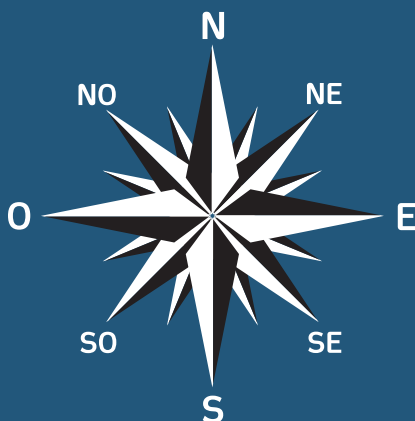


Simpósio Ibérico

sobre a bacia hidrográfica do rio minho

VIII

Vila Nova de Cerveira
04. 05. Novembro 2016

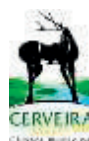


VIII SIMPÓSIO IBÉRICO SOBRE A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MINHO

ORGANIZAÇÃO

Aquamuseu do Rio Minho

Câmara Municipal de Vila Nova de Cerveira



COLABORAÇÃO

Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental



ACTAS

EDIÇÃO E COORDENAÇÃO
CARLOS ANTUNES

PRODUÇÃO
AQUAMUSEU DO RIO MINHO
CÂMARA MUNICIPAL DE VILA NOVA DE CERVEIRA

ISBN
978-989-96062-5-8

Depósito Legal
395261/15

Vila Nova de Cerveira
2016

Índice

Efeitos de stressores múltiplos na comunidade de zooplâncton no estuário do rio Minho	8
Levantamento Sanitário de Zonas de Produção de Moluscos Bivalves - Estuário do Rio Minho	9
Contaminação ambiental por disruptores endócrinos - Estuário do rio Minho	11
Geodiversidade e sustentabilidade: um desafio para o século XXI	12
Las tierras raras como trazadores del aporte sedimentario al río Miño desde su afluente el río Louro (No Península Ibérica)	13
Vestígios do Homem Paleolítico no Baixo Minho - O que se conhece e o que pretende vir a conhecer para preservar e valorizar um património inestimável	14
Rio Minho: um mundo de comunicação e de fronteiras	15
Mineração aurífera romana no Vale do Minho - Paisagem e património	17
Efectos negativos da <i>Corbicula fluminea</i> sobre os mexillóns de auga doce nativos	18
Influência da identidade de conchas de bivalves dulciaquícolas na fauna macrozoobêntica	19
Palatabilidade da amêijoia asiática <i>Corbicula fluminea</i> (Müller 1774) no rio Minho	20
Caracterização ecológica de duas espécies de peixes exóticas predadoras no Rio Minho: percasol (<i>Lepomis gibbosus</i>) e achigã (<i>Micropterus salmoides</i>).....	21
Mudanças a longo termo na comunidade de moluscos no Rio Minho: 12 anos de amostragem	22
Fitoplancton acompañante em las floraciones de cionobacterias en embalses de la cuenca Miño- Sil (NW - España)	23
Niveles de fondo de los marcadores de reserva energética (relación RNA/DNA, glucógeno y proteínas) de individuos adultos de lamprea marina (<i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758) al início de su migración anádroma	37
Evolução histórica dos serviços de ecossistema no Rio Minho: o exemplo da polinização e do valor cénico das zonas ripárias	46
La gestión de los tramos internacionales de las cuencas hidrográfica Miño y Limia. El Convenio de Albufeira y la planificación hidrológica	47
Projeto educativo “Escola da Natureza”	65
(Re)conhecer o Rio Minho ...um desafio de Educação Ambiental para ambas margens	66
Aquamuseu do Rio Minho – 11 anos a “pôr ciência em cultura”	72
Recolonización do esteiro do Río Miño pola lontra (<i>Lutra lutra</i>).....	74
Espécies aquáticas exóticas invasoras no Rio Minho — a ilustração científica como ferramenta para a sensibilização e educação	75

COMUNICAÇÕES ORAIS



Efeitos de stressores múltiplos na comunidade de zooplâncton no estuário do rio Minho

Vieira L.R.^{1,2*}; Guilhermino, L.^{2,1}; Morgado, F.³

Universidade do Porto, CIIMAR¹ & ICBAS²: CIIMAR - Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Grupo de Investigação em Ecotoxicologia, Ecologia do Stresse e Saúde Ambiental, Universidade do Porto, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Av. General Norton de Matos s/n, 4450-208 Matosinhos, Portugal; ICBAS – Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar, Universidade do Porto, Departamento de Estudos de Populações, Laboratório de Ecotoxicologia e Ecologia, Rua de Jorge Viterbo Ferreira n.º 228, E1P4, 4050-313 Porto, Portugal.

³Universidade de Aveiro, CESAM & Departamento de Biologia: CESAM - Centro de Estudos do Ambiente e do Mar, Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal.

* Bioluis@ciimar.up.pt

Resumo

O zooplâncton desempenha um papel determinante nos ecossistemas costeiros, nomeadamente na transferência de energia nas cadeias tróficas. Vários estudos recentes têm demonstrado os efeitos nefastos das alterações abióticas (resultantes das alterações climáticas) na distribuição e sobrevivência das comunidades zooplancónicas a nível global. No entanto, a complexidade das interações das cadeias tróficas nos ecossistemas costeiros tem sido apontada como o principal motivo para a falta de uma compressão global destes impactos, aumentando a necessidade de mais dados e estudos nesta área. O objetivo deste estudo foi investigar a resposta do zooplâncton pelágico a diferentes níveis de stressores múltiplos abióticos no estuário do rio Minho, localizado na costa do Atlântico Norte. A estrutura, composição e variação temporal da comunidade de zooplâncton foi investigada durante 15 meses, recorrendo a amostragens com diferentes malhas de rede (125, 335 e 500 µm), ao longo de 7 transectos. Vários fatores abióticos foram medidos *in situ* e amostras de água foram simultaneamente recolhidas para a determinação de nutrientes e clorofila *a*. Os resultados obtidos revelaram uma comunidade zooplancónica diversificada representada por espécies que foram descritas em zonas temperadas e subtropicais. Foram observados gradientes temporais e espaciais significativos na diversidade e biomassa da comunidade zooplancónica. As diferenças encontradas nos gradientes de salinidade, associados a diferenças significativas nos níveis de nutrientes da água, representaram os principais fatores que afetaram o micro e mesozooplâncton. Esta investigação contribuiu para uma melhor compreensão dos efeitos de stressores múltiplos na base das cadeias alimentares aquáticas. Os dados resultantes deste estudo contribuem, também, para estudos de biogeografia, conservação e modelos de gestão das pescas.

Palavras-chave: Mesozooplâncton; Microzooplâncton; Estuário do rio Minho; Stressores múltiplos; Nutrientes; Qualidade da água.

Levantamento Sanitário de Zonas de Produção de Moluscos Bivalves – Estuário do Rio Minho

Diana Lopes*, João Lencart, Filomena Pombal, Rui Oliveira, Helena Silva

Instituto Português do Mar e da Atmosfera, Centro de Matosinhos. Av. General Norton de Matos, 4450 Matosinhos

*Tel.: 229 396 940, E-mail: diana.lopes@ipma.pt

Resumo

O levantamento sanitário do Estuário do Rio Minho (EMI) visa avaliar as necessidades de alteração de limites geográficos da zona de produção (ZDP) de moluscos bivalves já existente assim como rever o programa de amostragem para a sua monitorização de acordo com o Regulamento (CE) N.º 854/2004 do Parlamento Europeu e do Conselho. Para tal, foi demarcada a área de influência do Estuário do Rio Minho. O estabelecimento da área de influência, envolveu i) a delimitação de uma zona de receção dos poluentes que podem chegar à zona de produção por ação da maré, ii) a escolha das sub-bacias que drenam para a zona de receção encontrada, e iii) a determinação do limite a montante de cada sub-bacia a incluir. Dentro da área de influência foram identificadas as fontes de poluição pontual e difusa; verificou-se que as principais fontes de contaminação fecal são de origem humana, das quais se destacam as descargas de efluentes urbanos das localidades marginais ao estuário. Conjuntamente, foi feita a caracterização da produção de moluscos bivalves dentro do estuário. Embora não seja explorada comercialmente, a amêijoia-asiática, *Corbicula fluminea*, é a única espécie de bivalve com significado quantitativo e é utilizada para a monitorização da zona de produção em termos microbiológicos, de metais contaminantes e de biotoxinas marinhas.

O IPMA é a entidade competente que monitoriza e classifica as zonas de produção de moluscos bivalves vivos. Esta classificação atribui um estatuto sanitário, com base nos resultados da análise de *Escherichia coli* (*E.coli*), bactéria indicadora da contaminação microbiológica em bivalves, dividido em três classes (A, B, C), considerando séries temporais de três anos. Classe A - Os bivalves podem ser capturados e comercializados para consumo humano direto quando o número de *E.coli* por 100 g for inferior ou igual a 230. Classe B – Os bivalves podem ser capturados e destinados a depuração, transposição ou transformação em unidade industrial quando o número de *E.coli* por 100 g se situar entre 230 e 4600 (inclusive). Classe C - Os bivalves podem ser capturados e destinados a transposição prolongada (mínimo dois meses) ou transformação em unidade industrial quando o número de *E.coli* por 100 g variar entre os 4600 e 46000 (inclusive). Consideram-se zonas proibidas aquelas onde forem detetados *E.coli* por 100 g em número superior a 46000. Entre os anos 2013 e 2016 foram analisados os teores de *E. coli*/100 g de músculo e líquido intervalvar na espécie *Corbicula fluminea*, pelo método do número mais provável (EN/ISO 16140), tendo sido verificado que a zona manteve ao longo deste período, e de acordo com os regulamentos comunitários, o estatuto sanitário Classe C. No entanto, não foi possível detetar um padrão sazonal de contaminação, sendo este variável ao longo do ano, nem relacionar estes resultados com os valores de precipitação. Foram ainda comparados os teores de *E.coli* de amostras recolhidas em três pontos distintos, com o intuito de avaliar diferenças de contaminação microbiológica ao longo da zona de produção uma vez que, para salvaguarda da saúde pública, a amostragem deve ser efetuada no ponto mais contaminado. Não se registaram diferenças significativas entre os mesmos, pelo que se sugere a manutenção do atual ponto de amostragem designado “Vila Nova de Cerveira” e correspondente às coordenadas 41.952802 N, 8.745214 W.

Após a elaboração do trabalho sobre o levantamento sanitário do Estuário do Rio Minho, conclui-se que não há nenhum fator que aponte para a alteração da delimitação da zona de produção pelo que se sugere a permanência dos atuais limites geográficos de acordo com o Despacho N.º 4022/2015, assim como a continuidade da espécie *Corbicula fluminea* como indicadora para a monitorização de contaminação nesta ZDP.

Agradecimentos

Este Levantamento Sanitário foi realizado com o apoio do IPMA-BIVALNOR-193 - “Qualidade e Avaliação dos Moluscos Bivalves da Zona Norte” financiado pelo programa PROMAR.

Contaminação ambiental por disruptores endócrinos Estuário do rio Minho

Sofia Venade

*Faculdade de Ciências da Universidade do Porto (FCUP), Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar
(ICBAS)*

*Colaboradores: Joana Campos, Eduardo Rocha, Tânia Madureira e Maria João Rocha, Centro
Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR)*

Resumo

Nas últimas décadas, distintos trabalhos científicos dedicaram-se ao estudo das propriedades de diversos compostos com efeitos a nível hormonal. Em Portugal, embora sejam escassos os estudos que abordam a presença e efeitos destes compostos em meio aquático, existem estudos que comprovam a presença de compostos disruptores endócrinos (EDC'S) em alguns estuários. Atendendo à necessidade de estudar a presença destes compostos em meio aquático, e à escassez de estudos neste âmbito, realizados no estuário do rio Minho, este estudo teve como principal objetivo verificar a presença destes compostos no estuário do Minho e, sendo esta positiva, quantificar os níveis dos mesmos em três pontos do estuário, previamente selecionados no projeto INPACTAR. Como base de comparação com os resultados obtidos, foi tida em consideração uma área de estudo secundária e foram também analisadas amostras de água dos estuários do rio Ave e rio Mondego. Assim, foram recolhidas amostras de 2L de água em três pontos nos três estuários e as mesmas foram pré-concentradas em cartuchos de 500mg Oasis *HLB* e de sílica Sep-Pak de 1g, antes da análise por Imunoensaios ELISA. Nos dados obtidos, verifica-se a presença de EDC's no estuário do rio Minho no entanto, para nenhum dos três compostos em estudo, os valores obtidos no Minho se aproximaram dos valores máximos observados nos dois estuários utilizados como base de comparação. Fazendo uma análise temporal por composto, o BPA apresenta concentrações mais elevadas nos três estuários, com variações significativas entre estações do ano. No Mondego verifica-se um máximo de concentração para o BPA ($321,48 \pm 6,43$ ngL⁻¹) e são evidenciados os menores níveis de concentração para os estrogénios sendo o valor mais elevado referente ao E2 ($0,81 \pm 0,06$ ngL⁻¹). No estuário do rio Ave verificam-se níveis mais elevados para os estrogéneos E2 e EE2, quando os mesmos são comparados com os valores reportados no Minho e Mondego, e mantem-se as concentrações mais elevadas para o BPA atingindo um máximo de concentração na primavera ($65,35$ ngL⁻¹). Os valores reportados para o composto BPA nos três estuários certamente estarão relacionados com a forte atividade industrial predominante nos três ecossistemas. Seria importante referir também que, os valores evidenciados no estuário do rio Minho apresentam-se mais baixos, no entanto, não se pode descuidar o efeito das mesmas, a longo prazo, pois estudos anteriores revelam que a feminização da papila urogenital no peixe *Pomatoschistus minutus* (Rodrigues *et al.*, 2006), comumente conhecido por góbio, muito abundante no estuário do rio Minho, poderá ser um exemplo de alterações morfológicas a longo prazo. Assim, considerando a confirmação da presença e os valores obtidos neste estudo, quer para o estuário do rio Minho, quer para a segunda área de estudo, os valores observados revelam a necessidade de análises futuras e mais detalhadas, para que seja possível fazer uma avaliação da evolução temporal desta contaminação, assim como dos efeitos resultantes da mesma nas espécies de vertebrados e invertebrados do ecossistema em estudo.

Geodiversidade e sustentabilidade: um desafio para o século XXI

José B.R. Brilha

*Departamento de Ciências da Terra, Universidade do Minho
jbrilha@dct.uminho.pt*

Resumo

Atualmente, num mundo progressivamente dominado por um estilo de vida habitualmente designado por ocidental, estamos cada vez mais dependentes da geodiversidade e dos geólogos para obter recursos geológicos, minerais e energéticos, que nos permitem manter uma utilização intensiva de todo o tipo de tecnologias, deslocarmo-nos cada vez mais rapidamente em meios de transporte sofisticados, construir cidades cada vez maiores e alimentar uma população mundial crescente. Porém, a sociedade manifesta um grande desconhecimento sobre a nossa total dependência por elementos de geodiversidade – minerais, rochas, fósseis, solos, formas de relevo e paisagens, processos geológicos activos – não lhe atribuindo particular valor ou importância.

A geodiversidade é, tal como a biodiversidade, a base para a implementação de qualquer política de sustentabilidade. Não é por acaso que diversos dos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, aprovados recentemente pelas Nações Unidas, só podem ser realmente implementados em todos os países até 2030, se a geodiversidade e os processos geológicos forem levados em linha de conta de modo efetivo.

Esta apresentação pretende chamar a atenção para um tema que, apesar de ser crucial para a nossa sobrevivência e desenvolvimento, continua a ser pouco considerado nas políticas de desenvolvimento, a nível nacional e local.

Las tierras raras como trazadores del aporte sedimentario al río Miño desde su afluente el río Louro (NO Península Ibérica)

Ricardo Prego¹, Pedro Brito², Miguel Alvarez-Vázquez^{1,3}, Miguel Caetano²

¹ Instituto de Investigaciones Marinas (CSIC), Av. Eduardo Cabello, 36208 Vigo, Spain. prego@iim.csic.es

² IPMA - Portuguese Institute of Sea and Atmosphere, Av. Brasília, 1449-006 Lisbon, Portugal

³ Área de Geografía Física, Grupo GEAT, Campus de Ourense (University of Vigo). 32004 Ourense, Spain

Resumen

El curso bajo del río Miño está comprendido entre la presa hidroeléctrica de Frieira y el océano Atlántico, al cual vierte un caudal medio de 413 m³_s⁻¹. En su recorrido de 76 km recibe las aguas de nueve afluentes principales. Uno de ellos es el río Louro que tiene una longitud de 28 km y, siguiendo un régimen pluvial, aporta una media anual de 8,4 m³_s⁻¹ al río Miño. La litología en la cuenca fluvial del Bajo Miño se asienta sobre granito de dos micas donde se intercalan áreas de granodioritas y alguna banda de esquistos. El río Louro atraviesa dichos terrenos graníticos aunque su curso superior discurre parcialmente sobre el cuerpo peralcalino de Porriño, que incluye el monte Galiñeiro. El complejo geológico del Galiñeiro está compuesto por rocas graníticas peralcalinas ricas en tierras raras (La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb y Lu). El objetivo de esta comunicación es, mediante la traza de las tierras raras en el sedimento fluvial, (i) establecer la huella del complejo geológico del Galiñeiro en el río Louro y (ii) averiguar hasta donde tiene lugar la penetración sedimentaria de este afluente en el cauce del río Miño. Los contenidos de tierras raras se han determinado en dos grupos de muestras de sedimento superficial: 7 recogidas en el cauce del río Miño, antes y después de su paso por la localidad de Tui, mediante una draga Van Veen desde una Zodiac; 6 recogidas a mano en el cauce del río Louro mediante bolsas de plástico. Las muestras de sedimento se secaron en estufa (>45°C) hasta peso constante, tamizaron para eliminar la fracción superior a 2 mm y molieron en mortero de ágata. Unos 100 mg de cada muestra se sometieron a una digestión ácida (mezcla HF-HNO₃-HCl) en recipientes cerrados de teflón, luego se llevaron a sequedad y el residuo redissuelto con HNO₃. Las tierras raras junto con el itrio se analizaron en un equipo ICP-MS (Thermo Elemental, X-Series). La precisión y exactitud del procedimiento analítico se verificó con material de referencia certificado AGV-1 y MAG-1 (USGS). Los contenidos totales de tierras raras en el sedimento del río Miño antes de su paso por Tui son de 44-49 mg_kg⁻¹; después de la desemboca del río Louro aumentan hasta 152-153 mg_kg⁻¹ para volver a niveles semejantes a los iniciales (37-46 mg_kg⁻¹) a 8 km aguas abajo de Tui. Lo mismo ocurre con el itrio (12-16 mg_kg⁻¹ frente a 3-6 mg_kg⁻¹). La fuente principal de dicho incremento en el curso bajo del Miño debe ser el complejo geológico del Galiñeiro, el cual es rico en carbonatos (bastnasita), silicatos (allanita) y fosfatos (monacita y xenotima) de tierras raras. Los registros de la serie La-Lu normalizados con .European Shale. también señalan dicho origen para ese exceso de tierras raras e itrio. Esta comunicación es una contribución de los proyectos REEuse y MEFIO financiados, respectivamente, por la .Fundação para a Ciência e Tecnologia (Portugal). con referencia PTDC/QEQ-EPR/1249/2014 y por .El Ministerio de Economía y Competitividad (España) con referencia CTM2011-28792-C02-02.

Vestígios do Homem Paleolítico no Baixo Minho

O que se conhece e o que pretende vir a conhecer para preservar e valorizar um património inestimável

S. Monteiro-Rodrigues¹, E. Méndez-Quintas², A. Gomes³, J. P. Cunha-Ribeiro⁴, J. Meireles⁵

¹ CITCEM/ U.Porto

² CENIEH

³ CEGOT/ U.Porto

⁴ UNIARQ/ U.Lisboa

⁵ Lab2PT/ U.Minho

Resumo

A existência de indústrias líticas talhadas no lado português do vale do rio Minho é conhecida desde a primeira metade do século XX. Todavia, os artefactos que as documentavam eram numericamente pouco expressivos, provindo, em grande parte dos casos, de contextos geoarqueológicos pouco precisos. A descoberta nos últimos anos de importantes jazidas paleolíticas na margem galega, em depósitos idênticos aos identificados na margem portuguesa, motivou a realização de um projecto de investigação transfronteiriço – denominado Miño/Minho – que tem como principal objectivo o estudo dos primeiros habitantes plistocénicos da região.

No âmbito deste projecto iniciaram-se, em junho e julho de 2016, trabalhos de escavação arqueológica em duas estações entretanto identificadas – Pedreira 1 e 2, em Monção, e Carvalhas, em Melgaço – tendo estas acções sido precedidas de diversos reconhecimentos de campo, desde 2014.

Os resultados até agora obtidos revelaram-se bastante promissores, quer pelo facto de se terem constituído colecções líticas numérica e tipologicamente expressivas, quer pelo facto de terem sido identificados os contextos sedimentares aos quais se associam os artefactos pré-históricos.

A divulgação e a promoção patrimonial é também um dos objectivos centrais do projecto Miño/Minho, procurando-se assim ir ao encontro das políticas culturais das autarquias que o têm apoiado (municípios de Monção e de Melgaço), tanto do ponto de vista financeiro, como logístico.

Rio Minho: um mundo de comunicação e de fronteiras

Carlos Brochado de Almeida

Faculdade de Letras da Universidade do Porto

Resumo

Desde a antiguidade clássica que o rio Minho foi uma estrada fluvial que comunicou com dois mundos bem distintos: a bacia mediterrânica e o Norte da Europa.

Os primeiros contactos com o Mediterrâneo, é provável que tenham acontecido nos primórdios da 2ª metade do I milénio aC. a fazer fé no texto da *Ora Marítima* de Avieno e nas cerâmicas de origem ática e púnica que se têm vindo a encontrar em estações arqueológicas postadas ao longo da sua longa bacia. Estes aumentaram com a conquista da P/Ibérica pelos Romanos e consequentemente do Noroeste Peninsular na ponta final da Idade do Ferro. Por esta altura já a administração conhecia e bem o território; havia mandado construir três capitais no espaço que eles designaram por *Gallaecia* (*Bracara Augusta*, *Asturica Augusta* e *Lucus Augusti*) e os escritores romanos não se cansavam de mencionar o rio Minho como um dos mais importantes desta parte do território: "*totam Celtici colunt sed a Durio ad flexum Grovi, fluuntque per eos Avo, Celadus, Nebis, Minius et cui oblivionis cognomen est Limia*" (Pompónio Mela, III,7).

A grande quantidade de material arqueológico, de origem mediterrânica, encontrado em estações arqueológicas ao longo da costa norte de Portugal e da Galiza e nos povoados que marginam os grandes cursos de água, justificam a existência de uma navegação oceânica e fluvial por naves de origem tartéssica e púnica e depois romana e que a arqueologia tem vindo a documentar com a descoberta de naufrágios romanos no tempo do imperador Augusto em Peniche e mais recentemente na foz do ribeiro de Peralta-Marinhas, concelho de Esposende.

Que o rio Minho foi navegável por barcos semelhantes aos naufragados, disso não há qualquer dúvida, pelo menos até às imediações de Valença/Tuy, esta significativamente designada na época romana por *Tude*, mais não seja porque era uma das *mansiones* da via romana XIX (*Bracara - Lucus*).

Se nos reportarmos somente a sítios arqueológicos com o Forte de Lobelhe e a villa romana de Currás, postados em ambas as margens do rio, deparamos com um imenso manancial informativo (ânforas, *terra sigillata*, louça comum fina, vidros, metais em bronze, moeda) oriundos da bacia mediterrânica que aqui chegaram, na sua grande maioria, por via marítima e fluvial. Tal actividade significa que tinha de haver portos, cais de acostagem e locais de armazenamento e as escavações já feitas em Lobelhe provaram a existência de todos eles. Em troca, os locais vendiam o que tinham, nomeadamente estanho e ouro que recolhiam das muitas jazidas já descobertas ao longo das margens do rio Minho e nas minas do alvéolo de Covas.

O rio Minho continuou a ser um meio fluvial de comunicação sem entraves de ordem político-administrativa até à separação do reino portugalense de Leão no começo do século XII. Até essa altura por este rio navegaram suevos, visigodos e talvez mouros nas suas incursões até Compostela. Por ele subiram os barcos vikings que a alcançaram Tuy e obrigaram o seu bispo a refugiar-se nas serranias da Labruja (Ponte de Lima) e foi atravessado, a partir do século IX, por muitos daqueles

que queriam demandar Compostela onde se então dizia, que havia aparecido o túmulo do apóstolo São Tiago.

Foi ao longo das suas margens que as monarquias, portuguesa e castelhana, ergueram castelos, fortificaram povoações e ciclicamente se guerrearam sem nunca terem conseguido apagar a germanidade que sempre existiu entre os dois lados de um rio que foi transformado em fronteira política.

Mineração aurífera romana no Vale do Minho

Paisagem e patrimonio

Brais X. Currás

CEAACP-Universidade de Coimbra

Resumo

A chegada de Roma ao val do Miño supuxo unha total transformación da paisaxe que deixou unha fonda pegada no tempo. Inda hoxe, podemos observar ao longo do río os restos das antigas explotacións mineiras do ouro procurado polos romanos, ás veces ocultas e desfiguradas polo paso do tempo, pero tamén en moitos casos tan ben conservadas que nos deixan intuír os feitos dunha época esquecida.

Nesta presentación falaremos de cómo a administración romana levou a cabo a reestruturación do territorio e a explotación sistemática dos recursos auríferos do noroeste da Península Ibérica. A partir do caso do val do Baixo Miño, veremos aqueles exemplos que mellor ilustran ese proceso e que presentan un maior interese patrimonial.

Efectos negativos da *Corbicula fluminea* sobre os mexillóns de auga doce nativos

Noé Ferreira-Rodríguez^{1,2} · Ronaldo Sousa^{3,4} · Isabel Pardo^{1,2}

¹Departamento de Ecoloxía e Bioloxía Animal. Facultade de Bioloxía. Campus As Lagoas – Marcosende, Universidade de Vigo, Vigo 36310, Spain.

²ECIMAT - Estación de Ciencias Mariñas de Toralla. Illa de Toralla, Vigo 36331, Spain.

³CBMA - Centre of Molecular and Environmental Biology, Department of Biology, University of Minho, Campus de Gualtar, 4710-057 Braga, Portugal.

⁴CIIMAR/CIMAR - Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research, University of Porto, Rua dos Bragas 289, P 4050-123 Porto, Portugal.

e-mail do autor (N F-R): noeferreira@uvigo.es

Resumo

O declive global dos mexillóns de auga doce está relacionado cunha ampla variedade de factores, incluíndo a introdución de especies exóticas invasivas. A pesar disto, o posible efecto de bivalvos invasivos como a ameixa asiática *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), é descoñecido e especulativo. Neste estudo desenvolvemos experimentos de campo e laboratorio para avaliar os posibles efectos negativos de *C. fluminea* sobre a náide nativa *Unio delphinus* Spengler, 1783. O crecemento, o estado fisiolóxico e a actividade foron avaliados en *U. delphinus* a distintas densidades de *C. fluminea*. *U. delphinus* amosou menor crecemento, menor estado fisiolóxico e unha maior actividade a densidades elevadas de *C. fluminea*. Estes resultados suxiren que esta náide nativa está sendo negativamente afectada por *C. fluminea*. Os nosos experimentos non permitiron establecer os mecanismos responsables destes resultados, amosándose a competencia polos recursos alimentarios e/ou polo espazo como posibles explicacións dos resultados obtidos.

Influência da identidade de conchas de bivalves dulciaquícolas na fauna macrozoobêntica.

Ilarri, M. I.^{1*}, Amorim, L.², Souza, A. T.³, Sousa, R.^{1,2}

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

²CBMA – Centre of Molecular and Environmental Biology, Department of Biology, University of Minho, Campus de Gualtar, 4710-057 Braga, Portugal.

³CIBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, InBIO Laboratório Associado, Pólo dos Açores – Departamento de Biologia da Universidade dos Açores, Ponta Delgada, Portugal

*Author for correspondence: martinailarri@gmail.com

Resumo

Espécies invasoras de bivalves que se tornam abundantes e dominantes podem contribuir para a acumulação de grandes quantidades de conchas, levando em alguns casos a uma homogeneização do sistema. A densidade de espécies de bivalves nativos reduziu drasticamente desde a introdução da amêijoa Asiática no Rio Minho, em 1989. Atualmente a amêijoa Asiática é responsável pela maioria das conchas depositadas neste sistema, alcançando em algumas áreas densidades de conchas de mais de 2000 ind.m⁻². Neste contexto, é fundamental que se avalie a influência na fauna associada do aumento contínuo do número de conchas disponíveis no substrato. Para isto, conchas de duas espécies de bivalves nativos (*Potomida littoralis* e *Unio delphinus*) e de uma espécie invasora (*Corbicula fluminea*) foram utilizadas. Sete tratamentos foram disponibilizados, três homogêneos, em que conchas de uma espécie foram utilizadas (*C. fluminea*, *P. littoralis* e *U. delphinus*), e quatro heterogêneos, em que conchas de mais de uma espécie foi disponibilizado. Diferenças significativas na abundância da fauna associada foi observada na comparação entre os tratamentos. Os tratamentos heterogêneos atraíram uma maior abundância, riqueza de espécies e diversidade, quando comparado aos tratamentos homogêneos. Os resultados deste estudo sugerem que o nível ótimo de abundância e riqueza de espécies das comunidades de macrozoobentos do Rio Minho estão associadas a uma maior heterogeneidade do substrato, em que a presença de conchas de bivalves nativos é de grande relevância.

Palatabilidade da amêijoia asiática *Corbicula fluminea* (Müller 1774) no rio Minho

Castro, P. S.^{1,†}, Ilarri, M. I.^{2,3,†,*}, Modesto, V.¹, Antunes, C.^{2,4} and Sousa, R.^{1,2}

¹CBMA – Centro de Biologia Molecular e Ambiental, Departamento de Biologia, Universidade do Minho, Campus de Gualtar, 4710-057 Braga, Portugal.

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

³ICBAS-UP – Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar, Universidade do Porto, Rua de Jorge Viterbo Ferreira, 228, PT-4050-313, Porto, Portugal.

⁴Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho s/n, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal.

Resumo

A resistência biótica (e.g. predação, competição, parasitismo) pode influenciar no sucesso de uma espécie invasora. A amêijoia asiática *Corbicula fluminea* é reconhecida como uma das espécies invasoras mais problemáticas em ecossistemas aquáticos. Contudo, e independente de sua relevância ecológica, poucos estudos investigaram o seu papel como recurso alimentar para predadores locais, e nenhum até ao momento avaliou a palatabilidade de seus tecidos moles. Neste sentido, este estudo teve como objetivo avaliar a palatabilidade dos tecidos moles da amêijoia Asiática *C. fluminea* através de ensaios em campo e em laboratório. Foram realizados ensaios durante os diferentes períodos do dia (dia e noite) e estações do ano (Outono, Inverno, Primavera e Verão). Nos ensaios foram simultaneamente disponibilizados cinco tratamentos em forma de isco (Amêijoia, Atum, pó de concha, Corbicula Minho e Corbicula Lima). Foram observadas diferenças significativas no consumo dos tratamentos nos períodos do dia (em campo e em laboratório) e ao longo das diferentes estações do ano (em campo). Nos tratamentos com *C. fluminea* observaram-se baixas taxas de consumo nos diferentes períodos do dia e nas diferentes estações do ano (em campo e em laboratório). Para além disso, a palatibilidade entre populações mostrou-se diferente, sendo o tratamento Corbicula Lima mais consumido do que o tratamento Corbicula Minho. Concluiu-se que, para além de suas conchas duras, a espécie *C. fluminea* apresenta também tecidos moles pouco palatáveis para os predadores locais, e isso pode também ser um fator que favoreça o seu sucesso de invasão.

Caracterização ecológica de duas espécies de peixes exóticas predadoras no Rio Minho: perca-sol (*Lepomis gibbosus*) e achigã (*Micropterus salmoides*)

Lages, A.¹; Antunes, C.^{2,3}

¹Universidade do Minho, Campus de Gualtar, 4710-057 Braga, Portugal.

²Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR/CIMAR),

³Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho s/n, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal.

Resumo

A perca-sol (*Lepomis gibbosus*) e o achigã (*Micropterus salmoides*), duas espécies exóticas invasoras, foram introduzidas para promoção da pesca desportiva. Apesar da presença do achigã datar dos anos 50 no Rio Minho, existe pouca informação relativa à ecologia desta espécie acontecendo o mesmo para a perca-sol. Assim, este estudo pretendeu analisar a distribuição e abundância, a condição física, a idade, a alimentação, e a reprodução de ambas as espécies, averiguando o tipo de impactos que possam provocar no ecossistema no Rio Minho.

As amostragens realizaram-se Julho de 2014 a Outubro de 2015, em três locais distintos, Marina da Lenta, Lagoa da Lapela e na Lagoa do Cervo. Ambas as espécies estão estabelecidas no Rio Minho, no entanto, a população do achigã já se encontra estabilizada, enquanto a população da perca-sol ainda se encontra em adaptação, com possível desenvolvimento. Os indivíduos surgem com uma boa condição física ($b > 3$), mas com índices de performances de crescimento (Φ) inferiores a estudos anteriores. Em ambos os casos, as fêmeas apresentam um investimento gonadossómico superior ao dos machos. A época reprodutiva dos achigãs situa-se entre Abril/Maio e no caso da perca-sol entre Julho/Agosto. A maturidade sexual é atingida aos 2 e 1 anos, respetivamente. O exemplar mais velho de achigã tinha 5 anos e no caso da perca-sol 3 anos. Quanto à alimentação na Marina da Lenta tem como base principal insetos e crustáceos, e no caso do achigã, a partir dos 2 anos de idade alguns teleósteos como peixe-rei, carpa e verdemã, passam a fazer parte da dieta. Na perca-sol verifica-se o consumo de gastrópodes, a partir do primeiro ano de vida, e registo do consumo de larvas de peixe e ovos foi mínimo.

Os principais impactos destas duas espécies são criados pela sobreposição de guildas tróficas com espécies nativas de água doce, como por exemplo o escalo, e pela alimentação direta de espécies nativas como o peixe-rei. Os impactos no ecossistema do Rio Minho são mais evidentes nos habitats característicos dos exóticos, no entanto, deve-se continuar a monitorização e os estudos ecológicos, acompanhando a evolução das populações, em especial da perca-sol.

PALAVRAS-CHAVE: *Lepomis gibbosus*, *Micropterus salmoides*, Rio Minho, caracterização ecológica, espécies exóticas invasoras.

Mudanças a longo termo na comunidade de moluscos no Rio Minho: 12 anos de amostragem

Ronaldo Sousa

CBMA – Centre of Molecular and Environmental Biology, Department of Biology, University of Minho,
Campos de Gualtar, 4710-057 Braga, Portugal.
rg.eco.sousa@gmail.com

Resumo

Estudos ecológicos a longo termo são essenciais para distinguir possíveis flutuações naturais de impactos das atividades humanas em comunidades biológicas. No entanto, o número de estudos que se prolongam por mais do que uma década são raros. Nesta apresentação, dados recolhidos de 2004 a 2015 sobre a dinâmica de uma comunidade de moluscos no rio Minho providenciam uma oportunidade para avaliar as consequências da seca de 2005 neste grupo faunístico. Os resultados desta perturbação foram responsáveis por mudanças significativas na comunidade de moluscos onde várias espécies nativas diminuíram drasticamente de densidade ou mesmo desapareceram a partir de 2006. Por outro lado, a espécie invasora *Corbicula fluminea* rapidamente recuperou desta perturbação. Dada a baixa resiliência demonstrada por várias espécies nativas elas estão possivelmente ameaçadas de extinção neste sistema. Em conclusão, mudanças climáticas extremas podem ser responsáveis por mudanças drásticas na estrutura de comunidades aquáticas e somente amostragens a longo termo conseguem demonstrar estes efeitos na composição de espécies, sua densidade e biomassa bem como suas implicações para o funcionamento dos ecossistemas.

Fitoplancton acompañante en las floraciones de cianobacterias en embalses de la cuenca Miño-Sil (NW-España)

Lago, L.^{1*}; Barca, S.¹; Vieira-Lanero, R.¹; Cobo, M. C.²; Gómez-Sande, P.²; Nachón, D. J.²; Sánchez-Hernández, J.²; Silva, S.²; Couto-Mendoza, M.²; Morquecho, C.²; Servia, M. J.³ & Cobo, F.^{1,2}

¹ Estación de Hidrobiología "Encoro do Con", USC. Castroagudín s/n, 36617 Vilagarcía de Arousa.

² Universidade de Santiago de Compostela. Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Campus Vida, 15782 Santiago de Compostela.

³ Universidade de A Coruña. Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía. Facultade de Ciencias. Campus da Zapateira s/n. 15008 A Coruña. Spain.

* Autor responsable de la correspondencia: lorena.lago@usc.es

Resumen

Entre octubre del año 2012 y febrero del 2015 se analizaron 181 muestras de agua de nueve embalses de la cuenca hidrográfica del Miño-Sil (As Conchas, Cachamuíña, Castadón, Faramontaos, Os Peares, Prada, Salas y Vilasouto). En las muestras se identificaron y cuantificaron las especies de cianobacterias presentes, se identificó la presencia de taxones acompañantes del fitoplancton y se determinó la concentración de la toxina microcistina-LR (MC-LR), tanto en la fracción sestónica como en la disuelta.

Para la identificación a nivel de especie y la cuantificación de las cianobacterias y para la identificación a nivel de género de los taxones acompañantes del fitoplancton se aplicó la norma UNE-EN15204, utilizando una cámara de sedimentación combinada bajo un microscopio invertido. La detección y determinación de ambas fracciones de MC-LR se realizó por enzoinmunoensayo.

Excepto en el embalse de Salas, en el que no se detectó la presencia de cianobacterias, en los restantes se identificaron diez especies de cianobacterias: *Anabaena circinalis*, *A. crassa*, *A. flos-aquae*, *A. planctonica*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Gomphosphaeria* sp., *Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix agardhii*, *P. rubescens* y *Woronichinia naegeliana*; todas ellas potencialmente tóxicas. Las especies que afloraron fueron *M. aeruginosa* en As Conchas, Cachamuíña y Castadón; *A. circinalis* y *A. flos-aquae* en Faramontaos; *Aph. flos-aquae* en Lindoso; *W. naegeliana* en Os Peares; *A. circinalis* en Prada y *A. planctonica*, *Gomphosphaeria* sp. y *P. rubescens* en Vilasouto. Sin embargo, únicamente en cinco de estos embalses (Vilasouto, Castadón, Cachamuíña, Os Peares y Faramontaos) se detectó MC-LR.

Como fitoplancton acompañante se detectaron 27 taxones: cuatro del Filo *Charophyta*, ocho del Filo *Chlorophyta*, dos del Filo *Dinoflagellata*, once del Filo *Ochrophyta* y dos del Filo *Euglenozoa*. Los taxones acompañantes que presentaron las frecuencias de aparición más elevadas en los embalses de Miño-Sil fueron la diatomea *Fragilaria* (50.28%) y el désmido *Staurostrum* (39.23%).

El análisis de los datos mediante el método de Ward diferenció dos grupos principales. El primero incluye la mayor parte de las especies de cianobacterias (*P. rubescens*, *P. agardhii*, *A. planctonica*, *W. naegeliana*, *A. crassa*, *Aph. flos-aquae* y *M. aeruginosa*) y los taxones del fitoplancton con frecuencias de aparición superiores al 19%. En este grupo se asocian los taxones acompañantes más frecuentes (*Fragilaria* y *Staurostrum*) con la cianobacteria más común en los embalses de Miño-Sil, *M. aeruginosa*. En el segundo se encuentran las tres especies de cianobacterias restantes y los taxones con las frecuencias de aparición más bajas.

Los resultados obtenidos muestran la necesidad de realizar un mayor número de estudios sobre las relaciones entre las cianobacterias y el fitoplancton acompañante. El conocimiento detallado de estas relaciones y de los factores que intervienen en la estructuración de las comunidades del fitoplancton podría utilizarse para mejorar los sistemas de monitorización de los embalses.

Introducción

Las Cianobacterias son organismos procariotas, aeróbicos y fotoautótrofos (ROSET *et al.*, 2001) que incluyen aproximadamente 150 géneros que engloban unas 2000 especies (Forján Lozano *et al.*, 2008). Además, se considera el grupo de procariotas fotosintéticos más relevante en cuanto a biodiversidad y biomasa (Carrasco, 2007).

Las proliferaciones masivas de cianobacterias representan un importante problema económico y ecológico en la gestión del agua y de los ecosistemas acuáticos. El incremento de biomasa además de ocasionar problemas estéticos como la aparición de espumas y olores desagradables, altera el sabor del agua de consumo y al descomponerse causan desoxigenación alterando la química del agua, cambios que influyen en la supervivencia de animales acuáticos (Cobo *et al.*, 2012; Cobo, 2015).

Además, estos organismos pueden producir metabolitos bioactivos (cianopéptidos) y cianotoxinas (neurotoxinas, hepatotoxinas, citotoxinas, dermatotoxinas, toxinas irritantes y endotoxinas) que constituyen un serio problema ambiental con graves repercusiones sobre la salud humana y animal (Cobo, 2015). Las hepatotoxinas son el tipo de cianotoxina más común en agua dulce (Sivonen & Jones, 1999). Las primeras hepatotoxinas identificadas como heptapéptidos cíclicos fueron las microcistinas (Carmichael *et al.*, 1988). Hasta la fecha se han identificado más de noventa variantes químicas de microcistina (Metcalf & Codd, 2012) entre las que se encuentra la microcistina-LR (MC-LR), considerada una de las más frecuentes en las comunidades planctónicas de los ecosistemas acuáticos continentales (Carrasco, 2007). Esta cianotoxina presenta una elevada toxicidad, con una dosis letal media (DL50) de 50 µg/kg por inyección intraperitoneal en ratón (Harada, 1996; Vergara Larrayad *et al.*, 2005). El valor provisional de referencia para las toxinas establecido por la OMS en 1997 es 1 µg/l, considerado el nivel máximo aceptable para el consumo oral diario de microcistina-LR.

Entre los factores que favorecen la dominancia de las cianobacterias potencialmente tóxicas y la proliferación de sus floraciones en los ecosistemas acuáticos podemos citar: la elevada concentración de fósforo y nitrógeno (únicamente para algunos taxones), la baja relación N:P, los largos tiempos de residencia del agua, la baja turbulencia, la elevada intensidad lumínica, las altas temperaturas, el aumento de materia orgánica disuelta, el suficiente hierro y metales traza y la baja tasa de pastoreo por parte de planctófagos (Paerl & Otten, 2013).

Los episodios de proliferación masiva de cianobacterias de los que se tiene constancia en Galicia, se produjeron con una mayor frecuencia en los embalses de la cuenca Miño-Sil (Cobo, 2008; Cobo *et al.*, 2012). El primer episodio registrado tuvo lugar en el embalse de Castrelo de Miño, en el año 1990, siendo la especie dominante *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing, 1846. Las aguas del embalse fueron turbinadas río abajo, de manera que se detectaron elevados niveles de cianobacterias en la desembocadura del río Miño, en el tramo internacional, lo que causó una gran alarma en los ayuntamientos españoles y portugueses ribereños (Cobo, 2008). El episodio de proliferación de *M. aeruginosa* se repitió al año siguiente (1991); pero en julio de 1992 la especie dominante fue *Anabaena spiroides* Klebahn, 1895, siendo sustituida nuevamente por *M. aeruginosa* en el mes de septiembre y permaneciendo, esta última, como dominante en Castrelo de Miño durante los tres años siguientes (1993, 1994 y 1995) (Lago, 2015). En este embalse y en el embalse de Belesar, situado aguas abajo de Lugo, se identificaron en el año 2001 las especies: *Aphanothece clathrata* West & G. S. West, 1906, *Aphanizomenon gracile* Lemmermann, 1907, *Phormidium* sp. y *Pseudanabaena* cfr. *tenuis* Koppe, 1924. En el año 2002 se produjo en Belesar un *bloom* de *Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet &

Flahault, 1886. Sin embargo, del 2002 al 2012, año en el que esta especie vuelve a desarrollar una floración, no existen datos que reflejen la presencia de una floración de cianobacterias en este embalse del río Miño (Lago, 2015).

Otro de los embalses de la Demarcación Hidrográfica Miño-Sil que se ha visto afectado por las floraciones de cianobacterias ha sido el de As Conchas, situado en el río Limia. En este embalse se detectó, durante el año 2000, la presencia de la especie *Woronichinia naegeliana* (Unger) Elenkin, 1933 con una abundancia elevada. Los episodios de floración fueron más importantes a partir del año 2006 debido a que, a partir de ese momento, es la especie *M. aeruginosa* la que se desarrolla masivamente, de modo que es la responsable de las floraciones que han tenido lugar en As Conchas desde entonces hasta el año 2012 (Lago, 2015).

Asimismo, los embalses de Cachamuña y Castadón, situados en el río Lonia afluente del Miño, han presentado regularmente floraciones de *M. aeruginosa* y *Anabaena crassa* (Lemmermann) Komárková-Legnová & Cronberg, 1992 y de *M. aeruginosa* y *Anabaena flos-aquae* Brébisson ex Bornet & Flahault, 1886, respectivamente. En el embalse de Cachamuña la especie *M. aeruginosa* dio lugar a floraciones desde 1994 hasta 2012, con la excepción del 2010, año en que la especie dominante fue *Anabaena crassa*. Por otro lado, el embalse de Castadón presentó floraciones de *M. aeruginosa* de 1998 a 2012, apareciendo también, en el año 2011, la especie *A. flos-aquae*, con una abundancia de células elevada (Lago, 2015).

Otro de los embalses afectados ha sido el de Os Peares, en el río Miño, en el que se han identificado floraciones de *Aph. flos-aquae* y *M. aeruginosa* en el año 2009; mientras que en el año 2011, *M. aeruginosa* fue sustituida por *Aph. flos-aquae* y *Aphanizomenon* sp. Estas especies vuelven a ser reemplazadas en el año 2012 por la especie *W. naegeliana*. Los últimos embalses de la Demarcación Miño-Sil en ser afectados han sido los de Vilasouto, Prada y Faramontaos. El embalse de Vilasouto, en el río Mao presentó una floración de *Planktothrix rubescens* (De Candolle ex Gomont) Anagnostidis & Komárek, 1988 en el año 2011, un desarrollo masivo de *Anabaena planctonica* Brunnthaler, 1903, *Gomphosphaeria* sp. y de nuevo *P. rubescens* durante el año 2012, y abundancias importantes tanto de *A. planctonica* como de *P. rubescens* durante los primeros meses de 2013. Finalmente, en el año 2012 se han observado floraciones de la especie *Anabaena circinalis* Rabenhorst ex Bornet & Flahault, 1886 en el embalse de Prada, y de las especies *A. circinalis* y *A. planctonica* en el embalse de Faramontaos (Lago, 2015).

Fuera de la cuenca Miño-Sil, el episodio más llamativo fue la floración de *M. aeruginosa* en el embalse de A Baxe, en el río Umia, detectada por primera vez en el año 2006 (Cobo, 2008; Cobo *et al.*, 2012). Debido a su toxicidad se comprometió el suministro de agua en los ayuntamientos de Caldas de Reis y Vilagarcía de Arousa; repitiéndose este problema anualmente desde entonces hasta el año 2012. Otro embalse con floraciones frecuentes de *M. aeruginosa* es el de As Forcadas, en el río Forcadas, donde los datos muestran floraciones de esta especie del 2006 al 2011, aunque también se ha observado durante ese periodo la dominancia de otras especies como son: *Anabaena* sp., *Gomphosphaeria* sp., *A. planctonica*, *Microcystis* sp. y *W. naegeliana* (Cobo *et al.*, 2012; Lago, 2015).

A la vista de que la única información existente sobre las floraciones de cianobacterias en Galicia es sobre su evolución y la potencial producción de cianotoxinas, el objetivo de este trabajo consistió en el estudio del fitoplancton acompañante presente durante las floraciones de las cianobacterias en la cuenca Miño-Sil, prestando atención también a la presencia de la toxina MC-LR.

Material y métodos

Entre octubre del año 2012 y febrero del 2015 se analizaron 181 muestras de agua de nueve embalses de la cuenca hidrográfica del Miño-Sil: As Conchas, Cachamuíña, Castadón, Faramontaos, Os Peares, Prada, Salas y Vilasouto (Figura 1). En las muestras se identificaron y cuantificaron las especies de cianobacterias presentes, se identificó la presencia de taxones acompañantes del fitoplancton y se determinó la concentración de la toxina microcistina-LR (MC-LR), tanto en la fracción sestónica como en la disuelta.

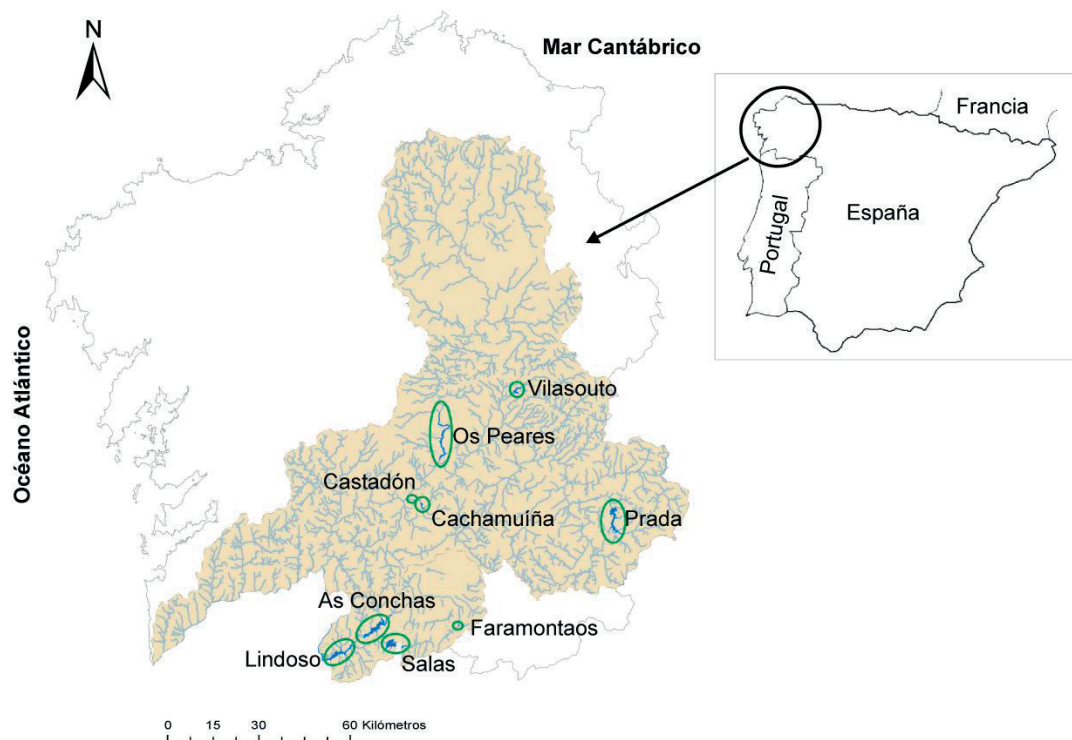


Figura 1. Localización de los embalses estudiados en la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil.

Los embalses de As Conchas, Prada, y Salas se consideran embalses monomícticos, silíceos de zonas húmedas con temperatura media anual inferior a 15°C, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos (Tipología E-T01 según CHMS, 2015).

Los embalses de Cachamuíña, Castadon, Faramontaos, Lindoso y Os Peares se consideran embalses monomícticos, silíceos de zonas húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal (Tipología E-T03 según CHMS, 2015). Cabe destacar que el embalse de Lindoso es una masa de agua compartida con Portugal.

El embalse de Vilasouto es el único embalse de este estudio monomíctico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual inferior a 15° C, perteneciente a ríos de cabecera y tramos altos (Tipología E-T07 según CHMS, 2015).

El protocolo de muestreo y, por tanto, la planificación del número de muestras, su recogida y su traslado al laboratorio fue llevado a cabo por miembros de Confederación Hidrográfica Miño-Sil (CHMS). Se tomaron muestras integradas de la columna de agua mediante el uso de una botella “Van Dorn”. El total de muestras fue de 181 en todo el periodo de estudio. Las

muestras recogidas, con un volumen de 250 ml, se trasladaron al laboratorio de la Estación de Hidrobiología "Encoro do Con" refrigeradas a 4 °C en neveras portátiles.

Para la identificación y la cuantificación de las cianobacterias y para el estudio del fitoplancton acompañante se aplicó la norma UNE-EN15204 (UNE-EN 15204:2007), basada en la técnica descrita por Utermöhl (1958), utilizando una cámara de sedimentación combinada bajo un microscopio invertido Nikon Eclipse TE 2000-S, acoplado a una cámara digital Nikon de 12 megapíxeles de resolución con software de biometría (NIS-Elements BR 3.0®). Los criterios de clasificación de los filos siguen la propuesta realizada en AlgaeBase (Guiry & Guiry, 2013).

La detección y determinación de ambas fracciones de MC-LR (sestónica y disuelta) se llevó a cabo mediante ensayo inmunoenzimático utilizando el kit EnviroGard Microcystins QuantiTube®. La extracción de la fase sestónica se llevó a cabo por medio de la lisis celular en metanol frío al 90%, mediante sonicación y posterior filtrado de las muestras para eliminar los restos celulares; mientras que para la obtención de la fase disuelta únicamente se realizó el filtrado de las muestras para eliminar los posibles restos celulares.

El kit utilizado está calibrado con una microcistina-LR no tóxica y sucedánea a niveles equivalentes a 0.2, 0.8 y 4.0 partes por billón (ppb) de microcistina-LR. Utiliza anticuerpos policlonales, los cuales se unen a las microcistinas, si éstas están presentes en las muestras, o a un conjugado microcistina/enzima en el caso de que éstas no estén presentes, dando lugar a la aparición de una coloración azulada inversamente proporcional a la concentración de microcistina presente en la muestra. Dicha coloración se detecta en un espectrofotómetro de doble longitud de onda, fijándolo para la lectura a 450 nm-600 nm. El límite de detección del ELISA es de 0.2 µg/l.

Para estudiar las afinidades existentes entre las cianobacterias y el fitoplancton acompañante en los embalses de la cuenca Miño-Sil y obtener el dendrograma correspondiente, se empleó el método de Ward mediante el paquete estadístico SYSTAT 13.0. Este método está asociado a la distancia euclídea (dE) y se basa en minimizar la suma de los errores al cuadrado (McCune & Grace, 2002).

La representación gráfica de las relaciones entre los taxones y los embalses estudiados se realizó mediante un análisis de componentes principales (PCA) utilizando el paquete ade4 del software R (R v.3.0.1 Development Core Team 2013).

Resultados y discusión

Excepto en el embalse de Salas, en el que no se detectó la presencia de cianobacterias ni de MC-LR, en los ocho embalses restantes se identificaron diez especies de cianobacterias (Tabla 1), todas ellas potencialmente tóxicas.

Tabla 1. Cianobacterias presentes en los embalses estudiados.

Embalse	Río	Nº de muestras	Cianobacterias presentes
As Conchas	Limia	80	<i>Anabaena crassa</i> , <i>Anabaena planctonica</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> y <i>Woronichinia naegeliana</i>
Cachamuña	Lonia	8	<i>Anabaena crassa</i> y <i>Microcystis aeruginosa</i>
Castadón	Lonia	12	<i>Anabaena crassa</i> y <i>Microcystis aeruginosa</i>
Faramontaos	Faramontaos	2	<i>Anabaena circinalis</i> y <i>Anabaena flos-aquae</i>
Lindoso	Limia	5	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> y <i>Woronichinia naegeliana</i>
Os Peares	Miño	2	<i>Microcystis aeruginosa</i> y <i>Woronichinia naegeliana</i>
Prada	Xares	6	<i>Anabaena circinalis</i>
Salas	Salas	2	No se ha detectado su presencia
Vilasouto	Mao	64	<i>Anabaena planctonica</i> , <i>Gomphosphaeria</i> sp., <i>Planktothrix agardhii</i> y <i>Planktothrix rubescens</i>

Las especies que presentaron abundancias superiores a 20 000 células por mililitro, límite a partir del cual se confirma la existencia de una floración (Cobo *et al.*, 2012), fueron *M. aeruginosa* en As Conchas, Cachamuña y Castadón; *A. circinalis* y *A. flos-aquae* en Faramontaos; *Aph. flos-aquae* en Lindoso; *W. naegeliana* en Os Peares; *A. circinalis* en Prada y *A. planctonica*, *Gomphosphaeria* sp. y *P. rubescens* en Vilasouto. Sin embargo, únicamente en cinco de estos embalses (Cachamuña, Castadón Faramontaos, Os Peares y Vilasouto) se detectó MC-LR (Figuras 2 y 3). A excepción de Os Peares, en el resto se superó, en algún momento, el límite propuesto por la OMS (1 µg/l) para la concentración de MC-LR (Figuras 2 y 3).

Los embalses de As Conchas y Lindoso presentaron floraciones no tóxicas de *M. aeruginosa* y *Aph. flos-aquae*, respectivamente, a pesar de estar situados uno a continuación del otro en el río Limia; mientras que Castadón y Cachamuña, que se sitúan de la misma forma en el río Lonía, presentaron ambos afloramientos tóxicos de *M. aeruginosa* (Figura 3).

La especie más común en los embalses estudiados fue *M. aeruginosa*, detectándose en 5 de los 8 embalses con presencia de cianobacterias. Esta especie produce una elevada cantidad de microcistinas y es una de las especies de agua dulce más hepatotóxicas del mundo (Monchamp *et al.*, 2014). Su presencia se considera común en la Península Ibérica (Vasconcelos *et al.*, 1995, 1996; Vasconcelos, 2001; De Hoyos *et al.*, 2004; Carrasco *et al.*, 2006; Cobo *et al.*, 2012; Cirés *et al.*, 2013a, 2013b; Agha, 2013). Las floraciones de *M. aeruginosa* se están convirtiendo con rapidez en un problema de salud global por el aumento en la frecuencia e intensidad de floraciones tóxicas en todo el mundo (Davis *et al.*, 2009; Lehman *et al.*, 2013). Los blooms tóxicos del género han sido citados en Europa, Asia, África, Australia y Norte y Sur América (Miller *et al.*, 2010), siendo la Antártida el único continente donde no se han registrado floraciones tóxicas de *Microcystis* (O'Neil *et al.*, 2012).

En las muestras estudiadas se han identificado un total de 27 taxones diferentes como fitoplancton acompañante (Tabla 2). Los taxones que presentaron las frecuencias de aparición más elevadas en los embalses de Miño-Sil fueron la diatomea *Fragilaria* (50.28 %) y el désmido

Staurostrum (39.23 %), por lo que han sido los fitoplanctones más frecuentes durante el periodo de estudio (Tabla 2).

En los embalses de As Conchas, Vilasouto, Castadón, Cachamuña, Prada, y Salas se han identificado 22, 13, 10, 18, 11 y 10 taxones diferentes, respectivamente; mientras que, en el resto de embalses (Lindoso, Faramontaos y Os Peares) se han identificado únicamente 2 taxones diferentes en cada uno (Tabla 2).

Tabla 2. Fitoplancton acompañante identificado en los embalses estudiados, frecuencia de aparición (FA) y número de muestras en las que se ha detectado su presencia. (AC: As Conchas, C: Cachamuña, Cd: Castadón, F: Faramontaos, L: Lindoso, OP: Os Peares, P: Prada, S: Salas, V: Vilasouto).

FILO - CLASE	GÉNERO	FA (%)	AC	C	Cd	F	L	OP	P	S	V	Total
<i>Charophyta</i> - <i>Zygnemophyceae</i>	<i>Closterium</i>	0.55	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
	<i>Staurodesmus</i>	0.55	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Staurostrum</i>	39.23	49	8	4	0	1	1	1	2	5	71
	<i>Spirogyra</i>	1.10	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
<i>Chlorophyta</i> - <i>Chlorophyceae</i>	<i>Ankistrodesmus</i>	1.66	0	2	0	0	0	0	0	0	1	3
	<i>Pediastrum</i>	8.29	6	4	5	0	0	0	0	0	0	15
	<i>Tetraedron</i>	6.63	5	3	3	0	0	0	1	0	0	12
	<i>Scenedesmus</i>	10.50	11	2	3	0	0	0	1	0	2	19
	<i>Sphaerocystis</i>	19.89	22	1	4	0	0	0	1	1	7	36
	<i>Eudorina</i>	1.66	0	2	0	0	0	0	1	0	0	3
	<i>Volvox</i>	4.97	2	4	3	0	0	0	0	0	0	9
<i>Chlorophyta</i> - <i>Ulvophyceae</i>	<i>Ulothrix</i>	32.04	36	1	2	0	0	0	1	1	17	58
<i>Dinoflagellata</i> - <i>Dinophyceae</i>	<i>Ceratium</i>	1.10	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
	<i>Peridinium</i>	28.73	20	1	0	0	0	0	0	2	29	52
<i>Ochrophyta</i> - <i>Bacillariophyceae</i>	<i>Achnantes</i>	2.76	3	2	0	0	0	0	0	0	0	5
	<i>Cymbella</i>	1.10	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2
	<i>Eunotia</i>	0.55	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Navicula</i>	4.97	3	1	0	0	1	0	0	0	4	9
	<i>Pinnularia</i>	6.08	4	2	0	0	0	0	1	2	2	11
<i>Ochrophyta</i> - <i>Fragilariophyceae</i>	<i>Asterionella</i>	24.86	23	3	1	0	0	1	1	2	14	45
	<i>Fragilaria</i>	50.28	59	4	2	0	0	1	2	1	22	91
	<i>Synedra</i>	0.55	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	<i>Tabellaria</i>	26.52	41	0	0	0	0	0	4	2	1	48
<i>Ochrophyta</i> - <i>Chrysophyceae</i>	<i>Dinobryon</i>	2.21	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Ochrophyta</i> - <i>Synurophyceae</i>	<i>Mallomonas</i>	4.97	5	2	2	0	0	0	0	0	0	9
<i>Euglenozoa</i> - <i>Euglenophyceae</i>	<i>Phacus</i>	0.55	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Euglena</i>	13.26	18	4	0	1	0	0	0	1	0	24

La presencia de un mayor o menor número de taxones acompañantes puede verse afectada por la propia sucesión de especies, por las condiciones ambientales, por la competencia con las cianobacterias y, en el caso de que éstas produzcan microcistinas, por la presencia de estos

compuestos, ya que les permitirían desplazar al resto de los grupos algales (Hulot & Huisman, 2004).

En los embalses de Vilasouto, Castadón, Cachamuña, Faramontaos y Os Peares, donde si se detectó la presencia de la hepatotoxina, se observaron descensos en el número de taxones del fitoplancton coincidentes con periodos de elevada concentración de la toxina o inmediatamente posteriores al incremento de la concentración de MC-LR (Figs. 2 y 3).

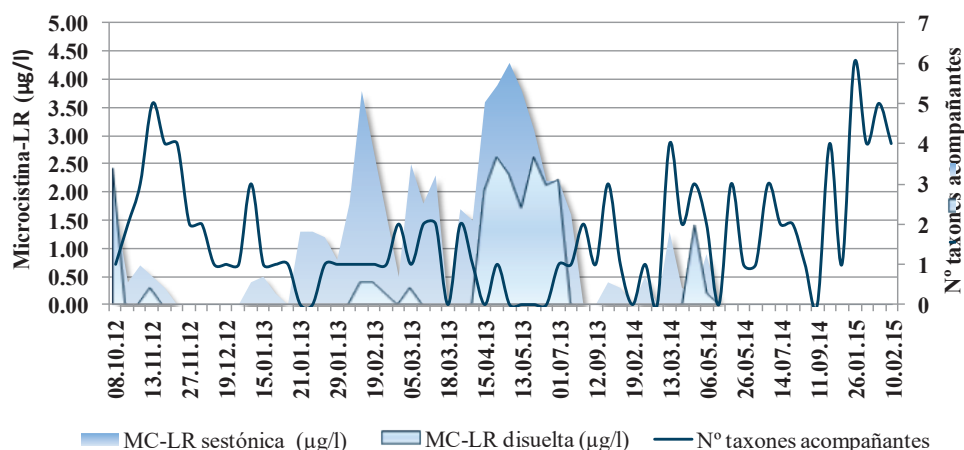


Figura 2. Variación de la MC-LR (sestónica y disuelta) y del número de taxones acompañantes a lo largo del periodo de estudio en el embalse de Vilasouto.

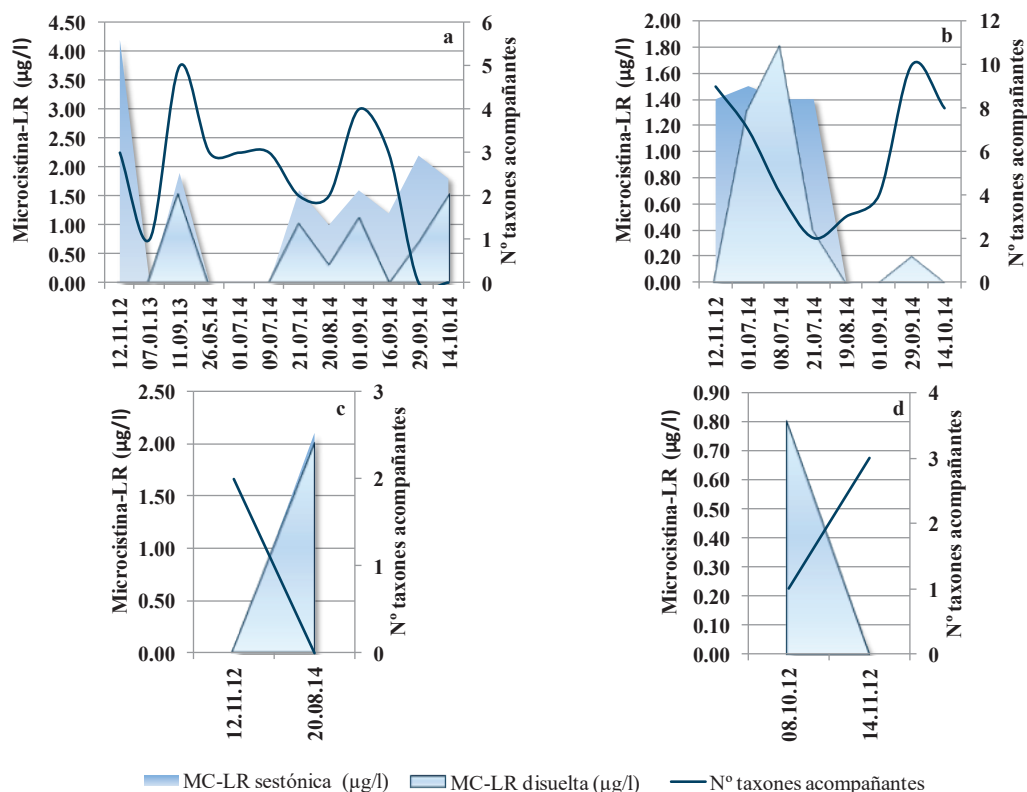


Figura 3. Variación de la MC-LR (sestónica y disuelta) y del número de taxones acompañantes a lo largo del periodo de estudio en los embalses de Castadón (a), Cachamuña (b), Faramontaos (c) y Os Peares (d).

El estudio de las afinidades existentes entre las cianobacterias y el fitoplancton acompañante en los embalses de la cuenca Miño-Sil, mediante el método de Ward con distancia euclídea, ha permitido diferenciar dos grupos principales (Figura 4).

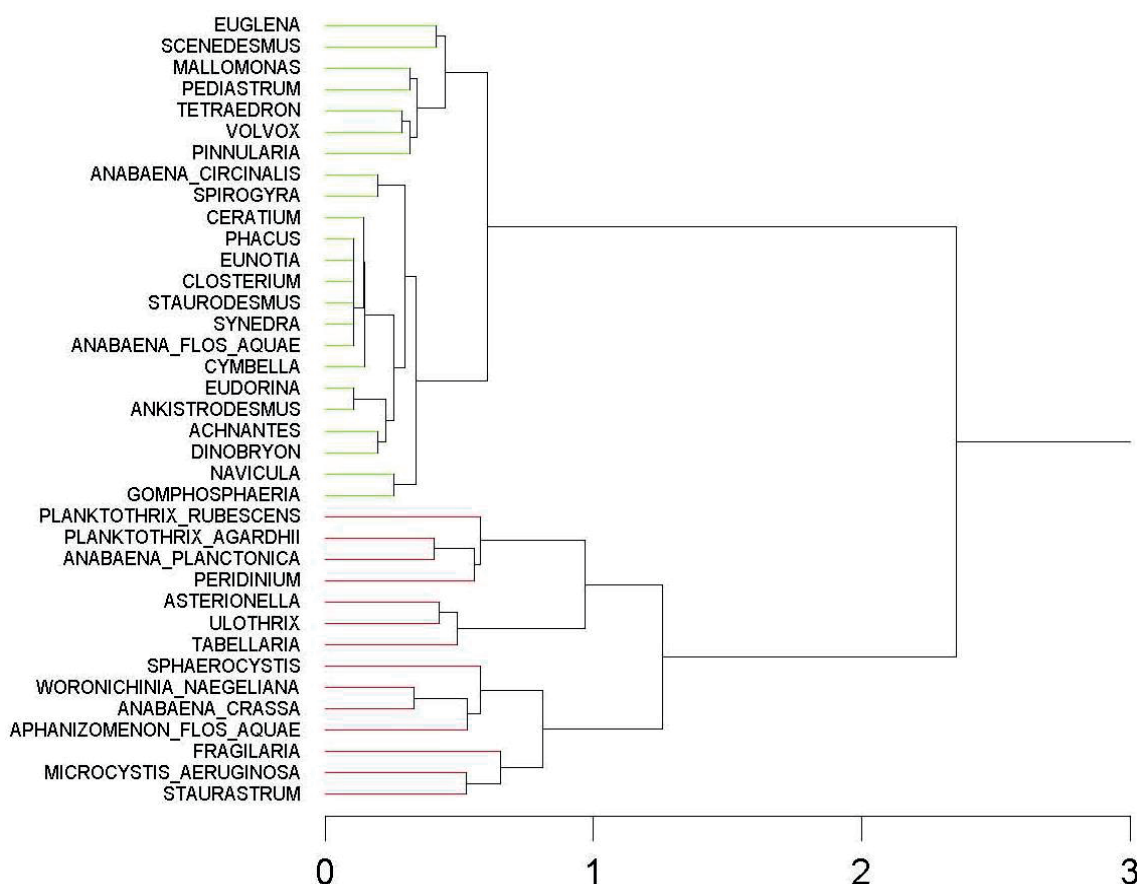


Figura 4. Dendrograma de distancia euclídea entre las cianobacterias y el fitoplancton acompañante en los embalses de la cuenca del Miño-Sil.

En el primer grupo del dendrograma (marcado en rojo en la figura 4) se incluyen la mayor parte de las especies de cianobacterias (*P. rubescens*, *P. agardhii*, *A. planctonica*, *W. naegeliana*, *A. crassa*, *Aph. flos-aquae* y *M. aeruginosa*) y los taxones del fitoplancton que presentaron una frecuencia de aparición superior al 19 % (Tabla 2); por tanto, los más frecuentes y tolerantes a diferentes condiciones ambientales. En el segundo grupo (en verde en la figura 4) se encuentran las tres especies de cianobacterias restantes (*A. circinalis*, *A. flos-aquae* y *Gomphosphaeria* sp.) y los taxones acompañantes con las frecuencias de aparición más bajas (Tabla 2). Cabe destacar que los taxones que se asocian con las especies *A. circinalis* (*Spirogyra*) y *A. flos-aquae* (*Phacus*, *Eunotia*, *Closterium*, *Staurodesmus* y *Synedra*), son los que presentan las frecuencias de aparición más bajas: 1.1% y 0.55%, respectivamente.

En el primer grupo se asocian de forma muy clara los taxones acompañantes más frecuentes (*Fragilaria* y *Staurastrum*) con la cianobacteria más común en los embalses de Miño-Sil, *M. aeruginosa*. Aunque los désmidos suelen estar presentes en aguas oligotróficas, donde la presencia de cianobacterias es reducida, algunos taxones, como es el caso del género *Staurastrum*, se encuentran preferentemente en aguas mesotróficas y eutróficas, donde la presencia de cianobacterias suele ser habitual (Bellinger & Sigee, 2010). La diatomea *Fragilaria* tiende a dominar las comunidades del fitoplancton, pues tiene una amplia tolerancia

a las concentraciones de nutrientes (Bellinger & Sigee, 2010), mientras que las otras diatomeas presentes en este grupo (*Asterionella* y *Tabellaria*) se consideran constituyentes menores dentro de la población del fitoplancton, aunque están presentes durante la mayor parte del ciclo anual en embalses mesotróficos.

La asociación de *P. rubescens*, *P. agardhii*, *A. planctonica* con *Peridinium* se debe a que, en ambientes de agua dulce, los dinoflagelados presentes son normalmente unicelulares de gran tamaño con características de organismos estrategas de la K y, por tanto, de organismos que viven bajo una intensa competencia (Bellinger & Sigee, 2010). En este estudio, el dinoflagelado *Peridinium* aparece con mayor frecuencia en el embalse de Vilasouto (Tabla 2), el único embalse de carácter calcáreo (CHMS, 2015), lo que concuerda con los datos de Bellinger & Sigee (2010) quienes indican que *Peridinium* aparece sobre todo en aguas con altas concentraciones de iones de calcio y bajos niveles de nutrientes inorgánicos.

Aunque las cianobacterias son típicas de embalses mesotróficos y eutróficos, algunas cianobacterias como *Gomphosphaeria* sp., presente en el segundo grupo, se ha encontrado también en aguas oligotróficas (Bellinger & Sigee, 2010). Otros taxones del segundo grupo (p.e. *Closterium*, *Dinobryon*, *Eunotia* y *Staurodesmus*) suelen estar presentes también en aguas con baja concentración de nutrientes; mientras que otros taxones como *Scenedesmus* se encuentran generalmente en ambientes eutróficos (Bellinger & Sigee, 2010). En este grupo se incluyen fitoplanctontes con presencia en una amplia variedad de condiciones. Sin embargo, la frecuencia de aparición es generalmente baja; ya que depende de las características de la masa de agua, así como de las cianobacterias presentes.

El estudio conjunto de las relaciones entre los fitoplanctontes y los embalses estudiados de la cuenca Miño-Sil se realizó mediante un análisis de componentes principales (PCA) (Figura 5).

Ocho de los embalses estudiados se consideran monomícticos y silíceos, mientras que Vilasouto es el único considerado como monomíctico calcáreo (CHMS, 2015). La figura 5 muestra cómo los embalses silíceos se sitúan en la parte superior del gráfico, mientras que Vilasouto se sitúa en la parte inferior con una predominancia de las especies cianobacterianas *P. rubescens*, *P. agardhii*, *Gomphosphaeria* sp. y *A. planctonica*; mientras que como fitoplancton acompañante se relaciona a los taxones *Ankistrodesmus*, *Navicula* y *Peridinium*. Como se ha observado en la figura 4, *Peridinium* es el fitoplanctonte que se asocia de manera más fuerte con las cianobacterias en este embalse.

Las especies *M. aeruginosa*, *A. crassa* y *Aph. flos-aquae* se asocian con el embalse de As Conchas, mientras que *M. aeruginosa* también aparece relacionada con los embalses de Cachamuña y Castadón (Figura 5). El taxon acompañante *Staurostrum* presenta una clara asociación con las especies de cianobacterias presentes en el embalse de As Conchas, esta asociación con *M. aeruginosa* viene a confirmar los resultados sobre la afinidad que se muestran en la figura 4. Por otra parte, las especies *A. circinalis* y *A. flos-aquae* se encuentran asociadas con los embalses de Prada y Faramontaos, mientras que los embalses de Os Peares, Lindoso y Salas no se vinculan directamente con ninguna cianobacteria. Además, en la figura 5 se puede considerar que existen taxones con una afinidad intermedia (p.e. *Sphaerocystis*, *Pinnularia*, *Fragilaria*, *Ulothrix* y *Asterionella*), ya que han aparecido en muestras de varios de los nueve embalses estudiados de la cuenca.

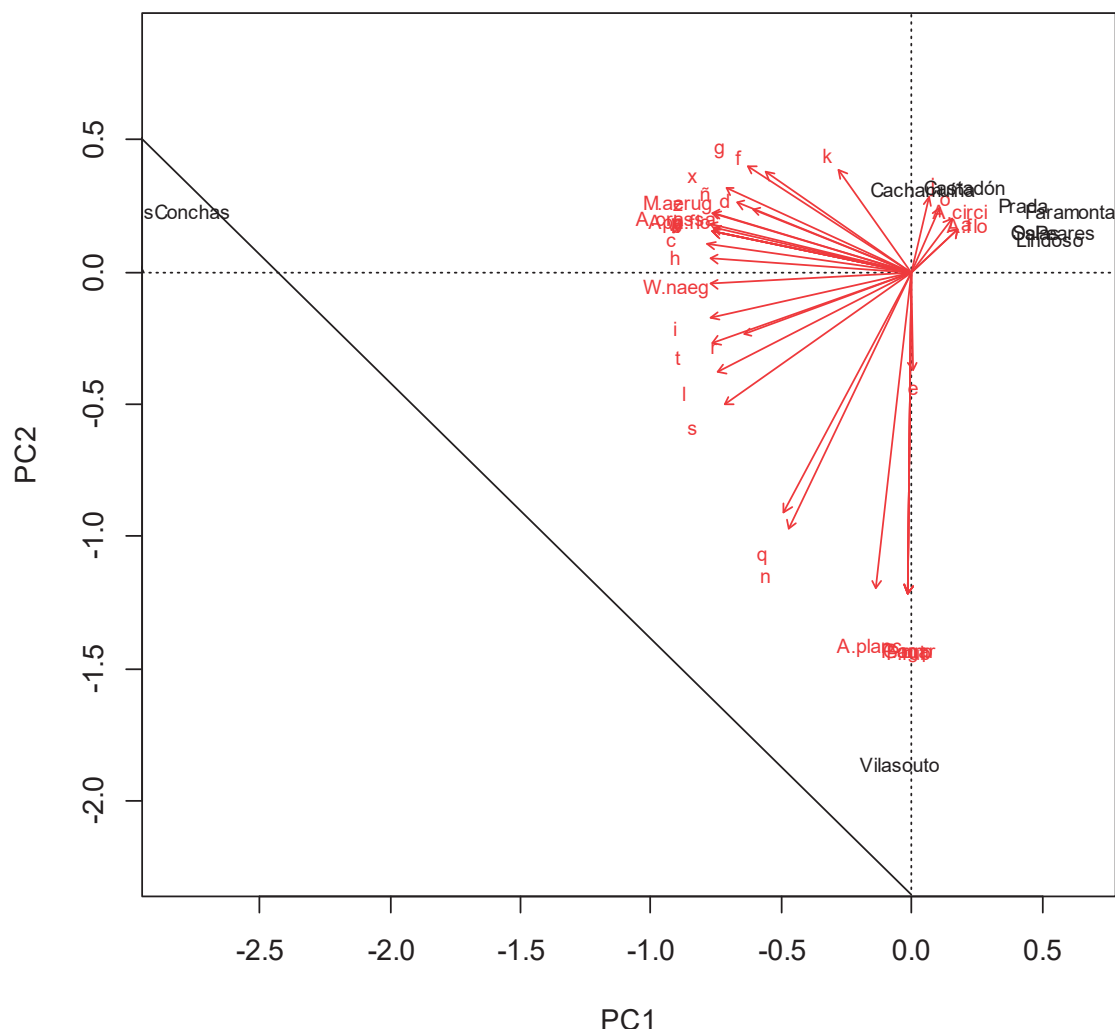


Figura 5. Relaciones entre los fitoplanctones y los embalses de Miño-Sil mediante PCA. Los códigos de las variables son: (a) *Closterium*, (b) *Staurodesmus*, (c) *Staurastrum*, (d) *Spirogyra*, (e) *Ankistrodesmus*, (f) *Pediastrum*, (g) *Tetradon*, (h) *Scenedesmus*, (i) *Sphaerocystis*, (j) *Eudorina*, (k) *Volvox*, (l) *Ulothrix*, (m) *Ceratium*, (n) *Peridinium*, (ñ) *Achnantes*, (o) *Cymbella*, (p) *Eunotia*, (q) *Navicula*, (r) *Pinnularia*, (s) *Asterionella*, (t) *Fragilaria*, (u) *Synedra*, (v) *Tabellaria*, (w) *Dinobryon*, (x) *Mallomonas*, (y) *Phacus*, (z) *Euglena*, (A.circi) *Anabaena circinalis*, (A.crassa) *Anabaena crassa*, (A.flo) *Anabaena flos-aquae*, (A.planc) *Anabaena planctonica*, (Aph.flo) *Aphanizomenon flos-aquae*, (Gomp) *Gomphosphaeria*, (M.aerug) *Microcystis aeruginosa*, (P.rub) *Planktothrix rubescens*, (P.agar) *Planktothrix agardhii* y (W.naeg) *Woronichinia naegeliana*.

En la Península Ibérica las floraciones de cianobacterias parecen ser más frecuentes en los embalses situados al Oeste (zona silícea), sobre rocas poco solubles, que en los situados en el Este, sobre rocas más solubles (De Hoyos *et al.*, 2008). Se ha especulado con la posibilidad de que la elevada cantidad de cianobacterias de la zona oeste pueda tener relación con la baja relación nitrógeno/fósforo que presentan las aguas (De Hoyos *et al.*, 2003). Cuando el cociente N/P es muy bajo, el nitrógeno puede ser el elemento limitante de la producción primaria y estas condiciones favorecen a las cianobacterias que son capaces de fijar el N_2 atmosférico disuelto en el agua; mientras que en la zona este peninsular el agua está más mineralizada y el fósforo se adsorbe a complejos inorgánicos como limos y arcillas (carbonatos e hidróxidos de Ca, Fe y Al principalmente) y precipita, por lo que la relación N/P de sus aguas es alta (Margalef *et al.*, 1976).

Los valores de fósforo y nitrógeno obtenidos por CHMS, durante el estudio de los parámetros

físico-químicos, son similares para los nueve embalses de este estudio. En estas masas de agua predominaron las formas nitrogenadas frente al contenido de fósforo de las masas de agua (CHMS, datos inéditos)

La disponibilidad relativa de recursos en el medio acuático puede jugar un papel importante en la estructuración de las comunidades de fitoplancton (Tilman *et al.*, 1982; Harris 1986; Sommer *et al.*, 1986). De particular importancia puede considerarse la ratio de N:P (Levine & Schindler, 1999). Así, algunos autores (p.e. Smith, 1983; Fujimoto *et al.*, 1997; Liu *et al.*, 2011) sostienen que las cianobacterias se ven favorecidas por bajas ratios de N:P, aunque hay muy poca base teórica para esta afirmación y su importancia en las floraciones es una de las hipótesis más discutidas, debido a que existen resultados contradictorios (Downing *et al.*, 2001; Šejnohová & Maršálek, 2012).

Levine & Schindler (1999) concluyeron que la teoría de la dominancia de cianobacterias en bajas ratios de N:P solo era cierta para las especies que fijan nitrógeno. Estos autores consideran que existen otros factores, además de la baja relación N:P, que afectan al crecimiento y a la dominancia de cianobacterias, lo que concuerda con los datos proporcionados por CHMS, en los que se observa que predominan las formas nitrogenadas en todos los embalses estudiados.

Los resultados obtenidos muestran la necesidad de realizar un mayor número de estudios sobre las relaciones entre las cianobacterias y el fitoplancton acompañante. El conocimiento detallado de estas relaciones y de los factores que intervienen en la estructuración de las comunidades del fitoplancton podría utilizarse para mejorar los sistemas de monitorización de los embalses.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó en los laboratorios de la Estación de Hidrobiología “Encoro do Con” de la USC en Vilagarcía de Arousa como parte de un proyecto de vigilancia financiado por la Confederación Hidrográfica del Miño-Sil.

Referencias

- Agha, R. 2013. *Chemotypical subpopulations in planktonic Cyanobacteria. Ecology and application in advanced monitoring tools*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Bellinger, E. G. & Sigee, D. C. 2010. *Freshwater algae: Identification and Use as Bioindicators*. Wiley-Blackwell. 271.
- Carmichael, W. W.; Beasley, V.; Bunner, D. L.; Eloff, J. N.; Falconer, I.; Gorham, P.; Harada, K. I.; Krishnamurthy, T.; YU, M. J.; Monre, R. E.; Rinehart, K.; Ronnegar, M.; Skulberg, O. M. & Watanabe, M. 1988. Naming of cyclic heptapeptide toxins of Cyanobacteria (blue-green algae). *Toxicon*, 26 (1): 971-973.
- Carrasco, D. 2007. *Cianobacterias planctónicas y cianotoxinas en embalses españoles*. Tesis Doctoral. Madrid: Universidad Autónoma de Madrid.
- Carrasco, D.; Moreno, E.; Sanchis, D.; Wörmer, L.; Paniagua, T.; Del Cueto, A. & Quesada, A. 2006. Cyanobacterial abundance and microcystin occurrence in mediterranean water reservoirs in central Spain: microcystins in the Madrid area. *European Journal of Phycology*, 41: 281-291.
- Cirés, S.; Wörmer, L.; Agha, R. & Quesada, A. 2013a. Overwintering populations of *Anabaena*, *Aphanizomenon* and *Microcystis* as potential inocula for summer blooms. *Journal of Plankton Research*, 0 (0): 1-13.
- Cirés, S.; Wörmer, L.; Carrasco, D. & Quesada, A. 2013b. Sedimentation patterns of toxin-producing *Microcystis* morphospecies in freshwater reservoirs. *Toxins*, 5: 939-957.
- Cobo, F. 2008. Floraciones de Cianobacterias tóxicas en augas continentais. *CERNA*, 54: 24-28.
- Cobo, F. 2015. Métodos de control de las floraciones de cianobacterias en aguas continentales. *Limnetica*, 34 (1): 247-268.

- Cobo, F.; Lago, L.; Barca, S.; Vieira-Lanero, R. & Servia, M. J. 2012. *Cianobacterias y medioambiente. Aspectos ecotoxicológicos de sus floraciones en aguas continentales*. AGAIA (Asociación Galega de Investigadores da Auga). 131.
- CHMS - Confederación Hidrográfica Del Miño-Sil. 2015. *Anexo 2.1. Designación de masas de agua artificiales y muy modificadas. Plan Hidrológico del ciclo 2015-2021*. 364.
- Davis, T. W.; Berry, D. L.; Boyer, G. L. & Gobler, C. J. 2009. The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. *Harmful Algae*, 8: 715-725.
- De Hoyos, C.; Negro, A. & Aldasoro, J. J. 2004. Cyanobacteria distribution and abundance in the Spanish water reservoirs during thermal stratification. *Limnetica*, 23 (1-2): 119-132.
- De Hoyos, C.; Negro, A. & Avilés, J. 2003. Las Cianobacterias en los embalses españoles: situación actual. Centro de estudios hidrográficos del CEDEX. *Ingeniería Civil*, 129.
- De Hoyos, C.; Villén de la Fuente, L.; Martín del Pozo, D.; Conde Bueno, L.; Alonso García, A.; González Ramos, M. E.; Verdugo Althofer, M. & Avilés García, J. 2008. Problemas de las Cianobacterias en aguas de recreo y aguas de consumo. Centro de estudios hidrográficos del CEDEX. *Ingeniería Civil*, 151: 63-69.
- Downing, J. A.; Watson, S. B. & McCauley, E. 2001. Predicting Cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 1905-1908.
- Forján Lozano, E.; Domínguez Vargas, M. J.; Vilchez Lobato, C.; Miguel, R.; Costa, C. & Reis, M. P. 2008. Cianoalerta: estrategia para predecir el desarrollo de Cianobacterias tóxicas en embalses. *Ecosistemas*, 17 (1): 37-45.
- Fujimoto, N.; Sudo, R.; Sugiura, N. & Inamori, Y. 1997. Nutrient-limited growth of *Microcystis aeruginosa* and *Phormidium tenue* and competition under various N:P supply ratios and temperatures. *Limnology and Oceanography*, 42 (2): 250-256.
- Guiry, M. D. & Guiry, G. M.. 2013. AlgaeBase. World-Wide Electronic Publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; 13 de septiembre de 2013.
- Harada, K. 1996. *Chemistry and Detection of Microcystin*. In Watanabe, M. F.; Harada, K.; Carmichael, W. W. & Fujiki, H. (eds.) Toxic Microcystis. 103-148. CRC Press, Boca Ratón.
- Harris, G. P. 1986. *Phytoplankton ecology. Structure, function and fluctuation*. Chapman and Hall, London, U.K.
- Hulot, F. D. & Huisman, J. 2004. Allelopathic interactions between phytoplankton species: the roles of heterotrophic bacteria and mixing intensity. *Limnology and Oceanography*, 49: 1424-1434.
- Lago, L. 2015. *Tratamientos de inhibición de las floraciones de cianobacterias en condiciones controladas mediante el uso de limnocorales*. Tesis doctoral. Universidade de Santiago de Compostela.
- Lehman, P. W.; Marr, K.; Boyer, G. L.; Acuna, S. & Teh, S. J. 2013. Long-term trends and causal factors associated with *Microcystis* abundance and toxicity in San Francisco estuary and implications for climate change impacts. *Hydrobiologia*, 718 (1): 141-158.
- Levine, S. N. & Schindler, D. W. 1999. Influence of nitrogen to phosphorus supply ratios and physicochemical conditions on cyanobacteria and phytoplankton species composition in the Experimental Lakes Area, Canada *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56: 451-466.
- Liu, X.; Lu, X. & Chen, Y. 2011. The effects of temperature and nutrient ratios on *Microcystis* blooms in lake Taihu, China: An 11-year investigation. *Harmful Algae*, 10 (3): 337-343.
- Margalef, R.; Planas, M. D.; Armengol, J.; Vidal, A.; Prat, N.; Guisnet, N.; Toja, J. & Estrada, M. 1976. *Limnología de los embalses españoles*. Vol. 123. Dirección General de Obras Hidráulicas.(MOP). Madrid, 422.
- McCune, B. & Grace, J. B. 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design. Gleneden Beach, Oregon. 300.
- Metcalf, J. S. & Codd, G. A. 2012. *Chapter 24. Cyanotoxins*. In: Whitton, B. A. (ed.), Ecology of Cyanobacteria II: Their diversity in space and time. 651-675. Springer Science + Business Media B.V.
- Miller, M. A.; Kudela, R. M.; Mekebri, A.; Crane, D.; Oates, S. C.; Tinker, M. T.; Staedler, M.; Miller, W. A.; Toy-Choutka, S.; Dominik, C.; Hardin, D.; Langlois, G.; Murray, M.; Ward, K. & Jessup, D. A. 2010. Evidence for a novel marine harmful algal bloom: cyanotoxin (microcystin) transfer from land to sea otters. *PLoS ONE*, 5 (9): 1-11.
- Monchamp, M-E.; Pick, F. R.; Beisner, B. E. & Maranger, R. 2014. Nitrogen forms influence microcystin concentration and composition via changes in cyanobacterial community structure. *PLoS ONE*, 9 (1): e85573.
- O'Neil, J. M.; Davis, T. W.; Burford, M. A. & Gobler, C. J. 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful algae*, 14: 313-334.
- Paerl, H. W. & Otten, T. G. 2013. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microbial Ecology*, 65 (4): 995-1010.

- Roset, J.; Aguayo, S. & Muñoz, M. J. 2001. Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. *Toxicología*, 18: 65-71.
- Šejnohová, L. & Maršálek, B. 2012. *Chapter 7: Microcystis*. In: Whitton, B. A. (ed.), *Ecology of Cyanobacteria II: Their Diversity in Space and Time*. 195-228. Springer Science+Business Media B.V.
- Sivonen, K. & Jones, G. 1999. *Chapter 3: Cyanobacterial toxins*. In: Chorus, I. & Bartram, J. (eds.), *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. 14-111. WHO & E&FN Spon, London.
- Smith, V.H. 1983. *Low nitrogen to phosphorus ratio favors dominance by blue green algae in lake phytoplankton*. Science (Washington, D.C.), 195: 669-678.
- Sommer, U.; Gliwicz, Z. M.; Lampert, W. & Duncan, A. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv für Hydrobiologie*, 106: 433-471.
- Tilman, D. 1982. *Resource competition and community structure*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- UNE-EN 15204:2007. *Calidad del agua. Guía para el recuento de fitoplancton por microscopía invertida (técnica de Utermöhl)*.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton -Methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung Limnologie*, 9: 1-38.
- Vasconcelos, V. M. 2001. *Freshwater cyanobacteria and their toxins in Portugal*. In: Chorus, I. (ed.) *Cyanotoxins: occurrence, causes and consequences*. 62-67. New York: Springer.
- Vasconcelos, V. M.; Sivonen, K.; Evans, W. R.; Carmichael, W. W. & Namikoshi, M. 1995. Isolation and characterization of microcystins (heptapeptide hepatotoxins) from Portuguese strains of *Microcystis aeruginosa* Kutz emend Elekin. *Archiv für Hydrobiologie*, 134: 295-305.
- Vasconcelos, V. M.; Sivonen, K.; Evans, W. R.; Carmichael, W. W. & Namikoshi, M. 1996. Microcystin (heptapeptide hepatotoxins) diversity in cyanobacterial blooms collected in Portuguese freshwaters. *Water Research*, 30: 2377-2384.
- Vergara Larrazay, Y.; Moya Jaraba, A.; Peleato Sánchez, M. L.; Sevilla Miguel, E. & López Gomollón, S. 2005. *Nuevos riesgos para el agua potable: microcistina. Mejora de la calidad del agua de consumo por eliminación de toxinas*. Consejo económico y social de Aragón, Spain. 16.

Niveles de fondo de los marcadores de reserva energética (relación RNA/DNA, glucógeno y proteínas) de individuos adultos de lamprea marina (*Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758) al inicio de su migración anádroma.

Sandra BARCA^{1,2}, Rufino VIEIRA-LANERO¹, David José NACHON², Sergio SILVA², M^a Teresa COUTO², Pablo GOMEZ-SANDE², Carlos MORQUECHO², Lorena LAGO², María SERVIA³ & Fernando COBO^{1,2}

¹Estación de Hidrobiología "Encoro do Con". Castroagudín-Cea. 36617 Vilagarcía de Arousa. Pontevedra.

²Laboratorio de Hidrobiología, Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela.

³Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de A Coruña. Campus da Zapateira s/n, 15008 A Coruña, España.
sandra.barca@usc.es

Resumen

Los adultos de lamprea marina (*Petromyzon marinus*), después de la fase de alimentación hematófaga, retornan a los ríos donde migrarán hasta las zonas de freza para reproducirse. A lo largo de esta fase migradora y la posterior reproducción las lampreas no se alimentan. La ausencia de alimento en este periodo hace que hayan desarrollado una serie de mecanismos homeostáticos tendentes a subsanar las consecuencias de dicho período de ayuno, movilizandolas reservas energéticas acumuladas durante su etapa de alimentación hematófaga. Así, durante la migración gran cantidad de sustancias de reserva son catabolizadas para la obtención de la energía necesaria para el desplazamiento y el desarrollo gonadal.

La relación RNA/DNA ha sido propuesta como una medida muy sensible a corto plazo (días, semanas) de la tasa de crecimiento en peces. El uso de este indicador se basa en la premisa de que aunque la cantidad de DNA por célula permanece relativamente constante, la cantidad de RNA se relaciona con la intensidad de síntesis de proteínas, y por lo tanto un aumento en la relación de ambos ácidos nucleídos refleja un crecimiento reciente e informa sobre el estado de condición del individuo. En la lamprea marina se produce una disminución o interrupción del crecimiento durante la reproducción y se ralentiza el suministro de oxígeno al tejido muscular y otros órganos porque la sangre no es bombeada por el corazón de manera eficiente. Como consecuencia, el estado de carencia nutricional y el agotamiento tendrán un efecto drástico en los niveles de glucógeno almacenado y de proteínas.

En el presente trabajo se muestran los niveles de fondo de los marcadores de reserva energética como son la relación RNA/DNA, el glucógeno y las proteínas en individuos adultos de lamprea marina al inicio de su migración anádroma en el río Miño. Estos datos son útiles para la interpretación de los resultados cuando se comparan con los obtenidos en fases más avanzadas de su ciclo vital.

Los mayores valores de la relación RNA/DNA se obtuvieron en el hígado (media: 6.32, SD: 2.88) y por orden decreciente, en el corazón (media: 1.65, SD: 0.71), músculo (media: 1.40, SD: 0.59) y dermis (media: 0.55, SD: 0.10).

El glucógeno se encuentra almacenado en mayor cantidad en el corazón con una media de 4.91 mg/g (SD: 1.97) frente al resto de órganos analizados (músculo, media: 2.09, SD: 0.36; hígado, media 0.33, SD: 0.04; dermis, media: 0.33, SD: 0.08).

Los mayores niveles de proteínas se encuentran en el hígado con una media de 106.61 mg/g (SD: 15.96) frente al resto de órganos analizados (músculo, media: 35.33, SD: 4.99; corazón, media 59.00, SD: 7.39; dermis, media: 8.98, SD: 5.19).

Introducción

Después de la fase de alimentación hematófaga, los individuos adultos de lamprea marina (*Petromyzon marinus*) retornan a los ríos donde migrarán hasta las zonas de freza para reproducirse. A lo largo de esta fase migradora y la posterior reproducción las lampreas no se alimentan. La ausencia de alimento en este periodo hace que hayan desarrollado una serie de mecanismos homeostáticos tendentes a subsanar las consecuencias de dicho período de ayuno, movilizandando las reservas energéticas acumuladas durante su etapa de alimentación hematófaga. Así, durante la migración gran cantidad de sustancias de reserva son catabolizadas para la obtención de la energía necesaria para el desplazamiento y el desarrollo gonadal.

La relación RNA/DNA ha sido propuesta como una medida muy sensible a corto plazo (días, semanas) de la tasa de crecimiento en peces. El uso de este indicador se basa en la premisa de que aunque la cantidad de DNA por célula permanece relativamente constante, la cantidad de RNA se relaciona con la intensidad de síntesis de proteínas, y por lo tanto un aumento en la relación de ambos ácidos nucleicos puede reflejar un crecimiento reciente e informa sobre el estado de condición del individuo (Buckley & Lough, 1987; Robinson & Ware, 1988; Bisbal & Bengston, 1995; McLaughlin *et al.*, 1995; Chicharro *et al.*, 1998; McNamar *et al.*, 1999; Chicharro & Chicharro, 2008). En el caso de la lamprea marina se produce una disminución o interrupción del crecimiento durante la reproducción, de manera que la medida de la relación RNA/DNA nos permite saber el ritmo según el cual el organismo está dejando de dedicar recursos a su desarrollo o reduciendo la actividad de algún órgano determinado.

El glucógeno y las proteínas tienen papeles biológicos importantes, pero diferentes, como fuentes de energía. El glucógeno es la principal fuente de energía para cubrir las demandas metabólicas en peces (Bidinotto *et al.*, 1997). La mayor parte de la energía requerida por estos para reacciones bruscas como el escape frente a depredadores o la natación contra corriente derivan con frecuencia de la degradación de los depósitos de glucógeno. La cantidad de proteínas totales de un individuo, además de proporcionar una medida de su crecimiento a largo plazo, es también una medida del almacenamiento de energía, dado que los peces pueden utilizar las proteínas como fuente de energía, especialmente bajo condiciones de estrés severo (Beamish & Legrow, 1983; Bisbal & Bengston, 1995; McLaughlin *et al.*, 1995).

Material y métodos

Los 32 individuos adultos de lamprea marina utilizados en este estudio fueron capturados en el estuario del río Miño en marzo del año 2014, durante el periodo de remonte. Una vez sacrificados, fueron eviscerados en el laboratorio extrayéndoles el hígado, el corazón y una porción de músculo y dermis. Estas muestras fueron conservadas a -80 °C hasta su posterior análisis.

Para la extracción de ácidos nucleicos se empleó el reactivo TRIzol (Invitrogen), que permite extraer ambos ácidos nucleicos de la misma muestra. Una vez extraídos, el RNA se trató con DNAsas y el DNA con RNAsas. La cuantificación del DNA se realizó con un espectrofotómetro NanoDrop 1000 (Thermo) y la del RNA con un fluorímetro Qubit 2.0 y el kit RNA BR Assay de Life Technologies

Para la extracción de glucógeno los fragmentos de tejido fueron homogeneizados y digeridos en álcali caliente. Después de varias precipitaciones con etanol y una disolución sobresaturada de sulfato sódico, los precipitados de glucógeno obtenidos se cuantificaron espectrofotométricamente mediante el método colorimétrico de la antrona en un espectrofotómetro de cubetas. Los resultados de concentración obtenidos se estandarizaron con el peso de la muestra para obtener valores de concentración por gramo de tejido fresco.

La extracción de proteínas se realizó con tampón Tris-EDTA (40mM TRIS, pH 7.8 1mM EDTA) con inhibidor de proteasas. La cuantificación se llevó a cabo espectrofotométricamente mediante el método colorimétrico del ácido bicinconínico (BCA) empleando el kit comercial: Pierce BCA Protein Assay.

Para ver la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre los tejidos analizados se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis a un nivel de significación de 0.05. Todo el tratamiento estadístico se realizó con el paquete informático IBM SPSS Statistic v.20.

Resultados

A su entrada al río los mayores valores de la relación RNA/DNA se obtuvieron en el hígado (media: 6.32, SD: 2.88) y por orden decreciente, en el corazón (media: 1.65, SD: 0.71), músculo (media: 1.40, SD: 0.59) y dermis (media: 0.55, SD: 0.10) (Tabla 1 y Figura 1).

Tabla 1: Estadística descriptiva de la relación RNA/DNA en cada tejido

	Músculo	Hígado	Corazón	Dermis
Media	1.40	6.32	1.65	0.55
Desv. típica	0.59	2.88	0.71	0.10
Mínimo	0.66	2.74	0.43	0.32
Máximo	3.57	13.99	3.04	0.80

Mediante el test de Kruskal- Wallis se detectaron diferencias significativas entre los diferentes tejidos analizados ($\chi^2= 93.056$; $gl= 3$; $p < 0.05$). Tras la realización de las pruebas *post hoc* no se encontraron diferencias significativas entre la relación RNA/DNA del músculo y del corazón (Figural).

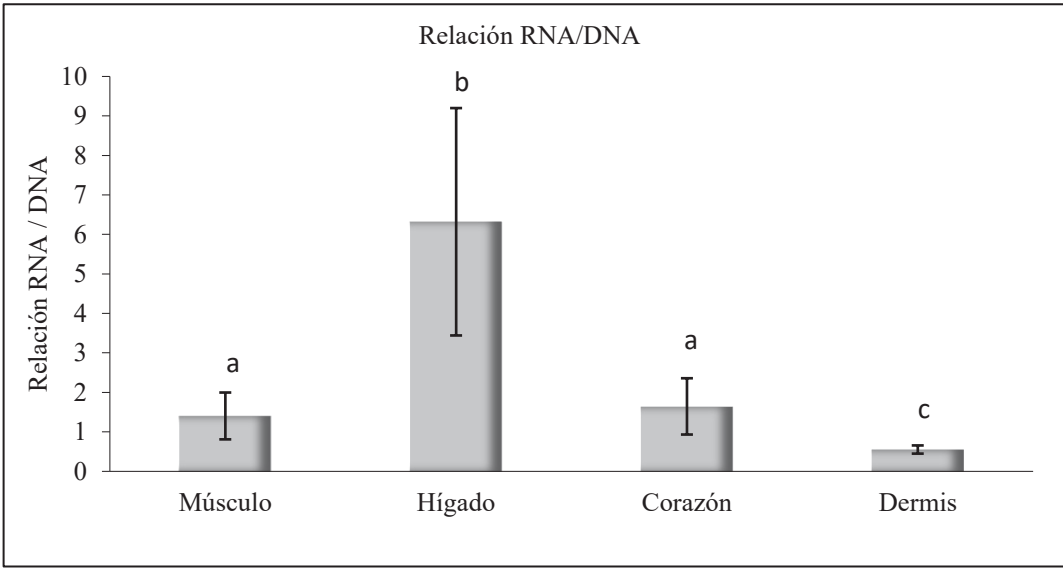


Fig. 1: Media (±SD) de la relación RNA/DNA en cada tejido. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre tejidos.

El glucógeno se encuentra almacenado en mayor cantidad en el corazón con una media de 4.91 mg/g (SD: 1.97) frente al resto de órganos analizados (músculo, media: 2.09, SD: 0.36; hígado, media 0.33, SD: 0.04; dermis, media: 0.33, SD: 0.08) (Tabla 2 y Figura 2).

Tabla 2: Estadística descriptiva de la concentración de glucógeno (mg/g) en cada tejido.

	Músculo	Hígado	Corazón	Dermis
Media	2.09	0.33	4.91	0.33
Desv. típ.	0.36	0.04	1.97	0.08
Mínimo	1.62	0.27	2.11	0.12
Máximo	3.11	0.44	9.80	0.53

Mediante el test de Kruskal- Wallis se detectaron diferencias significativas entre los diferentes tejidos analizados ($\chi^2= 93.056$; $gl= 3$; $p < 0.05$). Tras la realización de las pruebas *post hoc* no se encontraron diferencias significativas en la concentración de glucógeno del hígado y la dermis (Figura 2).

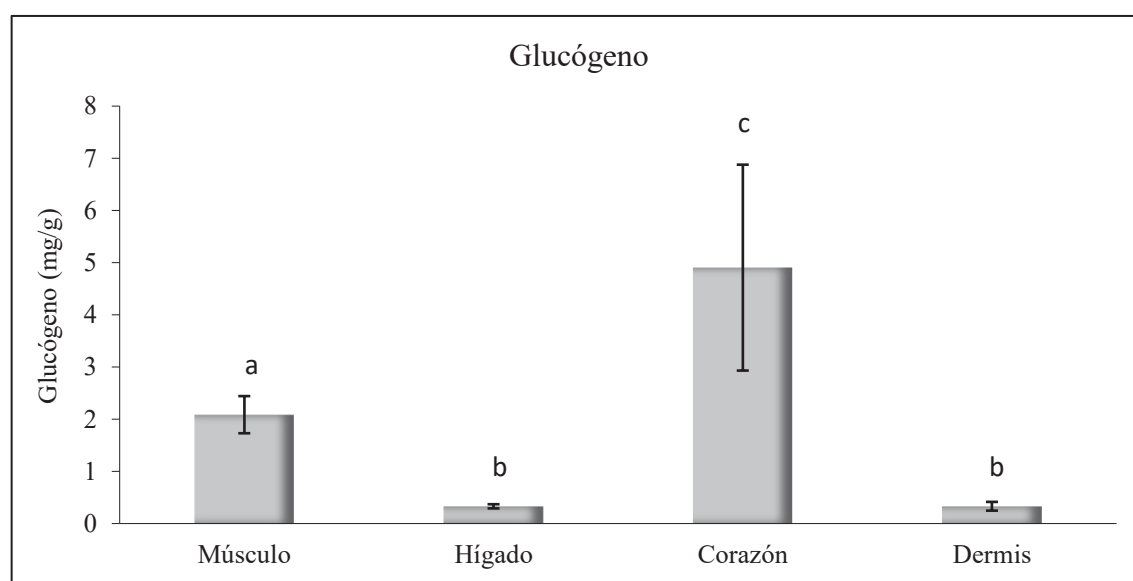


Fig. 2: Media ($\pm$ SD) de la concentración de glucógeno (mg/g) en cada tejido. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre tejidos.

Los mayores niveles de proteínas se encuentran en el hígado con una media de 106.61 mg/g (SD: 15.96) frente al resto de órganos analizados (músculo, media: 35.33, SD: 4.99; corazón, media 59.00, SD: 7.39; dermis, media: 8.98, SD: 5.18) (Tabla 3 y Figura 3).

Tabla 3: Estadística descriptiva de la concentración de proteínas (mg/g) en cada tejido.

	Músculo	Hígado	Corazón	Dermis
Media	35.33	106.61	59.00	8.98
Desv. típ.	4.99	15.96	7.39	5.19
Mínimo	23.89	81.56	45.97	4.62
Máximo	45.16	144.53	75.61	29.78

Mediante el test de Kruskal- Wallis se detectaron diferencias significativas entre los diferentes tejidos analizados ($\chi^2=93.056$; $gl=3$; $p<0.05$). Tras la realización de las pruebas *post hoc* se encontraron diferencias significativas en la cantidad de proteínas entre todos los tejidos analizados (Figura 3).

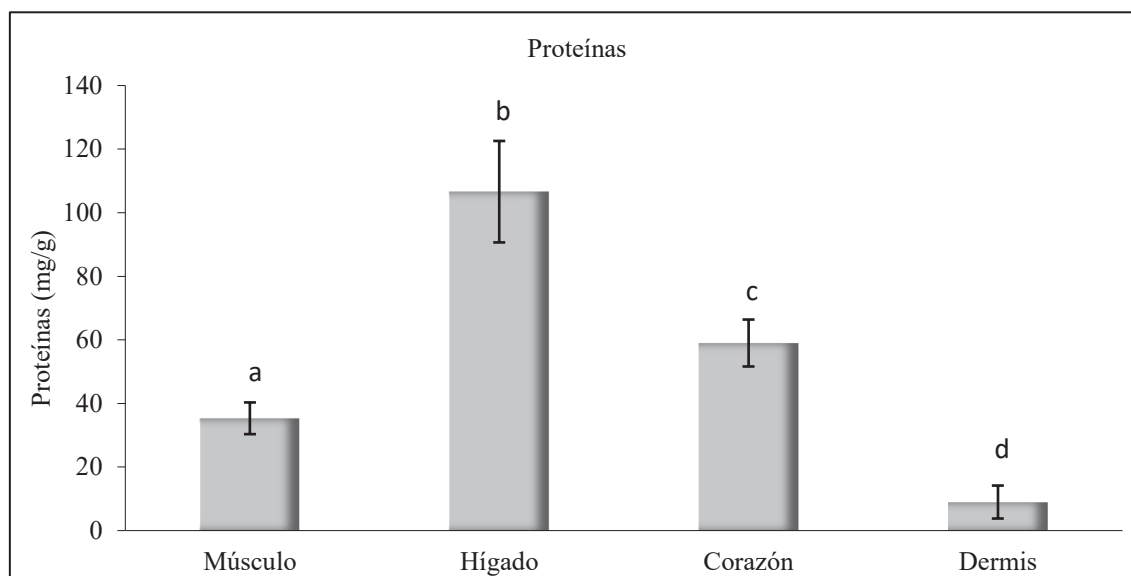


Fig. 3: Media ($\pm$ SD) de la concentración de proteínas (mg/g) en cada tejido. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre tejidos.

Discusión

Durante la reproducción, en la lamprea marina, se produce una disminución o interrupción del crecimiento y se ralentiza el suministro de oxígeno al tejido muscular y otros órganos porque la sangre no es bombeada por el corazón de manera eficiente. Como consecuencia, el estado de carencia nutricional y el agotamiento tendrán un efecto drástico en los niveles de glucógeno almacenado y de proteínas, así como de la relación ARN/ADN lo que nos permite saber el ritmo según el cual el

organismo está dejando de dedicar recursos a su desarrollo o reduciendo la actividad de algún órgano determinado.

Estudios anteriores han demostrado que con la maduración gonadal existe una intensa síntesis de precursores proteicos, entre los que se ha identificado la vitelogenina, necesarios para la maduración de las gónadas (Emmersen *et al.*, 1979). Como consecuencia el RNA hepático aumenta, y por ello aumenta también la relación RNA/DNA en este tejido. Los datos obtenidos revelan que la actividad de síntesis proteica en el hígado de los ejemplares adultos de lamprea marina estudiados es elevada, probablemente debido a la síntesis de enzimas hepáticas ya comentada.

Durante la migración reproductora de la lamprea marina los niveles de insulina en sangre van decreciendo progresivamente lo que provoca el aumento de la lipólisis y favorece que la reserva de glucógeno se mantenga o incluso aumente (Hardisty & Potter, 1982).

En el corazón se produce algo similar, ya que en las lampreas el músculo cardíaco utiliza fundamentalmente ácidos grasos como fuente de energía. Una vez que las reservas de ácidos grasos se agotan, el glucógeno empieza a ser utilizado como principal fuente de energía por el corazón, lo que podría estar estrechamente relacionado con en la duración de la actividad vital de la lamprea marina después de la freza ya que la conservación de las reservas de glucógeno durante el ayuno prolongado, aún en mínimas cantidades, parecería ser esencial para el mantenimiento de la integridad de los tejidos (Phan *et al.*, 1974).

En la adaptación metabólica a situaciones de ayuno se producen diversas modificaciones en el metabolismo intermediario de hidratos de carbono, lípidos y proteínas tendientes a mantener la homeostasis (Walton & Cowey, 1982; Bastrop *et al.*, 1991). Las principales modificaciones se producen al nivel de los órganos más activos en el metabolismo intermediario, tales como hígado y músculo y son reguladas por los sistemas nervioso y endócrino (Murat *et al.*, 1981). De este modo, se produce, a nivel hepático, un aumento en la actividad de la vía gluconeogénica y al mismo tiempo se observa un incremento en la capacidad cetogénica del hígado con el fin de producir sustratos energéticos alternativos para su utilización potencial en órganos como el músculo. Así, la importancia relativa de la glucólisis y la gluconeogénesis en el aporte de energía puede variar a lo largo del ayuno y especialmente en especies semélpas como la lamprea. Según nuestros resultados, las mayores concentraciones de proteínas encontradas a nivel hepático podrían ser atribuidas a la reducción de los depósitos de lípidos y glucógeno, lo cual indicaría el aumento de la actividad gluconeogénica en el hígado utilizando aminoácidos como sustrato para la síntesis de glucosa.

Los datos preliminares obtenidos en este estudio nos permiten comparar los niveles de reservas energéticas en los diferentes tejidos de lamprea marina en fases tempranas del ayuno y cuando este es prolongado.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado en los laboratorios de la Estación de Hidrobiología “Encoro do Con” de la USC en Vilagarcía de Arousa y contó con la financiación del proyecto MIGRANET, Interreg IV B SUDOE Programa de Cooperación Territorial (SOE2/P2/E288).

Bibliografía

- Bastrop R., Spangenberg R. & Jurss K. (1991). Biochemical adaptation of juvenile carp (*Cyprinus carpio* L.) to food deprivation. *Comparative Biochemistry and Physiology* 98A(1), 143-149.
- Beamish F.W.H. & Legrow M. (1983). Bioenergetics of the southern brook lamprey, *Ichthyomyzon gagei*. *Journal of Animal Ecology* 52, 575-590.
- Bidinotto P.M., Moraes G. & Souza R.H.S. (1997). Hepatic glycogen and glucose in eight tropical fresh water teleost fish: a procedure for field determinations of micro samples. *Boletim técnico do CEPTA* 10, 53-60.
- Bisbal G.A. & Bengston D.A. (1995). Description of the starving condition of summer flounder, *Paralichthys dentatus*, early life history stages. *Fishery Bulletin* 93, 217-230.
- Buckley L.J., Lough, R.G. (1987). Recent growth, biochemical composition and prey field of larval haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) and Atlantic cod (*Gadus morhua*) on Georges Bank. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44, 14-25.
- Chicharo M.A. & Chicharo L. 2008. RNA/DNA ratio and other nucleic acid derived indices in marine ecology. *International Journal of Molecular Sciences* 9, 1453-1471.
- Chicharo M.A., Chicharo L., Valdes L., Lopez-Jamar E. & Re P. 1998. Does the nutritional condition limit survival potential of sardine *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1972) larvae off the northcoast of Spain? RNA/DNA ratios and their variability. *Fisheries Research* 39, 43-54.
- Emmersen J., Korsgaard B. & Petersen I. (1979). Dose response kinetics of serum vitellogenin, liver DNA, RNA, protein and lipid after induction by estradiol-17B in male flounders (*Platichthys flesus* L.). *Comparative Biochemistry and Physiology* 63 B, 1-7.
- Hardisty M.W. & Potter I.C. (1982). *The Biology of Lampreys*, vol. 4A. Academic Press, London.
- McLaughlin R.L., Ferguson M.M. & NOAKES D.L.G. (1995). Concentrations of nucleic acids and protein as indices of nutritional status for recently emerged brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52, 848-854.
- McNamara P.T., E.M. Caldarone and L.J. Buckley.(1999). RNA/DNA ratio and expression of 18S ribosomal RNA, actin and myosin heavy chain messenger RNAs in starved and fed larval Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Marine Biology* 135, 123-132.
- Murat J.C., Plisetskaya E.M. & Woo N.Y.S. 1981. Endocrine control of nutrition in cyclostomes and fish. *Comparative Biochemistry and Physiology* 68A, 149-158.

- Phan T., Bach A. & Metais P. (1974). Effects fasting on intermediate hepatic metabolism of rat. *Archives of International Physiology and Biochemistry* 82(4), 603-605.
- Robinson S.M.C. & Ware D.M. (1988). Ontogenetic development of growth rates in larval pacific herring, *Clupea harengus pallasii*, measured with RNA-DNA ratios in the Strait of Georgia, British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45, 1422-1429.
- Walton M.J. & Cowey C.B. (1982). Aspects of intermediary metabolism in salmonid fish. *Comparative Biochemistry and Physiology* 73B(1), 59-79.

Evolução histórica dos serviços de ecossistema no Rio Minho: o exemplo da polinização e do valor cénico das zonas ripárias

Artur Santos, M. Rosário Fernandes, Alban Kuriqi e M. Teresa Ferreira

Universidade de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Centro de Estudos Florestais (CEF), Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

Resumo

As zonas ribeirinhas são responsáveis pelo fornecimento de inúmeros serviços de ecossistema cruciais na manutenção da biodiversidade e no bem-estar humano. Apesar da reconhecida importância, apresentam um histórico de perturbação humana, particularmente evidente nos rios transfronteiriços, levando a alterações na sua funcionalidade e consequentemente na disponibilização dos diferentes bens e serviços.

Assim, o objetivo geral do presente estudo foi compreender de que forma é que as mudanças ao nível dos usos e ocupação do solo na margem portuguesa do Rio Minho afectaram a disponibilidade de dois serviços de ecossistema: o potencial de polinização e o valor estético da galeria ripícola.

Para tal foi utilizada uma abordagem baseada na análise temporal de cartografia histórica (1898) e de imagens atuais do World Imagery map (ArcGIS Online 2016)). Os mapas históricos foram inicialmente georreferenciados para o sistema WGS84 e a área de estudo dividida em troços de aproximadamente 2000m de comprimento tendo-se obtido um total de 35 unidades de amostragem. Para avaliação do potencial de polinização foi criado um sistema de classificação que traduz um gradiente de aptidão das abelhas pelos distintos usos do solo. Para avaliação do valor estético da galeria ribeirinha foram usadas variáveis relacionadas com a estrutura e a fragmentação da zona ripária, tendo-se considerado zonas de elevada continuidade longitudinal como de elevado valor estético.

Os resultados preliminares mostram que apesar das alterações dos usos do solo verificadas, não houve alterações significativas no serviço de potencial de polinização. Já em relação ao valor estético da galeria ripária observaram-se alterações significativas ao nível da continuidade da vegetação ripária, indicando uma possível alteração neste serviço.

Este trabalho permite compreender a trajectória de evolução das zonas fluviais ao longo de mais de 100 anos, e contribuir para a implementação de medidas concretas na gestão e optimização das zonas ribeirinhas em função de distintos serviços de ecossistema.

La gestión de los tramos internacionales de las cuencas hidrográficas Miño y Limia. El Convenio de Albufeira y la planificación hidrológica

Emilio Esteban Rodríguez Merino¹, Carlos Guillermo Ruiz del Portal Florido¹,
Carlos Schonert Martínez²

*Confederación Hidrográfica del Miño-Sil. Oficina de Planificación Hidrológica. Avenida de la Habana, 28 Bajo.
32003 – Ourense. Teléfono: 988 399 403 Fax: 988 242 402.
oficina.planificacion@chminosil.es*

Resumen

La DMA en su artículo 13.2º), señala que en el caso de una demarcación hidrográfica internacional situada totalmente en territorio comunitario, los Estados miembros garantizarán la coordinación con objeto de elaborar un único plan hidrológico de cuenca internacional. Si no se elabora dicho plan hidrológico de cuenca internacional, los Estados miembros elaborarán planes hidrológicos de cuenca que abarquen al menos las partes de la demarcación hidrográfica internacional situadas en su territorio, para lograr los objetivos de la presente Directiva. La Demarcación Hidrográfica Internacional del Miño-Sil y Limia comparte entre España y la República de Portugal las cuencas de los ríos Miño y Limia.

En este documento se exponen las características básicas de las cuencas de los ríos Miño y Limia y se resume toda la información que el Plan Hidrológico establece para el tramo internacional en cuanto a zonas protegidas, presiones, estaciones de control, estado de las masas de agua, objetivos medioambientales o las medidas asociadas a cada masa. Así, son 10 las masas de agua designadas como transfronterizas (4 ríos naturales, 2 masas de transición, 1 masa costera y 3 masas de agua muy modificadas). En total se identificaron 161 zonas de protección entre las que destacan las zonas húmedas con un total de 45 registros inventariados seguidas de las zonas de producción de peces. El número de presiones asciende a 292 casos siendo la introducción de especies invasoras la presión más significativa en número. El número total de estaciones de control, 32, están asignadas a distintos programas de seguimiento. Con respecto al estado global, 6 masas muestran un estado peor que bueno y por último se han propuesto 69 medidas para mejorar su estado con un presupuesto de 112.499.410 €.

Introducción

La planificación hidrológica es un requerimiento legal que se establece con los objetivos generales de conseguir el buen estado y la adecuada protección de las masas de agua de la demarcación, la satisfacción de las demandas de agua y el equilibrio y armonización del desarrollo regional y sectorial. Estos objetivos han de alcanzarse incrementando las disponibilidades del recurso, protegiendo su calidad, economizando su empleo y racionalizando sus usos en armonía con el medio ambiente y los demás recursos naturales. La Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, en lo sucesivo Directiva Marco del Agua (DMA), establece que la planificación hidrológica debe guiarse por criterios de sostenibilidad en el uso del agua, mediante la gestión integrada y protección a largo plazo de los recursos hídricos, prevención del deterioro del estado de las

¹ Oficina de Planificación Hidrológica, Confederación Hidrográfica del Miño-Sil (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente)

² Creatividad y Tecnología

aguas, protección y mejora del medio acuático y de sus ecosistemas y reducción de la contaminación. Asimismo, debe ayudar a paliar los efectos de las inundaciones y sequías.

Con la aprobación de la DMA, surge la oportunidad de abordar una gestión integrada de las cuencas hidrográficas cuyos territorios se extienden por dos estados miembros de la Unión Europea. Así la DMA en su artículo 13.2º), señala que en el caso de una demarcación hidrográfica internacional situada totalmente en territorio comunitario, los Estados miembros garantizarán la coordinación con objeto de elaborar un único plan hidrológico de cuenca internacional. Si no se elabora dicho plan hidrológico de cuenca internacional, los Estados miembros elaborarán planes hidrológicos de cuenca que abarquen al menos las partes de la demarcación hidrográfica internacional situadas en su territorio, para lograr los objetivos de la presente Directiva.

A este respecto, la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil (DHMS) (dependiente del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, España) comparte con la Região Hidrográfica RH1 (dependiente de la Agência Portuguesa do Ambiente, Portugal) las cuencas de los ríos Miño y Limia. Esta circunstancia es la responsable de la cooperación entre ambos países a través de los acuerdos existentes derivados del Convenio sobre cooperación para la protección y el aprovechamiento sostenible de las aguas de las cuencas hidrográficas hispanoportuguesas, hecho "ad referendum" en Albufeira el 30 de noviembre de 1998, mediante el Convenio de Albufeira, en vigor desde el 17 de enero de 2000. Este convenio tiene como objeto definir el marco de cooperación entre ambos países para la protección de las aguas superficiales y subterráneas y de los ecosistemas acuáticos y terrestres directamente dependientes de ellos y para el aprovechamiento sostenible de los recursos hídricos de las cuencas hidrográficas compartidas.

A partir de lo expuesto, en este documento se exponen las características básicas de las cuencas de los ríos Miño y Limia y se resume toda la información que el Plan Hidrológico aprobado en enero de 2016 (RD 1/2016, de 8 de enero³) establece para el tramo internacional, incluida la identificación y caracterización de las masas de agua transfronterizas, las zonas protegidas, las presiones inventariadas, las estaciones de control biológico y físico-químico implantadas, el estado de las masas de agua, los objetivos medioambientales adjudicados o las medidas asociadas a cada masa.

ÁMBITO TERRITORIAL

El río Miño nace en Sierra de Meira, Lugo (700 m.s.n.m.) y tras un recorrido de 316,63 km se abre en el océano Atlántico en el municipio de A Guarda. A lo largo de su trayecto recibe la aportación de numerosos afluentes destacando por la margen derecha los ríos Avia, Tea y Louro y por la izquierda los ríos Neira, Sil, Arnoia, Mouro y Coura, estos dos últimos ya en Portugal.

Por otra parte, el río Limia nace en Monte Talariño, Sarreaus (Ourense) (975 m.s.n.m.) y tras un recorrido de 139,49 km (72,49 km parte española y 67 km parte portuguesa) desemboca en el océano Atlántico en Viana do Castelo (Portugal). En su recorrido recibe la aportación de numerosos afluentes destacando por la margen derecha los ríos Laboreiro y Vez (este último en Portugal) y por la izquierda el río Salas.

³ [RD 1/2016. Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro](#)

En la tabla siguiente se muestra la distribución y la población de la Demarcación Hidrográfica Internacional de las cuencas de los ríos Miño y Limia.

Demarcación Hidrográfica Internacional de las cuencas de los ríos Miño y Limia		
Países	España	Portugal
% de superficie de cuenca	89,92%	10,08%
Área (km²)	17.581,98	1.969,93
Población	825.851	207.682
Principales núcleos de población	Ourense, Lugo y Ponferrada	Viana do Castelo y Arcos de Valdevez

Tabla 1. Distribución y población de la Demarcación Hidrográfica Internacional de las cuencas de los ríos Miño y Limia.

En la siguiente figura se observa el ámbito territorial de la Demarcación Hidrográfica Internacional de las cuencas de los ríos Miño y Limia.

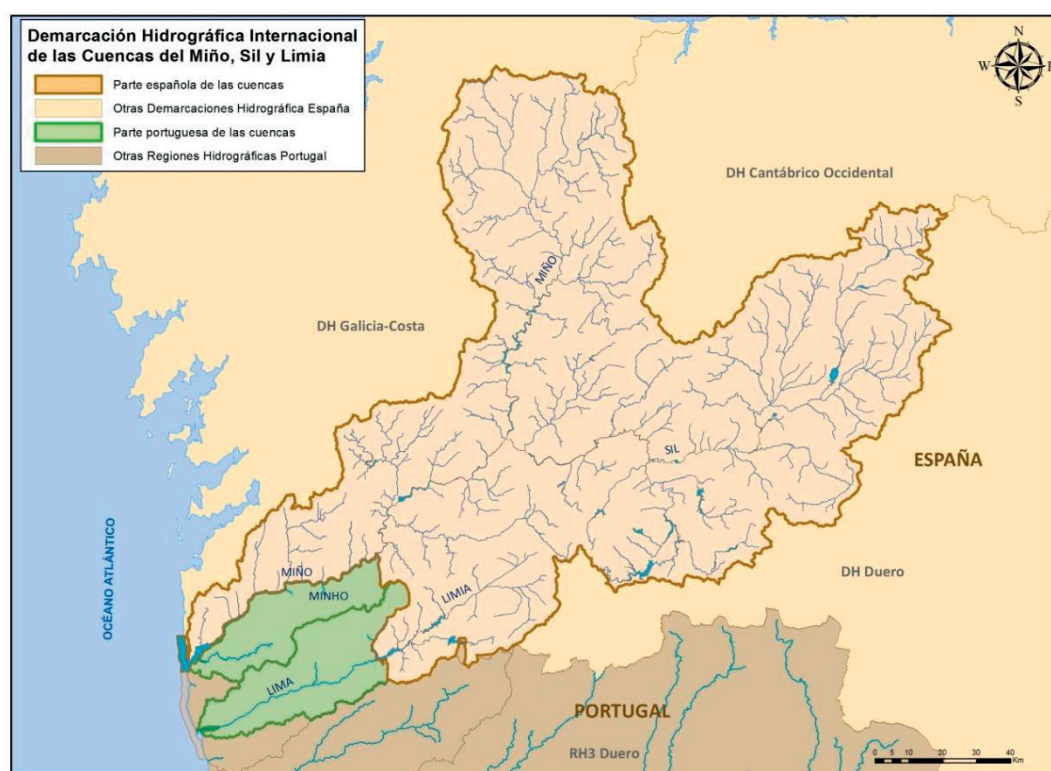


Figura 1. Demarcación Hidrográfica Internacional de las cuencas de los ríos Miño y Limia.

RÉGIMEN HIDROLÓGICO

La configuración de la red hidrográfica del Miño es básicamente lineal, formando valles alagados, con el río principal relativamente centrado y numerosos tributarios que afluyen por ambas márgenes. Su configuración aplanada permite la formación de lagunas y charcas.

El régimen del río Miño presenta una marcada estacionalidad que se relaciona con la distribución de las lluvias a lo largo del año. El máximo se produce en invierno, momento durante el cual los suelos están saturados por las abundantes precipitaciones, mientras que el mínimo es estival, como consecuencia de la disminución de las lluvias y de las mayores pérdidas por evaporación, o por el aumento de la demanda de agua por parte de los seres vivos.

En la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil, la precipitación media anual se encuentra en torno a los 1.256,73 mm, como media. La pluviometría tiene un rango amplio de variación espacial oscilando entre valores medios máximos de 1.969,18 mm/año y mínimos de 810,43 mm. La pluviometría tiene un rango amplio de variación tanto espacial como temporal. La distribución interanual y espacial de las precipitaciones en la demarcación, se caracteriza por la existencia de lluvias todos los meses del año, si bien con un mínimo pluviométrico en los meses de verano siendo más marcado en julio. Aunque las precipitaciones medias son altas, hay una gran variabilidad espacial. Existen puntuales episodios de sequías en los meses de verano, con precipitaciones mucho más bajas. La aparición y duración media de las sequías es muy heterogénea y no se producen de manera cíclica como en el resto de la península. Los recursos hídricos acumulados en el ámbito territorial español ascienden a 13.035,75 hm³ para la serie larga (1940/41-2011/12) y 11.820,97 hm³ para la serie corta (1980/81-2011/12). Mientras que la parte portuguesa de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil (2015-2021), calcula que los recursos hídricos acumulados en dicho ámbito territorial ascienden a 1.237,41 hm³ para la serie larga y 1.159,77 hm³ para la serie corta. Por tanto, entendiendo la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil como un sistema único, los recursos hídricos acumulados en el ámbito territorial ascienden a 14.273,16 hm³ para la serie larga y 12.980,74 hm³ para la serie corta.

Tomando como punto de referencia el embalse de Frieira, punto de origen de tramo internacional del río Miño, y analizando los datos históricos (se cuenta con valores desde los años 70 del siglo pasado), vemos que las series hidrológicas serían:

Embalse de Frieira:

CUENCA VERTIENTE ACUMULADA [km ²]:	15.110,72
APORTACIÓN ESPECÍFICA MEDIA ANUAL [hm ³ año ⁻¹ km ⁻²]:	0,73

Serie 1940/41 - 2011/12

hm ³	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
Máximo	3.091,75	3.056,97	6.524,02	4.193,74	5.201,70	4.042,93	2.811,69	2.136,47	1.175,36	803,72	468,47	1.015,91
Mínimo	152,71	196,58	184,75	233,45	237,80	191,62	297,10	238,22	215,60	154,01	120,42	130,41
Percentil 20%	304,40	446,67	641,93	689,28	544,57	544,65	511,38	448,23	313,27	228,64	197,70	196,85
Percentil 90%	1.638,55	2.321,07	3.128,77	3.168,20	3.018,67	2.355,40	1.716,66	1.266,90	748,36	369,55	319,92	551,77
Media	769,97	1.145,40	1.704,48	1.654,80	1.485,63	1.239,33	929,01	781,50	458,41	299,71	246,84	319,18
Mediana	517,45	994,28	1.291,33	1.505,96	1.127,30	950,05	783,79	694,13	401,74	287,83	243,85	265,74
Desv. Típica	628,64	775,50	1.291,32	1.072,69	1.122,04	847,84	527,40	400,52	195,24	98,00	62,50	181,36
Coef. Variac.	0,82	0,68	0,76	0,65	0,76	0,68	0,57	0,51	0,43	0,33	0,25	0,57
Sesgo	1,75	0,87	1,40	0,66	1,33	1,33	1,41	1,12	1,41	2,47	0,89	2,13

hm ³	Máximo	Mínimo	Percentil 20%	Percentil 90%	Media	Mediana	Desv. Típica	Coef. Variación	Sesgo	Coef-Autocorr
Anual	20.630,29	4.594,59	7.411,19	17.069,95	11.034,28	10.636,09	3.943,54	0,36	0,67	0,01

El caudal medio diario más pequeño registrado fue de 2,98 m³/s el 12/10/1997, mientras que el caudal máximo medio diario registrado fue de 4.603,70 m³/s el 14/10/2000.

Si tomamos como punto final el Miño en desembocadura, los valores hidrológicos quedan:

CUENCA VERTIENTE ACUMULADA [km ²]:	16.746,18
APORTACIÓN ESPECÍFICA MEDIA ANUAL [hm ³ año ⁻¹ km ⁻²]:	0,75

Serie 1940/41 - 2011/12

hm ³	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
Máximo	3.656,85	3.679,82	7.439,23	4.964,65	5.885,44	4.846,16	3.217,61	2.388,93	1.200,62	869,10	494,77	1.196,78
Mínimo	168,34	217,12	210,80	261,34	263,14	213,64	327,12	260,55	233,35	167,00	130,46	141,18
Percentil 20%	339,86	518,04	744,25	782,85	612,12	612,11	562,09	488,91	342,49	245,85	217,91	216,27
Percentil 90%	1.909,92	2.528,86	3.631,92	3.754,11	3.482,16	2.687,55	1.987,02	1.457,80	813,69	394,77	347,30	625,63
Media	898,96	1.336,46	1.975,76	1.919,54	1.699,10	1.408,36	1.050,06	874,85	500,51	324,91	269,39	359,93
Mediana	621,22	1.152,05	1.531,66	1.770,36	1.322,69	1.060,69	861,53	769,34	436,17	313,74	262,85	295,95
Desv. Típica	744,65	917,69	1.483,12	1.240,43	1.290,30	996,51	615,37	461,11	210,75	105,45	68,73	213,60
Coef. Variac.	0,83	0,69	0,75	0,65	0,76	0,71	0,59	0,53	0,42	0,32	0,26	0,59
Sesgo	1,77	0,89	1,39	0,66	1,29	1,42	1,42	1,15	1,26	2,45	0,79	2,14

hm ³	Máximo	Mínimo	Percentil 20%	Percentil 90%	Media	Mediana	Desv. Típica	Coef. Variación	Sesgo	Coef-Autocorr
Anual	23.642,81	5.354,13	8.463,91	19.328,75	12.617,84	12.099,24	4.515,72	0,36	0,67	0,00

El Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) realizó un proyecto sobre los Impactos del Cambio Climático en los Recursos Hídricos y las Masas de Agua para todo el ámbito español (CEDEX, 2012). Estos trabajos fueron desarrollados a partir de los escenarios climáticos regionalizados para España, en el marco del tercer informe del IPCC. Los escenarios de emisión elegidos (A2 y B2) forman parte del conjunto de escenarios de emisión de gases de efecto invernadero establecidos en el año 2000 por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático. Los resultados de este informe evalúan una reducción media de las aportaciones en la demarcación del orden del 5% aplicado a la serie larga de aportaciones (1940-2012) para el horizonte 2033.

INVENTARIO Y DELIMITACIÓN DE LAS MASAS DE AGUA TRANSFRONTERIZAS

Entre las masas de agua de la demarcación, tienen la consideración de masas de agua transfronterizas de la Demarcación Hidrográfica Internacional del Miño-Sil y Limia, de

acuerdo con la definición recogida en el artículo 1.1.c) del Convenio de Albufeira, todas las masas de agua superficial que señalan, atraviesan o se encuentran situadas en las fronteras entre España y Portugal; en el caso que desemboquen directamente en el mar, el límite de dichas aguas es el establecido convencionalmente entre las Partes. Las masas de agua de transfronterizas quedan recogidas en las siguientes tablas y figura.

Código España	Código Portugal	Nombre	Área (km ²)	Longitud (km)
ES000MAC000020	PTCOST20	Internacional Miño	5,52	10,20
ES503MAT000260	PT01MIN0018	Estuario del Miño_tramo2	9,74	17,67*
ES503MAT000250	PT01MIN0016I	Río Miño X	-	12,59
ES501MAT000240	PT01MIN0014I	Río Miño IX	-	16,15
ES505MAT000270	PT01MIN0023	Estuario del Miño_tramo1	5,23	16,42*
ES491MAR002140	PT01MIN0001I	Río Trancoso	-	9,62
ES513MAR002490	PT01LIM0024I	Río Laboreiro	-	8,90
ES494MAR002260	PT01MIN0006I	Río Miño VIII	-	40,44
ES512MAR002430	PT01LIM00060	Embalse de Salas	4,69	25,70*
ES511MAR002470	PT01LIM00028	Embalse de Lindoso	9,92	90,84*
*Perímetro				

Tabla 2. Codificación de las masas de agua transfronterizas.

Nombre	Categoría	Tipología
Internacional Miño	Costera	AC-T17-Aguas costeras atlánticas expuestas con afloramiento intenso
Estuario del Miño_tramo2	Transición	AT-T08-Estuario atlántico intermareal con dominancia del río sobre el estuario
Río Miño X	Río Natural	R-T28-Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos
Río Miño IX	Río Natural	R-T28-Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos
Estuario del Miño_tramo1	Transición	AT-T08-Estuario atlántico intermareal con dominancia del río sobre el estuario
Río Trancoso	Río Natural	R-T21-Ríos cántabro-atlánticos silíceos
Río Laboreiro	Río Natural	R-T21-Ríos cántabro-atlánticos silíceos
Río Miño VIII	Muy Modificada	R-T28-HM-Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos
Embalse de Salas	Muy Modificada	E-T01-Monomítico, silíceo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15º C, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos
Embalse de Lindoso	Muy Modificada	E-T03-Monomítico, silíceo de zonas húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal

Tabla 3. Tipología de las masas de agua transfronterizas según la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH).



Figura 2. Masas de agua transfronterizas.

ZONAS PROTEGIDAS

La DMA en su artículo 7, señala que los Estados miembros velarán por que se establezca uno o más registros de todas las zonas incluidas en cada demarcación hidrográfica que hayan sido declaradas objeto de una protección especial en virtud de una norma comunitaria específica relativa a la protección de sus aguas superficiales o subterráneas o a la conservación de los hábitats y las especies que dependen directamente del agua.

Las zonas protegidas consideradas deben ser al menos:

1. Las zonas en las que se realiza una captación de agua destinada a la producción de agua de consumo humano, siempre que proporcione un volumen medio de al menos 10 metros cúbicos diarios o abastezca a más de cincuenta personas, así como, en su caso, los perímetros de protección delimitados.
2. Las zonas que, de acuerdo con el respectivo plan hidrológico, se vayan a destinar en un futuro a la captación de agua destinada a la producción de agua de consumo humano.
3. Las zonas que hayan sido declaradas de protección de especies acuáticas significativas desde el punto de vista económico.
4. Las masas de agua declaradas de uso recreativo, incluidas las zonas declaradas aguas de baño.
5. Las zonas que hayan sido declaradas vulnerables en aplicación de las normas sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias.
6. Las zonas que hayan sido declaradas sensibles en aplicación de las normas sobre tratamiento de las aguas residuales urbanas.

7. Las zonas declaradas de protección de hábitat o especies en las que el mantenimiento o mejora del estado del agua constituya un factor importante de su protección, incluidos los Lugares de Importancia Comunitaria, Zonas de Especial Protección para las Aves y Zonas Especiales de Conservación integrados en la red Natura 2000 designados en el marco de la Directiva 92/43/CEE y la Directiva 2009/147/CE.
8. Los perímetros de protección de aguas minerales y termales aprobados de acuerdo con su legislación específica.
9. Las masas de agua superficial identificadas como reservas naturales fluviales de acuerdo con el respectivo plan hidrológico.
10. Las zonas, cuencas o tramos de cuencas, acuíferos o masas de agua declarados de protección especial y recogidos en el plan hidrológico.
11. Los humedales de importancia internacional incluidos en la Lista del Convenio de Ramsar, de 2 de febrero de 1971, así como las zonas húmedas incluidas en el Inventario Nacional de Zonas Húmedas de acuerdo con el Real Decreto 435/2004, de 12 de marzo, por el que se regula el Inventario nacional de zonas húmedas.

En el presente ciclo de planificación hidrológica se han inventariado las siguientes zonas protegidas para la parte española de la DHMS (Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil):

Código masa de agua	Nombre masa de agua	Zonas Protegidas inventariadas
ES010MSPFES000MAC000020	Internacional Miño	1 Zona de producción de moluscos y otros invertebrados
ES010MSPFES491MAR002140	Río Trancoso	2 Futuras captaciones de agua potable
		3 Zonas de producción de peces
		1 Zona de protección de aguas salmonícolas
		2 Zonas Especiales de Conservación (ZEC) (Directiva Hábitats)
		2 Zonas de Especial Protección de los Valores Naturales-ZEC
		1 Reserva Natural Fluvial
		1 Reserva de la Biosfera
ES010MSPFES494MAR002260	Río Miño VIII	2 Futuras captaciones de agua potable
		5 Zonas de producción de peces
		1 Zona de protección de aguas salmonícolas
		1 Zona sensible
		1 Zona Especial de Conservación (ZEC) (Directiva Hábitats)
		1 Zona de Especial Protección de los Valores Naturales-ZEC
		2 Zonas minerotermales
		1 Tramo de interés medioambiental
		1 Reserva de la Biosfera
		25 Zonas húmedas (Inventario dos Humidais de Galicia)
ES010MSPFES501MAT000240	Río Miño IX	2 Captaciones de agua potable
		3 Zonas de producción de peces
		1 Zona de protección de aguas salmonícolas
		2 Zonas de baño
		3 Zonas Especiales de Conservación (ZEC) (Directiva Hábitats)
		1 Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) (Directiva Aves)
		1 Parque Natural
		3 Zonas de Especial Protección de los Valores Naturales-ZEC
		1 Zona de Especial Protección de los Valores Naturales-ZEPA
		1 Zona minerotermal
ES010MSPFES503MAT000250	Río Miño X	3 Zonas húmedas (Inventario dos Humidais de Galicia)
		1 Captación de agua potable
		4 Zonas de producción de peces
		1 Zona de protección de aguas salmonícolas
		1 Zona de baño
		1 Zona Especial de Conservación (ZEC) (Directiva Hábitats)
		1 Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) (Directiva Aves)
		1 Zona de Especial Protección de los Valores Naturales-ZEC
		1 Zona de Especial Protección de los Valores Naturales-ZEPA
		1 Tramo de interés medioambiental
		1 Fuente pública
		8 Zonas húmedas (Inventario dos Humidais de Galicia)

Código masa de agua	Nombre masa de agua	Zonas Protegidas inventariadas
ES010MSPFES503MAT000260	Estuario del Miño_tramo2	2 Zonas de producción de peces
		1 Zona de protección de aguas salmonícolas
		1 Zona Especial de Conservación (ZEC) (Directiva Hábitats)
		1 Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) (Directiva Aves)
		1 Zona de Especial Protección de los Valores Naturales-ZEC
		1 Zona de Especial Protección de los Valores Naturales-ZEPA
		1 Zona húmeda (Inventario dos Humidais de Galicia)
ES010MSPFES505MAT000270	Estuario del Miño_tramo1	1 Zona de producción de peces
		1 Zona de protección de aguas salmonícolas
		1 Zona de producción de moluscos y otros invertebrados
		1 Zona Especial de Conservación (ZEC) (Directiva Hábitats)
		1 Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) (Directiva Aves)
		1 Zona de Especial Protección de los Valores Naturales-ZEC
		1 Zona de Especial Protección de los Valores Naturales-ZEPA
ES010MSPFES511MAR002470	Embalse de Lindoso	2 Zonas de protección por especies amenazadas
		2 Zonas húmedas (Plan Hidrológico 1998)
		1 Captación de agua potable
		2 Futuras captaciones de agua potable
		2 Zonas de producción de peces
		1 Zona de protección de aguas salmonícolas
		1 Zona sensible
		1 Zona Especial de Conservación (ZEC) (Directiva Hábitats)
		1 Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) (Directiva Aves)
		1 Parque Natural
		1 Zona de Especial Protección de los Valores Naturales-ZEC
		1 Zona de Especial Protección de los Valores Naturales-ZEPA
		1 Zona minerotermal
		5 Tramos de interés natural
ES010MSPFES512MAR002430	Embalse de Salas	1 Reserva de la Biosfera
		1 Cascada
		5 Zonas húmedas (Inventario dos Humidais de Galicia)
		1 Zona de producción de peces
		1 Zona de protección de aguas salmonícolas
		1 Zona Especial de Conservación (ZEC) (Directiva Hábitats)
		1 Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) (Directiva Aves)
		1 Parque Natural
ES010MSPFES513MAR002490	Río Laboreiro	1 Zona de Especial Protección de los Valores Naturales-ZEC
		1 Zona de Especial Protección de los Valores Naturales-ZEPA
		1 Reserva de la Biosfera
		3 Zonas húmedas (Inventario dos Humidais de Galicia)
		1 Zona de producción de peces
		1 Zona de protección de aguas salmonícolas
		1 Zona Especial de Conservación (ZEC) (Directiva Hábitats)
		1 Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) (Directiva Aves)
		1 Parque Natural
		1 Zona de Especial Protección de los Valores Naturales-ZEC
		1 Zona de Especial Protección de los Valores Naturales-ZEPA
		1 Reserva Natural Fluvial
		1 Tramo de interés natural
		1 Reserva de la Biosfera
		1 Cascada

Tabla 4. Zonas protegidas en las masas de agua transfronterizas.

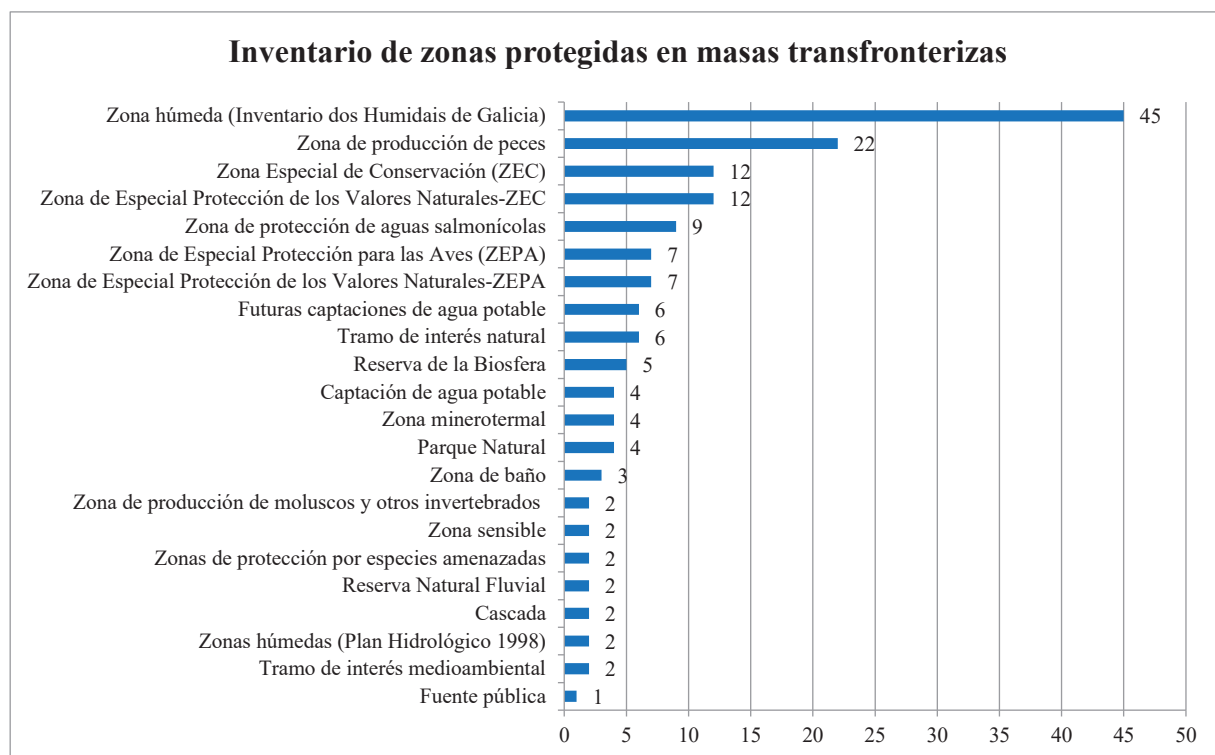


Figura 3. Inventario de zonas protegidas en masas transfronterizas.

PRESIONES

En el artículo 42 del Texto Refundido de la Ley de Aguas (TRLA, aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2001 el 20 de julio de 2001) y en el artículo 4 del Reglamento de Planificación Hidrológica (RPH, aprobado por el Real Decreto 907/2007, de 6 de julio), se establece que, entre otros, el contenido de los planes hidrológicos de cuenca incluirán “la descripción general de los usos, presiones e incidencias antrópicas significativas sobre las aguas”. A continuación se recoge un resumen de las presiones a las que están sometidas las masas de agua transfronterizas y que son significativas de acuerdo a los criterios que marca la instrucción de planificación hidrológica (IPH), como por ejemplo el criterio de extracciones para abastecimiento con un volumen promedio extraído mayor o igual a $10 \text{ m}^3/\text{día}$ o que abastecen a más de 50 personas; el criterio de extracciones superiores a $20.000 \text{ m}^3/\text{año}$ para usos industriales, o para el caso de fuentes puntuales, los vertidos urbanos con más de 250 h-e, etc. Las presiones consideradas fueron:

- Fuentes puntuales de contaminación.
- Fuentes de contaminación difusa.
- Extracción de agua.
- Alteraciones morfológicas y regulación de flujo.
- Otras presiones en aguas superficiales en las que se incluyeron las especies exóticas invasoras y las explotaciones forestales.

Código masa de agua	Nombre masa de agua	Presiones significativas
ES010MSPFES000MAC000020	Internacional Miño	1 Introducción de especies exóticas y enfermedades
ES010MSPFES491MAR002140	Río Trancoso	1 Difusa - Agricultura
		1 Difusa - Transportes
		1 Difusas - Gasolineras
		1 Introducción de especies exóticas y enfermedades
		1 Presas y azudes
ES010MSPFES494MAR002260	Río Miño VIII	1 Puntual - Aguas de escorrentía de lluvia significativas
		1 Alteración Hidrológica - Suministro público (abastecimiento)
		1 Difusa - Agricultura
		4 Difusas - Gasolineras
		9 Extracción - Agricultura
		2 Extracción - Industria
		1 Extracción - Refrigeración
		48 Introducción de especies exóticas y enfermedades
		2 Presas y azudes
		4 Puntual - Aguas de escorrentía de lluvia significativas
		13 Puntual - Vertidos Urbanos
		1 Alteración Hidrológica - Agricultura
ES010MSPFES501MAT000240	Río Miño IX	3 Difusas - Gasolineras
		2 Extracción - Abastecimiento
		3 Extracción - Acuicultura
		2 Extracción - Agricultura
		97 Introducción de especies exóticas y enfermedades
		1 Presas y azudes
		1 Puntual - Vertidos Urbanos
		1 Difusa - Agricultura
ES010MSPFES503MAT000250	Río Miño X	1 Difusas - Gasolineras
		1 Extracción - Abastecimiento
		8 Extracción - Agricultura
		11 Introducción de especies exóticas y enfermedades
		1 Presas y azudes
		1 Puntual - Vertidos industriales no IPPC
		1 Puntual - Vertidos Urbanos
		1 Difusa - Agricultura
ES010MSPFES503MAT000260	Estuario del Miño_tramo2	3 Introducción de especies exóticas y enfermedades
ES010MSPFES505MAT000270	Estuario del Miño_tramo1	1 Difusa - Transportes
		1 Difusas - Gasolineras
		3 Dique de abrigo, espigón, muelle y afección a zona intermareal
ES010MSPFES511MAR002470	Embalse de Lindoso	14 Introducción de especies exóticas y enfermedades
		1 Alteración Hidrológica - Agricultura
		1 Difusa - Agricultura
		1 Explotación/ Eliminación de plantas y animales
		1 Extracción - Abastecimiento
		3 Extracción - Agricultura
		1 Extracción - Hidroeléctrica
		1 Extracción - Otros
		24 Introducción de especies exóticas y enfermedades
		2 Presas y azudes
ES010MSPFES512MAR002430	Embalse de Salas	1 Difusa - Agricultura
ES010MSPFES513MAR002490	Río Laboreiro	4 Introducción de especies exóticas y enfermedades
		1 Difusa - Agricultura
		2 Introducción de especies exóticas y enfermedades

Tabla 5. Resumen de las presiones significativas que afectan a las masas de agua transfronterizas de la Demarcación internacional del Miño-Sil y Limia.

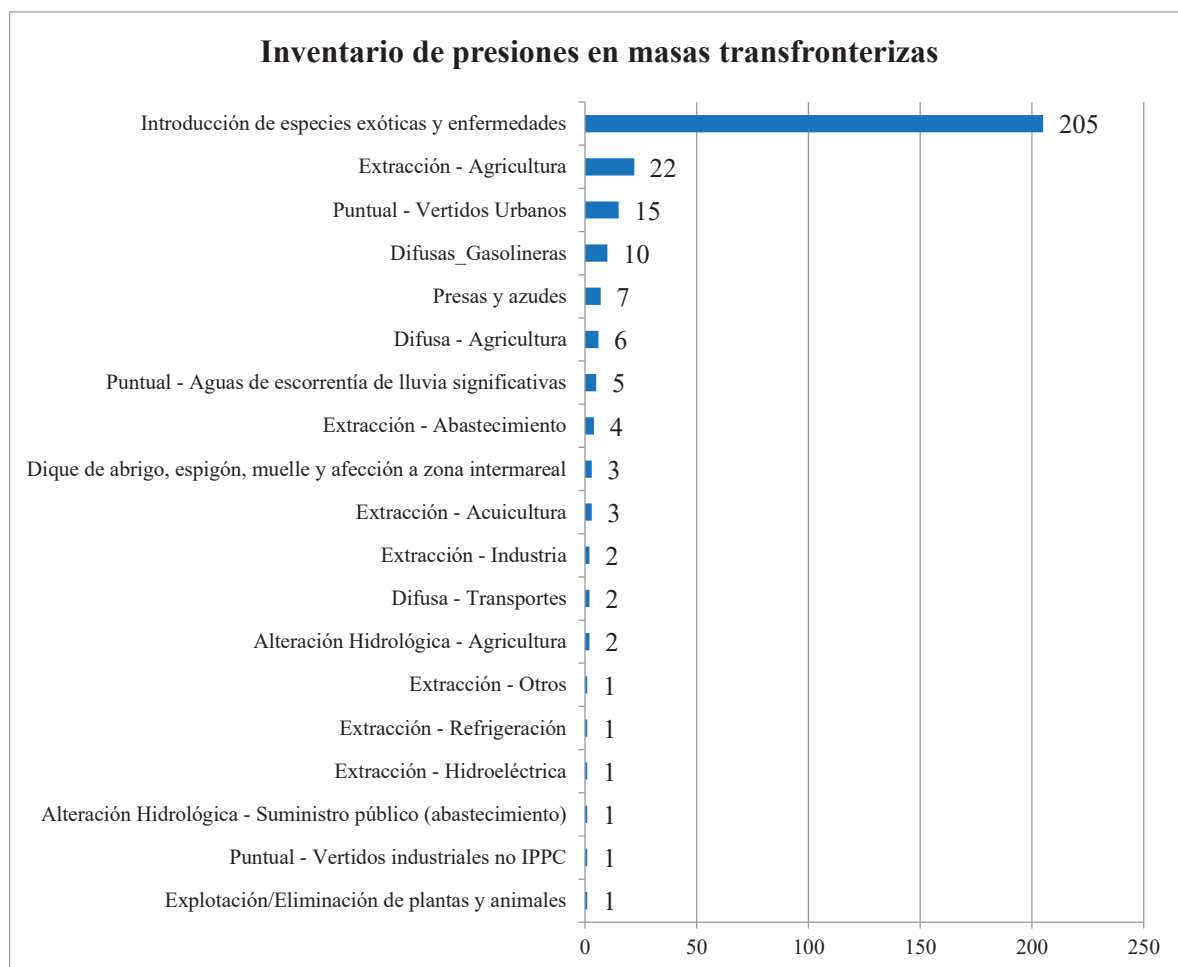


Figura 4. Presiones significativas identificadas en las masas de agua transfronterizas de la Demarcación internacional del Miño, Sil y Limia.

PROGRAMAS DE CONTROL

La DMA establece en el artículo 8 y en el Anexo V, que los Estados Miembros han de diseñar redes y programas de control para vigilancia, control operativo e investigación de las masas de agua superficiales y las zonas protegidas.

Los programas de control de las masas de agua superficial y subterránea que se llevan a cabo en esta demarcación son los siguientes:

- Control de vigilancia
- Control operativo
- Control de investigación
- Control de zonas protegidas
- Redes de referencia
- Otros programas de control
- Control del estado cuantitativo
- Control del estado químico

Los programas de control operativos, de vigilancia, investigación y zonas protegidas, consisten en la ubicación de estaciones de control en las masas de agua superficiales (ríos, lagos y embalses, aguas de transición o costeras) o en las masas subterráneas.

En el caso de las masas de agua superficial, en las estaciones de control se miden los indicadores biológicos, físico-químicos, hidromorfológicos y las sustancias prioritarias para la valoración del estado químico (medida del cumplimiento de normas de calidad) en los programas de control diseñados. En el caso de las zonas protegidas los indicadores utilizados son los regidos por la norma en base por la que se designa la zona protegida y supone un control adicional sobre los anteriores.

En las masas de agua transfronterizas hay un total de 33 estaciones de control asignadas a distintos programas de control, como se puede observar en la siguiente figura:

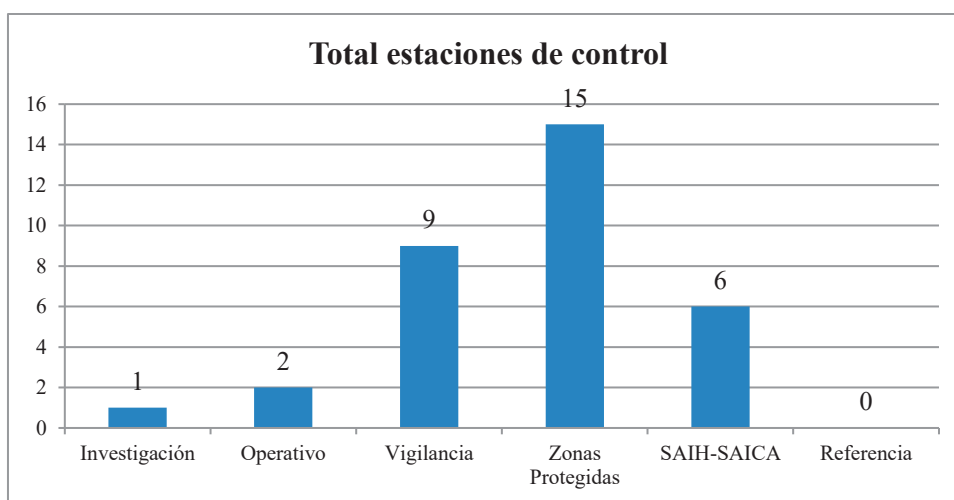


Figura 5. Número de estaciones en masas de agua transfronterizas de diversos programas de control.

Del conjunto de estaciones integradas en los programas de control desarrollados en la parte española de la DHMS para el seguimiento del estado de las masas de agua, se muestran las de las masas transfronterizas a continuación:

CÓDIGO UE MASp	NOMBRE DE LA MASA DE AGUA	PROGRAMA	CÓDIGO DEL PROGRAMA DE CONTROL	CÓDIGO DE LA ESTACIÓN
ES010MSPFES491MAR002140	Río Trancoso	VIG 01	PROGSPFES010VIG01	ES010ESPFMS690FQ
ES010MSPFES494MAR002260	Río Miño VIII	VIG 01	PROGSPFES010VIG01	ES010ESPFMS003FQ
ES010MSPFES494MAR002260	Río Miño VIII	VIG 04 - OSPAR	PROGSPFES010VIG04OSPAR	ES010ESPFMS003FQ
ES010MSPFES494MAR002260	Río Miño VIII	OPE-04	PROGSPFES010OPE04	ES010ESPFMS003FQ
ES010MSPFES494MAR002260	Río Miño VIII	HÁBITATS	PROGSPFES010ZPHAB	ES010ESPFMS003FQ
ES010MSPFES494MAR002260	Río Miño VIII	INV	PROGSPFES010INV01	ES010ESPFMS003FQ
ES010MSPFES494MAR002260	Río Miño VIII	CUANT01	PROGSPFES010CUANT01	ES010ESPFMSN021
ES010MSPFES494MAR002260	Río Miño VIII	CUANT01	PROGSPFES010CUANT01	ES010ESPFMS003FQ
ES010MSPFES501MAT000240	Río Miño IX	VIG 01	PROGSPFES010VIG01	ES010ESPFMS002FQ
ES010MSPFES501MAT000240	Río Miño IX	ZP PISCÍCOLA	PROGSPFES010ZPPECES	ES010ESPFMS002FQ
ES010MSPFES501MAT000240	Río Miño IX	HÁBITATS	PROGSPFES010ZPHAB	ES010ESPFMS002FQ
ES010MSPFES501MAT000240	Río Miño IX	ZP ABAST	PROGSPFES010ZPABAS	ES010ESPFMS130FQ
ES010MSPFES501MAT000240	Río Miño IX	HÁBITATS	PROGSPFES010ZPHAB	ES010ESPFMS130FQ

CÓDIGO UE MASp	NOMBRE DE LA MASA DE AGUA	PROGRAMA	CÓDIGO DEL PROGRAMA DE CONTROL	CÓDIGO DE LA ESTACIÓN
ES010MSPFES501MAT000240	Río Miño IX	ZP BAÑOS	PROGSPFES010ZPBANO	ES010ESPFMS424FQ
ES010MSPFES501MAT000240	Río Miño IX	HÁBITATS	PROGSPFES010ZPHAB	ES010ESPFMS424FQ
ES010MSPFES501MAT000240	Río Miño IX	CUANT01	PROGSPFES010CUANT01	ES010ESPFMSN026
ES010MSPFES501MAT000240	Río Miño IX	ZP ABAST	PROGSPFES010ZPABAS	ES010ESPFMS101FQ
ES010MSPFES501MAT000240	Río Miño IX	HÁBITATS	PROGSPFES010ZPHAB	ES010ESPFMS101FQ
ES010MSPFES503MAT000250	Río Miño X	ZP BAÑOS	PROGSPFES010ZPBANO	ES010ESPFMS513FQ
ES010MSPFES503MAT000250	Río Miño X	HÁBITATS	PROGSPFES010ZPHAB	ES010ESPFMS513FQ
ES010MSPFES503MAT000250	Río Miño X	CUANT01	PROGSPFES010CUANT01	ES010ESPFMSN025
ES010MSPFES503MAT000260	Estuario del Miño_Tramo 2	VIG 04 - ALBUFEIRA	PROGSPFES010VIG04ALBUFEIRA	ES010ESPFMTW_22_10
ES010MSPFES505MAT000270	Estuario del Miño_tramo1	VIG 04 - ALBUFEIRA	PROGSPFES010VIG04ALBUFEIRA	ES010ESPFMS001FQ
ES010MSPFES505MAT000270	Estuario del Miño_tramo1	HÁBITATS	PROGSPFES010ZPHAB	ES010ESPFMS001FQ
ES010MSPFES511MAR002470	Embalse de Lindoso	VIG EMB	PROGSPFES010VIGEMB	ES010ESPFMS907EMB
ES010MSPFES511MAR002470	Embalse de Lindoso	OPE-EMB	PROGSPFES010OPEEMB	ES010ESPFMS907EMB
ES010MSPFES511MAR002470	Embalse de Lindoso	HÁBITATS	PROGSPFES010ZPHAB	ES010ESPFMS907EMB
ES010MSPFES511MAR002470	Embalse de Lindoso	CUANT01	PROGSPFES010CUANT01	ES010ESPFMSE035
ES010MSPFES513MAR002490	Río Laboreiro	VIG 01	PROGSPFES010VIG01	ES010ESPFMS660FQ
ES010MSPFES513MAR002490	Río Laboreiro	HÁBITATS	PROGSPFES010ZPHAB	ES010ESPFMS660FQ
ES010MSPFES512MAR002430	Embalse de Salas	VIG EMB	PROGSPFES010VIGEMB	ES010ESPFMS912EMB
ES010MSPFES512MAR002430	Embalse de Salas	HÁBITATS	PROGSPFES010ZPHAB	ES010ESPFMS912EMB
ES010MSPFES512MAR002430	Embalse de Salas	CUANT01	PROGSPFES010CUANT01	ES010ESPFMSE036

Tabla 6. Programas y estaciones de control de las masas de agua transfronterizas.

VALORACIÓN DEL ESTADO

El estado de las masas de agua superficiales se clasifica a partir de los valores de su estado ecológico y de su estado químico. En lo que respecta a las masas de agua artificiales o muy modificadas, el estado se clasifica a partir de los valores de su potencial ecológico y de su estado químico.

En la clasificación del estado o potencial ecológico de las masas de agua superficial se utilizan los siguientes elementos de calidad, como indica el Anexo V del RPH:

- elementos de calidad biológicos,
- elementos de calidad hidromorfológicos y
- elementos de calidad físico-químicos (generales o específicos).

Para valorar cada uno de los anteriores elementos de calidad se emplean unos indicadores representativos que dependerán de la categoría de la masa de agua.

El estado ecológico de las aguas superficiales se clasifica como muy bueno, bueno, moderado, deficiente o malo mientras que el potencial ecológico se clasifica como máximo o bueno, moderado, deficiente y malo.

Con respecto al estado ecológico de las masas de aguas transfronterizas, cuatro de las siete masas de agua naturales se valoraron con un estado inferior al “Bueno”, dos con

estado “Moderado” y dos con estado “Malo”. En lo que se refiere al potencial ecológico, de las tres masas de agua muy modificadas, dos tienen una valoración del estado inferior al “Bueno”.

Para la evaluación del estado químico se tuvieron en cuenta las sustancias incluidas en el anexo I de la Directiva 2008/105/CE (sustancias prioritarias). El estado químico de las aguas superficiales se clasificará como bueno o como que no alcanza el bueno.

En lo que se refiere al estado químico de las masas de agua transfronteriza ninguna presenta un estado inferior a “Bueno”.

El estado global de una masa de agua superficial viene determinado por el peor valor de su estado o potencial ecológico y de su estado químico.

A continuación se resumen el estado o potencial ecológico, el estado químico y el global para las masas de agua transfronterizas evaluadas en la parte española de la DHMS:

Código	Nombre de la masa	Naturaleza	Estado o potencial ecológico	Estado Químico	Estado global
ES010MSPFES000MAC000020	Internacional Miño	Natural	Muy bueno	Bueno	Bueno
ES010MSPFES491MAR002140	Río Trancoso	Natural	Muy bueno	Bueno	Bueno
ES010MSPFES494MAR002260	Río Miño VIII	Muy modificado	Moderado	Bueno	Peor que bueno
ES010MSPFES501MAT000240	Río Miño IX	Natural	Moderado	Bueno	Peor que bueno
ES010MSPFES503MAT000250	Río Miño X	Natural	Moderado	Bueno	Peor que bueno
ES010MSPFES503MAT000260	Estuario del Miño_tramo2	Natural	Malo	Bueno	Peor que bueno
ES010MSPFES505MAT000270	Estuario del Miño_tramo1	Natural	Malo	Bueno	Peor que bueno
ES010MSPFES511MAR002470	Embalse de Lindoso	Muy modificado	Moderado	Bueno	Peor que bueno
ES010MSPFES512MAR002430	Embalse de Salas	Muy modificado	Bueno y máximo	Bueno	Bueno
ES010MSPFES513MAR002490	Río Laboreiro	Natural	Muy bueno	Bueno	Bueno

Tabla 7. Estado o potencial ecológico, estado químico y estado global de las masas de agua transfronterizas.

OBJETIVOS MEDIOAMBIENTALES Y EXENCIONES

Uno de los objetivos de la planificación hidrológica es conseguir el buen estado de las aguas superficiales y subterráneas. Pero en aquellas masas de agua en las que no se alcanzan los objetivos ambientales generales (buen estado o, en su caso, buen potencial), la normativa admite la posibilidad de establecer exenciones en plazo (prórrogas) o exenciones en objetivos (objetivos menos rigurosos). En términos generales existen dos situaciones en las que puede haber exenciones:

- Cuando técnicamente o por las condiciones naturales no es viable cumplir con los objetivos.
- Cuando el cumplimiento de los objetivos ambientales conlleva costes desproporcionados

En el Plan Hidrológico de la parte española de la DHMS se identificaron las masas de agua y se definieron los objetivos medioambientales que le corresponden a cada una de ellas, así como los plazos previstos para su consecución. Solo fue necesario aplicar exenciones por el artículo 4.4 de la DMA, es decir, prórrogas en el plazo para la consecución de dichos objetivos y se espera que en 2027 el 100% de las masas de agua de la demarcación alcancen el buen estado.

Para alcanzar los objetivos mencionados se deben combinar las medidas más adecuadas considerando los aspectos económicos, sociales y ambientales de las mismas. Además en la selección de las medidas se tuvo en cuenta, siempre que fue posible, los resultados del análisis coste eficacia, así como los efectos sobre otros problemas medioambientales y sociales.

A continuación se presentan los objetivos para las masas de aguas transfronterizas:

Código	Nombre de la masa	Objetivos	Horizonte objetivos	Exenciones
ES010MSPFES000MAC000020	Internacional Miño	Mantener el buen estado	2015	-
ES010MSPFES491MAR002140	Río Trancoso	Mantener el buen estado	2015	-
ES010MSPFES494MAR002260	Río Miño VIII	Alcanzar el buen potencial ecológico en 2027 y mantener el buen estado químico	2027	art. 4(4) viabilidad técnica
ES010MSPFES501MAT000240	Río Miño IX	Alcanzar el buen potencial ecológico en 2027 y mantener el buen estado químico	2027	art. 4(4) viabilidad técnica
ES010MSPFES503MAT000250	Río Miño X	Alcanzar el buen potencial ecológico en 2027 y mantener el buen estado químico	2027	art. 4(4) viabilidad técnica
ES010MSPFES503MAT000260	Estuario del Miño_tramo2	Alcanzar el buen potencial ecológico en 2027 y mantener el buen estado químico	2027	art. 4(4) viabilidad técnica
ES010MSPFES505MAT000270	Estuario del Miño_tramo1	Alcanzar el buen potencial ecológico en 2027 y mantener el buen estado químico	2027	art. 4(4) viabilidad técnica
ES010MSPFES511MAR002470	Embalse de Lindoso	Alcanzar el buen potencial ecológico en 2021 y buen estado químico	2021	art. 4(4) viabilidad técnica
ES010MSPFES512MAR002430	Embalse de Salas	Mantener el buen estado	2015	-
ES010MSPFES513MAR002490	Río Laboreiro	Mantener el buen estado	2015	-

Tabla 8. Objetivos medioambientales y exenciones de las masas de agua transfronterizas.

Como se observa en la tabla anterior, cuatro masas de agua alcanzaron el buen estado en 2015, se espera que una de ellas lo alcance en el periodo 2016-2021 y las cinco restantes lo alcancen en el periodo 2022-2027.

PROGRAMA DE MEDIDAS

El Programa de Medidas asociado al Plan Hidrológico es el instrumento de la planificación hidrológica que, de acuerdo con lo establecido en el artículo 41.2 del TRLA, coordina e integra las medidas que se ejecutaron, se están ejecutando, están programadas o pueden ser llevadas a cabo dentro de la DHMS, y que son consideradas necesarias para poder alcanzar los objetivos medioambientales previstos por la DMA.

Las medidas comprenden medidas básicas, complementarias y otras medidas básicas adaptadas a las características de la demarcación hidrográfica y a los impactos provocados por las actividades humanas sobre el estado de las masas de agua.

En el Plan Hidrológico 2015-2021, de las 496 medidas recogidas, 69 afectan a las 10 masas de agua transfronterizas. En la figura que se muestra a continuación, se indica para cada masa de agua el número de medidas que contemplan acciones sobre las mismas y como se puede observar, hay varias medidas que afectan a más de una masa de agua, siendo un total de 35 las medidas comunes que actúan sobre todas las masas transfronterizas.

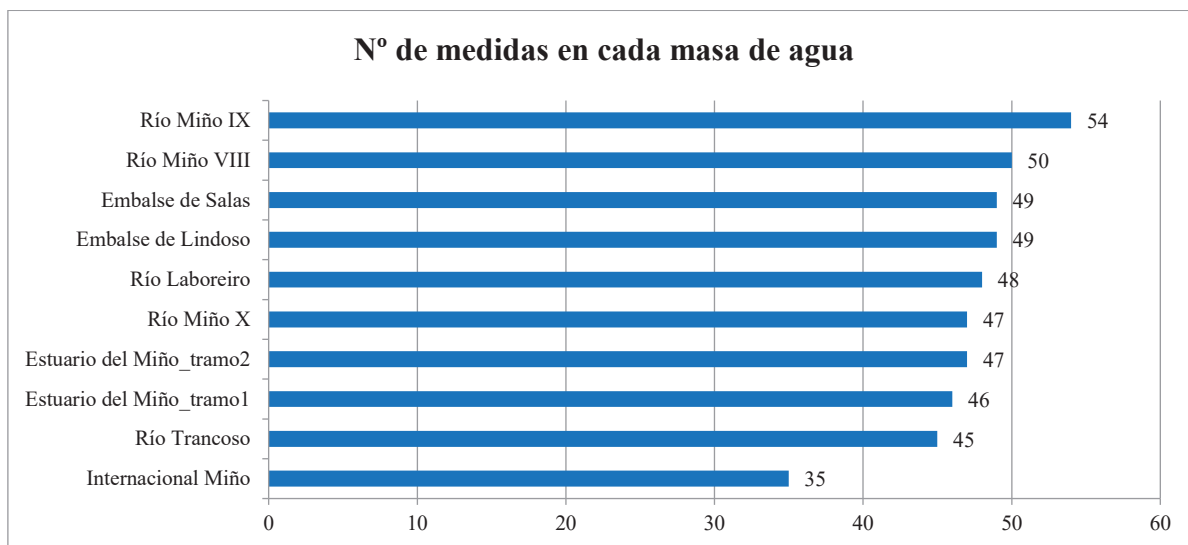


Figura 6. Número de medidas que afectan a cada una de las masas transfronterizas.

De las medidas, 9 son medidas básicas y 60 complementarias con un coste total de 112.499.410 €, distribuidas según las siguientes tipologías definidas en la IPH:

- 01 - Reducción de la contaminación puntual: 11 medidas;
- 02 - Reducción de la contaminación difusa: 2 medidas;
- 03 - Reducción de la presión por extracción de agua: 1 medida;
- 04 - Mejora de las condiciones morfológicas: 5 medidas;
- 05 - Mejora de las condiciones hidrológicas: 1 medida;
- 06 - Medidas de conservación y mejora de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos: 2 medidas;
- 08 - Otras medidas: medidas ligadas a drivers: 1 medida;
- 11 - Otras medidas (no ligadas directamente a presiones ni impactos) – Gobernanza: 42 medidas;
- 12 - Incremento de recursos disponibles: 3 medidas;
- 17 - Otras medidas de gestión del riesgo de inundación: 1 medida.

Atendiendo a otra clasificación, las medidas de las masas transfronterizas se pueden clasificar en las siguientes tipologías:

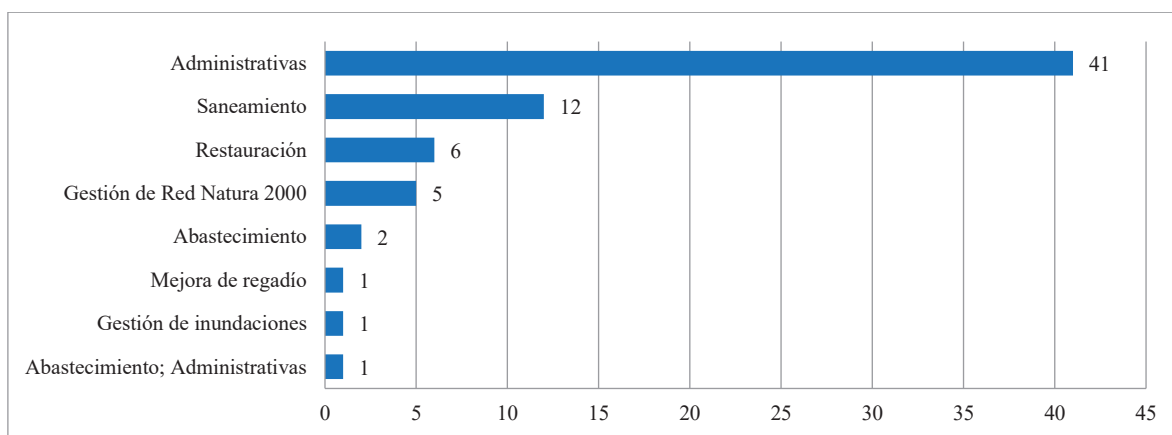


Figura 7. Tipologías de las medidas de las masas transfronterizas.

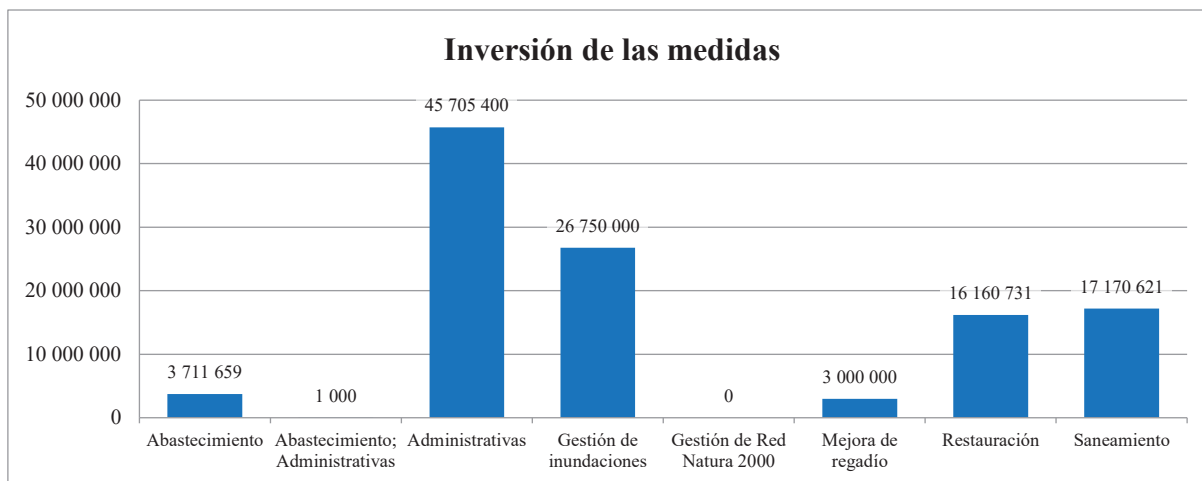


Figura 8. Inversión de las distintas tipologías de las medidas de las masas de agua transfronterizas.

Las medidas que afectan a las masas de agua transfronterizas, se coordinarán a través de los acuerdos existentes derivados del Convenio de Albufeira.

Referencias bibliográficas

Convenio de Albufeira, 2000. Convenio sobre cooperación para la protección y el aprovechamiento sostenible de las aguas de las cuencas hidrográficas hispano-portuguesas, hecho «ad referendum» en Albufeira el 30 de noviembre de 1998. BOE num. 37, 12 febrero 2000 (<http://www.cadc-albufeira.eu/>)

Directiva 2000/60/CE de 23 de octubre de 2000 del Parlamento europeo y del Consejo por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas 327: 1-72.

Directiva 2008/105/CE del Parlamento europeo y del Consejo de 16 de diciembre de 2008, relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas, por la que se modifican y derogan ulteriormente las Directivas 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE y 86/280/CEE del Consejo, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE. Diario Oficial de la Unión Europea, 348: 84-97.

Directiva 79/409/CEE del Consejo, de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres codificada por la Directiva 2009/147/CE del Parlamento europeo y del Consejo de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres. Diario Oficial de las Comunidades Europeas 20: 7-25.

Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flores silvestres. Diario Oficial de las Comunidades Europeas 206: 7-50.

IPH. Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. BOE num. 229, 22 septiembre 2008.

Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil 2016-2021. <http://www.chminosil.es/es/chms/planificacionhidrolologica/plan-hidrologico-2015-2021-vigente-rd-1-2016/80-chms/1359-plan-hidrologico-2015-2021-rd-1-2016>

RD 1/2016. Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro. BOE num. 16, 19 de enero de 2016.

Real Decreto 435/2004. Real Decreto 435/2004, de 12 de marzo, por el que se regula el Inventario nacional de zonas húmedas. BOE num. 73, 25 marzo 2004.

Real Decreto 907/2007. Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica. BOE núm. 162, 7 julio 2007.

Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. BOE núm. 176, 24 julio 2001

Projeto educativo “Escola da Natureza”

Leonor Cruz

Centro de Monitorização e Interpretação Ambiental de Viana do Castelo

Resumo

Ao longo dos últimos anos, têm sido desenvolvidos no território nacional todo um conjunto de estruturas (doravante designadas por Centros) dedicadas à educação ambiental, sendo um dos públicos “preferenciais” o público escolar. Estes equipamentos acabam por criar uma dinâmica importante entre as Escolas de um concelho e os valores ambientais de cada território, que se espera vir a ter reflexos na educação dos estudantes dos vários níveis, contribuindo para a formação de cidadãos responsáveis, ambientalmente conscientes. Consideramos que há ainda espaço para melhorar as abordagens e promover a interligação dos vários equipamentos existentes numa região.

Com o presente projeto, intitulado de “ESCOLA DA NATUREZA”, pretende-se lançar as bases para a criação de uma estrutura pedagógica intermunicipal através da realização de ações concertadas com vários Centros, no que respeita ao trabalho com as Escolas, na produção de informação integrada e da sua disponibilização numa plataforma partilhada. Pretendemos a criação de uma ligação mais forte com o corpo docente da região, através de um programa de formação que tire partido das diferentes valências de cada Centro, complementando-as e que incentive a participação do público nos programas de monitorização locais e estimule a visita dos espaços vizinhos como forma de complementar a informação disponível em cada um.

Este projeto foi candidatado pelo Município de Viana do Castelo ao Programa Operacional de Sustentabilidade e Eficiência no Uso de Recursos (PO SEUR), no concurso “Informação e Sensibilização dos valores naturais classificados” na tipologia de operações “Desenvolvimento de conteúdos e ações de sensibilização para a conservação da natureza junto da comunidade jovem escolar”. Tem como parceiros a Universidade de Coimbra, através do Instituto do Mar (Unidade de Investigação MARE), o Município de Esposende e o Município de Vila Nova de Cerveira. Estes dois municípios apresentam características geográficas interessantes de explorar em simultâneo com o concelho de Viana do Castelo e dispõem também de uma já vasta experiência em ações de promoção da formação e informação ambiental dos valores naturais, dispondo de algumas infraestruturas específicas para esse efeito. De referir ainda que este projeto mereceu parecer favorável do Instituto de Conservação da Natureza e Florestas (ICNF).

(Re)conhecer o Rio Minho ...um desafio de Educação Ambiental para ambas margens

Patrícia Louro¹, Raquel Rodrigues^{1,2}, Elizabeth Teixeira^{1,3}

¹ATEARAIA- Associação Transfronteiriça de Educação Ambiental / ptlouro@gmail.com

²EPRAMI - Escola Profissional do Minho Interior

³Agrupamento de Escolas de Monção

ATEARAIA - Associação Transfronteiriça de Educação Ambiental - geral.raia@gmail.com
www.facebook.com/atearaia/

Resumo

São vários os atributos paisagísticos e culturais da nossa região transfronteiriça, sobre a qual se somam também sucessivas agressões ambientais, com impactos sociais, que comprometem lenta e continuamente o futuro, em termos de qualidade das águas e ecossistemas associados. Podemos lembrar as barragens, que condicionam o curso normal dos rios, o seu caudal e as espécies residentes e migradoras; os resíduos urbanos e industriais, que fluem pelos rios, estuários, praias e oceanos; as dragagens e o fomento à navegação turística, que revolvem a quietude dos habitats; a introdução de espécies exóticas e invasoras, entre outros exemplos. O trabalho desenvolvido pela ATEARAIA- Associação Transfronteiriça de Educação Ambiental, nascida em 2015, às margens do rio Minho, e mais conhecida como RAIA, recebe inspiração no percurso de entidades e cidadãos, que há décadas se mobilizam em prol do desenvolvimento sustentável do *Baixo Minho*. Procura trazer um contributo à proteção ambiental, um acréscimo à valorização do património material e imaterial, e promover valores de cidadania e solidariedade. A sua atividade direciona-se às escolas, comunidades transfronteiriças e visitantes. A cooperação com entidades regionais é um dos princípios da expressão da RAIA, e que vem permitindo o desenvolvimento de projetos educativos e ações de sensibilização e de voluntariado. A sua linha de atuação entre 2015-2018 reflete a necessidade de *(Re)conhecer o território envolvente do rio Minho*. Neste enquadramento, e fruto da colaboração com o Agrupamento de Escuteiros e o Agrupamento de Escolas de Monção, surge a actividade de recolha de bolotas de Carvalho, *Quercus robur*, e a construção de “bolotários” com materiais reutilizados, com objetivo de acompanhar o crescimento das árvores ao longo do ano letivo, sendo depois plantadas, envolvendo já mais de 300 crianças e professores, no processo de preservação da Floresta Autóctone. Em parceria com a Escola Profissional do Minho Interior - EPRAMI, desenvolvem-se práticas de cidadania ambiental destinadas aos jovens. Entre outras ações, a equipa de voluntários pretende realizar a monitorização periódica de resíduos na ecopista junto ao rio Minho e retirou, mais de 30 kg de lixo, numa ação onde se focou na identificação das categorias e possíveis origens desses resíduos. E porque o ambiente também engloba o património construído, a RAIA incentiva o estudo das *Pesqueiras*, proporcionando aos estudantes a oportunidade de visitar este legado cultural, símbolo da vivência raiana. A cada explicação do Sr. João Rodrigues, “*Patrão de Pesqueira*”, que gentilmente orienta esta aula ao ar livre, desvendam-se as artes da pesca artesanal e ganham vida botirões e nassas, cuja pronúncia se vem perdendo entre o tempo e a burocracia. É neste contexto de desafios crescentes, que a Educação Ambiental assume importância

fulcral ao nível local, regional e transfronteiriço, perspectivando-se como um suporte à educação formal e informal ao longo da vida. Reconhecendo o mérito de gerações de educadores, a RAIA procura estratégias de educação vocacionadas para a participação ativa, pretendendo incrementar o nível de informação e consciência coletiva, um ressurgir do envolvimento dos cidadãos, capazes de avaliar o peso da sua pegada, num planeta vulnerável, aos seus gestos cotidianos.

Palavras-chave: Educação Ambiental, Floresta Autóctone, Gestão de Resíduos, Património, Recursos hídricos.

O CONTRIBUTO DA EDUCAÇÃO AMBIENTAL

Dotada de várias áreas classificadas, como Paisagem Protegida, Rede Natura, ou Reserva da Biosfera, a bacia hidrográfica do rio Minho regista um aumento do interesse na atividade turística, um crescimento dos aglomerados urbanos e polígonos empresariais e industriais.

No entanto, é preciso reconhecer que a qualidade de vida destas populações residentes e visitantes, está intimamente ligada à qualidade dos seus recursos hídricos, onde o rio Minho e seus afluentes, proporcionam o abastecimento de água para consumo humano, a captação para irrigação, o uso para navegação e desportos náuticos, e a eliminação de efluentes urbanos, industriais e pecuários. E que, sem as devidas medidas de protecção contra as pressões antropogénicas crescentes, se assistirá comodamente ao processo degenerativo destes recursos essenciais à vida e ao desenvolvimento das diversas actividades humanas.

A Directiva 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água, conhecida por Directiva-Quadro da Água (DQA), entrou em vigor em Dezembro de 2000, pretendendo ser uma abordagem abrangente e integrada de protecção e gestão da água, com objectivo de alcançar um bom estado de todas águas em 2015, destacando, entre outros elementos, o planeamento integrado ao nível da bacia hidrográfica¹.

Portugal e Espanha partilham a gestão desta bacia internacional, adotando uma planificação coordenada à escala de sub-bacia. O processo de aplicação deste modelo de gestão integrada, apesar de registar dificuldades, por exemplo ao nível da assimetria institucional relativamente às competências administrativas, desenvolveu a cooperação em estudos e projetos entre entidades administrativas de ambas margens, proporcionando avanços na identificação de aspectos relacionados aos usos, demandas e pressões das massas de água, no reconhecimento de zonas protegidas e reservas naturais fluviais internacionais, no compromisso de cumprimento dos caudais ecológicos das águas transfronteiriças, na coordenação de redes de seguimento, avaliação e estudo; na coordenação de objectivos ambientais e programas de medidas, no estabelecimento de critérios científicos homogéneos para a tipificação, referenciação e classificação do

estado ecológico das massas de água de transição do rio Minho, rumo ao segundo ciclo de planificação (2015-2021).²

No momento em que se discute em Portugal o caminho para uma Estratégia Nacional de Educação Ambiental, tendo em vista a expansão de uma “cultura ambiental”, reforça-se a importância de integrar processos de aprendizagem contínua, participativa, interdisciplinar e colaborativa, que levem em consideração o Ambiente na sua globalidade, tanto o natural, quanto aquele criado pelo homem, nas dimensões ecológica, política, económica, tecnológico, social, legislativa, cultural e estética³, reiterando declarações e convenções internacionais que antecederam esta iniciativa.

Entre as prioridades desta Estratégia, encontra-se, no eixo de valorização do território, a temática da utilização sustentável da água, a gestão dos ecossistemas ribeirinhos e sua interligação ao ciclo urbano da água. Será importante considerar então, que a Educação Ambiental pode ser uma ferramenta de valor a integrar nos Planos de Gestão das Bacias Hidrográficas?

A elaboração de Programas Regionais e Transfronteiriços de Educação Ambiental, com sensibilidade para abordar as especificidades das comunidades raianas, na região envolvente do rio Minho, além de complementarem os conteúdos da educação formal de crianças e jovens em idade escolar, têm também o potencial de promover o envolvimento de outros atores sociais nas matérias ambientais, uma vez que os responsáveis políticos, os residentes e visitantes, são atores chave no processo decisivo e de implementação de estratégias de melhoria ambiental.

Tais programas podem englobar, entre outros aspectos:

- ✓ Identificação e propostas de mitigação das fontes de poluição e destruição da qualidade ambiental.
- ✓ Medidas de preservação do património natural, especificamente os recursos hídricos, as espécies autóctones e migradoras.
- ✓ Educação ambiental como estímulo ao envolvimento dos cidadãos na salvaguarda ambiental.
- ✓ Análise da percepção dos cidadãos, enquanto consumidores e geradores de lixo em terra (resíduos de fontes terrestres) que se deslocam para os rios, mares e oceanos.
- ✓ Identificação dos riscos sobre os ecossistemas, saúde pública, e economia (com destaque para o turismo), que derivam da presença de lixo no ambiente aquático.
- ✓ Inclusão de metas para alcançar o “bom estado ambiental das massas de água” nas agendas políticas locais e regionais (região transfronteiriça).
- ✓ Ações de preservação do património cultural e tradições, nomeadamente as pesqueiras do rio Minho.

A RAIA (versão abreviada de ATEARAIA) - Associação Transfronteiriça de Educação Ambiental, surge como uma associação pioneira na união de pessoas das duas

margens, ligadas profissionalmente às áreas da Educação, Biologia, Ecologia, Arqueologia, entre outras, e focaliza-se na proteção e a educação ambiental, na valorização do património e no desenvolvimento social sustentável, pretendendo ainda contribuir para a sensibilização, consciencialização e co-responsabilização da sociedade para a salvaguarda dos recursos naturais e do património material e imaterial, promovendo valores de cidadania e solidariedade.

Apresenta anualmente um plano de atividades que proporciona o contacto dos cidadãos com o património natural e histórico, promovendo simultaneamente um envolvimento crescente com a realidade ambiental.

As atividades oferecidas aos alunos de todos os níveis de ensino, proporcionam a integração dos diferentes conteúdos educativos, como, história, geografia, ciências naturais, língua portuguesa, educação visual e desporto, num processo ativo de reconexão dos alunos com as necessidades ambientais e sociais do seu entorno (Figuras 1 e 2). No ano letivo 2016/2017 estão previstas, entre outras, as seguintes actividades/ações/projectos:

- ✓ Ações de apoio ao Projecto Eco-escolas;
- ✓ Desafio Fotográfico: promover o conhecimento do Património Natural e Cultural da Raia Minhota, desde Arbo-Melgaço até A Guarda-Caminha;
- ✓ Campanha Ecovigilância: em época de férias, com o aumento do fluxo de turistas e frequentadores dos espaços naturais, é necessário promover a conscientização para o uso responsável e a conservação dos recursos;
- ✓ Passaporte “Guardião do Rio Minho”: sessões de apresentação do projecto, cujo objectivo principal é dar a conhecer e fortalecer a ligação das crianças e suas famílias com o Rio Minho;
- ✓ Visitas às pesqueiras, com demonstração das artes de pesca tradicionais, e conhecimento das espécies de peixes que vivem e migram no rio Minho.



Figura 1 – Saída de campo, com alunos do 8º ano do Agrupamento de escolas de Monção, para visitar a Pesqueira Cantelo de Baixo e conhecer as artes de pesca, promovida pela RAIA e orientada pelo *patrão de pesqueira*, Sr. João Rodrigues.



Figura 2 – Saída de campo orientada pela RAIA, para monitorização de resíduos, com alunos da escola profissional – EPRAMI, com retirada de cerca de 30kg de várias categorias de lixo na margem, do rio Minho.

A Educação Ambiental na região transfronteiriça do Minho, ainda está aquém de ser considerada um instrumento fundamental no processo de aprendizagem, e como tal, a sua dinamização deve-se, sobretudo, ao empenho de centenas de cidadãos voluntários.

Mas a inspiração continua a surgir, não só do desejo de fazer algo melhor, que se possa propagar pelas futuras gerações, mas também do respeito pelo trabalho de biólogos, ecologistas, educadores, cientistas e outros activistas, que desde os anos 60/70, ou até

mesmo antes, se aperceberam do rumo devastador que tomamos, enquanto seres revolucionários e inventores, que pouco a pouco se vão alienando da sua ligação à mãe-terra.

Há duas décadas, meninas e meninos debruçavam-se, sobre as páginas de um guia de atividades experimentais intitulado “*Conhecer o Rio*”⁴, no qual, a observação aparece como ponto de partida para a descoberta: faziam as suas primeiras visitas à margem de um rio, observavam a evaporação da água, e os sais que nela se dissolvem, estudavam as características do solo e da vegetação, eram ensinados a respeitar os animais ribeirinhos e seus habitats, e investigavam os impactos dos esgotos, derramamentos de óleos e outras actividades humanas...enfim, recebiam Educação Ambiental, pelas mãos da experimentação científica, um verdadeiro estímulo à interpretação e preservação da natureza. Tal como nos diz, de uma forma realista, o autor desse guia, biólogo e mentor do Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do rio Minho, Dr. Carlos Antunes, “*o ambiente à beira rio pode ser muito agradável, ou pelo contrário, ser transformado num local que ninguém visita*”... façamos dele então um lugar de encanto... de vida.

Referências

¹ DIRECTIVA 2000/60/CE DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO de 23 de Outubro de 2000. Acesso em 09/02/2017, disponível em: <http://www.waterframeworkdirective.wdd.moa.gov.cy/docs/WFD/languages/WFDPt.pdf>

² VICENTE, F., MÉNDEZ, G., FIDÉLIS, T. La gestión integrada en las cuencas transfronterizas: el caso de la cuenca internacional del Miño. Lecciones aprendidas y desafíos. VII Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do rio Minho. Vila Nova de Cerveira, Novembro, 2014.

³ CAMINHO PARA UMA ESTRATÉGIA NACIONAL DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL 2020. República Portuguesa, 2016. Acesso em 12/02/2017, disponível em: https://www.apambiente.pt/_zdata/DESTAQUES/2016/ENEA_final.pdf

⁴ GUIA DE ACTIVIDADES EXPERIMENTAIS “*CONHECER O RIO*”. Associação da Estação hidrobiológica do Rio Minho. Coordenação e execução: Carlos Antunes. Arranjo e ilustrações: Honório Rodrigues

Aquamuseu do Rio Minho – 11 anos a “pôr ciência em cultura”

Carlos Antunes

*Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal
aquamuseu@cm-vncerveira.pt*

Resumo

O Aquamuseu do Rio Minho abriu ao público em 13 de Julho de 2005, concluindo-se um processo iniciado em 1991, ano em foi proposto ao município de Vila Nova de Cerveira a implantação de uma estrutura de apoio à investigação científica e à divulgação do património natural e etnográfico associado à pesca artesanal do rio Minho. Tendo por suporte os valores da paisagem, da biodiversidade e humanos, o Aquamuseu desenvolveu ao longo deste período, programas de divulgação, de formação e consciencialização ambiental baseados no conhecimento científico e na cultura popular. Dada a sua localização geográfica privilegiada e fruto das parcerias que estabeleceu com Centros de Investigação e Universidades, o Aquamuseu do Rio Minho contribuiu para a criação de uma dinâmica ao nível do conhecimento científico, sem precedentes, no que diz respeito ao rio Minho e que se reflectiu na publicação de mais de 200 trabalhos científicos na área da Biologia e Ecologia Aquática. Nos 11 anos de abertura ao público recebeu cerca de 220 000 visitantes, dos quais 80 000 (36%) corresponderam a visitas escolares guiadas e 18 000 (8%) realizaram actividades pedagógicas. Foram proporcionados 12 cursos de formação e durante os últimos 10 anos participou no Programa Ciência Viva – Biologia no Verão. Para além da exposição permanente que pode ser observada no Aquário do Rio e Museu das Pescas, disponibilizou ao público 61 exposições temporárias. O Aquamuseu recebe jovens que pretendem complementar a sua formação académica e ao até ao momento promoveu 2 estágios profissionais, acolheu 36 estudantes para realização de estágio curricular, 6 alunos de Mestrado e 2 alunos de Doutoramento. Pretende-se com este projecto, não apenas valorizar a componente expositiva que permite ao visitante ter o privilégio de conhecer uma região na sua vertente natural e etnográfica, mas também envolver a comunidade local num processo de consciencialização sobre a gestão dos recursos baseada num conhecimento científico que é promovido com poucos recursos.

COMUNICAÇÕES EM POSTER



Recolonización do esteiro do Río Miño pola lontra (*Lutra lutra*)

Noé Ferreira-Rodríguez

Asociación Naturalista “Baixo Miño”. Rúa Calvario, 44, baixo. 36780, A Guarda, Pontevedra. Spain

e-mail do autor (N F-R): noeferreira@uvigo.es

Resumo

A lontra foi unha especie amplamente distribuída na Península Ibérica ata mediados do século vinte. Neste traballo, a través dunha serie de entrevistas persoais desenvolvidas de 2012 a 2016, caracterizamos o proceso de recolonización do esteiro do Río Miño pola especie. Os resultados obtidos confirman que a participación activa dos diferentes actores resulta unha ferramenta chave na conservación de especies ameazadas. Un total de 24 citas foron recollidas nestes catro anos de traballo. Os testemuños dan conta dos derradeiros exemplares abatidos na segunda metade do século vinte. Así mesmo, dende o ano 2011 a especie comezou un proceso de recolonización que se completou no ano 2015. Dende 2013 tense coñecemento da reprodución, rexistrándose unha taxa de recolonización de $4,7 \text{ km} \cdot \text{ano}^{-1}$. A recolonización do esteiro do Río Miño poido acontecer a partir de poboacións existentes no norte de Portugal grazas a unha mellora na calidade do hábitat, o cese da presión cinexética e/ou á facilitación por especies exóticas invasivas (e.g. *Procambarus clarkii*) que constitúen unha importante fonte de alimentación.

Espécies aquáticas exóticas invasoras no Rio Minho — a ilustração científica como ferramenta para a sensibilização e educação

BARROCAS, Cláudia¹, ANTUNES, Carlos² e CORREIA, Fernando¹

¹*Laboratório de Ilustração Científica, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Campus de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal; claudiabarrocas87@gmail.com*

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

Resumo

Após análise das práticas de sensibilização necessárias para combater o flagelo das espécies exóticas com carácter invasor (EACI) que ameaçam os rios portugueses, percebeu-se a necessidade de se preparar material de apoio adequado à sensibilização da sociedade, em particular do sector das pescas, para esta problemática. Dado o baixo índice de literacia, principalmente Científica, torna-se necessário usar a imagem para comunicar, em produtos que sejam familiares em termos de utilização. Dada a especificidade deste projeto, entendeu-se que devia integrar os trabalhos conducentes à defesa de Mestrado em Biologia Aplicada, especialização em Ilustração Científica. A base serão ilustrações científicas que permitam a identificação das espécies, incluindo os vários estádios do ciclo de vida e habitat, claras e acessíveis aos públicos-alvo a que se destinam.

A Ilustração Científica integra o discurso científico, proporcionando uma explicação visual para além da narrativa dedutível das palavras, auxiliando a compreensão de informações e contextos não-imediatos e complexos. A função principal da Ilustração Científica é, assim, essencialmente utilitária: informar, explicar e instruir - em resumo, comunicar recorrendo a modelos de visualização não-polissémicos. O maior requisito assenta assim na produção de imagens altamente detalhadas, cientificamente corretas e atualizadas, honestas na interpretação da realidade a evidenciar. ^{5,6}

Na procura de uma metodologia e método de trabalho que melhor responda às necessidades do projeto em causa, elegeu-se a técnica digital como a que melhor responde a este desafio onde o tempo é elemento crucial. Para ensaiar as técnicas a utilizar na ilustração das EACI (ilustração ictiológica) fez-se uma ilustração de um peixe não-nativo (alóctone) do estuário do Rio Minho. O processo de validação científica é feito pela equipa do Aquamuseu do Rio Minho (Vila Nova de Cerveira, Portugal) e espera-se que o trabalho finalizado, integrado numa peça comunicacional (poster), constitua uma peça vital na promoção e sensibilização das populações para a necessidade de conhecer e preservar a fauna autóctone dos importantes habitats do Rio Minho, diferenciando-a assim da que foi introduzida.

Palavras-Chaves: Espécies aquáticas; Espécies invasoras, Literacia científica, Ilustração científica digital, Sensibilização.

Introdução

O Aquamuseu do Rio Minho localiza-se em Vila Nova de Cerveira, Viana do Castelo, Portugal. Trata-se de uma estrutura ímpar no País, turística, pedagógica e de investigação, e peça vital na sensibilização das populações para a necessidade de conhecer e preservar os habitats do Rio Minho.¹ Constitui um importante promotor da sensibilização da população residente, em especial da comunidade piscatória, para a problemática das espécies aquáticas com carácter invasor (EACI) e o seu papel danoso no frágil equilíbrio destes ecossistemas. Consideram-se como EACI qualquer espécie não autóctone, ou “exótica”, que tenha sido introduzida num ecossistema aquático onde não se encontraria originalmente, geralmente por intervenção humana, intencional ou não.³ Com elevado poder competitivo e na ausência dos seus predadores normais, acabam por se estabelecer, proliferando rapidamente. Isto tem consequências desastrosas para as espécies nativas, fragilizando os ecossistemas e prejudicando as atividades humanas (pesca, aquacultura, turismo e outras indústrias) acabando por atingir o ambiente, a economia e até a saúde pública.⁴ É imperioso promover o conhecimento e a literacia científica. Sendo que as comunidades piscatórias ainda sentem dificuldades em gerir esse tipo de conhecimento, é necessário desenvolver produtos de apoio, divulgação e sensibilização, materiais (posters, *flyers*, desdobráveis) ou virtuais (*website* ou similares), destinados ao público escolar bem como à sociedade local e regional.

O desenho científico é caracteristicamente funcional e didático. Tem como função clarificar, de forma mais imediata e objetiva, realidades observadas e/ou conceitos mais abstratos (interpretativos ou imaginativos, como diagramas ou gráficos), todos eles sedados em resultados obtidos através de uma experimentação sistemática e reproduzível. A imagem assim construída proporciona uma descrição visual do objecto de estudo, podendo chegar ao mais ínfimo detalhe microscópico (como as cerdas e as pontuações) ou ultramicroscópico (células e estruturas intracelulares), adquirindo valor documental.

Realizada em meios tradicionais (analógicos) ou digitais, a ilustração científica (IC) proporciona uma explicação visual estrategicamente sintética e especificamente planeada para um determinado público-alvo, procurando assim facilitar a compreensão e assimilação da mensagem nela codificada. Os padrões pelos quais se rege são: fidelidade, a objectividade, a simplicidade, a honestidade e a credibilidade. Sempre que seja necessária a colaboração do técnico-ilustrador e um investigador, exige-se que falem a mesma linguagem científica para um entendimento mútuo. A escolha do método recai quase sempre na técnica mais expedita, capaz de produzir os melhores resultados com o mínimo de investimento possível (em tempo, em recursos logísticos e humanos interventivos para a materialização da ideia ou modelo teórico em imagem).^{6,5}

Objetivos

Produzir material de apoio à sensibilização dos pescadores para a problemática das EACI, criando uma mensagem essencialmente visual (transpondo assim problemas imediatos de eventual iliteracia científica, em menor ou maior grau) onde se dará destaque à imagem estrategicamente criada através do desenho.

Metodologia

Todas as ilustrações, na procura da criação do modelo/arquétipo que represente a espécie, serão executadas com base no estudo (medições, contagens, etc.) de espécimes vivos e/ou preservados, graças ao acesso ao património vivo (espécimes) e ao acervo do Aquamuseu (fotografias, esquemas, textos). Para que as ilustrações científicas sejam um auxiliar à identificação das espécies serão representados não apenas os adultos reprodutores mas também os estádios do seu ciclo de vida, o seu nicho ecológico e o habitat típico. As ilustrações e todo o restante material gráfico serão realizados em técnica digital (*Adobe Photoshop* e *Adobe Illustrator*) com o auxílio de uma mesa digitalizadora *Wacom*, procurando encontrar-se uma metodologia que agilize o fluxo de trabalho e maximize as futuras utilizações do material produzido.⁵

Espécies a ilustrar

Peixes: Truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*, *adulto, juvenis, ovos, habitat*), Peixe-dourado (*Carassius auratus*), Carpa comum (*Cyprinus carpio*), Gambúsia (*Gambusia holbrooki*), Góbio ibérico (*Gobio lozanoi*), Perca-sol (*Lepomis gibbosus*), Achigã (*Micropterus salmoides*), Tenca (*Tinca tinca*), Perca europeia (*Perca fluviatilis*), Lúcio-perca (*Stizostedion lucioperca*), Lúcio (*Esox lucius*), Siluro europeu (*Silurus glanis*). Moluscos: Amêijoia asiática (*Corbicula fluminea*, *adulto, juvenis, ovos, habitat*), Mexilhão-zebra (*Dreissena polymorpha*), *Physella acuta* (*adulto, juvenis, ovos, habitat*), *Potamopyrgus antipodarum*. Crustáceos: Lagostim vermelho americano (*Procambarus clarkii*), e Caranguejo-peludo-chinês (*Eriocheir sinensis*). Plantas: Elódea comum (*Elodea canadensis*). Mamífero: Vison-americano (*Mustela vison*).

Exercício de ilustração

Para ensaiar as técnicas a utilizar na ilustração das restantes espécies invasoras, fez-se uma ilustração de um dos peixes anteriormente identificados, a perca europeia (*Perca fluviatilis*).

O primeiro passo (Figura 1) foi obter referências visuais, a partir de espécimes vivos e/ou preservados, ou de fotografias de boa qualidade, que foram contrastados com descrições detalhadas e ilustrações já existentes da espécie para construir uma observação fundamentada que permitisse criar o desenho preliminar.



Figura 9. Coleção de todas as referências fotográficas e bibliográficas num só ficheiro para maior facilidade de acesso.

O desenho preliminar (Figura 2) é onde se delinea a pose e a norma/vista que melhor transmitam o máximo de caracteres diagnosticantes capazes de alicerçar a taxonomia e providenciar a identificação do espécime. O padrão das escamas (malha/grelha para cartografia de escamas) foi estudado e planeado para facilitar a localização espacial, o seu dimensionamento e modelação do seu formato nas diferentes partes e volumetrias corporais.



Figura 10. Desenho preliminar e estudo do padrão de escamas

Procedeu-se de seguida ao *tracing* digital (Figuras 3.1 e 3.2) com criação de *paths*/vectores de cada segmento independente, usando o Adobe Illustrator.

Uma das vantagens da utilização do Adobe Illustrator é a possibilidade de automatizar grande parte do trabalho de desenho dos vectores. Este *software* permite criar *paths* automaticamente de duas formas:

- criando múltiplos objectos intermédios (em forma, tamanho, cor e outros parâmetros) entre dois ou mais objectos preexistentes através da ferramenta *Blend*; esta opção é particularmente útil quando se torna necessário repetir um certo elemento (neste caso os espinhos de uma barbatana dorsal) um determinado número de vezes segundo uma trajectória fixa e modificando-se gradualmente desde o primeiro ao último elemento
- criando segmentos que acompanham uma linha desenhada de forma livre, igualmente controlados na sua forma, espaçamento e tamanho, usando a ferramenta *Brush*; esta opção

adapta-se especialmente ao desenho de elementos segmentados, tais como as antenas de insectos ou, como no presente caso, os raios segmentados das barbatanas.

Para melhor edição futura procurou-se gerar *paths* fechados e com o menor número possível de pontos de ancoragem. Como resultado, obteve-se um conjunto de vectores que poderão ser reutilizados, quer para auxiliar a criação de ilustrações coloridas, quer para criar desenhos a linha simples.

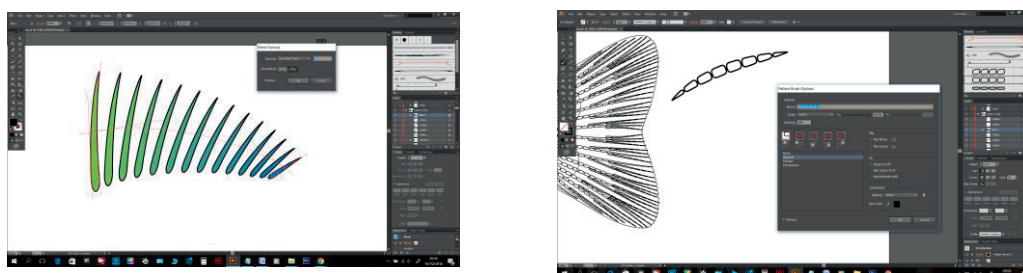


Figura 11.1. Criação automatizada de elementos repetitivos, nomeadamente os espinhos da barbatana dorsal (cores falsas para melhor visualização) e os raios segmentados da barbatana caudal, usando as diferentes ferramentas.

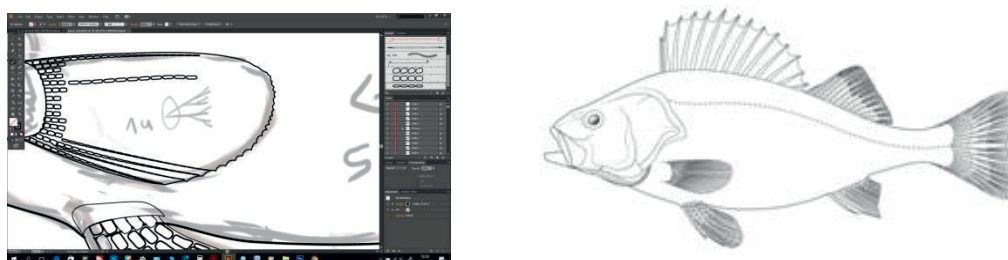


Figura 3.2. Vetorização dos vários segmentos e imagem vectorial terminada com linha simples.

Rasterização dos vectores (Figura 4) em imagens de píxeis (*fill*), cada elemento em *layers* separadas e criação de volume na imagem base: aplicação de sombras, brilhos e cores a cada segmento com ferramentas básicas (*round soft brush* e *smudge finger*); pintura dos olhos e das zonas sem escamas (pintura direta, apenas com pincéis); criação dos volumes dos raios das barbatanas através de *layer styles*.

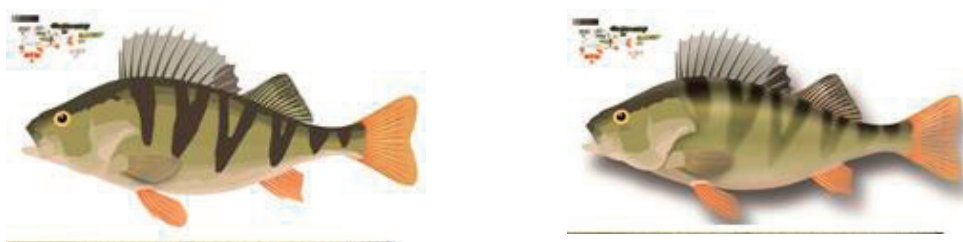


Figura 4. Preenchimento dos elementos com cores em *layers* separadas e pintura dos mesmos.

Criação da textura das escamas (Figura 5) através de *layers* de efeitos especiais (*blending modes* e *layer styles*): cada escama individual foi desenhada numa *layer* separada, seguindo o padrão encontrado anteriormente, e foi-lhe dado um efeito de volume (brilho e sombra) através do *layer style* “*emboss*”; a totalidade das escamas foi depois fundida (*merged*) numa única *layer*, com um *blending mode* “*overlay*”.



Figura 5. Texturização das escamas.

Resultados

A ilustração ictiológica final (Figura 6) cumpre todos os requisitos iniciais e mostra ser adequada para as metas propostas. A arte final foi concluída em 60 horas e como na sua construção se criaram padrões editáveis, estes poderão ser facilmente adaptados a outros arquétipos ictiológicos representativos de espécies diferentes. O fluxograma de passos foi validado e constituirá a metodologia a seguir nas restantes espécies de ictiofauna.



Figura 6. Ilustração final

Discussão e Conclusão

Para a ilustração de peixes (a maioria das espécies a ilustrar neste projeto) a ilustração digital apresenta-se como uma técnica rápida, conveniente, reprodutível, versátil e com resultados finais excelentes. O isolamento de cada segmento permite uma reconfiguração posicional destes dentro de uma mesma vista (por ex. com a boca fechada ou aberta), o que permite a obtenção de múltiplas imagens diferentes, adaptadas a várias realidades (a nadar, a alimentar-se, etc.) a partir de um único modelo 2D (prefigurando o conceito de ilustração científica dinâmica; Fernando Correia, 2016, comunicação pessoal). O resultado final é verosímil, foi validado cientificamente e permite assumir-se como representativo de uma identidade taxonómica — a espécie. A ilustração digital tal como aqui equacionada mostra ser uma solução técnica adequada às necessidades e ao ritmo de trabalho vertiginoso exigido a um projeto deste tipo. Comprova-se assim que a metodologia digital desenvolvida por Fernando Correia e replicada neste projeto mostra ser a solução mais adequada, flexível e adaptável, mostrando-se versátil e económica. Confirma-se ainda que a introdução do Adobe Illustrator na fase de vectorização (enquanto complemento do APS, uma ferramenta pouco apropriada à manipulação de vectores) acelerou consideravelmente o processo, produzindo uma imagem vectorial de grande qualidade e pronta a ser utilizada em outras vertentes além da ilustração tonal realista (maximizando as aplicações futuras do modelo 2D assim criado).

Referências

1. CERVEIRA. Câmara Municipal de Vila Nova de. **Aquamuseu do Rio Minho**. Disponível em: < <http://aquamuseu.cm-vncerveira.pt/pages/459> >. Acesso em: 17 abril 2016.
2. BARROCAS, Cláudia; Correia, Fernando. **Ilustração Entomológica – um método, duas técnicas em comparação**. Livro de Resumos SciCom Pt, Lagos 2015
3. COUNCIL, Invasive Species. **A strategy for dealing with invasive species in Australia**. Disponível em: < <http://invasives.org.au/strategy-invasive-species-australia/> >. Acesso em: 19 abril 2016.
4. EUROPEIA, Comissão. **Espécies Alóctones Invasivas**. Natureza e Biodiversidade, 2010. Disponível em: < <http://www.icnf.pt/portal/agir/sab-mais/exotic> >. Acesso em: 16 abril 2016.
5. PEREIRA, Leonel; CORREIA, Fernando. **Macroalgas Marinhas da Costa Portuguesa - biodiversidade, ecologia e utilizações**. 1. Ed. Nota de Rodapé Edições, 2015
6. CORREIA, Fernando J. (2013). **Desenho Científico — o outro lado da comunicação científica/Scientific Illustration – the other side of scientific communication**. Linha do Horizonte, n3; Faculdade de Arquitectura/FAUTL, p. 18-53

