en Geografía Física. Área de Geografía Física, Grupo GEAAT, Campus de Ourense, Universidade de Vigo. e-mail: edeuna@uvigo.es

[2]Licenciado en Ciencias Ambientales, Doctor en Ciencias Ambientales. Área de Geografía Física, Grupo GEAAT, Campus de Ourense, Universidade de Vigo. e-mail: mianalva@uvigo.es

[3]Licenciada en Biología, Doctora en Biología. Área de Geografía Física, Grupo GEAAT, Campus de Ourense, Universidade de Vigo. e-mail: maria.luz.rodriguez.blanco@uvigo.es

[4]Licenciada en Ciencias Ambientales, Doctora en Ciencias Ambientales. Área de Geografía Física, Grupo GEAAT, Campus de Ourense, Universidade de Vigo. e-mail: alexandra@uvigo.es

Abstract

The existence of forms sculpted by fluvial erosion is frequent in Bedrock Rivers. Since 1999, the Area of Physical Geography of the University of Vigo (Ourense Campus) has been conducting research on these rock cavities in various reaches of the middle Miño River. The exploratory study that is presented corresponds to the case of a section upstream of the Barbantiño river waterfall (Ourense, Galicia). Carried out within the framework of a research line with the objectives of inventorying, characterizing, interpreting and evaluating the erosive forms in the rocky channels of the Miño River and its tributaries, the employed methodology included phases of field work, creation of a database, and statistical analysis. From the records in the sampled sectors of the Barbantiño River, an inventory was made with 60 erosive forms, considering quantitative variables (measurements of length, width, depth) and qualitative variables (morphology of the bottom, state of the walls, and presence of deposits). The preliminary results of the exploratory analysis provide new information on the sculpted forms in bedrock, allowing comparison with previous studies. The erosive forms of the studied section are characterized by great variability in their depth (between 2 cm and 2.7 m), length (between 7 cm and 2.5 m) and width (between 4 cm and 2 m); the strong correlation between surface and bottom dimensions (Spearman's r> 0.85); and the coexistence of cavities in an incipient state, furrows and potholes. These results contribute to the advancement of knowledge of a natural legacy that is part of the geodiversity of the Miño River basin, with a complex of values associated with its condition of geomorphological heritage.

Keywords: Bedrock River. Pothole. Furrow. Heritage. Iberian Massif. Barbantiño River. Galicia.

Resumen

La existencia de formas esculpidas por la erosión fluvial es frecuente en los ríos sobre roca. Desde el año 1999, el Área de Geografía Física de la Universidad de Vigo (Campus de Ourense) desarrolla la investigación sobre estas cavidades rocosas en diversos tramos del Miño medio. El estudio exploratorio que se presenta corresponde al caso de un tramo aguas arriba de la cascada del río Barbantiño (Ourense, Galicia). Realizado en el marco de una línea de investigación con los objetivos de inventariar, caracterizar, interpretar y valorar las formas erosivas en los cauces rocosos del río Miño y sus afluentes, la metodología seguida incluyó fases de trabajo de campo, creación de base de datos, y análisis estadístico. A partir de los registros en los sectores muestreados del río Barbantiño, se elaboró un inventario con 60 formas erosivas, considerando variables cuantitativas (medidas de longitud, anchura, profundidad) y variables cualitativas (morfología del fondo, estado de las paredes, presencia de depósitos). Los resultados preliminares del análisis exploratorio aportan nueva información sobre las formas esculpidas en ríos sobre roca, posibilitando la comparación con los estudios previos.

Las formas erosivas del tramo estudiado se caracterizan por la gran variabilidad en su profundidad (entre 2 cm y 2,7 m), longitud (entre 7 cm y 2,5 m) y anchura (entre 4 cm y 2 m); la fuerte correlación entre las dimensiones de superficie y fondo (r de Spearman >0.85); y la coexistencia de cavidades en estado incipiente, surcos y marmitas. Estos resultados contribuyen al avance del conocimiento de un legado natural que forma parte de la geodiversidad de la cuenca del río Miño, con un complejo de valores asociados a su condición de patrimonio geomorfológico.

Palabras clave: Río sobre roca. Marmita. Surco. Patrimonio. Macizo Ibérico. Río Barbantiño. Galicia.

Submitted on: 15 Nov. 2021
Accepted on: 17 Dec. 2021
Published on: 31 Dec. 2021

© Copyright 2021

1 Introducción

La presencia de marmitas fluviales (potholes), surcos (furrows) y gubiazos (scallops) es frecuente en los ríos sobre roca. Estas formas esculpidas por la erosión fluvial constituyen un legado geomorfológico de gran interés ya que guardan la memoria de los procesos de incisión vertical y lateral en los cauces rocosos. La importancia de la función informativa del patrimonio geomorfológico respecto al pasado fue definida explícitamente en la Declaración Internacional sobre los Derechos de la Memoria de la Tierra (1991), redactada durante el Primer Simposio Internacional sobre Protección del Patrimonio Geológico. Una década más tarde, la relevancia de su consideración en las iniciativas de desarrollo fue señalada por la Carta de la Tierra (2000), resultado de un movimiento internacional para impulsar la sostenibilidad ambiental. Desde el comienzo del siglo XXI, una serie de declaraciones institucionales inciden en la necesidad de proteger y salvaguardar la diversidad geomorfológica.

Reconociendo que procesos y formas son una parte esencial del patrimonio europeo, el Consejo de Ministros de la Unión Europea (COUNCIL OF EUROPE, 2004) recomendó promover su conservación y protección para las generaciones presentes y futuras en el marco de la planificación del desarrollo socioeconómico. En el mismo sentido, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza manifestó la importancia de fomentar la visibilidad y la sensibilidad respecto a la diversidad geomorfológica; en las resoluciones adoptadas durante su IV Congreso Internacional (IUCN, 2008) apuntó la necesidad de salvaguardar su conjunto de valores (estéticos, científicos, paisajísticos, culturales, económicos) para promover el conocimiento y lograr una gestión apropiada en diferentes escalas espacio-temporales. Los beneficios de estas acciones para la población en la dimensión local, nacional e internacional (referidos especialmente a su valor para la educación, la cultura y el soporte de los ecosistemas) fueron recogidos en la Declaración de Reykjavik (2015), aprobada en el VIII Simposio Internacional ProGEO; en ella se manifiesta que la realización de inventarios y su caracterización es fundamental para identificar lugares de interés científico, educativo, cultural y socioeconómico. En el horizonte de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible (BRILHA; GRAY; PEREIRA; PEREIRA, 2018) se enfatiza la consideración del importante papel de los elementos abióticos de la naturaleza, incluyendo los geomorfológicos, en las estrategias destinadas a la mejora de las condiciones vitales de las comunidades humanas.

La investigación de los componentes geomorfológicos como elementos patrimoniales se encuentra fundamentada en su relevancia para el entendimiento de la historia de la Tierra (GRAY, 2013) y en su valor para la sociedad (CROFTS, 2018; GORDON, 2018; GRAY, 2019). Desde esta perspectiva, la elaboración de un inventario de las formas esculpidas por la erosión fluvial parte de su definición como elementos representativos del patrimonio natural, considerando que su caracterización, clasificación y análisis generan información significativa tanto para conservar y proteger el patrimonio geomorfológico como para fomentar sus usos sostenibles (SHARPLES, 1993; GRANDGIRARD, 1997). El conjunto de las formas erosivas identificadas en los ríos sobre roca, conectadas a otros bienes naturales o culturales, define lugares de interés geomorfológico, también denominados geomorfositios (PANIZZA, 2001; REYNARD, 2005) o sitios de la geodiversidad (BRILHA, 2016) con propiedades específicas de carácter dinámico, escénico y sociocultural (ORTEGA; DURÁN, 2010; CORATZA; HOBLÉA, 2018). En ellos, la diversidad de las formas erosivas refleja la dinámica fluvial a lo largo de varios cientos o miles de años (TINKLER; WOHL, 1998) en respuesta a los cambios tectónicos y climáticos (WHIPPLE; DIBIASE; CROSBY, 2013). Los estudios acerca de la génesis de estos bienes geomorfológicos destacan la importancia de las variaciones del nivel de base y de las rupturas de pendiente en el perfil longitudinal de los ríos (GOODE; WOHL, 2010) así como del sistema de fracturas o diaclasas en la roca (ORTEGA; GÓMEZ-HERAS; PÉREZ-LÓPEZ; WOHL, 2014; SCOTT; WOHL, 2019). Además, revelan el papel decisivo de los mecanismos de retroalimentación ligados a la formación de vórtices de turbulencia y los diferentes procesos de erosión fluvial (WHIPPLE; HANCOCK; ANDERSON, 2000). La evolución de las formas erosivas en ambiente exógeno está determinada por el aumento de sus dimensiones (SPRINGER; TOOTH; WOHL, 2006; PELLETIER; SWEENEY; ROERING; FINNEGAN, 2015; DHALI, 2019) con procesos de coalescencia y/o colapso que suponen cambios en la configuración de sus planos de apertura y de su perfil transversal. La creación de bases de datos con registros dimensionales y morfológicos para analizar las formas erosivas fluviales representa un procedimiento fundamental para definir su valor, que precede a las acciones destinadas a impulsar su conocimiento y aprecio público debido a su interés como bienes de la geodiversidad (MIGOŃ, 2021; BRILHA; GRAY; MATTHEWS; ZWOLIŃSKI, 2021).

Desde el año 1999, el área de Geografía Física en el Campus de Ourense (Universidade de Vigo) desarrolla una línea de investigación centrada en el inventario, evaluación e interpretación de las formas erosivas fluviales en varios tramos de la red de drenaje del río Miño. El planteamiento de esta línea está dirigido hacia el avance de su conocimiento, valoración e integración como bienes patrimoniales y geo-recursos en la protección y dinamización del territorio interior de Galicia. Los estudios realizados en este marco han valorado la diversidad de las formas erosivas fluviales, sus patrones evolutivos, su potencial educativo y su interés como geo-recursos territoriales tanto en el entorno de la ciudad de

Ourense considerando el tramo urbano del río Miño (DE UÑA-ÁLVAREZ; ÁLVAREZ-VÁZQUEZ; RODRÍGUEZ MARTÍNEZ-CONDE, 2014; ÁLVAREZ-VAZQUEZ; DE UÑA-ÁLVAREZ, 2015; DE UÑA-ÁLVAREZ; ÁLVAREZ-VÁZQUEZ, 2016; ÁLVAREZ-VAZQUEZ; DE UÑA-ÁLVAREZ, 2017a; ÁLVAREZ-VAZQUEZ; DE UÑA-ÁLVAREZ, 2017b) como en el tramo medio de su afluente, el río Loña, aguas arriba del embalse de Cachamuiña (DE UÑA-ÁLVAREZ; VIDAL ROMANÍ; RODRÍGUEZ MARTÍNEZ-CONDE, 2009; DE UÑA-ÁLVAREZ; ÁLVAREZ-VÁZQUEZ; PREGO, 2018; ÁLVAREZ-VÁZQUEZ; DE UÑA-ÁLVAREZ, 2021). El estudio de las formas erosivas en el río Barbantiño continúa esa línea, aportando nuevos datos para la comprensión del carácter de las formas y generando referencias para su posterior evaluación en el ámbito del patrimonio geomorfológico local. En consecuencia, los objetivos que fundamentan el estudio son: (i) identificar e inventariar las formas de erosión fluvial en tramos de ríos sobre roca; (ii) caracterizar e interpretar estas formas para contribuir a definir su valor como patrimonio geomorfológico; y (iii) obtener información y resultados de referencia para el desarrollo de futuras investigaciones.

2 Material y Métodos

Área de estudio

El río Barbantiño, afluente del río Miño en Galicia, nace en las estribaciones de los Montes de Orbán (600 m s.n.m., municipio de Vilamarín, provincia de Ourense). Desde su nacimiento sigue una dirección general NNE-SSW hasta confluir con el río Miño en la localidad de Santa Cruz de Arrabaldo (100 m s.n.m.) al oeste de la ciudad de Ourense. El sustrato rocoso de su cuenca corresponde a granitos de dos micas moderadamente leucocráticos, de grano medio-grueso (IGME, 1989). El Barbantiño es un pequeño río de tipo cántabro-atlántico silíceo (longitud de 22,6 km) y drena una cuenca con 175,28 km2 de extensión superficial (CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA MIÑO-SIL, 2021). Una vez recogidas las aguas de cabecera, discurre por un replano topográfico con altitud media de 400 m s.n.m. y antes de confluir con el río Formigueiro, su tributario de mayor importancia, fluye a través de un valle muy encajado con un notable incremento de la incisión vertical (Figura 1). En este sector se localiza la Cascada del Barbantiño (en lengua gallega, Fervenza do Barbantiño), salvando 15 m de desnivel; aguas arriba de la cascada destaca la presencia de un conjunto de formas erosivas fluviales.

Figura 1. Área de estudio: a) Localización en la Demarcación Hidrográfica Miño-Sil; b) Vista del sector aguas arriba de la cascada; c) Imagen de la cascada y situación en el Camino Natural del río Barbantiño. (Fuentes: Confederación Hidrográfica Miño-Sil, Programa Nacional de Caminos Naturales de España. Fotografías: E. De Uña-Álvarez).

La cascada es uno de los hitos del Camino Natural del río Barbantiño, integrado en la Red de Caminos Naturales de España (código Noroeste 16; Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación). La promoción de este camino, dentro de un programa nacional que fomenta los usos deportivos, culturales y educativos para impulsar el conocimiento de la naturaleza y el desarrollo rural, detalla la presencia de un conjunto de bienes patrimoniales. Junto con la cascada, la explicación del recorrido a través de un sendero que bordea el río (10 km) señala el elevado grado de interés de los bienes naturales: los pequeños manantiales de aguas minero-medicinales, los bosques de ribera -con alisos (Alnus glutinosa), fresnos (Fraxinus sp.), chopos (Populus sp.), sauces (Salix sp.) y helechos (Osmunda regalis)- y las formaciones arbóreas de robles (Quercus robur, Quercus pyrenaica) o pinos (Pinus pinaster); también indica la presencia, con alto grado de interés, de los bienes culturales: las infraestructuras hidráulicas tradicionales como los molinos, los caneiros (diques artesanales de piedra para estancar y desviar el agua), los puentes o los espacios recreativos. Por lo que respecta a las formas erosivas fluviales, particularmente desarrolladas aguas arriba de la cascada y en el frente del salto de agua, son pobremente definidas como "rocas graníticas esmaltadas por el agua" en la promoción del camino natural.

El área de estudio está delimitada en el contexto de importancia internacional Red fluvial y Relieves del Macizo Ibérico, reconocido por el Proyecto Global Geosites, que desarrolla desde 1995 la Unión Internacional de Ciencias Geológicas y la UNESCO, tutelado en España

por el Instituto Geológico y Minero (CARCAVILLA; PALACIO, 2019). Dentro de las categorías contempladas para identificar los Lugares de Interés Geomorfológico en Galicia, la cascada del Barbantiño pertenece al grupo de las Cascadas de los afluentes del río Miño (RAMIL REGO, 2012); y actualmente está incluida en el registro de cascadas con protección especial (código 1110100237) de la Demarcación Hidrográfica Miño-Sil en Galicia.

Metodología

El primer reconocimiento de las formas erosivas in situ tuvo lugar durante el verano de 1996. En febrero de 2002 se realizó el segundo reconocimiento del área, con un muestreo exploratorio. Posteriormente, se avanzó en el diseño del estudio y la recogida de información tanto del ámbito temático como del caso específico del río Barbantiño; en este marco se configuró la planificación del muestreo definitivo de las formas erosivas. El trabajo de campo se realizó en dos fases (2011-2012 y 2014-2016), cumplimentando los registros de 60 formas erosivas mediante un muestreo lineal en los márgenes y el centro del cauce rocoso. El protocolo de registro incluyó variables cuantitativas y cualitativas. Además de la posición de las formas en el cauce, se registraron las siguientes medidas (en cm): ejes de su plano de apertura en superficie (S) y fondo (F), correspondiendo la longitud al eje mayor (S1, F1) y la anchura al eje menor (S2, F2) respectivamente; y profundidad máxima en el eje vertical (P). Otras variables como la relación con el sistema de diaclasas; la morfología del fondo (plano, cóncavo, o compuesto); el tipo de contorno (regular, irregular, o lobulado); el estado de las paredes (lisas, rebajadas, o sobre-excavadas); y la presencia de depósitos (cantos, gravas, o arenas) se registraron utilizando categorías nominales.

Una vez creada la base de datos con el programa Statgraphics Centurion 18-X64, se elaboró un análisis estadístico exploratorio de los registros cuantitativos. A partir del examen de la distribución de los datos fueron seleccionadas las técnicas adecuadas para su tratamiento. Los índices morfométricos de compacidad (IC) se obtuvieron utilizando los datos de apertura en superficie (ICS = S1/S2) y fondo (ICF = F1/F2). El análisis de los estadísticos de la muestra y de las correlaciones estadísticamente significativas (p-valor <0.05) avanzó la diferenciación de grupos de formas. Con los resultados del análisis estadístico y el análisis de la información cualitativa, se realizó la caracterización de las formas erosivas inventariadas. Las formas desarrolladas en el centro del salto de agua (con profundidades >5 m) no pudieron ser registradas según el protocolo expuesto debido a las dificultades de accesibilidad.

3 Resultados y discusión

Descripción morfológica

Las formas erosivas identificadas e inventariadas en el área de estudio presentan gran diversidad morfológica (Figura 2). Su distribución en las superficies rocosas está relacionada con el sistema de discontinuidades, que dirige la orientación del eje mayor de apertura y el desarrollo del ahondamiento en las cavidades.

En los márgenes del cauce, aguas arriba de la cascada (200-210 m s.n.m.), se encuentran formas con perfiles simétricos y fondos planos o cóncavos. Las medidas de S1 y S2 oscilan entre 19-43 cm y las de F1 y F2 entre 5-29 cm, siendo el registro más elevado para P de 25 cm. Existen casos de formas coalescentes, de contornos lobulados, con medidas de apertura superficial en el intervalo de 68-120 cm y registros de P que varían entre 20-27 cm. En el mismo sector, en el centro del cauce, las formas erosivas parcial o totalmente sumergidas poseen perfiles asimétricos, con paredes sobre-excavadas (hasta cuatro niveles de excavación en su interior), fondos compuestos y bordes rebajados. Están conectadas entre sí, con cantos que colmatan su fondo. Para las formas parcialmente sumergidas, que carecen de una de las paredes; las medidas de S1 y S2 varían entre 40-90 cm, las de F1 y F2 varían entre 28-90 cm; y las de P, entre 40-86 cm. Para las formas totalmente sumergidas las medidas de apertura en el fondo (F1 y F2, 120-130 cm) siempre superan las de apertura en superficie (S1 y S2, 109-120 cm); y las de P se encuentran entre 97 y 130 cm.

Antes del salto de la cascada (190-200 m s.n.m.), las formas con planta en herradura, paredes lisas y fondos cóncavos con arenas, configuran un canal de circulación secundario, son frecuentes en el margen del cauce; el registro más elevado de apertura superficial es de 40 cm para S1 y de 20 cm para S2, y el valor para P no supera habitualmente los 10 cm. La forma con mayor desarrollo entre estos casos, con depósitos de cantos en su fondo, posee 25 cm de profundidad máxima. En el centro del cauce se encuentran formas de pequeñas dimensiones y fondo plano (medidas de los ejes de apertura entre 11 y 47 cm), con medidas para P siempre <10 cm, localizadas en la superficie superior de los bloques. Además, existen formas similares a las ya mencionadas, parcialmente sumergidas, siendo el valor máximo de P de 60 cm.

Figura 2. Diversidad morfológica de las formas erosivas en el río Barbantiño: a) sector superior aguas arriba de la cascada; en el mismo sector, b) marmita incipiente en los márgenes del cauce, c) pequeña marmita que evoluciona siguiendo el sistema de diaclasas, d) marmitas parcialmente sumergidas en el centro del cauce con bordes rebajados; e) formas con planta en herradura y formas incipientes en el margen del cauce, f) marmitas en el centro del cauce y g) alineación de surcos antes del salto de la cascada; h) marmitas con dimensiones >5 m en el salto de la cascada. (Fotografías: E. De Uña-Álvarez).

Las formas erosivas de mayor dimensión están desarrolladas en el borde del salto de la cascada (190 m s.n.m.). Presentan paredes pulidas (lisas), en las que se observan marcas de varios niveles de agua. Los contornos del plano de apertura son irregulares. Los fondos son compuestos, con depósitos de cantos, y los perfiles asimétricos están sobre-excavados (hasta seis niveles de excavación en su interior). Las medidas de S1 y S2 oscilan entre 1.50 m y 2.70 m; las de F1 y F2, entre 90 cm y 2 m; y las de P, entre 1.20 m y 2.70 m.

Las propiedades de las formas y el rango dimensional de los registros cuantitativos (Figura 3) indican la coexistencia de diversos tipos de cavidades generadas por la erosión fluvial. Siguiendo la tipología morfológica general en los sistemas fluviales (RICHARDSON; CARLING, 2005) en la meso-macro escala espacial, en los márgenes del cauce están presentes los gubiazos (scallops, flutes) relacionados con marcas de percusión (formas con plano de apertura en herradura), los surcos (furrows) de contornos rectos o sinuosos (formas con plano de apertura elíptica) siguiendo las diaclasas, y los canales sinuosos (runnels) que conectan los puntos más bajos de la roca excavada y diversifican los flujos hídricos entre los resaltes rocosos, reteniendo gravas y arenas. Las marmitas fluviales, en diverso estado de desarrollo, se identifican en los márgenes y el centro del cauce.

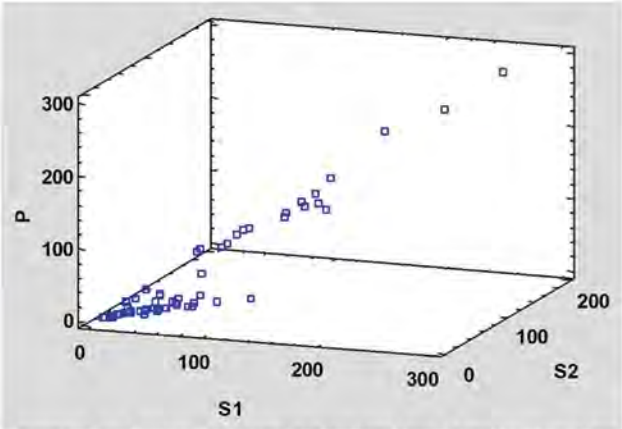


Figura 3. Rango dimensional de las formas erosivas inventariadas en el río Barbantiño (valores en cm). S1, valores del eje mayor de apertura en superficie. S2, valores del eje menor de apertura en superficie. P, valores de la profundidad máxima vertical. (Elaboración propia).

Análisis estadístico

Los estadísticos descriptivos de centralidad y de dispersión de la muestra (Tabla 1) reflejan la variabilidad de las dimensiones en las formas inventariadas. Los valores estandarizados del sesgo y la curtosis o apuntamiento están fuera del intervalo -2/+2, indicando que la distribución de las medidas (excepto para la curtosis de F1) está muy alejada de la normalidad. En consecuencia, con la finalidad de obtener resultados significativos, es aconsejable utilizar para el análisis los estadísticos robustos (Tabla 2). Los estadísticos de posición (percentiles) en la muestra de formas inventariadas aportan información relevante sobre su estado de desarrollo.

Tabla 1. Estadísticos descriptivos de la muestra (n=60) *

Estadísticos descriptivos	P	S1	S2	F1	F2
Mínimo Máximo Rango	2 270 268	7 250 243	4 200 196	5 190 185	2 180 178
Media Desviación estándar	46,15 61,55	64,68 52,06	46,76 43,99	55,21 45,99	38,30 39,40
Sesgo estandarizado Curtosis estandarizada	5,57 4,59	4,53 3,43	5,36 4,16	3,37 0,54	4,98 3,25

*Valores en cm de los registros de las formas erosivas. Eje mayor y menor de apertura: S1 y S2, en superficie; F1 y F2, en fondo. P, profundidad máxima del eje vertical.

Tabla 2. Estadísticos robustos de la muestra (n=60) *

Estadísticos robustos	P	S1	S2	F1	F2
Percentil 10	2	14	10	10	7
Percentil 25 (Cuartil 1)	4	22	20	20	12
Percentil 50 (Mediana)	17	47	28	40	20
Percentil 75 (Cuartil 3)	82	87	61	82	60
Percentil 90	124	137	110	130	100

*Valores en cm de los registros de las formas erosivas. Eje mayor y menor de apertura: S1 y S2, en superficie; F1 y F2, en fondo. P, profundidad máxima del eje vertical.

Los valores de las medianas expresan las medidas de centralidad de los registros, siempre <50 cm; la mayor dispersión central de los valores respecto a la mediana (desviación intercuartílica) resulta para P (78 cm), seguida por la obtenida para S1 y F1 (65 cm y 62 cm respectivamente), siendo mucho menor para S2 y F2 (41 cm y 48 cm respectivamente). Los valores del percentil 10 (≤14 cm) representan las dimensiones máximas de las formas erosivas con menor grado de desarrollo, en un estado inicial de crecimiento. Los valores del percentil 90 (≥1 m) representan las dimensiones mínimas de las formas erosivas con mayor grado de desarrollo, en un estado avanzado y/o estacionario de crecimiento, duplicando los resultados de las medianas. La diversidad morfológica de la muestra y su variabilidad dimensional (Figura 4) también se confirma por la existencia, en todos los registros, de valores alejados de la mediana.

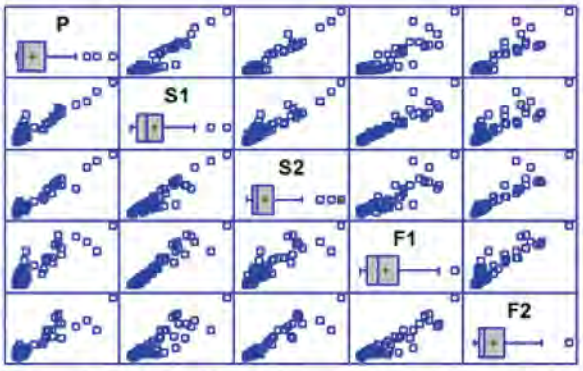


Figura 4. Distribución de los valores y diagramas de caja para los registros de apertura y de profundidad de las formas erosivas inventariadas. Eje mayor y menor de apertura: S1 y S2, en superficie; F1 y F2, en fondo. P, profundidad máxima del eje vertical. (Elaboración propia).

Los resultados obtenidos para el ICS (mediana = 1,29) y el ICF (mediana = 1,25) indican que la geometría de los planos de apertura superficial con mayor frecuencia es circular y ovalada; los planos de apertura elipsoidales (en el 10% de los casos muy alargados) son minoritarios en la muestra (Figura 5). En las formas erosivas con menor grado de desarrollo la geometría de los planos de apertura, tanto en superficie como en el fondo, es de tipo circular (para ICS e ICF, equivalente a 1,00).

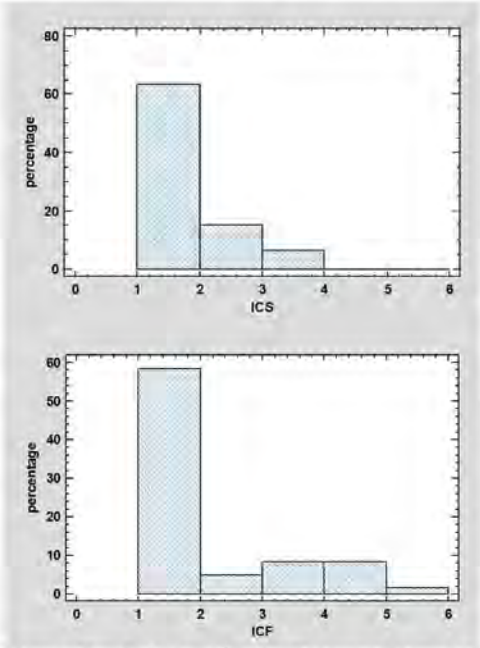


Figura 5. Distribución de frecuencias relativas para los resultados de ICS (S1/S2) y de ICF (F1/F2) en las formas erosivas del río Barbantiño (Elaboración propia).

Los resultados de las correlaciones por rangos (Spearman, p-valor <0,05), menos sensibles a la presencia de valores alejados y/o muy alejados de los promedios en una muestra, indican correlaciones estadísticamente significativas (elevada asociación positiva) entre los siguientes datos de las medidas de las formas (Tabla 3): S1 con F1, S2 con F2, S1 con S2, y P con S1. El proceso de crecimiento en las formas erosivas del Barbantiño está regulado, por tanto, mediante una dinámica de retroalimentación positiva (y auto-replicación) entre los planos de apertura de superficie y fondo al mismo tiempo que progresan los procesos de ahondamiento.

Tabla 3. Matriz de correlaciones por rangos (Spearman, p-valor <0,05)

	P	S1	S2	F1	F2
P		0,902	0,833	0,854	0,723
S1	0,902		0,898	0,971	0,779
S2	0,833	0,898		0,888	0,910
F1	0,854	0,971	0,888		0,826
F2	0,723	0,779	0,910	0,826	

Eje mayor y menor de apertura: S1 y S2, en superficie; F1 y F2, en fondo. P, profundidad máxima del eje vertical.

El sentido y el grado de asociación que muestran las correlaciones obtenidas es similar al de los resultados de

estudios previos realizados en tramos del río Miño y del río Loña, revelando que la profundidad máxima (coeficientes >0.8 con S1, S2 y F1) y de los índices morfométricos de apertura son variables clave en la caracterización de las formas erosivas.

Clasificación de las Formas

Considerando las relaciones dimensionales diferenciadas en las formas erosivas inventariadas (Tabla 4) en el cauce rocoso del río Barbantiño existen marmitas fluviales en estado de crecimiento junto con surcos o gubiazos (S1=S2>P, S1>S2>P), y marmitas fluviales en diverso estado de desarrollo. En el último grupo de casos mencionados (S1>P>S2, S1=P>S2, P>S1≥S2) el incremento de la profundidad de las cavidades (con valores máximos de 86 cm, 120 cm y 270 cm respectivamente) se acompaña de la pérdida de circularidad y simetría en los planos de apertura de superficie y de fondo, al tiempo que tiene lugar el rebajamiento de las paredes. En la muestra de formas, por tanto, se identifican a partir de estos criterios cavidades relacionadas con procesos erosivos estables o migrantes que generan coalescencias y rupturas de simetría representativas de la dinámica de los ríos sobre roca (e.g. ALEXANDER, 1932; IVES, 1948; TSCHANG, 1964). De particular importancia resulta la diferenciación de las marmitas fluviales que presentan valores críticos en sus relaciones dimensionales (LORENC; MUÑOZ BARCO; SAAVEDRA ALONSO, 1994 y 1995) cuando su profundidad equipara o supera el valor de los ejes de apertura, indicando un estado avanzado de crecimiento que implica secuencias erosivas antiguas en el cauce rocoso.

Tabla 4. Relaciones dimensionales en las formas inventariadas

Relación dimensional	Número de casos	Mediana ICS	Mediana ICF	Mediana P
S1=S2>P	17	1.1	1.0	3
S1>S2>P	22	2.3	2.9	12
S1>P>S2	8	1.3	1.6	83
S1=P>S2	3	1.5	1.3	83
P>S1≥S2	10	2.0	1.3	170

Eje mayor y menor de apertura: S1 y S2, en superficie. ICS (S1/S2), ICF (F1/F2). P, profundidad máxima del eje vertical.

En función de las variables analizadas y los resultados del análisis estadístico, el estado de las formas inventariadas en el río Barbantiño permite caracterizar tres grupos principales asociados a procesos erosivos en ríos sobre roca. Los resultados diferencian formas de desarrollo incipiente (grupo AR), surcos y gubiazos (grupo B) y marmitas fluviales evolucionadas (grupo A). El grupo A incluye marmitas que reflejan los procesos de erosión vertical desde la superficie y de erosión lateral en el fondo, formas muy excavadas, asimétricas, con valores de P que superan 80 cm; el grupo B corresponde a formas muy alargadas (gubiazos y surcos) mientras que el grupo AR comprende formas incipientes en estado inicial de crecimiento. En consecuencia, los procesos erosivos son activos en la actualidad si bien cabe señalar la existencia de formas heredadas, con alto valor patrimonial por lo que respecta al legado de la erosión fluvial.

Tal como demuestran los resultados del análisis morfológico y estadístico, acompañando el incremento del ahondamiento de las cavidades, en las secuencias iniciales de desarrollo de las marmitas los planos de apertura son redondeados y en las secuencias más avanzadas poseen una geometría elíptica. La variable P constituye el geo-indicador principal de su relación con las secuencias de incisión fluvial (Tabla 5), presentando diversas configuraciones que reflejan dinámicas de coalescencia, truncado y/o colapso como se ha observado en ríos sobre roca en Galicia (ÁLVAREZ-VÁZQUEZ; DE UÑA-ÁLVAREZ, 2017a) y otros ríos sobre roca de la Península Ibérica (NEMEC; LORENC; SAAVEDRA ALONSO, 1982; ORTEGA; GÓMEZ-HERAS; PÉREZ-LÓPEZ; WOHL, 2014; ORTEGA-BECERRIL; GÓMEZ-HERAS; FORT.; WOHL, 2017).

Tabla 5. Caracterización de las formas inventariadas

Grupo	n	% casos	Máximo ICS	Intervalo P
Río Barbantiño				
AR	15	28	1.1	2-11
B	19	37	4.0	2-27
A	26	35	1.2	12-270
*Río Miño**				
AR	23	11	1.1	2-17
B	134	62	5.0	2-28
A	59	27	1.4	16-240

Valores en cm, para n=número de casos. Intervalos de ICS (S1/S2), y de P, profundidad máxima del eje vertical. Datos de *Álvarez-Vázquez y De Uña-Álvarez, 2017a.

En la cuenca media del río Loña (DE UÑA-ÁLVAREZ; VIDAL-ROMANÍ; RODRÍGUEZ MARTÍNEZ-CONDE, 2009; ÁLVAREZ-VÁZQUEZ; DE UÑA-ÁLVAREZ, 2021) antes de entrar en el tramo urbano del río Miño en Ourense, también están presentes estas categorías de formas erosivas, si bien con mayor rango dimensional. Utilizando como valores de referencia los estadísticos robustos obtenidos para los registros de P en el río Barbantiño y para diversas muestras inventariadas en la cuenca del río Miño (Tabla 6), pueden distinguirse, además, secuencias de estado para formas erosivas con diverso grado de evolución. Las marmitas fluviales con mayor grado de desarrollo (evolucionadas y muy evolucionadas) representan el principal legado del patrimonio geomorfológico en el río Barbantiño.

Tabla 6. Umbrales de estado en las formas erosivas (variable P en cm)

Medida estadística	Umbral de desarrollo	Río Barbantiño	Río Loña[1]
Percentil 10	inicial	2	10

Percentil 25	incipiente	4	21
Percentil 50	moderado	17	59
Percentil 75	avanzado	82	110
Percentil 90	evolucionado	124	170
Percentil 95	muy evolucionado	185	230

[1]Aguas arriba del embalse de Cachamuiña (460 m s.n.m.)

4 Consideraciones Finales

El inventario y la caracterización de las formas erosivas fluviales en los ríos sobre roca contribuye al conocimiento de la dinámica fluvial y aporta información significativa para su consideración no solo como bienes del patrimonio geomorfológico sino también como geo-recursos territoriales. En el caso del río Barbantiño, las formas tipo marmita y tipo surco poseen un amplio conjunto de valores para el conocimiento científico, los usos educativos y el fomento de las actividades de ocio. Las formas erosivas presentan un especial interés en el ámbito local, donde son poco conocidas y, en consecuencia, poco apreciadas por el público general. Futuras investigaciones continuarán el proceso de inventario y caracterización de las formas en tramos de la red de drenaje de la cuenca del Miño, con la finalidad de avanzar en su definición como legado geomorfológico, su valoración para la gestión sostenible a través de diversos usos y su promoción como recursos en el marco de las políticas de ordenación del territorio.

REFERENCIAS

ALEXANDER, H.S. Pothole erosion. **Journal of Geology**, v. 40, n. 4, p. 305-337, 1932. Disponible en: https://doi.org/10.1086/623954

ÁLVAREZ-VAZQUEZ, M.A.; DE UÑA-ÁLVAREZ, E. Recursos Geomorfológicos: Evolución Morfológica de las Marmitas de Erosión en el Miño Medio. En: SIMPÓSIO IBÉRICO SOBRE A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MINHO, VII, 2014, Vila Nova de Cerveira. **Actas**, 2015, p. 1-5. Disponible en: https://aquamuseu.cm-vncerveira.pt/cmvncerveira/uploads/document/file/807/VII_simposio.pdf

ÁLVAREZ-VAZQUEZ, M.A.; DE UÑA-ÁLVAREZ, E. Growth of sculpted forms in bedrock channels (Miño River, northwest Spain). **Current Science**, v. 112, n. 5, p. 996-1002, 2017a. Disponible en: https://doi.org/10.18520/cs/v112/i05/996-1002

ÁLVAREZ-VAZQUEZ, M.A.; DE UÑA-ÁLVAREZ, E. Inventory and Assessment of Fluvial Potholes to Promote Geoheritage Sustainability (Miño River, NW Spain). **Geoheritage**, v. 9, n. 4, p. 549-570, 2017b. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s12371-016-0213-0

ÁLVAREZ-VAZQUEZ, M.A.; DE UÑA-ÁLVAREZ, E. An exploratory study to test sediments trapped by potholes in Bedrock Rivers as environmental indicators (NW Iberian Massif). **Cuaternario y Geomorfología**, v. 35, n. 1/2, p. 59-77, 2021. Disponible en: https://doi.org/10.17735/cyg.v35i1-2.89054

BRILHA, J. Inventory and quantitative assessment of geosites and geodiversity sites: A review. **Geoheritage**, v. 8, n. 2, p. 119-134, 2016. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s12371-014-0139-3

BRILHA, J.; GRAY, M.; PEREIRA, D.I.; PEREIRA, P. Geodiversity: An integrative review as a contribution to the sustainable management of the whole of nature. **Environmental Science and Policy**, v. 86, p. 19-28, 2018. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.05.001

BRILHA, J.; GRAY, M.; MATTHEWS, J.; ZWOLIŃSKI, Z. (2021) International Geodiversity Day: developing a global outreach initiative. In: LOZANO, G.; LUENGO, J.; CABRERA, A.; VEGAS, J. (Ed.). **Building connections for global geoconservation**. Madrid: Ministerio de Ciencia e Innovación, Instituto Geológico y Minero de España. 2021. p. 131-132.

CAMINOS NATURALES DE ESPAÑA. **Noroeste 16**. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Programa Nacional de Caminos Naturales. Disponible en: https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/caminos-naturales/

CARCAVILLA, L.; PALACIO, J. **Proyecto Geosites: la aportación española al patrimonio geológico mundial**. Madrid: Instituto Geológico y Minero de España, 2019.

CARTA DE LA TIERRA. **La Carta de la Tierra**, 2000. The Earth Charter. Disponible en: https://cartadelatierra.org/lea-la-carta-de-la-tierra/descargar-la-carta/

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA MIÑO-SIL. **Documentos del Plan Hidrológico 2016-2021**. Disponible en: https://www.chminosil.es/es/chms/planificacionhidrologica/plan-hidrologico-2015-2021-vigente-rd-1-2016

CORATZA, P.; HOBLÉA, F. The Specificities of Geomorphological Heritage. In: REYNARD, E.; BRILHA, J. (Ed.). **Geoheritage**. Chennai: Elsevier, 2018, p. 87-106.

COUNCIL OF EUROPE. **Recommendation Rec (2004)3 on conservation of the geological heritage and areas of special geological interest**. Disponible en: https://search.coe.int/cm/Pages/result_details.aspx?ObjectID=09000016805dd15a.

CROFTS, R. Putting geoheritage conservation on all agendas. **Geoheritage**, v. 10, p. 231-238, 2018. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s12371-017-0239-y

DHALI, M.K. Dynamic evolution of riverbed potholes in the granitic bedrock of Chota Nagpur Plateau, middle part of Subarnarekha River basin, India. **Journal of Hydrology**, v. 571, p. 819-836, 2019. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.02.022

DECLARACIÓN DE DIGNE. **Memoires de la Societé Geologique de France**, Nouvelle Serie n. 1165, 1991. Disponible en: https://www.igme.es/patrimonio/links/declaracionDigne.htm

DECLARACIÓN DE REYKJAVIK. **The Declaration of Reykjavik, approved at the eighth International ProGEO Symposium,** 2015. Disponible en: http://www.progeo.ngo/downloads/PROGEO_news_2015_3.pdf

DE UÑA-ÁLVAREZ, E.; ÁLVAREZ-VÁZQUEZ, M.A. Geo-recursos para la sostenibilidad del territorio. Evaluación preliminar del interés de las marmitas fluviales (Río Miño, Península Ibérica). En: UNIVERSIDADE DO MINHO; UMDGEO-DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA (Ed.). **A Geografia Física e a Gestão de Territórios Resilientes e Sustentáveis**. Guimarães: Publicações da Universidade do Minho, 2016. p. 687-696.

DE UÑA-ÁLVAREZ, E.; VIDAL ROMANÍ, J.R.; RODRÍGUEZ MARTÍNEZ-CONDE, R. Erosive Forms in River Systems. In: INTERNATIONAL CONFERENCE IN MEMORY OF PROFESSOR JOHN B. THORNES, 2009, Murcia. **Advances in studies on desertification**, 2009, Universidad de Murcia, p. 465-468.

DE UÑA-ÁLVAREZ, E.; ÁLVAREZ-VÁZQUEZ, M.A.; RODRÍGUEZ MARTÍNEZ-CONDE, R. Tipología de formas graníticas en el tramo medio del rio Miño (Ourense, Galicia, NW del Macizo Ibérico). En: SCHNABEL, S.; GÓMEZ GUTIÉRREZ, A. (Ed.). **Avances de la Geomorfología en España 2012-2014**. Cáceres: Sociedad Española de Geomorfología, 2014. p. 434-437.

DE UÑA-ÁLVAREZ, E.; ÁLVAREZ-VÁZQUEZ, M.A.; PREGO, R. Caracterización de elementos traza en sedimentos atrapados por marmitas fluviales. Resultados preliminares en el caso de un pequeño río sobre roca en la cuenca del Miño (Noroeste de España). En: SIMPÓSIO IBÉRICO SOBRE A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MINHO, IX, 2018, Vila Nova de Cerveira. **Actas**, 2018, p. 18-24. Disponible en: https://aquamuseu.cm-vncerveira.pt/cmvncerveira/uploads/document/file/3959/Livro_Atas_Dig.pdf

GOODE, J.R.; WOHL, E.E. Substrate Controls on the Longitudinal Profile of Bedrock Channels: Implications for Reach-Scale Roughness. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 115, n. F3, p. 1-14, 2010. Disponible en: https://doi.org/10.1029/2008JF001188

GORDON, J. E. Geoheritage, geotourism and the cultural landscape: Enhancing the visitor experience and promoting geoconservation. **Geosciences**, v. 8, n. 4, 136, 2018. Disponible en: https://doi.org/10.3390/geosciences8040136

GRANDGIRARD, V. Géomorphologie et gestion du patrimoine naturel. La mémoire de la Terre est notre mémoire. **Geographica Helvetica**, v. 52, p. 47-56, 1997. Disponible en: https://doi.org/10.5194/gh-52-47-1997

GRAY, M. **Geodiversity: Valuing and conserving abiotic nature**. Second ed. Chichester: Wiley-Blackwell, 2013.

GRAY, M. Geodiversity, geoheritage and geoconservation for society. **International Journal of Geoheritage and Parks**, v. 7, n.4, p. 226-236, 2019. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.ijgeop.2019.11.001

IGME. **Memoria del mapa geológico de España, Ourense/Verín**. Madrid: Instituto Tecnológico GeoMinero de España, 1989.

IUCN. **Resolution 4 040: Conservation of geodiversity and geological heritage**. Gland: Resolutions and Recommendations adopted at the fourth IUCN World Conservation Congress, 2008. Disponible en: https://portals.iucn.org/library/node/44190

IVES, R, L. Plunge pools, potholes and related features. **Rock and Minerals**, v. 23, n. 1, p. 3-10, 1948.

LORENC, M.W.; MUÑOZ BARCO, P.; SAAVEDRA ALONSO, J. The evolution of potholes in granite bedrock, W Spain. **Catena**, v. 22, n. 4, p. 265-274, 1994. Disponible en: https://doi.org/10.1016/0341-8162(94)90037-X

LORENC, M.W.; MUÑOZ BARCO, P.; SAAVEDRA ALONSO, J. Marmitas de gigante en el valle del río Jerte como ejemplo de erosión fluvial intensiva por remolinos e influencia tectónica en su distribución y morfología. **Cuaternario y Geomorfología**, v. 9, n. 1/2, p. 17-26, 1995. Disponible en: http://tierra.rediris.es/CuaternarioyGeomorfologia/images/vol9_1/cuaternario9(1-2)_02-.pdf

MIGOŃ, P. Granite Landscapes, Geodiversity and Geoheritage - Global context. **Heritage**, v. 4, n. 1, p. 198-219, 2021. Disponible en: https://doi.org/10.3390/heritage40100124

NEMEC, W.; LORENC, M.W.; SAAVEDRA ALONSO, J. Potholed granite terrace in the río Salor valley, western Spain: a study of bedrock erosion by floods. **Tecniterrae**, v. 9, n. 50, p. 6-21, 1982.

ORTEGA, J.A.; DURÁN, J.J. (ed.) **Patrimonio geológico: Los ríos en roca de la Península Ibérica.** Madrid: Instituto Geológico y Minero de España, 2010.

ORTEGA, J.A.; GOMEZ-HERAS, M.; PEREZ-LOPEZ, R.; WOHL, E.E. Multiscale Structural and Lithologic Controls in the Development of Stream Potholes on Granite Bedrock Rivers. **Geomorphology**, v. 204, n. 1, p. 588-598, 2014. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.09.005

ORTEGA-BECERRIL J. A.; GÓMEZ-HERAS, M.; FORT, R.; WOHL, E.E. How does anisotropy in bedrock river granitic outcrops influence pothole genesis and development? **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 42, n. 6, p. 956-968, 2017. Disponible en: https://doi.org/10.1002/esp.4054

PANIZZA, M. Geomorphosites: concepts, methods and examples of geomorphological survey. **Chinese Science Bulletin**, v. 46, p. 4-6, 2001. Disponible en: https://doi.org/10.1007/BF03187227

PELLETIER, J.D.; SWEENEY, K.E.; ROERING, J.J.; FINNEGAN, N.J. Controls on the Geometry of Potholes in Bedrock Channels. **Geophysical Research Letters**, v. 42, n. 3, p. 797-803, 2015. Disponible en: https://doi.org/10.1002/2014GL062900

RAMIL-REGO, P. (coord.). **Plan Director da Rede Natura 2000 de Galicia. Anexo I. Patrimonio natural e Biodiversidade**. Santiago de Compostela: Xunta de Galicia, 2012.

REYNARD, E. Géomorphosites et paysages. **Géomorphologie: relief, processus, environment**, v. 11, n. 3, p. 181-188, 2005. Disponible en: https://doi.org/10.4000/geomorphologie.338

RICHARDSON, K.; CARLING, P.A. **A Typology of Sculpted Forms in Open Bedrock Channels**. Boulder: Geological Society of America, 2005.

SHARPLES, C. A. **Methodology for the Identification of Significant Landforms and Geological Sites for Geoconservation Purposes**. Tasmania: Report to the Forestry Commission, 1993.

SPRINGER, G.S.; TOOTH, S.; WOHL, E.E. Theoretical Modelling of Stream Potholes Based upon Empirical Observations from the Orange River, Republic of South Africa. **Geomorphology**, n. 82, p. 160-176, 2006. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.09.023

SCOTT, D.N.; WOHL, E.E. Bedrock fracture influences on geomorphic process and form across process domains and scales. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 44, p. 27-45, 2019. Disponible en: https://doi.org/10.1002/esp.4473

TINKLER, K.J.; WOHL, E.E. (ed.) **Rivers over Rock: Fluvial Processes in Bedrock Channels**. Washington: American Geophysical Union, 1998.

TSCHANG, H.I. The Fluvial Potholes of Hong Kong. **Chung Chi Journal**, v. 3, n. 2, p. 118-131, 1964.

WHIPPLE, K.X.; HANCOCK, G.S.; ANDERSON, R.S. River incision into Bedrock: Mechanics and relative efficacy of plucking, abrasion, and cavitation. **GSA Bulletin**, v. 112, n. 3, p. 490-503, 2000. Disponible en: https://doi.org/10.1130/0016-7606(2000)112<490:RIIBMA>2.0.CO;2

WHIPPLE, K.X.; DIBIASE, R.A.; CROSBY, B.T. Bedrock Rivers. In: SHRODER, J. (Ed.). **Treatise on Geomorphology**. San Diego: Academic Press, 2013. p. 550-573.

Conference Paper from the X Iberian Symposium on the Hydrographic Minho River Basin
("X Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho")

e-ISSN: 2595-5527
Special Issue, p. 17-23, 2021
Doi: 10.32435/envsmoke/xibesymp.3

BACKGROUND OF U AND Th IN SEDIMENTS OF BEDROCK RIVERS

Miguel Ángel Álvarez-Vázquez[1]; Elena de Uña-Álvarez[2]; Ricardo Prego[3]

Abstract

The Miño River is a good example of bedrock rivers, where sediment geochemistry is scarcely studied. Its urban reach when passing through the city of Ourense gathers some characteristics that provide interest to its sediments, like scarcity of fine sediments accumulation and the impact of several human activities. Sediments trapped by potholes and other rock cavities were considered. In order to evaluate society-nature interactions through sediment composition it is critical to determine the compositional background (in absence of human alterations), particularly when working with trace elements. This work presents an exploratory assay to determine background in sediments from bedrock rivers by using two uncommon elements, uranium (U) and thorium (Th). To determine their background different statistical techniques were applied in order to set the background composition value and calculate possible enrichments. Background was calculated by simple least squares lineal regression by using Al as independent variable (reference element) resulting in 8.7 mgU kg-1 and 5.6 mgTh kg-1. Enrichments were found in some particular samples and can be attributed to intrinsic microenvironment complexities inside rock cavities.

Keywords: Bedrock rivers. Background estimation. Actinoids. Geochemistry.

[1]Environmental scientist, post-doctoral researcher at the University of Vigo, Ourense, Spain. GEAAT Research Group, Area of Physical Geography.
Corresponding author: mianalva@uvigo.es

[2]Physical Geographer, Full Professor at University of Vigo, Ourense, Spain. GEAAT Research Group, Area of Physical Geography.

[3]Inorganic Chemist and Chemical Oceanographer, Research Professor. Spanish Research Council, Marine Research Institute (IIM-CSIC), Vigo, Spain.

Submitted on: 6 Dec. 2021
Accepted on: 19 Dec. 2021
Published on: 31 Dec. 2021

© Copyright 2021

1 Introduction

Fluvial sediments have been used for environmental assessment, assuming they are representative of the condition of the river in the time when they were deposited (SANTSCHI et al., 2001). The study of sediment composition through the contents on major, minor and trace elements has proved to be a powerful tool for environmental assessment. Trace elements are of particular interest as geochemical tracers of human influence, some of them are intimately linked to many human activities (ICON, 2001) and, because of their very low contents in the environment, a low human input may cause a significant (measurable) change in their composition. Varieties of empirical and statistical techniques were developed in order to separate the natural contents of trace elements and the possible anthropogenic load (DUNG et al., 2013; BIRCH, 2017). The combination of background functions at a local scale, followed by the assessment through local enrichment factors has showed a good performance (GRYGAR and POPELKA, 2016), if they are supported by an expert based knowledge evaluation (ÁLVAREZ-VÁZQUEZ et al., 2020).

However, the environmental study of sediment composition was mainly performed in well-developed floodplains, estuaries and coastal areas. There is a lack of knowledge in the study of sediments from small rivers, headwater rivers and bedrock rivers, where the accumulation of sediments is scarce. Bedrock rivers, as a general term, are rivers where the rock outcrop in riverbed and banks is exposed or covered by a relatively thin layer of sediments, being actively incising the Earth crust and, hence, intensively modelling the landscape (WHIPPLE et al., 2013). All the exposed motivate a critical scientific question: Is it possible to directly apply currently developed methodologies for separation of geochemical signals to bedrock rivers sediments?

Uranium (U) and Thorium (Th) are trace elements in geogenic matrices, their average contents in the upper continental crust are 10.5 and 2.7 mg kg-1, respectively (RUDNICK and GAO, 2003). These two elements are the primordial elements of the actinoids group (i.e. existing in their current form since before the Earth was formed). Alike all the actinoids, U and Th are radioactive and, hence, elements of concern (PLANT and SAUNDERS, 1996). Their release to the environment is mainly from rock weathering, and anthopogenic inputs can occur due to nuclear industry, mining and metallurgy of U, coal combustion and fertilizers (LOCUTURA RUPÉREZ et al., 2012). Their anthropogenic presence in environmental samples is not expected (except in defined areas). Therefore, they are suitable to test methodologies for background estimation, first and crucial step for environmental assessment. Accordingly, the aim of this work is to test the applicability of local background estimation through background functions and the subsequent assessment based on the calculation of local enrichment factors.

2 Material and Methods

The selected reach of the Miño/Minho River (Fig. 1) is about 4 km long from, upstream, the medieval bridge in the heart of the city of Ourense (75 m width), to the thermal facilities of "O Muiño da Veiga", downstream (395 m width). The average slope of the reach is below 0.1 %, flowing over the bedrock and allowing the progressive accumulation of boulders, pebbles and sand with the increasing widening. The retention of fine sediments within the river channel is restricted to rock cavities like sculpted forms, between other bigger clasts and in small depositional areas.

Figure 1. Location map of sampling site and samples. Basemap from PNOA ortophotos (IGN). Figure made with QGIS software.

While studying the value as geoheritage of potholes (ÁLVAREZ-VÁZQUEZ and DE UÑA-ÁLVAREZ, 2017a), it was observed that potholes in the area could retain permanent sedimentary deposits when the maximum depth is higher than 40 cm (ÁLVAREZ-VÁZQUEZ and DE UÑA-ÁVAREZ, 2017b), shallower sculpted forms are expected to retain sediments only between flooding periods when water is not flowing over them. In this area the river flows over granitic (variscan) rocks (Geology from the 204GE map from IGME-Xunta de Galicia), first calc-alkaline and then alkaline granitoids, around the boundary between the two rock types small intrusions of metamorphic rocs (schists and metavulcanites) can be found. Flanking the river channel there are some Quaternary (Holocene) alluvial deposits retained by soils developed over narrow floodplains or covered by artificial surfaces (urban is the prevailing soil coverage/use in the area). Population density is high, being an urban reach flowing throughout

the city of Ourense, and it is estimated in about 1250 inhab km-2.

Sediment samples were withdrawn in three differentiated environments: (i) surface sediments trapped in potholes and other rock cavities (samples P#, n = 12), (ii) a depth profile (core) of permanent sediments trapped in a pothole and sampled every 2 cm (samples C#, n = 12) and, (iii) river surface sediments not trapped in rock cavities (samples R#, n = 7). Sample location is presented in Fig. 1. Sediments were collected with a plastic spatula and stored in plastic zip-bags. Once in the laboratory, samples were oven dried at 45±5° C until constant weight, and the fine fraction (< 0.063 mm) was separated by sieving. The fine fraction was selected for the analysis that was performed by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES; i.e. Al, Ca, Fe, Mg, Mn, Sc and Y) and inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS; i.e. U and Th) in the Center for Scientific and Technological Research Support (CACTI - University of Vigo), ISO 9001 certified laboratory. The results for Th were calculated by the instrument factory-calibration settings.

The dataset was processed with the Statgraphics Centurion 18 software (© Statgraphics Technologies, Inc.), and further spatial analysis was performed with QGIS 3.4.11-Madeira (GNU license).

3 Results

3.1 Characterization of samples and exploratory statistics

Mainly coarse sediment composes the samples. The median values are 47.6% sand (particle size between 2 and 0.063 mm) and 29.2% gravels (> 2 mm). The fine fraction of sediments (< 0.063 mm), used for assessment in this study, is scarce, its median value is 0.5% with data between a 0.02 and a 5.9%. Considering only the < 2 mm fraction, fines are always below a 7% with a median value of 1.15%. By differentiating the three sample types, i.e. (P) surface sediment samples trapped in potholes and other rock cavities, (C) depth profile (22 cm) of sediments trapped into a pothole, and (R) river surface sediments not trapped in rock cavities; the abundance of fine sediments (median value) in decreasing order is as follows: R (2.9) > C (0.6) > P (0.3).

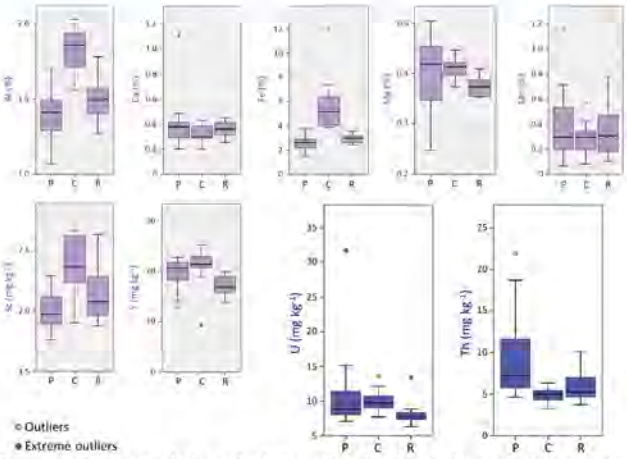


Figure 2. Box-plots of data distribution for explanatory variables (i.e. Al, Ca, Fe, Mg, Mn, Sc and Y) and target variables (Th and U). Separated by contents of surface sediments trapped by potholes and rock cavities (P), depth profile of sediments trapped by a pothole (C) and surface bottom river sediments not trapped by rock cavities (R).

Geochemical composition of elements analysed in the sediment samples (potentially explanatory variables: Al, Ca, Fe, Mg, Mn, Sc and Y; and target elements: U and Th) is summarized in Fig. 2. Both data series (U and Th contents) presented standardized skewness and standardized kurtosis outside the range -2 to +2 (Table 1); thus it can be assumed that there is a significant departure for normality for data distribution of both elements and, in consequence, non-parametric robust statistics were applied in the first data exploration. Data distribution statistics are presented in Table 1. To avoid the influence of extreme values in the following data treatment, an iterative identification and deletion of outliers was performed until no outliers were identified in the dataset. Outliers (i.e. extreme values that can statistically belong to another different population) were identified according to the Tukey's inner fences. That is, values outside the range between Q1-1.5I·QR and Q3+1.5·IQR; where Q1 and Q3 are the quartiles 1 (25% percentile) and 3 (75% percentile) respectively, IQR is the difference of the values representing Q1 and Q3 (i.e. IQR = Q3 - Q1).

Exploring the U data distribution 6 outliers were detected and, hence, deleted by the moment. These samples were P01 (31.7 mg kg-1), P08 (15.1), C09 (13.6), R02 (13.3), P03 (13.0) and C08 (12.1). Respective to Th, the detected and deleted outliers were 5, to wit P03 (21.9 mg kg-1), P09 (18.7), P08 (12.7), P12 (10.5) and R03 (10.1). After removing these values, the new database presented standardized skewness and standardized kurtosis within the range -2 to +2, in consequence the new dataset (hereinafter subset) comes from a normal distribution. Statistics characterizing this dataset are presented in

Table 2. The outliers were removed in order to simplify the dataset and perform background assessment but, they are relevant and will be assessed further.

Table 1. Robust exploratory statistics of the complete dataset of Th and U contents.

	U	Th
Count (n)	31	31
Q1 (p25)	7.8	4.6
Median- Q2 (p50)	8.9	5.5
Q3 (p75)	10.5	7.3
Minimum	6.3	3.3
Maximum	31.7	21.9
Range	25.4	19.7
Stnd. skewness	8.8	5.8
Stnd. kurtosis	20.2	7.5

Table 2. Exploratory statistics of the Th and U dataset after iterative deletion of outliers.

	U	Th
Count (n)	25	26
Average	8.6	5.4
Standard deviation	1.2	1.2
Minimum	6.3	3.3
Maximum	11.0	7.5
Range	4.7	4.2
Stnd. skewness	0.3	0.6
Stnd. kurtosis	-0.5	-0.6

According to the empirical rule, the distributions assuming normality can be expressed as mean ± 2 standard deviations, creating a range with a probability of the 95% of any value within the population will fall inside it. These ranges are 8.6±2.4 mgU kg-1 and 5.4±2.4 mgTh kg-1.

3.2 Reference element, background levels and local enrichment factors

Some major constituents (i.e. Al, Ca, Fe and Mg) and other elements (i.e. Mn, Sc and Y) were checked in order to find the best reference to interpret the contents of U and Th. By using the subset (after deletion of outliers), the Pearson product-moment correlation was considered (Fig. 3). Uranium ant Th contents were correlated (statistically significant non-zero correlation at the 95% confidence level, P-value < 0.05) as follows: U and Sc (0.67), U and Al (0.65), and Th and Al (-0.51).

-1,0 1,0

	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	Sc	Y	U	Th
Al		-0,12	0,58	0,51	-0,08	0,78	0,58	0,65	-0,51
Ca	-0,12		-0,29	0,48	0,82	-0,30	0,26	-0,19	-0,25
Fe	0,58	-0,29		0,24	-0,21	0,24	-0,11	0,39	-0,22
Mg	0,51	0,48	0,24		0,53	0,11	0,60	0,02	-0,09
Mn	-0,08	0,82	-0,21	0,53		-0,46	0,31	-0,32	-0,26
Sc	0,78	-0,30	0,24	0,11	-0,46		0,47	0,67	-0,19
Y	0,58	0,26	-0,11	0,60	0,31	0,47		0,38	-0,27
U	0,65	-0,19	0,39	0,02	-0,32	0,67	0,38		-0,07
Th	-0,51	-0,25	-0,22	-0,09	-0,26	-0,19	-0,27	-0,07	

Figure 3. Pearson product-moment correlations between the studied variables.

The background estimation was performed as a background function obtained by least squares simple regression between the target element (dependent variable, i.e. U and Th) and a reference element (independent variable, Al and Sc were tested, Fig. 3).

According to the results of the Pearson product-moment correlation, U was directly correlated with Sc and Al, thus, a regression was performed and unusual residuals were iteratively deleted until no unusual residuals were present in the data distribution. Unusual residuals are defined as those which model predicted value differs more than 2 standard deviations from the measured value (Studentized residuals). The regression functions between U (mg·kg-1) and Sc (mg·kg-1) and U (mg·kg-1) and Al (%) are presented in Eq. 1 and Eq. 2 respectively (Fig. 4A and 4B).

(Eq. 1) UBG = 2.36 + 2.97·Sc (R = 0.76, n = 22, Fig. 4A)
(Eq. 2) UBG = 3.39 + 3.34·Al (R = 0.81, n = 21, Fig. 4B)

At the view of the coefficient of correlation (R) the simple (least squares) regression between Al and U (Eq. 2) was selected as background function.

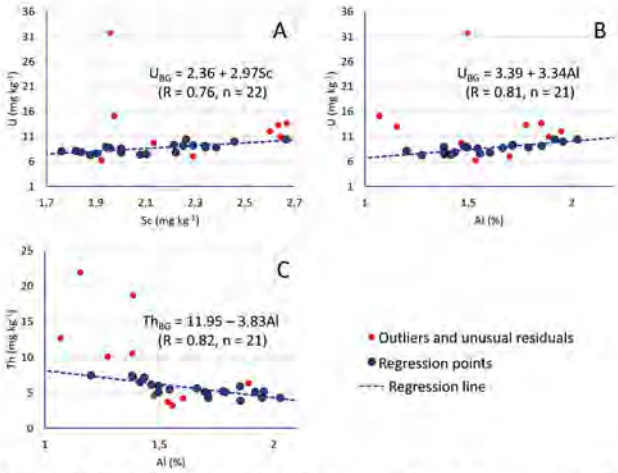


Figure 4. Biplots presenting the regression between target elements (Th and U) versus reference elements (Al and Sc).

Thorium was correlated (indirect correlation) only with Al. The least squares simple regression was performed between the two variables and, after deleting unusual residuals, the function is presented in Eq. 3 (plotted in Fig. 4C). As it was the only possibility between the possible reference elements, this equation was selected as background function.

(Eq. 3) ThBG = 11.95 - 3.83·Al (R = 0.82, n = 21, Fig. 4C)

Table 3. Estimated background values as content (mean±2SD, UCC and EC in mg kg^{-1}), also presented the element-to-aluminium ratios. References (UCC and EC) provided for comparison)

	Mean±2SD	UCC	EC	El/Al (10^{-4})	$UCC_{El/Al}$ (10^{-4})	$EC_{El/Al}$ (10^{-4})
U	8.66±1.92	2.7	2	5.53±1.03	0.33	0.24
Th	5.61±2.17	10.5	12	3.54±2.36	1.29	1.46

UCC: upper continental crust reference (Rudnick and Gao, 2003)
EC: Earth crust reference (Emsley, 2011)

By using the samples included in the regressions forming the background functions (Eqs. 2 and 3) the background estimation at a local scale in the area (mean ± 2 standard deviation) was calculated to be 8.7±1.9 mgU kg-1 and 5.6±2.2 mgTh kg-1. Background information is compared with global (terrestrial crust) references in Table 3.

The local enrichment factors (LEFs; GRYGAR and POPELKA, 2016) for each sample were calculated according to Eq.4, where [El] is the element measured content in each sample and ElBG is the theoretical element content calculated according to the background function (Eq. 2 and 3). For both (U and Th) the median value for LEFs is 1.0, indicating that the elements are not generally enriched in the area. Values significantly over the background (LEF > 1.5) are restricted to punctual samples, to wit, U is enriched in the samples P01 (3.8), P08 (2.2) and P03 (1.8); Th is enriched in samples P03 (2.9), P09 (2.8), P04 (1.6) and P08 (1.6). The spatial distribution of LEFs is presented in Fig. 5.

(Eq. 4) LEF = [El]/ElBG

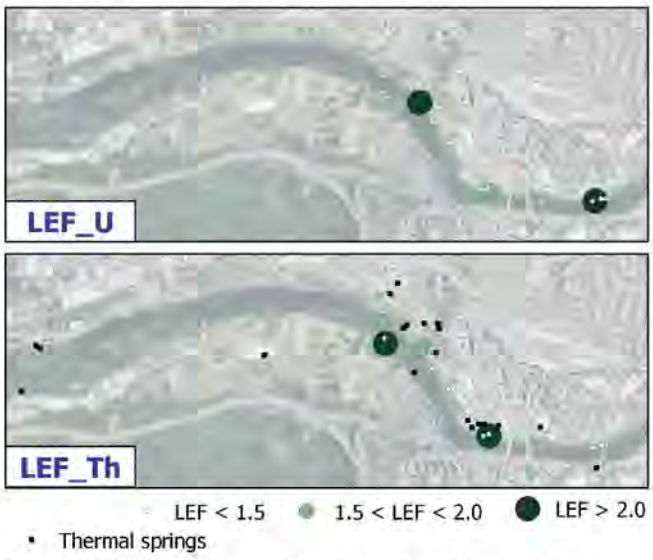


Figure 5. Spatial distribution of local enrichment factors (LEFs) in the study site. Also presented location of thermal springs. Basemap from PNOA (IGN)

4 Discussion

The background results for U (8.7±1.9 mg kg-1) are above the general references for the Earth crust and continental crust (see Table 3). However, they are coherent, i.e. inside the range measured, with the contents on Galicia-North Portugal granites (4.5-14.3 mg kg-1; LAMAS et al., 2017) and soils (4.8-29.2 mg kg-1; TABOADA et al., 2006). Conversely, Th contents (5.6±2.2 mg kg-1) are below general references and slightly lower than the contents in local granites (9.1-21.0 mg kg-1; LAMAS et al., 2017), soils (7.4-56.7 mg kg-1; TABOADA et al., 2006), soils over sediments developed in variscan granites in Spain (21-831 mg kg-1; LOCUTURA RUPÉREZ et al., 2012) and, marine sediments (9.4±5.1 mg kg-1; MARMOLEJO-RODRÍGUEZ et al., 2008). Both elements has affinity for clay particles and use to be leached from soil surface, being accumulated in deeper horizons (TABOADA et al., 2006). Thus, the general contents of U and Th can be explained by their presence in the bedrock and a loss by leaching processes within the sediments.

The results point to a different behaviour of the two elements. The correlation between Al and U (Fig. 3), also the background function (Eq. 2) indicate that clay (fine lithogenic) minerals may be the major driver controlling the U contents in the samples. Aluminium is often used as a proxy for clay minerals (JICKELLS and RAE, 1997), for this reason it is commonly employed to normalize sediment contents of trace elements (e.g. ÁLVAREZ-VÁZQUEZ et al., 2020; PREGO et al., 2008). This reference element is also depleted in the samples (1.6±0.3 %) in comparison with local rocks (7.1-7.7 %; BARRERA MORATE et al., 1989). Álvarez-Vázquez and De Uña-Álvarez (2021) hypothesised that, in bedrock rivers sediments, there is a loss of fine clay minerals, which are exported downstream. Thus, in the scarce fine fraction could be an important participation of materials from coatings and biofilms detached during drying-sieving from the sand surfaces, this fact could be supported by the high contents of Mn (median 0.3 %) in the studied fine fraction of sediments (Fig. 2). For comparison, Mn contents in estuarine sediments of rivers, in a close geographical area, were measured to be 10 times lower (ca. 0.03 %, ÁLVAREZ-VÁZQUEZ et al., 2017).

The differential behaviour of Th, indirectly correlated with Al (Fig. 3 and background function Eq.3) might be related with the late authigenic particles, as observed in marine sediments from the Ria of Vigo (NW Iberian Peninsula) where Th showed affinity for organic matter (MARMOLEJO-RODRÍGUEZ et al., 2008). Moreover, U has a high mobility in water while Th is rapidly immobilized in oxigenic conditions (LOCUTURA RUPÉREZ et al., 2012). Comparing sedimentary microenvironments (FigBoxPlots), U is slightly enriched in potholes and rock cavities (P and C), semienclosed systems that can retain fine particles,

and Th is enriched in surface sediments (P and R) where sunlight (evaporation) and oxygen can favour the development of coatings and biofilms. Thus, lithogenic fine particles may be the major driver determining U variability while authigenic processes within the depositional environment might be behind the variability of Th contents in the fine fraction of sediments. Besides, the negative correlation between Al and Th supports this idea, pointing to a different variability source. In the area, hydrothermal springs can be the differentiated source of U and Th; the disintegration of these elements can be an additional heat source in hydrothermal waters (López et al. 2019). While dissolved U runs with the waterflow, the less mobile Th is subject to precipitation and/or adsorption on surfaces.

The contamination assessment due to the LEFs do not allow describing contamination by U and Th in the area. Notwithstanding, it is possible to talk about punctual localized enrichments, all of them in surface sediments retained in rock cavities. Uranium is enriched in incipient sculpted forms (P01, P08 and P03, low developed potholes and furrows) without capacity to retain permanent sediments (ÁLVAREZ-VÁZQUEZ and DE UÑA-ÁLVAREZ, 2017b) thus, they are temporary sediments retained after the last floods and dried by evaporation. For the enrichments of Th, the sculpted forms where they happen (P03, P09, and P04) are similar to those for U, but they are somehow related with the presence of thermal springs in the area (Fig. 5) described by Araujo Nesperaira et al. (2021). In this sense, Llerena et al. (2013) showed similar contribution of 238-U and 232-Th in traditional springs; Th clearly dominates in the concentrations of spa waters. As previously indicated, Th has a low mobility, when released into the environment is rapidly immobilized by precipitation as oxide or phosphate, also by adsorption over clay minerals, hydroxides or organic matter (LOCUTURA RUPÉREZ et al., 2012). Thus, thermal springs would be behind a natural enrichment in certain sediments trapped into localized fluvial sculpted forms. Fig. 4 shows the Th-LEF and thermal springs spatial distribution. This interesting association between Th sediment contents and thermal waters has a good potential, if proven, as tracer of thermal influence in the fluvial environment. Notwithstanding, more research is needed in order to set its availability.

4 Conclusions

The application of least squares simple regression to sediments of the studied reach of the Miño River (Ourense - Spain) has showed success to estimate the natural background of U and Th. The background functions were calculated by using Al as the most appropriate reference element after checking inter-element correlations. More than providing natural content reference values, the background functions are more suitable for comparison between similar areas. This background reference information for U and Th is provided for the first time in sediments of the Miño River. Both elements showed different variability patterns, U is related with lithogenic clay minerals (fine particles) from bedrock weathering, while Th related to authigenic sink processes occurring in the rock cavities microenvironment. Thorium variations are suspected to be somehow related with thermal springs in the area, future research would rely in testing Th as a geochemical marker of thermal influence in the fluvial environment. The enrichments described in the area (both U and Th) can be attributed to microscale processes inside fluvial sculpted forms, i.e. retention of fine particles for U and developing of biofilms for Th. Future works will be aimed to define the participation of organic matter and thermal springs in the sediment composition in bedrock rivers.

REFERENCES

ÁLVAREZ-VÁZQUEZ, M.Á.; DE UÑA-ÁLVAREZ, E. (2021). An exploratory study to test sediments trapped by potholes in Bedrock Rivers as environmental indicators (NW Iberian Massif). **Cuaternario y Geomorfología,** 35(1-2), 59-77. https://doi.org/10.17735/cyg.v35i1-2.89054

ÁLVAREZ-VÁZQUEZ, M.Á.; ÁLVAREZ-IGLESIAS, P.; DE UÑA-ÁLVAREZ, E.; QUINTANA, B.; CAETANO, M.; PREGO, R. (2020). Industrial supply of trace elements during the "Anthropocene": A record in estuarine sediments from the Ria of Ferrol (NW Iberian Peninsula). **Marine Chemistry,** 223, 103825. https://doi.org/10.1016/j.marchem.2020.103825

ADRIÁN RODRÍGUEZ, M. C., LÓPEZ GONZÁLEZ, M.; DE UÑA ÁLVAREZ, E. Geoheritage and cultural Heritage. The voice of sound Resonances in Waterfalls. (Cantara da Moura, NW Spain). En: INTERNATIONAL PROGEO SYMPOSIUM, 10th, 2021, Segovia. **Building connections for global Geoconservation.** Madrid: Ministerio de Ciencia e Innovación, Instituto Geológico y Minero de España, 2021. p. 259-260.

ÁLVAREZ-VÁZQUEZ, M.Á.; HOŠEK, M.; ELZNICOVÁ, J.; PACINA, J.; HRON, K.; FAČEVICOVÁ, K.; TALSKÁ, R.; BÁBEK, O.; GRYGAR, T.M. (2020). Separation of geochemical signals in fluvial sediments: New approaches to grain-size control and anthropogenic contamination. **Applied Geochemistry,** 123, 104791. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.104791

ÁLVAREZ-VÁZQUEZ, M.Á.; DE UÑA-ÁLVAREZ, E. (2017a). Inventory and assessment of fluvial potholes to promote geoheritage sustainability (Miño River, NW Spain). **Geoheritage,** 9(4), 549-560. https://doi.org/10.1007/s12371-016-0213-0

ÁLVAREZ-VÁZQUEZ, M.Á.; DE UÑA-ÁLVAREZ, E. (2017b). Growth of sculpted forms in bedrock channels (Miño River, northwest Spain). **Current Science,** 996-1002. https://doi.org/10.18520/cs/v112/i05/996-1002

ÁLVAREZ-VÁZQUEZ, M.Á.; CAETANO, M.; ÁLVAREZ-IGLESIAS, P.; PEDROSA-GARCÍA, M.C.; CALVO, S.; DE UÑA-ÁLVAREZ, E.; QUINTANA, B.; VALE, C.; PREGO, R. (2017). Natural and Anthropocene fluxes of trace elements in estuarine sediments of Galician Rias. **Estuarine, Coastal and Shelf Science,** 198, 329-342. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.08.022

ARAUJO NESPERAIRA, P.A.; CID FERNÁNDEZ, J.A.; DELGADO OUTEIRIÑO, I.; GÜEZMES BARRIUSO, A.L. (2021) Inventario y caracterización del yacimiento termal de Ourense ciudad (Galicia, España). **Xeoaquis.** Accessed 11-15-2021 from: http://www.xeoaquis.com/admin/docs/070501%20YACIMIENTO%20GEOTERMICO%20OURENSE-CIUDAD.pdf

BARRERA MORATE, J.L., GONZÁLEZ LODEIRO, F., MARQUÍNEZ GARCÍA, J., MARTÍN PARRA, L.M., MARTÍNEZ CATALÁN, J.R., PABLO MACIÁ, J.G. (1989). Memoria del mapa geológico de España, Escala 1:200.000, Ourense/Verín. Instituto Tecnológico GeoMinero de España, Madrid, 284 p.

BIRCH, G.F. (2017). Determination of sediment metal background concentrations and enrichment in marine environments-a critical review. **Science of the total environment,** 580, 813-831. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.028

DUNG, T.T.T.; CAPPUYNS, V.; SWENNEN, R.; PHUNG, N.K. (2013). From geochemical background determination to pollution assessment of heavy metals in sediments and soils. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology,** 12(4), 335-353. https://doi.org/10.1007/s11157-013-9315-1

GRYGAR, T. M.; POPELKA, J. (2016). Revisiting geochemical methods of distinguishing natural concentrations and pollution by risk elements in fluvial sediments. **Journal of Geochemical Exploration,** 170, 39-57. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.08.003

ICON (2001). Pollutants in urban waste water and sewage sludge. European Commission. Luxenburg.

LAMAS, R.; MIRANDA, M.M.; PEREIRA, A.J.S.C.; NEVES, L.J.P.F.; FERREIRA, N.; RODRIGUES, N.V. (2017). 3-D distribution of the radioelements in the granitic rocks of Northern and Central Portugal and geothe implications. **Cuadernos de geología ibérica = Journal of iberian geology: an international publication of earth sciences,** 43(1), 3-12.

LLERENA, J.J.; CORTINA, D.; DURÁN, I.; SORRIBAS, R. (2013). Impact of the geological substrate on the radiological content of Galician waters. **Journal of environmental radioactivity,** 116, 48-53. https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.08.014

LOCUTURA-RUPÉREZ, J.; BEL-IAN, A.; GARCÍA-COERTÉS, A.; MARTÍNEZ-ROMERO, S. (2012). **Atlas Geoquímico de España.** IGME, Madrid, 592 p.

LÓPEZ, D.L.; ARAUJO, P.A.; OUTEIRIÑO, I.D.; CID, J.A.; ASTRAY, G. (2019). Geochemical signatures of the groundwaters from Ourense thermal springs, Galicia, Spain. **Sustainable Water Resources Management,** 5(1), 103-116. https://doi.org/10.1007/s40899-018-0239-3

MARMOLEJO-RODRÍGUEZ, A. J.; CAETANO, M.; PREGO, R.; VALE, C. (2008). Thorium accumulation in the sedimentary environment of the Vigo Ria (NW Iberian Peninsula). **Journal of environmental radioactivity,** 99(10), 1631-1635. https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.06.008

PLANT, J.A.; SAUNDERS, A.D. (1996). The radioactive earth. **Radiation Protection Dosimetry,** 68(1-2), 25-36. https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a031847

PREGO, R.; FILGUEIRAS, A.V.; SANTOS-ECHEANDÍA, J. (2008). Temporal and spatial changes of total and labile metal concentration in the surface sediments of the Vigo Ria (NW Iberian Peninsula): Influence of anthropogenic sources. **Marine pollution bulletin,** 56(5), 1031-1042.

RUDNICK, R.L.; GAO, S. (2003). Composition of the Continental Crust. **Treatise on Geochemistry,** 3, 659.

SANTSCHI, P.H.; PRESLEY, B.J.; WADE, T.L.; GARCIA-ROMERO, B.; BASKARAN, M. (2001). Historical contamination of PAHs, PCBs, DDTs, and heavy metals in Mississippi river Delta, Galveston bay and Tampa bay sediment cores. **Marine Environmental Research,** 52, 51-79. https://doi.org/10.1016/s0141-1136(00)00260-9

TABOADA, T.; CORTIZAS, A.M.; GARCÍA, C.; GARCÍA-RODEJA, E. (2006). Uranium and thorium in weathering and pedogenetic profiles developed on granitic rocks from NW Spain. **Science of the Total Environment,** 356(1-3), 192-206. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.03.030

WHIPPLE, K.X.; DIBIASE, R.A.; CROSBY, B.T. (2013). Bedrock rivers. **Fluvial Geomorphology** (pp. 550-573). Elsevier Inc.

Conference Paper from the X Iberian Symposium on the Hydrographic Minho River Basin
("X Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho")

e-ISSN: 2595-5527
Special Issue, p. 24-28, 2021
Doi: 10.32435/envsmoke/xibesymp.4

NATURAL HISTORY MUSEUMS: IMPORTANCE IN THE ACADEMIC AND SOCIETY FRAMEWORK, THE REDEMPTION SEARCH FOR THE NEW HORIZONS OF SCIENCE...

Dimitri de Araújo Costa[1,2]; Nuno Gomes[1,2]; Harold Cantallo[1]; Carlos Antunes[1,2]*

Abstract

Society in general is distant from scientific culture, it is required to bring scientific knowledge closer to the population. In this context, an effective and attractive way for scientific dissemination is the establishment of natural history museums, which are institutions of knowledge, displaying the past. Natural history museums have the natural world as their object of study; and their collections may contain the most diverse types of materials (local and/or from various parts of the world), such as zoological, botanical, geological, archaeological, among others. Scientific collections are the largest and most important source of authoritative biodiversity data, contributing to studies of biodiversity composition, evolutionary (morphological and genetic), biogeographical, phenological, as well as geological. The materials present in these collections may serve for temporal comparison, being useful to produce predictive models. Likewise, they have a fundamental role in safeguarding type specimens, i.e. the first organisms identified to describe and name a new species. In addition, there is the component available to visitors in general, in order to raise public awareness on the preservation of the local fauna and flora and of other places in the world. In this way, the museums serve both the academic-scientific public and visitors who come to these sites for recreational purposes. It is intended to promote, in Vila Nova de Cerveira, the Natural History Museum of the Iberian Peninsula - NatMIP ("Museu de História Natural da Península Ibérica"), which intends to collect materials for scientific purposes, mainly Iberian.

Keywords: Scientific collections. Citizen Science. Natural Sciences. Science communication. NatMIP.

[1]Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research (CIIMAR), University of Porto, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Avenida General Norton de Matos, s/n, 4450-208 Matosinhos, Portugal.

[2]Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal.

*Corresponding author: dimitri.costa@ciimar.up.pt

Submitted on: 18 Nov. 2021
Accepted on: 5 Dec. 2021
Published on: 31 Dec. 2021

© Copyright 2021

1 Introduction

Society in general is distant from scientific culture, which often occurs due to the lack of articulation of the scientific community and society, which represent inexorably linked subjects. It is clear the need to bring scientific knowledge closer to the population (DELICADO, 2006). In this context, an effective and attractive way for scientific dissemination is the establishment of natural history museums, which are knowledge institutions, exposing the past as an object of study (JOHANSON; OLSEN, 2010).

Natural history museums have the natural world as their object of study; and their collections may contain the most diverse types of materials (local and/or from various parts of the world): zoological (such as insects, mammals, reptiles), botanical (plants), paleontological (fossils), geological (minerals and rocks), archaeological (artefacts and objects from early human civilisations), ethnographical (materials produced by more recent civilisations), artistical (artistic materials that reflect culture), among others. These institutions originated in European Renaissance and Enlightenment, most notably the "Muséum National d'Histoire Naturelle" in Paris, the British Museum in London, and the Ashmolean Museum in Oxford-England (ENCYCLOPÆDIA BRITANNICA, 2021).

Natural history collections are the largest and most important source of authoritative biodiversity data, contributing to studies of biodiversity composition, evolutionary (morphological and genetic), biogeographical, phenological, as well as geological. The materials present in these collections can serve for temporal comparison, being useful to produce predictive models. Furthermore, they have a fundamental role in safeguarding type specimens, i.e., the first organisms identified to describe and name a new species. In the specific case of biological samples, these also serve for genetic, biochemical, isotopic and trace element studies on the responses of organisms to environmental changes (LISTER; CLIMATE CHANGE RESEARCH GROUP, 2011).

Basically, natural history museums present two main parts: a) the scientific collections, which are managed by researchers, who are specialized in organizing, systematizing and identifying the species to be kept, and there may be a posteriori exchanges of material between other international museums; b) and the part available to visitors in general, with the purpose of raising public awareness in the preservation of local fauna and flora, and the title of knowledge of biota from other places in the world.

In this way, museums cater both to the academic-scientific public and to visitors who come to these sites for recreational purposes.

In the scientific field, museums are essential, from the description of new species, involving also the evaluation of climate change impacts on biota conservation, as well as the study of the relationship between host species and pathogens, among other aspects, museums have an essential role in understanding these types of phenomena (CERÍACO; ALMEIDA, 2020), with long-term storage of organisms.

Thus, the aim of this study is to demonstrate the importance of natural history museums for basic science, and the re-establishment for the new science horizons.

2 Material and Methods

Through research background, manuscripts were sought through semi-systematic literature review (SNYDER, 2019), using secondary research, i.e. data already published in journals, books, internet sites, among others (NCU LIBRARY, 2021).

3 Results and Discussion

3.1 Global climate changes

Climate change, as indirect phenomena resulting from human action, has been associated with a number of negative effects on the environment, for example the increase in the amount of carbon dioxide in the atmosphere (ZIEHN et al., 2011), ocean acidification (KOCH et al., 2013), increasing average water temperatures (KARVONEN et al., 2010), loss of habitats (MANTYKA-PRINGLE; MARTIN; RHODES, 2012), melting of the polar ice caps (BARNES; KAISER, 2007), or changes in organism assemblages such as fish (LYNCH et al., 2016).

Currently, the planet Earth is experiencing a moment considered as the "sixth mass extinction" of species, being intensified significantly by anthropogenic action (CEBALLOS et al., 2015). There is, for these reasons, interest in keeping track of the existence of species that still exist, many of which are disappearing, and it is essential to build a long-term database, which will allow monitoring studies, as well as definition of actions to minimize anthropogenic effects.

3.2 Environmental education

Within the scope of environmental education, museums are appropriate places for displaying material to the public, with the aim of raising people's awareness of the preservation of biodiversity, as well as the conservation of public heritage (BAMBERGER; TAL, 2009; RODRÍGUEZ; CAMPOS, 2021).

In modern days, museums contribute more to environmental education beyond public collections and indoor activities. In this way, citizen science may benefit both sides, in which one provides relevant contemporary data and material to the museum's knowledge (SIMPSON, 2003), the other integrates the community in research projects from which they benefit in the end. Thus, we have a reciprocal relationship and a better insight of the environment.

In common sense, people have an outdated view of museums, in which the dominant role is that they are a place to store "old things" and are only important for older people. Nonetheless, the current challenge is to reinvigorate these research sites to serve to raise people's awareness, using practical tools in environmental education.

From museums also derivates knowledge present in diverse communication media (e.g., documentaries, workshops, seminars) in areas not only relevant to biologic sciences as but also relevant to humanistic heritage. By targeting young population museums contributes to the formation of individuals sensitive to emerging polemics not so evident in previous generations.

It is essential apply educational programs aimed at research interest in museums for encouraging students (SIMPSON, 2003) and to keep alive for future generations the importance and benefits of these institutions for society. To awaken students to the importance of scientific collections can be done using real pieces and replicas of these, in which they must identify the authenticity of the museum pieces (LAND-ZANDSTRA, 2021).

3.3 The Iberian Peninsula and the Minho River

The Iberian Peninsula is in the southwest of Europe, occupied by Portugal and Spain, and is geographically delimited by the Pyrenees Mountain range, separating it from the rest of Europe. In the south, at Gibraltar, the peninsula is separated from North Africa by the Strait of Gibraltar. To the north, west and southwest it is washed by the Atlantic Ocean, to the south and east by the Mediterranean Sea (ENCYCLOPÆDIA BRITANNICA, 2021).

The Peninsular regions are favourable sites for the phenomenon of species isolation, promoting endemism. In Europe the Iberian Peninsula stands out, possessing a part of the biota distinct from other areas, as a result of the effect of the Pleistocene glaciations (ABELLÁN; SVENNING, 2014), which caused the formation of the Pyrenees mountain range (PALLÀS et al., 2006) and allowed the existence of great temperate refugia on the south Peninsula region, besides environmental conditions, including short-term and high-amplitude climatic fluctuation at Upper Pleistocene (TABERLET et al., 1998).

During glacial and interglacial Pleistocene periods, constant climatic oscillations were a reality, constraining and expanding the species ranges through all the Europe (TABERLET et al., 1998), due to the expansion and retraction of the Scandinavian ice sheet (HEWITT, 1996). As the interglacial age occurs, more continental habitat becomes suitable for the expansion of south peninsular species, however the continental mountain ranges suit a geographic barrier for the normal gene flow. As Hewitt hypothesis that geological ranges like Pyrenees and Caucasus are hybrid zones for parapatric speciation, being a semipermeable zone for the haplotypes flow, allowing a bottleneck phenomena to occur during the climatic oscillations (HEWITT, 1996). As Hewitt hypothesis that geological ranges like Pyrenees and Caucasus are hybrid zones for parapatric speciation, being a semipermeable zone for the haplotypes flow, allowing bottleneck phenomena to occur during the climatic oscillations (HEWITT, 1996). As a result, haplotype diversity is bigger in Iberian, Italian and Greece peninsulas than the north and central Europe. Furthermore, its geographical position and high geo-physiological complexity, with several mountain ranges and main rivers having an east-west orientation, allowed the formation of a heterogeneous matrix of biotas (alpine, coastal, Mediterranean, temperate, etc.), leading largely to the endemic species hotspot that Iberian Peninsula is today (GÓMEZ et al., 2007; ABELLÁN; SVENNING, 2014).

3.4 Natural History Museum of the Iberian Peninsula (NatMIP)

The Natural History Museum of the Iberian Peninsula - NatMIP ("Museu de História Natural da Península Ibérica") intends to contribute to the conservation and dissemination of aquatic and terrestrial biota, with particular emphasis on Iberian ecosystems, as well as paleontological, geological, archaeological, and ethnographic material. The name NatMIP thus refers to its location as a reference structure for Iberian natural heritage.

NatMIP will include a collection of scientific collections of global interest, which will be achieved through partnerships and heritage exchanges with other institutions. Besides this, there will be a strong component of Science communication and dissemination, so it will have a space dedicated to exhibitions open to the public. NatMIP will also have a research support component, with research lines that include biodiversity, geology, archaeology, among others.

The project is interconnected with the Aquamuseu do Rio Minho, within the Portuguese historical-cultural heritage and biodiversity. Likewise, it will be part of the structures managed by the Municipality of Vila Nova de Cerveira. This museum aims to create a scientific institution of reference in the northern region of Portugal, establishing

partnerships/co-participations with entities from neighbouring territories, and to contribute to the technical and scientific development, which will be relevant for scientific culture, preservation awareness, as well as building a biological, geological, archaeological, national, and international collection.

4 Conclusions

There is a challenge for recent scientists to maintain and develop more natural history museums around the world, and to awaken this feeling in younger people, looking at Citizen Science as a parameter for this goal. Thus, museums should always be modifying themselves facing the changes and modernities of current world, as well as always thinking ahead of their time, using technology to their advantage. Moreover, using the foundations of Environmental Education, museums can also serve as a tool to raise awareness about endangered species, for example, and the effects of climate change on biodiversity. In the cultural sphere, the social pieces show our anthropogenic evolution, with pieces and tools of useful use throughout our history, and thus preserve the heritage produced by ourselves over past generations.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors acknowledge the facilities provided by the Aquamuseu do Rio Minho (Vila Nova de Cerveira, Portugal).

REFERENCES

ABELLÁN, P.; SVENNING, J.-C. Refugia within refugia - patterns in endemism and genetic divergence are linked to Late Quaternary climate stability in the Iberian Peninsula. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 113, n. 1, p. 13-28, set. 2014.

BAMBERGER, Y.; TAL, T. The learning environment of natural history museums: multiple ways to capture students' views. **Learning Environments Research**, v. 12, n. 2, p. 115-129, 29 jul. 2009.

BARNES, D. K. A.; KAISER, S. Melting of polar icecaps: impact on marine biodiversity. In: FRAN, P. (Ed.). . **Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)**. Oxford: EOLSS, 2007.

CEBALLOS, G. et al. Accelerated modern human-induced species losses: entering the sixth mass extinction. **Science Advances**, v. 1, n. 5, p. e1400253, 26 jun. 2015.

CERÍACO, L. M. P.; ALMEIDA, N. F. **Museus de história natural e da ciência em Portugal: uma ferramenta para tempos de crise**. Disponível em: <https://www.publico.pt/2020/06/02/ciencia/noticia/museus-historia-natural-ciencia-portugal-ferramenta-tempos-crise-1918671>. Acesso em: 7 out. 2021.

DELICADO, A. Museums and the promotion of the scientific culture in Portugal. **Sociologia, Problemas e Práticas**, v. 51, p. 53-72, 2006.

ENCYCLOPÆDIA BRITANNICA. **Britannica website**. Disponível em: <https://www.britannica.com/>. Acesso em: 6 out. 2021.

HEWITT, G. Some genetic consequences of ice ages, and their role in divergence and speciation. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 58, n. 3, p. 247-276, jul. 1996.

JOHANSON, L. B.; OLSEN, K. Alta Museum as a tourist attraction: the importance of location. **Journal of Heritage Tourism**, v. 5, n. 1, p. 1-16, fev. 2010.

KARVONEN, A. et al. Increasing water temperature and disease risks in aquatic systems: climate change increases the risk of some, but not all, diseases. **International Journal for Parasitology**, v. 40, n. 13, p. 1483-1488, nov. 2010.

KOCH, M. et al. Climate change and ocean acidification effects on seagrasses and marine macroalgae. **Global Change Biology**, v. 19, n. 1, p. 103-132, jan. 2013.

LAND-ZANDSTRA, A. **Object-based learning in science museums: How do museum visitors interpret the authenticity of museum objects? How can we support visitors' meaningful interactions with real objects?** Disponível em: <https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-projects/science/ibl-object-based-learning-in-science-museums>. Acesso em: 15 nov. 2021.

LISTER, A. M.; CLIMATE CHANGE RESEARCH GROUP. Natural history collections as sources of long-term datasets. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, n. 4, p. 153-154, abr. 2011.

LYNCH, A. J. et al. Climate change effects on North American inland fish populations and assemblages. **Fisheries**, v. 41, n. 7, p. 346-361, 2 jul. 2016.

MANTYKA-PRINGLE, C. S.; MARTIN, T. G.; RHODES, J. R. Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 18, n. 4, p. 1239-1252, abr. 2012.

NCU LIBRARY. **Research Process**. Disponível em: <https://ncu.libguides.com/researchprocess/primaryandsecondary>. Acesso em: 8 nov. 2021.

PALLÀS, R. et al. Late Pleistocene and Holocene glaciation in the Pyrenees: a critical review and new evidence from 10Be exposure ages, south-central Pyrenees. **Quaternary Science Reviews**, v. 25, n. 21-22, p. 2937-2963, nov. 2006.

RODRÍGUEZ, I. B.; CAMPOS, M. A. T. The exhibition as a substrate for environmental education in a Natural History Museum. **Ciência & Educação (Bauru)**, v. 27, n. e21002, p. 1-16, 2021.

SIMPSON, A. **University museums and formative experiences in natural history**. UMAC Conference. **Anais**...Norman: Sam Noble Oklahoma Museum of Natural History, 2003Disponível em: <http://umac.icom.museum/2003/simpson.html>

SNYDER, H. Literature review as a research methodology: An overview and guidelines. **Journal of Business Research**, v. 104, n. August, p. 333-339, nov. 2019.

TABERLET, P. et al. Comparative phylogeography and postglacial colonization routes in Europe. **Molecular Ecology**, v. 7, n. 4, p. 453-464, 28 abr. 1998.

ZIEHN, T. et al. Improving the predictability of global CO2 assimilation rates under climate change. **Geophysical Research Letters**, v. 38, n. 10, p. L10404, maio 2011.

Conference Paper from the X Iberian Symposium on the Hydrographic Minho River Basin
("X Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho")

e-ISSN: 2595-5527
Special Issue, p. 29-35, 2021
Doi: 10.32435/envsmoke/xibesymp.5

MODEL FOR MANAGEMENT AND PLANNING OF FISHING PLAYFUL-SPORTS IN THE RIVER MOURO HYDROGRAPHIC BASIN

MODELO DE ORDENAMENTO E GESTÃO DA PESCA LÚDICO-DESPORTIVA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MOURO

António M. V. Martinho[1*]

Abstract

The Institute for the Conservation of Nature and Forests (ICNF) has recently carried out work on planning and management of recreational fishing in the area of the Mouro River drainage basin — a mountain watercourse in the North of Portugal (River Hydrographic Basin Minho), which is born near the place of Lagarto (Lamas de Mouro, Melgaço), in the Peneda-Gerês National Park (PNPG). The model adopted was initially implemented (2008) to manage that activity in the Olo river basin (BH of the Douro river), and this methodology also served as a foundation for creating in 2020 in the Northeast region of Trás-os-Montes (Mente rivers, Rabaçal and Tuela - Vinhais and Bragança) plus three recreational fishing areas.

In this context, 13 sampling stations were set up (12 in the Mouro river and 1 in the Sucrasto river), considered representative of a large part of the habitats that make up this study area, where actions were carried out to monitor the ichthyofauna (electrical fishing) and hydromorphological characterization of habitats (River Habitat Survey, RHS). The monitoring of benthic macroinvertebrates was an additional action, recently introduced in this type of work, aimed at improving the biological assessment of water quality and aquatic ecosystems and which is serving as a basis for the preparation of a Master's Thesis. With this study, data was analyzed concerning age, growth, physical condition of the monitored specimens, as well as their relationship with the different types of habitats where they were captured. To detect spatial distribution patterns underlying biotic (species/abundance and species/ages) and environmental data, multivariate methods can be used. As a result of this work, the Ludic Fishing Zone (ZPL) of the Mouro River (and its tributaries) will be created, with the aim of promoting recreational and sport fishing based on more conservationist principles. With this initiative, ICNF intends to guarantee greater protection and sustainability of endogenous aquaculture resources, with particular emphasis on the case of Atlantic salmon (*Salmo salar*). This salmonid annually elects a significant part of these continental waters to complete its reproductive phase. However, other studies, in this context, should be developed to better understand the ecology of the species in a country that coincides with its southern limit of distribution in Europe.

Keywords: Aquaculture planning. Recreational fishing. Sustainable management. *Salmo salar. Salmo trutta*

[1]ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas; Direção Regional de Conservação da Natureza e Florestas do Norte; Departamento Regional de Gestão e Valorização da Floresta; Divisão de Extensão e Competitividade Florestal; Parque Florestal, 5000-567 Vila Real, Portugal

*Corresponding author: antonio.martinho@icnf.pt

Resumo

O Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF) desenvolveu muito recentemente trabalhos de ordenamento e gestão da pesca lúdico-desportiva na área da bacia de drenagem do rio Mouro — curso de água de montanha da região Norte de Portugal (Bacia Hidrográfica do rio Minho) que nasce junto ao lugar do Lagarto (Lamas de Mouro, Melgaço), no Parque Nacional da Peneda-Gerês (PNPG). O modelo adotado foi inicialmente implementado (2008) para gerir aquela atividade na bacia do rio Olo (BH do rio Douro), tendo esta metodologia servido igualmente de alicerce para em 2020 criar na região do Nordeste de Trás-os-Montes (rios Mente, Rabaçal e Tuela - Vinhais e Bragança) mais três Zonas de Pesca Lúdicas.

Neste contexto, foram constituídas 13 estações de amostragem (12 no rio Mouro e 1 no rio de Sucrasto), consideradas representativas de grande parte dos habitats que constituem esta área de estudo, onde foram desenvolvidas ações de monitorização da ictiofauna (pesca elétrica) e de caracterização hidromorfológica dos habitats (River Habitat Survey, RHS). A monitorização de macroinvertebrados bentónicos constituiu uma ação adicional, recém-introduzida neste tipo de trabalhos, orientada para melhorar a avaliação biológica da qualidade da água e dos ecossistemas aquáticos e que está a servir de base à elaboração de uma Tese de Mestrado. Com este estudo foi realizada a análise dos dados respeitantes à idade, crescimento, condição física dos exemplares monitorizados, bem como da sua relação com os diferentes tipos de habitats onde foram capturados. Para detetar padrões espaciais de distribuição subjacentes aos dados bióticos (espécies/abundâncias e espécies/idades) e ambientais, poderão ser usados métodos multivariados. Como resultado deste trabalho será criada a Zona de Pesca Lúdica (ZPL) do rio Mouro (e afluentes), com a qual se pretende promover a pesca lúdico-desportiva baseada em princípios mais conservacionistas. Com esta iniciativa, o ICNF pretende garantir uma maior proteção e sustentabilidade dos recursos aquícolas endógenos, com particular destaque para o caso do salmão-do-Atlântico (*Salmo salar*). Este salmonídeo elege anualmente uma significativa parte destas águas continentais para completar a sua fase reprodutiva. Contudo, outros estudos, neste âmbito, deverão ser desenvolvidos para melhor compreender a ecologia da espécie num país que coincide com o seu limite Sul de distribuição no espaço europeu.

Palavras-chave: Ordenamento aquícola. Pesca lúdico-desportiva. Gestão sustentável. *Salmo salar. Salmo trutta.*

Submitted on: 12 Dec. 2021
Accepted on: 19 Dec. 2021
Published on: 31 Dec. 2021

© Copyright 2021

1 Introdução

No âmbito das suas competências, a Divisão de Extensão e Competitividade Florestal da Direção Regional de Conservação da Natureza e Florestas do Norte (DRCNFN/ICNF) realizou um conjunto de trabalhos na área da bacia hidrográfica do rio Mouro (rios Mouro, de Sucrasto e rede hidrográfica associada) com o objetivo de desenvolver um plano de gestão e exploração sustentável da pesca lúdico-desportiva para essa área, tendo como base o definido no modelo de gestão da pesca no rio Olo, o conjunto de normas instituídas na atual legislação da pesca em águas interiores, o definido no Plano de Ordenamento do Parque Nacional da Peneda-Gerês (Resolução de Conselho de Ministros Nº 11-A/2011, de 4 de fevereiro) e os objetivos de conservação das espécies aquícolas autóctones, com destaque para o salmão-do-Atlântico (*Salmo salar*), recentemente estudado no âmbito do projeto MIGRAMINHO MIÑO (INTERREG VA ESPANHA - PORTUGAL, POCTEP), entretanto concluído.

A Zona de Pesca Lúdica (ZPL) do rio Mouro será criada por Despacho Superior do Conselho Diretivo do ICNF (Autoridade Florestal Nacional e Autoridade Nacional para a Conservação da Natureza e da Biodiversidade), sendo este plano de gestão o documento orientador e regulador da pesca nestes ecossistemas aquáticos e ribeirinhos durante os próximos anos.

O trabalho foi desenvolvido com o apoio e orientação da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD) e a colaboração do Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR) /AQUAMUSEU DO RIO MINHO, tendo como alicerces metodológicos os que estão na génese da Tese de Mestrado subordinada ao tema: "Gestão Sustentável das Populações de Truta (*Salmo trutta*): O Caso do rio Olo" (MARTINHO, 2008).

Aproveitando o conhecimento adquirido, este plano de gestão pretende formular um conjunto de soluções de gestão que vêm ao encontro das já implementadas em outras áreas do Norte de Portugal (Zona de Pesca Reservada do rio Olo, Zona de Pesca Lúdica do rio Mente, Zona de Pesca Lúdica do rio Rabaçal e Zona de Pesca Lúdica do rio Tuela) e, no caso presente, consonantes com as orientações emanadas pelo projeto POCTEP - MIGRAMINHO MIÑO.

O número de praticantes da pesca lúdico-desportiva, quer portugueses quer não residentes em território nacional, impele o ICNF a tomar a iniciativa de melhor regular a pesca lúdica em todas estas massas de água ribeirinhas de montanha, conciliando a pesca lúdico-desportiva com a proteção dos recursos endógenos, através da implementação de normas específicas de gestão comuns a ambos os lados da fronteira luso-espanhola. Sublinhe-se que nas massas de água não submetidas a regulamentação especial de algumas regiões autonómicas espanholas está já enraizada a pesca e devolução das espécies autóctones ao meio aquático nas melhores condições de sobrevivência (pesca sem morte), sendo apenas autorizados meios e processos de pesca consentâneos com essa prática.

Neste contexto, aguarda-se que o PLANO DE GESTÃO E EXPLORAÇÃO DA ZONA DE PESCA LÚDICA DO RIO MOURO possa ser publicado e implementado de modo a garantir que a referida atividade lúdico-desportiva se desenvolva em 2022 mediante o cumprimento de um conjunto de práticas mais consentâneas com os objetivos de conservação dos recursos naturais anteriormente descritos. Com esta aquiescência, acreditamos seja possível gerir de forma mais equilibrada esta atividade numa região onde os cursos de água são classificados como dotados de aptidão salmonícola e, por isso, apenas abertos à pesca lúdica uma pequena parte de cada ano civil (cerca de 5 meses).

2 Metodologia

2.1 Área de Estudo

Está localizada na área da bacia hidrográfica do Minho, com início no troço compreendido entre a sua nascente (lugar do Lagarto, freguesia de Castro Laboreiro e Lamas de Mouro, concelho de Melgaço) e a sua confluência com o rio Minho, freguesia de Barbeita, concelho de Monção, incluindo toda a sua bacia hidrográfica, numa extensão de aproximadamente 35 Km do curso de água principal (esta bacia de drenagem não dispõe de qualquer linha de água submetida a regulamentação especial) (Figura 1).

Figura 1. A Bacia de drenagem do rio Mouro (adaptado de https://geneall.net/pt/mapa/16/viana-do-castelo/ e de https://en.m.wikipedia.org/wiki/File:Portugal_location_map.svg).

As massas de água propostas para constituírem este projeto abrangem ainda uma pequena área do Parque Nacional da Peneda-Gerês (freguesias de Castro Laboreiro e Lamas de Mouro, concelho de Melgaço, e de Gavieira, concelho de Arcos de Valdevez).

De acordo com a Carta de Ocupação e Uso do Solo 2018 (DGT, 2019), a bacia caracteriza-se por uma área rural de matriz predominantemente agrícola/florestal, ocupadas principalmente por povoamentos florestais de pinheiro-bravo e matos, culturas permanentes (sobretudo de vinha e alguns pomares) e áreas agrícolas dissemelhantes, áreas agrícolas intercaladas com espaços seminaturais e pastagens melhoradas (Figura 2).

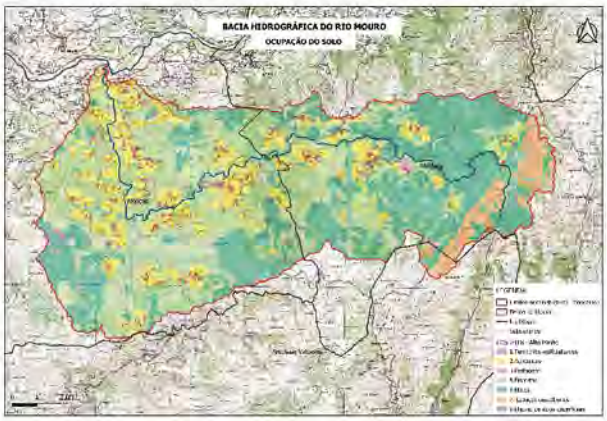


Figura 2. O uso do solo na bacia de drenagem do rio Mouro (DGT, 2019).

2.2. Seleção dos Locais de Amostragem

A representatividade constituiu o elemento determinante subjacente à escolha das estações de amostragem. Assim, conforme se pode observar na Figura 3, a sua escolha efetuou-se no pressuposto de serem os troços mais representativos para melhor avaliar a totalidade deste curso de água no que concerne à sua geomorfologia, diversidade de habitats que o constituem, estrutura da sua vegetação ripária, tipos de ocupação do solo, estruturas artificiais nele edificadas e possibilidade em aceder a esses mesmos locais. A opção em trabalhar um total de treze estações encontra-se profundamente relacionada com a necessidade de garantir uma boa caracterização da variação longitudinal dos habitats que constituem estes cursos de água de montanha e de melhor amostrar a área de maior ocorrência do salmão-do-Atlântico (*Salmo salar*) e acompanhar o programa bilateral há alguns anos instituído para a conservação da enguia-europeia (programa de translocação de juvenis de enguia retidas pela barragem da Frieira (rio Minho) para os afluentes da área do Troço Internacional do Rio Minho (TIRM).

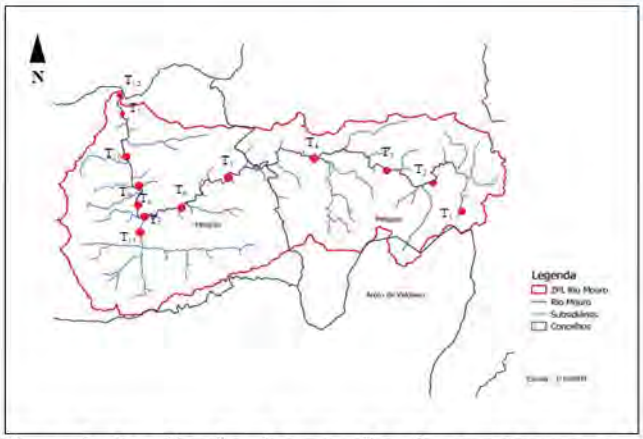


Figura 3. Localização das estações de amostragem na Bacia Hidrográfica do rio Mouro.

2.5 Tratamento de Dados

2.5.1 Caracterização da ictiofauna

Neste âmbito foi realizado o estudo dos dados relacionados com a idade, crescimento, condição física dos exemplares monitorizados, bem como a análise da sua relação com os diferentes tipos de habitats, onde foram capturados. As espécies estudadas foram a truta-de-rio (*Salmo trutta*), o escalo-do-norte (*Squalius carolitertii*), a boga (*Pseudochondrostoma duriense*) e o salmão (*Salmo salar*). No entanto, foram também capturadas enguias (*Anguilla anguilla*), panjorcas ou bogardos (*Acondrostoma* spp.) e góbios (*Gobio lozanoi*).

Para a determinação dos parâmetros de crescimento de cada espécie usou-se a equação de VON BERTALANFFY (1938), recorrendo ao software FISAT II (FAO/ICLARM STOCK ASSESSMENT 2.3. Caracterização hidromorfológica dos hábitats.

A caracterização dos habitats foi realizada com recurso à metodologia River Habitat Survey (RHS) (RAVEN et al., 2000), adaptada no âmbito da aplicação da Diretiva Quadro da Água (DQA). O RHS assenta num conjunto de procedimentos que envolvem a caracterização de variáveis hidromorfológicas e do corredor ribeirinho ao longo de 500 m, abrangendo uma faixa de 50 m de cada lado do rio. A qualidade hidromorfológica resulta da aplicação do índice de artificialização do canal (HMS - Índice de Modificação do Habitat) e índice de Qualidade do Habitat (HQA - Índice de Qualidade do Habitat) que se traduz numa medida de riqueza, raridade e de biodiversidade dos habitats ripícolas. Dotado de caráter permanente, este curso de água de acordo com a Diretiva Quadro da Água (DQA) enquadra-se em duas categorias:

a) na categoria dos rios montanhosos do Norte (Tipo M) (setores superior e intermédio), caracterizando-se pelas

altitudes elevadas e acentuados declives, com área de drenagem inferior a 100 km2 e elevado escoamento médio anual (entre os 800 e 1400 mm); e,

b) o seu terço inferior, com direção predominante Sul-Norte, e nas zonas de altitudes inferiores a 600 metros enquadra-se na tipologia dos rios do Norte de Média-Grande Dimensão (Tipo N1>100).

2.4 Amostragem da ictiofauna

A amostragem da ictiofauna decorreu entre os meses de julho e agosto de 2021, num total de 39 pescas (60 m/troço RHS). A metodologia adotada para a captura das espécies piscícolas assentou na técnica da pesca elétrica, processo comummente usado neste tipo de trabalhos que permite efetuar com relativa facilidade e alguma rapidez a captura das espécies piscícolas para efeitos de estudos desta natureza. A pesca elétrica constitui um processo eficiente e relativamente inofensivo para a fauna piscícola, embora fortemente seletiva por espécie e classe de tamanho CORTES (1995). Para este tipo de pesca foi utilizada corrente por impulsos (a uma tensão ajustada de 1000 Volts devido às reduzidas condutividades de 24,0 a 79,0 µS.cm-1), tendo para o efeito sido utilizado um aparelho portátil. Manteve-se, tanto quanto possível, uma intensidade de captura (CPUE) constante, de forma a amostrar todo o leito molhado de cada local de amostragem. Os indivíduos capturados foram identificados até à espécie, medidos, em termos do seu comprimento total (distância entre a extremidades da cabeça e da barbatana caudal), e pesados. Após a recolha destes dados biométricos foram retiradas algumas escamas de alguns exemplares representativos de todas as suas classes de comprimento por espécie capturada, para posterior avaliação em laboratório das suas idades pelo processo da escalimetria. As escamas foram colhidas com um bisturi da mesma zona corporal (região média), nomeadamente acima das suas linhas laterais e mantidas em invólucros devidamente identificados (local, data, peso, comprimento e espécie capturada).

2.5 Tratamento de dados

2.5.1 Caracterização da ictiofauna

Neste âmbito foi realizado o estudo dos dados relacionados com a idade, crescimento, condição física dos exemplares monitorizados, bem como a análise da sua relação com os diferentes tipos de habitats, onde foram capturados. As espécies estudadas foram a truta-de-rio (*Salmo trutta*), o escalo-do-norte (*Squalius carolitertii*), a boga (*Pseudochondrostoma duriense*) e o salmão (*Salmo salar*). No entanto, foram também capturadas enguias (*Anguilla anguilla*), panjorcas ou bogardos (*Acondrostoma* spp.) e góbios (*Gobio lozanoi*).

Para a determinação dos parâmetros de crescimento de cada espécie usou-se a equação de VON BERTALANFFY (1938), recorrendo ao software FISAT II (FAO/ICLARM STOCK ASSESSMENT TOOLS II - GAYANILO et al., 2005). Os comprimentos registados foram distribuídos por classes de 1 cm e por classes anuais. Para a obtenção dos comprimentos modais por idade recorreu-se ao modelo de BHATTACHARYA (1967) e ao modelo não sazonal de VON BERTALANFFY (1938).

A relação peso-comprimento foi estabelecida de acordo com a equação de BAGENAL e TESCH (1978), permitindo o cálculo do coeficiente de alometria (b) para cada uma das espécies estudadas. Segundo CORTES e FERREIRA (1993), este coeficiente constitui um indicador do crescimento dos indivíduos, assumindo valores compreendidos entre 2 e 4, oscilante de espécie para espécie, cuja variabilidade depende de fatores como a duração do dia, o tipo de habitats, sexo e, entre outros, da maturação sexual. Para aferir se o coeficiente b é significativamente diferente de 3 recorreu-se ao teste t – apresentado por ECONOMOU e PSARRAS (1991) e desenvolvido por PAULY e GAUSCHUTZ (1979). Com base nos dados anteriores foram calculados os coeficientes de condição física (K) para cada um dos indivíduos de cada espécie através da equação de RICKER (1975). Este fator garante-nos informação sobre a condição física das espécies estudadas. O fator (K) é um índice muito utilizado em estudos de biologia pesqueira, pois indica o grau de bem-estar do peixe no ambiente em que vive. De acordo com VAZZOLER (1996), este parâmetro, reflete aspetos nutricionais recentes e/ou gastos de reservas em atividades cíclicas que podem ser relacionadas com aspetos de natureza ambiental e comportamental das espécies.

No presente estudo, a idade dos peixes amostrados foi conhecida com recurso à escalimetria. A determinação da idade foi realizada em laboratório com o auxílio de lupa estereoscópica, por observação direta, em escamas dos indivíduos de cada uma das espécies estudadas. A avaliação da estrutura etária das populações foi efetuada com base no método BHATTACHARYA (1967). Nesta sequência, foi utilizada a segunda versão da ferramenta informática FAO-ICLARM - STOCK ASSESSMENT TOOLS (FISAT v. II, GAYANILO et al., 2005), a qual se encontra desenvolvida para conhecer e estudar de forma mais adequada as distribuições das espécies piscícolas por classes de comprimento. Para tal, foi usada a rotina ASSESS - MODAL PROGRESSION ANALYSIS. Com esta metodologia foi possível quantificar os comprimentos médios, o número de indivíduos, os desvios padrões e os índices de separação por classe de idade em estudo.

3 Considerações Finais

A bacia de drenagem do rio Mouro é constituída por linhas de água correntes, frias e oxigenadas, de baixos teores em

sais dissolvidos, galeria ripícola densa e com um mosaico heterogéneo de habitats, de conectividade longitudinal caracterizada por uma elevada alternância de correntes lentas e rápidas, onde a ação antrópica está patenteada em pequenos açudes usados para aproveitamento da água para rega e para garantir o funcionamento de alguns antigos moinhos e para o regadio tradicional. Este projeto beneficia já da implementação, realizada este ano em Aspras (Monção) pelo ICNF, de um sistema de passagem para peixes que permite alargar o continuum fluvial em cerca de 10 Km do curso de água principal, tendo em atenção os benefícios de conservação que daí poderão advir (JONES et al., 2020; GARCÍA-VEGA et al., 2021).

As suas águas, pouco eutrofizadas, expõem razoáveis a elevados níveis de oxigénio dissolvido, e em geral valores reduzidos de pH e baixa condutividade, dada a natureza geológica granítica das áreas desta bacia e que conferem uma baixa produtividade às suas águas (ABAD, 1982). O leito dos cursos de água desta área de drenagem apresentam-se fundamentalmente constituídos por substratos mais ou menos grosseiros (blocos, cascalho, areão), por uma reduzida diversidade de macrófitos aquáticos e uma densa cobertura ripícola em bom estado sanitário permitindo a coexistência de inúmeras formas de vida.

Com a criação desta ZPL pretende-se estabelecer um conjunto de regras que permitam melhorar a gestão destes recursos e ajudar a mudar mentalidades para a adoção de melhores práticas de pesca em águas interiores, sobretudo numa bacia hidrográfica, fortemente pressionada por uma população que elege a pesca às trutas, aos escalos, às bogas, como uma atividade muito associada à sua alimentação e, muitas vezes, excessiva e inapropriada. Nesse contexto, este projeto contempla a promoção da participação dos pescadores neste tipo de gestão para que a aceitação destas novas práticas se possa produzir sem grandes contratempos.

O projeto de ordenamento da pesca lúdico-desportiva na área da futura ZPL do rio Mouro será elaborado à escala da bacia de drenagem do rio Mouro, tendo como referencial metodológico o modelo de gestão da pesca implementado no rio Olo (MARTINHO, 2008), onde se preconiza a promoção da referida atividade de acordo com princípios mais conservacionistas dos recursos explorados. O POCTEP MIGRAMINHO MIÑO, concluído em 2021 (ANTUNES et al., 2020), contribuiu decisivamente para que este projeto fosse iniciado e se encetassem os necessários esforços para agir em prol da conservação destes recursos endógenos, adotando medidas capazes de contribuir para a proteção e recuperação dos habitats ribeirinhos e para a melhoria da gestão integrada das espécies aquícolas autóctones de que ainda dispomos nesta vasta área da Bacia Hidrográfica do rio Minho (MOTA et al., 2016).

Os planos de ordenamento dos recursos piscícolas têm como objetivo definir regras de gestão daquele património (ALMODÓVAR, 2001), as quais devem, anual ou periodicamente, ser avaliadas através da sua monitorização, uma vez que, como referem SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ et al. (2012), os parâmetros populacionais e de crescimento poderão variar em troços de rios com diferentes tipos de regulamentação de pesca lúdico-desportiva (troços onde a pesca é proibida, troços de pesca concessionados e troços de pesca livre). Assim sendo, o seu ordenamento deverá abarcar períodos de vigência, se necessário, reduzidos, para responder a eventuais alterações que, entretanto, se possam vir a produzir no meio aquático. Disso é exemplo as modificações provocadas nas massas de água por ação antrópica (contaminações, dragagens, criação de novas represas, transvases e introdução abusiva de espécies exóticas) (GARCIA DE JALÓN et al., 1993), entre outras ocorrências naturais (período de seca prolongada e de grandes cheias). Assim, caso não se verifiquem condições que determinem a sua antecipação, a execução deste tipo de trabalhos de monitorização deverá, tanto quanto possível, abranger períodos de cerca de 5 anos, pelo que a sua realização deverá ser efetuada preferencialmente em julho/agosto/setembro desses anos.

As intervenções já implementadas constituem um importante contributo para a melhoria da qualidade dos habitats e da conectividade longitudinal, apostando em ações tais como consolidação de taludes e/ou reabilitação da cortina ripária com espécies ripícolas autóctones. Num quadro de delimitação de troços de pesca (sem e com possibilidade de pescar com morte, assim como de zonas de proteção ou de pesca proibida), projetam-se outras ações complementares como a gestão das comunidades aquícolas autóctones, combate à proliferação de espécies exóticas e manutenção da sinalética obrigatória e de informação normativa geral, de sensibilização e de localização dos percursos de pesca, tendo como desiderato último, a preservação dos recursos naturais já referidos.

Neste contexto, os critérios que irão servir de base à definição de troços de pesca (troços onde será possível pescar com morte - com quotas diárias de pesca, com tamanhos mínimos, ... -, troços de pesca sem morte - recorrendo essencialmente a meios e processos de pesca coerentes com essa prática -, e zonas de proteção ou troços de pesca proibida), devem em muito ultrapassar a gestão da pesca nestas águas, pelo que será necessário estabelecer como prioridade a proteção de espécies cujo valor de conservação é incomensurável (e.g.: salmão-do-Atlântico (*Salmo salar*), a truta-marisca (*Salmo trutta*, morpho *trutta*) e a enguia-europeia (*Anguilla anguilla*)) (RIGHTON et al., 2021) cujo futuro muito depende de uma gestão mais equilibrada e da capacidade em manter ou valorizar a qualidade destes importantes ecossistemas ribeirinhos.

AGRADECIMENTOS

UNIVERSIDADE DE TRÁS-OS-MONTES E ALTO DOURO (UTAD): na pessoa da Senhora Professora Doutora Simone Varandas (Professora Auxiliar) pelo apoio técnico-científico, colaboração nos trabalhos de campo e ensinamentos prestados;

AQUAMUSEU DO RIO MINHO/CIIMAR: na pessoa do Senhor Professor Doutor Carlos Antunes pela revisão desta publicação e colaboração prestada;

UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA (USC - FACULDADE DE BIOLOGIA - DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA, GENÉTICA E ANTROPOLOGIA FÍSICA): na pessoa do Senhor Professor Doutor Fernando Cobo Gradin, pelo apoio técnico-científico e ensinamentos prestados;

ICNF/DGFNL (Divisão de Gestão Florestal Norte Litoral): nas pessoas dos Senhores Engenheiro Paulo Andrade (Técnico Superior) e João Táboas (Assistente Técnico) pela colaboração nos trabalhos de monitorização e pela colaboração prestada na produção da cartografia (ArcGis);

ICNF/DRCNFN/GFR (Gestão de Fogos Rurais): na pessoa da Senhora Engenheira Anita Pinto (Técnica Superior) pela colaboração prestada na produção da cartografia (ArcGis);

Ao Senhor André Gomes (Licenciado em Turismo e Estudante do Curso de Engenharia Florestal da UTAD) pelo apoio e colaboração nos trabalhos de campo.
Ao Senhor António Rodrigues pela colaboração nos trabalhos de campo.

REFERÊNCIAS

ABAD, N. 1982. Ecologie e dynamique dês populations de truites communes (*Salmo trutta fario* L.) dans le bassin du Tarn. These présentée à L'Institute National polytechnique de Tolouse pour obtenir le grade de Docter de troisiéme Cycle. Sciences et Techniques en production animale, icthyologie appliquée, 211 pp.

ALMODÓVAR, A. 2001. La trucha común hacia una nueva estratégia de conservación. In: Atlas y libro rojo de los peces continentales de España. pp 303-313. Doadrio I (ed.). Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 364 pp.

ANTUNES C., LÓPEZ R., CABALLERO, P. COBO, F. VIEIRA-LANERO R., BARCA S., COBO, M., NACHÓN, D., 2020. Peixes migradores do rio Minho. Interreg España-Portugal. Migraminho Miño. 1ª Edição. ISBN 978-989-96062-8-9. Empresa Diário do Porto.

BAGENAL, T.B., TESCH, F.W. 1978. Age and growth. In: Methods for assessment of fish production in freshwater. 101-136 pp. Bagenal T.B. (ed.), 3ª Edição. Blackwell Scientific Publications. London.

BHATTACHARYA, C.G. 1967. A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. Biometrics, 23: 115-135.

CORTES, R.M.V., FERREIRA, T.M. 1993. Metodologia para o estudo da estrutura das populações de ictiofauna em águas interiores. Série didáctica. Ciências Aplicadas 28, UTAD, Vila Real.

CORTES, R.M.V., 1995. Estudo ecológico de um rio de montanha: o rio Olo no Parque Natural do Alvão. UTAD, Vila Real, 50 pp.

DGT. 2019. Direção-Geral do Território. Carta de Ocupação e Uso do Solo. https://www.dgterritorio.gov.pt/Carta-de-Uso-e-Ocupacao-do-Solo-para-2018.

ECONOMOU, A.N., PSARRAS C.T. 1991. Growth and morphological development of chub, Leuciscus cephalus

GARCIA DE JALÓN, D., MAYO, M., HERVELLA, F., BARCELÓ, E., FERNÁNDEZ T. 1993. Principios y técnicas de gestion de la pesca en aguas continentales. Mundi-Prensa, Madrid. 247 pp.

GARCÍA-VEGA A., FUENTES-PÉREZ J.F., URRETABIZKAIA P.M., GANUZA J.A., SANZ-RONDA F.J. 2022. Upstream migration of anadromous and potamodromous brown trout: patterns and triggers in a 25-year overview. Hydrobiologia 849: 197-213. https://doi.org/10.1007/s10750-021-04720-9.

GAYANILO, F.C.Jr., SPARRE, P., PAULY, D. 2005. FAO-ICLARM stock assessment tools II (FISAT II) (Revised version). User's guide. FAO computerized information series (fisheries). Nº 8. Rome FAO. 168 pp.

INAG, I.P. 2008. Tipologia de rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água. I - Caracterização abiótica. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

INAG, I.P. 2009. Critérios para a Classificação do Estado das Massas de Água Superficiais - Rios e Albufeiras. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, 2009

JONES, P.E., CHAMPNEYS, T., VEVERS, J, et al.. 2020. Selective effects of small barriers on river-resident fish. J Appl Ecol. 2021; 58: 1487-1498. https://doi.org/10.1111/1365-2664.

MARTINHO, A.M.V. 2008. Gestão sustentável de populações de Truta (*Salmo trutta*): O Caso do Rio Olo. Dissertação de Mestrado em Engenharia de Produção Florestal. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real. 153 pp.

MOTA M., ROCHARD E., ANTUNES C. 2016. Status of the Diadromous Fish of the Iberian Peninsula: Past, Present and Trends. Limnetica, 35 (1): 1-18 (2016).

PAULY, D., GAUSCHUTZ. 1979. A simple method for fitting oscillating length growth data with a program for pocket calculators. Demersal Fish Committee, CM 19797/G/24.

RAVEN, P.J.M., HOLMES, N.T.H., NAURA, M., DAWSON F.H. 2000. Using River Habitat Survey for environmental assessment and catchment planning in the U.K. Hydrobiologia, 422-423: 359-367.

RICKER, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, 191. Ottawa: Department of the Environment Fisheries and Marine Science.

RIGHTON D., PIPER A., AARESTRUP K., AMILHAT E., BELPAIRE C., CASSELMAN J., CASTONGUAY M., DÍAZ E., DORNER H., FALIEX E., FEUNTEUN E., FUKUDA N., HANEL R., HANZEN C., JELLYMAN D., KAIFU K., MCCARTHY K., MILLER M.J., PRATT T., SASAL P., SCHABETSBERGER R., SHIRAISHI H., SIMON G., SJOBERG N., STEELE K., TSUKAMOTO K., WALKER A., WESTERBERG H., YOKOUCHI K., GOLLOCK M. 2021. Important questions to progress science and sustainable management of anguillid eels. Fish and Fisheries 22: 762-788. https://doi.org/10.1111/faf.12549.

VAZZOLER, A.E.A.M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá: EDUEM, 169 pp.

VON BERTALANFFY, L. 1938. A quantitative theory of organic growth. Hum. Biol., 10(2): 181-213.

Conference Paper from the X Iberian Symposium on the Hydrographic Minho River Basin ("X Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho")

e-ISSN: 2595-5527
Special Issue, p. 36-43, 2021
Doi: 10.32435/envsmoke/xibesymp.6

THE IMPORTANCE OF TAXONOMY ON BASE SCIENCE: THE CASE STUDY OF THE CRUSTACEAN POPULATIONS OF THE MINHO RIVER ESTUARY (NW IBERIAN PENINSULA)

Nuno Gomes[1,2]; Dimitri de Araújo Costa[1,2]; Harold Cantallo[1]; Carlos Antunes[1,2]*

Abstract

Although species identification is a central component on Biological Sciences, misidentifications are quite common generating error cascade effects on other environmental studies, resulting on erroneous population estimates, status, trends, and distribution data. One of the main causes of these errors occurs when dealing with damaged material, immature specimens, sexual dimorphism, intraspecific variation, and species with poor or outdated descriptions. Furthermore, usually there is no material retained as voucher of the specimens studied in scientific collections, hindering confirmation the identified species, in morphoanatomical and genetic scope. Even with this reliance on species identification taxonomy has been in decline for many years. In this study, we present the case study of the crustaceans identified for the Minho River estuary (NW Iberian Peninsula), using a taxonomic approach comparing these results with the biological surveys obtained through various ecology studies performed for 4 decades. A total of 64 species of crustaceans were identified within this study, in which 44 were new records for the Minho River estuary, compared to the 25 species identified on the biological surveys analyzed. Being one of the first studies of this nature in the Minho River, the main objective will be to provide taxonomic support in future projects in this area, contributing to the knowledge of the fauna of Portugal and the Iberian Peninsula.

Keywords: Biological Sciences. Crustacea. Species Identification. Scientific Collections.

[1]Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research (CIIMAR), University of Porto, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Avenida General Norton de Matos, s/n, 4450-208 Matosinhos, Portugal.

[2]Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal.

*Corresponding author: Nuno@ciimar.up.pt

Submitted on: 9 Dec. 2021
Accepted on: 17 Dec. 2021
Published on: 31 Dec. 2021

© Copyright 2021

1 Introduction

The starting point of modern taxonomy is attributed to Carl Linnaeus' publications "Species Plantarum" in 1753 (LINNAEUS, 1753) and "Systema Naturae" in 1758 (LINNAEUS, 1758), in which the binomial nomenclature was introduced and subsequentially rules for species descriptions and its terminology were created, laid down the groundwork for the emergence of modern systematics. And although taxonomy is one of the central scientific disciplines for the knowledge of biodiversity and study of environmental sciences, it has been in decline for many years.

Species identification is a central component on the elaboration of species distribution models through population surveys based on presence or absence (COSTA et al., 2015). Nonetheless species misidentifications affect the accuracy of these models (BEERKIRCHER et al., 2009; SHEA et al., 2011), generating error cascade effects on other biological sciences (BORTOLUS, 2008), resulting on erroneous population estimates, status, trends, and distribution data (SHEA et al., 2011). Difficulties on species level identifications are quite common, especially when dealing with damaged material, immature specimens, sexual dimorphism, intraspecific variation, and species with poor or outdated descriptions.

In this study, we present as a case study the crustaceans identified for the Minho River estuary (NW Iberian Peninsula), using a taxonomic approach, and compare those results with the biological surveys obtained through various ecology studies performed during the last 4 decades, in the same study area, with primary or secondary focus based on macroinvertebrate ecology, utilizing the same sampling methodologies. In addition, we emphasize the importance of storing part of the organisms studied in scientific collections, which allows the material to be re-analysed by specialists on further surveys.

2 Material and Methods

Study Area: The Iberian Peninsula and the Minho River

The estuary of the Minho River, located in the Northwest of the Iberian Peninsula has a length of approximately 40 km, with a total area of 23km2 (SOUSA et al., 2008), a maximum width of 2 km, with a medium depth of 4m and a maximum depth of 23m in Vila Nova de Cerveira (ZACARIAS, 2007). With a minimum flow of 60m3/s and a maximum of 2500m3/s (ZACARIAS, 2007), various sedimentary islands and with a mesotidal partially mixed system tending towards a salt wedge estuary during the high floods (SOUSA; GUILHERMINO; ANTUNES, 2005), providing for a variety of habitats such as salt marshes, mudflats, sand flats and freshwater making for a high species diversity.

Specimen sampling

Specimens examined were collected during at the International Minho River, on the estuarine zone (Figure 1), with following methods: 1) plankton net with a 200µm mesh, in Caminha, Portugal (41°52'32.40"N / 8°51'30.39"W) on May, 2020; 2) beam trawl in Caminha (41°52'04.8"N / 8°51'18.8"W) on June 2021; 3) by hand on rock in Caminha, Portugal (41°52'00"N / 8°51'15.90"W) on March 2021; 4) glass eel fishing bycatch, in Caminha, Portugal (41°52'59.00"N / 8°50'14.00"W), during a new moon night on flood tides, using stow net (length of float lines 10m, bottom anchored lead line of 15m, height 8m, mesh size 1-2mm, covering an area of 50m2), on April, 2020; 5) glass eel fishing bycatch, in Caminha, Portugal (41°52'44.80"N / 8°50'26.25"W), on March 2021; 6) on sediment sampling on saltmarsh with a Van Veen grab sampler in Caminha, Portugal (41°52'30.42"N / 8°49'52.97"W) on March, 2006; 7) on sediment sampling with a Van Veen grab sampler in Caminha, Portugal (41°53'23.00"N / 8°50'09.92"W), on September, 2020; 8) on sediment in front of Morraceira das Varandas Island (41°52'04.8"N 8°51'18.8"W) on September 2020 with Van Veen grab sampler; 9) in buccal cavity of *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758), captured with trammel fishing net in Vila Nova de Cerveira, Portugal (41°55'57.67"N/ 8°45'33.85"W); 10) fyke nets (length 7m, mesh size 10mm, with two funnel shaped openings), in Vila Nova de Cerveira, Portugal (41°57'1.69"N/ 8°44'42.74"W); 11) in gut contents of Alosa sp., captured with seine net in Goián, Spain (41°57'05.11"N / 8°44'53.39"W), on November, 2020.

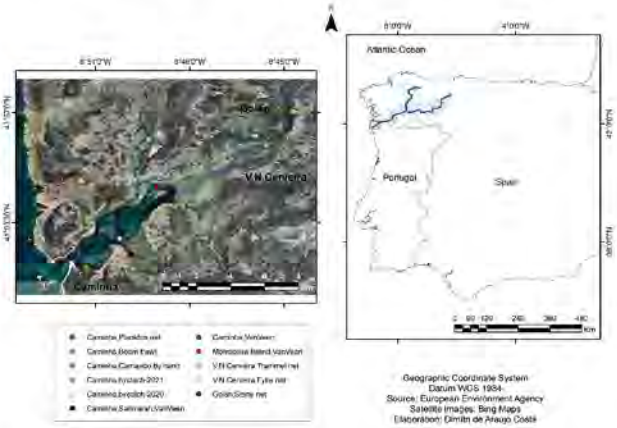


Figure 1- Study area, located at the Minho River estuary (NW Iberian Peninsula), with highlight on the sampling points and methods in the international zone. Satellite images: Bing Maps.

Crustacean communities' analysis

For the purpose of comparison between quantity of species identified using a taxonomic approach versus the quantity of species identified on studies utilizing ecological approaches, 7 papers were chosen (ANTUNES; WEBER, 1996; COSTA-DIAS et al., 2010; ILARRI et al., 2014; MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993; PICANÇO et al., 2014; SOUSA et al., 2008; WEBER, 1985) from the same study area, with primary or secondary focus based on macroinvertebrate ecology, utilizing the same sampling methodologies, except for bycatch glass eel sampling, in which was used a stow net with bag.

Species checklist compiled from published literature (including PhD theses) in the Minho River estuary area. Sampling area, depth and sediment description are given whenever available on original publication. The estuary was divided in four different areas: Area 1 (A1): Mouth of the estuary; Area 2 (A2): Transition zone; Area 3 (A3): Salt marsh, Area 4 (A4): Interior zone (Figure 2), in order to accommodate all species according to habitat. The criterion for defining the areas was based on salinity and type of communities present in each area.

Figure 2- Minho River estuary habitat division (A1: Mouth of the river; A2: Salt marshes; A3: Transition zone; A4: Interior zone). Left image: Red lines highlighting section limits; Black square highlighting the area in which the salt marshes are included. Right image: Yellow circles highlighting Rio Coura (Portugal) and Río Tamuxe (Spain) salt marshes.

3 Results and Discussion

Study case on Crustaceans of the Minho River

A total of 64 species of crustaceans were identified within this study in which 49 were new records for the Minho River estuary, compared to the 25 species identified on the 7 papers analysed (Table 1, Table 2, Table 3). As most specimens fail to be screened due to their small sizes and the lack of knowledge on some groups makes them unrecognizable to the "untrained eye" by non-specialists. With 64 species identified, the most diverse group was the Order Amphipoda with 30 species, followed by Isopoda with 18 species, Decapoda with 6, Cumacea with 4, Mysida with 3, Leptostraca with 2, Tanaidacea with 1 and Balanomorpha also with 1 species. Amphipoda was the group which increased its number of species the most with 8 species being identified on the studies analysed versus the 30 species identified in this study (Table 1). Cumacea, Leptostraca and Balanomorpha were recorded on the Minho River for the first time. Also 2 species were recorded for the first time in Portugal *Nebalia strausi* Risso, 1826 and *Parametopa kervillei* Chevreux, 1901, expanding their known distribution range. The exotic species *Austrominius modestus* (Darwin, 1854) was also recorded for the first time on the north region of Portugal.

Table 1- Comparison between the number of species recorded in previous studies and the species recorded in this study, by Order.

Order	Nº of species recorded on previous studies	Nº of species recorded in this study
Amphipoda	8	29
Balanomorpha	0	1
Cumacea	0	4
Decapoda	8	6
Isopoda	7	18
Leptostraca	0	2
Mysida	1	3
Tanaidacea	1	1

Table 2- Comparison between the number of species recorded in previous studies and the species recorded in this study, by sampling methodology.

Sampling methodology	Nº of species recorded on previous studies	New records in this study	Total nº of species recorded
Glass eel fishing bycatch	4	41	56
Intertidal	9	2	11
Subtidal sediment	22	1	24
Fyke nets	5	0	5
Beam trawl	4	4	8

Table 3- List of Crustacean species recorded at the Minho River estuary. Area of collection in the Minho River estuary: **A1**- mouth of the river; **A2**- salt marshes; **A3**- transition zone; **A4**- fresh water (reference abbreviation: (WEBER, 1985)-**A**; (ANTUNES; WEBER, 1996)-**B**; (MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993)-**C**; (SOUSA et al., 2008)-**D**; (COSTA-DIAS et al., 2010)-**E**; (SOUSA et al., 2013)-**F**; (PICANÇO et al., 2014)-**G**; (ILARRI et al., 2014)-**H**).

Order	Species	Reference	Area	Sampling information
Amphipoda	*Abludomelita gladiosa* (Bate, 1862)	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Ampelisca aequicornis Bruzelius, 1858	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Ampelisca armoricana Bellan-Santini & Dauvin, 1981	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Ampelisca lusitanica Bellan-Santini & Marques, 1986	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Ampelisca pectenata Reid, 1951	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Ampelisca rubella Costa, 1864	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Ampelisca serraticaudata Chevreux, 1888	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Ampelisca spinimana Chevreux, 1887	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Apherusa jurinei (Milne-Edwards, 1830)	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Aora gracilis (Bate, 1857)	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Bathyporeia pilosa Lindstrom, 1855	(MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993; SOUSA et al., 2008)	C: A2 and A3; D: Without location	C: dredge on medium and fine sand
	Bathyporeia sarsi Watkin, 1938	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Caprella danilevskii Czerniavski, 1868	This study	A1	Beam trawl
	Corophium multisetosum Stock, 1952	This study; (MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993; SOUSA et al., 2008)	This study: A1; C: A4; D: A3	This study: Glass eel fishing bycatch; C: dredge on gravel and medium sand; D: dredge on gravel, clay, coarse and fine sand
	Corophium volutator (Pallas, 1766)	(WEBER, 1985)	A: A1, A2 and A3	A: Intertidal sampling; Possible misidentification
	Dexamine spinosa (Montagu, 1813)	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Echinogammarus marinus (Leach, 1815)	This study	A1	On intertidal among *Fucus* spp.
	Echinogammarus stoerensis (Reid, 1938)	This study	A1	Beam trawl
	Gammarus chevreuxi Sexton, 1913	This study; (MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993; SOUSA et al., 2008)	This study: A1; C: A3 and A4; D: A3	This study: Glass eel fishing bycatch; C: dredge on gravel medium and fine sand; D: dredge on clay, very coarse, medium and fine sand
	Gammarus pulex (Linnaeus, 1758)	(SOUSA et al., 2008)	A4	
	Haustorius arenarius (Slabber, 1769)	This study; (MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993; SOUSA et al., 2008)	This study: A1; C: A3; D: A1	This study: Glass eel fishing bycatch; C: dredge on medium and fine sand; D: dredge on medium sand
	Jassa falcata (Montagu, 1808)	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Lepidepecreum longicorne (Bate, 1862)	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Leptocheirus pilosus Zaddach, 1844	This study; (PICANÇO et al., 2014)	This study: A3; G: A2	This study: Van Veen dredge, on medium sand; G: Van Veen dredge on gravel, coarse and medium sand, at depths ranging between 2 to 3 meters
	Maera grossimana (Montagu, 1808)	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Melita palmata (Montagu, 1804)	This study; (MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993; PICANÇO et al., 2014; SOUSA et al., 2008)	This study: A1; C: A2; D: Without location ; G: A2	This study: Glass eel fishing bycatch; C: dredge on medium and fine sand; G: Van Veen dredge at depths ranging from 2 to 3m, on gravel, coarse, medium and fine sand
	Nototropis guttatus Costa, 1853	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Nototropis vedlomensis (Bate & Westwood, 1863)	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Parajassa pelagica (Leach, 1814)	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Parametopa kervillei Chevreux, 1901	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Tryphosites longipes (Bate, 1862)	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Urothoe brevicornis Bate, 1862	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
Balanomorpha	*Austrominius modestus* (Darwin, 1854)	This study	A1	On intertidal rocks, associated with *Fucus* spp.
Cumacea	*Iphinoe tenella* Sars, 1878	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Iphinoe trispinosa (Goodsir, 1843)	This study	A1	Glass eel fishing bycatch

	Diastylis bradyi Norman, 1879	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Diastylis cornuta (Boeck, 1864)	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
Decapoda	*Atyaephyra desmarestii* (Millet, 1831)	This study;(ANTUNES; WEBER, 1996; COSTA-DIAS et al., 2010; ILARRI et al., 2014; WEBER, 1985)	This study: A4; A: Without location ; B: A4; E: A2; H: A3	This study: fyke nets; B: glass eel fishing bycatch; E: beam trawl; H: fyke nets
	Carcinus maenas (Linnaeus, 1758)	This study; (COSTA-DIAS et al., 2010; ILARRI et al., 2014; MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993; PICANÇO et al., 2014; WEBER, 1985)	This study: A1; A: Without location ; C: Without location ; E: A1 andA2; G: A2; H: A3	This study: glass eel fishing bycatch; E: beam trawl; G: Van Veen dredge at depths ranging from 1,5 to 3 m, in gravel, coarse, medium and fine sand; H: fyke nets
	Crangon crangon (Linnaeus, 1758)	This study; (ANTUNES; WEBER, 1996; COSTA-DIAS et al., 2010; ILARRI et al., 2014; MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993; PICANÇO et al., 2014; WEBER, 1985)	This study: A1; A: Without location ; B: A4; C: Without location ; E: A1, A2 and A3; G: A2; H: A3	This study: glass eel fishing bycatch; B: glass eel fishing bycatch; E: beam trawl; G: Van Veen dredge at depths ranging from 1.5 to 2m; H: fyke nets;
	Diogenes pugilator (P. Roux, 1829)	(SOUSA et al., 2008)	D: A1; A2	D: Van Veen dredge
	Palaemon longirostris Milne Edwards, 1837	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Palaemon serratus (Pennant, 1777)	(ANTUNES; WEBER, 1996; ILARRI et al., 2014; WEBER, 1985)	A: Without location ; B: A4; H: A4	A: Intertidal sampling; B: Glass eel fishing bycatch; H: fyke nets
	Procambarus clarkii (Girard, 1852)	This study; (COSTA-DIAS et al., 2010; SOUSA et al., 2013)	This study: A4; E: A3 and A4; F: A4	This study: fyke nets; E: beam trawl; F: fyke nets
	Processa modica Williamson, 1979	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
Isopoda	*Ceratothoa* aff. *oestroides* (Risso, 1826)	This study	A3	Trammel net on Alosa alosa mouth
	Cyathura carinata (Kroyer, 1847)	This study; (MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993; PICANÇO et al., 2014; SOUSA et al., 2008; WEBER, 1985)	This study: A1; A: A1 C: Without location ; D: A3; G: A2	This study: Glass eel fishing bycatch; A: Intertidal sampling; C: dredge on medium and fine sand; D: Van Veen dredge in medium and fine sand; G: Van Veen dredge at depths ranging from 1.5 to 3.5m, on gravel, coarse, medium and fine sand
	Dynamene bidentata Adams, 1800	This study	This study: A1	This study: Glass eel fishing bycatch
	Dynamene magnitorata Holdich, 1968	This study	This study: A1	This study: Glass eel fishing bycatch
	Eurydice affinis Hansen, 1905	This study	This study: A1	This study: Glass eel fishing bycatch
	Eurydice pulchra Leach, 1815	(MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993; WEBER, 1985)	A: Without location ; C: A2 and A3	A: Intertidal sampling; C: dredge on medium and fine sand
	Gnathia vorax (Lucas, 1849)	This study	This study: A1	This study: Glass eel fishing bycatch
	Ischyromene lacazei Racovitza, 1908	This study	This study: A1	This study: Glass eel fishing bycatch
	Idotea balthica (Pallas, 1772)	(MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993)	C: A2 and A3	C: dredge on medium and fine sand; Possible misidentification
	Idotea chelipes (Pallas, 1766)	This study	This study: A1	This study: Glass eel fishing bycatch
	Idotea neglecta Sars, 1897	This study	This study: A1	This study: Glass eel fishing bycatch
	Idotea pelagica Leach, 1816	This study	This study: A1	This study: Beam trawl
	Jaera (Jaera) albifrons Leach, 1814	This study	This study: A1	This study: Beam trawl
	Lekanesphaera hookeri (Leach, 1814)	This study	This study: A1	This study: Glass eel fishing bycatch
	Lekanesphaera levii (Argano & Ponticelli, 1981)	This study; (MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993)	This study: A1; C: A2 and A3	This study: Glass eel fishing bycatch; C: dredge on medium and fine sand (as *Sphaeroma monodi*)
	Lekanesphaera rugicauda (Leach, 1814)	This study	This study: A1	This study: Glass eel fishing bycatch
	Paragnathia formica (Hesse, 1864)	This study ; (PICANÇO et al., 2014)	This study: A1; G: A2	This study: Glass eel fishing bycatch; G: Van Veen dredge at 3m depth, on gravel and coarse sand
	Sphaeroma serratum (Fabricius, 1787)	This study; (PICANÇO et al., 2014; WEBER, 1985)	This study: A3; A: Without	This study: Van Veen 4.8m depth, on fine sand; A: Intertidal sampling; G:

			location ; G: A2	Van Veen dredge at 3m depth, on gravel, coarse, medium and fine sand
	Saduriella losadai Holthuis, 1964	This study; (ANTUNES; WEBER, 1996; MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993; PICANÇO et al., 2014; SOUSA et al., 2008; WEBER, 1985)	This study: A1; A: A3; B: A4; C: A3 and A4; D: A3; G: A2	This study: Glass eel fishing bycatch; A: Intertidal sampling; B: Glass eel fishing bycatch; C: dredge on gravel, medium and fine sand; D: Van Veen dredge in medium sand; G: Van Veen dredge at depths ranging from 2 to 3.5m, on gravel and coarse sand
	Stenosoma lancifer (Miers, 1881)	This study	This study: A1	This study: Glass eel fishing bycatch
Leptostraca	*Nebalia strausi* Risso, 1826	This study	This study: A1	This study: Glass eel fishing bycatch
	Sarsinebalia cristoboi Moreira, Gestoso & Troncoso, 2003	This study	This study: A1	This study: Glass eel fishing bycatch
Mysida	*Gastrosaccus spinifer* (Goës, 1864)	This study; (MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993)	This study: A1; C: A1	This study: Glass eel fishing bycatch; C: dredge on coarse and medium sand
	Neomysis integer (Leach, 1814)	This study	This study: A1	This study: Glass eel fishing bycatch
	Praunus neglectus (Sars, 1869)	This study	This study: A1	This study: Glass eel fishing bycatch
Tanaidacea	*Heterotanais oerstedii* (Krøyer, 1842)	(PICANÇO et al., 2014)	G: A2	G: Van Veen dredge at depths ranging from 1,5 to 3 meters, in gravel, coarse and medium sand

A total of 6 species were not identified at species level within this study and 11 on the studies analysed (Table 4), and due to the inexistence of vouchers, re-examination and further identification was not possible, with the identity of these species remaining unresolved. Furthermore, an overlap on the 3 species identified as *Gammarus* sp. (Table 4) (PICANÇO et al., 2014; SOUSA et al., 2008; WEBER, 1985) is also probable although confirmation is not possible.

Regarding possible misidentifications on previous studies, in WEBER, (1985), *Cyathura carinata* (Krøyer, 1847) was misidentified as *Anthura gracilis* (Montagu, 1808) and corrected posteriorly in this same work (handwritten notes performed by the author). While the species identified as *Corophium volutator* (Pallas, 1766) may have been misidentified, as the species *Corophium multisetosum* Stock, 1952 is an abundant and common species on the estuary and *C. volutator* was not recorded before or since this study. In (MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993) the species *Idotea balthica* (Pallas, 1772) might also been a misidentification as this species is commonly found in marine environments while this genus is represented in the Minho River estuary by the brackish species *Idotea chelipes* (Pallas, 1766).

Table 4- List of specimens without species level identification. Area of collection in the Minho River estuary: **A1**- mouth of the river; **A2**- salt marshes; **A3**- transition zone; **A4**- fresh water (reference abbreviation: (WEBER, 1985)-**A**; (ANTUNES; WEBER, 1996)-**B**; (MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993)-**C**; (SOUSA et al., 2008)-**D**; (COSTA-DIAS et al., 2010)-**E**; (SOUSA et al., 2013)-**F**; (PICANÇO et al., 2014)-**G**; (ILARRI et al., 2014)-**H**).

Order	Species	Reference	Area	Sampling information
Amphipoda	Calliopiidae sp.	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Calliopiidae sp.1	(MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993)	Without location	
	Calliopiidae sp.2	(MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993)	Without location	
	Caprella sp.	This study	A1	Beam trawl
	Centromedon sp.	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Corophium sp.	(PICANÇO et al., 2014)	A3	Van Veen dredge
	Gammarus sp.	(WEBER, 1985)	Without location	Intertidal sampling
	Gammarus sp.	(SOUSA et al., 2008)	Without location	Van Veen dredge
	Gammarus sp.	(PICANÇO et al., 2014)	A2	Van Veen dredge
	Leptocheirus sp.	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
	Leptocheirus sp.	(MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993)	Without location	
	Protohyale (*Protohyale*) sp.	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
Decapoda	*Liocarcinus* sp.	(MAZÉ; LASTRA; MORA, 1993)	Without location	
	Palaemon sp.	(COSTA-DIAS et al., 2010)	A2	Beam trawl
Isopoda	*Cymodoce sp.*	This study	A1	Glass eel fishing bycatch
Mysida	*Mysis* sp.	(WEBER, 1985)	Without location	Intertidal sampling
	Praunus sp.	(SOUSA et al., 2008)	Without location	Van Veen dredge

Species diversity is higher on the river mouth with a total of 60 species found, with 47 of them being exclusively sampled in this area (Table 5). The salt marshes and the transitional zone had 16 and 17 species sampled respectively, with one of them being only sampled on the Coura River salt marsh (Table 3, Table 5). The area with least diversity was the interior zone (mainly freshwater, up to 0.07 PSU salinity during the summer months) with 6 species, one of them only sampled in this area (Table 3, Table 5) Although the species *Ceratothoa* aff. *oestroides* was only collected at the transitional zone, the fact that this species has a parasitic behaviour, links its distribution to the host fish distribution (Allis shad: *Alosa alosa* Linnaeus, 1758). Nevertheless, this raises the interesting question on how this isopod species handles the sudden shifts on salinity while migrating upstream with its host, in this case Allis shad. Apart from some brackish water species resident in the river estuary, most of the species examined were adventitious marine fauna transported upstream through the dynamics of rising tides (Table 2), making this ecological compartment the least known for this section of the Minho River estuary. Resident brackish water species were found on the mouth river, salt marshes and transitional areas, while species commonly found on freshwater had their distribution mostly restricted to the interior and transitional zones. The species sampled across the entirety of the study area include *Saduriella losadai* Holthuis, 1964, *Gammarus chevreuxi* Sexton, 1913 and *C. multisetosum* (Table 3).

Table 5- Number of species per area.

Area	N° of species sampled	N° of species sampled exclusively on the respective area
River mouth (**A1**)	60	47
Salt marshes (**A2**)	16	1
Transitional zone (**A3**)	17	1
Interior zone (**A4**)	6	1

Since most works on ecology do not require species level identification, a large fraction of the local macroinvertebrate fauna will remain invisible, resulting on large biodiversity underestimations. Furthermore, the lack of knowledge on some micro-habitats may reveal more hidden biodiversity. This problematic raises a few interesting questions, such as how to approximate ecological surveys to taxonomic rigorous identifications and how these two sciences can improve each other with sampling and identification methodologies that can satisfy both approaches to fauna surveys.

Since comprehensive studies based on local fauna are still far from being completed, especially regarding the knowledge on Portuguese and the Iberian crustacean fauna, a great effort is still needed to meet the taxonomical requirements in modern biological sciences.

4 Conclusions

Taxonomy, applied through specialists in the groups studied, is essential for the reasonable development and support of studies in environmental sciences. Works involving ecology, for example, should integrate taxonomists in their analyses and allow the storage of part of the studied material in scientific collections, obeying the good scientific conduct of re-analysis of the studied biological material. The taxonomic study of crustaceans from International Minho River served as an example in this work to highlight the importance of good identification, allowing the verification of new occurrences for the studied area, as well as the establishment of exotic species. Other areas of environmental sciences should therefore follow this conduct, thus valuing the laborious and dedicated work of taxonomists in each group under study.

REFERENCES

ANTUNES, C.; WEBER, M. The glass eel fishery and the by-catch in the Rio Minho after one decade (1981-1982 and 1991-1992). **Archives of Polish Fisheries**, v. 4, p. 131-139, 1996.

BEERKIRCHER, L. et al. Effects of species misidentification on population assessment of overfished white marlin *Tetrapturus albidus* and roundscale spearfish *T. georgii*. **Endangered Species Research**, v. 9, p. 81-89, 10 dez. 2009.

BORTOLUS, A. Error cascades in the Biological Sciences: the unwanted consequences of using bad taxonomy in ecology. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 37, n. 2, p. 114-118, 2008.

COSTA-DIAS, S. et al. Factors influencing epibenthic assemblages in the Minho Estuary (NW Iberian Peninsula). **Marine Pollution Bulletin**, v. 61, n. 4-6, p. 240-246, 2010.

COSTA, H. et al. Impacts of Species Misidentification on Species Distribution Modelling with Presence-Only Data. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 4, n. 4, p. 2496-2518, 16 nov. 2015.

ILARRI, M. I. et al. Influence of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) on estuarine epibenthic assemblages. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 143, n. March, p. 12-19, 2014.

LINNAEUS, C. **Species plantarum exhibentes plantas rite cognitas ad genera relatas, cum differentiis specificis, nominibus trivialibus, synonymis selectis, locis natalibus, secundum systema sexuale digestas**. Holmiæ [Stockholm]: Impensis Laurentii Salvii, 1753.

LINNAEUS, C. **Systema naturae per regna tria naturae :secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis**. Editio dec ed. Holmiæ [Stockholm]: Impensis Direct. Laurentii Salvii, 1758.

MAZÉ, R. A.; LASTRA, M.; MORA, J. Macrozoobentos del estuario del Mino (NO de Espana). **Publicaciones Espec. Inst. Español Oceanogr.**, v. 11, p. 283-290, 1993.

PICANÇO, T. C. et al. Influence of the abiotic characteristics of sediments on the macrobenthic community structure of the Minho estuary saltmarsh (Portugal). **Limnetica**, v. 33, n. 1, p. 73-88, 2014.

SHEA, C. P. et al. Misidentification of freshwater mussel species (Bivalvia:Unionidae): contributing factors, management implications, and potential solutions. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 30, n. 2, p. 446-458, jun. 2011.

SOUSA, R. et al. Subtidal macrozoobenthic assemblages along the River Minho estuarine gradient (north-west Iberian Peninsula). **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 18, p. 1063-1077, nov. 2008.

SOUSA, R.; GUILHERMINO, L.; ANTUNES, C. Molluscan fauna in the freshwater tidal area of the River Minho estuary, NW of Iberian Peninsula. **Annales de Limnologie**, v. 41, n. 2, p. 141-147, 2005.

WEBER, M. **Zur Ökosystemstruktur des Minhoästuars, Iberische Westküste**. PhD thesis. University of Kiel, 1985.

ZACARIAS, N. G. **Influência da batimetria e do caudal fluvial na propagação da maré no estuário do Rio Minho**. Bachelor's Thesis, Universidade de Évora, Évora, Portugal, 2007.

Conference Paper from the X Iberian Symposium on the Hydrographic Minho River Basin
("X Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho")

e-ISSN: 2595-5527
Special Issue, p. 44-47, 2021
Doi: 10.32435/envsmoke/xibesymp.7

CATALOGUE OF AQUATIC MITES FROM THE MINHO RIVER (NW IBERIAN PENINSULA)

Harold Cantallo[1], Nuno Gomes[1,2], Carlos Antunes[1,2], Tiago Ribeiro[1], Maria Inês Gomes[1], Dimitri de Araújo Costa[1,2]*

[1]Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research (CIIMAR), University of Porto, Portugal.

[2]Aquamuseu do Rio Minho, Vila Nova de Cerveira, 4920-290, Portugal.

*Corresponding author: haroldcantallo.hcc@gmail.com

Abstract

Acari are a subclass of chelicerate arthropods that includes mites and ticks. The present study focuses on the taxonomic diversity of aquatic mites in the Portuguese territory of the Minho Region. Our aim was to compile all available information and thus generate a list of species linking them to the site where they were recorded. Aquatic species were all those that live exclusively in the marine environment, deep sea, intertidal, freshwater, brackish water or in transitional environments with the terrestrial environment if their lifestyle is associated with the aquatic environment. Since the first records of Portuguese endemic mites by Lunblad in the 1950s several authors have contributed to accurately catalogue, record, and redescribe this vast group in Portugal and Minho consecutively. In our review in this work, we used the Global Biodiversity Information Facility (GBIF) to obtain previous occurrences supplemented by an extensive literature review and the book collection Süßwasserfauna von Mitteleuropa, among others. Additionally, we resorted to active sampling and by-catch sampling in the Portuguese section of the Rio Minho catchment area. The collected organisms represent 12 new records for the Minho River and among them 10 are new records for Portugal, which were deposited in the Natural History Museum of the Iberian Peninsula - NatMIP ("Museu de História Natural da Península Ibérica"), Vila Nova de Cerveira, Portugal.

Keywords: Acari. Taxonomy. Portuguese Exclusive Economic Zone. North Atlantic Ocean.

Submitted on: 3 Dec. 2021
Accepted on: 19 Dec. 2021
Published on: 31 Dec. 2021

© Copyright 2021

1 Introduction

EAquatic mites in Portuguese territory had been studied since long time with the first observations of endemic species made by O. Lundblad in the 50's decade in the Madeiran and Azores archipelago (LUNDBLAD, 1956) and previously with the observations made by THOR, (1898) and KOENIKE, (1895).

Despite the efforts made by more recent authors like VALDECASAS, (1988) and BARTSCH, (1978b, 1978a, 1988, 1996) it remains poorly characterized and disbalanced relatively to the effort in characterize brackish and marine mites.

Mites in general are a taxonomic group with associated difficulties to identify due the disperse available literature and their reduced dimensions.

2 Material and Methods

Sampled aquatic mites from International Minho River, Portugal (Fig. 1), were collected from dissected guts of European flounder *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758) from beam trawls in October 2019 from (41°56'18.852"N, 8°45'2.52"W to 41°56'12.768"N, 8°45'9.108"W), and June 2020 from (41°59'29.76"N, 8°40'38.76"W to 41°59'27"N, 8°40'50.76"W).

Also, by using Van Veen grab sampler on September 2020 at Morraceira das Varandas Island (41°54'36.7"N, 8°49'4.49"W), Lovelhe (41°57'2.39"N, 8°44'51.5"W), São Pedro da Torre (41°59'42.05"N, 8°40'27.94"W), and Valença municipality (42°2'57.01"N, 8°37'54.74"W).

Lastly, by using hand-net at the tributary Rio Mouro from Ponte do Curto (42°4'29.27"N, 8°23'39.12"W), Ponte de Mouro (42°04'30.0"N, 8°23'38.5"W), and Rio Gadanha (42°2´14.7´´N, 8°30´6.9´´W).

Sampled specimens complemented an exhaustive literature review using the available literature and the book collecction Süßwasserfauna von Mitteleuropa: Acari Volumes 1 to 3 as baseline. This book collection also served as main tool for taxonomic identification with relevant ecological notes.

Collected organisms were deposited in the Natural History Museum of the Iberian Peninsula - NatMIP ("Museu de História Natural da Península Ibérica"), Vila Nova de Cerveira, Portugal.

3 Results

A total of 12 species were reported for the Minho River, with 10 of those species being identified as new records while 2 had been previously reported over the remaining territory (Fig. 2).

These records include the following 12 species restricted to freshwater environment:

Figure 1. Schematic sampling sites in the Minho River (NW Iberian Peninsula) and some sites where aquatic mites were accurately recorded in previous works in the Minho region.

***Hydrozetes confervae* (Schrank, 1781)**
Ecological notes: On lakes, ponds and slow moving waters, as well as associated with duckweed (*Lemna* spp.) (BARTSCH et al., 2006). At this study, this species may represent the first record found in a main river stretch (International Minho River).

***Hydrozetes lemnae* (Coggi, 1899)**
Ecological notes: Freshwater, feeding on submerged plant fragments (PÉREZ-ÍÑIGO, 1997). Associated with macrophytes.

***Hygrobates (Hygrobates) setosus* (Besseling, 1942)**
Ecological notes: On freshwater tributaries pools; with parasitic larvae of insect-dipterans (GERECKE et al., 2016). In present study, this species was found in association with macrophytes ("Rio Gadanha"). One specimen was found on rock environment close to the spring ("Rio Mouro"). One individual was collected in the main sector from Minho River, on sediment type 'moderately sorted coarse sand', in which logarithmic main grain size value was 0.345.

***Lebertia (Eolebertia) elsteri* Schwoerbel, 1957**
Ecological notes: Interstitial on springs and streams (SABATINO et al., 2010). In this study, one individual was collected in the main sector from Minho River, on moderately sorted medium sand.

***Lebertia (Lebertia) oblonga* Koenike, 1911**
Ecological notes: On sandy bottom of streams and lakes (SABATINO et al., 2010).

Figure 2. Plate showing the generic appearance of the 12 species sampled on the Minho International River, including a) *Lebertia (Eolebertia) elsteri*, b) *Lebertia (Pilolebertia) pilosa*, c) *Sperchon (Sperchon) thienemanni*, d) *Torrenticola (Megapalpis) fagei*, e) *Hydrozetes lemnae*, f) Hydrozetes confervae, g) *Lebertia (Lebertia) lusitanica*, h) *Sperchonopsis verrucosa*, i) *Lebertia (Mixolebertia) halberti*, j) *Lebertia (Lebertia) oblonga*, k) *Hygrobates (Hygrobates) setosus*, l) *Torrenticola (Torrenticola) anomala*.

***Lebertia (Lebertia) lusitanica* Lundblad, 1956**
Ecological notes: Found on cascade staircase (LUNDBLAD, 1956). Possibly rhithrobiont-like (on river and tributaries habitats) species (SABATINO et al., 2010). In this study, two individuals were collected in the main sector from Minho River, on moderately sorted coarse sand.

***Lebertia (Mixolebertia) halberti* Koenike, 1902**
Ecological notes: On standing waters (SABATINO et al., 2010). In this study, one individual was collected in the main sector from Minho River, on moderately sorted coarse sand.

***Lebertia (Pilolebertia) pilosa* Maglio, 1924**
Ecological notes: On lakes and rivers (SABATINO et al., 2010). In this study, one individual was collected in the main sector from Minho River, on moderately sorted coarse sand.

***Sperchon (Sperchon) thienemanni* Koenike, 1907**
Ecological notes: Freshwater, common in rheohelocrenes springs, with crenophilous-type habit; larvae parasites of chironomids (SABATINO et al., 2010).

***Sperchonopsis verrucosa* (Protz, 1896)**
Ecological notes: On muddy sediment in streams, feeds on chironomid larvae (SABATINO et al., 2010). Associated with macrophytes.

***Torrenticola (Megapalpis) fagei* (Angelier, 1949)**
Ecological notes: On low order streams in montane areas (SABATINO et al., 2010), with second larval form - deutonymph (ANGELIER, 1949). In this study, one individual was collected in the main sector from Minho River, on moderately sorted coarse sand.

***Torrenticola (Torrenticola) anomala* (Koch, 1837)**
Ecological notes: On middle order streams, with the ability to withstand a wide range of temperatures - eurythermal species; deutonymph stage larval present (SABATINO et al., 2010).

4 Discussion

Hydrarachids are known to inhabit watercourses and lentic environments such as lakes or ponds. Trombidiformes are a heterogeneous group, as they also include several marine species, members of the family

Halacaridae. Additionally, we have the presence of Sarcoptiformes such as the oribatids described by Weigmann in previous works (WEIGMANN, 2008, 2009a, 2009b, 2010, 2011, 2012, 2013), also occurring in the Minho region.

These results suggest a high prevalence of freshwater and transition species in the Portuguese territory, which may indicate a trend, as they are more accessible than marine species.

5 Conclusions

The present work reports the presence of aquatic mites in the Minho International River. This region is especially rich in aquatic mite species, providing 12 new records in just a few samples. However, we believe that there is much work ahead to characterise the aquatic mite fauna of this region. New starting points could be the association of aquatic mites with the invasive macrophyte *Egeria densa* Planchon, 1849 and a better characterisation of the fauna associated with the intertidal zone.

REFERENCES

ANGELIER, E. Hydracariens phréaticoles des Pyrénées-Orientales. **Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle - Nouvelle Série (1935-1950)**, v. 29, n. 2, p. 31p., 1949.

BARTSCH, I. Halacaridae (Acari) Aus Der Tiefsee Des Atlantischen Ozeans. **Cahiers de Biologie Marine**, v. 19, n. 1, p. 47-62, 1978a.

BARTSCH, I. Halacaridae (Acari) Aus Der Tiefsee Des Atlantischen Ozeans. **Cahiers de Biologie Marine**, v. 19, n. 1, p. 47-62, 1978b.

BARTSCH, I. Halacaridae (Acari) in the Northern Atlantic Ocean. Description of *Halacarus balgimus* n. sp. and *Agauides cryosi* n. gen. and n. sp. **Cahiers de Biologie Marine**, v. 29, n. 3, p. 353-359, 1988.

BARTSCH, I. Halacarid mites (Acari) from the Mid-Atlantic Ridge. New records. **Cahiers de Biologie Marine**, v. 37, n. 2, p. 159-167, 1996.

BARTSCH, I. et al. **Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Vol. 7/2-1 Chelicerata: Araneae/Acari I**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2006.

GERECKE, R. et al. **Chelicerata: Acari III. Süßwasserfauna von Mitteleuropa**. Band 7/2-3 ed. Heidelberg, Dordrecht, London, New York: Springer Spektrum, 2016.

KOENIKE, F. Neue *Sperchon*-Arten aus der Schweiz. **Revue Suisse de Zoologie**, v. 3, n. 3, p. 415-427, 1895.

LUNDBLAD, O. Zur Kenntnis süd- und mitteleuropäischer Hydrachnellen. **Arkiv för Zoologi**, v. 10, n. 1, p. 1- 306 + Tafel LXXXIV, 1956.

PÉREZ-ÍÑIGO, C. **Fauna Iberica. Vol. 9. Acari: Oribatei, Gymnonota I**. Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, 1997.

SABATINO, A. DI et al. **Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Bd. 7/2-2 Chelicerata**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2010.

THOR, S. *Ljania*, en ny hydrachnide-slegt fra omegnen af Kristiania, Norge. Forelobig meddelelse. **Archiv for mathematik og naturvidenskab**, v. 20, n. 13, p. 1-4, 1898.

VALDECASAS, A. G. **Lista sinonimica y bibliográfica las Hidracnelas (Acari, Hydrachnellae) de la Península Ibérica, Islas Baleares e Islas Canarias**. Madrid: Asociación Española de Limnología, 1988.

WEIGMANN, G. Oribatid mites (Acari: Oribatida) from the coastal region of Portugal. I. Peloptulus sacculiferus n. sp., an aberrant species of Phenopelopidae compared with similar European species of the genus. **Soil Organisms**, v. 80, n. 1, p. 145-151, 2008.

WEIGMANN, G. Oribatid mites (Acari: Oribatida) from the coastal region of Portugal. II. The genera *Zachvatkinibates* and *Punctoribates* (Mycobatidae). **Soil Organisms**, v. 81, n. 1, p. 85-105, 2009a.

WEIGMANN, G. Oribatid mites (Acari: Oribatida) from the coastal region of Portugal. III. New species of Scutoverticidae and Scheloribatidae. **Soil Organisms**, v. 81, n. 1, p. 107-127, 2009b.

WEIGMANN, G. Oribatid mites (Acari: Oribatida) from the coastal region of Portugal. IV. The genera Coronoquadroppia, Scheloribates, Haplozetes and Pilobates. **Soil Organisms**, v. 82, n. 3, p. 383-406, 2010.

WEIGMANN, G. Oribatid mites (Acari: Oribatida) from the coastal region of Portugal. V. Xenillus, Oribatella, Galumna, Eupelops and Lucoppia. **Soil Organisms**, v. 83, n. 2, p. 287-306, 2011.

WEIGMANN, G. Oribatid mites (Acari: Oribatida) from the coastal region of Portugal. VI. *Chamobates*, *Protozetomimus*, *Protoribates*, *Oribatula*. **Soil Organisms**, v. 83, n. 3, p. 529-550, 2012.

WEIGMANN, G. Ecology and biogeography of oribatid mites (Acari: Oribatida) from the coastal region of Portugal. **Soil Organisms**, v. 85, n. 3, p. 147-160, 2013.

Conference Paper from the X Iberian Symposium on the Hydrographic Minho River Basin ("X Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho")

e-ISSN: 2595-5527
Special Issue, p. 48-53, 2021
Doi: 10.32435/envsmoke/xibesymp.8

LA DIMENSIÓN SONORA EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO MIÑO (GALICIA, NO PENÍNSULA IBÉRICA): CARACTERIZACIÓN COMO PATRIMONIO DEL AGUA

A DIMENSÃO DO SOM NA BACIA SUPERIOR DO RIO MINHO (GALICIA, NW PENÍNSULA IBÉRICA): CARACTERIZAÇÃO COMO PATRIMÓNIO HÍDRICO

THE SOUND DIMENSION IN THE UPPER BASIN OF THE MIÑO RIVER (GALICIA, NW IBERIAN PENINSULA): CHARACTERIZATION AS A WATER HERITAGE

María Celia Adrián Rodríguez[1]*; Elena de Uña-Álvarez*[2]

[1]Graduada en Geografía e Historia, Doctoranda del Programa en Protección del Patrimonio Cultural, Grupo GEAAT, Campus de Ourense, Universidade de Vigo.
cuca5783@gmail.com

[2]Licenciada en Geografía Física, Doctora en Geografía Física, Profesora Titular de Geografía Física, Grupo GEAAT, Campus de Ourense, Universidade de Vigo.
edeuna@uvigo.es

Resumen

El espectro audible del agua configura marcas representativas de diversos ambientes, que definen un patrimonio sonoro con valor científico, cultural, emocional, sensorial y educativo. Desde esta perspectiva, los ambientes fluviales comprenden un amplio espectro de resonancias sonoras. El presente estudio, contextualizado en el ámbito de la investigación sobre la geo-sonoridad, considera el registro y el análisis de la sonoridad del agua a través de varias muestras en la cuenca alta del río Miño. Atiende a los objetivos de reivindicar el papel del componente sonoro como parte del patrimonio inmaterial, explorar sus caracteres en los ambientes fluviales de la Galicia interior, y contribuir a preservar las marcas sonoras del agua como sonidos propios que forman parte de la identidad de un territorio. La metodología aplicada comprende fases de registros de campo, creación de base de datos y análisis fonográfico. El agua en su forma sonora, desde la gota repetida rítmicamente hasta el estruendo de una cascada, cubre un espectro audible que caracteriza los paisajes sonoros. Al registrar, documentar, y analizar los sonidos del agua se avanza en el conocimiento de la diversidad que poseen los ambientes sonoros en la cuenca fluvial del río Miño.

Palabras clave: Sonoridad. Agua. Río Miño. Patrimonio.

Resumo

O espectro audível da água configura marcas representativas de vários ambientes, que definem um património sonoro com valor científico, cultural, emocional, sensorial e educativo. Dessa perspectiva, os ambientes fluviais abrangem um amplo espectro de ressonâncias sonoras. O presente estudo, contextualizado no campo da investigação sobre a sonoridade, considera o registo e análise da sonoridade da água através de várias amostras na bacia superior do rio Minho. Atende aos objetivos de reivindicar o papel da componente sonora como patrimônio imaterial, explorando seus caracteres nos ambientes fluviais do interior da Galiza, e ajudando a preservar as marcas sonoras da água como seus próprios sons que fazem parte da identidade de um território. A metodologia aplicada inclui fases de registros de campo, criação de banco de dados e análise fonográfica. A água em sua forma sonora, desde a queda ritmicamente repetida até o rugido de uma cachoeira, cobre um espectro audível que caracteriza as paisagens sonoras. Ao registrar, documentar e analisar os sons da água, avançamos no conhecimento da diversidade dos ambientes sonoros da bacia do rio Minho.

Palavras-chave: Sonoridade. Água. Rio Minho. Patrimônio.

Abstract

The sound spectrum of water configures representative marks of various environments, which define a sound heritage with scientific, cultural, emotional, sensorial and educational value. From this perspective, river environments comprise a wide spectrum of sonic resonances. This study, contextualized within the field of geo-sonority research, considers the recording and analysis of water through several samples from the upper basin of the Miño River. The objectives are to advocate for the role of sonority as part of the intangible heritage, to explore its character in the fluvial environment of inland Galicia, and to contribute to the preservation of the sonic marks of water as sounds inherent to the identity of an area. The methodology applied consists of phases of field recording, the creation of databases and of phonic analysis. Water in its sound form, from the drop rhythmically repeating to the roar of a waterfall, fills an audible sound spectrum that characterizes soundscapes. By registering, documenting, and analyzing the sounds of the water, we advance in the knowledge of the diversity of the sound environments in the river basin of the Miño River.

Keywords: Sonority. Water. Miño River. Heritage.

Submitted on: 15 Nov. 2021
Accepted on: 19 Dec. 2021
Published on: 31 Dec. 2021

© Copyright 2021

1 Introdução

El espectro audible del agua configura marcas sonoras representativas de ambientes singulares, definiendo un patrimonio sonoro con valor científico, cultural y educativo. Desde esta perspectiva, los ambientes fluviales pueden entenderse como un complejo de resonancias sonoras. En ellos, la fluidez y las oscilaciones de los sonidos presentan un amplio espectro de micro-variaciones donde destaca la voz del agua. El registro y el análisis de su sonoridad contribuye al conocimiento de los ambientes fluviales, teniendo en cuenta de forma particular su identidad sonora (PIGEM, 2010; CARLES, 2014). A lo largo del siglo XX, en el ámbito de la música, los ambientes sonoros fueron investigados en relación a la percepción y la comunicación simbólica, como una maravillosa orquesta ambiental. El sonido ambiental se convirtió en algo más que un elemento físico, constituyendo un elemento que describe o da sentido a un lugar, un espacio o un paisaje.

A partir del *World Soundscape Project* (WSP, 1969) llevado a cabo por el compositor Murray Schafer en la Universidad Simon Fraser (Canadá), el paisaje sonoro fue definido como el entorno sonoro de un lugar dado (SCHAFER, 2007; SCHAFER, 2013). Algunos de los autores más relevantes que siguieron la estela de Schafer son el canadiense Barry Truax, para quien el sonido es el mediador entre el oyente y el medio ambiente (TRUAX, 1996); la compositora alemana Hildegard Westerkamp, quien crea y diseña itinerarios o paseos sonoros, los "*soundwalkings*" (WESTERKAMP, 1974); y el investigador francés Pierre Schaeffer, quien a finales de los años cuarenta fue co-fundador del *Groupe de Recherche de Musique Concrète* (GRMC), grupo que generó una serie de trabajos artísticos basados en sonidos grabados y que pueden considerarse el origen del concepto de paisaje sonoro (SCHAEFFER, 2003). En Galicia, destacan las aportaciones del portal Web Escoitar.org creado por el Grupo de Investigación DX7 Tracker de la Universidade de Vigo (Galicia); el CD recopilatorio *Sons da Terra* promovido por el Consello da Cultura Galega (integrado en los trabajos de Jesús Villares y Roberto Díaz presentados en la Escola de Imaxe e Son da Coruña en 1993); y las investigaciones del artista sonoro e investigador lucense Xoán Xil-López, sobre todo, lo relacionado con la práctica fonográfica (grabación de campo) y su tesis "Señal/Ruido. Algunos usos del paisaje sonoro en el contexto del arte, centrada en la utilización de los sonidos ambientales en la creación contemporánea".

En el contexto del paisaje sonoro, Murray Schafer (2013) distingue entre los *sonidos tónicos* o *keynotes sounds*, creados por las condiciones del paisaje y que no tienen por qué ser escuchados conscientemente (por ejemplo, el agua, el viento...); las *señales sonoras* o *signal sounds*, que representan los sonidos de primer plano y que escuchamos de forma consciente (cualquier sonido puede escucharse conscientemente, por lo que cualquier sonido puede ser señal sonora); y la *marca sonora* o *sound-mark*, el sonido que es único, auténtico, propio. El agua puede ser considerada una marca sonora del entorno. Sin embargo, a pesar de su importancia, la dimensión sonora es poco tratada en los estudios de las aguas.

El objetivo general del presente estudio es caracterizar y analizar el componente sonoro como parte del patrimonio inmaterial, en algunos ambientes fluviales de la Cuenca Alta del río Miño (Galicia interior), para contribuir a preservar las marcas sonoras del agua como sonidos propios de la identidad del territorio. La investigación se desarrolló en el ámbito del Grupo GEAAT de la Universidade de Vigo (Campus de Ourense), en coherencia con una línea que trata de profundizar sobre los sonidos del patrimonio natural y cultural desde el año 2014 (DE UÑA-ÁLVAREZ; ADRIÁN RODRÍGUEZ, 2017; ADRIÁN RODRÍGUEZ; DE UÑA-ÁLVAREZ; 2019; ADRIÁN RODRÍGUEZ; LÓPEZ GONZÁLEZ; DE UÑA-ÁLVAREZ, 2021). En este marco, resulta de interés reivindicar lo sonoro en nuestro entorno, en el paisaje, como parte del patrimonio cultural inmaterial; valorar su condición en los paisajes gallegos del agua; y registrar sus marcas sonoras o sonidos propios para ser preservados.

2 Material y Métodos

La selección de los lugares de muestreo (Pedregal de Irimia, Fonmiñá, e Ínsuas do Miño) fue acotada en la Cuenca Alta del río Miño (provincia de Lugo, Galicia). Las muestras sonoras (Figura 1) guardan por tanto el espectro sonoro audible en un sector del Miño Alto (superficie total 4.690 km^2). Representan la sonoridad de varios ambientes en el primer fluir del río Miño en Galicia, que destacan por su valor natural o singularidad.

Figura 1. Localización de los lugares de muestreo.

Con todas ellas se elaboró un análisis de los sonidos tónicos vinculados con el agua. Los sonidos tónicos son señales sonoras que identifican los paisajes y los hacen propios, dotándolos de una condición de bien patrimonial

(paisaje sonoro). La recogida de la información mediante el trabajo de campo generó los registros iniciales, en los que constan datos del lugar del muestreo, día, hora, lugar, aspectos meteorológicos, y duración de la grabación sonora. Las grabaciones in situ se llevaron a cabo con una grabadora SONY PCM D100. Las fotografías fueron tomadas con una Cámara Réflex Digital Canon EOS 1200D, sensor de 18 megapíxeles y formato JEPG. Los lugares de muestreo fueron georreferenciados con Google Earth. Para la creación de la base de datos, con la relación, síntesis y agrupamiento de la información obtenida, fueron utilizados los programas Microsoft Access Data Base y Microsoft Word Document. Ambos permitieron el uso de la base de datos y las fichas de referencia en dos formatos; el primero de ellos para almacenar los datos y el segundo, para guardar las fichas de las muestras (Figura 2) de forma clara y sencilla.

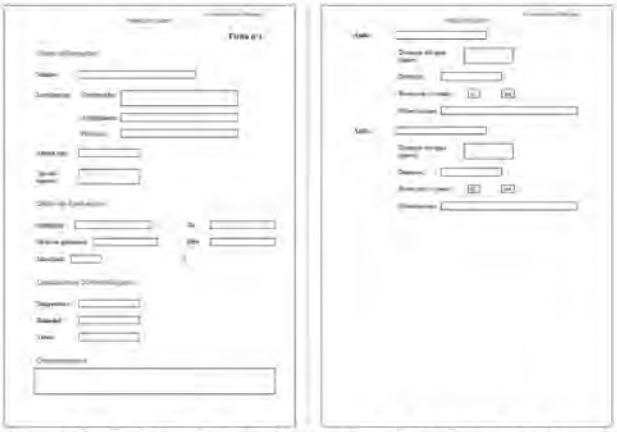


Figura 2. Fichas de registro para el trabajo de campo (Elaboración propia).

El análisis de los sonidos del agua recogidos durante el trabajo de campo sigue la corriente fonográfica, que establece una vinculación con la idea de lugar, representado a través de sus sonidos, asumiendo en mayor o menor medida, el grado de subjetividad que subyace en la presencia y decisiones previas de quien graba. A efectos de preparar, visualizar y analizar los registros sonoros se utilizaron los softwares Sonic Visualiser, Audacity 2.1.1, y Cubase 5. La visualización de los registros sonoros incluyó las imágenes de forma de onda y espectrogramas. La forma de onda visualiza la amplitud o intensidad del sonido respecto a la condición de silencio (línea horizontal de 0 dB); el espectograma visualiza la tendencia general de la energía del sonido, los planos sonoros y la presencia o ausencia de enmascaramiento: los tonos anaranjados y rojos expresan alta energía y los tonos verdes, baja energía.

Además de tener en cuenta cómo la grabación puede alterar la percepción de las fuentes sonoras estudiadas, se analizaron las muestras del sonido del agua: en primer lugar, considerando las cuatro características propias del sonido (frecuencia/altura, intensidad/volumen, duración y timbre/color); en segundo lugar, diferenciando los sonidos tónicos de las marcas sonoras de cada toma de audio, siguiendo la propuesta de Murray Schafer; a continuación, enfatizando los caracteres sonoros del agua, propuestos por Francesc Daumal i Domenech en el II Encuentro Iberoamericano de Paisajes Sonoros (2007). También se valoraron las condiciones meteorológicas, la hora y época del año en que las muestras han sido recogidas, como variables cualitativas que pueden modificar la fuente sonora.

3 Resultados y discusión

La escucha del sonido grabado nunca podrá sustituir a la escucha activa in situ, puesto que nuestro oído es direccional y selectivo, pero sí puede ayudarnos a preservar y dar valor a un patrimonio inmaterial que debemos cuidar. Los registros sonoros (Tabla 1) se realizaron el día 9/10/2021 con una temperatura que oscilaba entre 17-21°C. El día se presentaba nublado y con viento (3,7 km/h) lo que se percibe perfectamente en los registros obtenidos.

Tabla 1. Condiciones de los registros sonoros

Registro	Audio 1	Audio 2 y 3		Audio 4
Muestra	Pedregal de Irimia	Fonmiñá		Ínsuas do Miño
Altitud[1]	669,97 m	515,91 m		445,26 m
Temperatura Humedad Viento	17°C 93% 3,7 km/h	21°C 88% 3,7 km/h		21°C 70% 3,7 km/h
Hora	12:27 h	13:18 h		14:55 h
Duración	2 min 25 s	3 min	2 min	2 min 06 s
Distancia[2]	0,3	0,3	1,5	0,3

[1]en m s.n.m. [2]distancia de la fuente de agua en m (Elaboración propia)

El Pedregal de Irimia (Figura 3), en la Serra de Meira (Lugo), es conocido como el lugar de nacimiento del río Miño. Al acceder al mismo mediante un espacio abierto, que dispone de un área de recreo, el sonido del agua es tenue y débil. Al acercarse al pedregal que cubre el curso del agua, el sonido cambia. El agua se convierte en una señal sonora que enmascara otros sonidos tónicos del paisaje (Audio 1). Es una sonoridad dinámica, con carácter general y tono medio, que experimenta pequeñas oscilaciones rítmicas, pero al pasar unos segundos, esas variaciones parecen tornarse en un bucle. En ocasiones surgen pequeñas fluctuaciones (como por ejemplo hacia

el segundo 49) en la que se percibe cambio de tono e intensidad del sonido del agua y su resonancia con las piedras.

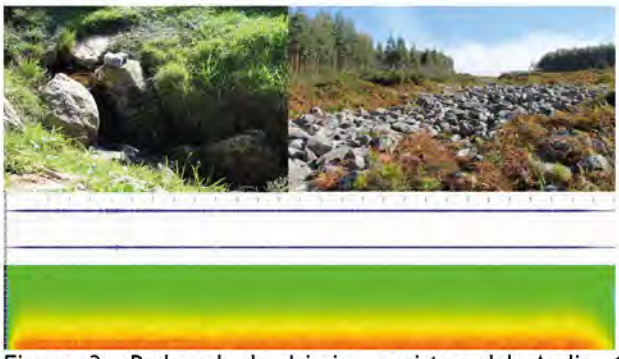


Figura 3. Pedregal de Irimia, registro del Audio 1 (Elaboración propia)

A poca distancia, en el municipio de A Pastoriza, está localizada la laguna de Fonmiñá (Figuras 4 y 5), con una extensión superficial de 250 m^2. En ella emergen las aguas de los manantiales de montaña, aflorando las aguas nacientes del río Miño. La proximidad a la carretera hace que la sonoridad de esta laguna esté contaminada acústicamente. Al tratarse de aguas mansas, la geo-sonoridad del paisaje es extremadamente rica. Podemos escuchar todos los sonidos tónicos (producidos por la fauna y flora del lugar, además del viento) junto con el sonido de tono medio-agudo del agua, con una dinámica moderada y carácter estático-zonal en las salidas del agua (canalización de hormigón) de la laguna (Audio 2, Figura 4). Desde una pasarela colindante a la laguna, se tomó un segundo registro (Audio 3, Figura 5) a una mayor distancia del agua para poder escuchar mejor la sonoridad del ambiente fluvial.

Figura 4. Fonmiñá, registro del Audio 2 (Elaboración propia)

Figura 5. Fonmiñá, registro del Audio 3 (Elaboración propia)

En los meandros del Miño, a su paso por los municipios de Rábade y Outeiro de Rei (*Terra Chá*), se encuentran las Ínsuas do Miño (Figura 6, Audio 4), algunas de las cuales llegan a alcanzar 5 km de longitud. Conforman un paisaje de humedales de gran belleza, con presencia de plantas acuáticas, sauces, fresnos, abedules, acebos y bosques de robles, que pertenecen a la Reserva de la Biosfera Terras do Miño. Este paisaje del agua se caracteriza, como en el caso anterior, por una sonoridad de carácter zonal, donde la voz del agua queda en un segundo plano siendo más estática y débil. Al tratarse de aguas tranquilas, los sonidos que pasan a primer plano son los tónicos (fauna, viento, caída de hojas...), quedando la sonoridad del agua en el fondo, oculta en este caso principalmente por el viento.

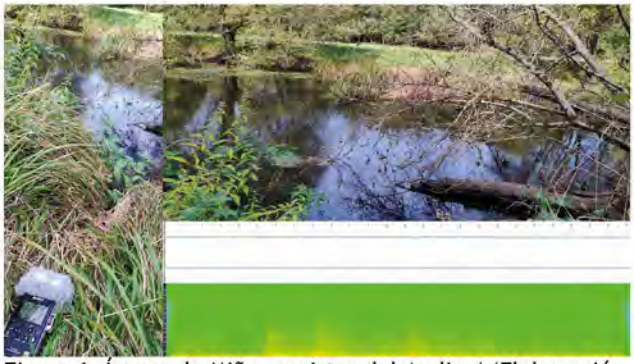


Figura 6. Ínsuas do Miño, registro del Audio 4 (Elaboración propia)

El análisis comparado de los registros sonoros (Tabla 2) muestra como las aguas más tranquilas de las lagunas o el transitar del río Miño por el humedal del municipio de Rábade tienen frecuencias medias más bajas y similares, siendo el agua parte integrante de la sonoridad del ambiente fluvial. Cuando nos acercamos al agua con un mayor movimiento, su energía y frecuencia es mayor, sus tonos son igualmente mucho más ricos y su ritmo más vibrante, convirtiéndose en una marca sonora del paisaje miñoto.

Tabla 2. Análisis comparado de los registros

	Audio 1	Audio 2	Audio 3	Audio 4
Fx media	314	276	165	162
Fx moda	191	151	124	124
LTS	-2,60dB/kHz	-3,93dB/kHz	-2,01dB/kHz	-2,01dB/kHz

(Elaboración propia)

La forma sonora del agua es integradora y holística, definiendo muchas sonoridades bien diferenciadas: de la gota aislada o repetida rítmicamente, al estruendo continuo y homogéneo de una cascada, cubriendo todo el espectro audible de densidades e intensidades. El agua tiene voz propia y dicha voz nos habla de su constitución, de su caudal, de su fluir y por supuesto, del entorno en que se halla inmersa. En la cuenca alta del Miño están presentes diferentes sonoridades del agua: donde el fluir parece estar en reposo y su sonoridad es estática, toma mayor protagonismo sonoro el resto de sonidos del (Fonmiñá o Ínsuas); otros sonidos son más dinámicos y complejos, rebotando en las piedras y evocando múltiples resonancias (Pedregal de Irimia). Para poder valorar mejor este estudio se ha creado un vídeo representando el *paseo sonoro* con los registros de las muestras, disponible en https://youtu.be/oajdYyl24Al.

4 Consideraciones Finales

Al rescatar, documentar, y digitalizar los sonidos del agua en el ambiente fluvial, una vez integrados en una base de datos, es posible guardar la enorme riqueza y diversidad que ofrecen las manifestaciones sonoras del interior de Galicia para las actuales y futuras generaciones. A lo largo de la historia de Galicia, el agua siempre ha sido un activo natural y social. La comunidad gallega se identifica con ríos y rías, el sistema de asentamientos refleja la impronta del necesario acceso al agua, de manera que la cultura y la actividad socio-económica de Galicia giran en torno a este recurso. En este sentido, la promoción de Galicia para el ocio y el turismo revela igualmente la importancia de la presencia y la vivencia en torno al agua.

El planteamiento de un paseo sonoro está fundamentado en la exploración e interpretación de los diferentes registros de los sonidos del agua, centrado en las manifestaciones de mayor relevancia que conforman la sonoridad del paisaje del agua en los territorios de Galicia interior. Esta línea de investigación continúa hacia el futuro, proyectada en períodos de tiempo de mayor duración para analizar los contrastes estacionales. La consideración de otros lugares de muestreo permitirá la ampliación de la base de datos y su presentación web, contribuyendo a visibilizar y preservar esta parte del patrimonio inmaterial, propio del interior de Galicia, y a divulgar su importancia en las configuraciones de la identidad territorial gallega.

REFERÊNCIAS

ADRIÁN RODRÍGUEZ, M. C.; DE UÑA-ÁLVAREZ, E. Auga Caída, marca sonora del paisaje fluvial en Galicia. En: **Perspectivas del agua. Investigación, gestión y valores del agua en el mundo actual**. Madrid: Dykinson, 2019. p. 149-158.

ADRIÁN RODRÍGUEZ, M. C., LÓPEZ GONZÁLEZ, M.; DE UÑA ÁLVAREZ, E. Geoheritage and cultural Heritage. The voice of sound Resonances in Waterfalls. (Cantara da Moura, NW Spain). En: INTERNATIONAL PROGEO SYMPOSIUM, 10th, 2021, Segovia. **Building connections for global Geoconservation**. Madrid: Ministerio de Ciencia e Innovación, Instituto Geológico y Minero de España, 2021. p. 259-260.

CARLES, J. L. Paisajes sonoros del agua: física, percepción y representación de los sonidos del agua. **Centro Virtual Cervantes. Sección Paisajes sonoros**. Disponible en: http://cvc.cervantes.es/artes/paisajes_sonoros/p_sonoros02/carles/carles_01.htm. Acceso: 27 Ago. 2014.

DAUMAL I DOMENECH, F. Caracteres sonoros del Agua: cada gota es un mar de sonidos. **Centro Virtual Cervantes. Sección Paisajes sonoros**. Disponible en: http://cvc.cervantes.es/artes/paisajes_sonoros/p_sonoros02/daumal/daumal_01.htm. Acceso: 27 Ago. 2014.

DE UÑA-ÁLVAREZ, E.; ADRIÁN RODRÍGUEZ, M. C. Sonidos del agua, patrimonio y arquitectura termal. El caso de Aquis Originis (Baixa Limia, Ourense). En: SYMPOSIUM INTERNACIONAL DE TERMALISMO Y CALIDAD DE VIDA, II, 2017, Ourense. **Libro de Actas II Symposium Internacional de Termalismo y Calidad de Vida**. Ourense: Universidad de Vigo, 2017. p. 79-84.

PIGEM, J. Escuchar las voces del mundo. **Observatori del Paisatge de Catalunya**. Disponible em: http://www.catpaisatge.net/dossiers/psonors/esp/docs/article_pigem.pdf. Acceso: 17 Sep. 2014.

MURRAY SCHAFER, R. **El paisaje sonoro y la afinación del mundo**. Barcelona: Intermedio, 2013.

SCHAEFFER, P. **Tratado de los objetos musicales**. Madrid: Alianza Editorial, 2003.

SCHAFER MURRAY, R. **El nuevo paisaje sonoro**. Argentina: Melos, 2007.

TRUAX, B. Paisajes sonoros, comunicación acústica y composición con sonidos ambientales. **Estudio de Música Electroacústica**. Disponible en: http://www.eumus.edu.uy/eme/ps/txt/truax.html. Acceso: 19 Ago. 2015.

WESTERKAMP, H. Soundwalking. **Sound Heritage**, v. III, n. 4, p. 18-27, 1974.

XIL-LÓPEZ, X. **Xoan Xil.** Disponible en: https://www.unruidosecreto.net/. Acceso: 16 Sep. 2021.

Conference Paper from the X Iberian Symposium on the Hydrographic Minho River Basin
("X Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho")

e-ISSN: 2595-5527
Special Issue, p. 54-63, 2022
Doi:

AWARENESS ACTIONS TO REDUCE SINGLE-USE PLASTICS FROM LAND, BASED SOURCES INTO RIVERS AND OCEANS, IN MINHO RIVER: OUTCOMES FROM LOWPLAST PROJECT

Patrícia Louro[1]; Carlos Antunes[1,2]*

[1]Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal.

[2]Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research (CIIMAR), University of Porto, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Avenida General Norton de Matos, s/n, 4450-208 Matosinhos, Portugal.

*Corresponding author: ptlouro@ciimar.up.pt

Abstract

There is an imperative need to reduce disposable plastics and enhance the value of plastic waste. Stakeholders from the HORECA network and the general public participated in 11 awareness actions at Minho river, riverbanks, and at Caminha beach. The aim of these actions was to raise awareness about plastic reduction from land-based sources into the oceans, especially single-use plastics. Over 4.300 plastics were collected and organized in a TOP 5 of predominance: Fragments (< 2,5 cm); Cigarette butts; Fragments (> 2,5 cm); Cotton buds; Bio filters pieces. A digital pedagogical "Collection Litter 365" was created with photographs of waste removed from the aquatic environment and art works that used it as raw material for the artistic process. Simultaneously, 42 restaurants, cafes, hotels and accommodation establishments were surveyed and motivated to eliminate or minimize the use of disposable plastics and improve it's separation for recycling. Plastic water bottles (43%), plastic straws (40%) and plastic bags with handles (26%) were the most decreased items. Plastic separation for recycling reached 29%. Art works were exhibited in Minho river, at the Art Biennale of Cerveira and disseminated via digital communication. These actions were performed during LowPlast Project, promoted by Aquamuseu do rio Minho - Vila Nova de Cerveira Municipality, in partnership with the Portuguese Marine Litter Association, the Foundation Biennale of Art of Cerveira and the Interdisciplinary Art Institute - DTK, in Norway, and financed by EEA Grants. https://aquamuseu.cm-vncerveira.pt/pages/893.

Keywords: Marine litter. Environmental Education. Circular Economy. Riverine pollution.

Submitted on: 10 Mar. 2022
Accepted on: 20 Mar. 2022
Published on: 31 Mar. 2022

© Copyright 2022

1 Introduction

More than 3 billion people rely on the Oceans for their livelihoods, but these precious resources are under various and severe threats, including pollution by marine litter.

The Sustainable Development Goal 14 - Underwater life, of the United Nations (UN, 2022), states that by 2025, marine litter should be prevented and significantly reduced, particularly what is originated from land-based activities.

The major category of marine litter is plastic. This comes hand-to-hand with an escalation in plastic production and consumption.

More than 350 million tons of plastic are produced every year in the world, manufactured mainly in China (32%), North American Free Trade Agreement (19%), rest of Asia (17%), Europe (15%), Middle East, Africa (7%), Latin America (4%), Japan (3%) and Commonwealth of Independent States (3%), according to Plastics Europe (2021).

At the same time, around 14 million tons of it enters the oceans, mainly from land-based sources, harming marine species, affecting food safety, human health and tourism, and contributing to climate change (IUCN, 2022).

The United Nations Environment Programme (UNEP, 2022) refers to a dramatic increase of plastic pollution leakage into aquatic ecosystems, in recent years, and the possibility of more than doubling it, by 2030.

In fact, the scientific community has been warning about this emerging problem for decades. The Ellen MacArthur Foundation alerts that, by 2050, the quantity of plastics in the oceans will outweigh fish (THE ELLEN MaCARTHUR FOUNDATION, 2022).

Single - use plastics, defined by the European Directive on the reduction of the impact of certain plastic products on the environment (EUROPEAN UNION DIRECTIVE 2019/904), as "products (..) typically intended to be used just once or for a short period of time before being disposed of", contribute to this massive plastic invasion in the aquatic environment.

At Aquamuseu do Rio Minho, in Vila Nova de Cerveira, north of Portugal, there is a preoccupation with plastic pollution, and continuous work is developed to promote literacy, consciousness and preservation of the resources of Minho River and therefore contribute to the health of the river basin.

In former clean-up actions, carried out in the riverbanks and in the estuary of this river, with school groups, and the general public, with the scope of promoting awareness raising about littering, especially plastic pollution impacts in the aquatic environment, and trying to implement positive changes, high quantities of plastic were collected, such as cigarette buts, plastic bags, bottles, caps, packaging, balloons, straws, cotton swabs, pieces of styrofoam, fishing nets, plastic resin pellets, and numerous plastic fragments from the breakdown of plastic products.

LowPlast - The Art of Reducing Plastic, was an environmental education project, conducted between June 2020 and December 2021, that comprised actions in two Portuguese geographic regions: in the north - Vila Nova de Cerveira, where Minho river flows, and in the South - Setúbal, where Sado river flows.

In this communication we refer particularly to the activities performed in Vila Nova de Cerveira, hence in Minho River, the riverbanks and a sandy beach at the mouth of Minho River.
Three complementary bonds of awareness raising activities to prevent and reduce the entry of plastics from land-based sources into the aquatic environment were developed:
1. Activities in rivers and beaches targeted at stakeholders from HORECA network and the general public
2. Activities in local commerce targeted at stakeholders from HORECA network and fisherman
3. Art works, art installations, and audio-visual products

2 Material and Methods

Awareness actions concerning plastic pollution, with emphasis on single-use plastics were developed between September 2020 and November 2021.
Activities in rivers, riverbanks and beaches, complied 11 actions, designed for distinct publics:

Terrestrial actions, for the general public, based on clean-up of the riverbanks and the beach, which consisted of an initial briefing about marine litter problem and the relationship with our consumption habits, followed by a litter observation along a stretch of the river bank or sandy beach, data record of the litter categories on registration sheets, remove it from the riverine or coastal areas, whenever possible and secure for the participants, and take note of the overall weight of the collected waste.

Aquatic actions, targeted at stakeholders from the HORECA network, which were invited to boat trips in Minho river. During these expeditions they received information about the impacts of marine litter, perceived the litter on the water surface, collected it with a fishing net and registered it in registration sheets created for that purpose.

After this experience, they were invited to engage in a Best Practice Seal, to reduce single-use plastics in their own establishments.
The aim was to provide stakeholders with tools to understand the issue and prevention strategies related to best practices to expand the Circular Economy.

Door-to-door actions began with a complete diagnosis of the disposable plastics in each establishment, a deeper conversation to explain the impacts of waste mismanagement and the benefits of reducing plastic waste, followed by the commitment to find and implement alternatives to chosen *indicators*, which consisted of types of plastic to reduce or eliminate (e.g. plastic water bottles, plastics straws, plastic take-away packaging). Improving the separation of plastics for recycling was also an *indicator*.

Information about the Best Practice Seal criteria, the *indicators*, the commitment and the follow-up, was delivered to the owners/managers of the establishments, and remained available in the Regulation published on the project´s webpage:
https://aquamuseu.cm-vncerveira.pt/cmvncerveira/uploads/writer_file/document/3558/regulamento___selo_de_boas_praticas.pdf

When an establishment fulfilled all the *indicators* from the beginning, it earned the Seal, as stated in the Regulation.
The achievements to reduce or eliminate the use of disposable plastics and improve waste separation for recycling were registered and published on the project webpage and on social media.

During the project period, several artworks were created by Portuguese and Norwegian artists, using waste as raw material.
The artworks were exhibited in such a unique place as Minho river, as well as, at Art Biennale, and in digital channels.
Also, several audio-visual elements were produced and launched in digital channels.
These artistic interventions and audio-visual products had the purpose of approaching art to daily life.

3 Results

Regarding the clean-up actions in riverbanks and on a sandy beach, participants collected 4.300 plastics. The main plastic categories of plastic collect were organized in a TOP 5 of predominance: Fragments (< 2,5 cm) =29%; Cigarette butts = 24%; Fragments (> 2,5 cm) = 17%; Cotton buds = 8%; Bio filters pieces (associated to WWTP) =5% as depicted in Figure 1.

Microplastics, including plastic resin pellets, and plastic pieces most likely associated with WWTP filters were frequently noticed in the riverbanks and in the sand (Figure 2).

During these actions, participants were very motivated, which allowed the removal of more than 150 Kg of litter from (re)entering the aquatic environment.

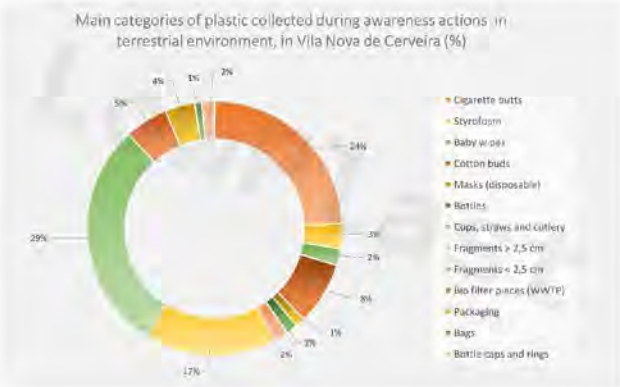


Figure 1: Main categories of plastics collected in awareness actions in the terrestrial environment, in Vila Nova de Cerveira, (%), extracted from LowPlast final report.

Figure 2: Microplastics, including plastic resin pellets, and plastic elements associated with WWTP filters, collected during clean-up actions in riverbanks and a sandy beach.

Boat trips were also much participated, and it was gratifying to observe the engagement of the public, willing to receive information about the land-based sources of plastic pollution on aquatic environments (Figure 3).
It clearly served as a hook for further actions planned for the representatives of HORECA network establishments with the scope of reducing plastic use and increasing plastic separation for recycling.

Figure 3. Participants receiving information about the impacts of plastic pollution during boat trips in Minho River.

In what concerns the actions directed to the functioning of HORECA network, it is important to recognize that this sector had been strongly affected by many lockdown periods and restrictions caused by COVID-19 pandemics, and this project was contemporary to those constraints.
Nonetheless, 42 establishments were surveyed, from which 7 establishments met all *indicators* from the beginning, so they received the Best Practice Seal (Figure 4), as a good example to similar local establishments. From the other 35 establishments, there were 3 that didn't have enough time or resources to implement all the changes, so they didn't receive the Seal. However, it is noteworthy to mention their improvements (Table 1 red color*). Each establishment was able to develop, on average, 2 indicators.

Figure 4. Best Practice Seal towards reduction of single-use plastics and improvement of plastic recycling designed for HORECA network establishments.

The divulgation of the improvements adopted by the establishments adherent to the Seal of Best Practices to reduce disposable plastic in Vila Nova de Cerveira, was promoted on social media and remained available at the project webpage:
https://aquamuseu.cm-vncerveira.pt/pages/927
The resume of best practices implemented in the establishments of Vila Nova de Cerveira is displayed on Table 1.

Table 1. Resume of the implementation of the Best Practice Seal to reduce disposable plastic, in HORECA network establishments, in Vila Nova de Cerveira. In red color the establishments that did not achieve the Seal, however worked towards plastic reduction and improvement of plastic waste management.

Establishment	Typology	Improvements achieved with the implementation of the Best Practice Seal of LowPlast project
Restaurante Luso-Galaico	Restaurant	Eliminated in the summer approx. 900 plastic straws, 750 plastic bags with handles for take-away service. Keep plastic water bottles because clients demand but are evaluating prices to introduce glass water bottles in table service.
Vila 'artes	Restaurant / Pizzeria	Started from zero and reached 90% plastic separation for recycling. In the summer, eliminated approx. 900 plastic cutlery (fork and knife), 2250 plastic cups e 2500 plastic straws.
Quinta de S. Roque	Local Accommodation	Eliminated in the summer 600 plastic water bottles, 600 plastics to wrap the glass in the WC of the room, and 450 tetra pack packaging of chocolate-milk drink.
Abrigo das Andorinhas	Restaurant	Replaced 80 % of plastic water bottles of 1.5 L and 50% of plastic water bottles of 0.5 L, for glass water bottles.
Colher de Pau	Restaurant	Eliminated plastic straws. Use new glass water bottles of 0,5L and 1,5L, filled with filtered water, thus reducing (280 and 350 plastic bottles/month), respectively.
Hotel Minho	Hotel	Eliminated in the summer 600 plastic cutlery (fork, knife), 500 plastic cups, 500 plastic spoons and plastic 800 straws.

Foral D. Dinis	Restaurant	Eliminated plastic bags with handles, communicating with clients to bring their own shopping bags. Improved plastic waste separation (70%).
O Cervo	Restaurant	Eliminated plastic straws. Reduced plastic water bottles (50%). Taxed plastic bags with handles to motivated clients to bring their own shopping bags.
Paladartes	Bar	Eliminated lightweight plastic bags and plastic stirrers. Couldn't invest in replacement of plastic water bottles for glass water bottles, due to financial difficulties.
Poço Bar	Café / Bar	Substituted in the summer 200 plastic straws for paper straws.
Cerva Bar	Café / Bar	Eliminated in the summer 500 plastic straws.
***Hotel Minho Belo**	Hotel	Eliminated plastic straws; Substituted plastic cups for paper cups and are searching for solutions for plastic water bottles and plastic *amenities* (soap in the WC of the room).
***Central**	Restaurant	Eliminated lightweight plastic bags. Need to use up all the plastic water bottles in stock, but then will invest in glass.
Pastelaria S. Pedro	Café / Pastry	Eliminated plastic cups and straws. Taxed plastic bags with handles to motivate clients to bring their own shopping bags and offer card boxes. Replaced plastic water bottles, for glass water bottles (20%). Separate 100% plastic waste for recycling.
Restaurante Adega do Real	Restaurant	Replacement in the summer of plastic water bottles for glass water bottles in esplanade service (1400 bottles). Eliminated plastic straws; substituted plastic bags with handle for paper bags for take-away service, but they break. Will test other bags because clients hardly bring their bags.
***Creperia Entre Sabores**	Creperie / Ice-creams	Have a lot of merchandise in stock. Keep plastic water bottles because clients demand and for the esplanade. Have new "biodegradable" plastic spoons for ice creams and asked the provider for information to be sure about it. Had a low plastic collecting rate and achieved 100%.
Casa Lau	Restaurant	Replaced plastic bags with handles for paper bags. Use take-away packaging made from sugar cane.
Churrasqueira do Cruzeiro	Grill	Communicate with clients, and publish information on the door and social media, to motivate clients to bring their own containers and bags which led to a reduction of approx. 200 take-away packaging and plastic bags /month.
Restaurante Galiza	Restaurant	Replaced plastic water bottles for glass water bottles in table service (24 bottles/week). Keep plastic water bottles because clients demand. Improved plastic waste separation (100%).
Rainha do Gusmão	Pastry	Eliminated 90% of plastic straws and reduced 50% of plastic lightweight bags, tax plastic bags. Taxed plastic bags with handles. Improved plastic waste separation (90%).
Casa Matriz	Restaurant	Replaced 100 % of plastic water bottles of 1.5 L and 0.5 L, for glass water bottles.
Cantinho dos Amigos	Restaurant	Contacted the local waste collection and management service (Valorminho) and got positive feedback for the recycling bin. Lack of space for glass water bottles deposit room.
Piazza	Pizzeria	Defined new glass water bottles of 1L, but keep 0,5L plastic water bottles because clients' demand.
Pousada da Juventude	Youth hostel	Created their own recycling bins in common areas. Implemented soap dispensers in WC of the rooms. Communicated a wish list of more best practices to their network Movijovem, related with elimination of glass water bottles and unitary doses of butter and jam.
Flor das Cerejas	Café / Pastry	Reduced 75% take-away packaging and eliminated plastic bags.
Casas da Loureira	Rural Tourism	Fulfill all indicators.

Casas da Vila	Local accommodation	Fulfill all indicators.
Casa do Cais	Local accommodation	Fulfill all indicators.
Casa da Muralha	Local accommodation	Fulfill all indicators.
Casa das Velhas	Restaurant	Fulfill all indicators.
Coroa de ferro	Bar	Replaced 25% plastic water bottles for glass water bottles. Improved plastic waste separation (100%).
Quinta da Malaposta	Hotel	Improved plastic waste separation (80%). Gradually replacing plastic water bottles for glass water bottles.
Convento SanPayo	Local accommodation	Fulfill all indicators.
Inatel	Hotel	Eliminated plastic water bottles and plastic cups from the rooms. In September eliminated 2400 bottles and 6000 cups. Search alternatives for lightweight plastic bags (WC), like plant base materials (corn, sugar cane, cellulose).
Curt'isso	Bar	Keep plastic water bottles because it is cheaper and due to lack of space to store glass water bottles, but already substituted other plastic drink bottles for glass bottles. Separate plastic waste (100%) collected by Valorminho.
Beat Caffé	Café / bar	Changed manager but kept interest in participating. Eliminated plastic straws (250 und/ month).
Dom Júlio	Restaurant	Adhered to a campaign from Valorminho to improve plastic waste separation. Are trying to reduce the internal consumption of plastic water bottles, planning to install a water container with a pump at the employer's cafeteria.
Moinho do Prado	Local accommodation	Fulfil all indicators.
Glutão	Restaurant	Eliminated plastic cups and straws. Keep plastic water bottles because clients demand, but in table service use glass water bottles.
Toni	Pizzeria	Eliminated plastic straws. Use glass water bottles of 0.5 L and 1L but keep plastic water bottles because clients demand.
O Parente	Café / Snack bar	Substituted plastic cups for paper cups. Motivate clients to bring their own take-away containers.
Variante	Restaurant / Pastry	Eliminated plastic water bottles in table service. keep plastic water bottles because clients demand (specially truck drivers). Separate plastic waste (100%).

The reduction or elimination of some indicators was more expressive, with emphasis on plastic water bottles (43%), plastic straws (40%) and plastic bags with handles (26%). Also, the choice of improving plastic separation for recycling was relevant (29%), as depicted in Figure 5.

Figure 5. Indicators selected by the establishments that committed with the Best Practice Seal to reduce disposable plastic and improve plastic separation for recycling, in Vila Nova de Cerveira, percent values.

An artistic installation with reused plastic water bottles - Ilhas de Plástico / Plastic Islands, covering an area of approximately 400 m2 was installed in the international Minho river (Figure 6), and presented to the public on World Oceans Day, 8 June.

Figure 6. Bird 's eye view of the artistic installation "Ilhas de Plástico" / Plastic Islands, in Minho river.

Other important artworks created to stimulate the public's interaction with the project scope comprised: drawings inspired on plastic patterns in the water surface "Plastic Fantastic" (Figure 7), one sculpture made of plastic fragments "Like a Crystal of memories in a forgetful mind" (Figure 8) , and handmade bottles from lightweight plastic pieces "Drifted Away"(Figure 9), accompanied by audio-visual elements that contextualized the artwork process, developed by Norwegian art students and presented at the Art Biennale Foundation.

Figure 7. Artworks "Plastic Fantastic" at the Art Biennale Foundation, in Vila Nova de Cerveira.

Figure 8. Artworks "Like a Crystal of memories in a forgetful mind" at the Art Biennale Foundation, in Vila Nova de Cerveira.

Figure 9. Artworks "Drifted Away" at the Art Biennale Foundation, in Vila Nova de Cerveira.

An archive of the audio-visual elements was created, to capitalize the project outcomes, remaining available at https://www.youtube.com/channel/UCE30zoE85F6EXSmPJCABj8Q

4 Discussion

Boat trips and Clean-up actions had very positive feedback from the participants, reflecting the ability of these awareness actions to motivate civic participation and call attention to the plastic pollution issue. The publications about these actions, on social media, also had good audience reach.

These actions allowed as well, the collection of data related to the most frequent litter categories found, and the collection of items for artistic work.
Plastics were indeed the main category of litter found in the riverbanks and beach clean-up actions of LowPlast actions, in Vila Nova de Cerveira. These results match with data from clean up actions all over the Portuguese coast, as reported on Portuguese Environmental Agency Programme of Marine Litter Monitoring, where plastic represents 73% of the marine litter collected at 11 Portuguese beaches (APA, 2017).
Clean-up actions are performed every year, by formal and informal groups of citizens, in small scale, or massive events and thus more covered by media, such as the

International Coastal Clean-up Day (ICC), usually occurring by the middle of September, which engages people from around the world to remove waste from the beaches and waterways. According to the Ocean Conservancy, since the start, over 16 million volunteers have collected more than 340 million pounds of trash (OCEAN CONSERVANCY, 2022).

Another internationally recognized initiative is the Blue Flag, promoted by Foundation for Environmental Education (FEE, 2022a), awarded to beach operators in compliance with a number of stringent criteria connected with accessibility, safety, environmental and educational programmes, specifically to avoid the depletion of natural resources, environmental threats, pollution and general environmental degradation. More than 4.500 beaches, marinas and eco-tourism boats are awarded with the Blue Flag, therefore contributing to the sustainable development goals (FEE, 2022a).

Regarding the Best Practice Seal implementation in HORECA network establishments, it was a successful challenge, since there were positive changes in every establishment, at such a demanding time.

Owners/managers of these establishments tend to maintain the improvements since it represents a good visiting card for customers, low investment and inclusively many establishments also benefited economically with the changes, for example, Inatel accommodation establishment, just by replacing water bottles, by water in a jar, the establishment saved not only single-use plastic consumption, but also the purchase of 2.400 water bottles in the summer (see Inatel, in Table 1).

In other situations, the changes implicated different strategies of the owners/managers, like talking to the employers and explaining the choices to the clients.
On the other hand, there were some statements of high demand for plastic water bottles in the summer, and on days of local fair, so establishments admitted the need to maintain plastic bottles available, which leads to commercial features. Lack of space to store empty glass bottles, glass bottles being taken intentionally or not, by clients, with loss for the establishment, were other addressed aspects. The frequency of waste collection was also a referred: in some establishments door-to-door collecting of waste seemed to be working well, but in other establishments were stated difficulties in waste collection or in accessing selective waste bins.

In sum, these actions targeted at restaurants, bars, cafes, hotels and local accommodation, were actually good case studies that revealed the diversity of factors that can be related with plastic consumption at HORECA network and with the recycling feasibility.

The Best Practice Seal to reduce disposable plastics in HORECA establishments finds a parallel in worldwide implemented initiatives such as the Green Key, a voluntary eco-label awarded to more than 3.200 hotels and other establishments in 65 countries. It represents the commitment with environmental responsibility and sustainable operation within the tourism industry and also for guests' perception that their choices make a difference at environmental level (FEE, 2022b).

One of the multiple options to mitigate plastic pollution relates to single-use plastic bans, recently supported by the Directive EU 2019/904.
Herberz, Barlow and Finkbeiner (2020) analyzed alternatives like to ban or impose a premium price on every single-use product, thus reducing its consumption and thereby the pollution it may cause; Stop exporting plastic waste from the EU to countries with high rates of mismanaged waste, like China or Malaysia. The authors also suggest awareness raising to avoid inappropriate waste disposal and certification of sustainable forestry sources for paper and wood products.
As for the artworks and artistic interventions there was a permanent contact of residents and tourists with continuous and diverse artistic outputs that promoted awareness on plastic reduction and expansion of the circular economy, especially the art installation "Ilhas de Plástico"/Plastic Islands, in the transboundary waters of Minho river, attracting the attention of both Portuguese and Spanish populations.

The audio-visual products were disseminated in social media and in the webpage, thus expanding the project message beyond the village, to a wider audience.
More projects and actions to increase knowledge and perception of the public about the impacts of plastic on the aquatic environment are blooming. The Portuguese artist Bordalo II develops his ideas and creations with end-of-life materials, searching for sustainability, ecological and social awareness (WIDE OPEN WALLS, 2022). Ana Pêgo is a Portuguese marine biologist and that embraces the awareness about marine litter, collecting and using items found in Portuguese beaches for artworks, and also created an educational project, with workshops, and artistic expressions, called *Plasticus maritimus* with 10.3 thousand followers on social media Instagram (PLASTICUS MARITIMUS, 2022).

Other approaches suggest that the integration of environmental education in visual arts may lead, for example, to a larger reutilization of material in artistic practices, or more suited options in what concerns the lifecycle of the planned objects, contributing to diminishing the quantities of garbage that are produced (Matos da Fonseca, 2019).

In brief conclusion about LowPlast actions, it is a fact that rivers are a transport channel of litter from land- based

sources, into the oceans. Therefore, it is fundamental to protect these aquatic environments, avoiding its "silent" littering.

There is a need to promote more extensive and multidimensional environmental projects to stimulate the public perception about this problem and engage local stakeholders into best practices towards the reduction of plastics, mainly the single-use plastics.
It is also necessary to improve the waste management and the recycling of plastics. As well as rethink the products, its packaging design and its marketing.

CREDIT AUTHORSHIP CONTRIBUTION STATEMENT

Patrícia Louro: Investigation, Conceptualization, Data curation, Methodology, Validation, Visualization, Writing - original draft, Writing - review & editing. Carlos Antunes: Investigation, Validation, Project administration, Resources, Supervision, Writing - review & editing.

DECLARATION OF INTEREST

The authors disclose that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the study reported in this manuscript.

FUNDING SOURCE

Project funded by EEAGrants (38_SGS#1 LowPlast - A Arte de reduzir o Plástico).

ACKNOWLEDGEMENTS

LowPlast Project, was promoted by Aquamuseu do Rio Minho - Vila Nova de Cerveira Municipality, in partnership with the Portuguese Marine Litter Association, the Foundation Biennale of Art of Cerveira and the Interdisciplinary Art Institute - DTK, in Norway.

REFERENCES

APA (Agência Portuguesa do Ambiente) **Programa de Monitorização do Lixo Marinho em praias Portugal**. Agência Portuguesa do Ambiente, Departamento de Assuntos Internacionais (DAI), Documento nº I002861-201802-DAI, dezembro 2017. Available from: https://sniambgeoviewer.apambiente.pt/GeoDocs/geoportaldocs/docs/Resultados_ProgramaMonitorizacao_LixoMarinho_2017.pdf. Accessed on: 10 Mar. 2022.

EUROPEAN UNION DIRECTIVE 2019/904. **EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 5 June 2019 on the reduction of the impact of certain plastic products on the environment.** Available from: https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2019/904/oj. Accessed on: 10 Mar. 2022.

FEE (The Foundation for Environmental Education). **Blue Flag**. 2022a. Available from: https://www.fee.global/blue-flag. Accessed on: 09 Mar 2022.

FEE (The Foundation for Environmental Education). **Green Key**. 2022b. Available from: https://www.fee.global/green-key-1. Accessed on: 09 Mar. 2022.

HERBERZ, T.; BARLOW, C.Y.; FINKBEINER, M. **Sustainability Assessment of a Single-Use Plastics Ban.** Sustainability 2020, 12, 3746. Available from: https://doi.org/10.3390/su12093746. Accessed on: 10 Mar 2022.

IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2022. Available from: https://www.iucn.org/. Accessed on: 08 Mar. 2022.

MATOS DA FONSECA, T. **Educação Ambiental Através das Artes Visuais.** Relatório apresentado na Faculdade de Psicologia e de Ciências da Educação da Universidade do Porto e Faculdade de Belas Artes da Universidade do Porto, para obtenção do grau de Mestre em Ensino de Artes Visuais no 3.º Ciclo do Ensino Básico e no Ensino Secundário, Porto, 2019. Available from: https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/121167/2/342665.pdf. Accessed on: 04 Mar. 2022.

OCEAN CONSERVANCY. 2022. Available from: https://oceanconservancy.org/. 2022. Accessed on: 08 Mar. 2022.

PLASTICS EUROPE. **Plastics the Facts 2021.** 2021. Available from: https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2021/. Accessed on: 06 Mar. 2022.

PLASTICUS MARITIMUS. ***Plasticus marinus***. 2022. Available from: https://www.instagram.com/plasticusmaritimus/. Accessed on: 10 Mar. 2022.

THE ELLEN MaCARTHUR FOUNDATION. 2022. Available from: https://ellenmacarthurfoundation.org/. Accessed on: 08 Mar. 2022.

UN (United Nations). **Sustainable Development Goals**. 2022. Available from: https://sdgs.un.org/. Accessed on: 06 Mar. 2022.

UNEP (The United Nations Environment Programme). 2022. Available from: https://www.unep.org/. Accessed on: 08 Mar. 2022.

WIDE OPEN WALLS. **Bordalo II**. 2022. Available from: https://www.wideopenwalls.com/artists/bordalo-ii/. Accessed on: 10 Mar. 2022.

Conference Paper from the X Iberian Symposium on the Hydrographic Minho River Basin
("X Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho")

e-ISSN: 2595-5527
Special Issue, p. 64-74, 2022
Doi:

PREVALENCE OF THE *Anguillicola crassus* PARASITE IN THE INTERNATIONAL MINHO RIVER

Luís Pereira[1*]; *Ana Catarina Braga*[2,3]; *Ana Moura*[2]; *Carlos Antunes*[2,4]

Abstract

The European eel, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758), is vulnerable to infections by the parasitic nematode *Anguillicola crassus* Kuwahara, Niimi & Itagaki, 1974, mainly in freshwater ecosystems. The eel is a bioindicator species due to its benthic behaviour, predator, and life cycle. The parasite feeds on blood from the eel's swim bladder, causing damage to the walls and deterioration of this organ, reducing energy reserves, and affecting its migratory capacity for reproduction. Eels were captured at different sampling points divided into 4 areas of the international section of the Minho River in the following time periods: 1995-96, 2008-2011 and 2017-2021, through fyke nets and electric fishing sampling techniques. The objectives of this work were to analyze the dispersion and prevalence of *A. crassus* in the Minho River basin over time, infection rates and the eels condition. The prevalence levels found reach values close to 75% in some sampled locations and 99% of eels shown pathological signs of swim bladder infection. The nematode dispersal area increased since the early 1990s when its presence in the Minho River was first recorded.

Keywords: *Anguillicola crassus*. *Anguilla anguilla*. Parasitism. River Minho. Swimbladder infection.

[1]Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal.

[2]Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research (CIIMAR), University of Porto, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Avenida General Norton de Matos, s/n, 4450-208 Matosinhos, Portugal.

[3]IPMA – Instituto Português do Mar e da Atmosfera, Av. Brasília, 1449-006 Lisboa, Portugal.

[4]Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal.

*Corresponding author: cantunes@ciimar.up.pt

Submitted on: 11 Mar. 2022
Accepted on: 23 Mar. 2022
Published on: 31 Mar. 2022

© Copyright 2022

1 Introduction

The alien swim bladder nematode parasite *Anguillicola crassus* Kuwahara, Niimi & Itagaki, 1974 illustrates a critical example of a very successful and hostile colonizer (KUWAHARA; NIIMI; ITAKAKI, 1974; AUDENAERT et al., 2003) fish parasite that owns its introduction and geographic area expansion to anthropic activities (SIMON et al., 2018). It was first introduced in Europe in the early 1980s under uncontrolled intercontinental exchange of live Japanese eel, *Anguilla japonica*, for human consumption from Taiwan (KIRK, 2003; WIELGOSS et al., 2008). The parasite quickly disseminated among Western, Northern and Central Europe European eel, *Anguilla anguilla*, populations in inland and brackish coastal waters (WYSUJACK; DOROW; UBL, 2014). *A. crassus* found in the intercontinental trade of anguillid hosts the means to become a global invader in the last decades (KNOPF, 2006; LEFEBVRE et al., 2012). Endowed with high fertility, high tolerance, resistance, and survivability of the second-stage larvae (KENNEDY; FITCH 1990; BARRY et al., 2014) this indigenous East Asia parasite can infect all eel sizes, including glass eels (NIMETH et al., 2000), once eels become vulnerable to infection as soon as they start feeding in rivers or estuaries (KENNEDY, 2007). This nematode plays therefore a considerable role in the decrease of *A. anguilla* eel populations as a primary or additional stress factor (PALSTRA et al., 2007; SJÖBERG et al., 2009).

The nematode presents a complex and indirect life cycle, infecting obligatory several intermediate and paratenic hosts before reaching the final host, the eel (DE CHARLEROY et al. 1990; JOUSSEAUME et al., 2021). The parasite lodges in the final host's swim bladder, where it reproduces (KIRK, 2003; LEFEBVRE; CRIVELLI, 2004). Adult females expel the eggs (already L2 stage) into the eel's swim bladder lumen that hatch within the swim bladder or soon after leaving the swim bladder via the ductus pneumaticus and gut. The motile L2 larvae stimulate its own predation by intermediate hosts, namely, copepods, penetrating their digestive tract, and moulting into L3 stage larvae (MORAVEC; TARASCHEWSKI, 1988; DE CHARLEROY et al., 1990; KIRK, 2003; ROLBEICKI; ROKICKI, 2005). These intermediate hosts can then be directly consumed by the final host or by paratenic hosts that turn to be preyed on by the eels (KIRK 2003; LEFEBVRE et al., 2012). In the eel, the L3 larvae leave the gut and penetrate the swim bladder wall developing into L4 larvae and to the pre-adult form, entering then in the swim bladder lumen, where the adult nematode feeds on blood from the swim bladder vasculature system, reproduces, and the cycle begins all over again (NIMETH et al., 2000; KIRK, 2003; SZÉKELY et al., 2009).

The lack of resistance adaptations that the European eel presents to this nematode derived from a non-co-evolutionary interaction between the two species and from the participation of paratenic hosts in the transmission of the parasite in Europe (KIRK, 2003; TARASCHEWSKI, 2006). The two factors that lead to different humoral responses and higher susceptibility of *A. anguilla* (NAGASAWA; KIM; HIROSE, 1994; TARASCHEWSKI, 2006) allowing *A. crassus* to demonstrate a higher prevalence and intensity rates, longevity, survival, and reproductive output than the ones observed in *A. japonica* (KNOPF, 2006; MÜNDERLE et al., 2006; TARASCHEWSKI, 2006).

However, other diverse selective forces not related to the European eel might be acting on the nematode, namely, changes in the biotic and/or abiotic environment aspects. For example, the constrained living resources available in a parasited overloaded swimbladder originates a strong intraspecific competition that might lead to a faster exploitation of the host, increasing growth rates and evolutionary shortening of the life cycle duration. As well as negatively affect the parasite survivorship due to the density of conspecifics in one niche (WECLAWSKI et al., 2013).

Environmental factors, such as climate, may also explain the faster development of European *A. crassus* populations. Temperature and salinity play a key role in the nematode survival. Although being considered a freshwater species, this parasite can tolerate high salinities and be found in marine and hypersaline waters (GIARI et al., 2021). High salinity, on the other hand, may have a direct negative impact on *A. crassus* throughout its free-living stages by lowering egg hatching, larval survival, and infectivity, as well as indirectly by limiting the spectrum of viable intermediate or paratenic hosts (KIRK; KENNEDY; LEWIS, 2000; LEFEBVRE; CRIVELLI, 2004).

Even though salinity has been found to inhibit the parasite infection, high prevalence has been documented in eels from marine environments and estuarine sites with extremely high salinity (LOUKILI; BELGHYTI, 2007). Infection levels in ecosystems with identical salinity ranges also can vary greatly (GIARI et al., 2021). *A. crassus* native range is over 20°C for most of the year. In Central Europe, by contrast, temperatures seldom exceed 20°C, with 8 months or more below 10°C. As a result, cold-adapted European populations of *A. crassus* may have evolved to complete the developmental cycle faster in response to lower temperatures (WECLAWSKI et al., 2013).

Some authors have reported no adverse effects on the performing of European eels during the freshwater stage of their life cycle under normal conditions (KELLY; KENNEDY; BROWN, 2000; LEFEBVRE et al., 2013).

However, the parasite presents a capacity to exceed 90% prevalence over a 4-year period (KNOPF, 2006; LEFEBVRE et al., 2013). With the capacity to induce structural and inflammatory pathological damage (MOLNÁR, 1993; LEFEBVRE et al., 2012), *A. crassus* is able to impair gas deposition, feed on swimbladder tissue, cause wall thickening, inflammation, tissue degeneration, and fill the lumen with eggs, larvae and dead nematodes (SCHNEEBAUER; HANEL; PELSTER, 2016). Extra stressors, for example, hypoxia also have considerable effects on the swimbladder viability of infected eels and can raise mortality (GOLLOCK; KENNEDY; BROWN, 2005; LEFEBVRE; CONTOURNET; CRIVELLI, 2007). This will cause significant modifications in multiple tissues, especially in the swimbladder tissue, and a possible reduction of the eel viability in some cases (MOLNÁR, 1993; BRACAMONTE et al., 2021).

The consequences are several histopathological changes in the structure of this organ (VAN BANNING; HAENEN, 1990; MOLNÁR, 1994; WÜRTZ; TARASCHEWSKI, 2000), inflammatory reactions (dilatation of blood vessels, hemorrhages, accumulation of macrophages and granulocytes), fibrosis, local necrosis, hyperplastic and dysplastic processes in the epithelial tissue (proliferation and alteration in the shape and structure of the cells) (LEFEBVRE et al., 2002), reduced elasticity of the organ (BARRY et al., 2014), reduced swimming speeds (PALSTRA et al., 2007) and lowered resistance to environmental stressors (GOLLOCK; KENNEDY; BROWN, 2005). Repeated larval invasion originates oedemic and hyperplastic changes in the swimbladder wall as well as dead encapsulated larvae and disintegrated adult nematodes (MOLNÁR, 1993; WURTZ; TARASCHEWSKI, 2000).

Infections can represent a problem to *A. anguilla* by hindering metabolic processes dependent on gaseous cell activity (PELSTER, 2015) or by inhibiting the ability to effectively regulate body position within the water column (PALSTRA et al., 2007). This factor also indirectly affects reproduction efficiency, as the amount of energy available for reproduction decreases considerably (VAN GINNEKEN; MAES, 2005; PALSTRA et al., 2007). Sébert et al. (2007) and Sjöberg et al. (2009) hypothesized that if an individual does not enter deeper oceanic waters, the process of sexual maturation cannot be completed, once high hydrostatic pressure triggers an increase in pituitary-gonad axis activity, raising plasma levels of sex steroids.

Any decline in organ control is suggested to threaten the successful completion of transoceanic migration, spawning activity, and subsequent recruitment of the next generation (SZÉKELY et al., 2009; LEFEBVRE et al., 2013). Although *A. crassus* does not directly cause host death, its presence has been reported to decrease its reaction to external factors (KIRK, 2003; ROLBEICKI; ROKICKI, 2005; PALSTRA, 2007). Due the swimbladder function, the problems observed in the survival of the individuals are probably more severe during the oceanic migrations (WYSUJACK; DOROW; UBL, 2014).

The European eel is classified as "critically endangered" (JACOBY et al., 2015) and serves as both a predator and a prey species in a healthy aquatic ecosystem. It is also a high commercial value species with very high cultural and economic importance. Since the 1970s, there has been a continuous drop in glass eel recruitment to continental waters (ICES, 2013), raising worries about the species' long-term health (DEKKER, 2008). The causes that led to the collapse are yet unknown. However, among other factors, the introduction in the 1980s of the invasive *A. crassus* must be considered (BARRY et al., 2017). From a management standpoint, it is critical to improve our understanding of how infection intensity and recurrent exposure are connected to resource utilization in an ecosystem for the future management of this endangered species in Europe. *A. crassus* was reported in the Minho River case of study for the first time in 1995/96 (ANTUNES, 1999), but information on how the parasite disseminated in the river is rare, as only in 2005 this species was mentioned again in the Minho tributary (AGUILAR et al., 2005). The aim of this study is to analyze the dispersion and prevalence of the nematode in the Minho River basin over time, infection rates and the eels condition.

2 Material and Methods

2.1 Study Area

The Minho River is situated in the NW-Iberian Peninsula (SW Europe) and presents a hydrological basin of 17080 km^2. Born in Serra da Meira, in the province of Lugo (Spain), it extends approximately 300 km to the Atlantic Ocean and represents the natural north-western border between Portugal and Spain in the last 70 km of its domain. Although experiencing saltwater intrusion only in the first 25 km of its extension, the Minho River displays a tidal influence until 40 km upstream that comprises the approximately 23 km^2 estuarine area (SOUSA et al., 2008).

The Minho estuary comprises an area between the municipalities of Caminha to Valença, 40 km long and presents mesotidal characteristics with average tidal variation that oscillates at approximately 4 meters of amplitude. Similarly, saline concentrations vary with the tides and can reach about 35 (COIMBRA et al., 2005). Classified as a Natura 2000 site due to its ecological importance (SOUSA et al., 2008), and known to generally present good quality waters, the River Minho can reach a water temperature of approximately 21°C in the summer months and 9°C in the winter (COIMBRA et al., 2005). The maximum river flow (2500 $m^3.s^{-1}$) is connected to the intense periods of precipitation observed during winter/early spring, has the minimum flow ($60^3.s^{-1}$) occurs during summer/early autumn, related with periods of drought (ANTUNES et al., 2012).

2.2 Sample Collection

Samplings were performed throughout several points of the international zone of the Minho River divided in four areas: ZMI - marine influence area with tidal differences in salinity; ZT - transitional area with influence of salinity at low flows and spring tides; ZFW - freshwater area; ZTr - tributaries area (Figure 1). Three time periods were considered with 18 samplings sites in 1995/96 (N= 362), 16 sampling sites between 2009 and 2011 (N= 371) and 8 sampling sites between 2017 and 2021 (N= 392), through fyke nets (10 mm mesh, 7 m in length with two openings in funnel shape) in Minho River during the year and electric fishing during autumn and spring in tributaries.

Figure 1. Minho River international section and eel sampling areas. ZMI - marine influence area with tidal differences in salinity; ZT - transitional area with influence of salinity at low flows and spring tides; ZFW - freshwater area; ZTr - tributaries area.

Fish died with an anaesthetic overdose. Total body length (0.1cm) and body weight (0.1g) were recorded. The swimbladders were removed and examined, counting the number of *A. crassus* in the lumen. The developmental states, L3, L4, pre-adult and adults, were identified (MORAVEC; TARASCHEWSKI, 1988; DE CHARLEROY et al., 1990; LEFEBVRE; CONTOURNET; CRIVELLI, 2002), and the number of individuals in each state was recorded.

Some individuals of *A. crassus* were deposited at the Natural History Museum of the Iberian Peninsula (NatMIP - "Museu de História Natural da Península Ibérica"), Aquamuseu do Rio Minho, Vila Nova de Cerveira, Portugal.

2.3 Swimbladder Degenerative Index (SDI)

The health state of the swim bladder of eels collected between 2017 and 2021, infected or not, was assessed and the organ was examined macroscopically to access its Swimbladder Degenerative Index (SDI) score (LEFEBVRE; CONTOURNET; CRIVELLI, 2002). The SDI score is determined by adding the scores obtained for the three criteria analyzed and can range from 0 (no pathological signs observed) to 6 (extremely damaged). Each of the criteria receives a score between 0 (no degradation), 1 (moderate degradation) or 2 (severe degradation). The first criterion to access focuses on the transparency-opacity of the swimbladder wall, with a transparent-yellowish colouration assigning a normal swimbladder (value 0).

When reading is not possible (total opacity observed), the value given was 2, and all intermediate cases by the value 1. The presence of pigmentation and exudate instead of gas in the swimbladder lumen was the second criterion to examine. In the presence of both pigmentation and exudate (dead worms, erythrocytes, decaying swimbladder tissue, eggs and L2 stage of *A. crassus*) was signed the value 2. Value of 0 for no pigmentation and no exudate, and value 1 to those that showed either pigmentation or exudate. The last criterion addressed the thickness of the swimbladder wall. Normal/thin-walled swimbladders (less than 1 mm) were classified with the value 0. The severely affected swimbladders with little or non-lumen left (more than 3 mm thick wall) were classified with the value 2. Value 1 was used in all other cases (LEFEBVRE et al., 2011).

2.3 Data Analysis

Prevalence (the percentage of parasitized eels), intensity (the number of parasites per infected eel) and abundance (the number of parasites per total eel number) were calculated for the sampling periods (BUSH et al., 1997). The Kruskal-Wallis analysis was applied to test differences in prevalence, intensity and abundance among sampling periods and areas, which were not normally distributed and the Dunn's post hoc test was applied in order to determine differences among groups. The indicator of general well-being and growth of fish, the Fulton's condition factor: $K = 100 \times [W\ (g)/TL^3\ (cm)]$ was calculated. Linear regression was performed to verify the relationship between intensity and condition factor (K) for all sample periods and SDI with infected eels and the number of parasites in swimbladder for the period 2017/21. Statistical analyses were carried out in PAST software, version 3.25 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

3 Results

During the three periods of investigation, a total of 1125 eels were examined, from these, 617 were infected with *A. crassus* and 508 did not present the parasite. The eels length ranged from 6.6 to 86 cm and their weight ranged from 0.3 to 1378 g.

The prevalence of parasites among all samples was 58.6 %, with the lowest values obtained in 1995/96 period (30.7 %) and increasing in the following periods (2009-11; 2017-21) to a similar order of magnitude (68 %, 63 % respectively (Table 1)). While in the 1995/96 period seven sampling points showed no infection in eels (1 in ZFW and 6 in ZTr), in later periods all sampling stations revealed the presence of infected eels. The mean abundance was 2.9 ± 2.1 parasites and the mean intensity of *A. crassus* in parasitised eels was 3.3 ± 4.5. The mean intensity of infection range from 2 to 11 parasites per infected eel and a maximum of 25 adult parasites and 71 larvae were found in the eels. Highest values of intensity and abundance were registered in ZMI zone in 2009/11 and 2017/21 (10.9; 6.6 and 6.6;6.6, respectively).

The mean intensity (H_c = 1.684, df = 2, $p > 0.05$) and the mean abundance (H_c = 2,131, df = 2, $p > 0.05$) did not differ significantly among the three periods which was not the case with the prevalence (H_c = 14.59, df = 2, $p < 0.05$) and Dunn's post hoc test revealed significant differences between 1995/96 period and the other two times sampling periods (2008/11 and 2017/21).

Considering the 2009/11 and 2017/21 sampling periods significantly differences among fishing areas were found for infection intensity (H_c = 27.08, df = 3, $p < 0.05$) and Dunn's post hoc test revealed significant differences between freshwater area (FW) and transition zone (ZT) and marine influence area (ZMI) as well as between tributaries zone (ZTr) and transition zone (ZT).

Abundance and intensity were not correlated with eel length ($p > 0.05$) for total sample.

No significant difference in K (t = 1.6213, df = 774, $p > 0.05$) considering infected and uninfected eels was found. No significant relationship was observed between parasite intensity and K (F= 2.12, $p > 0.05$).

In the period 2017/21 only 1% of the eels had no swimbladders pathological signs (SDI=0), 79% had moderate damage (1≤SDI≤3) and 20% had severe damage (SDI>3) (Figure 2). The mean SDI of infected eels was 2.51±1.12 and was significantly higher with the eel size (F = 4.65, $p < 0.05$) and with the number of parasites in swimbladder (F = 19.87, $p < 0.05$) (Figure 3).

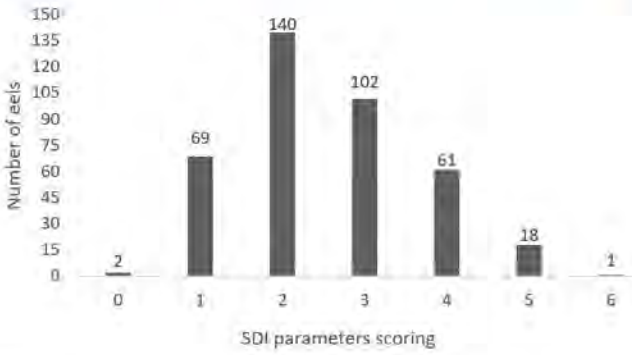


Figure 2. Frequency distribution of the swim bladder degenerative index (SDI) in 2017/21 period.

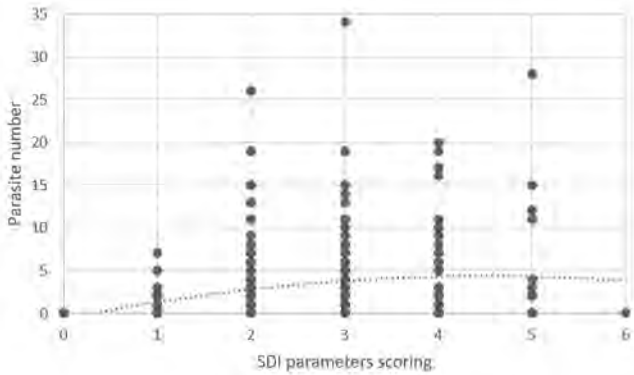


Figure 3. *A. crassus* number throughout the several the swimbladder degenerative index (SDI) stages found in 2017/21 period.

Table 1. *Anguillicola crassus* infection in international Minho River in 1995/96, 2009/11 and 2017/21 periods. Sampling areas, number of eels, total length (TL) and length range, eel condition factor (K), prevalence, intensity and intensity range, and abundance of the parasite. * SD not available (according to Antunes, 1999); ** according Braga (2011).

Period	Sampling area	N of eels	Mean TL (cm ± SD)	Length range	K	Prevalence (%)	Prevalence (%)	Mean Intensity	Intensity range	Abundance
1995/96*	ZFW	19	37.2*	19 - 62	0.19	31.6	30.7	2*	1 - 4	0.6
	ZTr	343	24.8*	7 - 60	0.20	29.7		3.7*	1 - 25	1.1
2009/11**	ZFW	67	16.7 ± 7.3	8.4 – 36.2	0.16	68.2	67.9	2.8±1.8	1 - 4	2.6
	ZTr	154	20.0 ± 8.0	6.6 – 38.2	0.15	59.1		2.1±1.4	1 - 7	1.4
	ZT	121	36.4 ± 11.9	10 - 78	0.16	74.7		4.0±3.0	1 - 15	3.1
	ZMI	33	33.0 ± 8.2	22.3 – 51.8	0.16	69.7		14.7±23.7	1 - 71	6.6
2017/21	ZFW	64	17.7 ± 2.9	12.4 – 25.0	0.11	54.7	63.1	3.1±2.9	1 - 13	1.7
	ZTr	33	27.3 ± 6.9	12.6 – 39.0	0.15	57.6		3.4±4.7	1 - 4	2.0
	ZT	276	40.1 ± 12.6	9.2 – 86.0	0.17	67.5		5.0±5.0	1 - 25	3.2
	ZMI	11	32.5 ± 14.0	14.1 – 64.0	0.16	72.7		9.1±9.0	1 - 17	6.6
All	All	1121	28.6 ± 8.5	6.6 – 86.0	0.16	58.6	58.6	5.0±4.0	1 - 71	2.9

4 Discussion

The date of introduction of parasite *A. crassus* in Minho River is uncertain. In the international section of the river samplings done in 1989/90 did not reveal any infection in eels, and the first records of infection date from 1995/96, with evidence of recent parasite establishment as clean areas were found and the highest prevalence was registered in areas close to the wild yellow eel stocking ponds coming from Spain, Tunisia and Morocco as well as farmed eels from Netherlands on which some may have escaped. Baruš, Moravec and Prokeš (1999) suggest that the fast spreading of *A. crassus* along European rivers is in general a consequence of importations and stocking of eels.

A gradual increase in prevalence was expected upstream due to decrease of salinity (HEITLINGER et al., 2009; WYSUJACK; DOROW; UBL, 2014), however that was not found. Low population density might also explain the fluctuations in prevalence, since according to Heitlinger et al. (2009), higher population densities allow high prevalence levels. Prevalence increased in the 2009/11 to 68 % and did not change significantly in the following period. Stable prevalence values have been reported for Vortsjarv lake (65%) (KANGUR et al., 2010) and Neusiedler See and Balaton Lake (60 %) (SCHABUSS et al., 2005).

High prevalence was found in marine influence zone (ZMI) but the fact that it is an estuarine brackish water area, with constant changes in salinity, the parasite may not be directly affected by this chemical parameter of the water. In the Comacchio Lagoon the percent of infected eels was significantly lower with increasing salinity (GIARI et al., 2021) while in estuaries prevalence values above 30% were reported (HERMIDA; SARAIVA; CRUZ, 2008; NETO et al., 2010). As there is no consensus on the influence of salinity other aspects should be considered in investigating *A. crassus* success and dispersion (GIARI et al., 2021).

In Minho River the eel's food is mainly composed by fish, crustaceans (particularly in estuarine area), insect larvae and molluscs. Paratenic fish hosts checklisted by Baruš, Moravec and Prokeš (1999) present are *Tinca tinca*, *Carassius auratus*, *Cyprinus carpio* and *Gasterosteus aculeatus*. The parasite *A. crassus* needs crustaceans as intermediate hosts and different species of copepods and ostracods are described (LEFEBVRE et al., 2012). The abundance of intermediate host marine copepods may allow the establishment and spread of the parasite in estuaries and saline lagoons (KIRK; KENNEDY; LEWIS, 2000; KENNEDY, 2007). The differences found in infection intensity between FW - ZT and FW - ZMI as well as ZTr - ZT may reflect differences in the diversity and abundance of intermediate hosts, which should be identified in the future.

The influence of the parasite on the eel body condition is different according to the authors. A positive relation was observed in Esva River when considered adults parasites (COSTA-DIAS et al., 2010) while several studies documented no effects of *A. crassus* on body condition (NETO et al., 2010; DENNY; DENNY; PAUL, 2013). In the present study, we found no change in the body condition of eels when comparing infected and uninfected eels. In the 2017/21 period only 1% of the eels had no swim bladders pathological signs (SDI=0). There is no correlation between the eel´s length and the percentage of infected eels, has observed by other authors (KOOPS; HARTMANN, 1989; BARRY et al., 2014).

Almost all the eels of the sampling area show pathological signs of infection in their swim bladder (99.0%). Though most eels are moderately affected (79.0%), a significant proportion (20.0%) exhibits profound ultrastructural changes that no doubt impair the swim bladder functions. Host size might be the most contributing factor in explaining variation in the swim bladder degenerative index. An increasing general trend of damage is observed as the eel size rises (LEFEBVRE; CONTOURNET; CRIVELLI, 2002).

The damage observed in the swim bladder, and the parasite count of lumen worms shown a non-linear relationship, and, in some cases, no sign of degeneration was found, despite the harbouring of living nematodes. Several infection events are necessary to observe pathological changes in the swimbladder. In less severe cases, the lack of parasites may be caused by an insufficient food supply (destruction of the swim bladder capillary system on which lumen worms actively feed), an unsuitable habitat for larval development or acquired immune response from the host (VAN BANNING; HAENEN, 1990; WÜRTZ; TARASCHEWSKI, 2000; LEFEBVRE; CONTOURNET; CRIVELLI, 2002). Regardless of the cause, severely affected eels can be expected to provide an unfavorable environment for the invasion and survival of *A. crassus* (SZÉKELY et al., 2009). As well as the absence of parasites does not discard the possibility of the eel been repeatedly infected and severely affected in the past (LEFEBVRE et al., 2013).

In heavily infected eels, changes of reaching the Sargasso Sea are very reduced or even zero as their swim bladders are destroyed and the energy reserves of the individuals are probably too low (KENNEDY, 2007) representing a possible negative influence on migratory capacity. Although *Anguillicola crassus* in the European eel tends to stabilize within infected areas, it may be simply the reflect of eel mortalities or accumulation of damages in the infected organ (LEFEBVRE; CRIVELLI, 2004).

When compared with the oldest data available, *A. crassus* population in the international Minho River keeps increasing and establishing in new river sites. The practice

of translocating eels that accumulate in the first dam (ZFW) to tributaries (ZTr) has been ongoing for some years, where infection intensity is lower. Further studies are needed to monitor the prevalence status as well as the hosts of the *A. crassus* in the Minho River.

CREDIT AUTHORSHIP CONTRIBUTION STATEMENT

L. Pereira: Conceptualization, Formal analysis, Investigation, Methodology, Writing - original draft preparation. C. Braga: Investigation, Writing - review & editing. A. Moura: Investigation, Writing - review & editing. C. Antunes: Conceptualization, Funding acquisition, Investigation, Methodology, Supervision, Writing - review & editing.

DECLARATION OF INTEREST

The authors disclose that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the study reported in this manuscript.

FUNDING SOURCE

The authors declare that no funding is applicable for this research.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank Eduardo Martins, Mário Jorge Araújo, António Roleira, Ana Lages and Mafalda Fernandes for field assistance.

REFERENCES

AGUILAR, A.; ÁLVAREZ, M.F.; LEIRO, J.M.; SANMARTÍN, M.L. Parasite populations of the European eel (*Anguilla anguilla*, L.) in the Rivers Ulla and Tea (Galicia, northwest Spain). **Aquaculture**, v. 249, p. 85-94, 2005. Available from: https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.04.052.

ANTUNES, C. *Anguillicola* Infestation of Eel Population from the Rio Minho (North of Portugal). **ICES-EIFAC Working Group on Eel**. Denmark: Silkeborg, 1999.

ANTUNES, C.; ARAÚJO, M.J.; BRAGA, C.; ROLEIRA, A.; CARVALHO, R. **Valorização dos recursos naturais da bacia hidrográfica do rio Minho. Final report from the project Natura Miño-Minho.** Porto: Centro interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Universidade do Porto, 2012.

AUDENAERT, V.; HUYSE, T.; GOEMANS, G.; BELPAIRE, C.; VOLCKAERT, F.A.M. Spatio-temporal dynamics of the parasitic nematode *Anguillicola crassus* in Flanders, Belgium. **Diseases of Aquatic Organisms**, Oldendorf, v. 56, n. 3, p. 223-233, 2003. Available from: https://doi.org/10.3354/dao056223.

BARRY, J.; MCLEISH, J.; DODD, J.A.; ADAMS, C.E. Introduced parasite *Anguillicola crassus* infection significantly impedes swim bladder function in the European eel *Anguilla anguilla* (L.). **Journal of Fish Diseases**, Oxford, v. 37, n. 10, p. 921-924, 2014. Available from: https://doi.org/10.1111/jfd.12215.

BARRY, J.; NEWTON, M.; DODD, J.A.; EVANS, D.; NEWTON, J.; ADAMS, C. E. The effect of foraging and ontogeny on the prevalence and intensity of the invasive parasite *Anguillicola crassus* in the European eel *Anguilla anguilla*. **Journal of Fish Diseases**, Oxford, v. 40, n. 9, p. 1213-1222, 2017. Available from: https://doi.org/10.1111/JFD.12596.

BARUŠ, V.; MORAVEC, F.; PROKEŠ, M. Anguillicolosis of the European eel (*Anguilla anguilla*) in the Czhec Republic. **Czech Journal of Animal Science**, Prague, v. 44, n. 9, p. 423-431, 1999. Available from: https://www.cabi.org/isc/abstract/19992217854.

BRACAMONTE, S.E.; KNOPF, K.; MONAGHAN, M.T. Encapsulation of *Anguillicola crassus* reduces the abundance of adult parasite stages in the European eel (*Anguilla anguilla*). **Journal of Fish Diseases**, Oxford, v. 44, n. 6, p. 771-782, 2021. Available from: https://doi.org/10.1111/jfd.13301.

BRAGA, A.C.R. **Susceptibilidade da enguia europeia, *Anguilla anguilla* e do parasita *Anguillicoloides crassus*, às concentrações de metais pesados no rio Minho.** 2011. 139 pp. Master Thesis (Ciências do Mar - Recursos Marinhos Especialização em Biologia e Ecologia Marinhas) - Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar da Universidade do Porto, Porto, 2011. Available from: http://repositorio-aberto.up.pt/handle/10216/62198.

BUSH, A.O.; LAFFERTY, K.D.; LOTZ, J.M.; SHOSTAK, A.W. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited. **The Journal of Parasitology**, Lawrence, v. 83, n. 4, p. 575-583, 1997. Available from: https://doi.org/10.2307/3284227.

COIMBRA, J.; ANTUNES, J.; DAMASCENO-OLIVEIRA, A.; COSTA-DIAS, S. **Bacia Hidrográfica do Minho.** 2005. Available from: https://wwz.ifremer.fr/. Accessed on: 11 mar. 2022.

COSTA-DIAS, S.; DIAS, E.; LOBÓN-CERVIÁ, J.; ANTUNES, C.; COIMBRA, J. Infection by *Anguillicoloides crassus* in a riverine stock of European eel, *Anguilla*

anguilla. **Fisheries Management and Ecology**, East Yorkshire, v. 17, n. 6, p. 485-492, 2010. Available from: https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2010.00746.x.

DE CHARLEROY, D.; GRISEZ, L.; THOMAS, K.; BELPAIRE, C.; OLLEVIER, F. The life cycle of *Anguillicola crassus*. **Diseases of Aquatic Organisms**, Oldendorf, v. 8, p. 77-84. 1990. Available from: https://doi.org/10.3354/dao008077.

DENNY, S.K.; DENNY, A.; PAUL, T. Distribution, prevalence and intensity of *Anguillicoloides crassus* in the American eel, *Anguilla rostrata*, in the Bras d'Or Lakes, Nova Scotia. **BioInvasions Records**, Helsinki, v. 2, n. 1, p. 19-26, 2013. Available from: https://doi.org/10.3391/bir.2013.2.1.03.

DEKKER, W. Coming to grips with the eel stock slip-sliding away. In: SCHLECHTER, M.G., LEONARD, N.J., TAYLOR, W.W. (Ed.). **International Governance of Fisheries Ecosystems**: Learning from the Past, Finding Solutions for the Future. Montgomery: American Fisheries Society, Symposium 58, 2008. p. 335-355. Available from: https://www.researchgate.net/publication/40095730.

GIARI, L.; CASTALDELLI, G.; GAVIOLI, A.; LANZONI, M.; FANO, E.A. Long-term ecological analysis of *Anguillicola crassus* occurrence and impact on the European eel population in a Mediterranean lagoon (North Italy). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 249, 107117, 2021. Available from: https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2020.107117.

GOLLOCK, M.J.; KENNEDY, C.R.; BROWN, J.A. European eels, *Anguilla anguilla* (L.), infected with *Anguillicola crassus* exhibit a more pronounced stress response to severe hypoxia than uninfected eels. Journal of Fish Diseases, Oxford, 28(7), 429-436. 2005. Available from: https://doi.org/10.1111/J.1365-2761.2005.00649.X.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, Purcellville, v. 4, n. 1, p. 9, 2001. Available from: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.

HEITLINGER, E.G.; LAETSCH, D.R.; WECLAWSKI, U.; HAN, Y.S.; TARASCHEWSKI, H. Massive encapsulation of larval *Anguillicoloides crassus* in the intestinal wall of Japanese eels. **Parasites & Vector**, London, v. 2, 48, 2009. Available from: https://doi.org/10.1186/1756-3305-2-48.

HERMIDA, M.; SARAIVA, A.; CRUZ, C. Metazoan parasite community of a European eel (*Anguilla anguilla*) population from an estuary in Portugal. **Bulletin of the European Association of Fish Pathologists**, Aberdeen, v. 28, n. 1, p. 35-40, 2008. Available from: https://eafp.org/bulletin-archive/.

ICES. International Council for the Exploration of the Sea. **Report of the Joint EIFAAC/ICES Working Group on Eels (WGEEL)**. ICES CM 2013/ACOM:18. Sukarietta and Copenhagen: ICES ADVISORY COMMITTEE, 2013. Available from: https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2013/WGEEL/wgeel_2013.pdf. Accessed on: 12 mar. 2022.

JACOBY, D.M.P.; CASSELMAN, J.M.; CROOK, V.; DELUCIA, M.B.; AHN, H.; KAIFU, K.; KURWIE, T.; SASAL, P.; SILFVERGRIP, A.M.C.; SMITH, K.G.; UCHIDA, K.; WALKER, A.M.; GOLLOCK, M.J. Synergistic patterns of threat and the challenges facing global anguillid eel conservation. **Global Ecology and Conservation**, Amsterdam, v. 4, p. 321-333, 2015. Available from: https://doi.org/10.1016/J.GECCO.2015.07.009.

JOUSSEAUME, T.; ROUSSEL, J.-M.; BEAULATON, L.; BARDONNET, A.; FALIEX, E.; AMILHAT, E.; ACOU, A.; FEUNTEUN, E.; LAUNEY, S. Molecular detection of the swim bladder parasite *Anguillicola crassus* (Nematoda) in fecal samples of the endangered European eel *Anguilla anguilla*. **Parasitology Research**, Berlin/Heidelberg, v. 120, p. 1897-1902, 2021. Available from: https://doi.org/10.1007/s00436-021-07100-3.

KANGUR, A.; KANGUR, P.; KANGUR, K.; JÄRVALT, A.; HALDNA, M. *Anguillicoloides crassus* infection of European eel, *Anguilla anguilla* (L.), in inland waters of Estonia: history of introduction, prevalence and intensity. **Journal of Applied Ichthyology**, Berlin, v. 26, n. s2 (Special Issue: Alien Species in Aquaculture and Fisheries), p. 74-80, 2010. Available from: https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01497.x.

KELLY, C.E.; KENNEDY, C.R.; BROWN, J.A. Physiological status of wild European eels (*Anguilla anguilla*) infected with the parasitic nematode, *Anguillicola crassus*. Parasitology, 120(2), 195-202. 2000. Available from: https://doi.org/10.1017/S0031182099005314.

KENNEDY C.R.; FITCH D.J. Colonization, larval survival and epidemiology of the nematode *Anguillicola crassus*, parasitic in the eel, *Anguilla anguilla*, in Britain. **Journal of Fish Biology**, London, v. 36, p. 117-131, 1990. Available from: https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1990.tb05588.x.

KENNEDY, C.R. The pathogenic helminth parasites of eels. **Journal of Fish Diseases**, Oxford, v. 30, n. 6, p. 319-334, 2007. Available from: https://doi.org/10.1111/j.1365-2761.2007.00821.x

KIRK, R.S.; KENNEDY, C.R.; LEWIS, J.W. Effect of salinity on hatching, survival and infectivity of *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea) larvae. Diseases of Aquatic Organisms, Oldendorf, 40(3), 211-218. 2000. Available from: https://doi.org/10.3354/DAO040211

KIRK, R.S. The impact of *Anguillicola crassus* on European eels. Fisheries Management and Ecology, 10(6), 385-394. 2003. Available from: https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2003.00355.x

KNOPF, K. The swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in the European eel *Anguilla anguilla* and the Japanese eel *Anguilla japonica*: differences in susceptibility and immunity between a recently colonized host and the original host. **Journal of Helminthology**, London, v. 80, n. 2, p. 129-136, 2006. Available from: https://doi.org/10.1079/joh2006353

KOOPS, H.; HARTMANN, F. *Anguillicola*-infestations in Germany and in German eel imports. **Journal of Applied Ichthyology**, Berlin, v. 5, p. 41-45, 1989. Available from: https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.1989.tb00568.x.

KUWAHARA, A.; NIIMI, A.; ITAKAKI, H. Studies on a nematode parasitic in the air bladder of the eel. 1. Description of *Anguillicola crassa* n. sp. (Philometridea, Anguillicolidae). **Japanese Journal of Parasitology**, Tokyo, v. 23, n. 5, p. 275-279, 1974. Available from: https://archive.org/details/sim_japanese-journal-of-parasitology-kiseichugaku-zasshi_1974_23_index.

LEFEBVRE, F.; CONTOURNET, P.; CRIVELLI, A.J. The health state of the eel swimbladder as a measure of parasite pressure by *Anguillicola crassus*. **Parasitology**, London, v. 124, n. 4, p. 457-463, 2002. Available from: https://doi.org/10.1017/S0031182001001378

LEFEBVRE, F.; CRIVELLI, A.J. Anguillicolosis: dynamics of the infection over two decades. **Diseases of Aquatic Organisms**, Oldendorf, v. 62, n. 3, p. 227-232, 2004. Available from: https://doi.org/10.3354/DAO062227

LEFEBVRE, F.; CONTOURNET, P.; CRIVELLI, A.J. Interaction between the severity of the infection by the nematode *Anguillicola crassus* and the tolerance to hypoxia in the European eel *Anguilla anguilla*. **Acta Parasitologica**, Warsaw, v. 52, n. 2, p. 171-175, 2007. Available from: https://doi.org/10.2478/S11686-007-0013-4.

LEFEBVRE, F.; FAZIO, G.; PALSTRA, A.P.; SZØKELY, C.; CRIVELLI, A.J.; PERPIGNAN, D. An evaluation of indices of gross pathology associated with the nematode *Anguillicoloides crassus* in eels. **Journal of Fish Diseases**, Oxford, v. 34, n. 1, p. 31-45, 2011 Available from: https://doi.org/10.1111/j.1365-2761.2010.01207.x.

LEFEBVRE, F.; WIELGOSS, S.; NAGASAWA, K.; MORAVEC, F. On the origin of *Anguillicoloides crassus*, the invasive nematode of anguillid eels. **Aquatic Invasions**, Helsinki, v. 7, n. 4, p. 443-453, 2012. Available from: http://dx.doi.org/10.3391/ai.2012.7.4.001.

LEFEBVRE, F.; FAZIO, G.; MOUNAIX, B.; CRIVELLI, A.J. Is the continental life of the European eel *Anguilla anguilla* affected by the parasitic invader *Anguillicoloides crassus*? **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, v. 280, 20122916, 2013. Available from: http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2012.2916.

LOUKILI, A.; BELGHYTI, D. The dynamics of the nematode *Anguillicola crassus*, Kuvahara 1974 in eel *Anguilla anguilla* (L. 1758) in the Sebou estuary (Morocco). **Parasitology Research**, Berlin/Heidelberg, v. 100, n. 4, p. 683-686, 2007. Available from: https://doi.org/10.1007/s00436-006-0349-y.

MOLNÁR, K. On eels (*Anguilla anguilla*) infected by *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea). **Acta Veterinaria Hungarica**, Budapest, v. 41, n. 3-4, p. 349-360, 1993. Available from: http://real-j.mtak.hu/4254/.

MOLNÁR, K. Formation of parasitic nodules in the swimbladder and intestinal walls of the eel *Anguilla anguilla* due to infections with larval stages of *Anguillicola crassus*. **Diseases of Aquatic Organisms**, Oldendorf, v. 20, n. 3, p. 163-170. 1994. Available from: https://www.int-res.com/abstracts/dao/v20/n3.

MORAVEC, F.; TARASCHEWSKI, H. Revision of the genus *Anguillicola* Yamaguti, 1935 (Nematoda: Anguillicolidae) of the swimbladder of eels, including descriptions of two new species, *A. novaezelandiae* sp. n. and *A. papernai* sp. n. **Folia Parasitologica**, Prague, v. 35, n. 2, p. 125-146, 1988. Available from: https://folia.paru.cas.cz/artkey/fol-198802-0006_REVISION_OF_THE_GENUS_ANGUILLICOLA-YAMAGUTI_1935_NEMATODA_ANGUILLICOLIDAE_OF_THE_SWIMBLADDER_OF_EELS_INCLU.php.

MÜNDERLE, M.; TARASCHEWSKI, H.; KLAR, B.; CHANG, C.W.; SHIAO, J.C.; SHEN, K.N.; HE, J.T.; LIN, S.H.; TZENG, W.N. Occurrence of *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea) in Japanese eels *Anguilla japonica* from a river and an aquaculture unit in SW Taiwan. **Diseases of Aquatic Organisms**, Oldendorf, v. 71, n. 2, p. 101-108, 2006. Available from: https://doi.org/10.3354/DAO071101.

NAGASAWA, K.; KIM, Y.G.; HIROSE, H. *Anguillicola crassus* and *A. globiceps* (Nematoda: Dracunculoidea) parasitic in the swimbladder of eels (*Anguilla japonica* and *A. anguilla*) in East Asia: a review. Folia Parasitologica, 41(2), 127-137. 1994.

NETO, A.F.; COSTA, J.L.; COSTA, M.J.; DOMINGOS, I. Epidemiology and pathology of *Anguillicoloides crassus* in European eel *Anguilla anguilla* from the Tagus estuary (Portugal). **Diseases of Aquatic Organisms**, Oldendorf, v. 88, n. 3, p. 225-233, 2010. Available from: https://doi.org/10.3354/DAO02166.

NIMETH, K.; ZWERGER, P.; WÜRTZ, J.; SALVENMOSER, W.; PELSTER, B. Infection of the glass-eel swimbladder with the nematode *Anguillicola crassus*. **Parasitology**, London, v. 121, n. 1, p. 75-83, 2000. Available from: https://doi.org/10.1017/S003118209900606X.

PALSTRA, A.P.; HEPPENER, D.F.M.; VAN GINNEKEN, V.J.T.; SZÉKELY, C.; VAN DEN THILLART, G.E.E.J.M. Swimming performance of silver eels is severely impaired by the swim-bladder parasite *Anguillicola crassus*. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 352, n. 1, p. 244-256, 2007. Available from: https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.08.003.

PELSTER, B. Swimbladder function and the spawning migration of the European eel Anguilla anguilla. **Frontiers in Physiology**, Lausanne, v. 5, 486, 2015. Available from: https://doi.org/10.3389/fphys.2014.00486.

ROLBIECKI, L.; ROKICKI J. *Anguillicola crassus* - an alien nematode species from the swim bladders of eel (*Anguilla anguilla*) in the Polish zone of the Southern Baltic and in the waters of Northern Poland. **Oceanological and Hydrobiological Studies**, Gdańsk, v. 34, n. 1, p. 121-136, 2005. Available from: http://agro.icm.edu.pl/agro/element/bwmeta1.element.agro-article-2f0c9409-093f-46b7-a760-90284057aa2c.

SCHABUSS, M.; KENNEDY, C.R.; KONECNY, R.; GRILLITSCH, B.; RECKENDORFER, W.; SCHIEMER, F.; HERZIG, A. Dynamics and predicted decline of *Anguillicola crassus* infection in European eels, *Anguilla anguilla*, in Neusiedler See, Austria. **Journal of Helminthology**, London, v. 79, n. 2, p. 159-167, 2005. Available from: https://doi.org/10.1079/JOH2005281.

SCHNEEBAUER, G., HANEL, R.; PELSTER, B. *Anguillicola crassus* impairs the silvering-related enhancements of the ROS defense capacity in swimbladder tissue of the European eel (*Anguilla anguilla*). **Journal of Comparative Physiology B**, Berlin/Heidelberg, v. 186, p. 867-877, 2016. Available from: https://doi.org/10.1007/s00360-016-0994-0.

SÉBERT, M.E.; AMÉRAND, A.; VETTIER, A.; WELTZIEN, F.A.; PASQUALINI, C.; SÉBERT, P.; DUFOUR, S. Effects of high hydrostatic pressure on the pituitary-gonad axis in the European eel, *Anguilla anguilla* (L.). **General and Comparative Endocrinology**, v. 153, n. 1-3, p. 289-298, 2007. Available from: https://doi.org/10.1016/J.YGCEN.2007.01.009.

SIMON, J.; WESTERBERG, H.; RIGHTON, D.; SJÖBERG, N.B.; DOROW, M. Diving activity of migrating silver eel with and without *Anguillicola crassus* infection. **Journal of Applied Ichthyology**, Berlin, v. 34, n. 3, p. 659-668, 2018. Available from: https://doi.org/10.1111/JAI.13626.

SOUSA, R.; COSTA-DIAS, S.; GUILHERMINO, L.; ANTUNES, C. Minho River tidal freshwater wetlands: threats to faunal biodiversity. **Aquatic Biology**, Oldendorf, v. 3, p. 237-250. 2008. Available from: https://doi.org/10.3354/ab00077.

SJÖBERG, N.B.; PETERSSON, E.; WICKSTRÖM, H.; HANSSON, S. Effects of the swimbladder parasite *Anguillicola crassus* on the migration of European silver eels *Anguilla anguilla* in the Baltic Sea. **Journal of Fish Biology**, v. 74, p. 2158-2170, 2009. Available from: https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02296.x.

SZÉKELY, C.; PALSTRA, A.; MOLNÁR, K.; VAN DEN THILLART, G. Impact of the Swim-Bladder Parasite on the Health and Performance of European Eels. In: VAN DEN THILLART, G.; DUFOUR, S.; RANKIN, J.C. (Ed.). **Spawning Migration of the European Eel**. Fish & Fisheries Series, vol. 30. Dordrecht: Springer, 2009. p. 201-226. Available from: https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9095-0_9.

TARASCHEWSKI, H. Hosts and parasites as aliens. **Journal of Helminthology**, London, v. 80, n. 2, p. 99-128, 2006. Available from: https://doi.org/10.1079/JOH2006364.

VAN BANNING, P.; HAENEN, O.L.M. Effects of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in wild and farmed eel, *Anguilla anguilla*. In: PERKINS, F.O.; CHENG, T.C. (Ed.). **Pathology in marine science**. New York: Academic Press, 1990. p. 317-330.

VAN GINNEKEN, V.J.T.; MAES, G.E. The European eel (*Anguilla anguilla*, Linnaeus), its Lifecycle, Evolution and Reproduction: A Literature Review. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 15, n. 4, p. 367-398, 2005. Available from: https://doi.org/10.1007/S11160-006-0005-8.

WECLAWSKI, U.; HEITLINGER, E.G.; BAUST, T.; KLAR, B.; PETNEY, T.; HAN, Y.S.; TARASCHEWSKI, H. Evolutionary divergence of the swim bladder nematode *Anguillicola crassus* after colonization of a novel host, *Anguilla anguilla*. **BMC Evolutionary Biology**, London, v. 13, n. 1, p. 1-11, 2013. Available from: https://doi.org/10.1186/1471-2148-13-78.

WIELGOSS, S.; TARASCHEWSKI, H.; MEYER, A.; WIRTH, T. Population structure of the parasitic nematode Anguillicola crassus, an invader of declining North Atlantic eel stocks. **Molecular Ecology**, Oxford, v. 17, n. 15, p.

3478-3495. 2008. Available from: https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2008.03855.x.

WYSUJACK, K.; DOROW, M.; UBL, C. The infection of the European eel with the parasitic nematode *Anguillicoloides crassus* in inland and coastal waters of northern Germany. **Journal of Coastal Conservation**, Heidelberg, v. 18, p. 121-13, 2014. Available from: https://doi.org/10.1007/s11852-013-0274-z.

WÜRTZ, J.; TARASCHEWSKI, H. Histopathological changes in the swimbladder wall of the European eel *Anguilla anguilla* due to infections with *Anguillicola crassus*. **Diseases of Aquatic Organisms**, Oldendorf, v. 39, n. 2, p. 121-134, 2000. Available from: https://doi.org/10.3354/DAO039121.

CONCURSO
E EXPOSIÇÃO
INTERNACIONAIS
DE ILUSTRAÇÃO
CIENTÍFICA
"RIO MINHO,
BIODIVERSIDADE
E ARTES DE PESCA"

EXPOSIÇÃO COLETIVA

. César Caballero . Cláudia Barrocas .
. Francisco Cunha . Francisco Rodriguez .
. Inês Carneiro . Isabel Aracama . Joana Possidónio .
. João Simões . Luz Vega . Márcia Venâncio .
. Maria Candamil López . Paulo Saraiva . Pedro Cunha .
. Victor Morillas . Ricardo Silva . Vivian Hackbart .

CURADOR

Fernando J. S. Correia

Fórum Cultural de Vila Nova de Cerveira, novembro de 2021

PARTE III

Concurso e exposição internacionais de ilustração científica: "Rio Minho, Biodiversidade e Artes de Pesca"

RIO MINHO, BIODIVERSIDADE E ARTES DE PESCA
– BREVES NOTAS SOBRE UM CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS –

FERNANDO CORREIA

O concurso e exposição internacionais de ilustração científica e naturalista "Rio Minho, biodiversidade e artes de pesca" constitui um evento agregador, em múltiplas dimensões, que tem como objectivo celebrar a Ciência, vista pelo prisma da Arte (mais propriamente a Ilustração) enquanto facilitador, de modo a aproximar ainda mais a cultura e biodiversidade intrínsecas ao Rio Minho, às suas gentes e quem ainda não o conhece.

Foto 1 – Exposição e sessão de encerramento

Criados por Fernando Correia, que também assumiu o papel de coordenador dessas duas ações e curador da exposição, representa os esforços conjuntos do Laboratório de Ilustração Científica (LIC) e do Núcleo de Alterações Climáticas e Ativos de Biodiversidade (NACAB), ambos do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro, a que se junta ainda o Aquamuseu do Rio Minho, no âmbito do Projeto Cooperminho - Gestão e Valorização da Produtos de Pesca do Rio Minho.

Aprovado no âmbito do Programa MAR2020, o Cooperminho foi liderado pelo Município de Vila Nova de Cerveira, através do Aquamuseu do Rio Minho, envolvendo ativamente a Universidade de Aveiro e também a do Porto. Este projeto teve como objetivos maiores a valorização dos recursos piscícolas do rio Minho e do património sociocultural associado, bem como a promoção da sustentabilidade dos recursos explorados e o concurso e exposição foram iniciativa pensada como mais um instrumento que, potencialmente, maximizaram a eficácia desta sua missão. Além da divulgação da componente de investigação, houve sempre uma pertinente preocupação em comunicar a ciência assim produzida, difundindo os seus resultados e conclusões, quer através da sua disseminação destinada aos pares académicos (comunicações no Simpósio e respectivas Atas), quer através da implementação de outras soluções capazes de alavancar a sua divulgação numa sociedade regional, nacional e até internacional. As soluções ensaiadas passaram pelo recurso à ilustração científica, como suporte visual e ferramenta com carácter informativo e pedagógico, e tiveram a sua expressão em comunicações várias (https://www.ua.pt/pt/noticias/4/64880), livros (https://www.ua.pt/pt/noticias/1/66945), concurso (https://www.ua.pt/pt/noticias/1/62916) e exposição — com as quais o Cooperminho ganhou uma outra dimensão e visibilidade societal.

Quer o concurso, quer a exposição visaram sempre a promoção da biodiversidade selvagem ligada ao rio Minho, com especial relevância para os seus peixes, bem como toda a restante fauna e flora que caracterizam e/ou utilizam a galeria ripícola. O Homem e seus costumes não foram de todo esquecidos

e especial atenção foi também dada às artes de pesca típicas do Minho, as quais são utilizadas desde tempos remotos. Paralelamente, procurou-se ainda dar a conhecer e promover o trabalho de ilustradores nacionais e internacionais que se dedicam a promover a natureza através da sua arte e ciência.

Como sublinhou Ulisses Azeiteiro, coordenador do Cooperminho na UA e professor do Departamento de Biologia: "O rio Minho e seu estuário outrora foram considerados os viveiros piscícolas de Portugal, graças à elevada biodiversidade e rica variedade de peixes com valor económico. É um rio minhoto que influencia e molda, de modo marcante, as gentes dos vales em que corre, como os costumes e as singulares artes de pesca - caso das impressionantes pesqueiras". Visto como um santuário da vida selvagem, o rio Minho está classificado como Sítio de Interesse Comunitário (SIC) e o seu estuário como Zona de Proteção Especial (ZPE), no âmbito do plano setorial da Rede Natura 2000 (rede ecológica europeia de conservação de habitats e respetiva biodiversidade, que aqui toma a designação de Sítio Rio Minho).

Foto 2 – Entrega dos prémios por Ulisses Azeiteiro, coordenador do Cooperminho na UA e professor do Departamento de Biologia

Foto 3 – Cláudia Barrocas, ilustradora galardoada com o 1º prémio do concurso

Submeteram obras a concurso um conjunto de 16 ilustradores, de várias nacionalidades (Portugal, Espanha, Brasil e México), totalizando 28 ilustrações que foram atentamente avaliadas por um júri qualificado. Foram atribuídos, por unanimidade prémios a 3 dos concorrentes — Cláudia Barrocas (1.º prémio), César Caballero (2.º prémio) e Joana Possidónio (3.º prémio) — e ainda 3 Citações de Mérito — Francisco Cunha, Victor Morillas, João Simões — de entre todos os concorrentes (sendo os restantes Francisco Rodriguez, Inês Carneiro, Isabel Aracama, Luz Vega, Márcia Venâncio, Maria Candamil López, Paulo Saraiva, Pedro Cunha, Ricardo Silva e Vivian Hackbart).

Os prémios atribuídos foram os seguintes:

- 1.º prémio: um pack Apple iPad + Apple Pencil + Smart Keyboard (iPad Wi-Fi de 10,2 polegadas 128 GB - Cinzento sideral; Apple Pencil (1.ª geração), Smart Keyboard para iPad (7.ª geração) e iPad Air (3.ª geração) – Português) — prémio não pecuniário, isto é, não é traduzível em valor monetário, mas que é equivalente a um valor superior a 750 euros).; Livro do Projeto COOPERMINHO " O Rio Minho, a lampreia e o sável: saberes da região"; Diploma.
- 2.º prémio: estágio de Capacitação e Especialização com a duração de uma semana, a decorrer no Laboratório de Ilustração Científica do Departamento de Biologia (prémio não pecuniário, isto é, não é traduzível em valor monetário, mas que é equivalente a um valor de cerca de 420 euros; não inclui o alojamento, nem diárias para refeições, nem custo de materiais de expressão plástica ou outros a utilizar no seu decorrer); livro do Projeto COOPERMINHO " O Rio Minho, a lampreia e o sável: saberes da região"; Diploma.
- 3.º prémio: voucher de alojamento para duas pessoas e uma noite em unidade hoteleira a indicar oportunamente, mediante marcação prévia e de acordo com disponibilidade patente (prémio não pecuniário, isto é, não é traduzível em valor monetário, mas que é equivalente a um valor máximo de 120 euros); livro do Projeto COOPERMINHO " O Rio Minho, a lampreia e o sável: saberes da região"; livro "PEIXES DO RIO MINHO e não só RECEITAS COM HISTÓRIA"; Diploma.
- Citações de Mérito — publicação das ilustrações na capa, contra-capa e folha de rosto do Livro de Atas/comunicações do Simpósio (segundo ordem avançada pelo Júri)

Este Concurso internacional e subsequente Exposição, tiveram a sua primeira apresentação virtual durante os dias 4 e 5 de dezembro de 2020 durante o Seminário Cooperminho, em plena pandemia

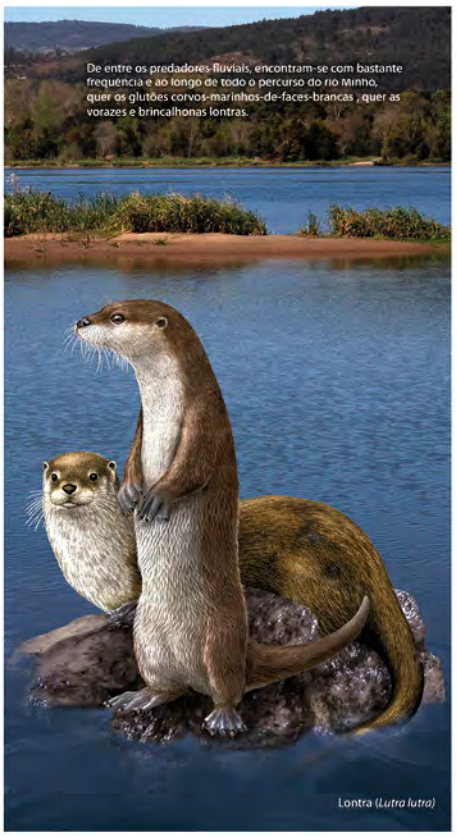
Covid-19, impedidos que foram de ter a sua estreia no decorrer do X Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho, inicialmente previsto para 25 e 26 de setembro de 2020. O anúncio dos vencedores foi realizada durante a sessão de encerramento do X Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho (Vila Nova de Cerveira, Portugal), nas novas datas de 5 e 6 de novembro de 2021.

A primeira mostra presencial decorreu no âmbito do X Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho & Seminário Cooperminho (4 e 5 de dezembro de 2020) e esteve patente ao publico no Palco das Artes de Vila Nova de Cerveira durante todo o mês de Dezembro de 2021. Durante o 1.º trimestre de 2022 pode ainda ser apreciada na galeria Dbio do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro, adquirindo assim o seu caráter itinerante ao poder ser requisitada para ser apresentada em outros locais e perpetuando a missão do projecto Cooperminho, entretanto já terminado com elevada taxa de sucesso.

Fernando Correia (composição; vários autores) Pintura digital. Livro "**Rio Minho, suas Naturezas e Gentes**"

Fernando Correia (composição; vários autores)
Pintura digital. Livro "**Rio Minho, suas Naturezas e Gentes**"

Corvos-marinhos-de-faces-brancas *(Phalacrocorax carbo)*

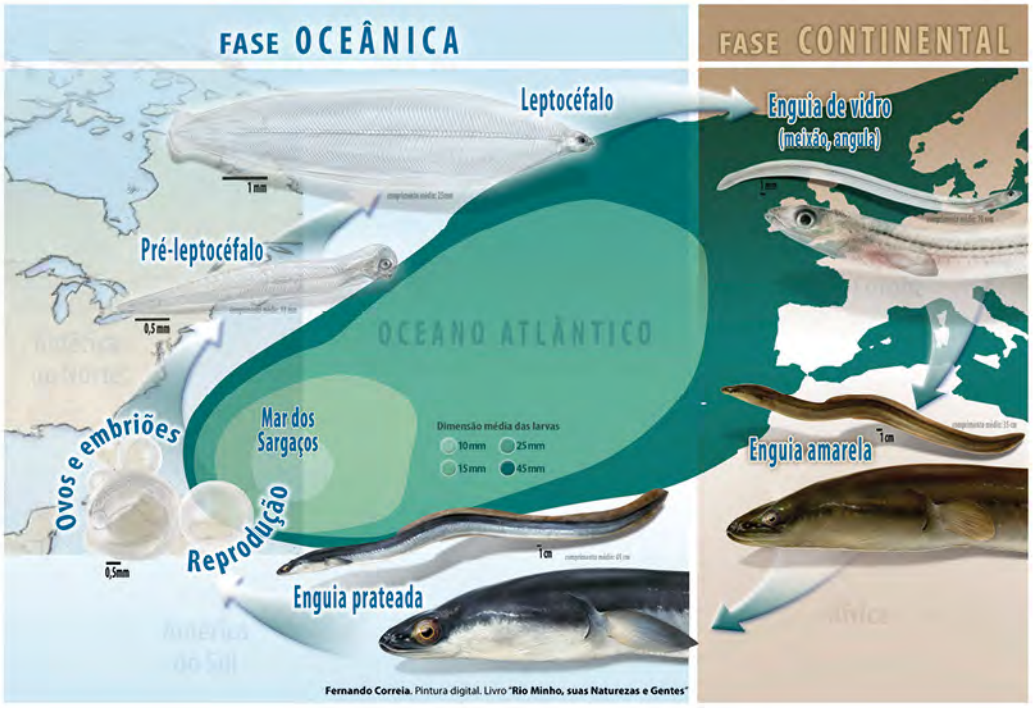


De entre os predadores fluviais, encontram-se com bastante frequência e ao longo de todo o percurso do rio Minho, quer os glutões corvos-marinhos-de-faces-brancas , quer as vorazes e brincalhonas lontras.

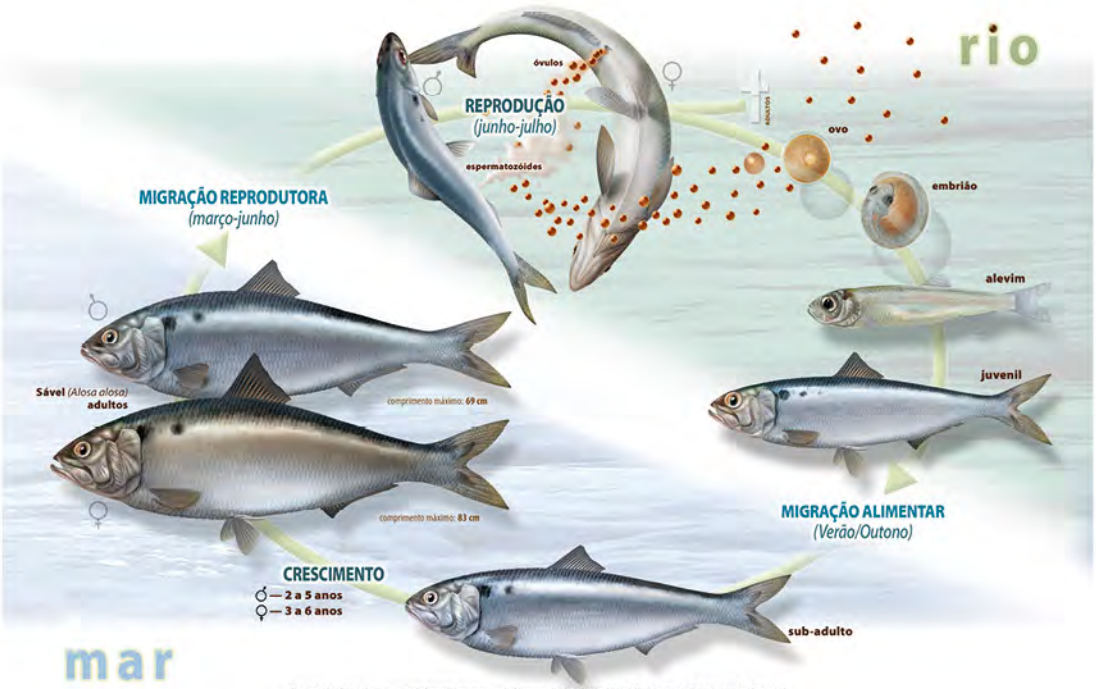
Lontra (*Lutra lutra*)

Fernando Correia (composição/acrónimo autores) Pintura digital | 2012 "Rio Minho, aves Naturezas e Gentes"

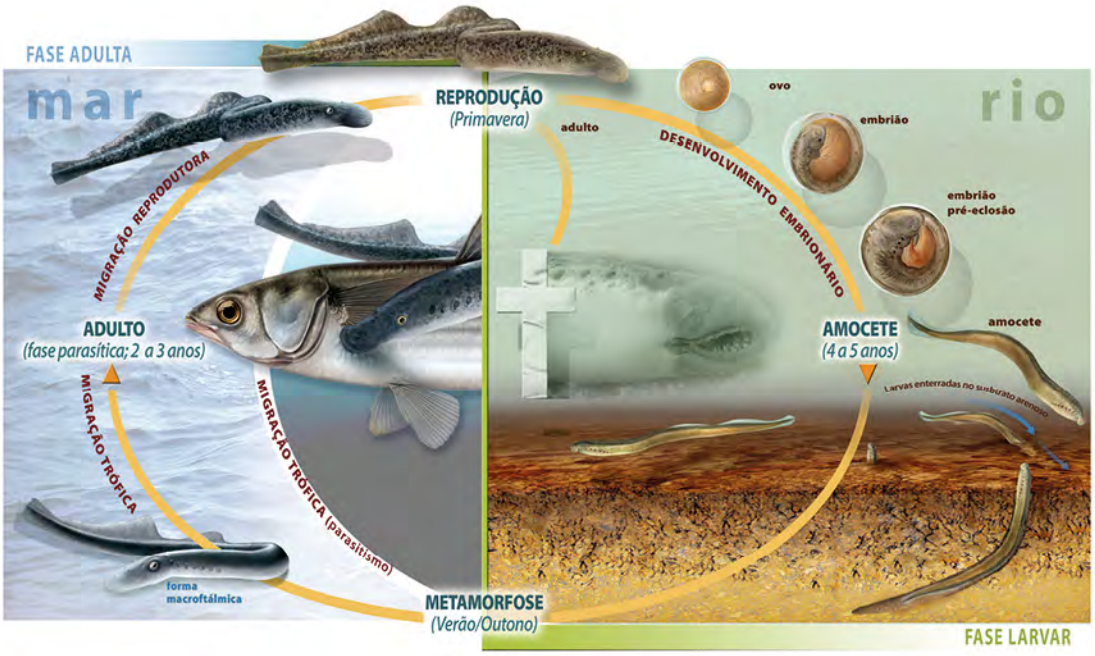
X SIMPÓSIO IBÉRICO
SOBRE A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MINHO



Fernando Correia. Pintura digital. Livro "**Rio Minho, suas Naturezas e Gentes**"



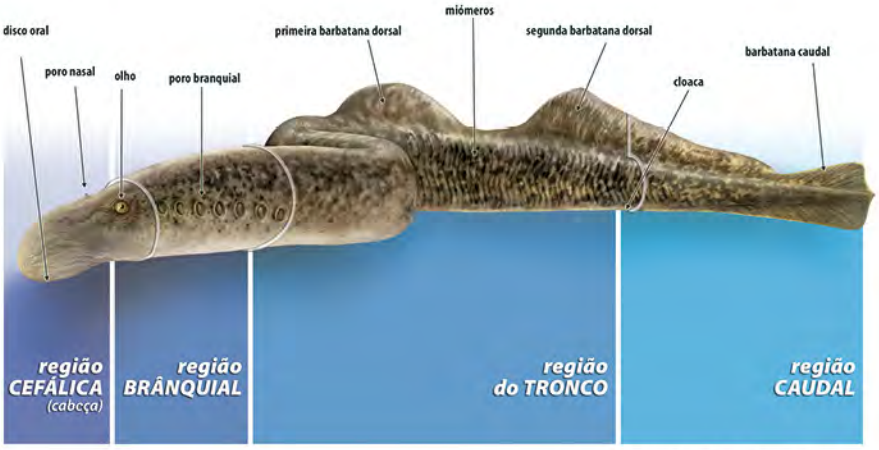
Fernando Correia (composição; vários autores). Pintura digital. Livro "**Rio Minho, suas Naturezas e Gentes**"



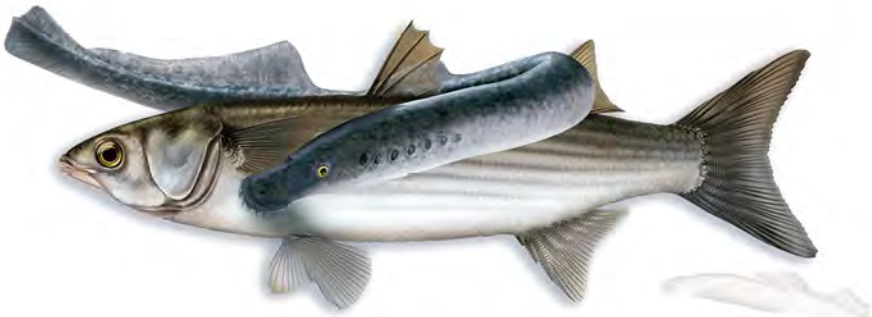
Fernando Correia (composição; vários autores)
Pintura digital. Livro "**Rio Minho, suas Naturezas e Gentes**"

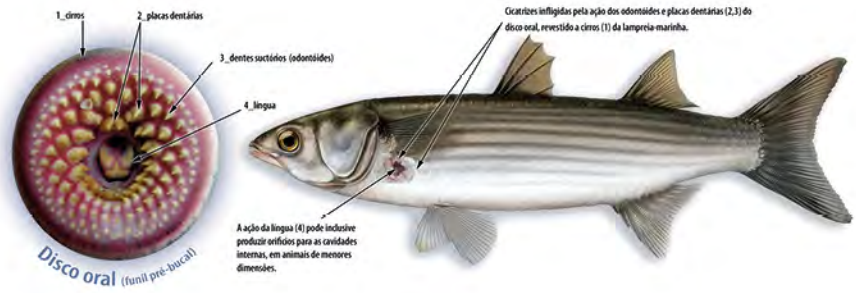
Fernando Correia
Pintura digital. Livro "**Rio Minho, suas Naturezas e Gentes**"

Fernando Correia (composição; vários autores)
Pintura digital. Livro "**Rio Minho, suas Naturezas e Gentes**"

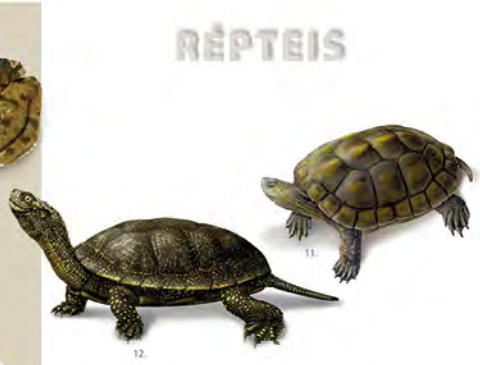


Anatomia externa de uma lampreia-marinha





Fernando Correia (composição; vários autores)
Pintura digital. Livro "**Rio Minho, suas Naturezas e Gentes**"



Alguma herpetofauna da bacia hidrográfica do rio Minho

1 - Rã-verde *(Pelophylax perezi)*
2 - Rela-comum *(Hyla arborea)*
3 - Sapo-corredor *(Bufo calamita)*
4 - Rã-de-focinho-pontiagudo *(Discoglossus galganoi)*
5 - Sapo-parteiro-comum *(Alytes obstetricans)*
6 - Sapo-comum *(Bufo spinosus)*
7 - Salamandra-de-pintas-amarelas *(Salamandra salamandra)*
8 - Salamandra-lusitânica *(Chioglossa lusitanica)*
9 - tritão-de-ventre-laranja *(Lissotriton boscai)*
10 - Tritão-marmorado *(Triturus marmoratus marmoratus)*
11 - Cágado -comum *(Mauremys leprosa)*
12 - Cágado-de-carapaça-estriada/ fêmea *(Emys orbicularis)*
13 - Víbora-de-seoane *(Vipera seoanei)*
14 - Cobra-de-água-de colar *(Natrix natrix)*
15 - Cobra-de-água-viperina *(Natrix maura)*

Fernando Correia (composição; vários autores)
Pintura digital. Livro "**Rio Minho, suas Naturezas e Gentes**"

Algumas aves da bacia hidrográfica do rio Minho

1 - Águia-pesqueira *(Pandion haliaetus)*
2 - Pato-real/macho *(Anas platyrhynchos)*
3 - Guarda-rios *(Alcedo atthis)*
4 - Chamariz *(Serinus serinus)*
5 - Fuinha-dos-juncos *(Cisticola juncidis)*
6 - Garça-real *(Ardea cinerea)*
7 - Garçote *(Ixobrychus minutus)*

Fernando Correia (composição; vários autores)
Pintura digital. Livro "**Rio Minho, suas Naturezas e Gentes**"

X SIMPÓSIO IBÉRICO
SOBRE A GESTÃO HIDROGRÁFICA DO RIO MINHO

Oncorhynchus mykiss

a. macho

b. fêmea

c. juvenil

CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "RIO MINHO, BIODIVERSIDADE E ARTES DE PESCA"

Cláudia Alexandra Amorim Barrocas (Portugal) - Truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*). Técnica digital

CITAÇÃO de MÉRITO

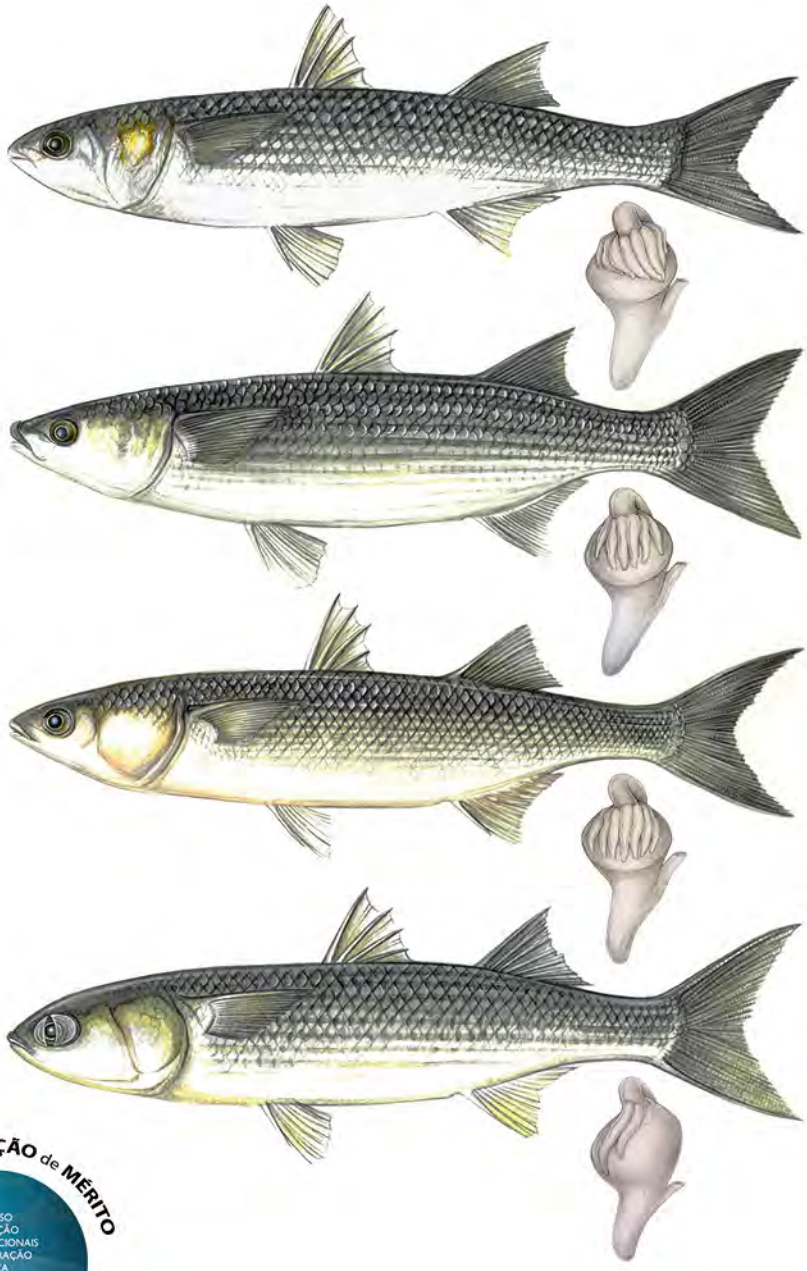
CONCURSO
E EXPOSIÇÃO
INTERNACIONAIS
DE ILUSTRAÇÃO
CIENTÍFICA
"RIO TEJO
BIODIVERSIDADE
E ARTES DE PESCA"

João Manuel Rebelo Simões (Portugal) - Guarda-rios/*Alcedo atthis*. Técnica mista (grafite e digital)

X SIMPÓSIO IBÉRICO

CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "RIO MINHO, BIODIVERSIDADE E ARTES DE PESCA"

Paulo Alexandre C. A. Saraiva (Portugal) - Guarda-rios e truta. Técnica mista (grafite, aguarela e digita)

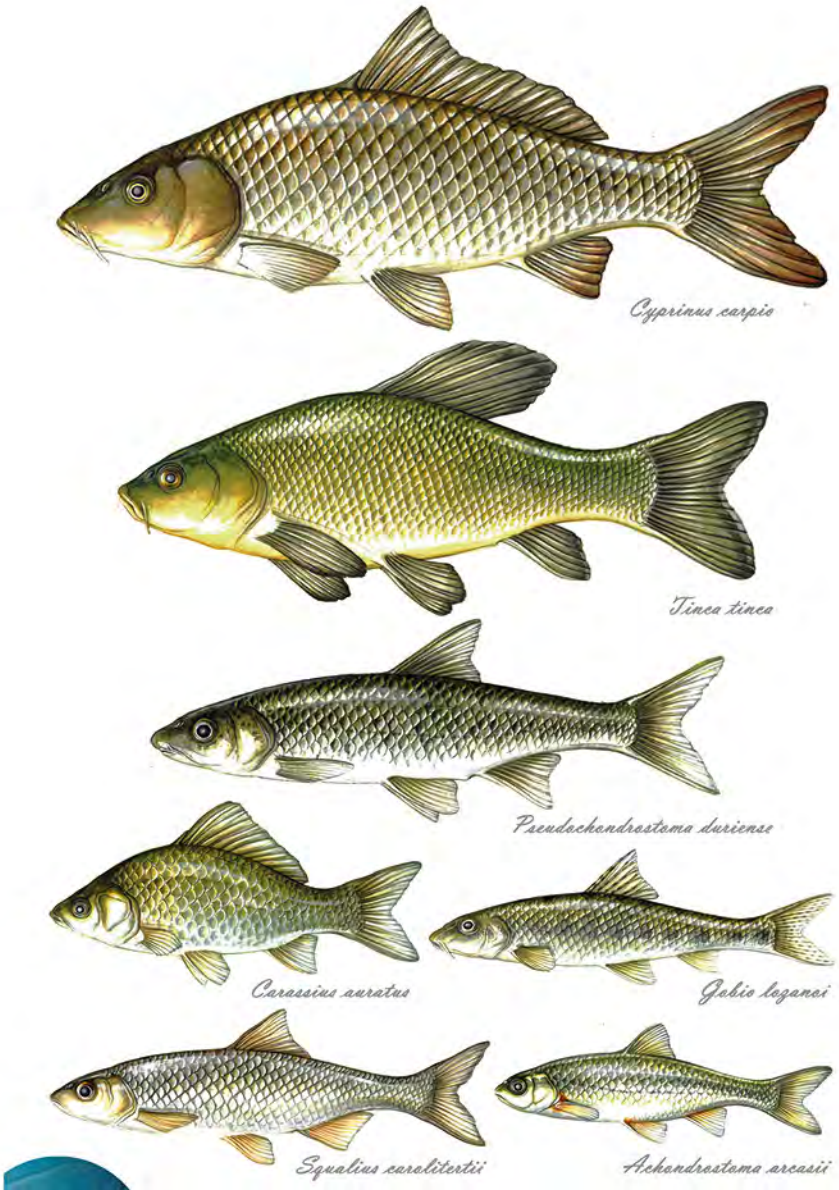


CITAÇÃO de MÉRITO

CONCURSO
E EXPOSIÇÃO
INTERNACIONAIS
DE ILUSTRAÇÃO
CIENTÍFICA
"RIO MINHO:
BIODIVERSIDADE
E ARTES DE PESCA"

Víctor Acosta Morillas (Espanha) - The Mugilids from the estuary of the Minho river. Técnica mista (grafite e aguarela)

X SIMPÓSIO IBÉRICO

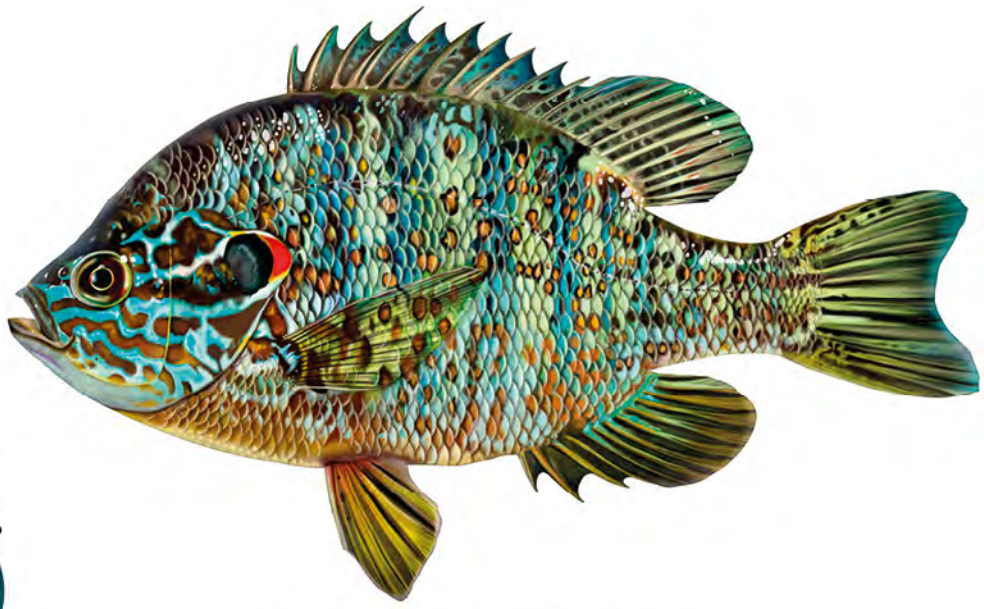


CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "RIO MINHO, BIODIVERSIDADE E ARTES DE PESCA"

Víctor Acosta Morillas (Espanha) - The Cyprinids from the Minho river. Técnica mista (grafite e aguarela)

Cláudia Alexandra Amorim Barrocas (Portugal) - Góbio (*Gobio lozanoi*). Técnica digital

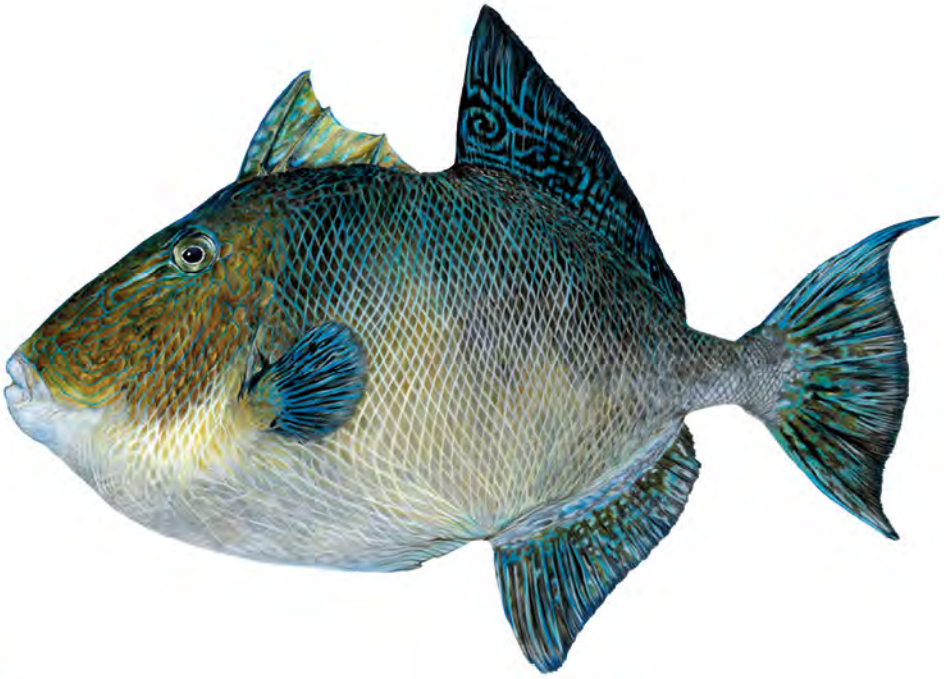
Cláudia Alexandra Amorim Barrocas (Portugal) - Gambusia (*Gambusia holbrooki*). Técnica digital



2º PRÉMIO

CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "RIO MINHO, BIODIVERSIDADE E ARTES DE PESCA"

César Camillo Julián Caballero (México) - Perca-sol (*Lepomis gibbosus*). Técnica digital

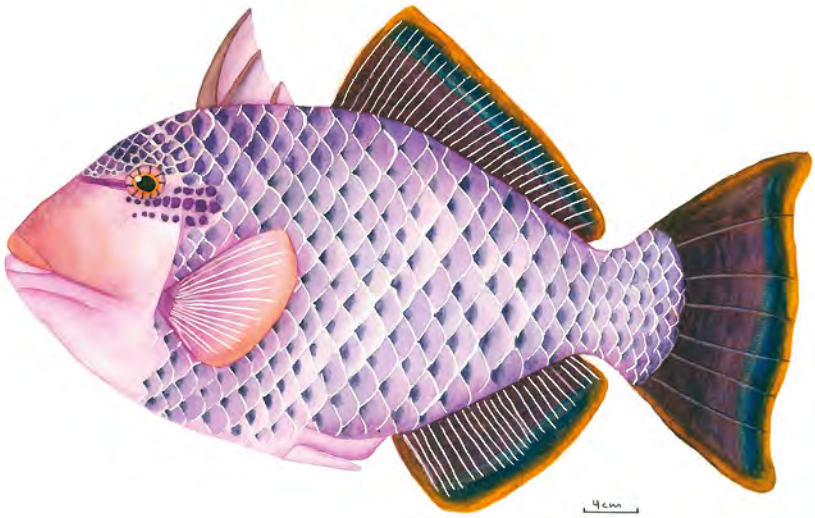


3º PRÉMIO

CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "RIO MINHO, BIODIVERSIDADE E ARTES DE PESCA"

Joana Possidónio (Portugal) - Peixe-porco (*Balistes capriscus*). Técnica de lápis de cor em póliester

Pseudobalistes flavimarginatus



Márcia Venâncio
Agosto 2020

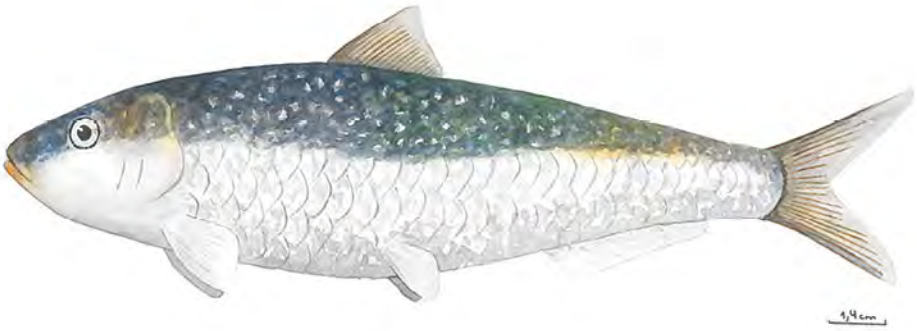
CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "RIO MINHO, BIODIVERSIDADE E ARTES DE PESCA"

Márcia Filipa Sousa Venâncio (Portugal) - Peixe-porco (*Pseudobalistes flavimarginatus*). Técnica de aguarela

Márcia Venâncio
Agosto 2020

CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "RIO MINHO, BIODIVERSIDADE E ARTES DE PESCA"

Márcia Filipa Sousa Venâncio (Portugal) - Truta (*Salmo trutta*). Técnica de aguarela



CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "RIO MINHO, BIODIVERSIDADE & ARTES DE PESCA"

Márcia Filipa Sousa Venâncio (Portugal) - Sardinha (*Sardina pilchardus*). Técnica de aguarela

CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "RIO MINHO, BIODIVERSIDADE & ARTES DE PESCA"

Inês Sofia Mendes Carneiro (Portugal) - Sargo (*Diplodus sargus*). Técnica mista (grafite, aguarela e digital)

CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "RIO MINHO, BIODIVERSIDADE E ARTES DE PESCA"

Ricardo Ribeiro da Silva (Portugal) - O ameaçado verdemã-comum (*Cobitis paludica*). Técnica de lápis de grafite

CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "RIO MINHO, BIODIVERSIDADE E ARTES DE PESCA"

Ricardo Ribeiro da Silva (Portugal) - Melro-d'água (*Cinclus cinclus*), ave das torrentes. Técnica de aguarela

CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "RIO MINHO, BIODIVERSIDADE E ARTES DE PESCA"

Isabel Aracama (Espanha) - Two exotic species in the Minho rivers. Técnica digital

CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "RIO MINHO, BIODIVERSIDADE E ARTES DE PESCA"

Francisco Cunha (Portugal) - Rã-verde/*Pelophylax perezi*. Técnica de aguarela

CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "RIO MINHO, BIODIVERSIDADE E ARTES DE PESCA"

Francisco Cunha (Portugal) - Rã-verde/*Pelophylax perezi*. Técnica de aguarela

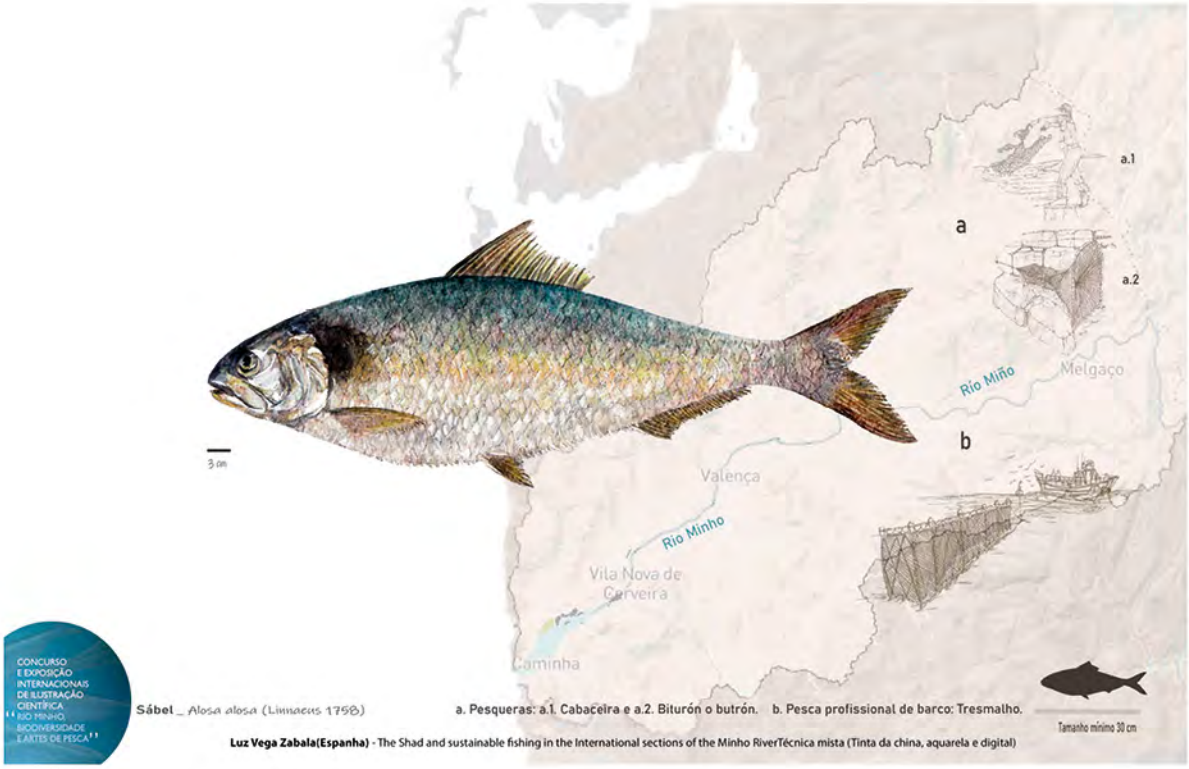
CITAÇÃO de MÉRITO

CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "RIO MINHO, BIODIVERSIDADE E ARTES DE PESCA"

Francisco Cunha (Portugal) - Pimpão /*Carassius carassius*. Técnica de aguarela

X SIMPÓSIO IBÉRICO SOBRE A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MINHO

Vivian Cristina dos Santos Hackbart (Brasil) - Sável/ Alosa alosa. Técnica de lápis de grafite



Sábel _ *Alosa alosa (Linnaeus 1758)* a. Pesqueras: a.1. Cabaceira e a.2. Biturón o butrón. b. Pesca profissional de barco: Tresmalho.

Luz Vega Zabala(Espanha) - The Shad and sustainable fishing in the International sections of the Minho RiverTécnica mista (Tinta da china, aquarela e digital)

CONCURSO
E EXPOSIÇÃO
INTERNACIONAIS
DE ILUSTRAÇÃO
CIENTÍFICA
"RIO MINHO,
BIODIVERSIDADE
E ARTES DE PESCA"

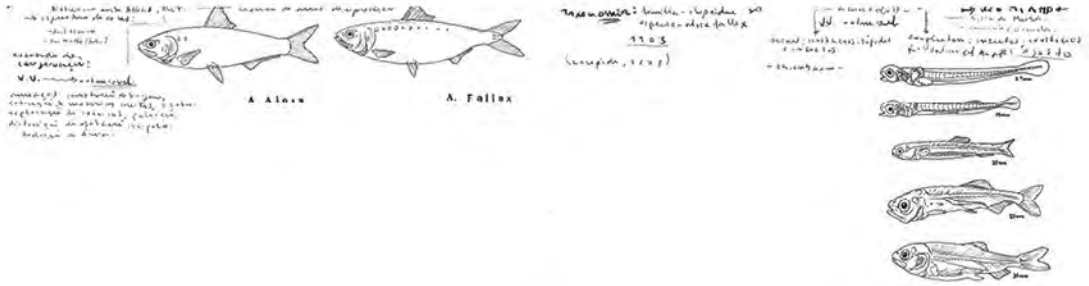
Francisco Hervella Rodriguez (Espanha) - Sável (*Alosa alosa*) Técnica mista (Tinta-da-china e aguarela)

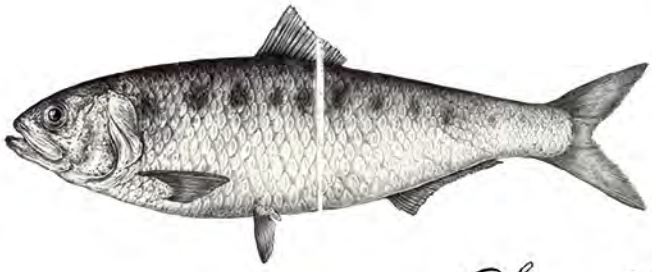
CONCURSO
E EXPOSIÇÃO
INTERNACIONAIS
DE ILUSTRAÇÃO
CIENTÍFICA
"RIO MINHO,
BIODIVERSIDADE
E ARTES DE PESCA"

Francisco Hervella Rodriguez (Espanha) - Escalo-do-norte (*Squalius carolitertii*) Técnica mista (Tinta-da-china e aguarela)

CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "LIO TINHO, BIODIVERSIDADE E ARTES DE PESCA"

Francisco Hervella Rodriguez (Espanha) - Boga-do-Douro (*Pseudochondrostoma duriense*) Técnica mista (Tinta-da-china e aguarela)



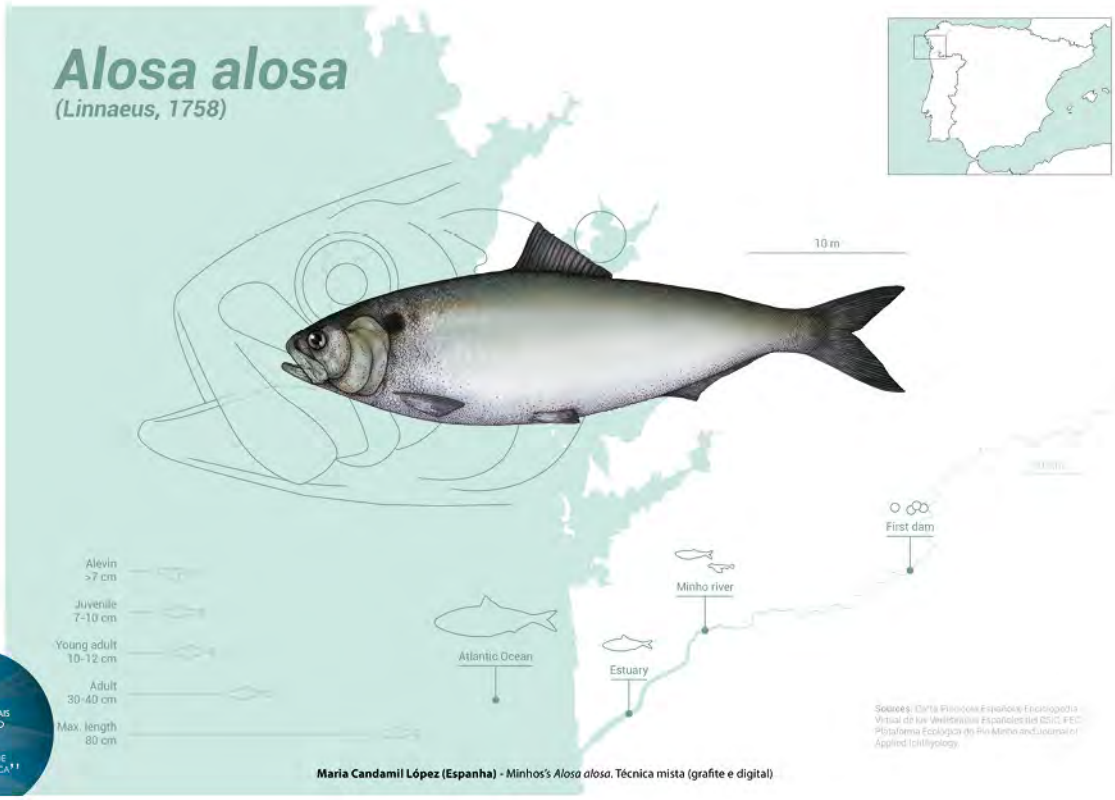


Savelha

Alosa fallax

CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "LIO TINHO, BIODIVERSIDADE E ARTES DE PESCA"

Pedro Oliveira Rodrigues Vaz Cunha (Portugal) - Savelha. Esferográfica sobre papel (diário gráfico)



CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "RIO MINHO, BIODIVERSIDADE E ARTES DE PESCA"

Maria Candamil López (Espanha) - Minhos's *Alosa alosa*. Técnica mista (grafite e digital)

CONCURSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAIS DE ILUSTRAÇÃO CIENTÍFICA "RIO MINHO, BIODIVERSIDADE E ARTES DE PESCA"

Víctor Acosta Morillas (Espanha) - Lamprey from the Minho river. Técnica mista (grafite e aguarela)

X SIMPÓSIO IBÉRICO

CERVEIRA
VILA DAS ARTES

Aquamuseu
do rio minho

ciimar
Centro Interdisciplinar
de Investigação
Marinha e Ambiental