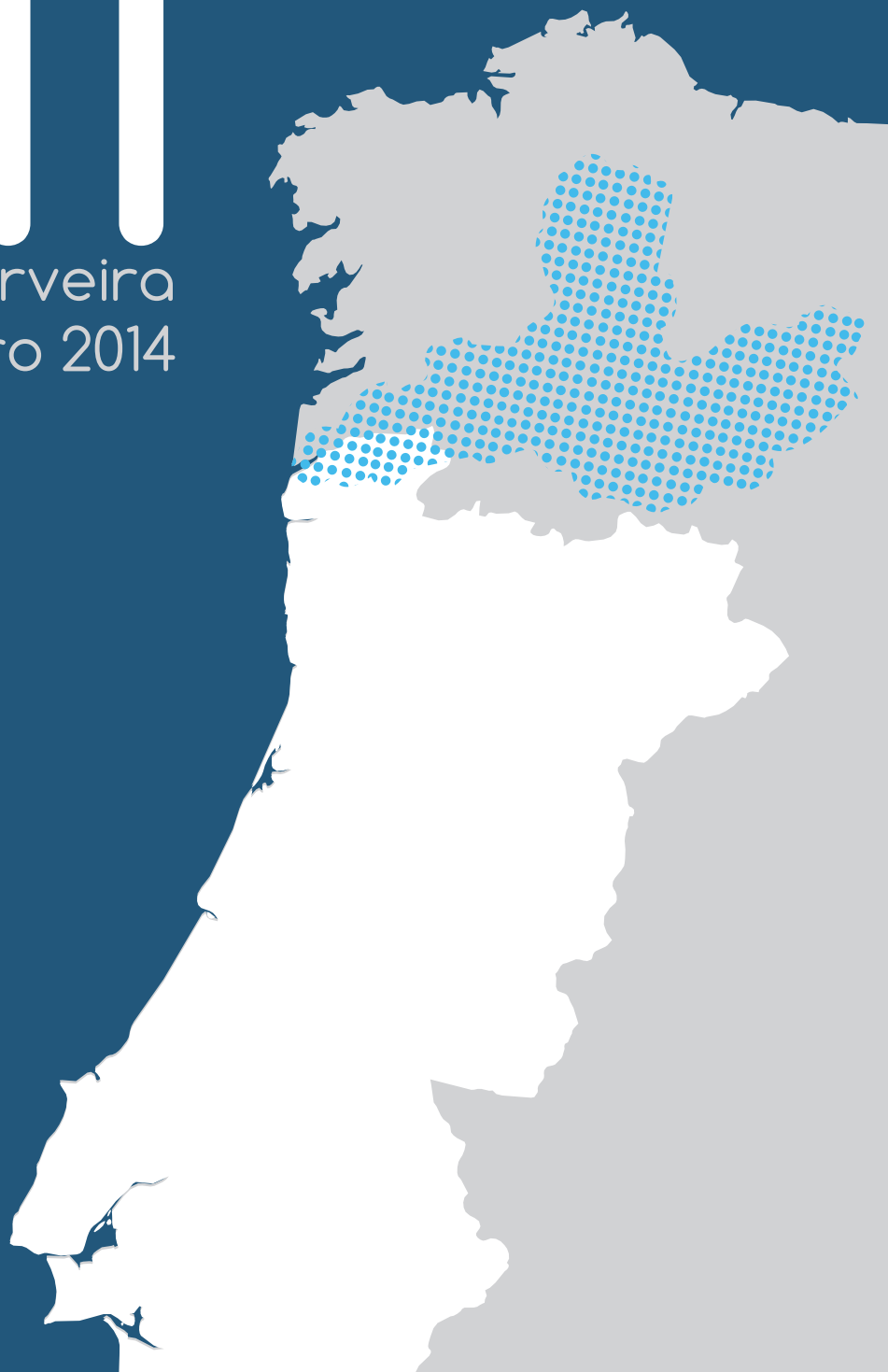
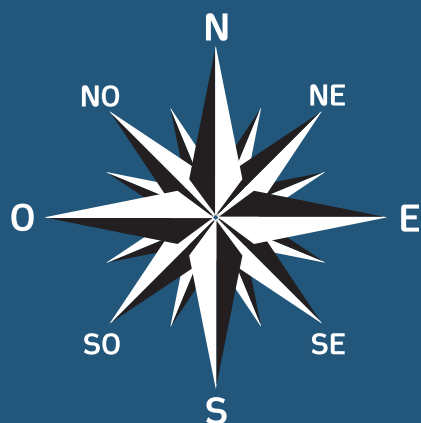


Simpósio Ibérico

sobre a bacia hidrográfica do rio minho

VII

Vila Nova de Cerveira
07. 08. Novembro 2014



VII SIMPÓSIO IBÉRICO SOBRE A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MINHO



ORGANIZAÇÃO



COLABORAÇÃO



ACTAS

EDIÇÃO E COORDENAÇÃO

CARLOS ANTUNES

PRODUÇÃO

AQUAMUSEU DO RIO MINHO

CÂMARA MUNICIPAL DE VILA NOVA DE CERVEIRA

ISBN

978-989-96062-4-1

Depósito Legal

395261/15

Vila Nova de Cerveira

2015

ÍNDICE

	página
Recursos Geomorfológicos: Evolución Morfológica de las Marmitas de Erosión en el Miño Medio	1
Patrimonio arqueológico fluvial romano no Baixo Miño: relacións dos xacementos co río no pasado, valoración patrimonial no presente e propostas de reconversión en recursos culturais para o futuro	6
As Pesqueiras do rio Minho – Valorização de um património cultural e Gestão de Recursos Naturais	7
Contaminación por metales del sedimento (Cd, Pb, Zn) en el curso bajo del río Miño	24
Águas de transição do rio Minho: comentários sobre a sua classificação	30
Modelação dos efeitos das alterações climáticas na população de caboz, <i>Pomatoschistus microps</i>	38
Avaliação económica e espacial de serviços de produção na bacia hidrográfica do Rio Minho	39
La gestión integrada en las cuencas transfronterizas: el caso de la cuenca internacional del Miño. Lecciones aprendidas y desafíos	54
O papel do ordenamento do território na adaptação às alterações climáticas no Estuário do Rio Minho	69
Análise da fauna aquática do rio Mouro: contribuição para avaliação da sua qualidade ecológica	71
Estructura de edades y morfometría de la población de saboga, <i>Alosa fallax</i> (Lacépède, 1803), en el Baixo Miño durante su migración anádroma	85
Datos preliminares sobre los patrones de migración de la población de saboga, <i>Alosa fallax</i> (Lacépède, 1803), del Baixo Miño revelados por la microquímica de los otolitos	100
Variación intraindividual de marcadores de reserva energética (relación RNA/DNA, glucógeno y proteínas) en distintos órganos de adultos de lamprea marina (<i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758)	112
Flora vascular exótica en dúas localidades do Baixo Miño (Galiza): das serras á ribeira	121
Distribution of Asian clam <i>Corbicula fluminea</i> (Müller, 1774) in the Miño River basin	122
Sobreposição de recursos utilizados pelo lagostim invasor <i>Procambarus clarkii</i> (Girard, 1852) e por espécies de peixe simpátricas	123
Efeito do lagostim invasor <i>Procambarus clarkii</i> na decomposição dos detritos vegetais e invertebrados associados	124
Regulação da abundância fitoplanctónica pelo bivalve invasor <i>Corbicula fluminea</i> no estuário do Rio Minho	125
Efeitos da amêijoia Asiática <i>Corbicula fluminea</i> (Müller, 1774) na comunidade macrozoobentónica estuarina do Rio Minho	127
<i>Corbicula fluminea</i> como um recurso para os invertebrados terrestres	128
Efeito da espécie invasora <i>Corbicula fluminea</i> nos processos e comunidades microbianas envolvidas no ciclo do azoto	129
Kites e Jogos na percursão de grandes ideias...	131
O Centro de Educação Ambiental, Observação e Interpretação da Natureza Ribeirinha – ASPEA Monção	140
Achegamento dun pescador galego ao río e o seu contorno	141
Patrimonio geomorfológico del agua. Caracterización de microformas erosivas en el río Miño (Ourense, Galicia, NW Macizo Ibérico)	159
Promotores de alteração de serviços de produção na bacia hidrográfica do Rio Minho	166
Condição nutricional de espécies-chave como alternativa na avaliação da produtividade secundária do estuário	174
Determinação de substâncias nocivas e potencialmente perigosas e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos no estuário do Rio Minho	176

COMUNICAÇÕES ORAIS



Recursos Geomorfológicos: Evolución Morfológica de las Marmitas de Erosión en el Miño Medio

Miguel Ángel Álvarez-Vázquez^{1,2}, Elena de Uña-Álvarez¹

¹Departamento de Historia, Arte y Geografía. Área de Geografía Física. Grupo GEAT, Universidade de Vigo. Campus de As Lagoas s/n (Pabellón 2), 32004 Ourense (España). mianalva@uvigo.es

²Instituto de Investigaciones Marinas (IIM-CSIC). Eduardo Cabello 6, 36208 Vigo (España)

Resumen

En el río Miño, que discurre en su mayor parte sobre granitos, se distinguen zonas en las que la corriente circula directamente sobre la roca madre con formas características de erosión fluvial. Una de las más comunes son las marmitas (*potholes*) que se van a generar en condiciones dependientes del régimen hídrico y la estacionalidad del flujo del río. Junto a otras formas, las marmitas son parte del patrimonio geomorfológico fluvial asociado al río Miño. En este estudio se presenta una secuenciación evolutiva diferenciada en cuatro fases, para las cuales se han establecido valores umbral que marcan cambios en la morfología.

1. Introducción

Las marmitas (*potholes*) son formas de erosión fluvial, originadas por la acción erosiva del agua y de los materiales que ésta transporta en cauces sobre lechos rocosos. Su formación es compleja y depende de factores como el régimen hidrológico, el tipo de sustrato, la pendiente, el caudal y sus episodios extremos [Ortega Becerril, 2007]. Además, influyen los defectos en el lecho que dan lugar a alteraciones en el flujo y la génesis de turbulencia y remolinos [Lorenc *et al.* 1995]. Las marmitas pueden presentar diferentes morfologías dependiendo del ángulo de entrada del agua en las cavidades [de Uña-Álvarez *et al.* 2009]. Elston [1917] define las marmitas como cavidades con un plano superior de apertura circular o elíptico con sección lateral parabólica en sus estadios iniciales de desarrollo. Tanto el término castellano, “marmita”, como el término en inglés, “*pothole*”, son muy descriptivos de la morfología asociada, agujeros con forma de olla. Sin embargo, la morfología resultante es mucho más compleja y Ortega Becerril [2010] habla de hasta 25 tipos morfológicos diferentes.

Según Lorenc *et al.* [1995] el proceso de formación y evolución morfológica de una marmita está compuesto por cuatro fases principales: (1) un incipiente pulido debido a la turbulencia del agua que da lugar a formas superficiales simétricas. (2) las marmitas se van agrandando por la acción rotativa del agua junto a pequeños guijarros. (3) cuando la profundidad de las marmitas es suficiente para impedir que las partículas abrasivas sean retiradas del interior por la energía del agua se produce un crecimiento en profundidad. (4) cuando la marmita alcanza una “profundidad crítica” predomina la erosión lateral apareciendo formas muy complejas.

Las marmitas en los tramos rocosos (graníticos) del río Miño, como formas de geomorfología fluvial y de erosión, son clasificadas dentro del patrimonio geológico de la zona [Esteves *et al.* 2010]. En ese sentido, esta comunicación es parte de un proyecto más amplio que busca catalogar y caracterizar las diferentes formas resultado de la erosión fluvial en el río Miño y sus afluentes. En este caso, se presenta una interpretación evolutiva de las marmitas en un tramo del Miño medio próximo a la ciudad de Ourense (España).

2. Área de estudio

El río Miño tiene una longitud de 310 km recogiendo el agua de drenaje de una cuenca de 17.080 km²; siendo el río más caudaloso de Noroeste de la península Ibérica. Su encajamiento está sujeto a una serie de fallas de origen Paleógeno relacionadas con la colisión de las placas Euroasiática e Ibérica [Vidal Romaní y Yepes Temiño, 2001]. Su perfil consiste en aplanamientos a diferentes alturas separados por escarpes tectónicos y terrazas escalonadas [de Uña-Álvarez *et al.* 2014].

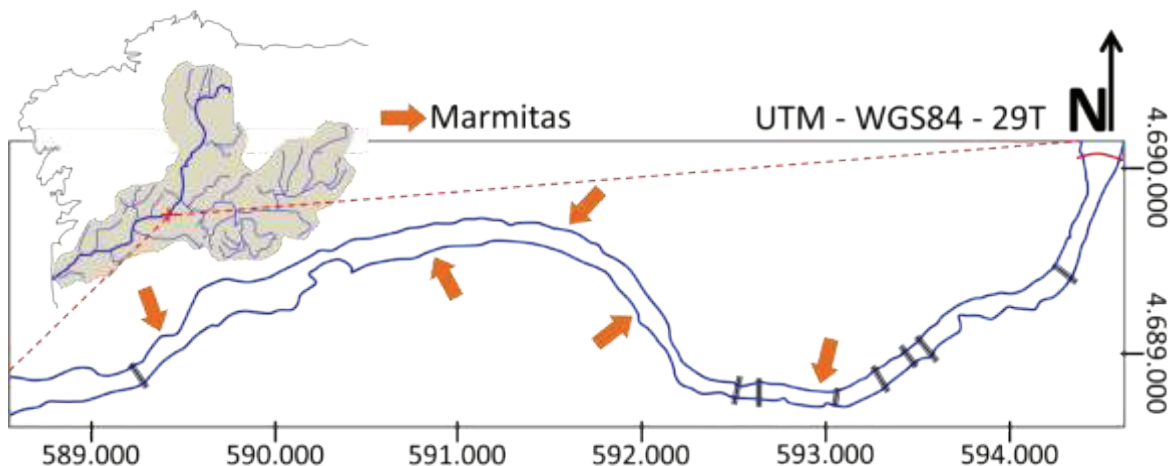


Fig. 1. Situación geográfica del área de estudio dentro de la cuenca del río Miño.

El área de estudio está situada en un tramo del Miño medio (ver Fig. 1), tras el paso del río por la ciudad de Ourense. Es un tramo de 5-6 km de longitud, a una altitud de 100 m sobre el nivel del mar y con una pendiente muy baja (<0,5%). Este tramo se delimita entre dos presas (la de Velle aguas arriba y la de Castrelo aguas abajo) por lo que su caudal actual está regulado. Pese a esto, el río circula en esta zona en un régimen turbulento por lo que predomina la roca descubierta (granitos de dos micas y granodioritas) con algunas zonas de deposición de cantos y gravas.

3. Material y métodos

El trabajo de campo se realizó durante los años 2011 y 2012 y consistió en un muestreo lineal consecutivo en ambos márgenes del río Miño entre las localidades de Ourense y Reza-Outariz. Se catalogaron un total de 67 marmitas. En cada una de ellas se midió la profundidad máxima (P_{mx}) y los ejes en los planos de apertura: el eje mayor en superficie (L_s), el eje menor en superficie (A_s), así como los ejes mayor y menor en el fondo de la cavidad (L_f y A_f respectivamente).

Un análisis estadístico de los datos determinó que había una correlación estadísticamente significativa (Spearman con un p-valor <0.05) entre los ejes mayores en superficie y en fondo así como entre los ejes menores en superficie y fondo. Además se calculó el índice de compacidad (I_c) que se define como el resultado de la división del valor del eje mayor en superficie entre el valor del eje menor en superficie ($I_c = L_s/A_s$). Este parámetro da información sobre la geometría del plano de apertura superior.

Teniendo en cuenta estos parámetros, se procedió a una clasificación de las unidades muestreadas en función de cuatro indicadores: la profundidad máxima (P_{mx}), el eje mayor en superficie (L_s), el eje menor en superficie (A_s) y el índice de compacidad (I_c). Para la clasificación se utilizaron tanto los estadísticos de posición como el registro de variables cualitativas recogidas durante el muestreo (posición, estado de las paredes, perfil, depósitos...)

4. Resultados

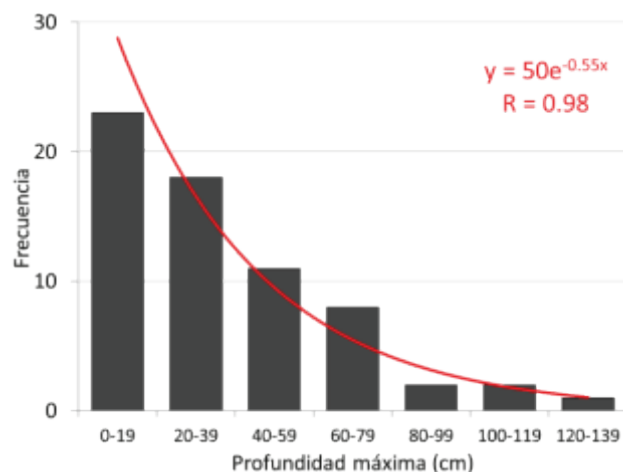


Fig. 2. Histograma de frecuencias. Se registra en el eje x los rangos de profundidad (P_{mx}) y en el eje y el número de unidades en cada rango.

En un primer lugar, atendiendo a la profundidad de las marmitas estudiadas, se observa (ver Fig. 2) que el número de casos decrece de manera exponencial en función de la profundidad máxima (P_{mx}). Esta distribución exponencial indica que hay un gran número de formas superficiales poco desarrolladas mientras que las marmitas más desarrolladas son muy pocas. Al no existir una relación lineal en el desarrollo se intuye que la intensidad del proceso de formación debe ir en aumento también de manera exponencial.

Atendiendo a su nivel de desarrollo se han diferenciado cuatro fases evolutivas en las marmitas estudiadas, representadas gráficamente en la figura 3:

Etapas M_0 : son formas incipientes, corresponden a pequeñas cavidades en superficies rocosas horizontales en zonas que se inundan esporádicamente. Se caracterizan por valores bajos de profundidad, longitud y anchura, aperturas circulares y perfiles abiertos. Domina la relación $L_s \approx A_s > P_{mx}$ y una P_{mx} de 17 cm con valores del I_c que varían entre 1.0 y 1.2.

Etapas M_1 : formas de transición que se caracterizan por un aumento de la concavidad del fondo conforme la marmita va profundizando; con profundidades próximas a los 17 cm los fondos son relativamente planos haciéndose más cóncavos en profundidades a partir de los 20 cm. Se observa que la profundidad aumenta más rápidamente que la longitud y la anchura, en las formas menos profundas la relación predominante es $L_s \approx A_s > P_{mx}$, mientras que al acercarnos a $P_{mx}=29$ cm la relación es $L_s \approx A_s \approx P_{mx}$. El I_c es de 1,3-1,4, la apertura empieza a ser elíptica.

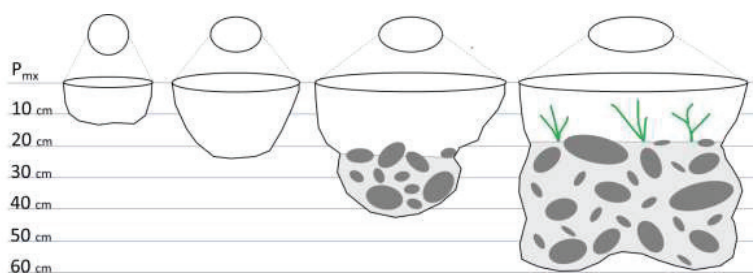


Fig. 3. Etapas evolutivas identificadas en las marmitas fluviales del Miño medio.

Etapa M₂: a excepción de las formas incipientes, las marmitas en esta etapa de desarrollo son las más abundantes. Se caracterizan por fondos compuestos (en dos o más niveles) y porque, a partir de una $P_{mx} > 40$ cm, retienen un espesor mayor de 10 cm de depósitos, mayoritariamente cantos y arenas. Su relación de aspecto es $L_s \approx P_{mx} > A_s$, su I_c se encuentra entre 1.5 y 1.8, el plano en el eje de apertura se vuelve más elíptico.

Etapa M₃: representa el máximo nivel de desarrollo, presentan los ejes máximos de apertura, hasta 130 cm. Se caracterizan por perfiles escalonados y fondos sobreexcavados reteniendo espesores > 20 cm de cantos y arenas, incluso llegan a albergar vegetación. Mantienen una relación general en la que $P_{mx} > L_s > A_s$, de apertura elíptica y profundas. El I_c alcanza valores de entre 2.0 y 2.7.

Tal como indican los resultados el proceso de desarrollo se define por un aumento en la profundidad, como de los planos de apertura. Además la tendencia del I_c es también al aumento lo que indica que en estadios iniciales la apertura es más bien circular y conforme la marmita se va desarrollando se vuelve más elíptica, en las formas incipientes el eje mayor en superficie es similar al eje menor, mientras que en las marmitas más desarrolladas el eje mayor en superficie duplica o incluso triplica al eje menor. La relación entre los ejes en los planos de apertura y la profundidad máxima se puede ver en la figura 4. Los dos ejes en superficie (L_s y A_s) están relacionados de forma directa con la profundidad, pero se observa en las pendientes (p) que el eje mayor ($p=1.1$) se desarrolla en mayor grado que el eje menor ($p=0.8$).

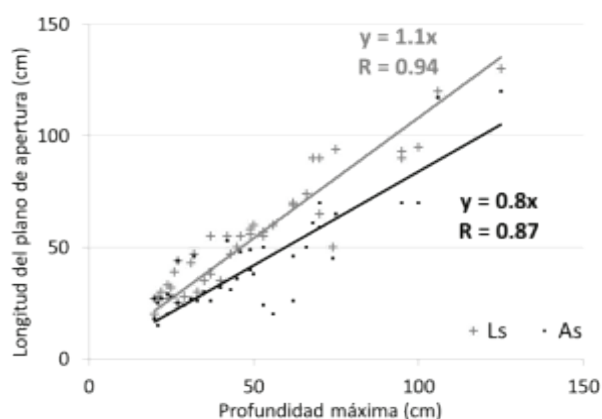


Fig. 4. Relación entre la profundidad máxima y los planos de apertura. L_s es el eje mayor en superficie y A_s es el eje menor en superficie.

5. Conclusiones

Entre las marmitas estudiadas se han diferenciado cuatro etapas evolutivas que responden a una intensidad creciente, de manera exponencial, del proceso erosivo. En cada etapa se han definido valores umbral que marcan cambios en la morfología, así hasta los 17 cm de profundidad la apertura es redondeada y los fondos planos; a partir de los 20 cm los fondos se hacen más cóncavos; a partir de los 20 cm de profundidad aparecen fondos compuestos con perfiles escalonados y fondos sobreexcavados. A partir de los 40 cm las marmitas retienen espesores de sedimentos de más de 10 cm y las marmitas más desarrolladas incluso llegan a desarrollar vegetación. También se ha observado un mayor desarrollo del eje máximo de apertura que hace que conforme las marmitas van creciendo su apertura tiende a ser elíptica.

Referencias

- De Uña Álvarez, E., Vidal Romani, J. R., & Rodríguez Martínez-Conde, R. (2009). Erosive forms in river systems. In *Advances in studies on desertification: contributions to the International Conference on Desertification in memory of professor John B. Thornes*. Universidad de Murcia. 465-460.
- De Uña-Álvarez, E., Álvarez-Vázquez, M.A., & Rodríguez, R. (2014). Tipología de formas graníticas en el tramo medio del río Miño (Ourense, Galicia, NW del Macizo Ibérico). In Schnabel, S., & Gómez Gutierrez, A. (editors) *Avances de la Geomorfología en España 2012-2014*, 434-437.
- Elston, E. D. (1917). Potholes: their variety, origin and significance. *The Scientific Monthly*, 5(6), 554-567.
- Esteves, H., Fernandes, I., & Vasconcelos, C. (2010). A margem do rio Minho entre Melgaço e Monção: Alguns aspectos do Património Geológico.
- Lorenc, M. W., Muñoz Barco, P., & Saavedra Alonso, J. (1995). Marmitas de gigante en el valle del río Jerte como ejemplo de erosión fluvial intensiva por remolinos e influencia tectónica en su distribución y morfología. *Cuaternario y Geomorfología*, 9(1-2), 17-26.
- Ortega Becerril, J. A. (2007). El estudio de la morfología de los ríos en roca. Implicaciones hidrológicas y evolutivas en dos barrancos españoles. *Boletín geológico y minero*, 118(4), 803-811.
- Ortega Becerril, J. A. (2010). Morfologías en los ríos en roca. Variaciones y tipologías. In Duran, J. J. (editor). *Patrimonio geológico: los ríos en roca de la Península Ibérica* (No. 4). IGME. 55-77.
- Vidal Romani, J. R., & Yepes Temiño, J. (2001). Las terrazas del río Miño en el tramo Chantada-As Neves (límite de Galicia-Portugal). *Acta geológica hispánica*, 36(1), 149-164.

Patrimonio arqueolóxico fluvial romano no Baixo Miño: relacións dos xacementos co río no pasado, valoración patrimonial no presente e propostas de reconversión en recursos culturais para o futuro

F. Pérez Losada, S. González Soutelo, P. Valle Abad

Grupo GEAT. Universidade de Vigo

O estudo da relación entre o home e o medio ó longo da historia, especialmente cos recursos acuáticos e fluviais, é un factor fundamental para comprender o territorio e a realidade económica, sociopolítica e cultural que se observa no presente. Desá vinculación e dependencia son boa testemuña os restos arqueolóxicos de época romana existentes en ámbalas dúas beiras (galega e portuguesa) do río Miño.

Presentaremos o panorama xeral dos asentamentos galaicorromanos do Baixo Miño, tentando analizar as súas relacións e interaccións co río e os recursos fluviais. Centraremos o noso estudio nos xacementos senlleiros de Currás (Tomiño) e Lovelhe (V.N. de Cerveira), onde estas relacións son máis evidentes e amosan unha especial relevancia.

Con base neste estudo, tentaremos estimar o valor patrimonial e as potencialidades culturais que hoxe presenta esta privilexiada herdanza arqueolóxica, medindo as súas cualidades históricas, paisaxísticas, identitarias e económicas, co obxectivo de poder deseñar mecanismos e estratexias de actuación que os poidan transformar desde simples xacementos arqueolóxicos ata auténticos polos de desenvolvemento comarcal.

Neste sentido, presentaremos algunhas propostas concretas para o futuro inmediato –rutas culturais fluviais interfronteirizas baseadas precisamente no patrimonio arqueolóxico–, integradas no marco do *Programa de cooperación transfronteiriza Interreg España-Portugal 2014-2020* da Unión Europea.

A arqueoloxía e a historia poden ser un punto de encontro entre as dúas beiras do río Miño, onde a creación de recursos culturais a partires do patrimonio arqueolóxico debe ser un factor clave para unir o pasado co presente, permitindo así un futuro cheo de posibilidades.

As Pesqueiras do rio Minho – Valorização de um património cultural e Gestão de Recursos Naturais

Fernanda Pacheco¹, Carlos Antunes²

¹*Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Portugal*

²*Aquamuseu do Rio Minho*

Resumo

O Rio Minho internacional, na sua marcação de fronteira, nos seus últimos 76km finais, entre o território galego e norte português, constitui uma paisagem natural integrada e reconhecida pelos povos que o rodeiam. Não só pela sua paisagem como pelos valores ambientais, ecológicos, territoriais, sociais, económicos, entre outros, mas principalmente os patrimoniais.

O principal objectivo desta publicação, tem como referencia as pesqueiras – estruturas arquitectónicas situadas nas margens do rio associadas à pesca artesanal. Sendo um património secular, a sua perpetuação pode estar em risco dada a forte dependência dos processos de conservação com a actividade piscatória.

Pois é certo que muita coisa pode ser feita nos dias de hoje e molda-las aos nossos tempos sem perder a sua identidade. Devendo assim mante-las e preserva-las como outros recursos naturais e de uma forma sustentável, prestando assim um contributo cultural, científico e turístico á comunidade portuguesa.

1. Introdução

O rio Minho é um rio internacional que nasce na serra da Meira a uma altitude de 750 m, na província do Lugo (Galiza) e percorre mais de 300km até à foz. Os últimos 75 km servem de fronteira administrativa entre Portugal e Espanha, sendo apenas os últimos 33 km destes navegáveis. Devido aos seus valores naturais, a bacia do Minho possui diversas áreas classificadas, sendo a porção internacional um Sítio da Rede Natura.

È nesta secção do rio que permanecem os últimos testemunhos de um património secular associado à pesca artesanal - as pesqueiras (Figura 1).

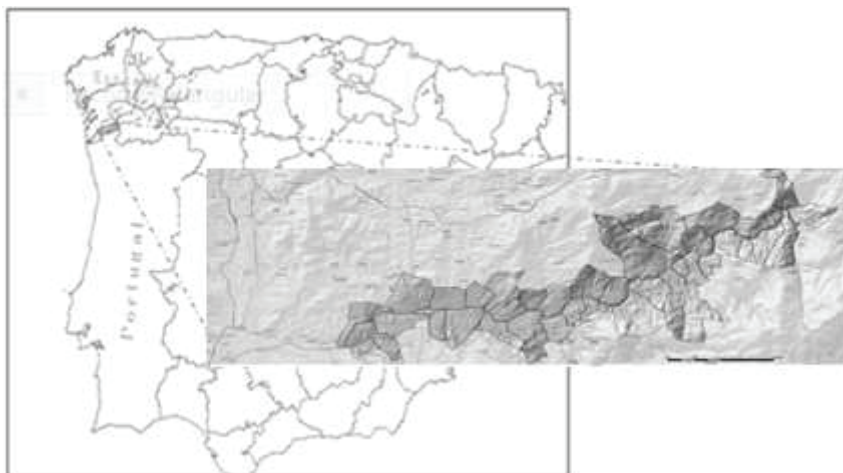


Figura 1- Rio Minho na zona de fronteira, com troço onde se encontram as pesqueiras. Crédito: a autora

A sucessiva construção de barragens ao longo do rio Minho e afluentes, tem contribuído para o desaparecimento de espécies migradoras (Assis, 1990).

Tendo também ao longo dos tempos, eliminado a conectividade fluvial, com consequências ecológicas profundas, ao fazer desaparecer parte de um património vernacular, alterando radicalmente a relação da população ribeirinha com rio.

Neste contexto, pretende-se caracterizar e valorizar elementos patrimoniais resultantes de técnicas construtivas muito elementares mas que combinam harmonia, engenharia e arquitectura, funcionalidade estrutural e estética (Caamaño,2003).

1. Objectivos

Os objectivos desta comunicação deparam-se com o seguinte:

1. Inventariação e caracterização de todas as pesqueiras ainda activas no rio Minho, e relaciona-las com uma possível exploração turística criativa (georreferenciação).
2. Definir estratégias para a sua preservação, sensibilizando as autoridades responsáveis pelas políticas de recuperação, ao caracterizar a relação entre conservação do património imaterial e a exploração dos recursos naturais (actividade piscatória) e avaliar modelos de gestão apropriados à sua sustentabilidade.

2. Estado da arte

Os primeiros registos sobre a existência de pesqueiras no rio Minho datam do ano de 1071 em que D. Urraca concede à Igreja de St^a Maria de Tui e ao seu Bispo a metade do mosteiro de Alveos com as suas pesqueiras (Almeida, 1988).

Durante os séculos XIII, XIV e XV são numerosas as notícias de doações, contratos de arrendamento e aforamentos de diferentes portos e pesqueiras situadas ao longo do rio. Os coutos monásticos dos mosteiros medievais galegos, como os que existiram em Albeos, A Franqueira ou o de Melón, na margem galega, e os de Fiães, Longos Vales, San Salvador de Paderne, na margem portuguesa, promoveram a construção de pesqueiras para assegurar a sua alimentação.

O mesmo fizeram os reis e senhores feudais, que aumentavam o seu pecúlio pela mesma via, cedendo ao povo o direito a explorar este recurso a troco de décimos ou foros que se pagavam em metálico ou em espécies.

Também os romanos exploravam recursos piscícolas do rio Minho e começaram a enviar para Roma, inicialmente, transportadas em carroças lampreias vivas grandes em vasos de barro “**Dolium**”.

A 29 de Setembro de 1864, existiam pesqueiras desde a freguesia de Lanhelas até Cristoval, na margem direita (Espanha) 386 e na margem esquerda (Portugal) 392.

Em Março de 1995, foram contabilizadas 659 pesqueiras (utilizadas / não utilizadas e em ruínas) (Leite, 1999).

Presentemente na margem espanhola podem contar com 112 e na margem portuguesa 134 pesqueiras activas.

3. Pesqueiras e artes de pesca

Na evolução destas construções fixas passou-se de uma fase ainda influenciada por primitivas técnicas recolectoras para outras onde os processos de captura foram sucessivamente aperfeiçoados. Inicialmente, aproveitaram-se os “**cotos**” (Figura 2), grandes penedos sobranceiros às águas do rio e alguns deles e o seu acesso foi facilitado pela colocação de troncos de árvores partindo das margens. Depois talhou-se a rocha junto à margem de modo a obterem degraus em diferentes alturas para se lançar as redes.



Figura 2 - “Cotos” grandes penedos. Crédito: a autora

Estas construções regulares, semelhantes a paralelepípedos são constituídas por vários *poios* ou *piaus*, situadas na margem do rio e que formam no seu conjunto a pesqueira (Figura 3). Fruto de uma arquitectura popular, adaptadas à topografia e às características do rio (obedecendo à orientação da corrente e nível da água).



Figura 3 – “Poios” ou “piaus”. Crédito: a autora

Aproveitando os afloramentos rochosos, as pedras, normalmente grandes, foram dispostas de uma forma regular no sentido de suportarem grandes variações de caudal. A orientação, a largura e a altura dos *poios* depende do leito do rio e da direcção da corrente dado que o objectivo era “dominar” as águas e orienta-las para tornar eficientes as artes de pesca (Martinez, 1962). Distribuem-se na margem do rio, a diferentes altitudes, designando-se pesqueiras de águas baixas, médias ou altas consoante o nível da água.

Cada *poio* tem na sua lateral, uma pedra saliente “o *lapadoiro*” onde passa uma corrente metálica que prende a extremidade da rede ao *marco*, colocado na parte superior do “*poio*”. Entre dois “*poios*” há espaço com cerca de 0,8 a 0,9 m, por onde corre a água e onde se coloca a rede (Figura 4).



Figura 4 – Pesqueira com arte de pesca. Crédito: a autora

O fundo desta abertura “*boca*” denomina-se soleira, terá de ser lisa de forma a apoiar os extremos do arco bucal da rede. Em algumas pesqueiras o *poio* prolonga-se formando o rabo, normalmente submerso, funcionando como um freio em situações de corrente forte, favorecendo a natação das espécies migratórias, conduzindo-as para as armadilhas.

4. As artes de pesca

Embora com diferentes tipologias, as pesqueiras permitem a utilização de duas artes de pesca: a *cabaceira* e o *botirão*. O botirão é uma armadilha que pode atingir 2 metros de comprimento, normalmente construída em madeira (actualmente em ferro) e rede de forma cónica e com duas redes, uma exterior e outra interior (Figura 5).

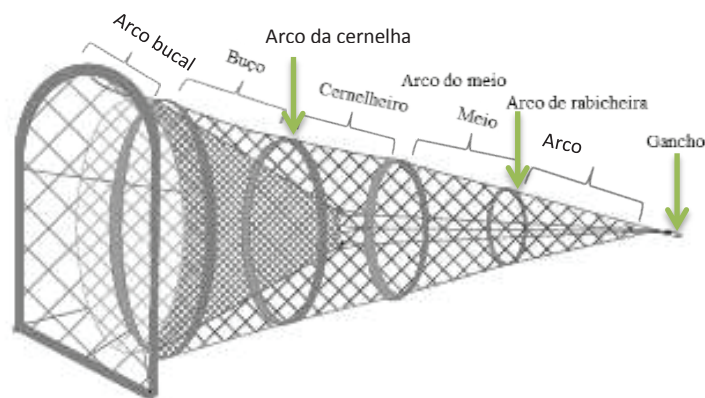


Figura 5 – “Botirão”. Crédito: a autora

A cabaceira é uma arte de pesca que pode atingir os 7 metros de comprimento constituída por uma rede “*pano*” de forma rectangular (Figura 6), obstáculo que obriga o peixe a dirigir-se outra secção e em movimento – o “*rabo*”, de forma troncocónica, apresentando uma “*boca*”, do lado da margem, onde a lampreia ou o sável entram atraídos pelo movimento da rede, acabam por transpor uma pequena abertura. O “*buço*” caindo então no “*falsete do saco*” feito numa malha mais pequena (Leite, 1999).

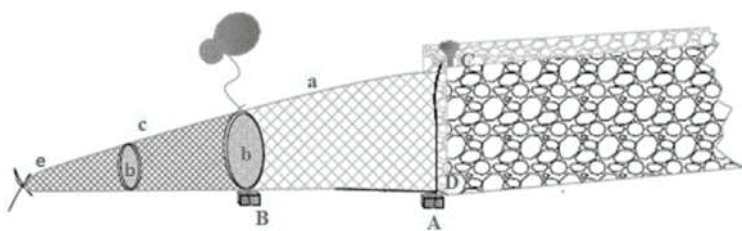


Figura 6 – “Cabaceira”. Crédito: a autora

5. Utilização e manutenção

A erosão é um fenómeno inevitável e por vezes é necessário reforçar a estrutura das pesqueiras. Havendo dificuldades legais para a intervenção, os proprietários optam por aplicar grampos de ferro (Figura 7a). Grandes concavidades eram talhadas na rocha do poio da pesqueira para manter o peixe (Figura 7b) enquanto manuseavam a arte. Alguns artefactos até mesmo construídos pelo próprio pescador servem de apoio, no uso das redes, quer nas pesqueiras de “*cabaceira*” como a de “*botirão*”. Alguns pescadores introduziram elementos que descaracterizaram a pesqueira mas que facilita o seu trabalho na recolha das redes, principalmente situações de maior caudal, como o guincho (Figura 7c).

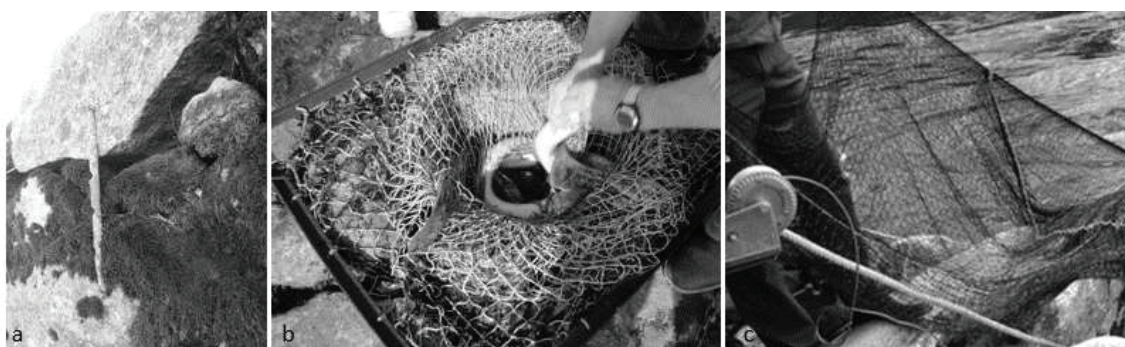


Figura 7 – Sistemas de utilização que serviam de apoio ao pescador. Crédito: a autora

Para segurar a cabaceira ou botirão é utilizada uma corda resistente ou um cadeado que vai amarrar ao lapadoiro (Figura 8a) e a um marco no cimo da pesqueira. Estes marcos podem ser em ferro ou em pedra cravados na própria pesqueira (Figura 8b). No passado, eram em pedra moldadas pelas mãos do pedreiro, na freguesia de Messegães existem três marcos esculpidos sendo um deles **antropomórfico**, outro **zoomórfico** e na ponta da pesqueira encontra-se um terceiro de forma **fálica** (Figura 8c), tendo sido progressivamente substituídos por marcos em ferro (Leite, 1999).

um hobbie para alguns, na verdade esta situação verifica-se nas duas margens do rio (Figura 10).

Nacionalidade dos pescadores (%)

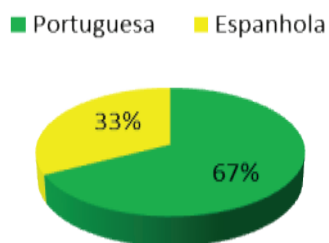


Figura 10 – Nacionalidade dos pescadores.

No resultado deste inquérito a maior percentagem de pescadores são portugueses, este resultado só confirma a assiduidade dos pescadores nas reuniões, devido à profissão principal.

A idade dos pescadores tornou-se um indicador importante neste trabalho, na medida em que se pretendia saber se esta actividade, tem ainda um futuro prolongado, mas os valores do gráfico indica-nos, uma entrada de jovens muito reduzida (Figura 11).

Idade dos pescadores (%)

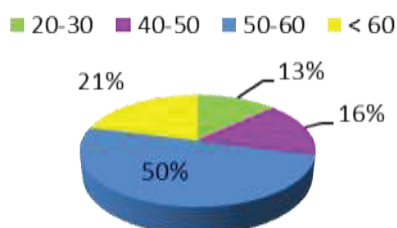


Figura 11 – Idade dos pescadores.

No que diz respeito aos proprietários das pesqueiras, eles podem ser vários, de uma ou de várias pesqueiras, mas em termos de responsabilidade da mesma, só existe um responsável – o chamado de “patrão”. Conforme o Decreto-lei nº8 de 9 de Abril de 2008, artigo. 22º. Mesmo quando as pesqueiras são emprestadas (Figura 12).

Proprietários de pesqueiras (%)

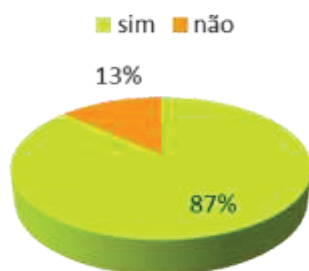


Figura 12 – Propriedade das pesqueiras.

Conforme foi referido as pesqueiras sendo de vários proprietários, obedece a uma regra imposta para que todos possam pescar, “*Escala de redagem*” por isso todos os pescadores têm os seus dias e que a maioria passa os 50 dias de pesca durante a época do ano (Figura 13).

Número de dias de pesca por ano (%)

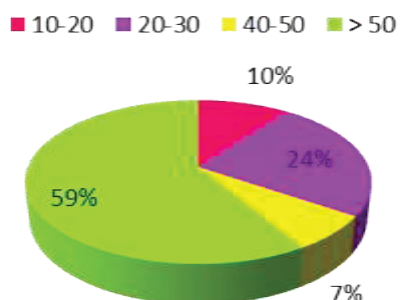


Figura 13 – Número de dias de pesca por ano.

A abundancia de pesca outrora verificada no rio Minho, levou a questionar os pescadores sobre as espécies-alvo em relação à actividade da pesca espécie de captura, verificando assim uma maior percentagem da lampreia, seguindo o sável (Figura 14).

Número de pescadores por espécie (%)

■ Truta ■ Sável ■ Savelha ■ Lampreia ■ Salmão

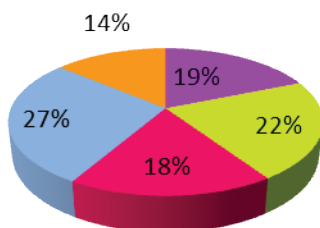


Figura 14 – Número de pescadores por espécie.

As artes de pesca são também muito importantes na influência das espécies, quantidades na figura 15, vemos que a arte de pesca mais utilizada é o *botirão*.

Artes de pesca utilizada (%)

■ Botirão ■ Cabaceira

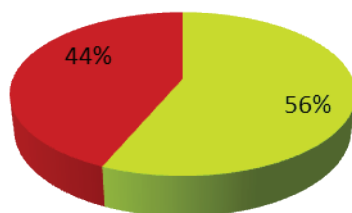


Figura 15 – Artes de pesca utilizada.

Os dados mais recentes, mostra-nos que a lampreia tem sido o peixe mais pescado com 92% de exemplares (Figura 16).

Capturas por ano (%)

■ Truta ■ Sável ■ Savelha ■ Lampreia ■ Salmão

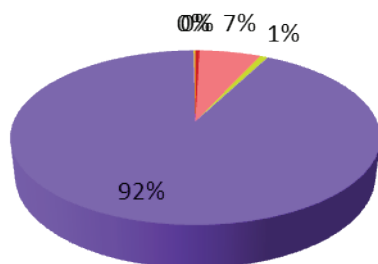


Figura 16 – Capturas por ano.

7. Preservação das pesqueiras, riqueza cultural

A pesqueira é propriedade privada, individual ou colectiva, na qual a pessoa responsável pela pesqueira é designada de “*patrão*”, sendo responsável pelos actos administrativos associados à pesqueira. No caso de vários herdeiros o uso da pesqueira é dividido por todos, existindo para isso uma “*escala de redagem*” na qual constam os dias pertencentes a cada um.



Figura 17 – Pesqueira em Vide. Crédito: a autora

A permissão para a prática da actividade piscatória é dada pela Capitania do Porto de Caminha (Portugal e Comandância Naval do Minho (Espanha) sendo atribuído um número de ordem de registo (Figura 17), assim como ficam registadas as características da pesqueira. Nos primeiros 45 dias de cada ano o documento deve ser visado pelas autoridades marítimas. Caso durante 3 anos consecutivos ou 5 anos intercalados o documento não for ao visto, a pesqueira perderá definitivamente o direito ao exercício da pesca. Esta especificidade regulamentar tem sido apontada como uma das razões do abandono da actividade, por exemplo, por ausências prolongadas do proprietário da sua área de residência. A degradação deste património está intimamente associado ao desuso.

A razão da diminuição progressiva da actividade piscatória foi a diminuição dos recursos piscatórios que se fez sentir a partir dos meados do século XX, principalmente para espécies como o salmão e o sável como consequência da construção de barragens que impediu a sua acessibilidade a áreas de postura e submergiu parte deste património arquitectónico (Figura 18).



Figura 18 – Barragem da Frieira. Crédito: a autora

Associado à diminuição do recurso, os proprietários das pesqueiras deparam-se com um caudal altamente regulado, cujo desnível de água pode atingir 7 metros influenciando quer a actividade piscatória quer a performance ecológica das espécies, contribuindo para uma crescente desmotivação laboral.

Nos últimos anos os pescadores das pesqueiras tem enfrentado várias dificuldades de carácter legal e ambiental. Se por um lado existem entraves na recuperação deste património, por outro, os pescadores enfrentam condições ambientais completamente diferentes que estiveram na origem da construção e disposição das pesqueiras e que tem a ver com a sazonalidade do regime de caudais e relação directa com o ciclo de vida de peixes migradores.

Os factores que explicam este desequilíbrio ambiental no ecossistema fluvial estão ligados à exploração não sustentável dos seus recursos: a implementação indiscriminada de barragens, nas sobre explorações da actividade da pesca e na falta de tratamento das águas contaminadas vertidas no rio.

Este facto associado a uma progressiva exigência das autoridades fiscalizadoras no sentido de controlar uma actividade que é também económica tem levado a desistências da actividade.

Visto que o facto de ser património privado e que a sua preservação está intimamente relacionado com o seu uso, será importante a existência de bom senso quer por parte das autoridades de forma ao estabelecimento de regras exequíveis e que permitam a manutenção do património, mas também por parte dos pescadores no sentido de prestar uma informação real sobre a importância da actividade para a economia local e conservação dos recursos.

Este recurso patrimonial para além de fazer parte de um serviço de produção (pesca) pode igualmente gerar benefícios directos e indirectos para a região, prestando um serviço cultural, integrando factores como a paisagem a gastronomia, o património construído, as formações geomorfológicas, entre outros (Figura 19).



Figura 19 – Património existente. Crédito: a autora

A relação ambiental estabelecida com a vegetação ripícola não pode ser ignorada. Historicamente, as árvores desempenharam um papel na conservação das pesqueiras. Os pescadores plantavam com frequência espécies autóctones, como amieiros e salgueiros, com o objectivo de criar protecções naturais (Figura 20), no sentido de

defender as estruturas murais das pesqueiras no período das cheias inverniais (Martinez, 1962).



Figura 20 – Pesqueira protegida com vegetação. Crédito: a autora

As pesqueiras constituem hoje em dia um património arquitectónico paisagístico e ambiental que faz com que a sua conservação e sobrevivência sejam imprescindíveis (Portela, 1985).

8. Potencialidades futuras

Até este momento foi reconhecido o valor patrimonial das pesqueiras do rio Minho como uma manifestação cultural da transformação antrópica do meio natural, própria de uma sociedade pré industrial de base rural cujo principal valor radica na sistematização de modo particular de exploração dos recursos piscícolas, e assiste-se também, que o risco de desaparecimento não só persiste, mas aumenta a cada dia, tornando-se numa necessidade urgente na sua protecção e valorização.

A especificidade do estudo do caso em concreto, em particular o regime de propriedade privada e uso, a problemática verificada, a nova realidade socioeconómica da região, a condição do rio como fronteira administrativa, requer uma estratégia que contemple a protecção da legislação patrimonial assim como o ordenamento e planificação territorial integradas á realidade de hoje.

A protecção passiva das pesqueiras, incorporadas como bens de interesse cultural sob as diversas leis sectoriais de salvaguarda patrimonial, assegurará e garantirá a disposição de medidas inerentes à inventariação, catalogação, investigação, difusão e às medidas de

intervenção relacionadas com a conservação, restauro e manutenção de bens protegidos e ao património tangível e intangíveis associados (Tugores & Planas, 2006).

O ordenamento e planificação territorial integrada, terão como objectivo a necessária disposição e coordenação dos diversos instrumentos jurídico-administrativos, dispostos a permitir a exploração racional e sustentável do rio Minho, sempre que possível, na protecção activa de um sistema a ser reconhecido patrimonialmente (Calaf & Fontal, 2006).

A transversalidade de acções em áreas transfronteiriça remete para a necessária coordenação e integração (Martín, 2006) dos planos e programas dos diversos governos: galego, espanhol e português, nas suas respectivas hierarquias administrativas territoriais, que reconheçam, protejam, e permitam o desenvolvimento e a evolução da paisagem cultural que é a do rio Minho, onde a linha administrativa de fronteira se dilui e inclusivamente desaparece.

A construção do território é o produto da constante intervenção humana no tempo (Turri, 2000) na base do suporte natural de partida, mas a paisagem é um elemento perceptivo, subjectivo, que só é reconhecível a partir da mesma consciência cultural do próprio (Nogué, 2010). Uma proposta de formalização, de implementação física, pode passar pelo simples reconhecimento do valor dos caminhos existentes a partir da sua capacidade intrínseca como elemento de ligação, ou na possibilidade de integração dos recursos patrimoniais e culturais do Minho transfronteiriço, sob uma estrutura aberta de um ecomuseu (Rivière, 1993), tipologia museológica que assenta as suas bases num “território – descentralizado-, um património – integral: material, intangível, natural, cultural e uma comunidade – com o museu contribuindo ao seu desenvolvimento.” (Tugores & Planas, 2006).

Referências

- Almeida, E. I. 1988. *Notas Historicas del Bajo Miño – Puertos, Barcas, Pesqueras*. Tui.
- Assis, C. A., 1990, Therats to the survival of anadromous fishes in the river Tagus. *Jornal of Fish Biology*, 37: 225-226.
- Caamaño, M. 2003. *As construción da arquitectura popular. patrimonio etnográfico de Galicia*. Consello Galego de Colexios de Aparelladores e Arquitectos Técnicos.
- Calaf, R., & Fontal, O. 2006. *Miradas al patrimonio*. Gijón: Ediciones TREA.
- Leite, A. (1999). *As pesqueiras do Rio Minho*. Caminha: Corema.
- Martín, M. 2006. La interpretación del patrimonio y la gestión de los recursos culturales. In R. Calaf, & O. Fontal, *Miradas al patrimonio*. Gijón: Ediciones TREA.
- Martínez, A., 2012. A Lamprea Do Río Miño, Concello De Arbo - GONZÁLEZ JULIO: *Regesta de Fernando II*, 257 pp
- Martinez, A. V. 1962. *La Lamprea del Río Miño*. Arbo: Concello de Arbo.
- Nogué, J. 2010. El retorno al paisaje. *Enrahonar*. Barcelona.
- Portela, C. 1985. *As pesqueiras do Río Miño*. Santiago de Compostela: Dirección Xeral do Patrimonio Artístico e Monumental.
- Rivière, G. 1993. *La museologia*. Madrid: AKAL.
- Tugores, F., & Planas, R. 2006. *Introducción al patrimonio cultural*. Gijón: Ediciones TREA.
- Turri, E. 2000. Il paesaggio racconta. *Convegno della Fondazione Osvaldo Piacenti*. Reggio Emilia: Fondazione Osvaldo Piacenti.

Contaminación por metales del sedimento (Cd, Pb, Zn) en el curso bajo del río Miño

Ricardo Prego^{1*}, Miguel Caetano^{2,3}, Miguel Ángel Álvarez-Vázquez^{1,4}, Carlos Vale^{2,3}

¹ Instituto de Investigaciones Marinas (IIM-CSIC). 36208 Vigo, España. *prego@iim.csic.es

² Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA). 1449-006 Lisboa, Portugal.

³ Marine and Environmental Research Center (CIIMAR). 4050-123 Porto, Portugal.

⁴ Area de Geografía Física, Grupo GEAT. Campus de Ourense (UVigo). 32004 Ourense, España)

Resumen

La baja concentración natural de los metales traza permite utilizarlos como trazadores de contaminación. En este trabajo se ha estudiado el contenido de tres metales traza (Cd, Pb y Zn), que son indicadores típicos de contaminación, en el sedimento superficial de 27 muestras recogidas en el curso bajo del río Miño, esto es, desde la Presa de Frieira hasta su desembocadura en el océano Atlántico. Tras secado, digestión y análisis (ICP-MS y FAAS) de las muestras, los contenidos de Cd, Cu y Pb en el sedimento fueron los naturales en comparación con la litología de la cuenca fluvial, con la excepción de dos tramos fluviales de núcleos urbanos ribereños. En ambos tramos se ha detectado una contaminación moderada por Cd y Zn mediante normalización respecto a Al.

1. Introducción

Los metales traza están presentes de manera natural en el sedimento de los ríos a donde llegan tras la meteorización de las rocas y el lixiviado de los suelos dentro de la cuenca de drenaje fluvial. En las aguas de escorrentía superficial los metales traza son transportados tanto en disolución como adsorbidos o absorbidos en pequeñas partículas en suspensión. Algunos metales, como Al, Fe, Zn y Pb, muestran una elevada afinidad por las partículas inorgánicas; otros, como Cu, están generalmente asociados a la materia orgánica (Nicolau et al., 2006); mientras que los hay, como Br y Sr, que suelen predominar en disolución (Salomons y Förstner, 1984).

Junto con este proceso natural, y por las mismas vías, puede tener lugar un impacto antropogénico del cual los metales son buenos trazadores (Gaillardet et al., 2003). Una vez en los ríos, los metales pueden llegar a los océanos o acumularse en los lechos en aquellas áreas fluviales donde la hidrodinámica o las condiciones biogeoquímicas favorezcan la sedimentación, algo usual en los cursos bajos de los ríos y, especialmente, en los estuarios. En el sedimento, los metales traza presentan una marcada bivalencia, mientras que a ciertas concentraciones actúan como micronutrientes esenciales para la vida (e.g. Co, Cu, Mn, Mo y Zn; Goldman, 2009), cuando sobrepasan un cierto umbral suelen tener un efecto tóxico para los seres vivos (e.g. Cd, Cr, Cu, Ni y Pb; Thornton et al., 2001).

En el caso el río Miño los metales contenidos en el sedimento de su curso bajo pueden reflejar el impacto antropogénico. Por ese motivo se han determinado los contenidos en el sedimento superficial de tres metales trazadores típicos de contaminación (Cd, Pb y Zn) con el objetivo de (i) establecer sus valores naturales de fondo para el sedimento del río Miño en su curso bajo y (ii) averiguar si las poblaciones situadas en sus orillas incrementan sus contenidos en el sedimento fluvial.

2. Área de estudio

El río Miño es el principal cauce fluvial en el noroeste de la Península Ibérica, cuyo caudal natural se halla alterado por la presencia de 26 embalses en su cuenca. La última presa es la de Frieira (42° 09' N; 8° 11' W) desde donde el río Miño recorre 76 km hasta su desembocadura en el océano Atlántico (41° 52' N; 8° 52' W) y sirve de frontera entre España y Portugal. Ese tramo fluvial del Miño constituye su curso bajo que recoge el agua de una subcuenca lusoespañola de 1934 km², que supone un 10% de la cuenca total del río.

La litología en el curso bajo del Miño está compuesta por granitos de dos micas y granodioritas con intrusiones de esquistos metamórficos y abundantes terrazas de sedimento aluvial acumulados durante el cuaternario en los márgenes de los cauces (Parga Pondal et al., 1982). La densidad de población dentro de la referida subcuenca es baja (93-116 hab·km⁻²) siendo los principales núcleos de población en sus orillas Arbo, As Neves, Salvaterra y Tui en el margen español y Melgaço, Monção, Valença, Vila Nova de Cerveira y Caminha en el margen portugués. La mayoría de esos núcleos de población tienen menos de 5000 habitantes, excepto Tui y Valença con en torno a 6000 y 8000 habitantes, respectivamente.



Figura 1: Diagrama de flujo del proceso de recogida, tratamiento y análisis de las muestras de sedimento superficial del río Miño en su curso bajo. Mapa de localización elaborado con Google Earth.

3. Material y métodos

Entre el embalse de Frieira y la desembocadura del río Miño se recogieron 27 muestras de sedimento superficial (Figura 1) con una draga Van Veen desde una Zodiac o, donde no fue posible, desde la orilla. Las muestras de sedimento se secaron en estufa a $45\pm5^\circ\text{C}$ hasta peso constante, se tamizaron separando la fracción menor de 2 mm, la cual se molió en un molino de ágata.

Las muestras fueron digeridas completamente siguiendo las indicaciones de Rantala y Loring (1975). Cadmio, Pb y Zn se analizaron en un equipo de ICP-MS (Thermo Elemental, X-Series) según el método descrito por Caetano et al. (2008). El Al se analizó por absorción atómica de llama (FAAS, Perkin Elmer AA100). La precisión y exactitud del procedimiento analítico se verificó mediante material de referencia certificado (PACS-2, NRCC) hallándose dentro de los rangos indicados para el PACS-2.

Todos los procedimientos durante la recogida, manejo y análisis de las muestras se hicieron siguiendo técnicas limpias para el análisis de metales traza.

4. Resultados y discusión

Los rangos de contenido de los metales traza bajo estudio en el sedimento superficial del curso bajo del río Miño fueron:

$$0,02\text{-}0,24\text{ mgCd}\cdot\text{kg}^{-1}, 13\text{-}29\text{ mgPb}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ y } 10\text{-}128\text{ mgZn}\cdot\text{kg}^{-1}.$$

Los valores medios se indican en la tabla 1 donde la comparación revela que el contenido medio en el sedimento del río Miño es similar o está por debajo de los valores establecidos para la corteza terrestre (Rudnick y Gao, 2003), para sedimentos gallegos no contaminados (Prego y Cobelo-García, 2003) y para suelos gallegos sobre rocas graníticas (Macías Vázquez y Calvo Anta, 2009) como son las del área de estudio. De esta manera, no se observan indicios de un enriquecimiento general para ninguno de los tres metales, Cd, Cu y Pb, en el sedimento superficial del cauce bajo del río Miño.

Tabla 1: Comparación de resultados entre valores medios obtenidos en este estudio y aquellos presentes en la bibliografía correspondientes a la concentración media de la corteza terrestre, a sedimentos no contaminados y al contenido de metales de los suelos de la zona. Los datos se presentan en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

	Cd	Pb	Zn
Este estudio, sedimentos bajo Miño	0,05	20	40
Corteza terrestre ¹	0,09	17	67
Sedimentos no contaminados ²	0,01-0,20	5-25	20-100
Suelos de Galicia (graníticos) ³	0,08	30	51

¹Rudnick y Gao (2003). ²Prego y Cobelo-García (2003). ³Macías Vázquez y Calvo Anta (2009).

En la figura 2A se presenta la variación espacial del contenido de los metales traza bajo estudio en el sedimento del río Miño desde la presa de Frieira hasta la desembocadura. Para los tres metales se observa una clara línea de base sobre la cual aparecen picos aguas abajo de Arbo, en la zona de As Neves-Salvaterra-Monção y en las cercanías de Valença-Tui. Estos incrementos en el contenido sedimentario de metales traza pueden ser indicativos de una contaminación localizada.

Una normalización del contenido de metal en cada muestra respecto a un elemento químico puede determinar si existe realmente una contaminación antropogénica local. Se ha elegido el Al como normalizador por ser el tercer elemento más abundante de la corteza terrestre, de manera que es un elemento mayoritario en las muestras, y porque un aporte de origen antropogénico no va a hacer variar de manera sensible su contenido en el sedimento (Hanson et al. 1993).

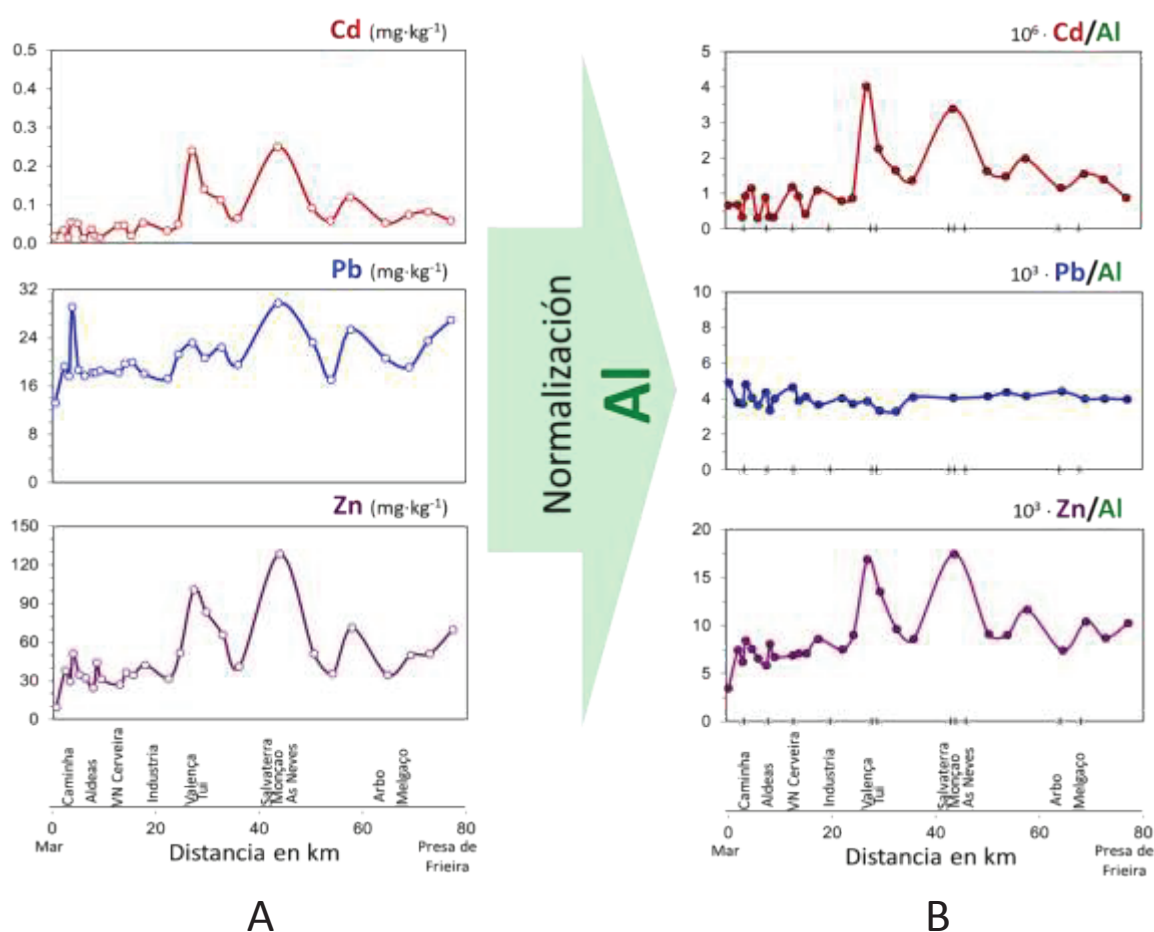


Figura 2: Variación espacial del contenido en Cd, Pb y Zn en los sedimentos del curso bajo del río Miño. A (izquierda) concentración de los tres metales en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. B (derecha) Normalización del contenido metálico en función del contenido de Al de cada muestra.

El resultado de la normalización, como variación espacial, se puede observar en la figura 2B. La normalización frente a Al (figura 2B) identifica los aumentos locales de la relación metal/Al en las zonas fluviales próximas a algunas poblaciones urbanas. Así, el cociente Cd/Al de $2,0\cdot 10^{-6}$ se duplicó en el entorno del río próximo a Valença-Tui y

Salvaterra-Monção. Lo mismo ocurrió para el cociente Zn/Al ($8 \cdot 10^{-4}$) mientras que el correspondiente a Pb/Al se mantuvo casi constante a lo largo de todo el curso bajo ($3,5-4,5 \cdot 10^{-4}$). En consecuencia, no existen huellas de contaminación para los tres metales estudiados en el curso bajo del Miño con la excepción de los tramos cercanos a algunas poblaciones urbanas donde la contaminación se puede calificar como moderada al no exceder tres veces el contenido natural.

Con respecto a la presencia antropogénica de metales en el sedimento, se puede sugerir la hipótesis de que el alto caudal del río Miño en su curso bajo, $\approx 420 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Río Barja y Rodríguez Lestegás, 1992), está favoreciendo la descontaminación de su cauce al transportar el sedimento hacia el océano.

5. Conclusiones

En conjunto los contenidos de Cd, Pb y Zn en el sedimento superficial del curso bajo del Miño son los naturales en correspondencia con la litología granítica de su cuenca.

Sin embargo, localmente se ha detectado una contaminación moderada por Cd y Zn en algunos tramos fluviales próximos a dos núcleos de población mayores: Salvaterra- Monção-As Neves y Valença-Tui.

Los aportes antropogénicos de los metales estudiados no parece que superen la capacidad de autodepuración del río, estando la contaminación muy localizada por vertidos urbanos.

Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por Acción Hispano-Portuguesa con ref. 2007PT0021 en colaboración con el proyecto “MEFIO” de ref. MINECO CTM2011-28792-C02-02.

Referencias

- Caetano, M., Vale, C., Cesário, R., Fonseca, N., 2008. Evidence for preferential depths of metal retention in roots of salt marsh plants. *Science of the Total Environment*, 390: 466-474.
- Gaillardet, J., Viers, J., Dupré, B., 2003. Trace Elements in River Waters. En: Turekian, K.K., Holland, H.D. (Eds.), *Treatise on Geochemistry*. Elsevier, Amsterdam, vol. 5, pp. 225-272.
- Goldman, C.R., 2009. Micronutrient Elements (Co, Mo, Mn, Zn, Cu). En: Likens, G.E., (Ed.), *Biogeochemistry of Inland Waters*. Academic Press, pp. 378-382.
- Hanson, P.J., Evans, D.W., Colby, D. R., Zdanowicz, V. S., 1993. Assessment of elemental contamination in estuarine and coastal environments based on geochemical and statistical modeling of sediments. *Marine Environmental Research*, 36, pp. 237-266.
- Macías Vázquez, F., Calvo Anta, R., 2008. Niveles Genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de Galicia. Xunta de Galicia, 229 pp.
- Nicolau, R., Galera-Cunha, A., Lucas, Y., 2006. Transfer of nutrients and labile metals from the continent to the sea by a small Mediterranean river. *Chemosphere* 63: 469-476.
- Parga Pondal, I., Parga Peinador, X.R., Vegas, R., Marcos, A. 1982. Mapa Xeolóxico do Macizo Hespérico. Publicacións de Xeoloxía e Minería do Seminario de Estudos Galegos.
- Prego, R., Cobelo-Garcia, A., 2003. Twentieth century overview of heavy metals in the Galician Rias (NW Iberian Peninsula). *Environmental Pollution*, 121: 425-452.
- Rantala, R.T.T., Loring, D.H., 1975. Multi-element analysis of silicate rocks and marine sediments by atomic absorption spectrophotometry. *Atomic Absorption Newsletter*, 14: 117-120.
- Río-Barja, F.J., Rodríguez-Lestegás, F., 1992. Os ríos galegos. Morfoloxía e Réxime. Concello da Cultura Galega, 333 pp.
- Rudnick, R. L., Gao, S., 2003. Composition of the continental crust. *Treatise on geochemistry*, vol. 3, pp. 1-64.
- Salomons, W, Förstner, U., 1984. *Metals in the Hydrocycle*. Springer-Verlag, 348 pp.
- Thornton, L., Butler, D., Docx, P., Hession, M., Makropoulos, C., McMullen, M., Nieuwenhuijsen, M., Pitman, A., Rautiu, R., Sawyer, R., Smith, S., White, D., Wilderer, P., Paris, S., Marani, D., Braguglia, C., Palerm, J., 2001. Pollutants in Urban Waste Water and Sewage Sludge. European Commission, 244 pp

ÁGUAS DE TRANSIÇÃO DO RIO MINHO: Comentários sobre a sua classificação

Rogélia Martins¹, Miguel Carneiro¹, Joana Raimundo², Carlos Antunes^{3,4}

¹ DMRM – Departamento do Mar e dos Recursos Marinhos /
Div-RP – Divisão de Modelação e Gestão dos Recursos da Pesca

² DMRM – Departamento do Mar e dos Recursos Marinhos /
Div-OA – Divisão de Oceanografia Ambiental e Bioprospeção

³ CIIMAR – Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental

⁴ Aquamuseu do Rio Minho

Resumo

O presente estudo pretendeu caracterizar a fauna ictica do estuário do rio Minho em três épocas do ano, com a finalidade de avaliar a qualidade ecológica deste sistema de transição. Para este fim foi utilizado o elemento de qualidade *Peixes*, aplicando o índice EFAI – *Estuarine Fish Assessment Index*, tendo-se obtido resultados *Razoável* para as épocas de primavera e verão e de *Bom* para o outono. Foi também efetuada uma comparação entre as espécies piscícolas obtidas nas amostragens e usadas para a classificação e as capturadas e desembarcadas pela pesca tradicional, verificando-se a ausência nas amostragens das principais espécies desembarcadas nomeadamente lampreia, sável, dourada, salmão, truta e tainha-olhalvo, provavelmente por não estarem acessíveis à arte utilizada para as amostragens – arrasto de vara.

Introdução

Os habitats estuarinos e as associações de peixes com eles relacionados são potencialmente afetados quer por fatores antropogénicos (poluição, barragens, açudes, sobrepesca, etc.), quer por variáveis ambientais físico-químicas ou biológicas como interações predador-presa e competição inter e intraespecíficas.

Como tal, o uso de peixes como indicadores de alterações ambientais ou ecológicas nos sistemas aquáticos baseia-se no princípio de que as comunidades de peixes são indicadores sensíveis das mudanças desses sistemas (Whitfield & Elliot, 2002).

Com a entrada em vigor da Directiva Quadro da Água (DQA – Diretiva 2000/60/CE) a ictiofauna passou a ter um papel importante na avaliação da qualidade das águas de transição (estuários) sendo mencionado como um dos indicadores biológicos a utilizar.

A fácil identificação, as diferenças no grau de mobilidade, em muitos casos a dependência do substrato e a longevidade são algumas das vantagens na utilização dos peixes como indicadores de qualidade ecológica.

O presente estudo pretendeu caracterizar a ictiofauna do estuário do rio Minho em três épocas do ano (outono, primavera e verão), a fim de avaliar a qualidade ecológica deste sistema de transição. Para tal foi utilizado o elemento de qualidade *Peixes* aplicando o índice EFAI – *Estuarine Fish Assessment Index* (Cabral *et al.*, 2012) e a versão adotada pela APA – Agência Portuguesa do Ambiente como sistema de classificação para este elemento.

Material e Métodos

As amostragens para o estudo da ictiofauna do rio Minho decorreram em agosto de 2011, maio e novembro de 2012, entre Caminha e Valença (Figura 1). Em cada época realizaram-se quatro lances de pesca em cada uma das quatro massas de água definidas pelo ex – INAG¹. A arte utilizada foi um arrasto de vara constituído por uma rede com uma abertura horizontal suportada por uma vara de 2,30 m e dois patins com 0,34 m de altura e malhagem de 18 mm (vazio da malha). Os lances tiveram a duração média de 12 minutos e foram realizados no período noturno na maré vazante. Após a captura, os indivíduos foram guardados em sacos de plástico devidamente etiquetados e transportados até à câmara frigorífica, onde foram guardados para futura análise em laboratório. No laboratório os exemplares foram identificados, contados, pesados e medidos.

¹ - INAG – Instituto Nacional da Água.

flesus) foi a espécie de peixe mais abundante em todas as amostragens. Nos outros grupos faunísticos, o bivalve *Corbicula fluminea* registou, nos 3 meses, maiores valores em número e em peso em agosto de 2011 (19 kg) e o crustáceo *Carcinus maenas* registou o maior valor em peso em maio e novembro de 2012 (14 kg e 16 kg, respetivamente).

Tabela 1 – Lista de espécies capturadas por época.

Espécie	2011		2012			
	agosto ♦		maio		novembro	
	Nº	peso (g)	Nº	peso (g)	Nº	peso (g)
Osteichthyes						
<i>Ammodytes tobianus</i>					3	26,0
<i>Anguilla anguilla</i>	39	1817,0	9	323,4	2	39,8
<i>Atherina presbyter</i>	7	58,8	3	18,2	3	18,4
<i>Chelidonichthys lucerna</i>			3	21,1	1	10,0
<i>Chelon labrosus</i>					1	51,0
<i>Ciliata mustela</i>					1	20,0
<i>Cobitis paludica</i>	2	18,8				
<i>Cyprinus carpio</i>					1	2068,0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	4	28,7				
<i>Diplodus sargus</i>					1	15,0
<i>Diplodus vulgaris</i>	2	2,4			2	31,0
<i>Echiichthys vipera</i>	24	195,1	18	164,0	7	52,0
<i>Gobio lozanoi</i>	32	285,8				
<i>Gobius niger</i>			2	31,3	1	5,0
<i>Liza aurata</i>					1	26,0
<i>Pegusa lascaris</i>					12	40,8
<i>Platichthys flesus</i>	643	2869,4	245	2226,6	178	2246,3
<i>Pomatochistus microps</i>			8	5,2	44	36,7
<i>Pomatochistus minutus</i>					17	22,1
<i>Scophthalmus rhombus</i>	2	40,0			2	1040,0
<i>Solea solea</i>	2	7,1	24	335,2	27	964,0
Total	758	5322,8	311	3124,9	303	6711,9
Gastropoda						
<i>Radix peregra</i>			1	0,5		
Total			1	0,5		
Bivalvia						
<i>Cerastoderma edule</i>	5	4,7				
<i>Corbicula fluminea</i>	5492	18878,0	881	3418,2	320	993,3
Total	5497	18882,7	881	3418,2	320	993,3
Crustacea						
<i>Atyaephyra desmarestii</i>					13	2,7
<i>Carcinus maenas</i>	35	723,8	527	14056,8	658	16264,2
<i>Crangon crangon</i>	163	55,4	229	141,3	693	253,0
<i>Palaemon serratus</i>	2	2,4	6	8,1	18	17,1
<i>Procambarus clarkii</i>	2	47,0	1	22,8	2	31,2
Total	202	828,5	762	14229,0	1385	16568,2

♦ – Os valores foram extrapolados de 5 minutos de arrasto para 12 minutos.

Comparando a lista de espécies de peixes capturados nas campanhas com a lista das espécies desembarcadas pelas embarcações licenciadas para operar no rio Minho (Tabela 2) verifica-se que nos anos de 2011 e 2012 há seis espécies (dourada – *Sparus aurata*, lampreia – *Petromyzon marinus*, salmão – *Salmo salar*, truta – *Salmo trutta*, sável – *Alosa alosa* e tainha olhalvo – *Mugil cephalus*) que não ocorreram nas campanhas.

Tabela 2 – Lista de espécies desembarcadas e capturadas pelas embarcações licenciadas para operar no rio Minho, de 2008 a 2013. Fonte: DGRM

Espécies	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<i>Petromyzon marinus</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Anguilla anguilla</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Alosa alosa</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Salmo salar</i>	x	x		x	x	x
<i>Salmo trutta</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Mugil cephalus</i>	x	x	x	x	x	x
Mugilidae	x	x	x	x	x	x
<i>Dicentrarchus labrax</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Diplodus sargus</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Sparus aurata</i>	x	x	x		x	
<i>Solea solea</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Platichthys flesus</i> *	x	x	x	x	x	x
<i>Scophthalmus rhombus</i>	x	x	x	x	x	

* - de 2008 a 2012 esta espécie era declarada como *Pleuronectes platessa* Linnaeus, 1758

2. Aplicação do índice de qualidade ecológica (EFAI)

A avaliação da qualidade ecológica do rio Minho para o elemento *Peixes* foi obtida com base nos índices EFAI e EFAI adaptado pela APA. Nas tabelas 3a e 3b apresentam-se as classificações das águas de transição do rio Minho com base nos dados recolhidos durante as três campanhas de amostragem e de que se dá conta neste estudo.

Segundo Sousa *et al.* (2008), a abundância de espécies diádromas, com exceção da lampreia, tem diminuído nos últimos anos. Por isso, foi atribuído um valor de 3 numa escala de 1, 3 ou 5. O referido estudo revela a introdução de algumas espécies piscícolas exóticas, predominantemente de água doce, que se encontram estabelecidas e com populações sustentáveis daí a classificação de 3 na métrica espécies introduzidas (agosto de 2011 – góbio - *Gobio lozanoi* e novembro de 2012 – carpa - *Cyprinus carpio*).

Aplicando os índices EFAI e o EFAI adaptado pela APA, foram obtidas as mesmas classificações, entre *Razoável* na primavera e no verão e *Bom* no outono.

Tabela 3a – EFAI, Ictiofauna.

Métricas	2011		2012			
	agosto		maio		novembro	
	Nº	Score	Nº	Score	Nº	Score
Riqueza específica	10	1	8	1	18	3
% ind. utilizam estuário como viveiro	87,2	5	80,2	5	81,0	5
Espécies residentes				1		3
% indivíduos			3,2	1	21,4	3
Nº espécies			2	1	4	3
Espécies piscívoras		3	3	3		5
% indivíduos	86,0	3	80,2	3	60,9	5
Nº espécies	4	3	3	1	6	3
Espécies diádromas		3		3		3
Espécies introduzidas		3		3		3
Espécies sensíveis a perturbações		3		3		3
Total		18		19		25
Classificação EFAI	Razoável		Razoável		Bom	

Tabela 3b – EFAI adaptado pela APA, Ictiofauna.

Métricas	2011		2012			
	agosto		maio		novembro	
	Nº	Score	Nº	Score	Nº	Score
Riqueza específica	10	1	8	1	18	3
% indivíduos utilizam estuário como viveiro	87,2	5	80,2	5	81,0	5
Espécies residentes				1		3
% indivíduos			3,2	1	21,4	3
Espécies piscívoras		3		3		3
% indivíduos	86,0	5	80,2	3	60,9	3
Nº espécies	4	1	3	1	6	3
Espécies diádromas		3		3		3
Espécies sensíveis a perturbações		3		3		3
Total		15		16		20
Classificação EFAI adaptado	Razoável		Razoável		Bom	

Discussão

Os grupos faunísticos nas zonas amostradas do estuário do rio Minho foram os Peixes, os Bivalves e os Crustáceos. Os Peixes dominaram em termos de número de espécies, enquanto os Bivalves foram dominantes em termos de biomassa em agosto e os Crustáceos em maio e novembro. Das cerca de 50 espécies de peixes inventariadas durante vários anos para o estuário do rio Minho (Antunes & Rodrigues, 2004, Mota *et al.*, 2014) apenas foram capturadas 21. No entanto, é de referir que nos estudos realizados em 2006 (França *et al.*, 2011) foram identificadas 16 espécies em duas campanhas realizadas na primavera e no verão e neste trabalho verificou-se que foi em novembro que se capturou o maior número de espécies de peixes (18).

Os resultados obtidos com o método de pesca recomendado (arrasto de vara), demonstram que do número de espécies de peixes conhecidas para o estuário do rio Minho, apenas 16% destas foram capturadas na primavera, 20% no verão e 36% no outono. Estes valores, que são indiretamente refletidos nas métricas, podem alterar significativamente a qualidade ecológica do rio.

O protocolo de amostragem para se utilizar este índice recomenda 3 a 5 lances de pesca por massa de água (efetuaram-se quatro) e apenas na estação da primavera (neste trabalho, efetuaram-se amostragens na primavera, verão e no outono), que foi estabelecida por ser o período com maior riqueza específica e maior abundância de peixes (Cabral *et al.*, 2012). No entanto, os resultados obtidos mostram que no outono foi observada maior riqueza específica, tendo a abundância de peixes sido semelhante nas três estações do ano.

Salienta-se que o tipo de arte de pesca utilizada influencia as capturas porque existem espécies que não estão acessíveis ao arrasto de vara, por exemplo, as espécies diádromas como a lampreia, sável, savelha. No entanto esta arte é apontada como um dos métodos de pesca mais apropriada e eficiente em estuários (Hemingway & Elliot *in* França *et al.*, 2011) ainda que a sua eficiência possa variar.

Em virtude da classificação do estado ecológico para a ictiofauna do rio Minho ter variado entre *Razoável* na primavera e verão e *Bom* no outono, questiona-se se a aplicação deste índice não deveria ser no período de maior riqueza específica (outono).

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer ao Aquamuseu do Rio Minho, na execução deste trabalho, nomeadamente disponibilização da embarcação e do laboratório e ao Mestre Eduardo Martins pela colaboração na realização do trabalho de campo, ao projeto Team Minho e EEMA.

Referências bibliográficas

Antunes, C., Rodrigues, H. 2004. Guia Natural do rio Minho. Os Peixes. Aquamuseu do Rio Minho. Vila Nova de Cerveira. 84p.

Cabral, H. N., Fonseca, V. F., Gamito, R., Gonçalves, C. I., Costa, J. L., Erzini, K., Gonçalves, J., Martins, J., Leite, L., Andrade, J. P., Ramos, S., Bordalo, A., Amorim, E., Neto, J. M., Marques, J. C., Rebelo, J. E., Silva, C., Castro, N., Almeida, P. R.,

Domingos, I., Gordo, L. S., Costa, M. J. 2012. Ecological quality assessment of transitional waters based on fish assemblages in Portuguese estuaries: The Estuarine Fish Assessment Index (EFAI). Ecological Indicators, 19, Special Issue (SI), 144-153.

França, S., Costa, M.J., Cabral, H.N. 2011. Inter- and intra-estuarine fish assemblage variability patterns along the Portuguese coast. Estuarine, Coastal and Shelf Sciences, 91: 262-271.

Mota, M., Sousa, R., Bio, A., Araújo, M.J., Braga, C., Antunes, C. 2014. Seasonal changes in fish assemblages in the River Minho tidal freshwater wetlands, NW of the Iberian Peninsula. Ann. Limnol. - Int. J. Lim. 50 (2014) 185–198

Sousa, R., Costa-Dias, S., Guilhermino, L., Antunes, C. 2008. Minho River tidal freshwater wetlands: threats to faunal biodiversity. Aquatic Biology, 3: 237-250.

Whitfield A.K., Elliott, M. 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and the some suggestions for the future. Journal of Fish Biology, 61 (Supplement A), 229-250.

Águas costeiras e de transição. Estado Ecológico. Classificação dos elementos biológicos. Peixes. http://www.apambiente.pt/_zdata/EstadoAguas/Protocolos/CLASSIF_Peixes_TW.pdf (acedido em setembro de 2014).

Modelação dos efeitos das alterações climáticas na população de caboz, *Pomatoschistus microps*

Allan Souza¹, J.C. Marques², I. Martins²

¹CIIMAR, ICBAS – Universidade do Porto

²Universidade de Coimbra

Resumo

Apesar de as previsões do IPCC sobre a subida de temperatura no futuro próximo e a conscientização global sobre esta tema, existem poucos estudos que usam estas previsões para simular os efeitos das mudanças climáticas sobre a dinâmica populacional de peixes estuarinos. Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar os efeitos das variações de temperatura e salinidade na dinâmica populacional do caboz-comum *Pomatoschistus microps* em um sistema onde a espécie é extremamente abundante. Este objetivo foi atingido através da modelação da população de *P. microps* no estuário do Minho (Portugal). As variáveis de estado utilizadas no modelo foram os jovens, fêmeas e machos. As regressões lineares entre os valores observados e previstos para os machos não foi significativa (ANOVA: $F = 3,06$; $p = 0,11$), ao passo que regressões entre os valores observados e previstos para jovens (ANOVA: $F = 5,39$; $p < 0,05$), fêmeas (ANOVA: $F = 25,89$; $p < 0,001$) e a população total (ANOVA: $F = 44,57$; $p < 0,001$) foram significativas. Portanto, o modelo foi capaz descrever de maneira satisfatória descrever a dinâmica populacional de *P. microps*, e foi usado para simular os efeitos das mudanças climáticas sobre a população de peixes. O caboz-comum respondeu às mudanças na temperatura e salinidade. Em todos os cenários de aumento de temperatura o caboz-comum respondeu com uma diminuição no tamanho da população. Do mesmo modo, o aumento da salinidade também resultou em decréscimos na densidade de *P. microps*; enquanto cenários de diminuição da salinidade provocou um aumento substancial na abundância do caboz-comum.

Simulações de longo prazo indicaram que a população irá diminuir continuamente nas próximas décadas e, é provável que, a espécie possa experimentar uma diminuição acentuada no tamanho populacional se as previsões do IPCC mostrarem-se corretas. Dada a posição trófica e abundância da espécie no estuário do Minho, esta alteração na dinâmica populacional de *P. microps* pode ter impactos significativos nas comunidades estuarinas nos sistemas onde a espécie ocorre.

Avaliação económica e espacial de serviços de produção na bacia hidrográfica do Rio Minho

Bruno Leitão^{a*}, Celestino Galán^b, Joaquim Alonso^a, Javier Taboada^c

^a *Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Escola Superior Agrária, Ponte de Lima, Portugal.*

^b *Universidad de Oviedo, Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Minas, Oviedo, España.*

^c *Universidad de Vigo, Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Minas, Vigo, España.*

* Corresponding author. Email: brunoleitao@esa.ipvc.pt

A Humanidade recebe inúmeros benefícios da natureza sob a forma de bens e serviços (TEEB, 2008), contudo pede cada vez mais aos ecossistemas naturais, ao mesmo tempo que reduz a sua capacidade de responder às necessidades (Pagiola et. al. 2004).

Através de uma metodologia que utiliza informação espacial e económica apoiada nas margens brutas, este trabalho avaliou a evolução económica e espacial dos serviços de produção nos concelhos Portugueses que compõem a bacia hidrográfica do Rio Minho.

Palavras-chave: Serviços de ecossistema, serviços de produção, valoração de serviços de ecossistemas, agricultura sustentável, abandono agrícola.

1. Introdução

Apesar do crescimento económico global sem precedentes, o número de pessoas que vivem em pobreza extrema ou que são afetadas pela fome continua a surpreender-nos. Em simultâneo os ecossistemas estão hoje mais ameaçados do que nunca, sendo os seus serviços essenciais não só para a redução da fome, mas também para a sobrevivência e bem-estar dos humanos. Este crescimento da população e prosperidade em algumas regiões do Mundo traduzem-se na conversão de ecossistemas naturais em áreas agrícolas, industriais ou residenciais, e no aumento da procura dos bens produzidos pelos Serviços de Ecossistemas² (SEs) como por exemplo: água potável ou fertilidade do solo (FAO, 2007).

² Os “serviços de ecossistemas” (SEs) também designados por “serviços ambientais” caracterizam-se como sendo os benefícios que os Humanos obtêm dos ecossistemas e que contribuem para o seu bem-estar (MA, 2005).

A ameaça de extinção de algumas espécies animais, ao mesmo tempo que as florestas tropicais, zonas húmidas, recifes de coral e outros ecossistemas se encontram sob grande pressão por atividades humanas (TEEB, 2008), são apenas alguns dos acontecimentos que estamos a reconhecer como impactos sobre o bem-estar humano e a biodiversidade.

Segundo um paradigma antropocêntrico, baseado no princípio da satisfação humana preferencial (bem-estar) (Kumar, 2005; DEFRA, 2007), os ecossistemas e seus serviços têm valor para o Homem porque direta ou indiretamente se retira benefício deles (valor de *uso*), ou não estando a beneficiar no momento, assim poderá ser feito no futuro (valor de *não-uso*) (DEFRA, 2007). Farber, et. al. 2002 aponta a valoração económica dos SEs como sendo uma abordagem antropocêntrica da natureza destacando as componentes económicas e ecológicas e reconhecendo que ambas vêm o conceito de '*valor*' de forma diferente e em certos momentos até de modos opostos.

Uma avaliação eficaz dos SEs não pode ser efetuada a uma única escala temporal ou espacial, isto porque os impactos dos promotores de alterações são habitualmente visíveis em espaços temporais alargados (anos ou décadas), e porque habitualmente as alterações locais podem ter reduzido impacto onde se produzem e grande impacto noutros locais (Pereira et. al. 2009).

Nos processos de avaliação de SEs é ainda importante considerar a distribuição temporal dos custos e benefícios dos SEs, sendo habitualmente utilizada a atualização de capitais através de taxas de atualização apropriadas, que convertem todos os custos e benefícios para valores atuais de modo a serem comparáveis (DEFRA, 2007).

A avaliação de SEs embora cheia de incertezas e de grande dificuldade em realizar é um processo necessário, onde independentemente da sua valoração, as decisões sobre o ecossistema requerem sempre que seja feita (Constanza et. al. 1987).

Uma valoração económico-espacial de diversos SEs que demonstre monetariamente o valor desses serviços para a sociedade e para a economia, proporciona informação vital para a gestão sustentável dos ecossistemas regionais (Chen et. al. 2008). A distribuição espacial e o mapeamento de valores de uso direto, considerados pouco estudados por Chen et. al. 2008, requerem metodologias razoáveis e de fácil utilização para orientar as decisões políticas à escala nacional, em particular em locais onde os recursos naturais e características biofísicas são extremamente heterogéneas.

2. Metodologia

2.1 Objetivo

Define-se como o objetivo da presente investigação a avaliação económica e espacial dos *Serviços de Produção (SP)*, dando particular ênfase à produção direta e indireta de alimentos e à produção de madeira.

2.2 Área de estudo

O espaço geográfico que serviu de base ao presente estudo está situado no Norte de Portugal, na NUT III – Minho Lima, distrito de Viana do Castelo, sendo composto pelos municípios da bacia hidrográfica do Rio Minho (Caminha, Monção, Melgaço, Paredes de Coura, Valença e Vila Nova de Cerveira) (Figura 1). Este território é biofísicamente muito heterogéneo, estendendo-se do Oceano Atlântico até ao alto das serras Laboreiro e Peneda e Soajo, ocupando uma superfície de cerca de 950 km².

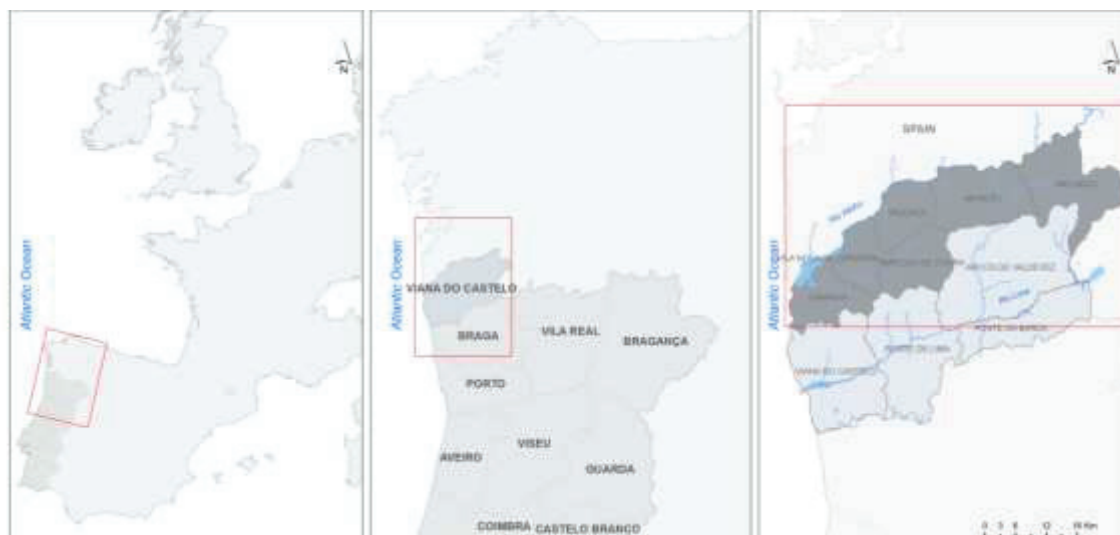


Figura 9 – Enquadramento geográfico da área de estudo.

2.3 Método

Através da combinação de uma componente espacial baseada num Sistema de Informação Geográfica (SIG) com base na Carta de Ocupação de Solos (COS, IGP) e uma componente económica com base nas Margens Brutas Standard³ (MBS), efetuou-se uma monitorização em três momentos distintos (designados quadros temporais). Mais do que apenas um mapeamento dos locais onde os Serviços de Produção⁴ (SP) são gerados, a metodologia possibilitou a quantificação monetária a preços de mercado.

³ “A MBS é definida como o valor em dinheiro de uma produção agropecuária, onde à produção bruta são deduzidos os principais custos específicos proporcionais correspondentes à produção em questão e que corresponde a uma situação média, mais frequente, para cada uma das atividades numa dada região: unidade territorial, podendo esta ser proveniente da agregação de várias zonas homogêneas e coincidindo ou não com a região agrária.” (Rosário, M. 2005)

⁴ No enquadramento concetual da iniciativa do *Millennium Ecosystem Assessment* (MA, 2005) os SEs são categorizados em quadro grupos: 1) serviços de produção; 2) serviços de regulação; 3) serviços culturais e 4) serviços de suporte. Os *Serviços de Produção* (SP) são produtos obtidos a partir dos ecossistemas, nomeadamente: alimentos, recursos genéticos, fibras, matérias primas, água, combustível ou energia.

O esquema metodológico (Figura 10) representa as relações existentes entre a informação espacial e económica, sendo indicadas as entradas de informação, as operações de SIG e a aplicação de fórmulas matemáticas de modo a processar os dados.

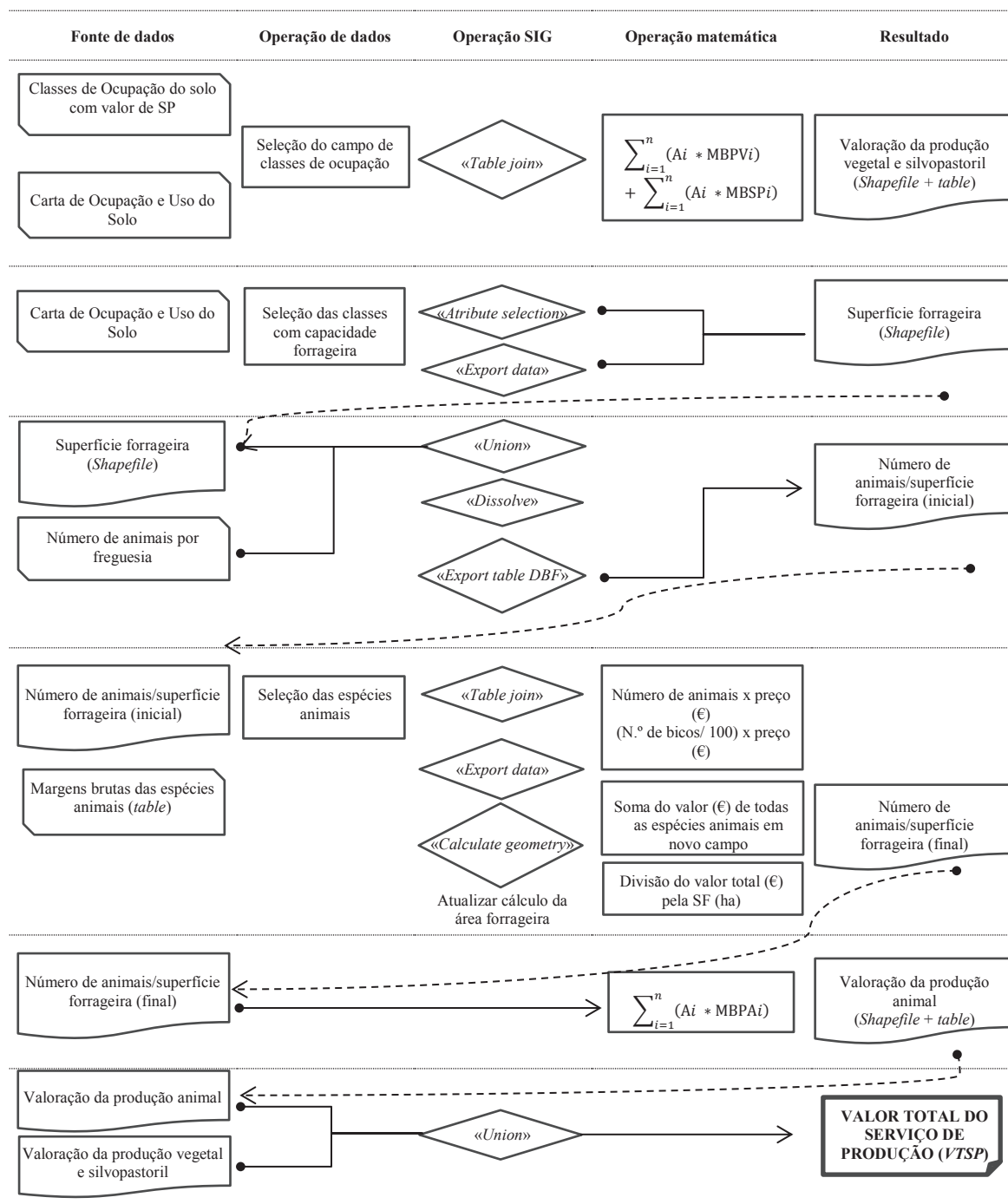


Figura 10 – Esquema metodológico.

2.4.1 Atualização de valores para definição de quadros temporais

Os quadros temporais analisados estiveram relacionados com a disponibilidade de cartografia de ocupação do solo (COS'90, COS'00 e COS'09) com níveis de informação elevados (nível IV), sendo que apenas com esse detalhe seria possível distinguir com rigor as diversas classes incluídas nas culturas agrícolas e florestais.

A inexistência de publicação de dados económicos para anos anteriores a 1999 e após 2007 implicou a necessidade de introduzir taxas de atualização ou de capitalização⁵ nas MBS's. Tendo como referência o ano de 2000, as margens de 1990 foram obtidas pela atualização e as de 2009 pela capitalização, sendo que, para proceder à determinação de uma taxa que refletisse a evolução efetiva dos preços dos produtos e dos custos dos fatores de produção do setor agrícola, foi utilizada informação do Instituto Nacional de Estatística (INE), referente às Margens Brutas⁶ (MB) das explorações agrícolas da Região Norte, utilizando-se a variação da MB entre 1989-1999 e 1999-2007 (Tabela 1) como taxas para o ajuste dos valores face à evolução setorial registada nos intervalos temporais.

Tabela 1. Margens brutas das explorações agrícolas na região Norte por nível de especialização produtiva (1989, 1999 e 2007).

Níveis de especialização	1989			1999			2007			Var.	Var.	Var.
	SAU (ha)	MB (mil €)	€/ha	SAU (ha)	MB (mil €)	€/ha	SAU (ha)	MB (mil €)	€/ha	89/99 (%)	99/07 (%)	89/07 (%)
Total	778.953	741.189	952	673.555	812.244	1.206	694.989	609.133	876 €	26,7	-27,3	-7,9
Viticultura	57.924	85.183	1.471	64.035	133.149	2.079	63.617	131.529	2.068€	41,4	-0,6	40,6
Bovinos leite gado e carne	6.270	10.070	1.606	5.474	6.244	1.141	1.035	1.394	1.347	-29,0	18,0	-16,1
Ovinos, caprinos/outros	84.521	39.445	467	119.101	46.579	391	206.540	38.324	186 €	-16,2	-52,5	-60,3
Granívoros	462	7.190	15.563	772	13.040	16.892	824	8.331	10.111€	8,5	-40,1	-35,0
Culturas agrícolas diversas	49.740	31.531	634	16.385	22.831	1.393	23.234	26.580	1.144€	119,8	-17,9	80,4
Culturas perm. diversas	64.210	46.695	727	103.406	102.197	988	75.510	54.920	727 €	35,9	-26,4	0,0
Policultura	247.604	218.017	881	108.129	127.872	1.183	83.324	59.433	713 €	34,3	-39,7	-19,0
Polípecuária de herbívoros	61.080	72.477	1.187	48.892	51.163	1.046	34.136	22.820	669 €	-11,8	-36,1	-43,7
Polípecuária de granívoros	856	1.967	2.299	2.869	2.572	897	3.047	2.429	797 €	-61,0	-11,1	-65,3
Agric. geral e herbívoros	110.711	89.513	809	22.028	21.259	965	29.854	17.124	574 €	19,4	-40,6	-29,1
Culturas diversas e gado	23.188	26.232	1.131	42.363	39.304	928	33.029	21.796	660 €	-18,0	-28,9	-41,7
Fruticultura	19.783	34.316	1.735	33.296	38.854	1.167	38.741	32.695	844 €	-32,7	-27,7	-51,4
Explorações especializadas	221.101	247.563	1.120	328.608	432.001	1.315	412.031	395.697	960 €	17,4	-27,0	-14,3
Explorações combinadas	557.851	493.625	885	344.844	380.243	1.103	282.957	213.436	754 €	24,6	-31,6	-14,8
Olivicultura	9.080	2.995	330	31.692	20.065	633	33.197	14.493	437 €	92,0	-31,0	32,3

Fonte: INE, 1989; 1999; 2007

⁵ Atualização e capitalização são conceitos associados a um processo aritmético que permite converter um valor referido a uma determinada data ou instante para o valor equivalente noutra data.

⁶ De acordo com o conceito do INE, Margem Bruta é “valor da produção bruta quando são retirados os encargos variáveis referentes a essa produção”.

Com base na variação das MBs por hectare, foram determinadas taxas de atualização e capitalização das MBS's. Na Tabela anterior encontravam-se as Orientações Técnico-Económicas (OTE)⁷ presentes na área de estudo, sendo de realçar que para as principais especializações produtivas do território (viticultura, fruticultura, olivicultura, agricultura geral e herbívoros), passíveis de identificação pelas classes de ocupação do solo, foram utilizadas as correspondentes taxas. Para as restantes classes de ocupação do solo foram utilizadas taxas dos níveis de especialização mais agregados (explorações agrícolas especializadas ou combinadas), e as classes não agrícolas (florestais e agroflorestais) assentaram nas taxas médias totais (26,73% para 1989-1999 e -27,32 para 1999-2007).

Os aspetos económicos são importantes para a determinação de um valor, porém não podemos esquecer que só com a aplicação das técnicas espaciais é que conseguimos dimensionar o valor de acordo com o território e o quadro temporal em questão.

2.4.2 Valoração do quadro temporal de referência

Com o conhecimento da relação de variação das MBS's entre os quadros temporais pretendidos, foi necessário determinar do ponto de vista da valoração do SP, com a maior precisão e adequação possível à área de estudo a situação de referência (ano 2000). Com este intuito, para as classes de ocupação do solo da COS foram equacionadas atividades agrícolas como *cultura principal*, *cultura de sucessão* ou *culturas sobcoberto* (no caso de ocupações agroflorestais), ajustadas a uma percentagem anual de ocupação da área em questão. Este pormenor não é considerado noutros trabalhos de investigação publicados e procura aproximar a complexidade dos atos de

⁷ "É baseada na relação entre as diferentes atividades da exploração (frações da MBS total da exploração) e se observar que 2/3 da MBS total provém de apenas uma atividade, essa exploração é considerada especializada nessa atividade, isto para as OTE 1, 2, 3, 4 e 5; se contemplar apenas 1/3 da MBS total, diz-se orientada nessa atividade." Rosário, 2005.

decisão e gestão do uso da terra que o agricultor toma ao longo do ano. Habitualmente não são consideradas as rotações de culturas ou multiusos das parcelas de terra.

Com base nas atividades agrícolas (Rosário, 2005) que segundo as características dos sistemas de produção existentes no território, são praticadas nas classes de ocupação da COS 2000 (IGP, 2000), podemos relacionar as MBS's com as classes agrícolas no ano de 2000.

Os resultados do processo racional de integração de informação são os valores monetários por unidade de superfície (€/m²) que ilustram a realidade da região de uma forma mais detalhada.

Foi adaptada a fórmula de Constanza et. al. 2006 permitindo traduz a relação entre o valor bruto por unidade de superfície e a área que essa ocupação do solo tem:

Fórmula de cálculo do Valor Total do Serviço de Produção (*VTSP*):

$$VTSP = \sum_{i=1}^n (A_i * MBPV_i) + \sum_{i=1}^n (A_i * MBSP_i) + \sum_{i=1}^n (AF_i * MBPA_i) \quad [3]$$

VTSP = Valor total do serviço de produção

A_i = Área da classe de ocupação (em m²), _i={1,...,n}

AF_i = Área forrageira (em m²), _i={1,...,n}

MBPV_i = Valor da MB da produção vegetal por m² no ano x da classe de ocupação, _i={1,...,n}

MBSP_i = Valor da MB da produção silvopastoril por m² no ano x da classe de ocupação, _i={1,...,n}

MBPA_i = Valor da MB da produção animal por m² no ano x, _i={1,...,n}

Esta fórmula permite o somatório das três funções produtivas do território (produção vegetal, produção silvopastoril e produção animal) resultando no *Valor Total do Serviço de Produção* (VTSP).

Nas ocupações do solo de carácter florestal os resultados económicos foram determinados com base nos valores médios anuais, apresentados pelo Sistema e Informação de Cotações dos Produtos Florestais nos Produtores (SICOP, 2005). Esta fonte de informação sobre a fileira florestal apresenta os preços médios ponderados dos produtos florestais no mercado, desta forma, permite-nos calcular os proveitos anuais por unidade de superfície florestal. Atendendo a que os encargos variáveis anuais específicos da atividade florestal (na maioria dos casos da região) e das superfícies de pastoreio espontâneo são baixos ou mesmo nulos, consideramos o montante apurado como uma margem bruta média anual (Tabela 2). É de realçar que relativamente à floresta a receita corresponde apenas ao acréscimo de madeira anual, isto é, ao valor da venda da madeira produzida apenas no ano correspondente ao quadro temporal a analisar, e não ao valor total da madeira existente no território.

Os preços médios ponderados da madeira das diversas espécies florestais são apresentados pelo SICOP em Euros por metro cúbico da madeira em pé com casca (Euros/m³cc), sendo as receitas médias apuradas pelo produto da multiplicação do preço pelo Acréscimo Médio Anual (AMA).

A fonte de informação utilizada para o apuramento do AMA em povoamentos puros, dominantes ou dominados corresponde ao 5º Inventário Florestal Nacional (AFN, 2010), obtendo os dados através da aplicação informática para consulta dos resultados (*Florestat*). Em termos espaciais, definiu-se como área de povoamento puro aquela em que a categoria apresenta uma única ocupação (por exemplo: PP, pinheiro bravo), como povoamento dominante quando é indicada como primeira letra da ocupação da classe e dominado quando indicado na segunda letra da classe (por exemplo: EP, povoamento dominante de eucalipto e dominado de pinheiro bravo).

Tabela 2. Determinação das MBS's por superfície e por classes de ocupação do solo de carácter florestal.

	Preço Médio Ponderado (Euros/m ³ cc) ano 2000	Acréscimo médio anual (AMA) m ³ /ano/ha			Receitas médias (€/m ² /ano)		
		Povoamento puro	Povoamento dominante	Povoamento dominado	Povoamento puro	Povoamento dominante	Povoamento dominado
Pinheiro bravo	42,29	4,2	3,3	1,6	0,0178	0,0140	0,0068
Carvalho	32,54	1,3	1,1	0,9	0,0042	0,0036	0,0029
Outras folhosas	35,91	3,0	10,8	0,6	0,0108	0,0388	0,0022
Pinheiro manso	23,34	3,1	1,7	2,2	0,0072	0,0040	0,0051
Castanheiro	60,94	1,4	1,9	0,6	0,0085	0,0116	0,0037
Sobreiro	31,26	0,8	0,5	0,6	0,0025	0,0016	0,0019
Eucalipto	22,50	5,9	4,5	4	0,0133	0,0101	0,0090
Outras resin.	11,43	3,9	1,2	2,0	0,0045	0,0014	0,0023

Fonte: AFN, SICOP, 2005 – Sistema e Informação de Cotações dos Produtos Florestais nos Produtores consultado em 5 de Dezembro 2013. AFN, 2010.

Do mesmo modo que se determinaram as ocupações agrícolas, na valoração silvopastoril, as classes de ocupação do solo, tiveram a correspondência das atividades pastoris com MBS's calculadas (Rosário, M. 2005).

A valoração da produção animal consistiu no somatório do produto da multiplicação do valor das MBSs da Tabela 3, com o número de animais de cada atividade agropecuária existentes por freguesia da área em estudo.

Tabela 3. Variação das MBS's por espécies animais.

Animais		MBS 1990 (€/animal)	Taxa de atualização (%)	MBS 2000 (€/m ²)	Taxa de capitalização (%)	MBS 2007 (€/m ²)
J/01	Equídeos	295,9 €/animal	-16,2	248 €/animal	-52,54	117,7 €/animal
J/10a	Cabras reprodutoras	39,4 €/animal	-16,2	33 €/animal	-52,54	15,7 €/animal
J/14	Galinhas poedeiras	152,1 €/100 bicos	8,54	165 €/100 bicos	-40,15	98,8 €/100 bicos
J/18	Colmeias	30,5 €/colmeia	-17,99	25 €/colmeia	-28,89	17,8 €/colmeia
J/13	Outros porcos	89 €/animal	-17,99	73 €/animal	-28,89	51,9 €/animal
J/09a	Ovelhas	38,2 €/animal	-16,2	32 €/animal	-52,54	15,2 €/animal
J/08	Outras vacas	332,4 €/animal	-28,97	236 €/animal	18,09	278,72 €/animal

Fonte: Adaptado de Rosário, 2005

No que respeita à afetação espacial, foram utilizadas classes da COS com capacidade de produção forrageira⁸ para alocar espacialmente o valor da produção animal. Esta simplificação faz sentido uma vez que o animal depende da produção de alimento destas áreas para satisfazer as suas necessidades energéticas e ter aumento de carcaça, produção de leite, ovos ou crias para abastecer o mercado. Para ser conseguida uma afetação real dos animais à área de produção, seria necessário monitorar os percursos e locais de pastoreio dos animais, nomeadamente nas áreas de livre pastoreio como sucede na zona de montanha.

3. Resultados e discussão

3.1 Valor total do serviço de produção

A avaliação do Valor Total do Serviço de Produção (*VTSP*) (Tabela 1) demonstrou que em 1990, este território produziu cerca de 40,4 milhões de Euros e em 2000 cerca de 38,4 milhões.

Esta valoração poderá parecer elevada, contudo, não devemos esquecer de que mais do que uma comum avaliação das produções agrícolas oriundas do território, a metodologia utilizada, integra componentes que habitualmente são consideradas marginais, ou até nem são consideradas (noutras análises que não refletem a abrangência dos SEs) mas que são representativas pela sua extensão no território (caso dos espaço com pouca vegetação e incultos). A demonstração do valor elevado não é chocante na comunidade científica pois existem valorações de SEs que referem tal importância (por exemplo Costanza, *et al.* 1987; Costanza *et al.* 2006), contudo ela ainda não foi interiorizada pela sociedade, havendo porém sinais de maior consciência.

⁸ Códigos das classes de ocupação utilizadas para cálculo da superfície forrageira (CC, CV, CX, CF, CQ, CP, IE, IF, II, IP, IQ, IR, JF, JP, JQ, JR, VC e VV).

Atendendo a que apenas se pretendia determinar a importância de um SE (produção), uma das conclusões é a sua significativa importância económica.

Quando analisados os três quadros temporais (excluindo o quadro temporal 2000-2009 para o município de Caminha por ausência de dados), verificamos que a tendência para o decréscimo de valor acentua-se no último quadro temporal, estando este fato associado sobretudo à diminuição do valor económico das atividades agrícolas desenvolvidas (em particular as policulturais e polipecuárias) e à alteração de ocupações agrícolas para outras não agrícolas.

Tabela 4 – Valoração total dos serviços de produção por município.

	Área (ha)	1990		2000		2009		Δ90-00	Δ00-09	Δ90-09
		Valor (€)	€/ha	Valor (€)	€/ha	Valor (€)	€/ha	(%)	(%)	(%)
Caminha	13.644	4.946.382	362,5	4.449.215	326,1	nd	nd	-10,1	nd	nd
Melgaço	23.808	7.133.222	299,6	7.049.443	296,1	5.495.372	230,8	-1,2	-22,0	-23,0
Monção	21.125	11.161.260	528,3	10.479.097	496,1	8.539.539	404,2	-6,1	-18,5	-23,5
P.de Coura	13.819	6.997.148	506,4	6.948.008	502,8	5.658.161	409,5	-0,7	-18,6	-19,1
Valença	11.704	5.698.781	486,9	5.399.382	461,3	3.977.980	339,9	-5,3	-26,3	-30,2
V.N. de Cerveira	10.840	4.460.811	411,5	4.091.019	377,4	2.857.314	263,6	-8,3	-30,2	-35,9
Sub total	81.296	35.451.222	436,1	33.966.949	417,8	26.528.365	326,3	-4,2	-21,9	-25,2
TOTAL GERAL	94.940	40.397.604	425,5	38.416.164	404,6	nd	nd	-4,9	nd	nd

As diminuições de VTSP ficaram ainda associadas à diminuição dos efetivos pecuários ou a uma elevada cobertura de improdutivos ou incultos e reduzidas áreas de vinha. Sobre a distribuição espacial dos SP destaca-se (Figura 3a, 3b e 3c) a convergência das áreas de valor mais elevado nas zonas de vale e junto às povoações, onde se concentravam as áreas agrícolas e florestais, enquanto o inverso, ou seja, as áreas de serviço nulo estavam associadas às zonas de rocha nua e área urbana.

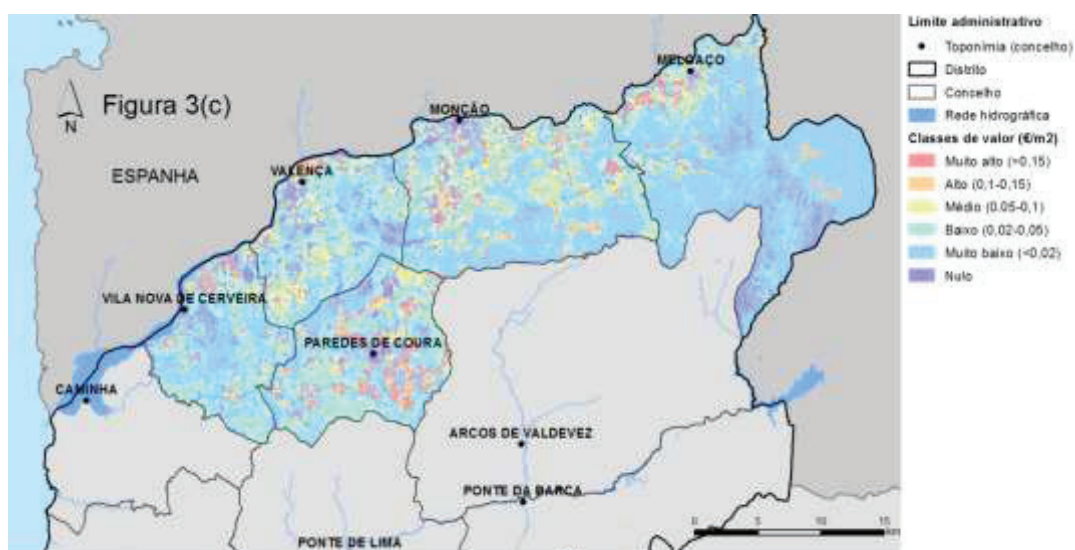
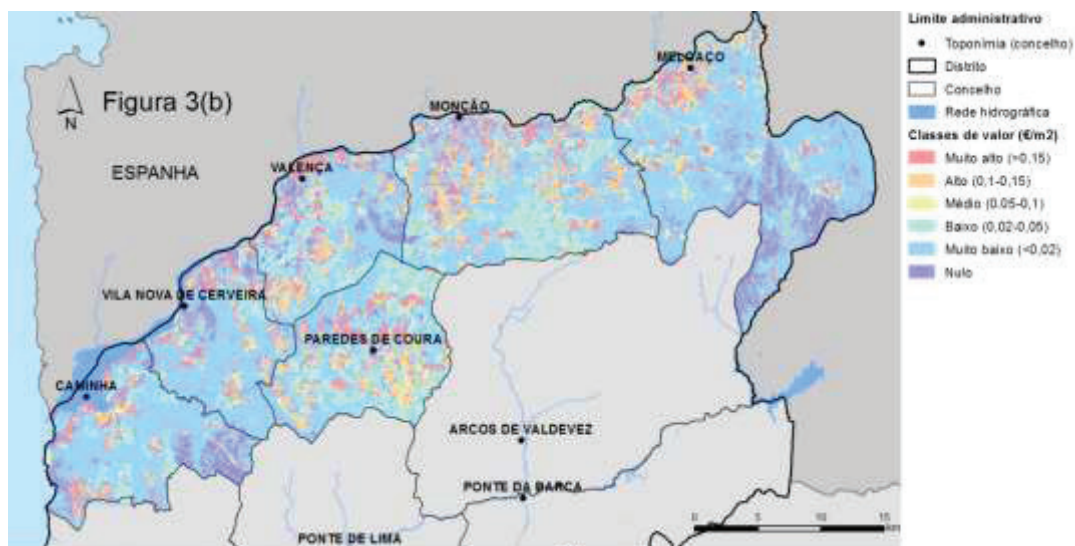
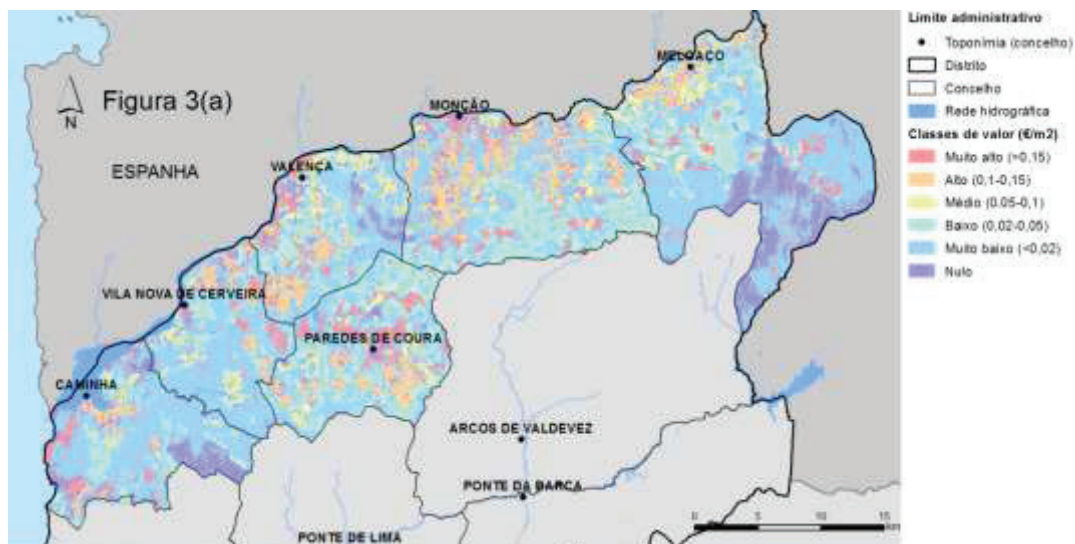


Figura 11. Valoração total do serviço de produção em 1990 (a), 2000 (b) e 2009 (c).

4. Conclusão

Numa área de estudo constituída por 6 municípios (Caminha, Melgaço, Monção, Paredes de Coura, Valença e Vila Nova de Cerveira), com uma superfície de 950 km², aplicou-se uma metodologia integrada utilizando bases de dados de informação espacial (COS) e económica de atividades agrárias (MBS).

A valoração efetuada mostra que ao longo de duas décadas os Serviços de Produção perderam expressão económica e territorial, tornando-se necessária a implementação de ações que contrariem o decréscimo do valor e que contribuiriam para uma maior sustentabilidade do sistema agrícola tradicional ou para o aumento do valor acrescentado dos bens agrícolas produzidos. Esta tendência de decréscimo é oposta a outras avaliações, nomeadamente as que referem a orientação das decisões dos agricultores para o incremento da produção agrícola e pecuária e para o aumento do valor dos SP de modo a satisfazer as crescentes necessidades alimentares em consequência do acréscimo de população (TEEB, 2008 ou Zang et. al. 2007).

Referências

- AFN, 2010.5º *Inventário Florestal Nacional*. Autoridade Florestal Nacional, aplicação informática de consulta do 5º Inventário Florestal Nacional (FloresStat): <http://www.icnf.pt/portal/florestas/ifn/ifn5/florestat>
- Chen, N., Li H. and L. Wang. 2008. "A GIS-based approach for mapping direct use value of ecosystem services at a county scale: Management implications". *Ecological Economics* 68 (2009) 2768–2776. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.12.001
- Costanza R, Wilson M, Troy A, et al. 2006. The value of New Jersey's ecosystem services and natural capital. Burlington, VT: Gund Institute for Ecological Economics, University of Vermont. www.state.nj.us/dep/dsr/naturalcap/nat-cap-2.pdf. Consultado em: 14 Jan 2014.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. O'Neill, J. Paruelo, et al. (1987). "The value of the world's ecosystem services and natural capital". *Nature*, Vol. 387, May 15: 253-260.
- DEFRA, 2007. "An introductory guide to valuing ecosystem services". Department for Environment, Food and Rural Affairs, London.
- FAO. 2007. *The state of food and agriculture: paying farmers for environmental services*. FAO Agriculture Series No. 38. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. ISSN 0081-4539.

Farber, S., R. Costanza and M. Wilson. 2002. "Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services". *Ecological Economics*. 41 (2002) 375– 392. doi:10.1016/S0921-8009(02)00088-5

IGP, 1990. *Carta de Ocupação e Uso do Solo de Portugal Continental para o ano de 1990 (COS'90)* [Land-Use and Land Cover Chart for Main Portugal in the year 1990]. Instituto Geográfico Português, Lisbon.

IGP, 2000. *Carta de Ocupação e Uso do Solo de Portugal Continental para o ano de 2000 (COS'00)* [Land-Use and Land Cover Chart for Main Portugal in the year 2000]. Instituto Geográfico Português, Lisboa.

IGP, 2009. *Carta de Ocupação e Uso do Solo de Portugal Continental para o ano de 2009 (COS'09)* [Land-Use and Land Cover Chart for Main Portugal in the year 2000]. Instituto Geográfico Português, Lisboa, Versão atualizada pela Comunidade Intermunicipal do Minho (CIM).

INE, 2001. "Recenseamentos gerais da agricultura – Dados comparativos, 1998-1999" [Agrarian census – Comparison data 1989 and 1999]. Instituto Nacional de Estatística (INE). Lisbon.

Kumar, P. 2005. "Market for ecosystem services". International Institute for Sustainable Development (IISD), Canada.

MA, (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington DC.

Maes, J, A. Teller, M. Erhard, C. Lique, L. Braat, P. Berry, B. Egoh, P. Puydarrieux, C. Fiorina, F. Santos, *et al.* 2013. "Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020." Publications office of the European Union, Luxembourg. doi: 10.2779/12398.

Pagiola, S., K. von Ritter, and J.T. Bishop. 2004. "Assessing the Economic Value of Ecosystem Conservation." Environment Department Paper No.101. Washington: World Bank.

Pereira, H., Domingos, T., Vicente, L., Proença, V. 2009. *Ecossistemas e bem-estar humano: Avaliação para Portugal do Millennium Ecosystem Assessment*. Escolar Editora, Lisboa. ISBN: 978-972-592-274-3.

Rosário, Maria (2005). "As Margens Brutas Padrão/ Standard - Triénio de 2000 – Informação e Matrizes de Valores" [The standard growth margins – 2000 trienium – Information and value matrix]. Direção de Serviços de Estatística e Gestão de Informação (DSEGI). Gabinete de Planeamento e Política Agro-Alimentar (GPPAA). Lisbon.

Rosário, Maria (2006). "Melhoramento da qualidade e comparabilidade das Margens Brutas Padrão/Standard" [Improving the quality and comparability of Gross Margins Standard / Standard]. Direção de Serviços de Estatística e Gestão de Informação (DSEGI). Gabinete de Planeamento e Política Agro-Alimentar (GPPAA). ISBN 972-8029-39-X. Lisbon.

Sistema e Informação de Cotações dos Produtos Florestais nos Produtores (SICOP), 2005 [Information system for forestry products quoting to producers]. Accessed June 3, 2010. <http://cryptomeria.afn.min-agricultura.pt/>

TEEB (2008). The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.

Zhang, W., Y. Hu, J. Zhang, M. Liu, and Z. Yang. 2007. "Assessment of land use change and potential eco-service value in the upper reaches of Minjiang River, China". *Journal of Forestry Research*, 18(2): 97–102. DOI: 10.1007/s11676-007-0019-7.

La gestión integrada en las cuencas transfronterizas: el caso de la cuenca internacional del Miño. Lecciones aprendidas y desafíos

Fernando Vicente^{9a}, Gonzalo Méndez^a, Teresa Fidélis^b

^a Departamento de Geociencias Marinas y Ordenación del Territorio, Universidad de Vigo, Campus Lagoas Marcosende, 36310, Vigo, Spain

^b Departamento de Ambiente e Ordenamento, Centro de Estudos do Ambiente e do Mar, Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193, Aveiro, Portugal

Resumen

La aplicación de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH) goza de un amplio predicamento en numerosos instrumentos y organizaciones internacionales que inciden en los beneficios que ésta ofrece para la buena gobernanza del agua. Sin embargo, a pesar de este prolífico marco internacional, desde la comunidad académica se advierte que este marco de por sí no constituye una condición suficiente para que la gestión integrada se institucionalice. Es necesario que los países transfronterizos la materialicen en una aplicación efectiva y operativa. La GIRH en el ámbito transfronterizo presenta mayores dificultades al exigir una coordinación y coherencia entre los países respecto sus relaciones sobre las aguas internacionales compartidas. La UE incorporó la gestión integrada a la planificación y gestión de las cuencas a través de las disposiciones de la Directiva Marco del Agua (DMA). Bajo este marco ha contemplado diversas disposiciones que parten de la concepción de las cuencas como unidades naturales de planificación y gestión para las que se deberá designar las correspondientes autoridades de cuenca. En el caso de las cuencas internacionales se determina su inclusión bajo una demarcación hidrográfica internacional (art. 3.3); una coordinación conjunta bajo estructuras existentes derivadas de acuerdos internacionales (art. 3.4); y se incentiva a los Estados Miembros a adoptar un enfoque integrado a través de una planificación única para éstas o, en su defecto, coordinada a escala de subcuenca (art. 13.2). España y Portugal, en el caso de la cuenca internacional del Miño, han seguido esta segunda opción, la más minimalista. En este trabajo abordamos la planificación y gestión de la cuenca internacional del Miño durante el primer ciclo de planificación de implementación de la DMA con el fin de comprobar si esta opción de planificación y gestión ha respondido a una efectiva gestión integrada, tal como requieren las disposiciones de la DMA. El resultado del análisis comparativo de los

⁹ Email: fernando.vicente@uvigo.es

procesos de planificación, junto al resultado de las entrevistas exploratorias a los responsables de las subcuencas del Miño, revela por una parte un importante grado de colaboración, y por otra, deficiencias en aspectos como la integración, escala, calendario y participación en los procesos, que permiten poner en cuestión la efectividad en la aplicación del modelo de gestión integrada. Partiendo de las conclusiones obtenidas por este análisis y a la luz de los principios transversales de la gestión integrada, hemos identificado una serie de oportunidades y debilidades cuyo estudio nos posibilite avanzar en una deseable gestión integrada del Miño.

Palabras clave: gestión integrada; Miño; DMA; cooperación; planificación integrada.

1. Introducción

La gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH) supone reconocer que las cuencas hidrográficas comparten una dimensión física que interactúa permanentemente con su dimensión social lo cual obliga, en términos administrativos y de gestión, a adoptar un enfoque integrado para su coordinación (Hoyekstra, 2006). A partir de esta idea, la GIRH se ha ido construyendo en el ámbito mundial de forma consensuada como el paradigma para la gestión de los recursos hídricos, cuyos beneficios en términos de sostenibilidad se asumen como indiscutibles. Sus orígenes se sitúan en los años 70 y 80 cuando los planificadores y gestores se empezaron a cuestionar si las soluciones basadas en enfoques de ingeniería eran las más adecuadas para gestionar los problemas multidimensionales e interconectados que se presentaban en las cuencas. A partir de entonces irían surgiendo nuevos enfoques que iban derivando el foco de atención hacia diversas cuestiones como la gestión basada en la escala de cuenca, la importancia de incluir la dimensión social y ambiental del agua, o la incorporación de una participación amplia en la toma de decisiones (Li *et al.*, 2013). Este proceso de cambio culminaría en los años 90, cuando empezó a plantearse la primera manifestación coherente de estas nuevas tendencias basada en lo que sería el concepto originario de la GIRH. Los primeros conceptos se introdujeron por primera vez en los principios de Dublin de 1992 y en la Agenda 21. La Agenda 21 surgida en el marco de la Cumbre de Río, en 1992, establecía que la GIRH se basaba “en la percepción de que el agua es parte integrante del ecosistema, un recurso natural y un bien social y bien económico cuya cantidad y calidad determinan la naturaleza de su utilización” (punto 18.8). Posteriormente la Asociación Mundial del Agua (GWP), brindaría en el año 2000 la definición de

referencia más aclamada hasta el momento: *“un proceso que promueve el desarrollo coordinado del agua, la tierra y los recursos relacionados con ellas, con el fin de maximizar el bienestar social y económico resultante de manera equitativa y sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas vitales.*

A pesar del consenso sobre los aspectos clave de la GIRH como paradigma de gestión de los recursos hídricos, ésta presenta dificultades a la hora de su implementación en la práctica (Jaspers, 2003). La ambigüedad teórica que se le atribuye y la inexistencia de un estándar único para su aplicación son los principales problemas. La GIRH constituye por ello un marco flexible de adaptabilidad a cada realidad hídrica y social cuya efectividad requiere de la incorporación de ingredientes imprescindibles y no de una receta única de aplicación universal. En el caso de la gobernanza de las cuencas internacionales, además de estas dificultades que surgen de la necesidad de una aplicación de la gestión integrada adaptativa, se le suma la complejidad de cómo transaccionar con el principio de soberanía nacional de cada país ribereño y cómo integrar los múltiples actores en presencia en clave de gobernanza multinivel. Teniendo estos condicionamientos, numerosas organizaciones internacionales como el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) destacan la necesidad de demostrar casos reales de implementación efectiva de la GIRH para avanzar en la difusión en los beneficios de la misma (UNEP, 2011).

Abordar la gobernanza de las cuencas internacionales tal como afirman Savenije and Zaag (2000) exige que los países transfronterizos trasciendan las fronteras sectoriales y geográficas para abordar una doble problemática que surge del hecho de cómo gestionar el agua de una forma holística; y de cómo compartir el recurso internacionalmente. Tal como apunta Sereno (2013) en la gestión de los recursos naturales compartidos subyace la polémica doctrinal de cómo gestionarlos de la forma más sostenible: bien teniendo en cuenta las divisiones territoriales en que se pueden encontrar fragmentados o bien en base a las unidades ecosistémicas que los mismos constituyen. Si observamos las experiencias de aplicación del modelo ecosistémico a las cuencas internacionales a nivel mundial, comprobamos que el concepto de cuenca hidrográfica en su integridad no ha sido el ámbito de planeamiento escogido para la gestión en la inmensa mayoría de los cursos de aguas internacionales. En este sentido, Passos y Delgado (2013) apuntan que la planificación y la gestión de los cursos de aguas internacionales se presentan de forma heterogénea, predominando soluciones adaptadas a las situaciones concretas de

cada caso. En el caso de las cuencas ibéricas, España y Portugal han optado también por no seguir este modelo de planificación y gestión hasta el momento, acogándose a que ésta constituye una alternativa subsidiaria de la DMA: la opción de planes separados a nivel subcuenca pero coordinados.

En el contexto europeo, la Directiva Marco del Agua a partir del año 2000 vino a incorporar el concepto de la gestión en un sentido más amplio del manejado hasta el momento. El modelo de gestión integrada se basó en la articulación de una serie de conceptos objetivos y medioambientales sobre las cuencas de la UE en la que los planes de cuenca se situaron como el principal mecanismo para alcanzar objetivos de la política del agua en todas las cuencas de la UE. Ésta estableció como preferencia la elaboración de un único plan hidrológico para la totalidad de la cuenca internacional lo que supone eficiencia y economías de escala, y cuando ello no fuera posible, los Estados miembros podría elaborar planes nacionales sobre la parte en que recayese su soberanía nacional (art. 13.2). Partiendo del concepto natural de la cuenca como unidad de gestión, la DMA preveía la aplicación del modelo integrado (art. 2); fundamentó la cooperación internacional en una noción administrativa (Demarcación Hidrográfica Internacional) pero con base ecosistémica (art. 3.3); permitió la coordinación entre las autoridades nacionales encargadas sobre la parte de cada demarcación hidrográfica internacional situada en su territorio (art. 3.4); y recomendó la utilización de estructuras existentes derivadas de acuerdos internacionales como adecuadas para avanzar en la cooperación en torno a las cuencas transfronterizas (art. 3.6).

Para la articulación de esta configuración de la gobernanza, la DMA contempló cinco principios de aplicación transversal que garantizaran la coordinación y coherencia del proceso de implementación: i) integración; ii) escala; iii) calendario; iv) participación; v) adquisición de capacidades. La efectividad de cada uno de estos principios conllevaba la puesta en práctica de una serie de requisitos:

i) Una efectiva integración de la planificación. En el caso de las cuencas hidrográficas internacionales la integración exigía establecer una cooperación entre los países -en caso de que no existiese con anterioridad. Este aspecto apunta a buscar complementariedad entre la aplicación de la DMA y cualquier acuerdo bilateral o multilateral existente relativo a la gestión de las cuencas compartidas. La tarea de una adecuada integración requiere considerar todas las interacciones que devienen de la

naturaleza interconectada de los elementos y dimensiones que concurren en cada cuenca. Para llevar a la práctica esta tarea la DMA dispuso recurrir a organismos de cuenca internacionales, nuevos o que ya estuviesen operativos, al objeto de facilitar la coordinación e integración de los procesos de planificación y gestión de las cuencas. En el contexto de las cuencas ibéricas, el Convenio de Albufeira, imbuido del espíritu y principios de la DMA constituyó el principal instrumento existente para contribuir a articular la cooperación en las cuencas hispano-portuguesas¹⁰.

ii) Una adaptación de la planificación a la escala adoptada. La DMA adoptó la escala natural de cuenca si bien contempló la posibilidad de que se lleven a cabo planes a nivel de subcuenca. El gran desafío para los Estados miembros fue seguir el desiderátum del legislador comunitario –aprobar un plan único para la DHI– o cumplir con el mínimo exigido por la DMA. España y Portugal seguirían la opción minimalista (Drodenko, 2004): cada país elaboró un plan para la parte nacional de la DHI y a posteriori, llevaron a cabo la coordinación de los dos planes. La traducción de este principio en el caso de las cuencas internacionales suponía la necesidad de coordinar los enfoques a nivel de las subcuencas para garantizar que muchas acciones adoptadas a ese nivel, y separadas entre sí físicamente, se hallasen lo suficientemente coordinadas como para lograr, conjuntamente, el “buen estatus” de las aguas a nivel de cuenca que planteaba la DMA.

iii) Una participación nacional y transfronteriza. Las previsiones de la DMA sobre información y consultas en los planes hidrológicos (art. 14) exige que la participación del público y las partes interesadas se adapte a la escala apropiada, lo que implica que en el caso de las demarcaciones internacionales se tiene que garantizar la participación del público y de las partes interesadas del país vecino ribereño, ofreciendo información transparente y accesible desde las fases tempranas del proceso, así como auténticas oportunidades para la participación. La DMA contempla un grado de participación a través de la información y consulta, que debe realizarse de forma activa, a través de una implicación directa presentando observaciones por escrito o presencialmente, o través de la personación en actos públicos.

¹⁰ El Convenio de Albufeira trata en el art. 10.2. la coordinación de planes hidrológicos y programas de medidas: “Las Partes procederán a la coordinación, para cada cuenca hidrográfica, de los planes de gestión y los programas de medidas, generales o especiales, elaborados en términos de derecho comunitario.

iv) Una adaptación de los trabajos de planificación a los plazos previstos por la DMA. Para conseguir el buen estado de las aguas a finales de 2015, objetivo fundamental de la directiva, se estableció como necesario que los trabajos de planificación y revisión se llevasen a cabo dentro del calendario preestablecido.

v) Un proceso de adquisición de capacidades. La aplicación efectiva de este principio en las cuencas internacionales requería de un adecuado desarrollo de capacidades entre los sectores económicos y los usuarios, entre los planificadores y los gestores de cada demarcación hidrográfica así como de una sensibilización del público de ambas márgenes. Todo ello para garantizar un amplio apoyo a los objetivos de la gestión de una determinada cuenca hidrográfica. Además a este fin debería contribuirse mediante una asignación de recursos humanos y financieros adecuados para llevar a cabo todas las actividades orientadas al desarrollo de capacidades que se realizasen en cada demarcación hidrográfica como parte del proceso general de aplicación de la DMA.

2. Análisis de los principios de gestión integrada en la cuenca del Miño

Sobre estos principios nos hemos propuesto analizar en un caso concreto cómo se ha materializado la aplicación de la configuración de la gobernanza integrada en una de las cuencas compartidas de la UE, el Miño. En esta sección, a modo de contrastación empírica, verificaremos en qué medida se ha desplegado el modelo de gestión integrada a través de un análisis comparativo del cumplimiento de los principios anteriormente descritos en el proceso planificador en la cuenca internacional del Miño -fragmentado a nivel de subcuencas-. Esto nos permitirá obtener un diagnóstico de la aplicación de los mismos en el caso de la planificación del Miño y extraer una serie de lecciones aprendidas y algunas propuestas de cara a una deseable gestión integrada del Miño.

2.1. El principio de planificación integrada

La elaboración de 2 planes hidrológicos independientes para cada parte de la demarcación internacional del Miño fue objeto de una coordinación entre los niveles de subcuenca nacional. Bajo esta tarea de cooperación habría que distinguir entre la coordinación entre los organismos responsables de la planificación de cuenca, y la cooperación propiciada bajo estructuras intergubernamentales como el marco institucional del Convenio de Albufeira (la Comisión de Aplicación y Desarrollo del Convenio (CADC), y la Conferencia de Partes (CdP).

En cuanto a los organismos de planificación, la coordinación se encontró con la dificultad de la asimetría institucional entre los organismos responsables de planificación en cada subcuenca. Esta asimetría institucional en la gobernanza hídrica entre los dos países no fue resuelta hasta 2008, año en el que Portugal adoptó estructuras de gestión hidrográfica adaptadas a la *cuenca* como en el caso español. Esto permitió que los avances en cooperación hídrica no se hicieran esperar y en ese mismo año ambos países alcanzarían una caracterización unitaria de las masas de agua nacionales y transfronterizas que sirviera de base de planificación hidrológica de las cuencas ibéricas tal como se establecía en las directrices comunitarias. Estos resultados fueron también propiciados por la fructífera cooperación que se llevaría a cabo en la gestión conjunta de proyectos y estudios entre la Confederación del Miño (CHMINOSIL) y su homóloga, la Administração da Região Hidrográfica do Norte (ARH Norte). Algunos de ejemplos de los resultados alcanzados con estos proyectos fueron los obtenidos en el marco del proyecto CARISMA y TEAM-MIÑO.

Así en el marco del proyecto TEAM-MIÑO destaca:

- La delimitación de masas de aguas transfronterizas
- La identificación de usos, demandas y presiones
- El reconocimiento de las zonas protegidas de cada parte y puesta en valor de las Reservas Naturales Fluviales Internacionales.

En el proyecto CARISMA se alcanzaron los siguientes resultados:

- Compromiso de cumplimiento de los caudales ecológicos en las masas transfronterizas.
- Coordinación y diagnóstico de las redes de seguimiento, evaluación del estado.
- Coordinación de los objetivos medioambientales de las masas y de los programas de medidas.
- Coordinación de metodologías y criterios para armonizar el contenido de ambos planes, la información geográfica y el intercambio de información.

En el proyecto DELTANET, los organismos de cuenca del Miño a través del grupo de trabajo específico denominado Miñonet, establecieron criterios científicos homogéneos, válidos para España y Portugal, que permitieron la tipificación, referenciado y clasificación del estado ecológico de las masas de agua de transición del río Miño. Estos

trabajos son fundamentales para el futuro plan hidrológico único de la demarcación internacional.

En cuanto al segundo mecanismo de cooperación intergubernamental, varios son los aspectos a destacar de la aplicación del Convenio de Albufeira. Esta coordinación se fraguó fundamentalmente tanto a través de la actividad de la Comisión de Acompañamiento y Desarrollo de la Convención (CADC) como por el impulso dado a la planificación en las reuniones de las Conferencias de las Partes (CoP). Este impulso ha operado como elemento catalizador de la cooperación entre ambas subcuencas no solo en el contexto de la cuenca internacional del Miño sino también respecto a las demás cuencas hispano-lusas. En concreto respecto al Miño se alcanzaron los siguientes resultados:

En el marco de la CADC, se llevaron a cabo trabajos conjuntos dentro del Grupo de Trabajo de la DMA y del Grupo de Participación Pública de los planes hidrológicos. Este GT, creado por la CADC en 2010 tuvo como objetivo fomentar la participación de ambos países en los procesos de consulta pública de los proyectos de planes hidrológicos. En el caso del Miño, se ha traducido en una consulta muy activa por parte de ambos países mediante la realización de varios talleres de trabajo, encuentros y jornadas de participación pública (en Tui y en Ponte de Lima).

La 2ª Conferencia de Partes, celebrada en Madrid el 19 de febrero de 2008, activó el objetivo de realizar, antes de 2015, planes únicos –y no coordinados– para las Demarcaciones Hispano-Lusas, entre las que se incluía el Miño. Este compromiso ha constituido un desirátum incumplido y ha supuesto que cada estado haya realizado por separado el plan de la parte correspondiente de la demarcación internacional incluida en su territorio.

Además, la propia actividad de otras estructuras conjuntas como la Comisión Permanente Internacional del río Miño que depende de la Comisión Internacional de Límites entre España y Portugal [Ministerio de Asuntos Exteriores], coordinadas en el territorio por la Comandancia Naval de Tui (España) y la Capitanía de la Armada en Caminha [Comandancia Local de la Policía Marítima de Caminha] Portugal, ha materializado una relación de cooperación entre ambos países respecto al tramo internacional del río Miño sobre los asuntos relacionados (caza, pesca profesional,

navegación, etc.), contribuyendo a mantener una fluida comunicación sobre la gobernanza compartida del Miño internacional.

A la par de estos avances de cooperación institucional, la evaluación de la parte española y portuguesa del plan del Miño ha sido objeto de importantes críticas¹¹. En la parte española se critica que se haya centrado en aquellas zonas que no han estado sobreexplotadas por presas hidroeléctricas. Estos informes también revelan que los documentos requeridos por el art. 5 de la DMA no han recogido alternativas a la situación actual ofreciéndose una imagen estática basada en datos de los años 2005 y 2006. Esto permite cuestionar si los objetivos ambientales y los medios que figuran en el propio plan constituyen una propuesta verosímil para la consecución de los objetivos de la DMA.

2.2. El principio de escala de cuenca

Entre las “dificultades institucionales y técnicas” derivadas de los modelos antagónicos en los dos estados, hay que añadir el retraso del ajuste institucional a la escala de cuenca. Esto fue lo que motivó que la STJUE de 7/05/2009 condenase a España por no haber delimitado algunas de las demarcaciones hidrográficas de su territorio, ni designado las correspondientes autoridades competentes.

El actual modelo de gobernanza político es comparativamente dispar respecto al Miño y el resto de cuencas ibéricas. Actualmente desde la reforma de Portugal del 2008 se ha producido una asimetría institucional, la Agência Portuguesa do Ambiente (APA) ha recentralizado las competencias de las RH que ostentaban competencias sobre las partes nacionales de las DHI.

2.3. El principio de calendario

La DMA obligaba a presentar los trabajos de planificación en diciembre de 2009. En el caso de la parte española, el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil se aprobó mediante la publicación del RD 285/2013, de 19 de abril, y en la parte portuguesa fue publicado en el "Diário da República" (homólogo al B.O.E.) el 22 de marzo de 2013. El retraso de cerca de cuatro años respecto al calendario previsto en la DMA fue considerable. Este retraso en la planificación determina a su vez un retraso

¹¹ Pedro Brufao y Amparo Sereno han analizado el primer ciclo de la planificación del Miño en sendos informes (octubre de 2014) publicados por el OPPA de la Fundación Nueva Cultura del Agua.

en la ejecución de los planes y una revisión deficiente -ésta debería comenzar en enero de 2013 de cara al siguiente ciclo de planificación (2015-2021).

La libertad de implementación de la Directiva dió lugar a procesos asimétricos entre las dos partes del Miño. Prueba de ello son las divergencias en el proceso de revisión de los planes de la Cuenca. En el caso portugués se ha procedido a abrir a consulta pública el calendario y programa de trabajo sobre la elaboración del plan, cumpliendo con lo establecido en el art. 14 de la DMA, mientras que en el caso de la subcuenca española se ha procedido a cumplir con lo establecido en los arts. 5 y 14, conjuntamente, lo que supuso abrir a consulta los análisis y estudios mencionados en el art. 11. Esta ha dado lugar a un proceso planificador asimétrico a nivel subcuenca con calendarios y fases de consulta y participación distintas.

A la par de estos retrasos respecto al calendario de aplicación de la DMA, destacan las asimetrías de calendario que presentaron entre sí los planes español y portugués del Miño respecto a cada una de las fases previstas. Esta falta de armonización también está presente en los respectivos procesos de evaluación ambiental estratégica, que abrieron más fases de consulta al público en distintos plazos aunque añadiendo más transparencia a los procesos.

2.4. El principio de participación

Los planes han contemplado varios modelos de participación como jornadas, mesas sectoriales, grupos de trabajo y consulta a expertos, exposiciones de información pública, consulta pública y participación activa siguiendo lo establecido en la programación de ambos planes. Sin embargo los procesos de consulta y participación han adolecido en muchos casos de falta de objetivos claros y de capacidad real de incidir en el resultado final. Tal como destacan los informes de evaluación¹², *lo debatido en los foros de participación ha influido realmente poco ante cuestiones de calado como la consecución de los objetivos ambientales, los programas de medidas y los costes, pues se ha limitado a recoger lo discutido en la participación, sin efecto real de fondo en los objetivos ambientales, la clave de la DMA*. La información proporcionada ha sido con frecuencia excesiva e inadecuada para el público al que se intentaba llegar. Y quizás lo más preocupante, una vez finalizados los procesos, la toma

¹² Ver pág. 6 del Informe de Evaluación del primer ciclo de planificación en la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil elaborado por Pedro Brufao.

de decisiones real, la aprobación definitiva de los planes y programas vuelve a recaer en los de siempre: los usuarios económicos del agua y las administraciones competentes, representados en los órganos de participación de los organismos de cuenca (Consejos del Agua). En el caso del Consejo del Agua del Miño-Sil, la influencia de las asociaciones y organizaciones de defensa de intereses ambientales, económicos y sociales relacionados con el agua, representados por seis vocales, ha sido muy escasa.

2.5. La adquisición de capacidades

En el marco de las diferentes iniciativas comunitarias, los organismos de Cuenca del Miño, la Administración de la Región Hidrográfica del Norte (ARH Norte) y la CHMINOSIL, han participado en diversos proyectos que han propiciado la sensibilización pública, la adquisición de capacidades y el intercambio de conocimientos. En el caso portugués, la ARH Norte ha ganado mucha experiencia en planificación y coordinación con su homóloga española durante este primer ciclo. La pretensión de la Agencia Portuguesa do Ambiente respecto a los planes de 2ª generación se basa en una recentralización de todos los planes de cuenca en aras de reducir costes, que puede poner en cuestión la sintonía de coordinación y trabajo de cooperación alcanzados entre la ARH Norte y la CHMINOSIL durante el primer ciclo de planificación. Los resultados de los proyectos CARISMA y TEAM MIÑO, en los que participaron los organismos de cuenca del Miño, constituyen las bases del trabajo para ser utilizadas en la elaboración del segundo ciclo de planificación hidrológica. En el ámbito de la participación se ha detectado un gran déficit de capacidad técnica de los participantes para enfrentarse a la gran cantidad y a la complejidad de la información manejada en los procesos¹³.

¹³ Pág. 4 del Informe sobre Participación pública del Informe de Evaluación del primer ciclo de planificación elaborado por Alba Ballester. Esta evaluación ha puesto de relieve que se ha conseguido avanzar en el ámbito de la participación pública hacia una mayor transparencia, calidad de la información y aprendizaje social sin embargo subsisten carencias relacionadas con la credibilidad respecto a los propios procesos participativos, falta de claridad sobre los objetivos, falta de representatividad, insuficiencia de recursos, carencia de sinergias con otros procesos de participación y escasa experiencia en la organización e implantación de este tipo de procesos.

3. Lecciones aprendidas y propuestas para el segundo ciclo

Después de 14 años de la implantación de la Directiva Marco del Agua, y a las puertas de llegar a la fecha límite para la consecución del buen estado de las masas de agua que se había establecido para el 2015, la realidad del proceso de los planes de cuenca del primer ciclo hidrológico revela diversas deficiencias que deben corregirse para alcanzar los objetivos esenciales de la DMA en el siguiente ciclo 2016-2021. A pesar de estas deficiencias, es de destacar que la senda de cooperación y trabajo en común que se ha logrado entre los organismos de cuenca del Miño durante esta primera generación de planes vienen a servir de base para avanzar desde la planificación coordinada hacia a la integrada.

En concreto, esta cooperación entre España y Portugal, que se materializó en los trabajos conjuntos entre los organismos de cuenca, sirvió para crear una sólida senda de cooperación desde la que se podrá articular la sintonía necesaria para un plan hidrológico único de la demarcación internacional. Las estructuras conjuntas del Convenio de Albufeira han contribuido a que se haya avanzado en este sentido. Tal como apuntan los responsables de la planificación del Miño consultados: *avanzar en el dinamismo del actual marco institucional de Albufeira facilitará los trabajos de la planificación única que requiere la DMA*. Por otro lado, la contribución de las estructuras y mecanismos del Convenio de Albufeira a los procesos de planificación hidrológica en este primer ciclo ha sido evidente.

Sin embargo, se han comprobado deficiencias por las asimetrías y desajustes en calendario y procedimientos de las subcuencas en la primera generación de planes que parece haber desconocido toda lógica coherente e integradora. Del mismo modo, se ha producido una aprobación tardía de los planes nacionales del Miño que ha limitado la efectividad de la revisión y actualización del plan.

La posición ambigua de los gobiernos de ambos estados respecto a la planificación única en el Miño y resto de cuencas internacionales debe dar paso a un firme compromiso político dirigido a la articulación de medidas y financiación necesarias para un futuro de planeamiento único e integrado en todas las cuencas compartidas.

Es indudable que la preparación de documentos unidos y cohesionados que incorporen medidas de adaptación al cambio climático y mecanismos correctores permitiría ganar

en el futuro eficiencia, economías de escala y reducción de costes. Teniendo en cuenta esto se hace necesario adoptar un cambio del actual modelo de cooperación que sea guiado por los principios de gestión integrada y apoyado en estructuras conjuntas entre ambos países para cada cuenca internacional. Esta apuesta institucional única para la elaboración de planes conjuntos debería tener en cuenta la naturaleza interdependiente de las subcuencas entre sí, la adopción de un calendario de planificación y participación que sean únicos para cada cuenca (ver fig. 1).

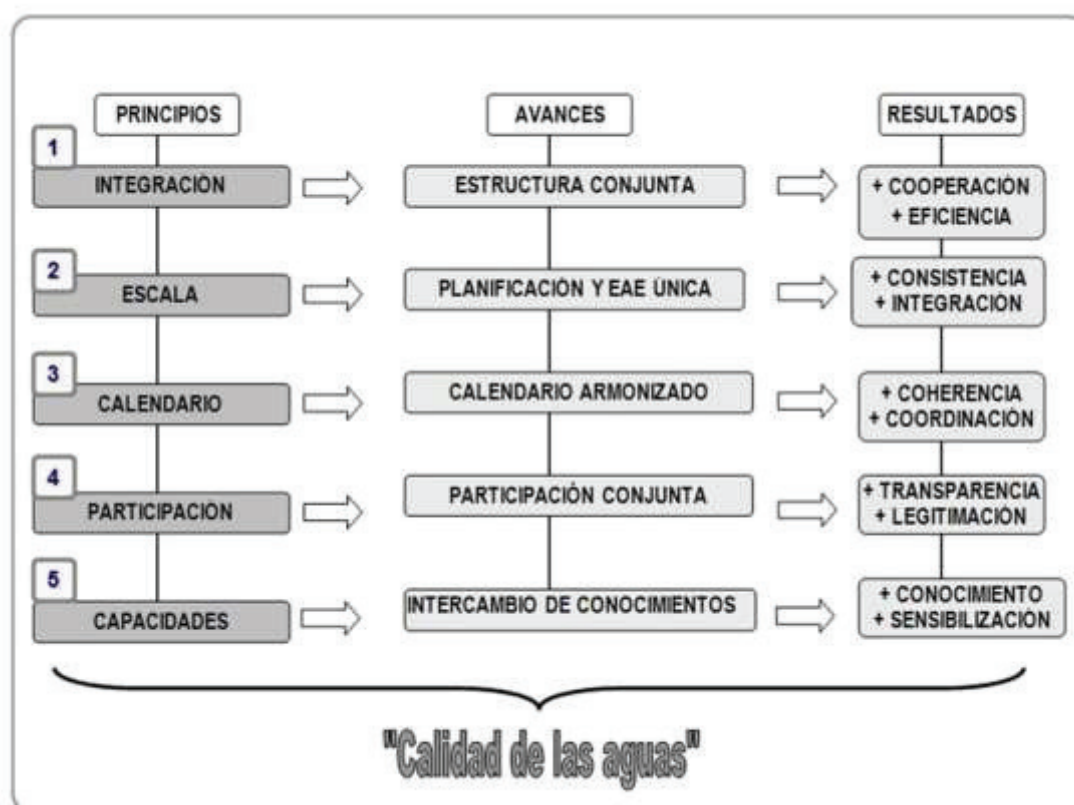


Fig. 1 Propuestas para la gestión integrada del Miño internacional según los principios de gestión integrada de la DMA.

Los primeros pasos deberían darse en el rediseño institucional de los actuales mecanismos del Convenio de Albufeira. Tal como afirma Sereno (2014), el Convenio de Albufeira (CA) constituye el principal instrumento para cumplir con lo previsto en el artículo 3 de la DMA, al preverse que, en el caso de demarcaciones internacionales, los Estados que las comparten podrán designar como autoridad competente a los organismos preexistentes. Este cambio debería producirse en tres planos siguiendo el modelo de gestión integrada para los cuencas compartidas propuesto por Savenije y

Zaag (ver fig. 2): el político, en el que se apueste por una firme voluntad de ambos estados en la producción de documentos conjuntos; el institucional, a través del rediseño del actual marco de Albufeira, designando subcomisiones para cada una de las cuencas ibéricas que podrían asumir competencias en planificación; y en el plano operativo, a través de la producción de un procedimiento conjunto a nivel de cada una de las cuencas.

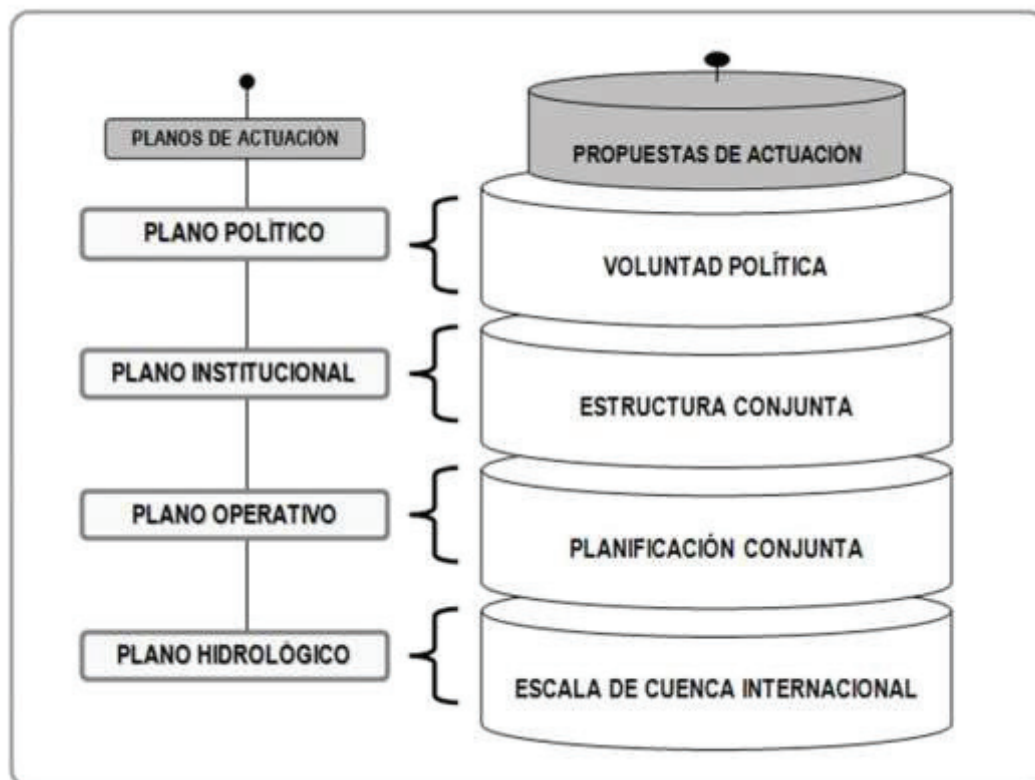


Fig. 2. Medidas de actuación para la gestión integración del Miño internacional según los planos de intervención propuestos por Savenije y Zaag (2000).

4. Bibliografía

- Ballester, A. (2014). "Participación pública" en Evaluación del primer ciclo de planificación. Observatorio de las Políticas del Agua. Fundación Nueva Cultura del Agua.
- Brufao, P. (2014). "Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil" en Evaluación del primer ciclo de planificación. Observatorio de las Políticas del Agua. Fundación Nueva Cultura del Agua.
- Drobenko, B. (2004). De la Pratique du minimalisme: la transposition de la Directive-Cadre «Eau». *Revue juridique de l'environnement*, (3), 241-256.
- Gomes, V.P., Piqueras, F. D. (2013), "Algunas reflexiones sobre la gestión integrada de las cuencas compartidas" en IX Asamblea General Mundial de la Red Internacional de Organismos de cuenca, Fortaleza (Brasil), 13 A 16 de agosto.

Hoekstra, A. (2006). "The global dimension of water governance: Nine reasons for global arrangements in order to cope with local water problems, Value of water research report series No. 20", UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, the Netherlands. Disponible en http://www.ses.unam.mx/integrantes/uploadfile/aalcantara/Alcantara2009_Gobernabilidad.pdf

Jaspers, F. G. (2003). Institutional arrangements for integrated river basin management. *Water policy*, 5(1), 77-90.

Li, Y., Quesne, T. L., Speed, R., Li, J., Shen, F. (2013). *River Basin Planning Principles: Procedures and Approaches for Strategic Basin Planning*. Asian Development Bank. Disponible en http://www.zaragoza.es/contenidos/medioambiente/onu/1020_eng_river_basin_planning.pdf

Rosado, A. S. (2013). "Trayectoria reciente, situación actual y perspectivas de la gestión transfronteriza de los ríos ibéricos" en VIII *Congresso Ibérico de Gestão e Planeamento da Água*, 173-200.

Savenije, H. H., & Van der Zaag, P. (2000). Conceptual framework for the management of shared river basins; with special reference to the SADC and EU. *Water policy*, 2(1), 9-45.

Sereno, A. (2014). "Síntesis de la situación en Portugal: Parte portuguesa de las demarcaciones hidrográficas internacionales del Miño/Limia, Duero, Tajo y Guadiana" en Evaluación del primer ciclo de planificación. Observatorio de las Políticas del Agua. Fundación Nueva Cultura del Agua.

UNEP (2011). Report UNEP on IWRM in Transboundary Rivers. Disponible en <http://www.unepdhi.org/~media/3CD8AAFFCBD34F28A7FADFC58819B950.ashx>

En el análisis de esta investigación se han considerado opiniones de las siguientes entrevistas exploratorias a fin de contrastar los resultados de este estudio:

ADMINISTRAÇÃO DA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO NORTE, I. P., (ARHN, 2013): Porto, 9 de mayo de 2013 (Entrevista semiestructurada); D. Arnaldo Machado, Director de Planificación de la Região Hidrográfica do Norte.

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA MIÑO-SIL, (CHMINOSIL, 2014): Ourense, 26 de agosto de 2014 (Entrevista semiestructurada) ; D. Emilio Esteban Rodríguez Merino, Jefe de Área de Planes y Estudios. Oficina de Planificación hidrológica del Miño-Sil.

MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE, (MAGRAMA, 2014): 28 de enero de 2014 (Entrevista semiestructurada); Dirección General del Agua; Fernando Octavio de Toledo y Ubieto, Consejero Técnico (Miembro del Secretariado Técnico Conjunto de la Comisión para la Aplicación y Desarrollo (CADC) del Convenio de Albufeira.

MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE, (MAGRAMA, 2012): 26 de octubre de 2012 (Entrevista semiestructurada); Subdirección General de Planificación y Uso Sostenible del Agua, Secretaría Técnica de la Comisión para la Aplicación y Desarrollo (CADC) del Convenio de Albufeira, Área de Relaciones con la UE, Tania Gutiérrez Martín.

O papel do ordenamento do território na adaptação às alterações climáticas no Estuário do Rio Minho

Rute Pinto¹, Filomena Cardoso Martins²

¹ E-mail: fiuza.rute@gmail.com

² *Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal*

Resumo

As alterações climáticas são inequívocas, pois, num curto espaço de tempo, desde meados do século XIX, verificaram-se alterações no clima sem precedentes, particularmente o aumento da temperatura do ar e alterações na precipitação e a subida do nível do mar associada. Neste quadro, com elevado grau de confiança, nas próximas décadas, as zonas costeiras em geral estarão expostas a riscos crescentes, cujos impactos podem ser expectavelmente relevantes em importantes ecossistemas costeiros como os estuários. A vulnerabilidade às alterações climáticas de estuários é variável em função, tanto da sua exposição, a alterações no clima, e da sua sensibilidade, de acordo com as características biofísicas e socioeconómicas próprias, como da sua capacidade de adaptação para se ajustar, seja reativamente a eventos e mudanças ou pró-ativamente através de decisões de ordenamento do território. O ordenamento do território com as suas abordagens interdisciplinar, intersectorial e multiescala pode contribuir positivamente para a resposta às alterações climáticas, promovendo uma adaptação planeada, de forma antecipatória e pró-ativa, pois permite otimizar as soluções de adaptação, evitando formas de ocupação do solo que acentuem a exposição aos efeitos regional e localmente mais significativos das alterações climáticas, e tirar partido das condições próprias de cada território para providenciar soluções mais sustentáveis a custos compatíveis. Nesta comunicação visa-se demonstrar que o ordenamento do território pode ter um papel importante na promoção da adaptação aos impactos das alterações climáticas, mediante a avaliação da capacidade de adaptação às alterações climáticas através do ordenamento do território no Estuário do Rio Minho – ERM. Para o efeito foi analisado o sistema de ordenamento do território que caracteriza o ERM, nomeadamente o quadro político, legal e instrumental, mediante a análise da preparação (legal) das políticas e instrumentos de ordenamento do território para as alterações climáticas, de nível nacional, regional e local, aplicáveis à área do ERM, e o quadro institucional de governança, mediante a análise da consciência (ambiental, social, económica e política) dos decisores territoriais que representam as entidades responsáveis pelo ordenamento do território sobre as alterações climáticas, de nível nacional, regional e local, aplicáveis à área do ERM. Verificou-se que existe capacidade de adaptação às alterações climáticas através das políticas e instrumentos de ordenamento do território e dos decisores territoriais que abrangem o ERM, mas é limitada. Neste contexto, verificou-se que é essencial identificar mecanismos para apoiar a integração da adaptação às alterações climáticas no sistema de ordenamento do território e, desta forma, promover a adaptação planeada no ERM. Palavras-Chave: alterações climáticas, zonas costeiras, estuário, vulnerabilidade, adaptação, capacidade de adaptação, ordenamento do território, Estuário do Rio Minho

Referências

- Carter, J.G., Sherriff, G., 2011. Spatial planning for climate change: Identifying crosscutting barriers and solutions. Centre for Urban and Regional Ecology, University of Manchester, Manchester, United Kingdom, 48 p. Disponível em: http://media.adaptingmanchester.co.uk.ccc.cdn.faelix.net/sites/default/files/SpatialPlanningAdaptationDelphiFinal_0.pdf.
- Dymén, C., Henriksson, A., 2009. Spatial planning and its contribution to climate friendly and sustainable transport solutions. Nordic Centre for Spatial Development (Nordregio), Nordregio Working Paper, 4, Stockholm, Sweden, 28 p. Disponível em: <http://www.nordicenergy.org/wp-content/uploads/2012/02/Spatial-Planning-andits-contribution-to-climate-friendly-and-sustainable-transport-solutions.pdf>.
- ENAAAC (Estratégia Nacional de Adaptação às Alterações Climáticas), 2010. RCM. (Resolução do Conselho de Ministros) 24/10 de 01/04/2010, Diário da República, I Série: 1090-1106.
- EPA (United States Environmental Protection Agency), 2009. Adaptation planning for the National Estuary Program. Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency, Climate Ready Estuaries Program, Whitepaper, United States of America, 19 p. Disponível em: <http://www.epa.gov/cre/downloads/CREAdaptationPlanning-Final.pdf>
- FIG (International Federation of Surveyors), 2010. Spatial planning in coastal regions: Facing the impact of climate change. FIG Commission 8 Working Group 8.4 - Urban Planning in Coastal Regions, FIG Publication 55, Copenhagen, Denmark, 60 p. Disponível em: <http://www.fig.net/pub/figpub/pub55/figpub55.pdf>.
- Hurlimann, A.C., March, A.C., 2012. The role of spatial planning in adapting to climate change. Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change, 3(5), pp. 379-488.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2007a. Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 976 p. Disponível em: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg2/en/contents.html.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2007b. Climate change 2007: Synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 102 p. Disponível em: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/syr/en/contents.html.
- Kruse, S., Pütz, M., 2014. Adaptive capacities of spatial planning in the context of climate change in the European Alps. European Planning Studies, 1(1), pp. 1-19.
- Najjar, R.G., Walker, H.A., Anderson, P.J., Barron, E.J., Bord, R.J., Gibson, J.R., Kennedy, V.S., Knight, C.G., Megonigal, J.P., O'Connor, R.E., Polsky, C.D., Psuty, N.P., Richards, B.A., Sorenson, L.G., Steele, E.M., Swanson, R.S., 2000. The potential impacts of climate change on the mid-Atlantic coastal region. Climate Research, 14(3), pp. 219-233.
- Pinto, R., Martins, F.C., 2013. The Portuguese National Strategy for Integrated Coastal Zone Management as a spatial planning instrument to climate change adaptation in the Minho River Estuary (Portugal NW-Coastal Zone). Environmental Science & Policy, 33, pp. 76-96.
- Whitehead, P.G., Wilby, R.L., Battarbee, R.W., Kernan, M., Wadel, A.J., 2009. A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. Hydrological Sciences – Journal des Sciences Hydrologiques, 54(1), pp. 101-123.

Análise da fauna aquática do rio Mouro: contribuição para avaliação da sua qualidade ecológica

Paulo Rodrigues & Carlos Antunes

Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

CIIMAR / Aquamuseu do Rio Minho

Resumo

O rio Mouro é um afluente do rio Minho, conhecido por possuir águas límpidas fazendo parte das massas hídricas designadas por águas de salmonídeos. Tendo em conta a importância das atividades de pesca, desportiva e lúdica, e a insuficiência de informação relativas a este curso de água, este trabalho pretendeu contribuir para um melhor conhecimento do rio Mouro. Com o estudo das comunidades de macroinvertebrados bentónicos e da ictiofauna pretendeu-se avaliar a qualidade ecológica de um dos afluentes da bacia hidrográfica portuguesa do rio Minho. Na análise dos macroinvertebrados, o rio obteve o nível de qualidade Azul, segundo o índice biótico IBMWP, podendo assim qualificar-se como um curso de água limpa. Nas amostragens da ictiofauna, foram capturadas 3 espécies, sendo a mais representativa a truta – fário (*Salmo trutta morpha fario*), presente em todas as estações de captura.

1. Introdução

A água é a essência de toda a vida na Terra, dominando a composição química de todos os organismos (Wetzel, 2001). Ao longo da história humana, os sistemas dulciaquícolas foram importantes para o nascimento e desenvolvimento das civilizações, no entanto só em meados do século passado foi reconhecida a importância da protecção destes sistemas (NRC, 1996). Assim, para uma gestão eficaz do meio aquático, é necessário um controlo rigoroso da sua qualidade (Fontoura, 1985).

Até à década de 90, na União Europeia, a avaliação da qualidade ecológica das águas era, essencialmente, baseada na análise de parâmetros físico-químicos. Posteriormente, foram desenvolvidos uma série de sistemas de avaliação com base em parâmetros biológicos, que têm sido usados, sobretudo, na detecção de impactos antropogénicos nos sistemas lóticos (Mota, 2007). A análise das proporções do habitat e das comunidades faunísticas que nele existem fornecem-nos uma ferramenta que pode ser aplicada na avaliação da qualidade ecológica, conservação e classificação (Armitage, 2006).

A Directiva Quadro da Água (DQA), é um quadro de acção estabelecido pela União Europeia no domínio da política da água. Os seus principais objectivos são proteger, melhorar e restaurar todas as massas de água superficiais e subterrâneas a nível europeu, com a finalidade de atingir um bom estado ecológico até 2015. O estado ecológico é caracterizado tanto por elementos biológicos, como físico-químicos e hidromorfológicos (Oliveira et al., 2007).

O estudo das comunidades de macroinvertebrados bentónicos é o método mais usado, baseado no conceito de espécies indicadoras (índices bióticos) e na estrutura das comunidades (índice de diversidade) (Lucey, 1987). Os macroinvertebrados são organismos que habitam na água, pelo menos numa fase do seu ciclo de vida, e são compostos essencialmente por moluscos e insectos (adultos e larvas) com dimensões superiores a 0,5 mm (Antunes et al., 2012).

Segundo Fontoura (1985), o uso de comunidades de macroinvertebrados bentónicos, na avaliação da qualidade biológica da água, é aconselhável devido à facilidade de amostragem e identificação (contrariamente às bactérias, algas e protozoários), possuem uma fase de vida aquática longa reflectindo curtos períodos de acção dos poluentes, têm um reduzido movimento de dispersão (comparativamente aos peixes, por exemplo) e apresentam uma grande diversidade de regime alimentar, representando vários níveis tróficos. Além de permitir o estudo geral de um ecossistema, dá ainda a possibilidade de avaliar o impacto de um poluente sobre as comunidades e a sua evolução temporal, o poder auto-depurador do curso de água (evolução espacial do efeito poluidor), o bom ou mau funcionamento de estações de depuração e comparar o grau de poluição de diferentes cursos de água.

Complementarmente, podemos recorrer à análise da ictiofauna que é um método utilizado em menor escala, devido aos elevados custos do processamento de dados e às diferentes necessidades de pesquisa (Armitage, 2006). No entanto, os peixes são organismos fundamentais na biomonitorização, pois possibilitam uma avaliação eficaz do estado ecológico dos rios numa lógica de racionalidade económica (Oliveira et al., 2007). Qualquer massa de água que suporte uma população estável de peixes, por um período de tempo longo, pode ser considerada livre de poluição (Boelens, 1987).

O rio Mouro é um sistema fundamental para as populações do Vale do Mouro, quer pelo uso deste rio para captação de água, irrigação e até mesmo consumo doméstico, quer pela sua riqueza piscícola (AEHRM, 1996). É, sobretudo, considerado um bom rio de trutas, apesar de as populações desrespeitarem muitas vezes o defeso e as leis da pesca (Azevedo, 1997). Ao longo do seu percurso, possui 29 obstáculos identificados, mas nenhum é impeditivo da subida de espécies migradoras diádromas (Antunes e Cobo, 2012). Não possui nenhuma fonte de poluição evidente ou identificada.

A truta - fário (*Salmo trutta morpha fario*) é a espécie autóctone com maior importância no rio Mouro. Esta é muito sensível à alteração da qualidade da água e das características físicas do habitat, particularmente da vegetação marginal (Antunes & Rodrigues, 2004). Pode-se, ainda, encontrar o salmão do Atlântico (*Salmo salar*) e a truta marisca (*Salmo trutta morpha trutta*), que encontram neste rio local para a reprodução.

A inexistência de estudos sobre este rio e, consequentemente, a pouca informação existente, leva por vezes à perda e degradação deste património natural, importantíssimo para as populações do Vale do Mouro. Tendo isto em conta, o objectivo do presente trabalho consistiu em contribuir para a avaliação da qualidade ecológica do rio Mouro, baseado na análise da fauna piscícola e as comunidades de macroinvertebrados bentónicos.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

O rio Mouro pertence à bacia hidrográfica do rio Minho (**Figura 1**), situado na região do Alto Minho. Resulta da junção de 3 nascentes na freguesia de Lamas do Mouro, concelho de Melgaço, estende-se por cerca de 35 km até desaguar no rio Minho, no lugar da Ponte do Mouro, em Monção. É o segundo maior afluente do rio Minho da bacia hidrográfica portuguesa, tendo como principal afluente o rio Sucrasto, que desagua na freguesia de Tangil. Apresenta maioritariamente um curso suave e rodeado de áreas agrícolas e florestais.

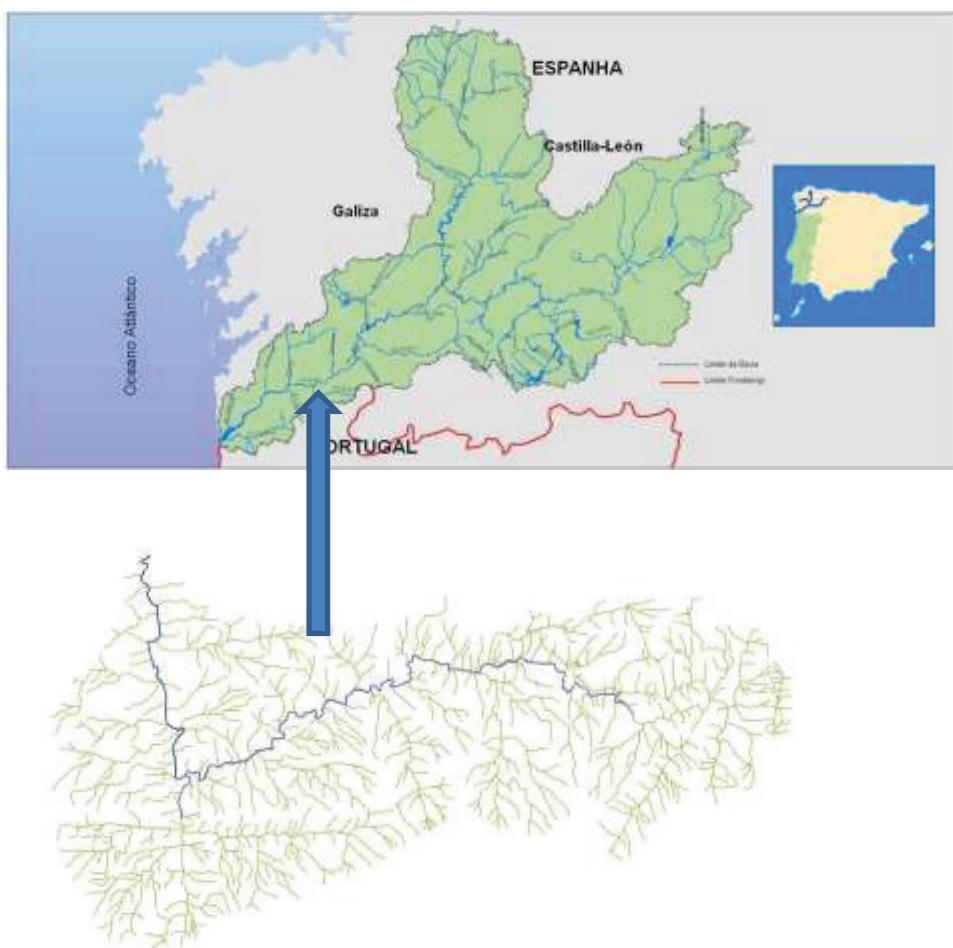


Figura 1. Representação da bacia hidrográfica do Minho e da bacia hidrográfica do Mouro.

2.2. Amostragem de macroinvertebrados

As amostras de macroinvertebrados foram recolhidas entre o mês de Maio e o princípio de Junho de 2014. A recolha tardia, já com a Primavera avançada, deveu-se às condições climáticas adversas, para o trabalho de campo, dos meses anteriores, que aumentaram o caudal fluvial.

Para tal, foram seleccionadas 4 estações, representadas na **Figura 2**, e recolhidas 3 réplicas de sedimento em cada uma. As duas primeiras (LM e LE), ambas próximas das nascentes, diferenciam-se entre si pelo facto da segunda ser a jusante da ETAR de

Lamas de Mouro e a primeira a montante. A terceira estação (PN) foi escolhida por se localizar sensivelmente a meio do percurso para o rio Minho e a quarta (PM) está próxima da foz. Nesta última, há uma forte pressão humana, pois trata-se de uma praia fluvial, que tem grande atividade sobretudo nos meses de verão.



Figura 2. Estações de amostragem de macroinvertebrados

Para cada local, na amostragem, foi utilizada uma rede de arrasto de mão com 25 cm de largura e 0,5 mm de malha, numa extensão de 1 m, seguindo-se o acondicionamento das amostras em frascos de plástico e conservação em álcool a 90%, *in situ*.

No laboratório, efetuou-se a lavagem e triagem de cada amostra e, posteriormente, a contagem e identificação dos organismos até ao nível taxonómico mais baixo possível, com recurso a uma lupa binocular Nikon (ampliação até 63x) e com o auxílio de chaves dicotómicas.

2.3. Ictiofauna

Para o estudo da ictiofauna, recorreu-se ao método da captura por pesca eléctrica com recurso a dois aparelhos, dependendo da largura do rio: um portátil com bateria (corrente contínua (DC), 200 – 400 V, 1 – 3 A, Electracatch International) e outro com dois ânodos, a gasolina (EL62II GI 400 – 750 V Hans Grassel GmbH).

As amostragens foram efectuadas em 3 estações, nos meses de Julho e Agosto, representadas na **Figura 3**: Lamas de Mouro – St1, Ponte Nova – St2 e Ponte do Curto – St3. Duas delas, St1 e St2, são coincidentes com estações de amostragem de macroinvertebrados. A escolha de St3 deveu-se ao facto de ser um local pouco a montante da zona de defeso, que se estende do Senhor Do Rio, freguesia de Segude, até à foz, na Ponte de Mouro, freguesia de Barbeita.

O troço do rio em que se fez a pesca eléctrica foi limitado com redes a montante e jusante e calculada a área de amostragem. Em St1 e St2 foram realizadas 2 passagens, enquanto em St3, por questões logísticas, só foi realizada uma passagem.



Figura 3. Estações de captura utilizando pesca elétrica. Zona de defeso marcada a vermelho.

Todos os peixes capturados, foram colocados numa arca com água, aerificada, sendo identificados, medidos e pesados *in situ*, e devolvidos novamente ao rio. Recolheu-se ainda as escamas de quase todas as trutas capturadas, excluindo as de dimensões mais reduzidas, para posterior análise e estimativa da idade. Durante o manuseamento, as trutas que morreram foram guardadas, para em laboratório analisar os conteúdos estomacais.

2.4. Análise dos dados

Em relação aos macroinvertebrados, os *taxa* identificados, foram usados para a avaliação da qualidade ecológica da água, através do índice IBMWP (Iberian Bio – Monitoring Working Party), adaptado do índice belga (BMWP) e do índice derivado IASPT (Iberian Average Score Per Taxon) (Oliveira et al., 2007).

É um índice que classifica os cursos de água em 5 categorias e cujos resultados resultam da soma de valores atribuídos a cada família (de 1 a 10), dependendo da sua sensibilidade à poluição, sendo tanto menor o valor quanto mais tolerante o indivíduo for. As categorias em que se divide são: Azul (> 100), Verde (61 - 100), Amarelo (36 - 60), Laranja (16 - 35) e Vermelho (< 16).

No tratamento dos dados usou-se o programa PRIMER v6 (Clarke e Gorley, 2006), com o qual foram calculados alguns índices de diversidade, relevantes no estudo estatístico das comunidades de cada amostra, assim como para a análise de similaridade entre estações.

Em relação aos peixes, foram analisados os resultados tendo como referências as métricas que compõem o índice piscícola de integridade biótica (F-IBIP) (INAG, I.P. e AFN, 2012) e o EFI – European Fish Index (Oliveira et al., 2007). Na análise estatística, recorreu-se ao programa STATISTICA 12 (StaSoft Inc).

Relativamente aos parâmetros físico-químicos, registados durante as amostragens por pesca eléctrica, os valores obtidos para cada estação, são dados na **Tabela I**. Complementarmente, é fornecido o comprimento e a largura média de cada troço amostrado na pesca eléctrica.

Tabela I. Parâmetros físico-químicos e medidas das zonas do rio onde se realizaram as pescas eléctricas

	St1	St2	St3
Temperatura (°C)	14,33	20,57	18,26
Condutividade (µS / cm)	0,017	0,045	0,047
Vel. da corrente (m/s)	0,248	0,187	0,106
pH	7,17	7,25	7,27
Comprimento do troço (m)	80	85	50
Largura média (m)	4,41	7,79	12,20

O facto de estes parâmetros terem sido registados na mesma altura do ano, entre Julho e Agosto, pode influenciar sobre as mínimas variações de pH entre as estações.

Quanto à temperatura, o valor mais baixo foi em St1 (14,33°C), que além de ter sido registado no início de Julho, é uma estação que se localiza na montanha, perto das nascentes. As restantes estações, não apresentaram grande variação entre elas, tendo sido registadas com apenas 15 dias de diferença. O valor do oxigénio dissolvido não foi possível registar por avaria da sonda multiparamétrica.

3.2. Macroinvertebrados

Na análise das comunidades de macroinvertebrados, foram identificados um total de 3272 indivíduos distribuídos por 5 classes, 12 ordens e 42 famílias. A lista de indivíduos identificados em cada estação está representada na **Tabela 1** dos **Anexos**.

O grupo de organismos com maior abundância pertence à família **Chironomidae**, correspondendo a 76,1% da totalidade dos indivíduos identificados. Esta, é muito tolerante à poluição, pois os indivíduos possuem hemoglobina como os mamíferos, o que lhe permite uma melhor captação de oxigénio e, conseqüentemente, viver em sistemas com pouco oxigénio dissolvido (Bis e Kosmala, 2005). Trata-se, também, de uma família muito importante na alimentação dos salmonídeos mais jovens.

Na **Tabela II** são dados os resultados obtidos na aplicação da análise estatística a cada uma das amostras.

Tabela II. Índices de diversidade para macroinvertebrados em cada uma das estações de amostragem: S – n.º de grupos taxonómicos; N – n.º de organismos / m²; d – índice de Margalef; J' – índice de Uniformidade; H' – índice de Shannon – Wiener; 1 – λ' – complemento do índice de diversidade de Simpson.

Estações				Índices de diversidade		
S		N	D	J'	H' (loge)	1 – λ'
LM	21	558	3,162	0,4315	1,314	0,4741
LE	29	568	4,415	0,5337	1,797	0,704
PN	23	539	3,498	0,4815	1,51	0,5468
PM	24	1607	3,116	0,1825	0,5801	0,1945

O valor do índice de Margalef (d) apresenta uma maior riqueza em espécies para a estação LE, tendo valores muito próximos para as restantes.

O baixo valor do índice de Shannon – Wiener (H') para PM resulta da dominância de um *taxon*, dado que este considera tanto a riqueza em espécies como a dominância, exprimindo a importância relativa de cada grupo (Mota, 2003). Facto este, que é corroborado pelo índice de Uniformidade (J'), ou seja, a uniformidade da distribuição pelos grupos é baixa. Isto deve-se ao elevado n.º de indivíduos da família **Chironomidae**, que corresponderam a 89,7%, em número, da amostra. O índice de Simpson (λ'), cujos valores variam entre 0, para baixa diversidade, e 1, está de acordo com esperado e, além disso, mostra que há maior diversidade para as estações LE e PN. Pelo gráfico da percentagem de dominância cumulativa, apresentado na **Figura 4**, mais uma vez se demonstra o elevado domínio de um só grupo para a estação PM. De salientar ainda, que apesar de nas restantes estações o domínio por parte de um grupo ser sempre acima de 50%, há no entanto uma maior diversidade.

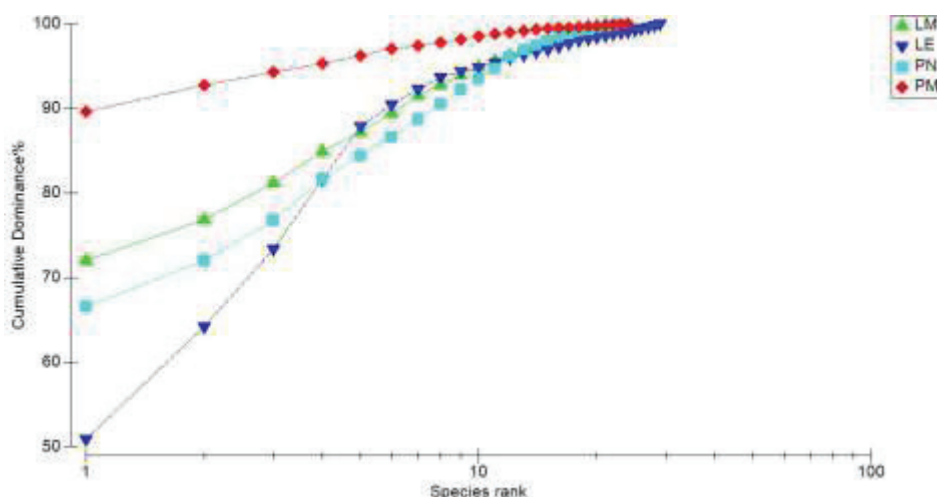


Figura 4. Gráfico da percentagem de dominância cumulativa para os grupos de macroinvertebrados representados em cada estação

Na **Figura 5** e na **Figura 6**, estão representados os dendogramas gerados pela análise CLUSTER usando a similaridade de Bray – Curtis, no que diz respeito à riqueza específica.

Este procedimento mostra-nos o grau de similaridade entre as diferentes amostras analisadas. Neste caso, apesar da distância geográfica, as estações LM e PN são as mais similares, igualmente distantes de LE. Por outro lado, PM é a que difere mais das restantes.

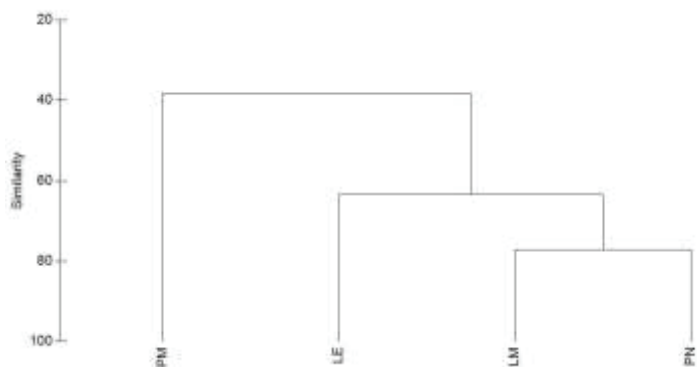


Figura 5. Dendrograma da percentagem de similaridade entre estações de amostragem



Figura 6. Ordenação MDS a 2D dos grupos representados em cada estação

Na aplicação do índice biótico IBMWP, todas as amostras apresentaram categoria Azul, Classe I ou ‘Muito Bom’, que se traduz em “Curso de água não contaminado ou não alterado de forma sensível”. Resultado já obtido anteriormente pelo Projecto AQUARIPORT, Programa Nacional de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios (Oliveira et al., 2007).

3.2. Ictiofauna

Nas 3 amostragens realizadas, foram capturados 106 peixes pertencentes a 3 espécies. Na **Tabela III**, estão representados alguns dados relativos ao conjunto das amostras.

Tabela III. Distribuição taxonómica, n.º de indivíduos e abundância relativa da ictiofauna

Espécie	N	Ab. Relativa (%)
<i>Anguilla anguilla</i>	32	30,19
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	6	5,66
<i>Salmo trutta morpha fario</i>	68	64,15

A truta – fário (*S. t. morpha fario*), é a espécie mais representada, tendo sido a única a ser capturada em todas as estações, correspondendo a 100% das capturas, em St1 e St2, e a 50% em St3. Algo que, à partida, seria de esperar, tendo em conta o rio Mouro tratar-se de um rio salmonícola (INAG e AFN, 2012).

A enguia (*A. anguilla*), embora abundante, apenas foi capturada em St3, representando 42,11% das capturas. Isto pode dever-se à existência de barreiras físicas impeditivas da migração desta espécie para locais mais a montante, não estando nenhuma registada até ao momento, como referido no início deste trabalho. Noutro trabalho realizado anteriormente, também pelo Projecto AQUARIPORT, foram registados grande número de trutas, bogas e alguns escalos (*Squalius carolitertii*) (Oliveira et al., 2007), estes últimos sem qualquer registo nas amostragens realizadas para este trabalho.

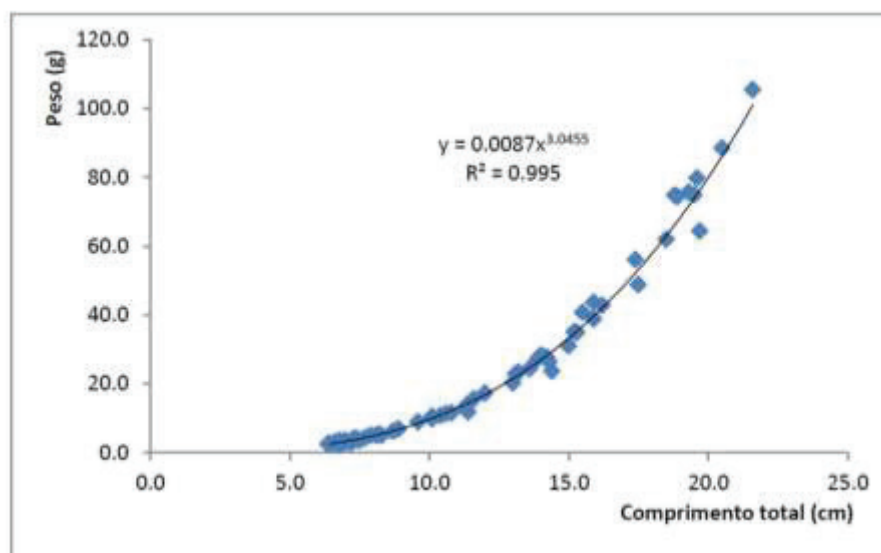
Relativamente aos valores de densidade para a truta - fário, obteve-se 368 ind/ha para St1, 257 ind/ha para St2 e 623 ind/ha na St3. Em afluentes espanhóis da bacia hidrográfica do rio Minho foram registados valores de densidade para esta espécie entre 40 ind/ha e 5600 ind/ha (Sánchez et al., 2010).

Devido ao facto do nº de indivíduos ser apenas significativo para duas das espécies capturadas, a análise estatística foi aplicada unicamente a estas.

Verificou-se uma diferença entre as estações de amostragens, no que diz respeito ao comprimento total médio das trutas, representado na **Figura 7**. As maiores foram capturadas na St2, com um comprimento total (média $\pm$ desvio padrão) de $16,7 \pm 3,4$ cm, seguindo-se a St1 com $13,1 \pm 3,2$ cm. Na St3, a maioria das capturas foi de indivíduos muito jovens, apresentando por isso uma média muito mais baixa.

A diferença entre estações é também acentuada ao nível do peso (média $\pm$ desvio padrão) desta espécie. Na St2, obtiveram-se os valores mais altos, com uma média de $54,1 \pm 28,1$ g, na St1 a média foi de $24,8 \pm 17,5$ g e na St3 de $7,92 \pm 9,23$ g. Elevados desvios padrões devem-se ao reduzido nº de exemplares capturados.

Figura



7.Diagrama de comprimentos totais (média $\pm$ DP) (cm), das trutas capturadas

Com a totalidade de trutas capturadas, fez-se um gráfico da relação peso / comprimento total, representado na **Figura 8**.

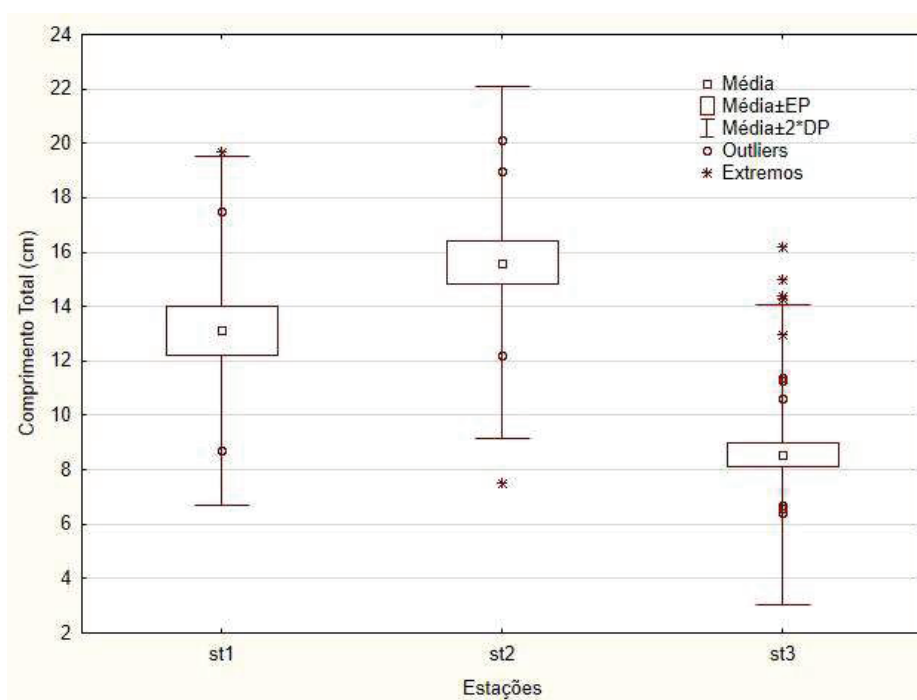


Figura 8. Gráfico da relação peso / comprimento total, das trutas capturadas

Relativamente à análise das enguias, como apenas foram capturadas numa das estações (St3), fez-se simplesmente um gráfico da relação peso / comprimento, representado na **Figura 9**.

As enguias apresentaram um comprimento total (média $\pm$ DP) de $20,4 \pm 5,2$ cm e $14,9 \pm 13,5$ g de peso médio. Os valores de comprimentos registados para esta espécie, revelam que esta secção do rio recebe indivíduos na fase inicial de migração para montante (comprimentos inferiores a 30 cm).

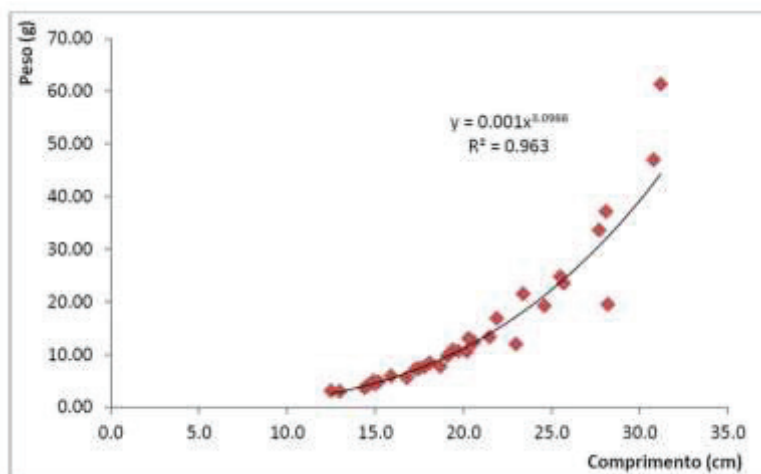


Figura 9. Relação peso / comprimento das enguias capturadas em St3

Quer a enguia quer a truta-fário, são espécies de elevado valor para os pescadores, tendo sobretudo a primeira, grande importância comercial. São também, espécies sensíveis à qualidade da água e que necessitam de rios que satisfaçam as suas necessidades alimentares, tendo em conta a sua natureza predadora.

As escamas de trutas, recolhidas durante as capturas, foram limpas e fixadas em lâminas para posteriormente serem usadas em trabalhos de outra natureza. Na **Figura 10**, é possível ver um exemplo relativo à leitura de escamas. Em St1 dominaram as trutas com idades 0+ e 1+, em St2 foi o local onde surgiram trutas com idades superiores, dominando as trutas com idades 1+ e 2+, enquanto em St3 foi a secção do rio onde dominaram as trutas mais jovens (0+) havendo 9 exemplares com idade 1+.

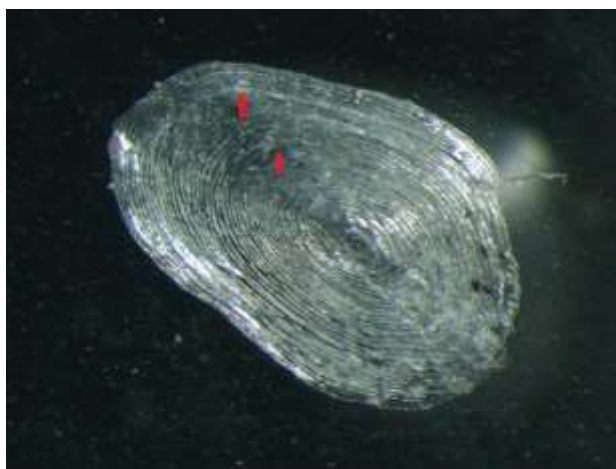


Figura 10. Escama de truta com 20 cm e idade 2+. Setas vermelhas: anéis anuais

Dos conteúdos estomacais observado, não foi possível fazer qualquer inferência estatística, tendo em conta o reduzido número de indivíduos observados. Apesar disso, é de referir a grande abundância de tricópteros e quironomídeos encontrados e ainda um estômago que continha parasitas. Na **Figura 11** pode-se ver um dos conteúdos encontrados.



Figura 11. Estômago de truta com bivalve *Pisidium* spp.

As bogas apenas foram capturadas numa das estações, em St3, correspondendo apenas 7,89% das capturas. Contudo não é de desprezar as grandes populações desta espécie presentes no rio Mouro, apreciada por pescadores desportivos.

O cálculo de índices de integridade biótica (IIB) torna-se difícil quando a ictiofauna é constituída por um baixo número de espécies, sendo também importante a realização de amostragens que avaliem as diferenças temporais. Contudo, atendendo às métricas que compõem o índice piscícola de integridade biótica para Portugal, para o caso específico de rios de salmonídeos (F-IBIP) nomeadamente, percentagens de indivíduos intolerantes (tendência de diminuição em caso de pressão), exóticos (tendência para aumentar em caso de pressão) e omnívoros (tendência para aumentar em caso de pressão) (INAG e AFN, 2012), verificou-se que em 3 espécies presentes, duas são intolerantes (boga e truta) e não existem espécies exóticas nem omnívoras.

A avaliação do estado ecológico baseado no *European Fish Index* (EFI), adaptado para as bacias do Norte de Portugal (Oliveira et al, 2007), toma em consideração 10 métricas relacionadas com a estrutura trófica, guilda reprodutiva, habitat (grau reófila), comportamento migratório e tolerância. Em relação à reprodução dominam as espécies litófilas (truta e boga) (tendência de diminuição em caso de pressão) e as espécies reófilas (truta e boga) (tendência de diminuição em caso de pressão). Sobre o comportamento migratório, estão presentes uma espécie potamódroma (boga), uma espécie migradora de longa distância (enguia) e, dentro da população de trutas, o ecótipo migrador (truta marisca) e o salmão, não encontrados durante o trabalho. Utilizando este índice, Oliveira et al (2007) classificou o rio Mouro como “Bom”, o que parece estar de acordo com as características das métricas descritas.

4. Conclusão

O estudo aqui presente, cujo foco principal foi a fauna aquática do rio Mouro, permitiu obter alguns resultados que possibilitam o seu uso para trabalhos posteriores, visando um melhor conhecimento dos valores naturais deste curso de água.

Apesar do reduzido número de amostras, foi visível pelos resultados obtidos que o rio parece encontrar-se em bom estado ecológico. É necessário, apesar disto, cruzar estes dados aqui fornecidos com outros factores e com possíveis trabalhos posteriores, para que um resultado mais global e reforçado seja obtido.

Importa referir ainda que a época de verão é sempre uma altura de elevada pressão antropogénica sobre o Mouro, tendo em conta as várias praias fluviais que existem ao longo do seu percurso. Acresce a isto, os inúmeros terrenos agrícolas que o rodeiam e que poderão ter alguma influência neste ecossistema.

Durante as pescas eléctricas realizadas, como já referido, não foram capturados indivíduos da espécie escalo do Norte (*S. carolitertii*), outrora abundante neste rio e cujas populações têm vindo a diminuir ao longo dos anos. Pode-se aqui talvez encontrar algum tipo de ‘ameaça’ que põe em causa, entre outros, a existência de salmonídeos de maiores dimensões.

Ao longo do tempo disponível para realizar este estudo o mau tempo foi uma das principais adversidades do trabalho de campo. Contudo, foi possível recolher amostras de alguns dos locais mais representativos do Mouro.

Com este estudo, espera-se contribuir não só para futuros trabalhos, como já anteriormente referido, mas também sensibilizar as populações do Vale do Mouro para a importância de conservar este importante património natural.

Agradecimentos

Quero aqui expressar os mais sinceros agradecimentos a toda a equipa do Aquamuseu, à Micaela Mota, Mário Jorge Araújo, Joana Lavarinhas, Kátia Santos, Tiago Alves, entre outros que não ajudaram directamente na realização do trabalho, mas sempre demonstraram curiosidade pelo seu desenvolvimento. A todos, muito obrigado!

Referências

- Antunes, C. e Cobo, F. (2012) Valorização dos recursos naturais da bacia hidrográfica do rio Minho - Relatório final do Projecto Natura Miño – Minho. Porto: CIIMAR.
- Antunes, C. e Rodrigues, H. (2004) Guia Natural do Rio Minho – Os Peixes. Aquamuseu do Rio Minho. Vila Nova de Cerveira
- Armitage, P. D. (2006) “Instream and Bankside Habitat in Rivers” in *Biological Monitoring of Rivers: Applications and Perspectives*. Chichester, England: John Wiley & Sons. pp. 17-31
- Associação da Estação Hidrobiológica do Rio Minho (1996) O Concelho de Monção. Em Actas I Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do rio Minho, pp. 41-46. Vila Nova de Cerveira
- Azevedo, J. C. (1997) *Por terras e rios portugueses de Trutas*. Braga: Edições J.C.
- Bis, B. e Kosmala, G. (2005) Chave para identificação de Macroinvertebrados Bentónicos de Água Doce
- Boelens, R. G. (1987) “The Use of Fish in Water Pollution Studies” in *Biological Indicators of Pollution: Proceedings of a Seminar, 24-25 February 1986*. Dublin: Royal Irish Academy. pp. 89-109
- Clarke, K. R. e Gorley, R. N. (2006) PRIMER v6: User Manual / Tutorial. PRIMER-E, Plymouth
- Fontoura, A. P. (1985) “Manual de vigilância da qualidade das Águas Superficiais” – Avaliação biológica da qualidade da água. Instituto de Zoologia “Dr. Augusto Nobre” - Faculdade de Ciências da Universidade do Porto
- Jeffries, M. e Mills, D. (1990) *Freshwater ecology: Principles and applications*. John Wiley & Sons Ltd: Chichester
- INAG, I.P. e AFN (2012) *Desenvolvimento de um Índice de Qualidade para a Fauna Piscícola*. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território
- Lucey, J. (1987) “Biological Monitoring of Rivers and Streams Using Macroinvertebrates” in *Biological Indicators of Pollution: Proceedings of a Seminar, 24-25 February 1986*. Dublin: Royal Irish Academy. pp. 63-75

- Mota, M. (2003) *Ictiofauna da Bacia do Coura – Inventário da População e Habitat*. Estágio curricular em Ecologia Aquática, ICBAS – Universidade do Porto.
- Mota, M. (2007) *Comunidade de macroinvertebrados bentónicos do rio Coura como indicador biológico da qualidade da água*. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
- National Research Council (1996) *Freshwater ecosystems: Revitalizing educational programs in Limnology*. National Academic Press: Washington, D.C.
- Novais, D. (2012) *Biologia, ecologia e pesca desportiva da truta, Salmo trutta morpha fario L., no rio Vez*. Dissertação de Mestrado em Ciências do Mar - Recursos Marinhos, ICBAS - Universidade do Porto.
- Oliveira, J. M. (coord.), J. M. Santos, A. Teixeira, M. T. Ferreira, P. J. Pinheiro, A. Geraldes e J. Bochechas (2007) *Projecto AQUARIPORT: Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios*. Direcção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa, 96 pp.
- Sánchez, J., Vieira-Lanero, R., Servia, M. J., Barca, S., Couto, M. T., Rivas, S., Nachón, D., Silva, S., Gómez-Sande, P., Morquecho, C., Lago, L. e Cobo, F. (2010) *Datos poblacionales y biométricos de la trucha (Salmo trutta) en los afluentes de la margen española del Baixo Miño*. Em Actas V Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do rio Minho, pp. 180-187. Vila Nova de Cerveira

Estructura de edades y morfometría de la población de saboga, *Alosa fallax* (Lacépède, 1803), en el Baixo Miño durante su migración anádroma

Nachón, D. J.², Barca, S.^{1,2}, Mota, M.^{3,4,5}, Antunes, C.^{4,5} & Cobo, F.^{1,2}

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

²Departamento de Zoología y Antropología Física, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela. Campus Vida s/n, 15782 Santiago de Compostela, España.

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

⁴Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR/CIMAR), Universidade do Porto, Rua dos Bragas 289, 4050-123 Porto, Portugal.

⁵Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelhinho, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal.
Email: davidjose.nachon@usc.es

Resumen

Las especies de peces migradores fueron históricamente capturadas mediante una gran variedad de artes y medios en el Baixo Miño. Entre ellas se hallan dos especies de alosas: el sábalo o sável, *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758), y la saboga o savelha, *Alosa fallax* (Lacépède, 1803), que se encuentran pues en simpatria en esta cuenca. Por su importancia ecológica, económica y etnográfica y por el acusado declive de su población sufrido como consecuencia de la sobreexplotación pesquera y de la construcción de grandes presas en el canal principal, el sábalo ha sido objeto de recientes estudios para su adecuada gestión y conservación. Por el contrario, la saboga ha recibido un menor interés científico originando un gran desconocimiento de la biología y ecología de la población del Baixo Miño. Por ello, la presente comunicación tiene por objeto aportar nueva información sobre la población de esta especie con especial énfasis en lo referente a la estructura de edades y a las características morfométricas básicas del contingente adulto migrador. Se estudiaron 240 ejemplares procedentes de la pesca profesional del Tramo Internacional del Río Miño (TIRM) y de muestreos realizados con redes de tipo trasmallo, entre los años 2009 y 2012. Todos los individuos fueron medidos, y pesados, eviscerados para extraer las branquiespinas, el hígado y las gónadas y se tomó una muestra representativa de escamas para su posterior lectura y determinación de la edad de los ejemplares. La estructura de edad reveló que las hembras oscilan entre 3 y 7 años, con una mayor preponderancia de individuos de 4 y 5. Por su parte los machos presentan un rango entre 3 y 6 años, con un elevado porcentaje de los individuos con 4 años. Las hembras presentan mayores tamaños (Lt: 454 mm $\pm$ 0.5, 372-540 mm) y pesos (P: 885 g $\pm$ 29.2, 445-1515 g) con respecto a los machos (Lt: 386 mm $\pm$ 0.3, 280-515 mm y P: 529 g $\pm$ 12.5, 257-1370 g). Por otra parte, existe una relación significativa entre la longitud de los individuos y el número de branquiespinas, cuyo valor medio es de 46 (rango 34-60). La tasa de iteroparidad (46.85 %) es superior respecto a la media europea, si bien existen diferencias entre sexos (hembras 63.1 % y machos 37.3 %). El número máximo individual de reproducciones que pueden alcanzar es de 4. Distintos índices calculados a partir de la relación entre el peso de cada una de las vísceras y el peso total, como el índice gonadosomático o el índice hepatosomático, oscilan mensualmente de acuerdo con la época de

reproducción, la maduración de la gónada o con los costes energéticos ligados a la migración y a las necesidades lipídicas inherentes a la reproducción.

Introducción

Las especies migradoras fueron capturadas históricamente mediante una gran variedad de artes y medios en el Baixo Miño. Entre ellas se hallan dos especies de alosas: el sábalo o sável, *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758), y la saboga o savelha, *Alosa fallax* (Lacépède, 1803), que se encuentran pues en simpatria en esta cuenca. Por su importancia ecológica, económica y etnográfica y por el acusado declive de su población sufrido como consecuencia de la construcción de grandes presas en el canal principal y de la sobreexplotación pesquera (figura 1), el sábalo ha sido objeto de recientes estudios (MOTA & ANTUNES, 2011, 2012; MOTA, 2014) a fin de adecuar la gestión que garantice su conservación. Por el contrario, la saboga ha recibido un menor interés científico originando un gran desconocimiento sobre la biología y ecología de la población existente en el Tramo Internacional del río Miño (TIRM). Por ello, el presente trabajo tiene por objeto aportar nueva información sobre la población de esta especie con especial énfasis en lo referente a la estructura de edades y a las características morfométricas básicas del contingente adulto migrador.

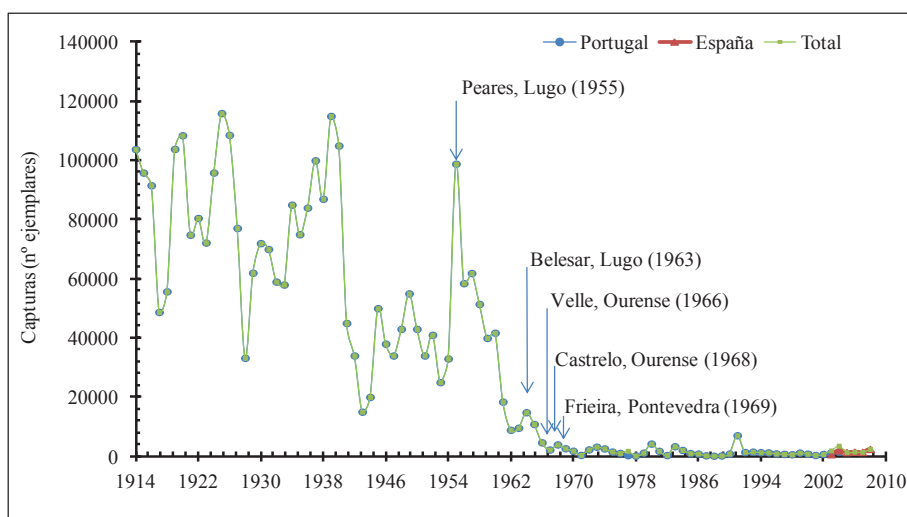


Figura 1. Evolución de las capturas de sábalo en el TIRM a lo largo del siglo XX, con la fecha y lugar de la construcción de las grandes presas en el canal principal. Datos aportados por las “Comandancias Marítimas” de España y Portugal.

Material y métodos

Trabajo de campo

Entre marzo de 2009 y agosto de 2012 se obtuvieron 240 sabogas procedentes de la pesca profesional existente en el TIRM y de muestreos realizados con redes de tipo trasmallo. Los muestreos fueron llevados a cabo mediante trasmallos de diferentes dimensiones, en función de las características de las localidades seleccionadas. En zona estuárica con aguas relativamente calmas, a aproximadamente 20 km de la desembocadura, se emplearon dos trasmallos de 140 m de largo y una luz de malla interna de 70 mm y 140 mm respectivamente, que se dejaban derivar a merced de los movimientos de la marea. Aguas arriba, el límite de distribución de la especie coincide con la primera gran presa del río, bajo la cual se encuentra una zona de reproducción para ambas especies, en la que el caudal es elevado, por lo que se utilizaron dos trasmallos fijos de 25 m de largo con luces de malla de 90 mm y 140 mm respectivamente.

Los ejemplares fueron transportados, en neveras portátiles convenientemente refrigeradas, a las dependencias del “Aquamuseu do Rio Minho” para su posterior estudio.

Análisis de los datos

Todos los individuos fueron medidos (longitud total ± 1 mm) y pesados con una balanza digital (± 5 g). A cada ejemplar se le extrajo una muestra de escamas de la zona comprendida entre la parte anterior de la aleta dorsal y la línea media del cuerpo, para la determinación de la edad y del número de reproducciones (marcas de reproducción) según los criterios establecidos por BAGLINIÈRE *et al.* (2001). Además se extrajeron el primer arco branquial izquierdo, las gónadas y el hígado. En la figura 2 se ofrece un esquema del estudio de las muestras.

Las branquiespinas son empleadas para la determinación de la identidad específica de los ejemplares del género *Alosa*, la detección de posibles individuos híbridos y la comparación entre poblaciones (SABATIÉ, 1993; ALEXANDRINO, 1996). *Alosa alosa* presenta más de 115 branquiespinas mientras que *A. fallax* exhibe un número inferior a 60. Los individuos con un número intermedio de branquiespinas se consideran híbridos (ALEXANDRINO *et al.*, 2006). El recuento de las branquiespinas fue realizado mediante un estereomicroscopio, incluyendo aquellas de pequeño tamaño, no extendidas o desarrolladas completamente, presentes en cada extremo del arco branquial, tal como sugieren KING & ROCHE (2008).

Tanto las gónadas como el hígado fueron pesados mediante una balanza digital con una sensibilidad de 0.01 g. Se calcularon los índices gondasomático (IGS) y hepatosomático (IHS) según las siguientes fórmulas:

$$-IGS = 100 * (Pg/Pt),$$

dónde Pg es el peso de la gónada en g y Pt es el peso total del individuo (g)

$$-IHS = 100 * (Ph/Pt), \text{ dónde Ph es el peso del hígado y Pt es el peso total.}$$

El análisis estadístico de los datos se realizó mediante el paquete estadístico IBM statistics 22.0. Para ambos índices se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para cada sexo con el fin de detectar diferencias estadísticamente significativas a lo largo de la época de migración y la prueba post-hoc U de Mann-Whitney para comprobar entre que meses se producen las diferencias. Se empleó un nivel de significación del 0.05.



- I- Medida de la longitud total (Lt) en cm.
- II- Peso húmedo P (g).
- III- Muestras escamas ≥ 10 escamas/individuo.
- IV- Extracción branquiespinas.
- V- Evisceración: gónadas e hígado.
- VI- Pesado de las vísceras.

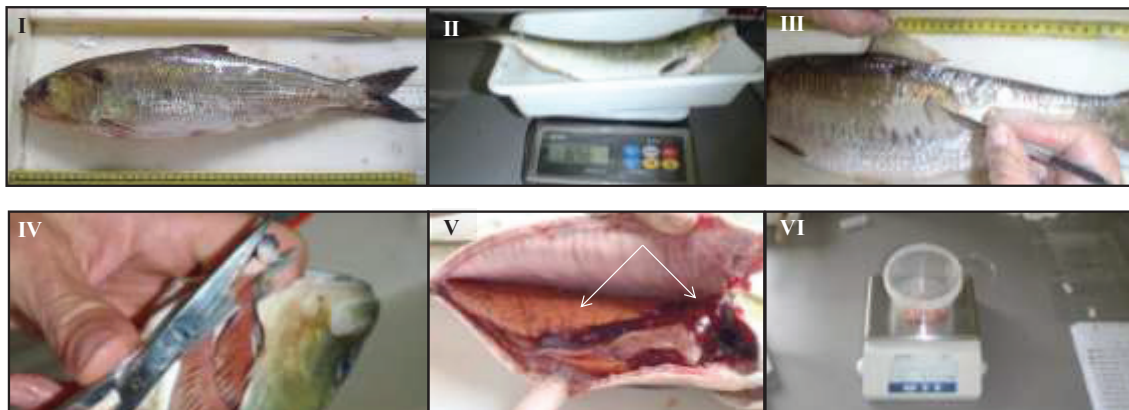


Figura 2. Diagrama sintético del procesado de las muestras

Resultados y discusión

Estructura de edad e iteroparidad

La lectura de escamas reveló que las hembras presentan un rango de edades comprendido entre 3 y 7 años, con una mayor preponderancia de individuos de 4 y 5 años, siendo esta última clase de edad la más abundante. Por su parte los machos presentan un rango comprendido entre 3 y 6

años, con un pico modal en la clase de edad de 4 años. Estos resultados (figura 3) siguen el patrón general de las poblaciones de saboga a lo largo de su rango europeo de distribución, en el que las hembras presentan por término medio un año más que los machos (MENNESSON-BOISNEAU *et al.*, 2000a; APRAHAMIAN *et al.*, 2003). Las sabogas del río Miño parecen ser más longevas que otras poblaciones portuguesas (tabla I), si bien esta observación debe ser tomada con cautela debida a la disparidad en el tamaño muestral entre ríos y el escaso número de ejemplares analizado para algunas poblaciones como por ejemplo la del río Mondego o la del Guadiana (tabla I).

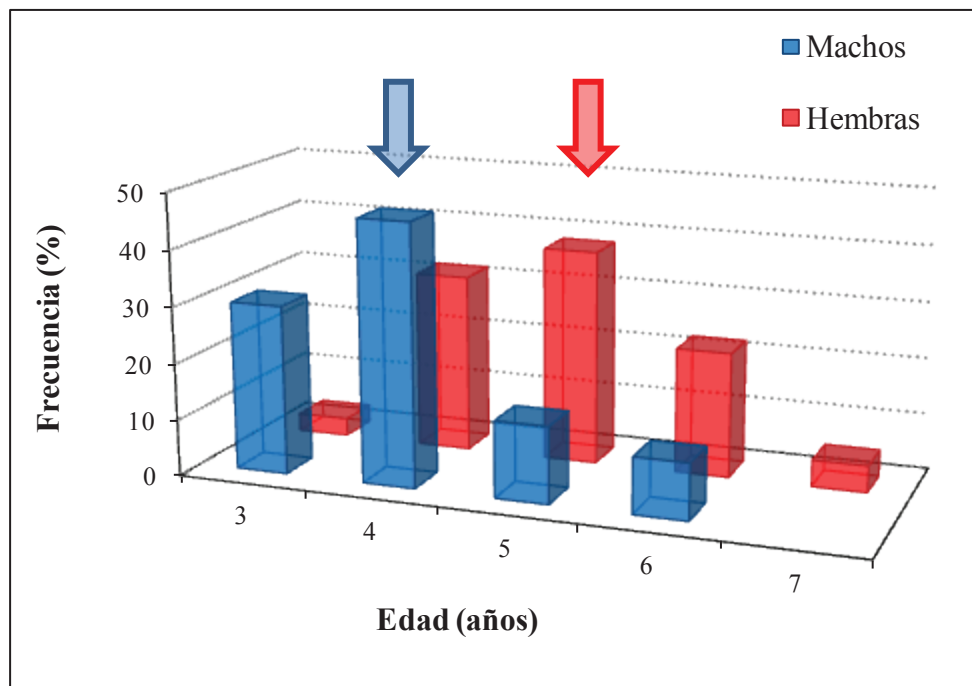


Figura 3. Estructura de edad, separada por sexos, de la población de saboga del río Miño. Las flechas indican el grupo de edad mayoritario.

Tabla I. Estructura de edad del contingente adulto de *A. fallax* del río Miño y comparación con otras poblaciones portuguesas (modificado de APRAHAMIAN *et al.*, 2002).

Río	Sexo	n	Media $\pm$ d.e.	Rango	Referencia
Miño	M	110	4 $\pm$ 0.92	3 a 6	El presente trabajo
	F	64	4.9 $\pm$ 0.93	3 a 7	
Lima	M	51	3.8 $\pm$ 0.85	2 a 5	ALEXANDRINO (1996)
	F	54	4.0 $\pm$ 0.70	3 a 5	
Mondego	M	25	4.1 $\pm$ 0.76	3 a 5	ALEXANDRINO (1996)
	F	13	4.6 $\pm$ 0.51	4 a 5	
Tejo	M	22	2.8 $\pm$ 0.69	2 a 4	ALEXANDRINO (1996)
	F	78	3.4 $\pm$ 0.56	3 a 5	
Guadiana	M	25	4 $\pm$ 0.29	3 a 5	ALEXANDRINO (1996)
	F	15	4.2 $\pm$ 0.56	4 a 6	

El estudio de las escamas permitió calcular además la tasa de iteroparidad: 46.9 % para el conjunto de la población, valor sensiblemente superior a la media europea (>30%) (MENNESSON-BOISNEAU *et al.*, 2000a) y a la de otras poblaciones próximas como por ejemplo la del río Lima (12.8 %) o la del río Mondego (36.8 %) (ALEXANDRINO, 1996). Por otra parte, se observaron diferencias entre ambos sexos; las hembras presentan una mayor tasa de iteroparidad (63.1 %) que los machos (37.3 %), hecho ya constatado en otros trabajos (APRAHAMIAN *et al.*, 2003). El número máximo individual de reproducciones que pueden alcanzar es mayor en los machos (cuatro sucesos) que en las hembras (un máximo de tres veces). Estos valores son similares al de otras poblaciones europeas relativamente próximas como las del río Adour o del río Gironda, ambos en el sur de Francia (MENNESSON-BOISNEAU *et al.*, 2000a; APRAHAMIAN *et al.*, 2003).

Crecimiento

Existe un marcado dimorfismo sexual de manera que las hembras presentan mayor talla (Lt: 454 mm $\pm$ 0.5, 372-540 mm) y peso (P: 885 g $\pm$ 29.2, 445-1515 g) en comparación con los machos (Lt: 386 mm $\pm$ 0.3, 280-515 mm y P: 529 g $\pm$ 12.5, 257-1370 g), al igual que en el resto de poblaciones europeas (tabla II). Por otra parte las sabogas del río Miño presentan valores de longitud superiores a la mayoría de poblaciones europeas, especialmente las hembras (tabla II). Es necesario mencionar que la población de *A. fallax* del río Rhône (Mediterráneo) exhiben unas características morfológicas y merísticas peculiares, próximas a *A. alosa*, que las hacen recibir el estatus de subespecie (MENNESSON-BOISNEAU *et al.*, 2000a), por lo que a nivel de la fachada atlántica sólo las poblaciones de Lituania presentan mayores tamaños. Curiosamente las sabogas del río Lima, cuya cuenca linda con la del río Miño, presentan valores de longitud muy similares.

Tabla II. Valores medios de la longitud de las poblaciones de *A. fallax* del Atlántico Este y del Mediterráneo Oeste. Modificado de VÉRON *et al.* (2001).

Vertiente	Río (País)	N	Sexo	Longitud media±d.t	Máx-Mín	Referencia
Atlántico-Este	Curonian (Lituania)*	119	M	394 ± 8**	341-447	STANKUS (2009)
		25	F	445 ± 5**	392-479	
	Curonian (Lituania)*	97	M	407 ± 3**	350-458	STANKUS (2009)
		32	F	454 ± 7**	402-500	
	Loira (Francia)	26	M	365 ± 28	280-492	MENNESSON-BOISNEAU & BOISNEAU (1990)
		34	F	391 ± 27	367-515	
	Charente (Francia)	5	M	376 ± 29	340-415	VÉRON <i>et al.</i> (2001)
		28	F	438 ± 27	405-510	
	Gironde (Francia)	34	M	383 ± 27	320-450	TAVERNY (1991)
		38	F	437 ± 27	392-509	
	Miño (España-Portugal)	172	M	389 ± 37	280-515	El presente trabajo
		68	F	454 ± 38	372-540	
Mediterráneo-Oeste	Lima (Portugal)	51	M	391 ± 47	284-468	ALEXANDRINO (1996)
		54	F	421 ± 38	342-560	
	Sebou (Marruecos)	271	M	318 ± 3**	240-390	SABATIÉ (1993)
		180	F	382 ± 5**	300-460	
	Rhône (Francia)	81	M	465 ± 47	363-556	BAGLINIÈRE <i>et al.</i> (1996)
		341	F	533 ± 33	415-657	

d.t.= desviación típica; *Lago costero; ** error estándar

Las hembras también presentan mayor crecimiento bruto en longitud que los machos (figura 4).

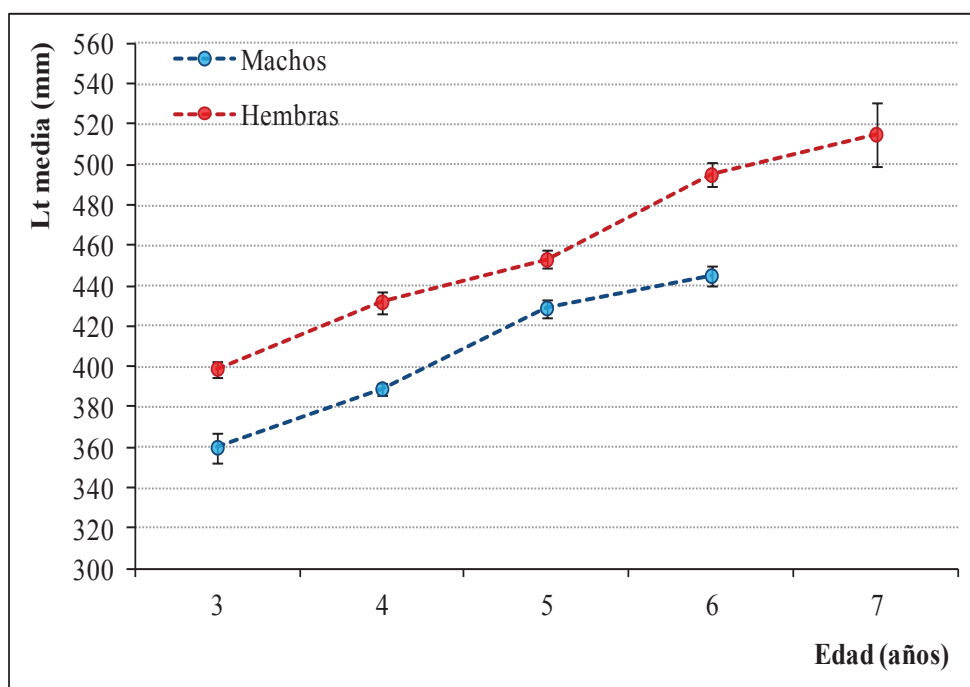


Figura 4. Crecimiento de machos y hembras de la población de saboga del río Miño.

El crecimiento de la población del río Miño se encuentra entre los mayores de la costa atlántica y es muy similar al observado para las otras poblaciones de Portugal (ver tabla III). Parece que hay un gradiente latitudinal respecto a la talla, de manera que en el Sur de la distribución las sabogas presentan mayor crecimiento que las septentrionales; aunque existen salvedades como las poblaciones marroquíes (en el límite Sur de la distribución) que manifiestan un crecimiento

menor que las poblaciones de la Península Ibérica pero semejante al de las poblaciones centroeuropeas o como las poblaciones de Lituania, que a pesar de encontrarse en el extremo Norte de la distribución muestran características de crecimiento muy similares a las poblaciones más meridionales.

Tabla III. Longitud media para cada clase de edad de las poblaciones de *A. fallax* del Atlántico Este y del Mediterráneo Oeste modificado de APRAHAMIAN *et al.* (2003)

Vertiente	Río (País)	Sexo	2	3	4	5	6	7	8	9	Referencia
Atlántico Este	Nyanunas (Lituania)	M		367	405	439.6	458.6	488.3			MANYUKAS (1989)
		F		368	388	450	478	497	522	563	
	Elba (Alemania)	M		322	354	385	390	406	402		HASS (1965)
		F		365	407	410	447	447	472		
	Severn (Inglaterra)	M		284	342						CLARIDGE & GARDNER (1978)
		F			365	395	411				
	Barrow (Irlanda)	M	167	266	322	348	350	375	392		O' MAOILEIDIGHT (1990)
		F	162	263	331	364	434	454			
	Sena (Francia)	M	224	293							ROULE (1922)
		F		358	450	452					
	Loira (Francia)	M		353.5	391.8						MENNESSON-BOISNEAU & BOISNEAU (1990)
		F		404	450	452					
	Loira (Francia)	M	228	319	368	398					DOUCHEMENT (1981)
		F	229	326	388	429	463				
	Charente (Francia)	M			376						VÉRON <i>et al.</i> (2001)
		F		419	439	468					
	Gironde-Garona-Dordoña (Francia)	M	196	292	323	348					DOUCHEMENT (1981)
		F	205	312	372	413					
	Gironde-Garona-Dordoña (Francia)	M	181	246	285	309					TAVERNY (1991)
		F	202	284	348	369					
	Adour (Francia)	M	192	276	342	408					DOUCHEMENT (1981)
		F	205	294	361	409	445	469	491		
	Miño (España-Portugal)	M		360	389	429	445				El presente trabajo
		F		399	432	453	495	515			
	Lima (Portugal)	M	289	361	392	439					ALEXANDRINO (1996)
		F		369	413	456					
	Mondego (Portugal)	M		372	398	430					ALEXANDRINO (1996)
		F			431	468					
	Tejo (Portugal)	M	293	328	391						ALEXANDRINO (1996)
		F		365	409	439					
	Guadiana (Portugal)	M		322	375	407					ALEXANDRINO (1996)
		F			405	420	465				
	Loukos (Marruecos)	M	224	283	312	333					SABATIÉ (1993)
		F	215	275	376	393					
	Sebou (Marruecos)	M	191	261	305	342					SABATIÉ (1993)
		F	200	292	350	386	406				

Branquiespinas

Existe una correlación significativa (Spearman test: $r=0.504$, $p<0.05$) entre la longitud total y el número de branquiespinas (figura 5), si bien el coeficiente de regresión es bajo. Seis individuos (figuras 5 y 6) presentan un número de branquiespinas superior al límite establecido por ALEXANDRINO *et al.* (2006) para considerarlos como *A. fallax*. Por ello deben ser contemplados como presuntos híbridos y por tanto excluidos a la hora de analizar el número medio de branquiespinas para la población.

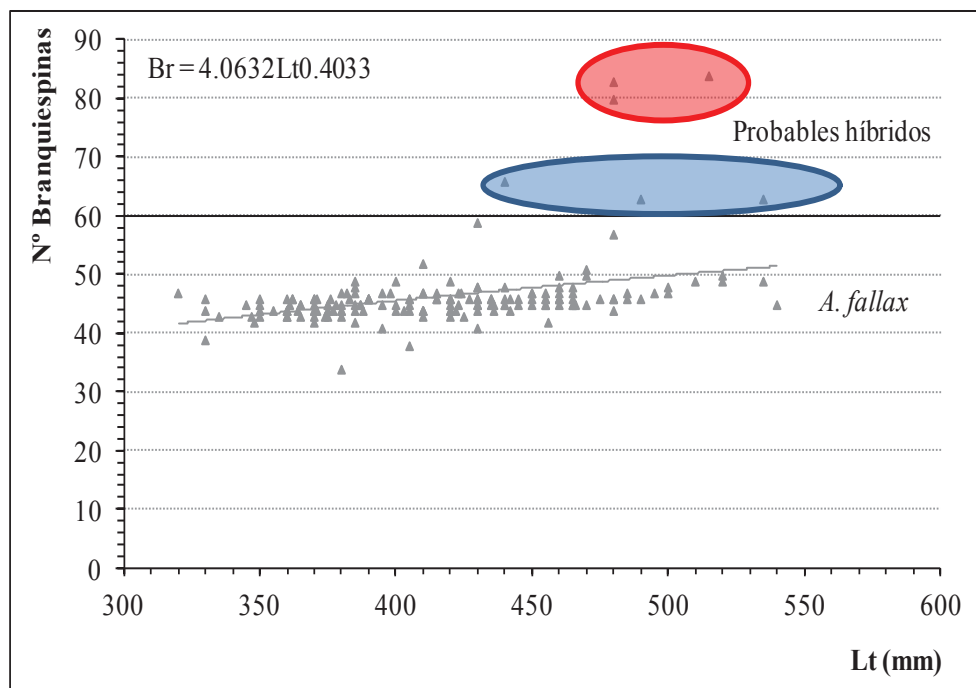


Figura 5. Relación entre el número de branquiespinas y la longitud de los ejemplares.

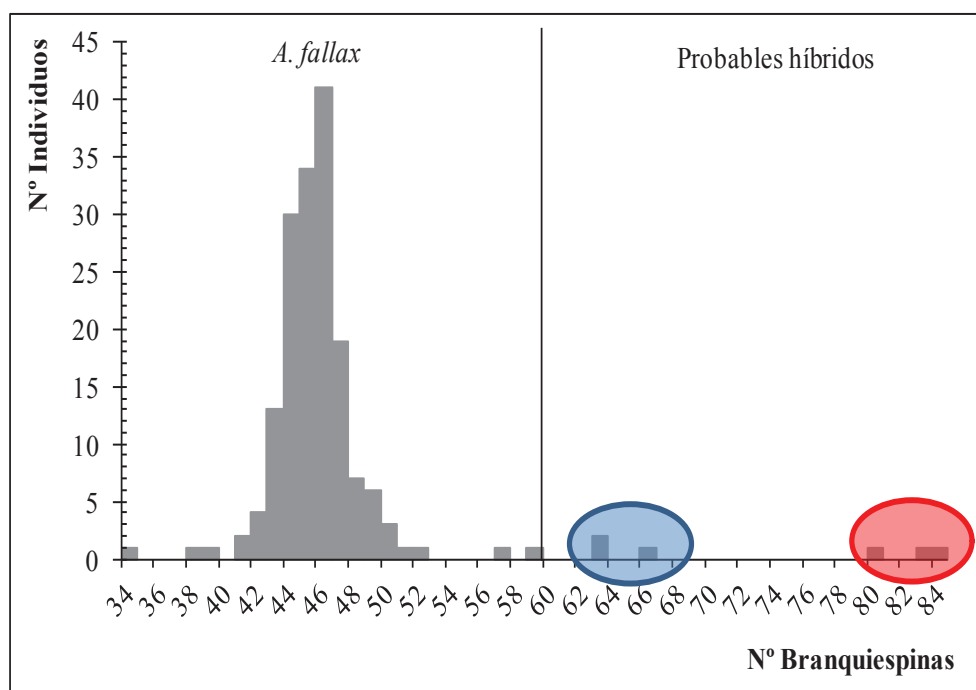


Figura 6. Frecuencia del número de branquiespinas.

Así, el número medio de branquiespinas 45.5 ± 2.58 se encuentra entre los valores observados para las poblaciones meridionales que, de manera general, cuentan con valores medios inferiores a las poblaciones septentrionales, aunque también existe alguna excepción (ver tabla IV). Según SABATIÉ *et al.* (1996) estas diferencias latitudinales deben estar relacionadas con una

adaptación alimentaria en función de la explotación de medios más o menos abundantes en presas de pequeño tamaño.

Cabe reseñar que la población más cercana, la del río Lima, presenta un valor medio superior (49.9 ± 4.64), singularidad que pudiera estar indicando un cierto aislamiento genético entre ambas poblaciones o, expresado de otra manera, sería un indicio de un cierto grado de homing. No obstante esta hipótesis debe ser tomada con prudencia e investigada en futuros trabajos mediante el análisis de un mayor número de caracteres morfométricos y merísticos e incluyendo asimismo otras técnicas, como la genética o el estudio de la microquímica de los otolitos.

Tabla IV. Valores medios del número de branquiespinas sobre el primer arco branquial izquierdo de las poblaciones de *A. fallax* del Atlántico Este y del Mediterráneo Oeste

Vertiente	Río (País)	N	Br media	Desviación típica	Referencia
Atlántico-Este	Rhine (Alemania)	15	40.7	1.40	HOEK (1899)
	-	-	40.5	*0.27	O'MAOILEIDIGH <i>et al.</i> (1988)
	Barrow (Irlanda)	-	42.1	*0.20	DOHERTY & MCCARTHY (2002)
	-	140	45.0	1.70	DOUCHEMENT (1981)
	Loira (Francia)	53	48.5	4.77	MENNESSON-BOISNEAU & BOISNEAU (1990)
	Charente (Francia)	28	42.0	4.00	VÉRON <i>et al.</i> (2001)
	Garonne (Francia)	231	42.4	1.59	DOUCHEMENT (1981)
	Adour (Francia)	39	47.5	2.25	DOUCHEMENT (1981)
	Miño (España-Portugal)	166	45.5	2.58	El presente trabajo
	Lima (Portugal)	62	49.9	4.64	ALEXANDRINO (1996)
	Douro (Portugal)	89	42.2	2.09	EIRAS (1980)
	Mondego (Portugal)	32	46.4	2.59	ALEXANDRINO (1996)
	Tajo (Portugal)	86	41.3	2.18	ALEXANDRINO (1996)
	Mira (Portugal)	8	40.2	1.04	ALEXANDRINO (1996)
	-	104	41.7	1.44	EIRAS (1980)
	Guadiana (Portugal)	43	41.9	1.32	ALEXANDRINO (1996)
	Sebou (Marruecos)	318	41.8	1.94	SABATIÉ (1993)
	Loukos (Marruecos)	59	42.0	*0.25	SABATIÉ (1993)
	El Kansara (Marruecos)	18	38.4	-	SABATIÉ (1993)
Mediterráneo-Oeste	Rhône (Francia)	380	39.8	2.42	DOUCHEMENT (1981)
	Rhône (Francia)	316	38.2	2.00	LE CORRE <i>et al.</i> (1996)
	Rhône (Francia)	32	40.0	2.35	BAGLINIÈRE <i>et al.</i> (1996)
	Aude (Francia)	388	42.3	2.93	DOUCHEMENT (1981)

*Error estándar

Tres de los ejemplares clasificados como presuntos híbridos (elipse azul en las figuras 5 y 6) exhiben un número de branquiespinas superior pero próximo al límite de 60 branquiespinas para la especie *A. fallax*. Lo más probable es que sean fruto de la variabilidad natural dentro de la población y que estén marcando el verdadero límite superior de la misma para ese carácter. No obstante, los otros tres probables híbridos (figuras 5 y 6 en rojo) exhiben valores que superan en al menos 20 unidades el límite, de modo que, a falta de estudios genéticos que lo confirmasen, esos individuos podrían ser considerados como verdaderos híbridos. Este fenómeno de hibridación ocurre de manera natural en aquellas cuencas en las que ambas especies se encuentran en simpatria, como es el caso del río Miño, aunque con tasas de hibridación ínfimas debido a la existencia de mecanismos de segregación espacial y temporal que impiden que esto

ocurra. No obstante, diversas presiones antrópicas pueden romper o diluir estos mecanismos y así aumentar las tasas de hibridación (BOISNEAU *et al.*, 1992). En el caso del río Miño existe una primera presa en el canal principal que reduce en un 77% el hábitat potencial y circunscribe a ambas especies a los últimos 80 km de río. No existe información concerniente a la hibridación entre ambas especies en condiciones de ausencia de obstáculos en este río. Por lo tanto es necesario el seguimiento de la evolución de este fenómeno y el análisis del impacto en la integridad genética de las poblaciones de ambas especies.

Índices gonadosomático y hepatosomático

Los índices gonadosomático (IGS) y hepatosomático (IHS) oscilan mensualmente de acuerdo con la época de reproducción, con la maduración de la gónada o con los costes energéticos ligados a la migración y a las necesidades energéticas inherentes a la reproducción.

IGS

No se detectaron diferencias significativas en el IGS a lo largo de la época de migración en las hembras pero si en los machos, que se produjeron entre los meses de mayo y junio (U de Mann-Whitney; $p < 0.05$). A pesar de la ausencia de significación estadística se puede observar una clara tendencia en ambos sexos con un claro significado biológico. En primera instancia ocurre un ligero incremento del índice entre los meses de abril y mayo y posteriormente se produce un descenso acusado entre mayo y junio que se prolonga hasta el mes de julio (figura 7).

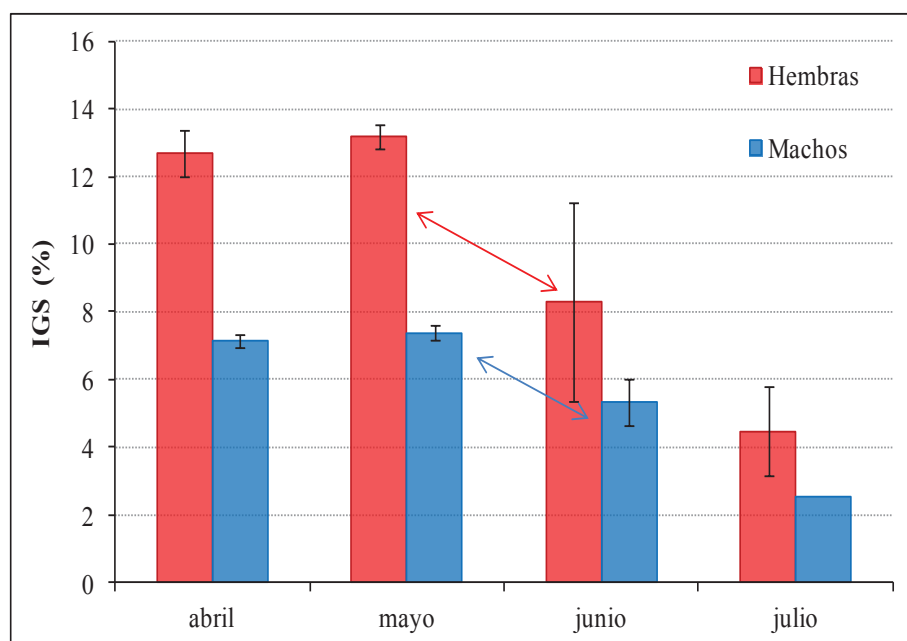


Figura 7. Evolución estacional del índice gonadosomático para ambos sexos. Las flechas indican el descenso acusado del IGS que indica el comienzo de la reproducción.

Las fluctuaciones del IGS son empleadas como un buen indicador de la época de reproducción de los peces (KING, 1995). El incremento en el IGS en ambos sexos entre el mes de abril y el de mayo indica que se aproxima el período reproductor y es debido al aumento de los espermatozoides y a la evolución ovocítica en machos y hembras respectivamente (MENNESSON-BOISNEAU *et al.*, 2000b). El descenso producido entre mayo y julio indica el período de reproducción. Así la época reproductora de la población de saboga en el río Miño se extiende por un período de por lo menos tres meses, entre mayo y abril.

IHS

Al igual que en el caso precedente no existen diferencias significativas en el IHS en las hembras a lo largo de la época migradora mientras que si existen en los machos, ubicándose en este caso las diferencias entre el mes de abril y el de mayo (U de Mann-Whitney; $p < 0.05$). Sin embargo la evolución del IHS es similar en ambos sexos, mostrando un descenso progresivo, y está relacionada con las necesidades energéticas de los individuos (figura 8).

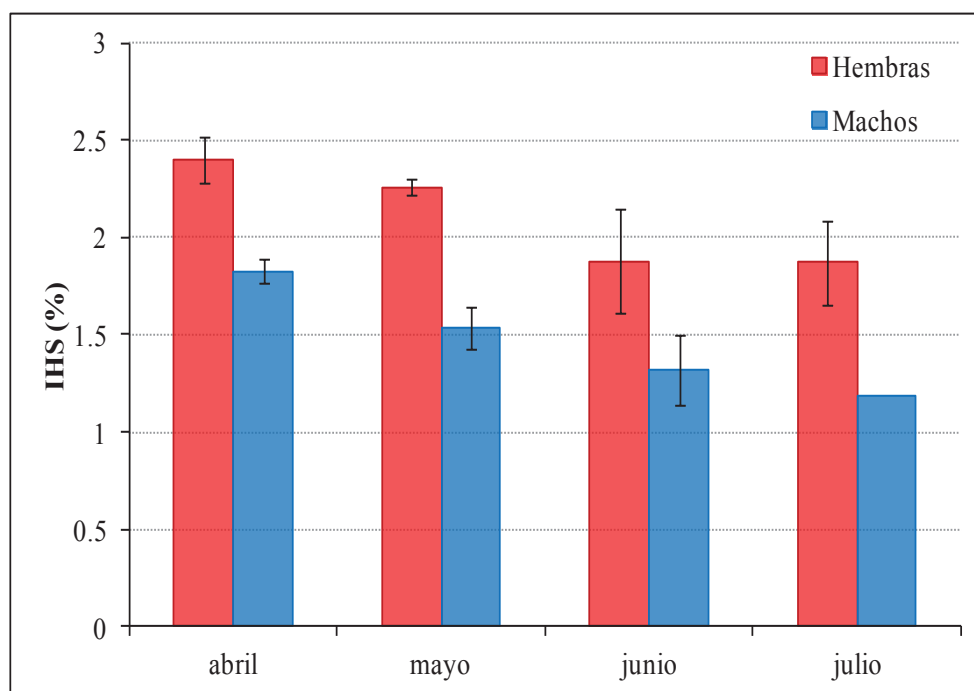


Figura 8. Evolución del IHS a lo largo de la época de migración para ambos sexos.

En las primeras etapas de la migración el desarrollo de la vitelogénesis y la espermatogénesis (MENNESSON-BOISNEAU *et al.*, 2000b) y el consecuente incremento del IGS (al menos en las hembras) (BENGEN, 1992) contrastan con una disminución del IHS, por lo que SABATIÉ (1993) sugirió que el hígado desempeña un papel importante en la maduración sexual, confirmado por

BENGEN (1992) que mediante un examen citológico observó una actividad secretora intensa del hígado desde el inicio de la migración.

Así, en los primeros meses el descenso en el IHS podría estar relacionado con el aumento del IGS previo a la reproducción y en el descenso producido en los siguientes pudiera ser debido a las demandas de energía de los individuos después de la reproducción.

Agradecimientos

Parte de este trabajo fue realizado en las instalaciones de la Estación de Hidrobiología "Encoro do Con" de la USC en Vilagarcía de Arousa con financiación del proyecto MIGRANET del Programa de Cooperación Territorial (SOE2/P2/E288) Interreg IV B SUDOE (Sudoeste de Europa).

Bibliografía

- ALEXANDRINO, P. (1996). Estudo de populações de sável (*Alosa alosa* L.) e savelha (*Alosa fallax* Lacépède). Análise da diferenciação interespecífica, subestruturação e hibridação. Doctoral dissertation. Universidade do Porto, Porto, Portugal.
- ALEXANDRINO, P., FARIA, R., LINHARES, D., CASTRO, F., LE CORRE, M., *et al.* (2006). Interspecific differentiation and intraspecific substructure in two closely related clupeids with extensive hybridisation, *Alosa alosa* and *Alosa fallax*. *Journal of Fish Biology* **69**, 242-259.
- APRAHAMIAN, M. W., BAGLINIÈRE, J. L., SABATIE, M. R., ALEXANDRINO, P. & APRAHAMIAN, C. D. (2002). Synopsis of biological data on *Alosa alosa* and *Alosa fallax* spp. R&D Technical Report W1-014. Environment Agency R&D Dissemination Center, WRc, Frankland Road, Swindon, Wilts. SN5 8YF, pp. 314.
- APRAHAMIAN, W., BAGLINIÈRE, J.L., SABATIÉ, R., ALEXANDRINO, P., THIEL, R. & APRAHAMIAN, C. D. (2003). Biology, Status, and Conservation of the Anadromous Atlantic Twaite Shad *Alosa fallax fallax*. *American Fisheries Society Symposium* **35**, 103–124.
- BAGLINIÈRE, J. L., SABATIÉ, M. R., APRAHAMIAN, M. W., ALEXANDRINO, P., APRAHAMIAN, C. D., ASSIS, C. A., CASSOU-LEINS, J. J., LE CORRE, M., MESSESON-BOISNEAU, C., MARTIN VANDEMBULCKE, D., ROCHARD, E. & TEIXEIRA, C. (2001). Guide pour l'interprétation des écailles et l'estimation de l'âge chez les aloses (*Alosa* spp.) de la façade Atlantique-Est et de la Méditerranée-Ouest. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **357/360**, 485–531.
- BAGLINIÈRE, J. L., SABATIÉ, M. R., LE CORRE, M., MENELLA, J. Y. & PONT, D. (1996). Premiers éléments de caractérisation biologique et taxinomique de l'aloise feinte du Rhône (1994 et 1995). [First elements of the biology and taxonomy of the *twaité shad* from the Rhône (1994 and 1995)]. 23 pp. Rennes. INRA-ENSA Rennes-Ministère de l'Environnement, DIREN Rhône-Alpes.
- BENGEN, G. (1992). Suivi de la maturation gonadique des aloses, *Alosa alosa* L., lors de leur migration en Garonne. Doctoral dissertation. Institut National Polytechnique, Toulouse.
- BOISNEAU, P., MENNESSON-BOISNEAU, C. & GUYONARD, C. (1992). Electrophoretic identity between Allis shad, *Alosa alosa* (L.), and twaité shad, *A. fallax* (Lacépède). *Journal of Fish Biology* **40**, 731-738.
- CLARIDGE, P. N. & GARDNER, D. C. (1978). Growth and movements of the twaité shad, *Alosa fallax* (Lacépède), in the Severn Estuary. *Journal of Fish Biology* **12**, 203–211.
- DOUCHEMENT, C. (1981). Les Aloses des fleuves français (*Alosa fallax* Lacépède 1803 et *Alosa alosa* Linné, 1758). Biométrie, écobiologie, autonomie des populations. Doctoral dissertation. Université des Sciences et Techniques du Languedoc Montpellier I, Montpellier, France.

- EIRAS, J. C. (1980). *Alosa fallax* from north and south of Portugal: study of its numerical characters. *Anais da Faculdade de Ciências Universidade do Porto* **62**, 7–15.
- HASS, H. (1965). Untersuchungen über den Laichfischbestand der Elbfinte, *Alosa fallax* (Lacépède 1803). *Archiv für Fischereiwissenschaft* **16**, 150–168.
- HOEK, P. P. C. (1899). Neuere Lachs- und Maifischstudien. *Tijdschrift der Nederlandsche dier kundige Vereeniging* **2**, 156–242.
- KING, M. G. (1995) Fisheries biology, assessment and management. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford.
- KING, J. J., & ROCHE, W. K. (2008). Aspects of anadromous Allis shad (*Alosa alosa* Linnaeus) and Twaite shad (*Alosa fallax* Lacépède) biology in four Irish Special Areas of Conservation (SACs): status, spawning indications and implications for conservation designation. *Hydrobiologia* **602**, 145–154.
- LE CORRE, M., BAGLINIÈRE, J. L., SABATIÉ, M. R., MENELLA, J. Y. & PONT, D. (1996). Caractérisation morphologique et biologie de l'Alose feinte du Rhône. Campagne d'études 1996. Rapport final 1996 N08/8, pp. 13. Laboratoire Ecologie Aquatique INRA Rennes, Laboratoire Halieutique ENSA Rennes, Laboratoire Ecologie des Systèmes Fluviaux CNRS Arles. Association Migrateurs Rhône-Méditerranée.
- MANYUKAS, Y. L. (1989). Biology of the Atlantic shad, *Alosa fallax fallax*, in Kurshskiy Bay. *Journal of Ichthyology* **29**, 125–128.
- MENNESSON-BOISNEAU, C.; APRAHAMIAN, M. W.; SABATIÉ, M. R. & CASSOU-LEINS, J. J. (2000a). Caractéristiques des adultes (Adults characteristics). In: Les aloses *Alosa alosa* et *Alosa fallax* spp. (The alosines *Alosa alosa* and *Alosa fallax*). BAGLINIÈRE, J. L. AND ELIE, P. (Eds). INRA-Cemagref, Paris, France, pp. 33–53.
- MENNESSON-BOISNEAU, C., APRAHAMIAN, M. W., SABATIÉ, M. R. & CASSOU-LEINS, J. J. (2000b). Remontée migratoire des adultes. (Spawners upstream migration). In: Les aloses *Alosa alosa* et *Alosa fallax* spp. (The alosines *Alosa alosa* and *Alosa fallax*). BAGLINIÈRE J. L. AND ELIE, P. (Eds). INRA-Cemagref, Paris, France, pp. 55–72.
- MENNESSON-BOISNEAU, C., & P. BOISNEAU. (1990). Recherches sur les aloses du bassin de la Loire: migration, répartition, reproduction, caractéristiques biologiques et taxonomie des aloses (*Alosa* sp.). Doctoral dissertation. Universités de Rennes I et de Paris XII, Val de Marne, France.
- MOTA, M. & ANTUNES, C. (2011). First report on the status of Allis shad (*Alosa alosa*) in the Minho River (Northwestern Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology* **27**, 56–59.
- MOTA, M. & ANTUNES, C. (2012). A preliminary characterisation of the habitat use and feeding of Allis shad (*Alosa alosa*) juveniles in the Minho River tidal freshwater wetlands. *Limnetica* **31**, 165–172.
- MOTA, M. (2014). Biology and Ecology of the Allis shad, *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758), in the Minho River. Doctoral dissertation. Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar da Universidade do Porto, Porto.
- O'MAOILEIDIGH, N., CAWDERY, S., BRACKEN, J. J. & A. FERGUSON. (1988). Morphometric, meristic character and electrophoretic analysis of two Irish populations of twaite shad, *Alosa fallax* (Lacépède). *Journal of Fish Biology* **32**, 355–366.
- O'MAOILEIDIGH, N. (1990). A Study of fish populations in the Killarney Lakes. Doctoral dissertation. National University of Ireland, University College, Dublin.
- ROULE, L. (1922). La migration reproductrice et la protandrie de l'alse feinte. *Annales des Sciences Naturelles Zoologie* **5**, 61–77.

- SABATIÉ, M. R. (1993). Recherches sur l'écologie et la biologie des aloses du Maroc (*Alosa alosa* Linné, 1758 et *Alosa fallax* Lacépède, 1803). Exploitation et taxinomie des populations atlantiques; bioécologie des aloses de l'oued Sebou. Doctoral dissertation. Université de Bretagne Occidentale, Brest, France.
- SABATIÉ, M. R., ALEXANDRINO, P. & BAGLINIÈRE, J. L. (1996). Comparaison des caractéristiques biologiques de la grande alose (*Alosa alosa*) dans l'Oued Sebou (Façade Nord-Atlantique du Maroc) et dans le fleuve Lima (Portugal). *Cybium* **20**, 59-73.
- STANKUS, S. (2009). Spawning Migration and Population Condition of Twaite Shad (*Alosa fallax*, Lacépède 1803) in Lithuania. *Environmental Research, Engineering and Management* **4(50)**, 20-29.
- TAVERNY, C. (1991). Pêche, biologie, écologie des aloses dans le système Gironde–Garonne–Dordogne. Contribution à la connaissance de la dynamique des populations d'aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax*) dans le système fluvio-estuarien de la Gironde. Etudes CEMAGREF, Séries Ressources en eau 4, Bordeaux, France.
- VÉRON, V., SABATIÉ, R., BAGLINIÈRE, J. L. & ALEXANDRINO, P. (2001). Première caractérisation morphologique, biologique et génétique des populations de grande alose (*Alosa alosa*) et d'alse feinte (*Alosa fallax* spp.) de la Charente (France). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **362/363**: 1037-1057.

Datos preliminares sobre los patrones de migración de la población de saboga, *Alosa fallax* (Lacépède, 1803), del Baixo Miño revelados por la microquímica de los otolitos

Nachón, D.J.², Antunes, C.^{4,5}, Mota, M.^{3,4,5}, Barca, S.^{1,2}, & Cobo, F.^{1,2}

¹Estación de Hidrobiología “Encoro do Con”, Castroagudín s/n, 36617 Vilagarcía de Arousa, Pontevedra, España.

²Departamento de Zoología y Antropología Física, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela. Campus Vida s/n, 15782 Santiago de Compostela, España.

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

⁴Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR/CIMAR), Universidade do Porto, Rua dos Bragas 289, 4050-123 Porto, Portugal.

⁵Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal.
Email: davidjose.nachon@usc.es

Resumen

Existen ciertas lagunas de conocimiento respecto a la fase de migración aguas abajo de los juveniles y de la fase marina de los adultos de la saboga, *Alosa fallax* (Lacépède, 1803). En las últimas décadas el empleo de los otolitos (estructuras calcáreas del oído interno de los peces) ha emergido como una herramienta potente a la hora de dilucidar los patrones de migración de los peces diádromos. A lo largo de la vida de los peces la salinidad del agua queda reflejada en ciertos elementos de la composición microquímica de los otolitos. El marcador más empleado para trazar los cambios de salinidad y por ende para reconstruir los patrones de migración de los peces migradores es la *ratio* Sr:Ca en el otolito. La comunicación que aquí se presenta aporta los resultados del estudio obtenido en el análisis de la microquímica de los otolitos tanto de juveniles como de adultos, con el fin de reconstruir los patrones de migración individuales durante ambas fases del ciclo vital. Los adultos y los juveniles han sido capturados mediante trasmallos y redes de copo durante sus fases de remonte y descenso hacia el mar durante los años 2011 y 2012. Todos los ejemplares fueron medidos (longitud furcal y total) y pesados y se diseccionó la cavidad craneal de cada uno para extraer los otolitos (*sagitta*). Los otolitos fueron seccionados por el plano sagital mediante el pulido de su superficie y se realizaron transectos desde el núcleo hasta el extremo posterior para analizar el perfil de la relación Sr:Ca mediante el empleo de un láser acoplado a un espectrómetro de masas (LA-ICP-MS). Los resultados muestran variedad de patrones de migración en ambas fases. Respecto a la fase juvenil se han observado dos tipos principales de comportamiento; el perfil de Sr:Ca de un conjunto de individuos se mantuvo constante a lo largo del transecto explorado, lo cual indica permanencia en el río o medio estuárico mientras que en otro grupo de ejemplares se puede apreciar un ascenso acusado del Sr:Ca a distintas distancias, hecho que estaría indicando un cambio de hábitat desde el río o estuario hacia zonas de mayor salinidad como la boca del estuario o incluso el mar abierto. Por su parte los adultos muestran mayor variedad de comportamientos si bien hay dos que priman sobre el resto: en un grupo de adultos el perfil de Sr:Ca se mantiene estable a lo largo de toda la vida del ejemplar con valores de la relación Sr:Ca que se corresponden con el medio marino o costero adyacente, fenómeno que sugiere una vida eminentemente marina, mientras que otra

parte revela una primera estancia en aguas marinas o costeras adyacentes para ir cambiando paulatinamente hacia el medio estuárico. De manera general no puede identificarse la fase fluvial adulta probablemente por su corta duración que no es suficiente para producir cambios en los niveles de Sr en los otolitos.

Introducción

Existen ciertas lagunas de conocimiento respecto a la fase de migración aguas abajo de los juveniles y de la fase marina de los adultos de la saboga, *Alosa fallax* (Lacépède, 1803). En las últimas décadas el empleo de los otolitos (estructuras calcáreas del oído interno de los peces) ha emergido como una herramienta potente a la hora de dilucidar los patrones de migración de los peces diádromos (CAMPANA, 2005; ELSDON *et al.*, 2008). A lo largo de la vida de los peces la salinidad del agua queda reflejada en ciertos elementos de la composición microquímica de los otolitos (CAMPANA, 1999). Entre las huellas elementales, el marcador más empleado para trazar los cambios de salinidad, y para reconstruir los patrones de migración de los peces migradores es la *ratio* Sr:Ca en el otolito (LIMBURG, 1995; LOCHET *et al.*, 2009; MAGATH *et al.*, 2013). La técnica se basa en la diferencia existente en la concentración de Sr entre las aguas oceánicas y las continentales. En efecto, en medio oceánico, las concentraciones de Sr y la relación Sr/Ca son estables y mucho más elevadas que en las aguas dulces (Sr=60 µg.l⁻¹ en agua dulce, Sr=8000 µg.l⁻¹ en agua de mar) (DE PONTUAL & GEFFEN, 2002). Por otro lado recientemente se viene empleando el Ba para complementar y confirmar los resultados derivados del Sr, dado que el Ba:Ca muestra una correlación negativa con la salinidad (TABOURET *et al.*, 2010). El trabajo que aquí se presenta aporta los resultados del análisis de la microquímica de los otolitos tanto de juveniles como de adultos, con el fin de reconstruir los patrones de migración individuales durante ambas fases del ciclo vital.

Material y métodos

Trabajo de campo

Durante los años 2011 y 2012 se capturaron adultos y juveniles (0+) durante sus fases de remonte fluvial (abril-julio) y descenso hacia el mar (septiembre-enero). Para los adultos se emplearon redes derivantes de tipo trasmallo de 140 m de largo (70 y 140 mm de luz de malla interna) y redes fijas del mismo tipo de 25 m de largo con luces de malla interna de 90 y 140 mm respectivamente. Además se obtuvieron muestras procedentes de la pesca profesional del Tramo Internacional del Río Miño (TIRM). En el caso de los juveniles se empleó una red de cerco (4.8 m de largo del saco, 2.4 m de altura, 3 m de anchura de la boca, 6 m de cada ala y 10 mm de luz de malla). De manera complementaria se recolectaron algunos ejemplares procedentes de los descartes (bycatch) en las redes de tipo tela para la pesca de la angula en el

TIRM. Se capturaron un total de 27 adultos, con una longitud total (Lt) media Lt de 413 ± 9.04 mm y un peso (P) medio de 707 ± 20.85 g, y 28 juveniles, los cuales presentaron una longitud total (Lt) media 81.1 ± 5.03 mm y un peso medio de 5.18 ± 0.13 g.

Preparación de los otolitos

El análisis de la composición química del otolito requiere adoptar una serie de precauciones en el transcurso de su preparación con el fin de evitar una eventual contaminación que pudiese alterar su composición elemental (PROCTOR & THRESHER, 1998). Para ello es preciso seguir un estricto protocolo de descontaminación y preparación (en la figura 1 se ofrece un diagrama esquemático del proceso).

Los otolitos (*sagitta*) fueron extraídos de la cavidad craneal mediante la ayuda de unas pinzas cerámicas, previamente descontaminadas, para evitar la transferencia de iones entre la superficie de las mismas y el otolito. Con posterioridad se procede a la inclusión de los otolitos en una resina epoxy de tipo Araldita 2020 la cual no contiene los elementos que serán analizados mediante la ablación láser acoplada al ICP-MS. Para ello los *sagitta* se dispusieron con el *sulcus* hacia abajo en moldes de silicona para un mejor acceso hasta el *primordium* (centro de crecimiento).

La ablación láser requiere que la superficie a atacar sea lo más lisa posible. Ello se consigue mediante el pulido, en este caso en el plano sagital, para lo cual se emplearon discos de papel silíceo de diferente tamaño de grano (1200-4000 tamaño de grano). De esta manera se expone la estructura en capas minerales o estrías de crecimiento acrecionadas desde el nacimiento del pez (corazón del otolito) hasta la muerte (borde externo del otolito).



Figura 1. Diagrama esquemático del protocolo de la preparación de los otolitos previa al análisis.

Análisis de los otolitos mediante ICP-MS-LA

El análisis de los otolitos mediante ICP-MS-LA es una técnica de superficie capaz de extraer cantidades muy pequeñas de una muestra calcificada (PÉCHEYRAN *et al.*, 2005, 2007; CLAVERIE, 2009) y asegurar el análisis químico con una sensibilidad idónea para nuestros propósitos. En este estudio se utilizó un láser femtosegundo (Alfamet, Novalaser, France), que puede funcionar a alta cadencia de tiro (>10000 Hz), acoplado a un espectrómetro de masas (ICP-MS Eland DRC-II Perkin Elmer). Los análisis fueron realizados en el “Laboratoire de Chimie Analytique et Bio-Inorganique et Environnement (LCABIE)” de la Université de Pau et des Pays de l’Adour (Francia).

Se realizaron transectos de $20\ \mu\text{m}$ de ancho desde el núcleo hasta el extremo posterior de cada otolito para analizar el perfil de la relación Sr:Ca. El transecto se inició a una distancia previa al núcleo de $200\ \mu\text{m}$ a fin de evitar los primeros segundos del impacto del láser que generan un pico de señal en el ICP-MS. Para cada otolito se analizaron el Sr, el Ba y el Mn. Los dos primeros elementos fueron empleados para la discriminación de los hábitats, si bien el Sr es el elemento elegido como elemento discriminatorio principal y el Ba como elemento complementario. Por su parte el uso del Mn permite referenciar la posición del *nucleus* debido a que se genera un pico de señal de este elemento.

En cada sesión analítica se realizaron tres calibraciones (por la mañana, a mediodía y por la tarde) con materiales de referencia, vidrios NIST (CRM 610, 612 y 614) y pastillas de polvo de otolito de peces marinos (Nies 22 y Febs1).

En la figura 2 se detalla el procedimiento de análisis mediante ablación láser.

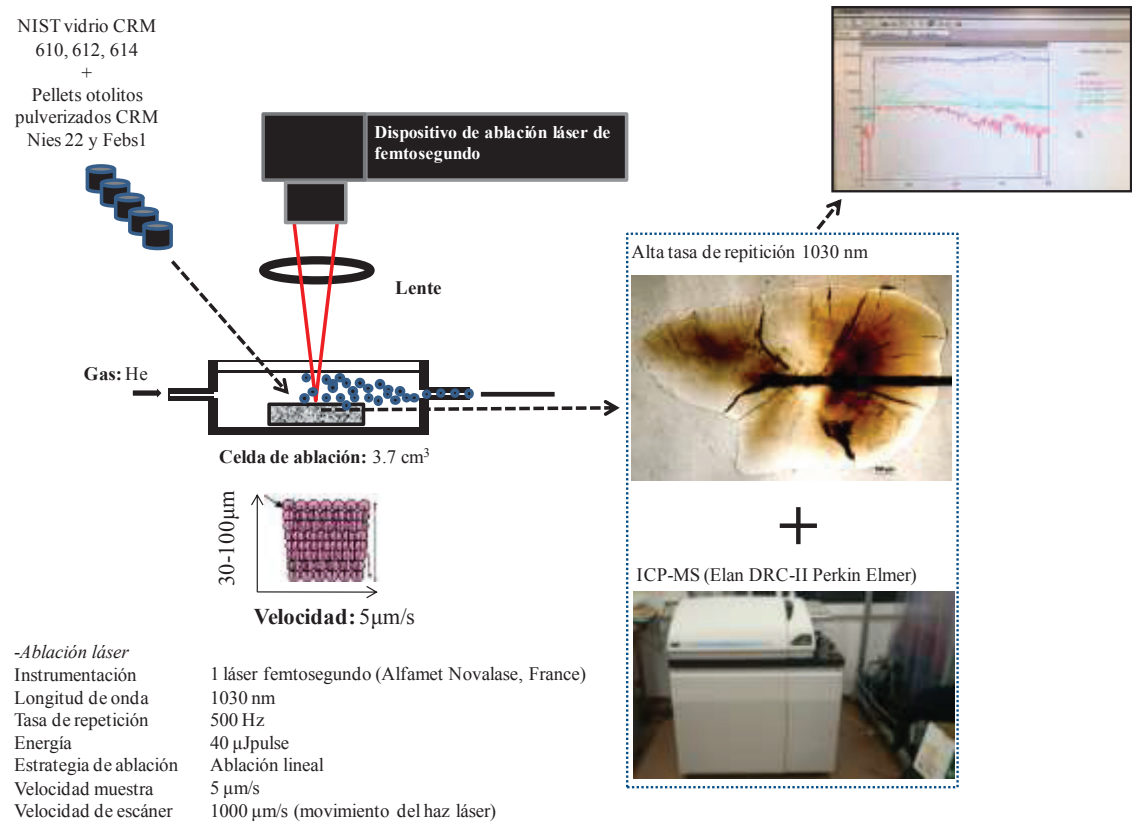


Figura 2. Características de la metodología empleada para el análisis de los otolitos.

Diferenciación entre hábitats

Para discriminar los cambios de hábitat entre los distintos compartimentos (río, estuario y mar) se establecieron umbrales de los valores de Sr, teniendo en cuenta la relación existente entre la salinidad y la cantidad de Sr en el otolito (SECOR & ROOKER, 2000). Se considera que existe un cambio de hábitat cuándo más de dos puntos consecutivos de medida indican una transición hacia a un hábitat diferente (HEDGER *et al.*, 2008).

Para ello se efectuó una análisis de frecuencia de los valores de Sr:Ca de los otolitos según DAVERAT *et al.* (2011), lo cual originó tres picos de distribución (figura 3).

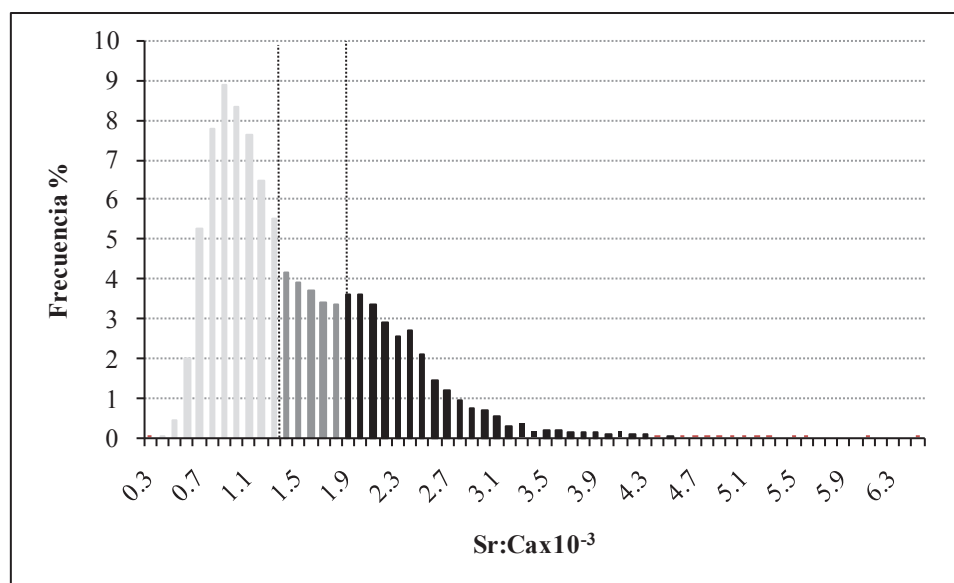


Figura 3. Umbrales para cada tipo de hábitat, río (color gris), estuario (color gris claro) y mar (color negro).

Así la estancia en el río quedó determinada por valores de $\text{Sr:Ca} < 1.3 \times 10^{-3}$, en el estuario de $1.3 \times 10^{-3} < \text{Sr:Ca} \leq 1.9 \times 10^{-3}$ y en el mar de $\text{Sr:Ca} > 1.9 \times 10^{-3}$. Estos valores son similares a los observados en otros estudios en los que también se analizaron perfiles de Sr:Ca para *A. fallax* (figura 4) y prácticamente idénticos a los establecidos en otro trabajo llevado a cabo también en el río Miño, aunque con una especie diferente, la solla, *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758) (figura 4).

	Río	Estuario	Mar
-MAGATH <i>et al.</i> (2013) Elba, Alemania: <i>Alosa fallax</i>	$\text{Sr:Ca} \leq 1.4 \times 10^{-3}$	$1.4 \times 10^{-3} < \text{Sr:Ca} \leq 2.3 \times 10^{-3}$	$\text{Sr:Ca} \leq 2.3 \times 10^{-3}$
-LOCHET <i>et al.</i> (2009) Garonna y Dordoña, Francia: <i>A. alosa</i> y <i>A. fallax</i>	$\text{Sr:Ca} \leq 1.1 \times 10^{-3}$	$1.1 \times 10^{-3} < \text{Sr:Ca} \leq 1.9 \times 10^{-3}$	$\text{Sr:Ca} \leq 1.9 \times 10^{-3}$
-MORAIS <i>et al.</i> (2011) Miño, España/Portugal: <i>Platichthys flesus</i>	$\text{Sr:Ca} \leq 1.3 \times 10^{-3}$	$1.3 \times 10^{-3} < \text{Sr:Ca} \leq 2.0 \times 10^{-3}$	$\text{Sr:Ca} \leq 2.0 \times 10^{-3}$

Figura 4. Rangos de Sr:Ca para cada tipo de hábitats observados en varios trabajos. En negrita se marca un estudio llevado a cabo en el río Miño.

Resultados y discusión

Tanto juveniles como adultos mostraron diversos comportamientos según indican los niveles de Sr:Ca en sus otolitos, al igual que lo observado en estudios previos (MAGATH *et al.*, 2013).

Juveniles

Se observaron dos tipos principales de comportamiento a excepción de un individuo que exhibió un patrón de movimiento distinto (figura 5).

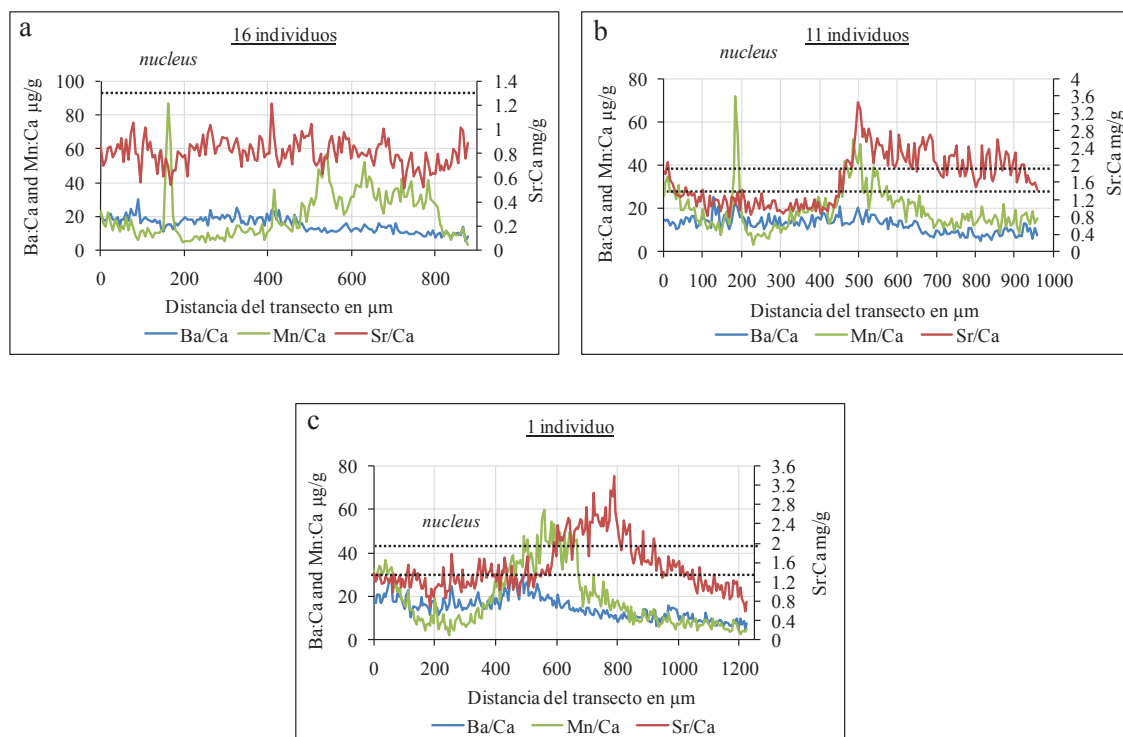


Figura 5. Patrones de movimiento de los juveniles. (a) ejemplo del patrón 1 (señal constante de Sr:Ca y por tanto sin cambio de hábitat), (b) ejemplo del patrón 2 (1 cambio de hábitat) y (c) ejemplo del patrón 3 (2 cambios de hábitat). Las líneas discontinuas marcan los umbrales para cada tipo de hábitat.

En el 57 % de los individuos el perfil de Sr:Ca permaneció relativamente constante, en valores que se corresponderían con el medio fluvial o con el medio estuárico (figura 5 a). En consecuencia esos juveniles permanecieron en el mismo hábitat, bien sea en sectores estrictamente fluviales o en zona estuárica. En contraste, el 39 % de los juveniles mostraron un perfil con un acusado incremento en la concentración de Sr (figura 5 b). Esta situación implica un cambio de hábitat, desde sectores sin influencia de marea o desde zonas estuáricas hacia zonas con mayor salinidad como la boca del estuario o incluso el mar abierto. Por último un único individuo presentó un patrón alternativo al observado realizando dos cambios de hábitat consecutivos a lo largo de su vida; realizó una primera migración desde zonas estuáricas hasta zonas de elevada salinidad, correspondiente al medio marino, y con posterioridad efectuó una migración de retorno al hábitat de partida (figura 5 c).

Estos resultados coinciden con los obtenidos por MAGATH *et al.* (2013) en los que también aprecian distintos patrones de comportamiento, prácticamente los mismos que en el presente estudio, y que sugieren que existe cierta variación intrapoblacional en lo que a movimientos se refiere. Esta plasticidad ecológica pudiera ser debida a procesos densodependientes tales como la competición por el espacio o la disponibilidad de recursos tróficos. Así, en función de la capacidad de carga de los distintos sectores en los que se encuentran los juveniles, un cierto grupo de ellos podría decidir migrar aguas abajo en busca de alimento o espacio.

Cabe resaltar que todos los individuos fueron capturados en zona estuárica en las proximidades de la localidad Vilanova de Cerveira (Portugal), sita a unos 20 km de la desembocadura. Por tanto, en la misma zona coexisten juveniles que desarrollaron distintas historias de vida. Así, los individuos que mostraron el patrón dos, con un cambio aparente de hábitat, probablemente ocupasen zonas más próximas a la desembocadura o de mayor salinidad aprovechando los movimientos intermareales. Durante las mareas vivas la cuña salina puede penetrar hasta zonas próximas a Vilanova de Cerveira; además durante esos eventos existen salinidades próximas al 35 ‰ a 10 km aguas abajo de esta zona (MORENO *et al.*, 2005). Por tanto y a pesar de mostrar valores de Sr que indicasen ocupación del medio marino, pudiera ser posible que los integrantes del grupo 2 de comportamiento se desplazasen hacia estos sectores gracias a los movimientos de marea y permaneciesen allí un tiempo suficiente como para dejar reflejo de esas salinidades en la composición química del otolito. Se necesitan pues más estudios que nos ayuden a comprender mejor la plasticidad ecológica revelada aquí.

Adultos

Por su parte los adultos muestran mayor variedad de comportamientos, de manera que se pueden identificar 4 tipos principales de comportamiento (figura 6).

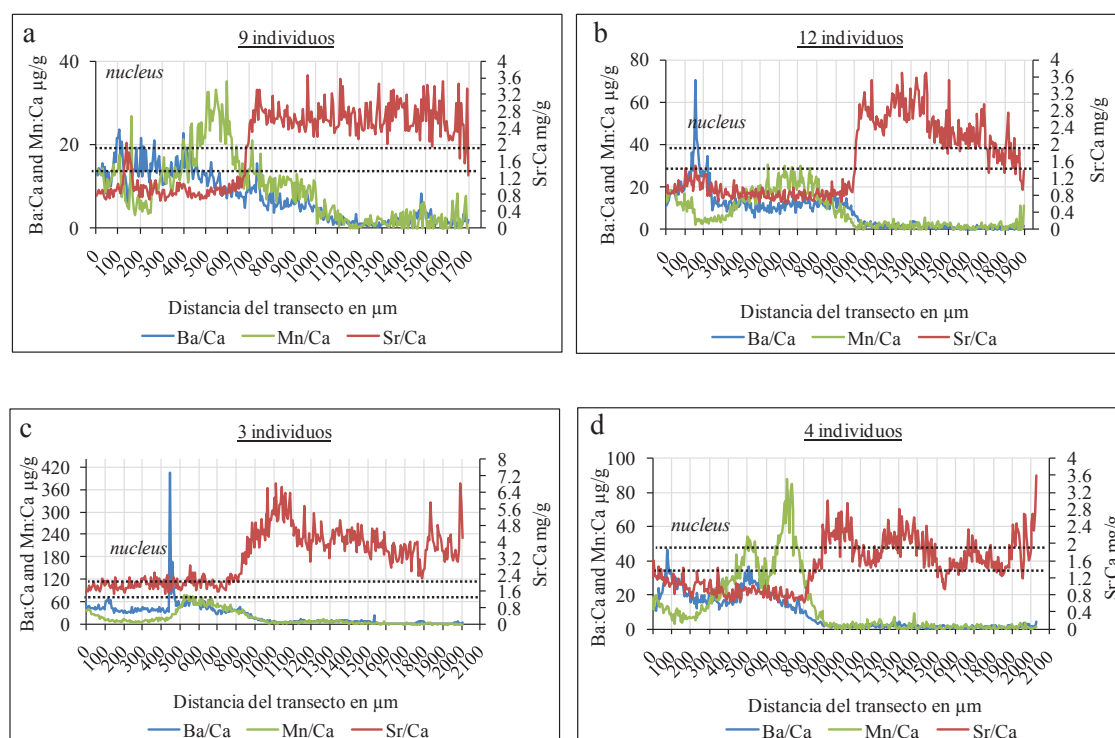


Figura 6. Patrones de movimiento de los adultos. (a) ejemplo del patrón 1 (1 cambio de hábitat y señal constante de Sr:Ca, en valores de Sr del medio marino), (b) ejemplo del patrón 2 (2 cambios de hábitat, un primer cambio a hábitats marinos y un cambio progresivo de hábitat hacia zonas de menor salinidad), (c) ejemplo del patrón 3 (1 cambio de hábitat y señal constante similar al a pero con valores mayores de Sr) y (d) ejemplo del patrón 4 (diversos cambios de hábitat a lo largo de la vida del ejemplar). Las líneas discontinuas marcan los umbrales para cada tipo de hábitat.

Existen dos tipos de comportamiento principales que priman sobre el resto. El 33 % (figura 6 a) de las sabogas muestran un perfil de Sr:Ca estable a lo largo de toda la vida con valores de la relación Sr:Ca que se corresponden con el medio marino o costero adyacente, fenómeno que sugiere una vida eminentemente marina. Por su parte el 44 % (figura 6 b) de los ejemplares exhibieron una primera estancia en aguas marinas o costeras adyacentes, pero con posterioridad los valores de Sr:Ca van decreciendo de manera paulatina hacia valores que se corresponden con el medio estuárico o incluso fluvial. Los otros dos grupos, constituidos por un número bajo de ejemplares, muestran comportamientos singulares. El patrón 3 (figura 6 c), que representa el 11 % de la muestra estudiada, es similar al patrón 1 (figura 6 a) pero con la particularidad de que los valores de la relación Sr:Ca son especialmente superiores al resto. Por último el 15 % de los ejemplares mostraron un patrón en el que se pueden apreciar varios cambios a lo largo de la vida de los ejemplares entre el medio marino y el medio fluvial.

En primer lugar, los resultados ponen de manifiesto que las sabogas desarrollan la mayor parte de su vida en el medio marino como observaron TAVERNY & ELIE (2001), en un estudio tangencial de las capturas de alosas, durante campañas oceanográficas en el mar Cantábrico. Por

otra parte, el hecho de que un elevado porcentaje de adultos experimente un hipotético acercamiento progresivo al medio costero a lo largo de su vida es cuando menos sorprendente. Similares observaciones fueron realizadas en el estudio de MAGATH *et al.* (2013) los cuales carecen de datos de campo que corroboren este comportamiento, y esgrimen varias hipótesis para explicar este fenómeno como: efectos de la edad sobre la incorporación de elementos a la superficie de crecimiento del otolito o incluso la dieta. Por tanto se hacen necesarios nuevos estudios, ampliando el tamaño muestral y la serie temporal que permitan conocer mejor la ocurrencia de este fenómeno y asimismo realizar trabajos de campo que permitan verificar el comportamiento observado a partir de los otolitos.

De todas maneras, es interesante el hecho de que de forma general no se puede identificar la fase fluvial adulta, probablemente por su corta duración y por tanto insuficiente, en la mayoría de los casos, como para dejar huella en las concentraciones de los elementos en el otolito. De este modo, en los casos de los dos patrones en los que no se pueden apreciar las migraciones de reproducción, probablemente esos individuos pasaron un tiempo en el medio fluvial inferior al tiempo de exposición requerido para la incorporación de elementos al otolito. En algunas especies de peces el tiempo mínimo para que se produzca este fenómeno es de 20 días (ELSDON & GILLANDERS, 2005). El hecho de que en algunos individuos (patrón d) si se puedan identificar las migraciones de reproducción en el medio fluvial y posterior descenso al mar va en la línea de esta hipótesis de variación individual en el tiempo de migración. Por ejemplo el ejemplar del que se muestra el perfil como representativo del patrón realizó 4 reproducciones (observación realizada a partir de las escamas), que coinciden con los cambios de hábitat observados en el perfil de Sr:Ca de su otolito.

Por último, el caso de los ejemplares con valores de Sr sensiblemente superiores al resto pudiera ser debido a que provienen de otras zonas con composiciones elementales en el agua distintas a las de la mayoría de los individuos. Esta hipótesis debe ser confirmada con métodos de marcado y recaptura o capturando individuos de otras poblaciones y estudiando la composición elemental de sus otolitos.

Agradecimientos

Parte de este trabajo fue realizado en las instalaciones de la Estación de Hidrobiología "Encor do Con" de la USC en Vilagarcía de Arousa con financiación del proyecto MIGRANET del Programa de Cooperación Territorial (SOE2/P2/E288) Interreg IV B SUDOE (Sudoeste de Europa). La preparación y análisis de los otolitos fue realizada en el LCABIE de la Université de Pau et des Pays de l'Adour (Francia) en el transcurso de una estancia predoctoral del primer autor del trabajo. Los autores quieren expresar su sincero agradecimiento a los doctores Christophe Pécheyran y Gilles Bareille que lo tutelaron y ayudaron durante este período.

Bibliografia

- CAMPANA, S. E. (1999). Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. *Marine Ecology Progress Series* **188**, 263–297.
- CAMPANA, S. E. (2005). Otolith science entering the 21st century. *Marine and Freshwater Research* **56**, 485–495.
- CLAVERIE, F. (2009). Développement et applications d'un système laser femtoseconde infra-rouge basse énergie haute cadence de tir, pour l'analyse d'éléments trace dans les solides par couplage ablation laser / ICPMS. Doctoral dissertation. Université de Pau et des Pays de l'Adour, spécialité environnement et matériaux.
- DAVERAT, F., MARTIN, J., FABLET, R. & PÉCHEYRAN, C. (2011). Colonisation tactics of three temperate catadromous species, eel *Anguilla anguilla*, mullet *Liza ramada* and flounder *Plathychtys flesus*, revealed by Bayesian multielemental otolith microchemistry approach. *Ecology of Freshwater Fish* **20**, 42–51.
- DE PONTUAL, H. & GEFFEN, A. J. (2002). Microchimie de l'otolithe. In : Manuel de Sclérochronologie des poissons. PANFILI, J., DE PONTUAL, H., TROADEC, H., WRIGHT, P.J. (Eds). IFREMER-IRD, 245-303.
- ELSDON, T. S. & GILLANDERS, B. M. (2005). Strontium incorporation into calcified structures: separating the effects of ambient water concentration and exposure time. *Marine Ecology Progress Series* **285**, 233–243.
- ELSDON, T. S., WELLS, B. K., CAMPANA, S. E., GILLANDERS, B. M., JONES, C. M., LIMBURG, K. E., SECOR, D. E., THORROLD, S. R. & WALTHER, B. D. (2008). Otolith chemistry to describe movements and life-history measurements of fishes: hypotheses, assumptions, limitations, and inferences using five methods. *Oceanography and Marine Biology – An Annual Review* **46**, 297–330.
- HEDGER, R. D., ATKINSON, P. M., THIBAULT, I. & DODSON, J. J. (2008). A quantitative approach for classifying fish otolith strontium: calcium sequences into environmental histories. *Ecological Informatics* **3**, 207–217.
- LIMBURG, K. E. (1995). Otolith strontium traces environmental history of subyearling American shad *Alosa sapidissima*. *Marine Ecology Progress Series* **119(1-3)**, 25-36.
- LOCHET, A., BOUTRY, S. & ROCHARD, E. (2009). Estuarine phase during seaward migration for allis shad *Alosa alosa* and twaite shad *Alosa fallax* future spawners. *Ecology of Freshwater Fish* **18**, 323–335.
- MAGATH, V., MAROHN, L., FIETZKE, J., FRISCHE, M., THIEL, R. & DIERKING, J. (2013). Migration behaviour of twaite shad *Alosa fallax* assessed by otolith Sr:Ca and Ba:Ca profiles. *Journal of Fish Biology* **82**, 1871–1887.

- MORAIS, P., DIAS, E., BABALUK, J. & ANTUNES, C. (2011). The migration patterns of the European flounder *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758) (Pleuronectidae, Pisces) at the southern limit of its distribution range: Ecological implications and fishery management. *Journal of Sea Research* **65**, 235–246.
- MORENO, J., FATELA, F., ANDRADE, C., CASCALHO, J., MORENO, F. & DRAGO, T. (2005). Living Foraminiferal assemblages from Minho/Coura estuary (Northern Portugal): a stressfull environment. *Thalassas* **21**, 17-28.
- PÉCHEYRAN, C., CANY, S. & DONARD, O.F.X. (2005). Ablation laser femtoseconde à haute cadence de tir et basse énergie couplée à une détection ICP-MS: résultats préliminaires. *Canadian Journal of Analytical Sciences and Spectroscopy* **50**, 228-239.
- PÉCHEYRAN, C., CANY, S., CHABASSIER, P., MOTTAY, E. & DONARD, O.F.X. (2007). High repetition rate and low energy femtosecond laser ablation coupled to ICPMS detection: a new analytical approach for trace element determination in solid samples. *Journal of Physics: Conference series* **59**, 112-117.
- PROCTOR, C. H. & THRESHER, R. E. (1998). Effects of specimen handling and otolith preparation on concentration of elements in fish otoliths. *Marine Biology* **131**, 681-694.
- SECOR, D. H. & ROOKER, J. R. (2000). Is otolith strontium a useful scalar of life cycles in estuarine fishes? *Fisheries Research* **46**, 359–371.
- TABOURET, H., BAREILLE, G., CLAVERIE, F., PÉCHEYRAN, C., PROUZET, P. & DONARD, O. F. X. (2010). Simultaneous use of strontium:calcium and barium:calcium ratios in otoliths as markers of habitat: Application to the European eel (*Anguilla anguilla*) in the Adour basin, South West France. *Marine Environmental Research* **70**, 35-45.
- TAVERNY, C. & ELIE, P. (2001). Répartition spatio-temporelle de la grande alose *Alosa alosa* (Linné, 1766) et de l'alse feinte *Alosa fallax* (Lacépède, 1803) dans le Golfe de Gascogne. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **362/363**, 803–821.

Variación intraindividual de marcadores de reserva energética (relación RNA/DNA, glucógeno y proteínas) en distintos órganos de adultos de lamprea marina (*Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758)

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.

³ Departamento 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

En este trabajo se muestran los resultados de la variación de la relación RNA/DNA, glucógeno y proteínas en diferentes órganos (músculo, hígado, corazón y dermis) de individuos adultos de lamprea marina mantenidos durante cuatro meses sin alimento y bajo condiciones controladas de temperatura y fotoperiodo.

La mayor relación RNA/DNA se observa, por orden decreciente, en el hígado (media: 4.13, SD: 1.39), corazón (media: 1.13, SD: 0.34), dermis (media: 1.17, SD: 0.35) y músculo (media: 0.73, SD: 0.25).

El corazón presenta las mayores cantidades de glucógeno almacenado, pero también las más variables que van desde 7.66 mg/g hasta 0.08 mg/g, con una media de 3.07 mg/g (SD: 2.41), frente al resto de órganos analizados (músculo, media: 1.05, SD: 0.44; hígado, media 0.31 SD: 0.10; dermis, media: 0.27 SD: 0.09). Por ello, se discute el papel del glucógeno cardíaco en la duración de la actividad vital después de la freza.

Los niveles de proteínas no presentan singularidades importantes, variando entre 22.98 mg/g en el músculo y 144.53 mg/g en el hígado.

Las condiciones de estabulación aseguran que las diferencias encontradas entre los órganos analizados corresponden a la propia actividad celular en cada uno de ellos. Además, los datos suministrados son útiles para el diseño de muestreos en el campo o en la interpretación de los resultados cuando se comparan con otros procedentes de muestras de uno solo de estos órganos.

Introducción

Muchas especies de peces pueden, durante algún periodo de su vida, estar sometidas a variaciones en la disponibilidad de alimento debido a diversas situaciones de tipo estacional, climático, por competencia alimentaria interespecífica o, como en el caso de la lamprea marina, durante la migración reproductora. Estas especies han desarrollado una serie de cambios metabólicos que les permiten sobrevivir varios meses o incluso años sin ingerir alimento (Shimeno *et al.*, 1990; Olivereau & Olivereau, 1997). Las respuestas metabólicas a las oscilaciones en la disponibilidad de alimento varían dependiendo de diferentes factores como: la especie, la edad y el tamaño de los individuos (Shimeno *et al.*, 1990, Méndez & Wieser, 1993). Las consecuencias del ayuno sobre el metabolismo son menos pronunciadas en individuos adultos, debido probablemente a que poseen una mayor cantidad de reservas energéticas (Richard *et al.*, 1991).

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 33 individuos adultos de lamprea marina utilizados en este estudio fueron capturados en el estuario del río Miño en el mes de febrero del año 2013 durante el periodo de remonte. Estos se mantuvieron durante cuatro meses en un acuario sin alimento, a $12 (\pm 2) ^\circ\text{C}$ y con un fotoperiodo de doce horas de luz y doce horas de oscuridad. 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 $-80 ^\circ\text{C}$ 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 colotrimétrico del ácido bicinonínico (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

Después de cuatro meses en ayuno la mayor relación RNA/DNA se detecta, por orden decreciente, en el hígado (media: 4.14, SD: 1.39), dermis (media: 1.18, SD0.35) corazón (media: 1.14, SD: 0.35), y músculo (media: 0.71, SD: 0.19) (Tabla1 y Figura1).

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

	Músculo	Hígado	Corazón	Dermis
Media	0.71	4.14	1.14	1.18
Desv. típ.	0.19	1.39	0.35	0.35
Mínimo	0.21	1.61	0.43	0.51
Máximo	1.07	6.77	2.02	1.93

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 corazón y la dermis (Figura 1).

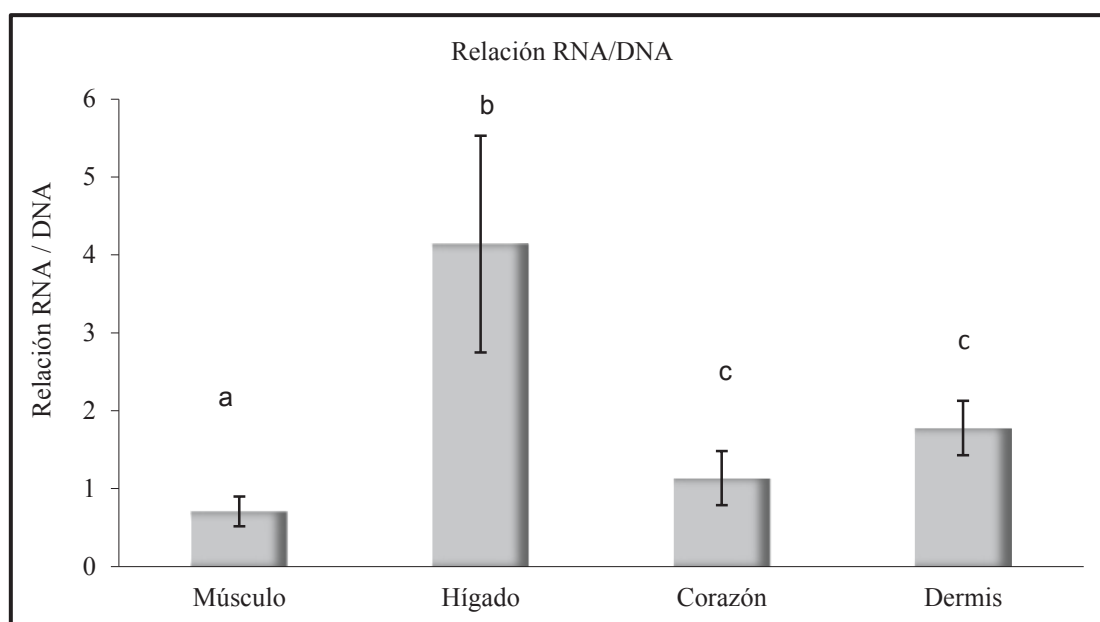


Fig. 1: Media ($\pm$ SD) de la relación RNA/DNA en cada tejido. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre tejidos.

El corazón presenta las mayores cantidades de glucógeno almacenado, pero también las más variables que van desde 7.66 mg/g hasta 0.08 mg/g, con una media de 3.07 mg/g (SD: 2.41), frente al resto de órganos analizados (músculo, media: 2.09, SD: 0.87; hígado, media: 0.31 SD: 0.10; dermis, media: 0.27 SD: 0.09) (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	0.31	3.07	0.27
Desv. típ.	0.87	0.10	2.41	0.09
Mínimo	0.56	0.13	0.08	0.15
Máximo	4.28	0.52	7.66	0.51

En el glucógeno, 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 cantidad glucógeno entre el músculo y el corazón ni entre el hígado y la dermis (Figura 2).

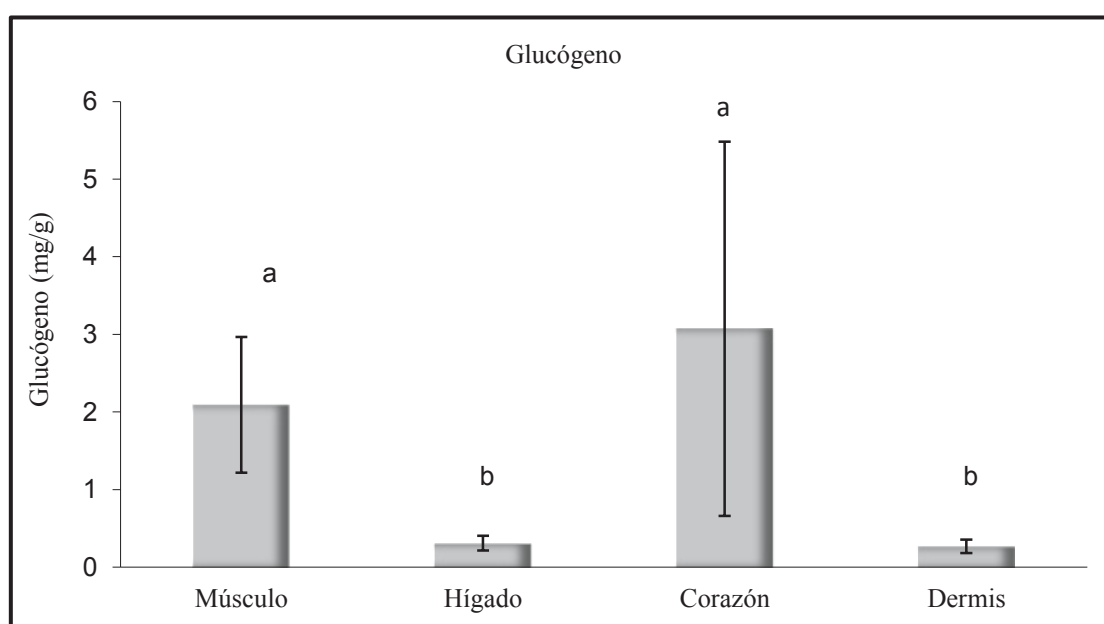


Fig. 2: Media ($\pm$ SD) de la concentración de glucógeno (mg/g) en cada tejido. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre tejidos.

Los niveles de proteínas no presentan singularidades importantes, variando entre 7.35 mg/g en la dermis con una media de 9.99 mg/g (SD: 1.44), y 144.53 mg/g en el hígado con una media de 106.20 mg/g (SD: 15.88). La cantidad de proteínas en los demás órganos analizados fue: músculo, media: 28.44 mg/g, (SD: 2.73) y corazón, media 59.52 mg/g (SD: 7.86) (Tabla 3 y Figura 3).

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

	Músculo	Hígado	Corazón	Dermis
Media	28.44	106.20	59.52	9.99
Desv. típ.	2.73	15.88	7.86	1.44
Mínimo	22.98	81.56	45.97	7.35
Máximo	34.72	144.53	76.11	13.02

En el caso de las proteínas, 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).

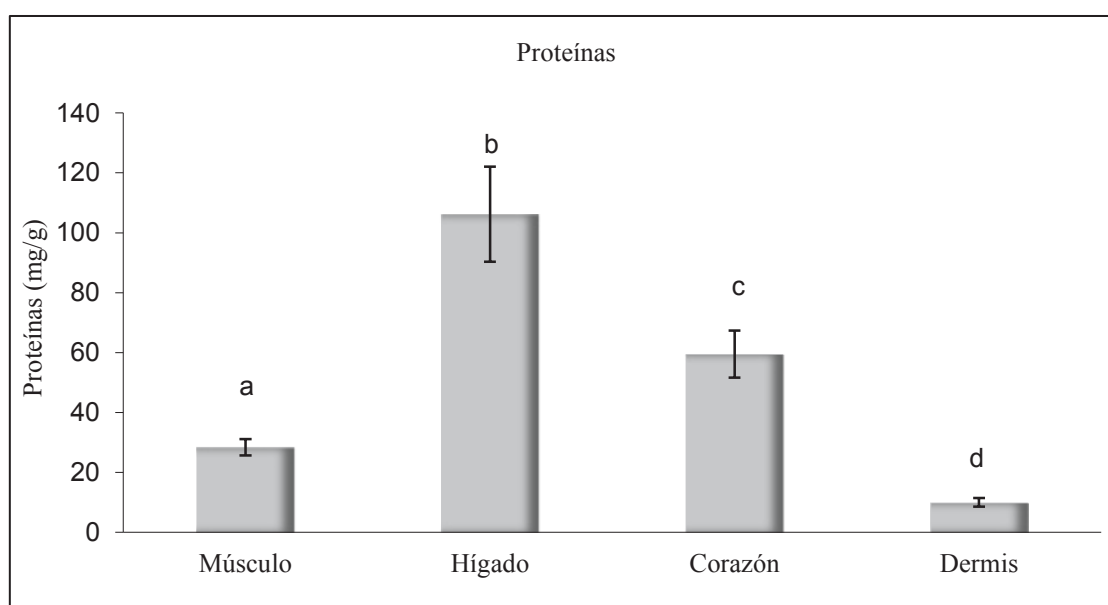


Fig. 3: Media ($\pm$ SD) de la concentración de proteínas (mg/g) en cada tejido. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre tejidos.

Discusión

En la lamprea marina, durante la reproducción, 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.

En los individuos privados de alimento durante cuatro meses, la actividad metabólica muscular es baja en comparación con los demás órganos estudiados. Bastrop *et al.*, (1991) constataron una disminución de cerca del 50 % en la relación RNA/DNA en fibras musculares durante el ayuno en peces, lo que induce a pensar que para la lamprea marina también podría existir una reducción semejante de la actividad de síntesis proteica en este tejido.

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). Sin embargo, durante el ayuno prolongado al que han sido sometidos nuestros ejemplares, una vez terminadas las reservas de ácidos grasos, principal fuente de energía, se produce una disminución de las reservas de glucógeno en el músculo, que es repuesto por glucógeno hepático, motivo por el cual los niveles de glucógeno en estos dos tejidos son tan bajos en los ejemplares objeto de estudio. Este mismo fenómeno fue puesto de manifiesto en peces osteíctios en repetidas ocasiones (véase Hepher, 1988).

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 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 prolongado y especialmente en especies semélparas 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.

Las condiciones de estabulación aseguran que las diferencias encontradas entre los órganos analizados corresponden a la propia actividad celular en cada uno de ellos. Además, son útiles para el diseño de muestreos en el campo o en la interpretación de los resultados cuando se comparan resultados de investigaciones cuyos datos proceden de muestras de uno solo de estos órganos.

La importancia de estos datos preliminares para una mejor comprensión de la fase reproductora de la lamprea marina ha promovido una nueva línea de muestreos para analizar la relación RNA/DNA y los niveles de glucógeno y proteínas en ejemplares adultos capturados a su entrada en el río para poder comparar los niveles de reservas energéticas en los diferentes tejidos 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-17 β 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.
- Hepher, B. (1988). *Nutrition of Pond Fishes*. Cambridge University Press.
- 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.
- Méndez G. & Wieser W. (1993). Metabolic responses to food deprivation and refeeding in juveniles of *Rutilus rutilus* (Teleostei: Cyprinidae). *Environmental Biology of Fishes* 36(1), 73-81.
- 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.
- Olivereau M. & Olivereau J.M. (1997). Long-term starvation in the european eel: general effects and responses of pituitary growth hormone (GH) and somatolactin (SL) secreting cells. *Fish Physiology and Biochemistry* 17(1-6), 261-269.
- 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.
- Richard P., Bergeron J.P., Boulhic M., Galois R. & Person-Le Ruyet J. (1991). Effects of starvation on RNA, DNA and protein content of laboratory-reared larvae and juveniles of *Solea solea*. *Marine Ecology Progress Series* 68, 269-277.
- 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.
- Shimeno S., Kheyyali D. & Takeda M. (1990). Metabolic adaptation to prolonged starvation in carp. *Nippon Suisan Gakkaishi* 56(1), 35-41.
- Walton M.J. & Cowey C.B. (1982). Aspects of intermediary metabolism in salmonid fish. *Comparative Biochemistry and Physiology* 73B(1), 59-79.

Flora vascular exótica en dúas localidades do Baixo Miño (Galiza): das serras á ribeira

Jorge Mouriño

Arcea Xestión de Recursos Naturais s.l. Rúa Velázquez Moreno 9, of.305, 36201 Vigo (Galiza)
jmourinho@arcea.net

RESUMO

A presente comunicación recolle e compara os resultados de dous inventarios de flora vascular exótica: un Atlas de Flora Exótica Invasora no Parque Natural de Monte Aloia (concello de Tui), en 2006, e un catálogo preliminar do conxunto da flora vascular nun tramo de aprox. 9 km da Zona Especial de Conservación Baixo Miño (concello de Tomiño), na ribeira do río Miño, levado a cabo en 2014.

No referente á flora exótica naturalizada, o número de taxóns identificados e o número deles recoñecidos como invasores en Galicia foi semellante en ambas localidades: 48 no monte Aloia (24 recoñecidos invasores) e 50 na ribeira de Tomiño (30 recoñecidos invasores), o que supón respectivamente o 15 e o 13,5% da flora vascular de cada área. Porén, as especies máis extendidas e con maior grao de invasión foron maiormente diferentes: *Acacia melanoxylon*, *Eucalyptus globulus*, *A. dealbata* e *A. mearnsii* no monte Aloia; e *Tradescantia fluminensis*, *Phyllostachys* spp., *Phytolacca americana* e a propia *A. melanoxylon* na ribeira do Miño.

No monte Aloia, onde predominan plantacións forestais de *Pinus pinaster*, só se encontraron nove especies invasoras nos escasos hábitats naturais existentes (matogueiras, rochedos, carballeiras e ribeiras). Na ribeira do Miño os hábitats naturais - bosques de ribeira, carballeiras e comunidades palustres- tamén son minoritarios en relación cos ambientes agrícolas, aínda que albergaron un maior número de flora invasora, un total de 14 taxóns.

En ambos as localidades, como representativas do conxunto do Baixo Miño, considérase necesario e urxente emprender accións de erradicación de especies perigosas aínda moi localizadas (p.ex. *Cortaderia selloana*, *Robinia pseudoacacia*) e programar outras actuacións a medio/longo prazo para conter e controlar as invasoras máis extendidas e para tomar medidas preventivas coa fin de evitar novas introducións.

Distribution of Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the Miño River basin

Ferreira-Rodríguez, Noé and Pardo, Isabel¹

¹Departamento de Ecología y Biología Animal, Universidad de Vigo, 36330 Vigo,

Spain

noeferreira@uvigo.es

Resumo

The Asian clam *Corbicula fluminea* is one of the worst non-indigenous species in fresh and transitional waters ecosystems in Europe. The species was first record in the Miño River basin in 1989. The aim of this study is to present the current distribution of the Asian clam. Littoral samples were carried out excluding reservoir sites along 300 km in the Miño and Sil rivers. At present, Asian clam is widespread along both rivers. In the last years, the species also was established in other standing and flowing water ecosystems in the region. The current distribution of the species suggests that its expansion in the basin is associated mainly to human activities, such as fishing. According to our initial results we emphasize the necessity to adopt urgent measures to avoid new introductions and diminish its rapid expansion upstream in invaded habitats.

Sobreposição de recursos utilizados pelo lagostim invasor *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) e por espécies de peixe simpátricas

Vera Dantas¹; Ester Dias² & Ronaldo Sousa^{1,2}

¹ CBMA - Centre of Molecular and Environmental Biology, Department of Biology, University of Minho, Campus de Gualtar, 4710-057 Braga, Portugal.

² Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research (CIIMAR/CIMAR), University of Porto, Rua dos Bragas 289, P 4050-123 Porto, Portugal.

A introdução de espécies invasoras é uma das mais sérias ameaças para os ecossistemas de água doce. Entre as várias espécies invasoras, o lagostim-vermelho-do-Louisiana (*Procambarus clarkii*), nativo do nordeste do México e dos Estados Unidos da América, foi introduzido globalmente com sucesso. Esta espécie omnívora possui uma elevada plasticidade ecológica, e é responsável por vários impactos nos ecossistemas invadidos, incluindo nas comunidades de peixes. No rio Minho está presente em elevada abundância e biomassa, sendo que este rio possui espécies de peixes, económica e ecologicamente importantes. Com este trabalho pretendeu-se avaliar se *P. clarkii* utiliza recursos alimentares semelhantes aos consumidos por espécies de peixe simpátricas no rio Minho utilizando para o efeito valores das assinaturas de isótopos estáveis de N e C. Os resultados obtidos mostraram que *P. clarkii* possui uma posição trófica de predador. Como omnívoro utiliza fontes de alimento que várias espécies de peixes também utilizam, havendo sobreposição de recursos com as seguintes espécies: *Cobitis paludica* (verdemã), *Achondrostoma arcasii* (ruivaco), *Mugil cephalus* (tainha), *Anguilla anguilla* (enguia), *Tinca tinca* (tenca), *Micropterus salmoides* (achigã) e *Cyprinus carpio* (carpa). Como espécie generalista, estabelece um número elevado de interações tróficas, podendo ter importantes impactos na cadeia alimentar estudada.

Efeito do lagostim invasor *Procambarus clarkii* na decomposição dos detritos vegetais e invertebrados associados

Francisco Carvalho¹, Cláudia Pascoal¹, Fernanda Cássio¹, Ronaldo Sousa².

¹CBMA- Centro de Biologia Molecular e Ambiental, Departamento de Biologia, Universidade do Minho, Campus de Gualtar 4710-057, Braga; ²CIIMAR/CIMAR- Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Universidade do Porto, Rua dos Bragas 289, 4050-123, Porto.

A introdução de espécies invasoras não nativas (NIS) tem ganho importância em ecologia nos últimos anos principalmente pela capacidade destas espécies afectarem a biodiversidade e os processos dos ecossistemas. O lagostim do Louisiana *Procambarus clarkii* é uma das espécies invasoras mais problemáticas nos ecossistemas água doce. Esta espécie é conhecida pela sua plasticidade alimentar que inclui detritos foliares e macroinvertebrados aquáticos constituindo também uma fonte de alimento para os níveis tróficos superiores. Dadas estas características, *P. clarkii* é conhecido pela sua capacidade de afectar as relações bióticas e o funcionamento dos ecossistemas.

Neste trabalho, em laboratório, usámos uma abordagem em mesocosmos para estudar os efeitos da presença de *P. clarkii* na decomposição da folhada de amieiro (*Alnus glutinosa* Gaertn.) na ausência e na presença de dois níveis de abundância (6 e 12 indivíduos) de invertebrados do género *Sericostoma* sp. Seguidamente, testámos também em laboratório os efeitos directos e indirectos de *P. clarkii* na decomposição de folhas, dando aos invertebrados a possibilidade de evitar a predação. Por fim, foi realizada uma experiência de campo na Ribeira de Campos (afluente do Rio Minho) onde foi manipulada a presença / ausência do lagostim, presença / ausência de invertebrados em dois locais onde foi registada a ocorrência (jusante) ou não (montante) de *P. clarkii*.

A presença do lagostim afectou a decomposição da folhada e a densidade de invertebrados, bem como a produção de matéria orgânica particulada fina (FPOM) nos mesocosmos em laboratório. A presença indirecta do *P. clarkii*, testada por exposição a água onde o lagostim tinha sido mantido, não afectou a decomposição de folhada nem a produção de FPOM pelo *Sericostoma* sp. Pelo contrário, a presença directa do lagostim aumentou a decomposição da folhada e a produção de FPOM. Na experiência de campo, o lagostim afectou a estrutura da comunidade de macroinvertebrados e reduziu a sua abundância, biomassa e diversidade. Esses resultados foram significativos a jusante onde o lagostim já existe naturalmente. A perda de massa foliar foi afectada negativamente pela presença de lagostim a jusante. A montante, na presença do *P. clarkii* os valores de perda de massa foliar e da comunidade de invertebrados indicaram um comportamento “naive” dos invertebrados.

Os nossos resultados dão suporte à ideia que o lagostim invasor *P. clarkii* é um predador omnívoro que pode causar alterações nos sistemas aquáticos heterotróficos uma vez que pode consumir invertebrados detritívoros e afectar, indirectamente, a decomposição da folhada. Por outro lado, o lagostim também é capaz de se alimentar da folhada, acelerando a sua decomposição e reduzindo os recursos alimentares disponíveis para os invertebrados trituradores nos rios.

Regulação da abundância fitoplanctónica pelo bivalve invasor *Corbicula fluminea* no estuário do Rio Minho

Pedro Morais^{1,2,*}, Cátia Luís¹, Jacinto Cunha², Iolanda Silva Rocha², Ester Dias², Carlos Antunes², Ronaldo Sousa^{2,3}

1- CIMA- Centro de Investigação Marinha e Ambiental, Universidade do Algarve

2-CIIMAR- Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Universidade do Porto

3-CBMA- Centro de Biologia Molecular e Ambiental, Departamento de Biologia, Universidade do Minho

*pmorais@ualg.pt

A amêijoia asiática *Corbicula fluminea* é um bivalve invasor com enorme potencial para alterar o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, nomeadamente a estrutura e dinâmica das cadeias tróficas. Esta espécie apresenta uma elevada capacidade de filtração e uma enorme plasticidade alimentar, consumindo fontes de matéria orgânica presentes na coluna de água e no sedimento. Estas características sugerem que a amêijoia asiática poderá condicionar o acesso ao fitoplâncton a outros consumidores primários, e que terá capacidade para se adaptar a condições de escassez de alimento. De forma a compreender o papel que a amêijoia asiática poderá ter na produtividade primária estuarina, nomeadamente na predação do fitoplâncton estuarino, realizaram-se experiências em mesocosmos em cenários de ocorrência e de ausência de *blooms* de fitoplâncton, no estuário do rio Minho. Para tal, utilizaram-se nove tanques de 1 m³, com sedimento estuarino, onde se testou o efeito de densidades de amêijoia asiática (0 ind. m⁻², 100 ind. m⁻², 2000 ind. m⁻²). Durante a experiência, que durou 48 h, foram recolhidas amostras de fitoplâncton a cada hora durante as primeiras 12 h, e depois a cada 12 h. Os resultados indicam que a amêijoia asiática exerce um controlo significativo sobre o fitoplâncton estuarino, sendo a pressão de predação idêntica sobre todos os grupos de fitoplâncton identificados. Durante o período de ocorrência de *bloom* de fitoplâncton, nos tanques com 2000 ind. m⁻², apenas 1% da abundância inicial de

fitoplâncton foi registada ao fim de 8 h. O estuário do rio Minho é um ecossistema de baixa profundidade (profundidade média de 4 m), onde a amêijoia asiática pode atingir elevadas densidades e biomassa durante todo o ano (densidade e biomassa médias máximas de 4185 ind. m⁻² e 577.4 g AFDW m⁻², respectivamente). Assim, este estudo indica que a amêijoia asiática poderá exercer um controlo significativo sobre a comunidade fitoplanctónica e que as baixas estimativas de biomassa fitoplanctónica registadas neste ecossistema poderão ser uma consequência da pressão de predação exercida por este bivalve invasor.

Efeitos da amêijoa Asiática *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) na comunidade macrozoobentónica estuarina do Rio Minho

Adriana Novais^{1,2}, Allan Souza², Martina Ilarri², Cláudia Pascoal¹ & Ronaldo Sousa^{1,2}

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

²Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR/CIMAR), Universidade do Porto, Rua dos Bragas 289, P 4050-123 Porto, Portugal.

*e-mail: adriana.novais1990@gmail.com

Resumo

A amêijoa Asiática *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) é reconhecida como uma das espécies de bivalves não nativas mais relevantes em ecossistemas aquáticos devido ao seu comportamento invasor. Esta espécie pode provocar graves impactes ecológicos e económicos nos ecossistemas invadidos, podendo representar uma séria ameaça para a biodiversidade nativa. No entanto, estudos recentes têm mostrado que a presença de *C. fluminea* pode influenciar positivamente a densidade, biomassa e diversidade da fauna bentónica e epibentónica. Desta forma, com este estudo pretendeu-se perceber quais os mecanismos subjacentes ao efeito positivo de *C. fluminea* na comunidade macrozoobentónica estuarina. Para tal, uma experiência manipulativa com cinco tratamentos diferentes (controlo, pedras, animais vivos, conchas vazias fechadas e abertas) foi efetuada numa zona intertidal do estuário do Rio Minho durante 2 meses. Os resultados obtidos mostraram que a presença de animais vivos e conchas vazias abertas de *C. fluminea* tem um efeito positivo na densidade, biomassa e riqueza de espécies da comunidade macrozoobentónica, especialmente nas espécies pertencentes a Annelida, Mollusca e Crustacea. Os resultados podem ser explicados tendo em conta 2 mecanismos principais: 1. fezes e pseudofezes excretadas por *C. fluminea* aumentam o conteúdo de matéria orgânica presente nos sedimentos podendo ser uma fonte de recursos para algumas espécies macrozoobentónicas e 2. atividades de engenharia de ecossistemas produzidas por *C. fluminea*, que criam condições para o estabelecimento de outras espécies através da produção de conchas que podem servir de substrato e refúgio e da bioturbação do sedimento.

***Corbicula fluminea* como um recurso para os invertebrados terrestres**

Ronaldo Sousa^{1,2}, Adriana Novais^{1,2}, Allan Souza² & Martina Ilarri²

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

²Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR/CIMAR), Universidade do Porto, Rua dos Bragas 289, P 4050-123 Porto, Portugal.

Email: ronaldo.sousa@ciimar.up.pt

Resumo

Neste estudo quantificamos a importância da mortalidade massiva da amêijoia Asiática *Corbicula fluminea* como um pulso de recursos para a comunidade de invertebrados terrestres após fenómenos climáticos extremos (cheias). Para o efeito manipulámos a densidade de *C. fluminea* (0, 100, 500, 1000 and 2000 ind./m²) e recolhemos amostras de nutrientes, bactérias, fungos e macroinvertebrados 7, 30 e 90 dias após o início da experiência. Nenhuma diferença foi detectada na biomassa de fungos e para os nutrientes diferenças significativas foram detectados nos fosfatos, amónia, nitratos, nitritos e carbono mas nenhuma diferença em potássio e cálcio. Diferenças significativas foram detectadas na abundância, biomassa, riqueza e diversidade de macroinvertebrados terrestres no que diz respeito à densidade de *C. fluminea* e tempo. Este estudo dá ênfase aos bivalves invasores como um importante subsídio de recursos após mortalidades massivas, possivelmente contribuindo com grandes quantidades de nutrientes e energia para o ecossistema terrestre adjacente. Parte destes recursos podem ser consumidos directamente por um grande número de espécies de macroinvertebrados (mas também outros organismos como aves e mamíferos) e outra parte pode entrar na cadeia alimentar detritívora.

Efeito da espécie invasora *Corbicula fluminea* nos processos e comunidades microbianas envolvidas no ciclo do azoto

Nuno Apresentação¹; Maria Monteiro¹; Joana Séneca¹; Iolanda Rocha^{1,2}; Jacinto Cunha¹; Pedro Morais^{1,3}; Ronaldo Sousa^{1,4}; Catarina Magalhães¹.

¹ Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research (CIIMAR/CIMAR),
University of Porto, Rua dos Bragas 289, P 4050-123 Porto, Portugal.

² – InBIO-UP, Research Centre in Biodiversity and Genetic Resources, Universidade do Porto,
Campus Agrário de Vairão. Rua Padre Armando Quintas, Nº 7. 4485-661 Vairão, Vila do
Conde, Portugal. Tel: (00351) 252660407. Fax: (00351) 252661780. Email: irocha@cibio.up.pt

³ – CIMA- Centro de Investigação Marinha e Ambiental, Campus de Gambelas, Universidade
do Algarve, 8005-139 Faro, Portugal

⁴ CBMA - Centre of Molecular and Environmental Biology, Department of Biology, University
of Minho, Campus de Gualtar, 4710-057 Braga, Portugal

Resumo

A amêijoa Asiática *Corbicula fluminea* (Müller 1774) é conhecida pelo seu carácter invasor, estando hoje em dia dispersa por ecossistemas aquáticos de água-doce e salobros um pouco por todo o mundo. Esta espécie domina a densidade e a biomassa bentónica do estuário do Rio Minho, podendo atingir 4185 ind. m⁻² e 577.4 g AFDW m⁻², respetivamente. A sua introdução neste ecossistema coincidiu com o decréscimo de espécies nativas de moluscos de água-doce. Contudo, a forma como esta espécie altera os ciclos biogeoquímicos em ecossistemas aquáticos ainda não foi explorado. Assim sendo, este trabalho pretendeu avaliar o efeito de *C. fluminea* nos fluxos de compostos de azoto inorgânico (nitritos, nitratos e amónia), nos processos chave ligados ao ciclo do azoto (nitrificação e desnitrificação) assim como nas comunidades microbianas envolvidas. Para o efeito, foi realizada uma experiência *in situ* durante 4 semanas, colocando-se 36 microcosmos com três densidades de *C. fluminea* (0, 1000 e 3000 ind. m⁻²) e com dois tipos de sedimento estuarino (areão e vasa) numa zona subtidal do estuário do rio Minho. A presença de *C. fluminea* promoveu a libertação de amónia (sedimento arenoso: 155.7 ± 27.4 µmol NH₄⁺ m⁻² h⁻¹; sedimento vasoso: 115.9 ± 35.7 µmol NH₄⁺ m⁻² h⁻¹) e nitritos (sedimento arenoso: 18.5 ± 7.9 µmol NO₂⁻ m⁻² h⁻¹, sedimento vasoso: 12.3 ± 7.6 µmol NO₂⁻ m⁻² h⁻¹) para a coluna de água. Em sentido

oposto, foram registadas taxas de absorção elevadas de nitratos nos tratamentos com *C. fluminea* (sedimento arenoso: $-441.1 \pm 78.9 \text{ NO}_3^- \mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, sedimento vasoso: $-404.3 \pm 128.9 \text{ NO}_3^- \mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) quando comparados com os controlos (sedimento arenoso: $-266.9 \pm 20.5 \text{ NO}_3^- \mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, sedimento vasoso: $-321.7 \pm 86.2 \text{ NO}_3^- \mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) provavelmente devido à promoção de condições anaeróbias e consequentemente magnitudes mais elevadas dos processos de desnitrificação e/ou anammox. Os tratamentos com *C. fluminea* resultaram num aumento da magnitude dos processos de nitrificação (exceto nos tratamentos com densidades mais elevadas onde a nitrificação foi inativada) e de desnitrificação. A presença de *C. fluminea* resultou igualmente em um aumento da abundância das comunidades microbianas (sedimento arenoso: $3.1 \times 10^7 \pm 3.2 \times 10^7$ células g^{-1} sedimento, sedimento vasoso: $2.4 \times 10^7 \pm 1.1 \times 10^7$ células g^{-1} sedimento) quando comparados com os controlos (sedimento arenoso: $7.3 \times 10^6 \pm 2.8 \times 10^6$ células g^{-1} sedimento, sedimento vasoso: $1.2 \times 10^7 \pm 8.1 \times 10^6$ células g^{-1} sedimento). A alteração dos fluxos de N e nos processos envolvidos promovidos pela presença de *C. fluminea* demonstra, uma vez mais, a capacidade que esta espécie tem para afetar os compartimentos bentónicos e pelágicos do estuário do Rio Minho.

Agradecimento

Projeto - PTDC/AAC_AMB/116685/2010

"ECO-IAS: Ecosystem-level impacts of an invasive alien species" - FCT PTDC/AAC-AMB/116685/2010

Kites e Jogos na percursão de grandes ideias...

Arq^a. Joana De Carvalho

Arq^a. Filipa Fernandes

*ARKkid's*lab*

mc7arquitectos@sapo.pt

Eixo Temático: Educação Ambiental

Resumo

Dentro de uma filosofia integrada de valorização e dinamização do património cultural e ambiental, a **ARKkid's** é um laboratório de arquitectura para crianças a desenvolver como projecto pedagógico-lúdico junto de escolas, serviços de acção social e com a eventual colaboração do sector industrial da zona do Alto Minho.

Inspirado no movimento gerado em Espanha pela EMaC (Educación en Medio Ambiente Construido), a **ARKkid's** quer introduzir o meio ambiente construído como ensino transversal e complementar à tradicional aprendizagem de matérias curriculares. O modelo projectual é composto por oficinas pedagógico-lúdicas e estruturado em dois espaços/tempo_ **oficina fixa** e **unidades móveis**. As actividades exploram temas correlacionados com o meio ambiente, a casa, a cidade/vila, a gestão urbana, a estética, a percepção, entre outros e dirigem-se a crianças dos 5 aos 17 anos agrupadas, de acordo com os níveis de escolaridade, em três faixas etárias: 5-7; 8-13 e dos 14-17anos.

O projecto reúne o tecnológico e o lúdico num lugar de encontro entre técnicas antigas e ideias novas com o objectivo de dinamizar o pensamento crítico infantil e adolescente sobre temas de meio ambiente construído. Trabalhar a memória e a linguagem descritiva de uma envolvente rural e urbana, nomeadamente no contexto do Alto Minho, utilizando de forma lúdica colagens, desenhos, maquetas de diferentes escalas como expressão arquitectural e ambiental (utilizando para o efeito materiais reciclados e usados).

Através da aprendizagem experimental obtida pelos diferentes jogos sensoriais, descobrem o sentido espacial das propriedades imateriais da arquitectura e como estas influem e provocam diferentes sensações e emoções. A **ARKkid's** quer fomentar pedagogicamente, sob-diferentes perspectivas e manifestações, o desenvolvimento de uma aproximação multidisciplinar como processo de associar ideias e criar novas formas de habitar. Motivar as crianças a interaccionar com o espaço com o objectivo de descobrirem a influência da arquitectura na nossa vida quotidiana. Experiências que ajudam a tomar consciência material do processo criativo do qual promove distintos estímulos e no qual intervêm diferentes pessoas e factores.

Palavras-Chave: Educação, Ambiente, Arquitectura_ Natural/Construído.

Introdução

Aproveitando a actual aposta política e social na inovação e modernização do concelho, o Laboratório visa criar um espaço de actividade capaz de construir uma estrutura mental para a educação ambiental. Enquadra-se estrategicamente num contexto rural e litoral, em contraste com um pensamento geográfico marcado por fortes relações interculturais. Tensão espaço-temporal que pretendemos valorizar e ser capaz, com o envolvimento das escolas, de canalizar valores de um pensamento tradicional para o renascimento de um novo pensamento moderno e competitivo.

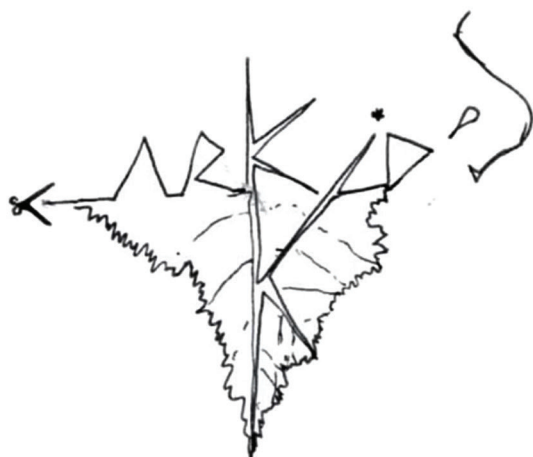
Mon petit art pour imaginer en grand

A articulação do desenvolvimento académico e empresarial são essenciais para tomar consciência das relações entre as duas realidades. A **ARKkid's** tem como missão e objetivo incentivar uma cultura de investigação e de projectos integrados como estímulo para a criatividade.

O laboratório pretende criar parcerias dinâmicas capazes de desempenhar um papel essencial no sucesso e sustentabilidade desta iniciativa, assim como para estabelecer transferências tecnológicas aportadas por outras perspetivas de produção e criação. Relação cooperativa que permitirá assegurar a criatividade, inovação e viabilidade, e procurar atingir o nível de conhecimento capaz de tornar ideias em realidades “construídas”.

Através de uma efectiva transferência de conhecimentos, tecnologia e sustentabilidade a desenvolver na **ARKkid's**, queremos posicionar a região do Minho como referência em matéria de processos experimentais. Para atingir este propósito a **ARKkid's**, em função do seu percurso metodológico, explora as potencialidades de utilizar a disciplina da arquitectura para transformar ideias em realidades. Transformar espaços híbridos em espaços de actividade e desenvolvimento para a preservação/qualificação ambiental e cultural do Alto Minho.

Integrado no Programa Operacional Potencial Humano, através do curso feminino promovido pela ADSL em 2012, a **ARKkid's** adquiriu a dimensão de um projecto transformado em realidade. Accção que permitiu a possibilidade da criação duma empresa com uma oferta de serviços original, criativa, potenciadora do desenvolvimento cognitivo das crianças e adolescentes.



O projecto procura **NOVOS PARADIGMAS** capazes de estabelecer **NOVAS DIRECÇÕES** e de contribuir para um desenvolvimento sustentável.

O Laboratório foi criado como um projeto que corporiza um “espaço de acção” (**Space-activity**). Espaço capaz de constituir-se como sistema ou organismo criativo para valorizar os recursos histórico-culturais e ambientais do Alto-Minho. Inspirado no conceito de ecoturismo e baseado num processo criativo de análise-transformação-inovação é sua missão criar novos conceitos de habitar com carácter ambiental e sustentável. Explorar um desenvolvimento de “des-formatação” dos atuais conceitos culturais, sociais e ambientais de forma a promover a mudança e fomentar uma atitude positiva pela liberdade criativa. Contribuir para a afirmação da identidade de um “Portugal Contemporâneo” e dinamizar projetos tanto a nível nacional como internacional.

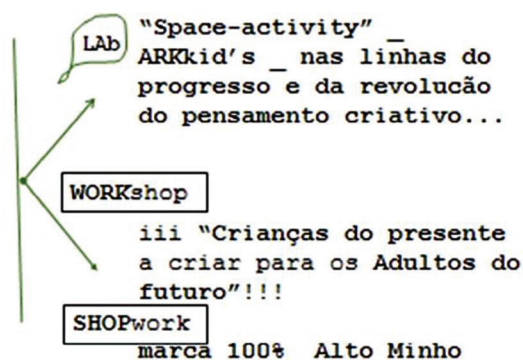
Explora uma nova linguagem que procura afirmar uma identidade Ibérico-Transatlântica. Nesta medida e contexto, pretendemos introduzir dinâmicas inovadoras por via de acções integradas, nomeadamente entre o Laboratório e as Indústrias/Empresas locais.

Dispondo de acções multidisciplinares e especializadas nas diferentes áreas de intervenção, com vertente pedagógica e conceptual na criação de produtos, a **ARKkid's** atribui uma linha de montagem que vai permitir explorar e experimentar trabalhos que operam a diferentes escalas e complexidades, traduzida na seguinte sequência orgânica como forma de linguagem associativa:

1. **L@B** oratorio + 2.**WORK**shop + 3.**SHOP**work = **LWS**.

Dentro de uma filosofia de sustentabilidade e inscrito no conceito de economia criativa, o laboratório associa a componente criativa à componente produtiva. Em resposta a essa necessidade de mutação natural, as actividades pedagógico-lúdicas na **ARKkid's** assumem uma forma estruturada por três eixos de acção:

- **Exploração** de um percurso metodológico _ **L@Boratório** _ visando identificar uma linguagem própria na naturalização do construído.
- **Constituição** de núcleos/nichos de trabalho conceptual _ **WORKshop** _ visando converter os recursos em produto.
- **Divulgação** e venda de produtos criados _ **SHOPwork** _ Visando converter o laboratório em estratégia de marketing.



Modus Operantis

“Apresenta-se como espaço de interpretação e reequacionamento permanente em função dos desenvolvimentos culturais, tecnológicos e sociais, no qual o conhecimento é compreendido como sendo impermanente e aberto ao outro”.

Projecto de permuta pedagógica e cultural dá asas à elaboração de diferentes trabalhos arquitecturais, desde a concepção à construção de cenários metafóricos (naturais e construídos) até à sua possível instalação no espaço público e privado. Obra global que reúne todas as manifestações artísticas para o desenvolvimento de estruturas mentais ou espaciais que edifiquem novos horizontes abertos à fantasia e à imaginação.

A criança vive o espaço com a mesma complexidade –ou mais- que o adulto.

A criança e sua vivência do espaço podem ser estimuladas para criar mundos alternativos, abrindo-nos possibilidades de vivência na esfera do irreal/real, do natural/construído, do passado/futuro. Através dos seus símbolos, imagens e sensibilidade, apreendemos e presenciamos o estético.

Que aconteceria se, na sua ascensão para novas perspectivas da terra, a arte encontrá-se um lugar no céu ou na bacia hidrográfica do rio minho?

Com um sentido criativo e experimental, o projecto desafia inscrever-se no mundo das formas e distinto do mundo dos factos. Aposta na valorização do ensino pedagógico-lúdico para desenvolver capacidades em adaptar modelos e de acelerar mudanças. Este projecto está implicado no presente em criar novos padrões de qualidade e de vida como estratégia para construir no futuro uma sociedade sustentável.

iii “Crianças do presente a criar para os Adultos do futuro”!!!

O projecto nasce de um encontro sensível entre um ceramista e um arquitecto. Alberga num “cais coberto” actividades pedagógico-lúdicas para explorar a matéria para sonhar. Entre pretextos e textos, promove o diálogo entre técnica e criatividade para criar naturalmente um momento da nossa consciência.

*“...C’est le temps qui anime l’oeuvre en faisant d’une portion d’espace,
un moment de notre conscience...”*

“...É o tempo que anima a obra fazendo de uma porção do espaço, um momento da nossa consciência...”

Por natureza é um projecto aberto, pedagógico-lúdico, plural, complementar e participativo. A ARKkid’s quer estabelecer pedagogicamente, através de actividades individuais e em grupo, estratégias projectuais capazes de produzir e dinamizar em mais valias sociais, culturais e turísticas. Desenvolver acções temáticas e arquitecturais através da criação de cenários naturais e construídos interrelacionados com o espaço envolvente. Cenários metafóricos convertidos em espaços de actividade e desenvolvimento, para promover a preservação e qualificação ambiental e cultural do Alto Minho.

Esta empresa tem como missão a criação de um espaço/equipamento capaz de transformar ideias em realidades “construídas” na preservação/qualificação ambiental e cultural do Alto Minho.

Objectivo

Desenvolver nas crianças a liberdade de experimentar diferentes materiais e formas, trabalhar a luz e a sombra, em exercícios que procuram desenvolver a capacidade espacial por via da relação com o próprio corpo. Trabalhar para o efeito construções ajustadas aos seus tamanhos com o objectivo de descobrir a importância da estrutura e compreender o significado de escala e proporção.

Entendemos que se pode ao trabalhar como um todo diferentes arquitecturas, diferentes conhecimentos (tradicionais/ modernos), diferentes geografias e origens, contribuir de forma global para o desenvolvimento do conceito de sustentabilidade e de respeito pelo meio urbano e rural.

O trabalho desenvolve-se por actividades que estão pautadas por objectivos tais como:

- **Estimular** e valorizar o enorme potencial imaginativo e criativo das crianças.
- **Desenvolver** capacidades de análise, reflexão e interpretação através da associação de ideias.
- **Proporcionar** o desenvolvimento de novas formas de habitar, sustentáveis e contemporâneas, inspiradas na identidade e realidade do Alto Minho.
- **Potenciar** a capacidade de criação e inovação, observação e actuação preparando-os para o futuro.
- **Experimentar** novas linguagens através do encontro entre técnicas antigas e ideias novas.
- **Criar** objectos e espaços capazes de gerar novas oportunidades e novas formas de habitar.
- **Utilizar** os 5 sentidos para criar maquetas que materializem vivências e emoções.
- **Apostar** no desenvolvimento de um espírito crítico e activo.
- **Posicionar** a região como referência em matéria de processos experimentais e novos produtos baseados na arquitectura e nas tecnologias do saber local.
- **Fomentar** pontes com as instituições de ensino e a base industrial local/regional.

* iDades

* saZonal

* verÃo



A **ARKkid's** desenvolveu na sua pesquisa educacional uma atenção e interesse particular na definição do kite e do jogo como matéria para expressão plástica. Encontra no kite a capacidade para explorar e vivenciar a ocupação do espaço. Arte que se move num espaço poético e que estimula a transferência de significado para criar. É esta dimensão plástica da criação que a **ARKkid's** espera poder operar com a proposta única e ilimitada de explorar o desenvolvimento da expressão plástica através da instalação de objectos que criam tensões no espaço, produzindo no vazio superfícies de trabalho integrado.

Tanto o conteúdo como a frequência e duração das oficinas adapta-se às necessidades de: centros educativos, centros culturais, museus, escolas de verão, instituições, entidades e empresas diversas dedicadas à educação, arte, desenho ou qualquer outro sector que possa estar relacionado com a arquitectura e crianças.

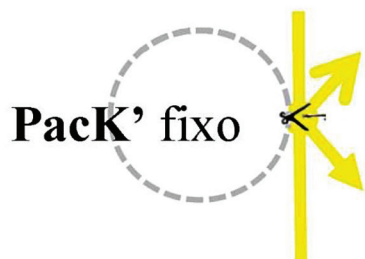
Sessões estruturadas por temas de acordo com os níveis de escolaridade das crianças.

- Oficinas pontuais (60-120 min.)
- Oficinas temáticas (várias sessões de 90 min.)
- Oficinas mensuais, trimestrais e anuais
- Oficinas de férias de três a cinco dias (120 min./dia)
- Oficinas ao ar livre (120 min.)
- Oficinas à medida, com duração e programa adequado às necessidades.
- Rotas urbanas/ Rotas rurais
- Visitas a edifícios singulares.

A ARKkid's coloca ao dispor os seguintes serviços criativos que poderão ser dinamizados em instalações próprias (unidade fixa) ou externamente (unidades móveis).

OFICINAS FIXAS:

Unidades pedagógicas estruturadas por faixa etária (5-7 / 8-13 / 14-17) desenvolvendo uma metodologia na área da expressão arquitetural, plástica e da linguagem poética. Projeto pedagógico-lúdico para desenvolver um “espaço de ação” nas linhas do progresso e da revolução do pensamento criativo.



Objetivos:

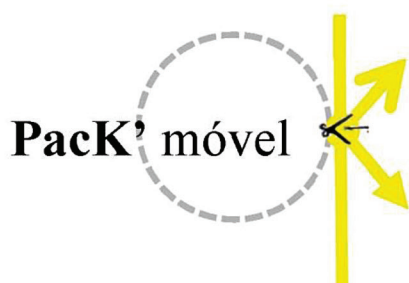
- Estimular e valorizar o enorme potencial imaginativo e criativo das crianças
- Desenvolver capacidades de análise, reflexão e interpretação através da associação de ideias
- Proporcionar o desenvolvimento de novas formas de habitar, sustentáveis e contemporâneas inspirados na identidade e realidade do Alto Minho

- Potenciar a capacidade de criação e inovação, observação e atuação preparando-os para o futuro
- Experimentar novas linguagens através do encontro entre técnicas de analogias e associações de ideias

UNIDADES MÓVEIS (expansão do raio de acção das oficinas):

Alojam no seu interior todos os meios necessários para a formação e desenvolvimento de uma determinada acção ou projecto temático como sistema de informação polarizadora capaz de responder a necessidades de interacção local. Desenvolver soluções “in loco” sensibilizando e descobrindo novas oportunidades apoiadas pelo projecto. ~

Processo de associar ideias e criar novas formas de habitar. As ações serão dinamizadas em espaços externos diversificados (nomeadamente em Escolas).



Objetivos:

- Motivar as crianças a interagir com o espaço
- Promover a mudança e fomentar uma atitude positiva pela liberdade criativa
- Promove distintos estímulos e no qual intervêm diferentes pessoas e factores.

Competências desenvolvidas:

- Autoconfiança
- Comunicação
- Trabalho em equipa
- Reflexão
- Criatividade/Inovação
- Planeamento e Organização
- Lugar de ideias*

A cada mês associamos um projecto temático que fortalece a identidade da rede cooperativa e que reverte no valor de manuseamento e desenvolvimento tecnológico da ARKkid's.

CONCLUSÃO

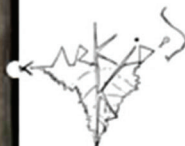
A importância de uma empresa prende-se essencialmente pela utilidade dos serviços que presta e pela mais-valia que acrescenta ao mercado consumidor. Uma empresa é um centro de convergência de pessoas, produtos e serviços, e sobre a qual recai a preocupação de ter a capacidade de interação com o meio envolvente, o qual a pode afetar positiva ou negativamente.

A ARKkid's será um projeto pioneiro capaz de criar novas possibilidades conceptuais para transformá-las em vantagens competitivas. Será um processo interativo, inovador e diferenciado associado a uma consciência produtiva, centrada na valorização da nossa identidade transatlântica através de um desenvolvimento experimental e de uma liberdade criativa.

O objetivo central da ARKkid's é ser uma empresa dinâmica, crescendo com as crianças e adolescentes e por elas.



Une-te à nossa rede e participa na criação de um espaço/equipamento capaz de transformar ideias em realidades "construídas" na preservação/qualificação ambiental e cultural do Alto Minho.



O Centro de Educação Ambiental, Observação e Interpretação da Natureza Ribeirinha – ASPEA Monção

Patrícia Louro¹, Patrícia Gonçalves², Luísa Fernandes², Fabrice Francisco²

*1autora para correspondência (patricia.louro@aspea.org). Educadora Ambiental.
Coordenadora do Centro de Educação Ambiental Observação e Interpretação da
Natureza Ribeirinha – ASPEA Monção.
2ASPEA Monção*

Resumo

O Núcleo de Monção da Associação Portuguesa de Educação Ambiental, decorre do processo natural de difusão da Educação Ambiental para a Sustentabilidade, partindo do meio urbano em direção ao interior, potenciado pela vontade de proporcionar atividades nesta área, complementares ao plano curricular, e promover a nível comunitário, a consciência acerca da relação dos cidadãos com o seu ambiente. Entre 2013 e 2014 foram realizadas várias atividades destinadas à preservação e valorização da Natureza Ribeirinha, destacando-se: Apoio às escolas de Monção, Arcos de Valdevez e Paredes de Coura na participação no Projeto “Dos Rios aos Oceanos – percursos entre muitas Histórias” promovendo a compreensão, valorização e preservação dos recursos hídricos; Saídas de Campo do Projeto Rios, onde se incentiva à participação ativa dos cidadãos; Ações de Voluntariado de limpeza de margens dos rios Minho e Mouro e Identificação de espécies exóticas invasoras; Oficinas de Verão com intuito de sensibilizar para os atuais padrões de consumo e o descarte inadequado de resíduos nos rios, lagos, estuários, mares e oceanos; Realização de percursos com Fotografia da Natureza Ribeirinha; Desenvolvimento de um projeto em parceria, para realização de aulas em ambiente aquático.

Achegamento dun pescador galego ao río e o seu contorno

Manuel Pereira García

Narón (Coruña) email: mgpereira@mundo-r.com

Resumo

Presentación dos pescadores do Norte Galego. Xeografía do Miño con apuntes de pescador ata chegar o Baixo Miño, e descrición do mesmo. Pensamentos sobre as especies de interés para o pescador, recursos e problemas. Posibilidades futuras.

O motivo do presente traballo é dar a coñecer a visión que ten do río e do seu contorno un galego con aficións piscatorias dende que ten coñecemento. Un é froito da época, do lugar onde nasce e das aportacións sociais e culturais que vai recibindo, de tal xeito que hoxe calquera neno actual (futuro pescador) pensará e medrará dun xeito totalmente distinto. Mais de algo lle servirá ao autor levar 50 anos cunha cana na man e ter coñecido moitos pescadores máis vellos (son bisneto de pescadores), e ós novos. Á marxe das moitas lecturas e conversas, coñezo de primeira man ós ríos e pescadores da Galiza, Asturias, e dende hai pouco, do norte de Portugal. O meu interés actual está centrado no coñecemento do Baixo Miño dende Frieira ao mar.

Nascín a uns 50 metros da desembocadura no Arco Ártabro dun río que, andando o tempo, souben tiña 32 km, un caudal de 5,5 m³/s e 182 km² de cunca, mais parecíame que facía honra ó seu nome de “río Grande”. Con 6 anos empecei a soste unha cana (de canaveira natural) con aparellos sinxelos amañados polo meu pai pescador, e ía coa miña nai que non fiaba en que caese no río. O máis doado era apañar munxes (tainhas en portugués) anguías e pións, mais o que eu e os nenos con desexos de saber pescar procurabamos eran as troitas, reos (troitas mariscas) e robalizas no esteiro. Os ciprínidos e exóticas eran descoñecidos nos ríos do norte da Galiza nos anos 60-70, e esta é a primeira marca para nós: os de río somos pescadores de salmónidos ou non somos. A segunda marca é moi clara: a finais dos 60 a desembocadura do río ten as augas sen contamiñar, o que vai mudar na década dos 70, de tal xeito que de nenos nos bañabamos na ribeira do esteiro e xantabamos os mariscos crus, e de adolescentes nos refregabamos en auga e xabón para limparnos do cheiro, non do peixe como antes, senón das graxas da ribeira. No 70 morre meu mellor profesor (meu pai) sendo eu aínda neno, e nesa

década primeiro a ribeira, e máis tarde os ríos, estan contamiñados. Esta segunda diferenza fai que a maioría dos pescadores de menos de 40 anos vexan como normal a presenza de escumas nos fervedoiros dos ríos. A esta altura convén lembrar que o río Grande de Xuvia ten de seu bastante carga orgánica, abundante vexetación e macroinvertebrados, co que ten un dos crecementos maiores da Galiza nos peixes (como logo coñecín por estudos posteriores), pero aínda así a auga era crara con fondo escuro pola vexetación acuática e o bosque-galería e as augas correndo de vagar, e nunca presentaba as escumas e lodos actuais; hoxe non recoñezo o meu río e dame noxo pasear os seus trillos cando antes o facía cáseque a diario. Isto vai ocorrer en case toda Galiza, coa única diferenza de que os ríos máis apartados ou menos industrializados farano uns anos máis tarde.

A terceira marca dos pescadores da nosa época é a abundancia da pesca, aínda que os maiores xa se queixaban da merma sobre anos anteriores; é un lugar común que tratarei máis adiante. A abundancia traía consigo unha aprendizaxe moito máis doada que hoxe, facía que moitos rapaces aprendesen a pescar no río que tiñan perto da casa, incluso sin ter que pagar acoutados (o que tamén pasaba na caza), xa que na Galiza calquera corrente de auga que en estiaxe levase un palmo de profundidade tiña troitas, por exemplo moitas das canles dos regados de herba, aínda que viñeran de fontes. Hoxe hai menos mozos a pescar pola escaseza de troitas e a cantidade de acoutados, ademais do traslado masivo do rural ás cidades e a emigración que está volvendo con máis forza que nos anos 40-60, por máis que lle chamen de outra forma. Este despoboamento do campo e o cambio dos usos agrícolas tradicionais causan abandono das terras ou macroplantacións tratadas con produtos nocivos que acaban nas augas, sobre todo no interior, e afectan gravemente ós tramos medios e altos dos nosos ríos. É o caso do Miño e afluentes, que atravesan zonas abandonadas ou bisbarras onde hoxe hai explotacións de vacuno semiintensivo cunha descarga importante de purines directamente ou por escorrentía, cando antes predominaba a pequena granxa con pastoreo, moito menos contaminante.

A partir de aí empezan as diferenzas entre pescadores. Os próximos ó río, chamados “ribereños” pola literatura convencional da época, non adoitaban desprazarse e maiormente empregaban cebo natural e aparellos de menor custo económico, ben por non ter moitos cartos, ben por non necesitar máis para pescar, ou por gosto propio. Os de cidade e os de poder económico ou social empregaban cebos artificiais e aparellos de

certo prezo para a época, percorrían maiores distancias e ían a acoutados distantes ou de sona, pois tiñan medios de transporte. Estes grupos sociais non eran compartimentos estancos e algúns dos primeiros, ben por dispor de máis cartos, ben por afición, atopaban medios para mercar máis material, empregar outras técnicas, ou pescar lonxe. Esta diferenza é moito máis chamativa nos pescadores de salmón, e sobre todo en Asturias, onde aínda hoxe se observan certas diferencias entre “señoritos” e “ribereños” moi visibles no caso dos “gancheiros” que son pagados por pescadores para os axudar, e non só a dar gancho. Os de menor capacidade económica, pero mellores pescadores, podían chegar a profesionais vendendo as capturas, como guías, ou achegando cebos naturais ou artificiais. Por vender os peixes, ás veces acusábanos de furtivismo (con razón ou por envexa) os autochamados “sportivos”, que, á súa vez, poden facer todo tipo de trampas... Lembro un médico que falaba de empregar mísiles se facía falla para capturar reos; tamén un famoso constructor que facía das súas dende a presa da desembocadura do Xuvia, zona totalmente prohibida, e a plena luz confiando nos políticos amigos. Nos primeiros furtivos atopei algúns grandes defensores dos ríos, nos segundos nin o primeiro, e máis ben manteñen un desprezo total pola natureza.

Os cupos estaban en 25 troitas ou 5 salmóns por pescador, polo que os mellores non necesitaban grandes trampas, como moito dobrar a xornada e coller dúas veces o cupo (hoxe casi impensable salvo en certos tramos moi escollidos). Axiña os cupos pasaron a 20 troitas e 3 salmóns por día, e hoxe reducíronse a 10 troitas e 1 salmón por pescador na maioría dos sitios, e moitas veces non chegamos a cumprilos, mesmo veteranos de 50-60 troitas ó día.

Dende sempre ligado a mitoloxía, o “Pai Miño” nasce a partires dunha turbeira



Fonmiñá e nacemento no Pedregal de Irimia Set 14



soterrada embaixo da morrena dun glaciar cuaternario duns 18 000 anos (Pedregal de Irimia), ... ou ben no leito do monte no que as xentes dun povo maldito por unha meiga ficaram convertidos en pedras ata que a auga limpa do Minho nascente lave as súas maldades... O lugar é dunha gran beleza paisaxística. Baixa as encostas da Serra de Meira recibindo pola dereita un brazo, da mesma Serra e de parecida orixe (porto da Pena), algo máis caudaloso nos momentos actuais, antes de chegar a Meira e atravesar unha ponte románica moi perto do antigo convento. Cando abandona Meira para entrar na Pastoriza o Miño cáseque recén nado (cuns 5-6 km) recibe pola esquerda o aporte menor do regato dunha Fonte ou Surxencia cárstica (Fonmiñá) de 3 500 m². Xa dende aquí faise maduro, lento, solemne. É un río envellecido e maino que apenas marca a súa canle, divídese en brazos, dubida os seus camiños, xunto a afluentes moi similares, con lagoas ou illós (procesos endorreicos) entre as néboas da fría chaira da Terrachá. Chega á capital e non é ata deixar Lugo atrás e antes dos Peares e da provincia de Ourense que de súpeto colle folgos, rexuvenece, recolle o Neira e o máis caudaloso Sil (“o Miño leva



a sona e o Sil a auga”) mentres excava en roca dura de seixos e xistos, faise cunha forza enorme e non amaina un pouco ata as veigas ourensás para recoller bos caudais do Avia e logo do fermoso Arnoia para chegar, brioso e xoven, ás terras Baixomiñotas (Alto Minho portugués). Mágoa que o encoro de Frieira faga perder boa parte da súa impresionante beleza e corte o paso das especies migratorias. Encabuxado polo encerro, brinca desafoutado batendo penedos e “pesqueiras” prehistóricas (cando menos na súa concepción) por Melgaço, Peso e Arbo (as mellores lampreas de augas batidas), para só sosegar-se un tanto no encontro co río Negro (cabeceira forzada dende tramo cortado polo home) e tras contemplarse fermoso e xoven nos preciosos balcóns de Salvaterra e Monçao e recibir augas do Tea (a falsa cabeceira galega, por certo moi descoidada) e o Gadanha (pequeno pero limpo), logra deitarse e confundirse co mar nunha forte e poderosa aperta ou Esteiro do Miño logo de Valença-Tui. Para nada morre no mar, está vivo en cada movemento das mareas, na enchente cunhas correntes fortes dende o mar

hasta S. Pedro da Torre cáseque en Valença, e na baixante introdúcese coma unha lingua de auga doce durante km no mar en dirección A Guarda, forma a entrambos lados de Camposancos un dos ecosistemas máis ricos e complexos polas suas dinámicas de correntes, salinidade, temperaturas e arrastres. Como río mítico que é, demostra ser realmente inmortal, non morre no mar, ¡casa con él!

O alto Minho é o gran río que drena a Terrachá ou ampla chaira de Lugo e Vilalba e os montes que a rodean. Case toda supera os 600 m de altura. Cunca de 2 303 km², aberta e centrada polo río excepto polo oeste, que se alonga na subcunca do Ladra (50 km e 21,2 m³/s) e os seus subafluentes. Forma cos afluentes unha gran rede de ríos lentos, profundos para o seu caudal e con gran riqueza de nutrientes. En 50 km só descende un 0,19%. Chegan pola dereita os ríos Miñotelo e Rigueira. Ábrese en varios brazos, recibe ó Pequeno. Logo pola esquerda ven o Azúmara. Anllo, Lea, Támoga (coa riaz Lagoa de Cospeito) alternan orelas. Empeza a camiñar cara o Sur para recibir o único grande, o Ladra (que nace como Trimaz e ten como afluentes Madalena, Labrada e Parga). Logo do Narla pola dereita e despois de percorrer 73 km chega a Lugo cidade cun caudal absoluto de 42,1 m³/s. Pode ter unha moi alta variabilidade de caudais polas suas características pluviais e o pouco drenaxe das terras polas que pasa. Grandes cheas e estiaxes marcados.

Destes tramos son as miñas primeiras lembranzas “miñotas”, feitas do que me falaban os maiores, das grandes pescatas, de “troitas velhas”, de pescadores que vivían de vender troitas no verán, e perlices no inverno, nos anos 30 e ata ben entrados os 60, para hoteis e fondas de Vilalba (o de Chao ou en Santaballa), e Lugo. Nos 80 aínda había un pescador de Lugo que o facía coas troitas do Narla e o Neira (e ollo que non falo de furtivos). Meu pai falábame do Parga, do Ladra, do coto de Hombreiro nos 50-60, Pígaro nos 60, de Lugo capital nos anos 40. E todos coinciden en que tiñan moita máis pesca que os Xuvia, Eume, Mandeo, Tambre, Sor dos anos 60 a 80, que son os primeiros que pesquei e que tiñan moito máis que calquera río hoxe na Galiza. É a partires dos 80 cando eu chego a eles, e incluso máis lonxe ata Asturias e o salmón. Tiven moi bos días de pesca en Baralla, Támoga, Anllo, no daquela libre couto de Terrachá, Castro de Rei (coutos do Miño), Trimaz e Parga. Ao gran couto que foi Pígaro, no río Ladra, non fun por cadrar coa grave contaminación a partires dunha empresa láctea e o Concello de Vilalba. No triángulo entre Castro de Rei a Begonte (Río Ladra) e Lugo está historicamente o tramo de mellores pescatas galegas, río maduro e

frutífero, aparte de ser o tramo cantado polo gran poeta Manuel María. Non custaría moito que o fose outravolta.

De Lugo ós Peares (91 km) estréitase a cunca, de 2 352 Km², salvo pola depresión de Sarria, onde hoxe están quizais os mellores ríos de troita: Neira (832 km², 54,5 km, 17,8 m³/s), Sarria e Tordea, que lle chegan xuntos pola esquerda. O agora Xoven Miño cava impetuoso afondando dos 70 metros en Lugo aos 200 de Portomarín e 400 nos Peares. Salvo os pequenos Chamoso e Asma non hai máis afluentes importantes. Empezan aquí os grandes embalses, Belesar (50 km 2 000 Ha) e Os Peares (ano 1955), ós que seguiran Velle, Castrelo e Frieira. Por lóxica estes afectan á riqueza salmonícola e aparecen especies de pantano ou exóticas. Desapareceu o antigo Portomarín e aparecen “cruceiros fluviais” para turistas. 2 500 Ha inundadas só polos 2 primeiros encoros, cambios irreversibles da erosión e arrastres, néboas, destragos agrícolas e biolóxicos... Como pescador só me interesan os afluentes citados e algúns máis pequenos. Péscanse boas troitas nos embalses á cacea ou “curricán” lindando co furtivismo. Nos Peares o caudal absoluto é 102,2 m³/s.

Nos Peares desemboca o Sil con nacemento en Cuetos Albos (Somiedo, Asturias), baixa pola Cordilleira Cantábrica drenando as terras do Bierzo mediante os afluentes Cúa, Burbia e Selmo na dereita, e Boeza e Cabrera pola esquerda, todos eles grandes troiteiros, excelentes os dous primeiros. Logo de pasar polas planicies de Ponferrada atravesa unha fronteira administrativa por rocas calcáreas, entre a Enciña de Lastra e os Montes Aquilanos, xa represado no Encoro de Penarrubia. Estamos ante a xeografía máis accidentada da Galiza, tanto el coma os afluentes drenan montes altos, vales inverosímiles e recortados, pasan canóns profundos, fervenzas ríspidas ou delicadas e... encoros fríos e despiadados, moitos deles camiño dunha eutrofización nefasta. Recibe o Sil augas puras e cristañas coma as do meu amado Lor na paisaxe e natureza máis ricaz e variada da Galiza no Courel, agora outravolta ameazado por canteiras e minas. Ou suxas ao paso polas terras de Ponferrada, e estancadas e apodrecidas nos encoros. Mostras de explotacións mineiras que empregaron as súas augas ou dos afluentes para arrincar ouro mediante o “ruina montium” en Montefurado ou nas Médulas, de onde saía tanto ouro que para controlalo houbo que asentir a Legio VII Gemina en León e tivo que vir o mellor administrador militar dos romanos, o gran Plinio o Maior que criticou o deterioro que causaban no medio natural. A mesma orixe ten o túnel actual de Montefurado, do que pouco queda tras un desprendimento da maior

parte do mesmo. Nestas terras do Sil, Roma para domeñar a Galiza achou unha grande resistencia dos Lusitanos e Galaicos, co episodio do Monte Medulio onde combatiron homes e mulleres ata a fin, e os que quedaban suicidáronse. Un probable asentamento de Monte Medulio son os citados Montes Aquilanos. Logo ata Quiroga segue unha liña de fosas tectónicas separadas entre elas para despois encaixarse nun canón de máis de 500 m de profundidade. Na primeira fase vai lento ao pasar polos vales do Barco, Vilamartín e A Rúa. En Montefurado recibe o Bibei (95 km e 41,77 m³/s) pola esquerda, cheo de encoros e que conserva a ponte romana de Trajano. Drena 1 565 km² das serras mais abruptas do Macizo Ourensán xunto cos seus afluentes: Camba, Conso, Xares e Navea.

O Sil terá logo os outros 3 afluentes importantes pola dereita: Soldón, Quiroga (no Val do Quiroga) e Lor. O que mellor se conserva é o Lor, que nace en Fonlor (Montes do Cebreiro 1 240 m de altura) e o Rego de Brañas. En Folgoso do Courel recibirá o Lóuzara pola dereita, na parte final ten o couto de Labrada, onde pescaba un dos amigos do meu pai nos anos 60-70, xa tiña moitas menos troitas cando eu o coñecín nos 80. Aquí é máis doado de pescar e as troitas teñen mellor tamaño, río con boa vexetación, máis auga e máis lenta, con táboas ideais para calquera tipo de cebo. Sigo a telo por un dos acoutados máis axeitados e fermosos para calquera pescador. Na mínima que coidasemos o río só podería ser comparable cos míticos acoutados do Navia en Navia de Suarna. O Lor baixa do Courel cara o Sil e o Navia dos montes de Cebreiro cara o Norte e o Cantábrico. Ambos deberan ser os principais Parques Naturais galegos, a máis da Fraga do Eume. Pero todos eles teñen ameazas de posibles encoros e proxectos mineiros que o recente decreto da Megaminería facilita con fins soamente extractivos, propio dos países máis atrasados e colonizados. Levo anos criticando ós distintos Gobernos que nos tocou aturar ós galegos, mais este é de lonxe o máis antigalego e vendido a todo tipo de intereses, aparte de mostrar unha ignorancia supina en todo, por desgraza non é unha anécdota que o presidente non soubese por que as vacas teñen nomes en femenino... nin que haxa uns 3 000 profesores e médicos menos que antes, mentras voltan a emigrar moitos galegos con e sen estudos. O Lor, antes de entrar no acoutado de Labrada, atravesa os lugares máis fermosos e conservados de toda Galiza, con auga cristalina en río estreito e con certa pendente, só cuberto polo bosque galería de ribeira e coas troitas máis difíciles que pode haber, só para pescadores moi experimentados. As troitas detéctannos de lonxe, como pasa no resto de tramos dos outros afluentes do Sil que

quedan libres de encoros case só nas cabeceiras, onde os aportes de materia orgánica son escasos e as augas transparentes. Cáseque todo o Sil e afluentes estan empantanados pola rede de encoros, e por riba agora deulles por reutilizar a auga recargando os encoros cara arriba durante as noites aproveitando o menor consumo eléctrico. Nin que dizer ten que os temas de escadas e caudais ecolóxicos mínimos están daquela maneira que todos imaxinamos, ¡total mandan as eléctricas! Do Lor, lembrar que ten 54 km, unha cunca de 373 km², e caudal de 14,36 m³/s e réxime pluvionival. Os outros ríos da zona poden verse afectados por canteiras de pizarras.

Aínda o Sil recibe o Edo de Castro Caldelas e o Mau pola esquerda máis o Cabe pola dereita, que baixa de Monforte e a depresión de Lemos con 737 km² de cunca e 9,5 m³/s tras 53 km. Despois de atravesar o Canón do Sil e a sua famosa Ribeira Sacra, desemboca o Sil nos Peares con 184 m³/s, cunca 8 018 km².

Dos Peares a Frieira hai unha cunca de 2 490 km² que corresponde coa comarca do Ribeiro e o Val do Arnoia. Pola dereita só recibe afluentes menores como o Bupal (dende Chantada) e o Barbantiño, ou máis pequenos, ata chegar o grande Avia cos afluentes Viñao e Arenteiro (33 km 4,5 m³/s). Desembocara no Sil tras 36,7 km e un caudal de 18,5 m³/s e 673 km² de cunca. Son terras de viño e hai dous Ribeiros, o do Avia (Ribadavia) e o do Miño (Leiro). Pola esquerda chega o máis importante afluente da zona, o Arnoia que baixa da Serra de San Mamede e en Maceda recibe o Tioira e o Niñodagua e pasa por Allariz, povo no que recuperaron muíños e espazos de recreo nas suas oreas. Pasará por terras de Cartelle e Celanova para desembocar no Sil tras 84,5 km e 15 m³/s dunha cunca de 735 km². Xa ata Frieira só baixará ó Miño o pequeno Deva ourensán pola esquerda, que desemboca xa no encoro de Frieira.

Tanto o Avia e Arenteiro como o Arnoia son os ríos relativamente máis conservados de Ourense e con coutos bos e doados de pescar, con correntes e pozas moi axeitadas a todo tipo de cebos, boa cobertura de vexetación e bos tamaños. Aínda hoxe proporcionan moitas e boas capturas. Do resto dos ríos da cunca do Miño ourensán, só algunha cabeceira e tramos sen represar manteñen o tipo. Nos últimos anos aumentou moito a pesca de ciprínidos e exóticas nos pantanos, o que para este tipo de pescadores é satisfactorio. Non o é tanto a grande eutrofización que están a ter, ou as repentinas descargas das presas que chegan a causar danos importantes. En Frieira o caudal é de 315,5 m³/s dunha cunca de 15 165 km².

De Frieira ó mar hai 75,5 km, da parte galega baixarán o Deva pontevedrés, Termes, Tea (afluentes Uma, Borbén e Chavriña), Caselas, Louro, Furnia, Cereixo e o Tamuxe. Todos eles son pequenos pero moi importantes ó estar cortado o río polo encoro de Frieira. O máis importante é o Tea, que recolle o Val de Mondariz e o Condado cunha cunca de 411 km², 17,6 m³/s e 50,1 km, nasce no Faro do Avión a 940 m altura e no Suído a 900, perto do nascedo do Avia. Pasa por Ponteareas con praia fluvial e desemboca fronte a illa de Fillaboa, formando un brazo paralelo ó Miño. Case no mesmo sitio desemboca o Caselas. Xa en Tui desemboca o outro máis importante, pero con problemas de calidade das suas augas por verquidos industriais, o Louro. Ten 28 km, cunca de 153 km² e caudal de 8,13 m³/s.

Dende Tui a sedimentación é intensa e fórmanse numerosas illas que sobresaen á superficie. E moitos areais, paraíso das sollas, sumerxidos en marea alta e semisumerxidos na baixamar, chamados ariños do Miño. As Illas do Miño son: Vaqueiriza, Motraceira, Canosa, Boega, Coteixos, Pasaxe.

Xa case na desembocadura destaca o Tamuxe que baixa da ladeira da Pedrada con 15 km e un caudal de 2,24 m³/s; drena 76 km² dunha gran importancia etnográfica por ser unha comarca moi especial nas súas formas culturais influídas pola súa xeografía. Destacar os muíños do Folón. É o río do Rosal.

Pola esquerda destacan o pequeno Barxas, e sobre todo o río Mouro, como dixemos antes, falsa cabeceira deste Tramo Internacional. Tería un caudal e unha función de cabeceira moi similar a do Tea galego, mantense conservado e ten o maior potencial para salvagardar sobre todo ás especies migratorias do río. Lástima que o Gadanha non tivera máis caudal xa que leva auga limpa e clara nun tramo moi interesante dende o punto de vista da pesca e da conservación. Case na desembocadura do Minho remata o Coura en Caminha nun riquísimo ecosistema de “sapal”. Máis importante que o Gadanha tanto en lonxitude como en caudal, non é infrecuente a captura de reos e algún salmón no mesmo. Rico en troitas, mais ten o problema de ter encoros.

E xa estamos fronte a Camposancos en Caminha, relacionada nas miñas lembranzas de neno na figura do Conde de Caminha Pedro Madruga. Tardei moitos anos en chegar a ela mais non canso de paseala, xunto a Cerveira e Monção entrou en min dende o primeiro intre, tardei algo máis en recoñecer a Valença agochada no

comercial entre moreas de toallas. Xunto ós povos máis pequenos pero fermosos Melgaço, Peso, Lapela, Friestras, Torre, Lovelhe, Lanhelas e Seixas son os puntos dende onde achegarse o Baixo Minho portugués. A cada un deles responden na outra beira con A Guarda e Camposancos, Tabagón, Goián e Tomiño, Tui, Caldelas, Salvaterra, As Neves, Sela, Arbo, Crecente e Frieira. Con Ponte Barxas enfrente péchase un cinturón de povos que viviron sempre ó redor do río que separaba en fronteira ós que para el non ollaban, mais nunca ós que sabían que había un Alenmiño. No outro lado do río, entre os seus pescadores e contrabandistas hai relacións familiares, noivados, amizade, traizóns... moita vida. Como moi ben nos ensina Eliseo Fernández, ata máis de 3 000 familias viviron do que sacaban do río na primeira metade do século XX. Sen contar o contrabando. Tamén morte: o río rebélase de cando en vez e as súas fortes correntes, a néboa nas noites de contrabando ou no mar, o querer apurar un lance de pesca arriscado, unha caída... e perdíanse unha ou varias vidas, como di o poeta “mar salgado ¿canto do teu sal son lágrimas de Portugal?”... e da Galiza, añado.

Dende Irimia á barra de Caminha, o Miño percorreu 307,5 km, drenou máis de 17 000 km² de cunca e leva 420 m³/s de caudal absoluto. Que ninguén se perda os miradores do Monte de Caminha, ou enfrente o Castro de Tegra, cunhas paisaxes inolvidables. Tamén pode imaxinarse dende eles como perdeu a vida máis dun pescador tras as robalizas de bo tamaño que percuran o seu xantar nas revoltas areas da fermosa barra de area que pretende, e non consegue, pechar o río. Case a metade das cuncas e ríos galegos son, por dereito propio, do noso Pai Miño. Aparte da pesca ten vexetación e fauna, centos de paisaxes, lendas, monumentos, historia, relatos persoais, escritos, música..., no Miño está ou vese media Galiza, por iso moitos sospeitamos que a faixa azul da nosa bandeira representa o Miño.

Hai nada que cheguei ó Baixo Minho e, como dixen no principio, son do esteiro dun “río Grande” de 5,5 m³/s, gosto de pescar ata nos regatos máis pequenos, e de canas de 7 pés na pesca á pruma. O río máis grande no que pesquei ata agora era o Narcea, que me parecía moito río, Eo e Ulla serían os outros “grandes” nos que pesquei. Case caben todos no Miño. Descoñecía a pesca do sáballo (sável) e samoga (savelha), e case nin probara o sabor da lamprea, aparte de ter falado con poucos portugueses e ningún deles pescador. De momento confío en aprobar a “asignatura pendente”. Estame a axudar moito ser pescador de bocarribeira, prefiro o río pero sei pescar no mar e sobre todo en esteiro, tamén manexei case todos os tipos de artes: iscas ou cebo natural, lance

lixeiro ou amostras, sendo a pruma o meu preferido, e dentro dela a seca pero tamén mosca de salmón ou calquera outra. No salmón prefiro a pesca á asturiana na que me atopo máis cómodo, pero tamen os galegos pescamos máis con “culler” (amostras), e acho que o Baixo Miño é moi apropiado para profundizar na mosca de salmón. Non hai cebo que non se poida empregar no Miño. Abreúseme todo un mundo para a pesca, e tamén de sabores (cociña Alto Minhota), cultura (bibliotecas portuguesas e casas da cultura da outra beira), un pequeno pero moi aproveitado e activo Aquamuseo de Cerveira. Sorprendeume a case inexistencia de librarías no Norte Portugués. Ós galegos sentímonos en Portugal coma na casa e non entendemos o desprezo que existiu e todavía existe en certos ignorantes prepotentes, seguindo a Castelao: algúns desprezan canto ignoran.

A presenza das tres variedades de salmónidos, do sábalo e samoga, das robalizas (lubinas) e outros peixes de mar, conforma un paraíso para o pescador de cana. Hai máis peixes propios deste río, pero menos interesantes na pesca con cana, como a solla, anguía e lamprea, con importancia económica. Outros peixes como escaló, munxel (tainha), boga presentan menor importancia tanto de pesca como económica, e aínda poden ter un certo interese para moitos pescadores. Preocúpame, e moito, a presenza de exóticas que acaban alterando o hábitat das outras especies, malia que algunha como a perca americana ou achigás sexa interesante para o pescador de cana. Penso que o pescador ten que pensar primeiro no río e non nos seus intereses, polo tanto a presenza de exóticas debe desbotarse por interesantes que sexan. Pode que por esta mesma presenza de exotismos me levase a sorpresa máis grande no Miño, a escaseza preocupante de macroinvertebrados. Nunca, salvo en tramos gravemente contaminados, atopei tan poucos, sobre todo dos que interesan ó pescador de pruma e que son base da alimentación dos salmónidos e que constitúen un dos mellores marcadores da calidade das augas. Con medo de dicilo ante biólogos, a pesar de que algúns macroinvertebrados poidan resultar beneficiados, os insectos e outros apenas aparecen, e penso é debido á ameixa asiática, auténtica plaga, por competición á hora de aproveitar os alimentos; senón, a outra posible causa sería a baixa calidade de augas.

En canto as augas, o que máis me sorprendeu foi a tremenda forza do Miño por riba do río Mouro, e tamén a das correntes intermareais en Goián (onde primeiro me fíxei), a pesares de supoñer o que me había de atopar. Impón a paisaxe que se albisca por riba da ponte de Arbo cos Penedos labrados polo río, tallados como con aceiro.

Tras o paso do Miño polas cidades de Lugo e Ourense (o Rato e sobre todo o Barbaña moitas veces son unha esterqueira), de zonas con purines agrícolas, pesticidas e similares do Ribeiro, máis a acción eutrófica dos embalses, esperaba notar peor aspecto das augas. Seguro que os biólogos e químicos teñen moito máis que dizer, pois no propio estuario verte o Louro cunha importante industria nas súas beiras, está o tema dos residuos urbáns na Galiza e Portugal, xa que cando menos no resto da Galiza están pouco resoltos incluso con moitos casos sangrantes. Na prensa pódense atopar noticias relacionadas polo menos en canto ó río Tea, no que houbo tamén un recente escape de sosa cáustica. Destaca o impacto visual, e me contaron os veciños de Monçao que moito máis que visual, das canteiras de Salvaterra. Hai moitas en ambas beiras. A extensión de macrocultivos nos que se empregan maior número de substancias químicas de todo tipo, pode dar lugar a escorrentías tóxicas moitas veces moi graves e persistentes antes de decatarse das mesmas. A grandísima ameaza que todavía está aí sería a construción do embalse de Sela. Non é menor a da macrominería, xa que a Xunta actual abriu as portas a todo tipo dela: minas de ouro no Anllóns, canteiras que incumprían a legalidade e foron admitidas, “terras raras” perto do Sil e o Lor, penso que tamén algunha no sur de Pontevedra que poidera afectar os afluentes do Miño. Tendidos eléctricos en espazos naturais protexidos. Hai un proxecto de mina a ceo aberto que é o colmo da estupidez e que demostra como pensan: mina de andalucita na mesma beira do Parque Natural das Fragas do Eume que deixaría sen parte dos seus nascimentos o pequeno, limpo e fermoso río Beelle, e a actividade sería palear o mineral a camións, embarcalo e transformalo en Canadá. É dizer, empregar uns poucos palistas, uns cantos camións e a cambio deixar un enorme Buraco na Terra, para encher as carteiras ¿de quen? ¿dos que todos estamos a pensar? O mesmo ocorre cos aeroxeneradores: fan impacto visual, pero cando menos que non vaian chantados en turbeiras e nacemento de ríos, como están no monte Xistral, pai duns 5 ríos e entre eles algún afluente do Miño.

Como exemplos de danos menores, pero moi repetidos: cando hai un pouco máis dun mes fun ó nacemento do Miño, atopei que nada máis nacer fano atravesar por dous tubos de cemento por riba dos que pasa a pista asfaltada. ¿Canto custa unha pequena ponte de pedra ou madeira? ¿Quen foron os parvos para semellante adefesio? Pois a uns



Entubado xa no Pedregal de Irimia e os puríns do prado desembocando no río a 200 metros de nascido. Setembro do ano 2014.

200-300 m de alí, nunha campeira en pendente, xusto a beira do río, de pouco máis de medio metro de cumprimento e un palmo de auga, unha gran mancha de purín queimaba a metade da herba do prado e deixaba o correspondente cheirume, desembocando no río. Hai uns anos había unha envasadora de leite antes de cruzar Meira e o leite do río estaba totalmente branco e con escumas en superficie, a 4 km do Pedregal de Irimia e perto de 2 km antes de Fonmiñá donde algunha “lumbreira oficial” asegura nasce o Miño, dando por resultado que o río xa estaba contaminado “antes de nacer”. Tamen un almacén de materiais de construción chega ata a mesma orella do río. Cousas tan disparatadas coma estas en tan só os catro primeiros kilómetros do todavía regato Miño.

En canto á abundancia da pesca, baséanse moitas veces as “autoridades” para establecer normas sobre capturas e cebos. Coñecín algún biólogo “oficial” que non daba creto á metade do que falabamos os pescadores, é certo que hai moito “esaxerado” en canto a número de troitas, pero todos os que vivimos outros tempos coincidimos, e todos sabemos quen aumenta e quen non. Aínda hai quen lembra os puntos de venta semilegal de pescadores que collían 60 troitas por xornada, non falemos de restaurantes de cerca de Santiago, Coruña ou Betanzos, donde antes de haber piscifactorías vendían centos e centos de troitas, e algún salmón, furtivas. Xa dende ahi, sen estudos previos, é

discutible que sexa ou non mellor coller dunha talla ou outra, ou... ¿é mellor cupo aínda que se collan minitallas? Cando me falaron por primeira vez da pesca sen morte, non crín que fose viable e hoxe, sobre todo coas troitas, practicamente sempre pesco sen morte. E o primeiro couto sen morte da provincia creouse no Xuvia cun resultado excelente ata que un furtivo se deu conta e chegou a pesar 90 kg de troitas nun bar da zona. De todo os xeitos a cana nunca mata un río, pero pode rematalo, quero dizer que son o resto das medidas: contra a contaminación, e a favor da cantidade e calidade da auga, da conservación do leito do río, protexer o bosque de ribeira, ¡e coidar de toda a cunca!, as que determinan a saúde do río e a cantidade de peixes. Nun río san non se necesitan repoboacións máis que se a especie está en perigo inminente de desaparición; ó contrario, son prexudiciais, como o demostra que tras anos e anos de repoboacións na Galiza non se logrou deter o descenso de capturas, aparte dos estudos feitos en Girona, Asturias e de investigadores galegos que así o confirman. O control do furtivismo é necesario pero non é a principal causa como nos queren facer ver, e non quero con isto quitarlle importancia, iso si, é o elo máis fraco da cadea. A solta de especies non propias do río é un atentado directo e moi grave contra a Natureza, foi potenciado dende institucións e particulares, mesmo ás veces é involuntario a través do aumento de viaxes, acuariofilia e transportes. Hoxe quen o faga voluntariamente non pode disculparse na ignorancia, simplemente é un delincuente medioambiental. Mesmo as troitas soltadas en medios alleos poden constituír atentados ecolóxicos. Chegamos a un punto que tal como están as cousas os pescadores temos a obriga de limpar os nosos equipos e vestimentas antes de cambiar de río, o mesmo nas demais actividades de río, canoas, botas, etc. para non difundir enfermidades ou larvas. Hai que lembrar que foi unha especie exótica para os indíxenas americanos (o bacilo da tuberculose) o que causou mortandades moito máis grandes que as guerras da propia conquista que non foi nada pacífica, nós tamén somos unha especie animal máis. Fan moita falla estudos rigorosos e eu só coñezo os das Universidades, con recortes económicos e despido de investigadores imos cara o desastre, ... e xa antes non se lles facía caso, cada vez peor. A destrución física do río mediante dragados, muros e canles de derivación coa excusa das inundacións, cando hai construcións que están ocupando o cauce inundable, como están a intentar en Sarria coa oposición dos veciños, e outro exemplo de disparates, aparte de trasladar o problema augas abaixo. A suposta “laminación” de enchentes por parte dos encoros é mentira cando se engade a apertura de comportas á riada natural, como pasou máis dunha vez na cunca do Miño, por exemplo en Velle. E sen chegar a

esa barbaridade, destrúen a continuidade biolóxica, alteran os ritmos naturais de caudais, alteran a reprodución, eutrofizan a auga, cambian o clima do seu entorno e a temperatura das augas, modifican as relacións humanas, destrúen a paisaxe, afectan a agricultura... enchen os petos duns poucos. Non é casual que a única ministra española de case todos os gobernos socialistas representa en Latinoamérica a Endesa, que con un macroencoro está a destruír as mellores terras dos indíxenas Mapuches por debaixo do río Biobío, recoñecido como límite en tratados internacionais que Chile non respeta.

Do Miño ¿que máis falar? se coa fotografía de salmóns do Dr. Pinho de Monçao no libro de Eliseo Alonso “Pescadores do Miño” chega para que eu diga que foi o maior río salmoneiro do mundo; nin no Laerdal (que ten sona de dar os salmóns máis grandes) se poden coller nunha soa redada varios salmóns de semellante tamaño. No caso de migratorias, o encoro de Frieira e varios máis nos afluentes, están limitando o río accesible. Improvisar dispositivos de remonte cando non se sabe por onde baixarán os peixes -só para facer que se fai- demostra mala vontade. O sábalo foi tan abundante que era a proteína dos pobres... As miles de anguías que morren a pé de presa e as camas de salmón barridas non lle chaman á conciencia aos que non a teñen, ¿onde están as autoridades europeas?

Para dar unha idea do movemento económico e turístico que pode supoñer a pesca, sei que todos os anos saen varias excursións ó salmón cara a Irlanda, Escocia, Noruega (onde morreu no río un bo pescador e amigo), Suecia ou Alaska (por Londres e con catro voos pra chegar aló) dende Coruña capital. O mesmo dende Vigo, e sei dalgunha dende Santiago. En Asturias expenden máis de 2 000 licenzas ó ano só para salmón, e tampouco é o paraíso que foi. En Galiza para salmónidos hai uns anos expedíanse máis de 100 000 licenzas anuais, agora cada vez menos. Os veciños do Baixo Minho, os pescadores, casas de comidas, etc. non paran de lembrarme o que foi o río hai uns anos. En tres dos catro comercios de material de pesca que visitei en Portugal están alarmados polo futuro do río Miño. Xa empecei a ler datos históricos das pesqueiras e doutros documentos públicos que refiren a importancia da pesca na economía Baixo Miñota. A importancia incluso estratéxica, que todas as previsións dan para quen teña acceso a auga limpa, debería alarmar os nosos políticos de ambos países (mais teñen anteolleiras de burro na súa inmensa maioría, mentres algúns “espabilados” tentan mercar ata o gran acuífero Guaraní... curiosamente case os mesmos que pretenden patentar o Xenoma humano. ¿Quen vai defender ós nosos ríos de todas as

enxurradas que se lles veñen enriba? Os auténticos donos actuais dos ríos galegos son as hidroeléctricas. As depuradoras de residuais levan retrasos notables, na ría de Ferrol ían rematar no ano 93 e aínda non se sabe, nas rías de Vigo e Coruña xa levan varios avisos da Comunidade Europea, moito máis rápida noutras sancións. E algunha das instaladas noutros ríos xa non funciona por falla de mantemento. Moi poucos municipios dan prioridade ós saneamentos ambientais e a maioría mesmo fan “Paseos fluviais” debaixo das saídas de augas fecais, ou praias de area fina que pasan a cegar frezadeiros augas abaixo. Paseos separados do río conservando a vexetación de ribeira ou municipios que manteñan Museos (graciñas Cerveira), ou pequenas Aulas da Natureza son “rara avis”.

A relación do home co Pai Miño é tan anterga que nas terrazas formadas polo río están os restos do home paleolítico que viviu na máis tarde chamada Gallaecia. E nos Castros anteriores á mesma, onde xa vivían os Calaicos hai máis de 2 000-2 500 anos, xa se achán moitos restos relacionados coa pesca, e xa non digamos o marisqueo, con cunchas amoreadas nos cuncheiros dentro do propio Castro. Os castros arredor do Baixo Miño son numerosos e de importancia. Na alta idade media tamen hai probas de estar povoada xa dende a época romana. Xa na baixa idade media temos moitos máis datos que nos permiten seguir as vicisitudes da xente e da relación económica e de fronteira que se estableceu. Historias de alianzas, cambios de poder, de condados, de reinos, de bispados (pugnas entre Braga e Santiago con Tui por medio), de pestes, de guerras, períodos prósperos... ata hoxe. Na posguerra española nos anos 40 chegounos a penicilina a traves do Miño por mediación do contrabando a moitos enfermos galegos, pois aquí non a tiñamos, e tamén sucre, café, aceite, cueiros... Non, o Río nunca nos separou, sempre nos uniu, eran outros os que nos separaban. As formas culturais sempre foron semellantes, por exemplo con chamarlle regueifa ós cantares de desafío ou desgarradas está todo amañado, e se os portugueses gostan da gaita de foles galega nós gostamos da guitarra de Coimbra.

Penso que para rematar acaen os versos do poeta, que por certo tivo que refuxiarse algún tempo en Portugal, e que están no himno galego: “tan só os ignorantes, e férridos e duros, non nos entenden, non”.

Libros consultados:

Núñez Pérez, Manuel e outros. “Os ríos de Galicia” Ed A Nosa Terra.

Otero Pedrayo, J R. “Ríos de Galicia (tamén publicado en separata) da Historia e Xeografía de Galicia”

Pérez Alberti, A. “Xeografía de Galicia”. Ed. Galaxia.

Río Barja J. e Fco Rdguez. “Os ríos galegos”. Consello da Cultura Galega.

Rdguez Gzlez, Román. “Baixo Miño” Col Galicia a fondo. Ed. Ir Indo.

Varios. “Actas de Simpósios Ibéricos sobre o Minho”. Aquamuseo do Minho en Cerveira.



O rego Porto da Pena desembocando no todavía Regato Miño a un km de Irimia, setembro 2014 estiaxe.

COMUNICAÇÕES EM POSTER



Patrimonio geomorfológico del agua. Caracterización de microformas erosivas en el río Miño (Ourense, Galicia, NW Macizo Ibérico)

Elena de Uña-Álvarez ⁽¹⁾ & Miguel A. Álvarez-Vázquez ⁽¹⁾⁽²⁾

⁽¹⁾ Grupo GEAAT, Campus de Ourense, Universidad de Vigo. ⁽²⁾ Centro IIM-CSIC (Vigo).
edeuna@uvigo.es

Resumen

Las geoformas son elementos sustantivos del patrimonio natural y cultural. Su identificación, caracterización, catalogación, y puesta en valor debe realizarse en el marco integrado de los procesos geomorfológicos. Nuestro objetivo es presentar los referentes conceptuales y metodológicos a tener en cuenta en las primeras fases de una investigación sobre patrimonio geomorfológico en cauces rocosos (formas erosivas). El enfoque responde al interés del tema en el contexto del Campus del Agua (Universidad de Vigo, Campus de Ourense) y de las actividades del Grupo de Investigación GEAAT (Universidad de Vigo) conectadas a la línea de trabajo sobre ríos del IIM (Vigo CSIC). Como recursos geomorfológicos, las formas de erosión fluvial poseen un carácter de patrimonio natural y cultural.

1. Área de estudio

La organización del relieve en Galicia ha sido definida como un sistema en “teclas de piano” que alterna bloques elevados y hundidos, con una deformación curvada hacia el margen atlántico (Solé, 1983). La diversidad de las formas menores generadas por los procesos de erosión en los cauces rocosos es un componente importante del patrimonio geomorfológico. Pertenecen al “framework” de interés internacional (ProGeo) “red fluvial y relieves del Macizo Ibérico” (Winbledon et al., 2000). En la propuesta de Lugares de Interés Geomorfológico (LIG) para Galicia, se integran en las categorías: relieves graníticos y formas del río Miño (Pérez & López, 2008 en García-Borregón et al., 2012). Cerca de la ciudad de Ourense, las riberas del Miño están reconocidas como espacio natural a proteger (Normas Subsidiarias de Planeamiento, Resolución Xunta de Galicia 1991). En este tramo fluvial (Fig. 1) el río Miño discurre encajado en rocas graníticas (100 m s.n.m.) con un desnivel medio de 300 m respecto a los aplanamientos circundantes, siguiendo una dirección general ENE-OSO. Su caudal está regulado desde mediados del siglo XX por una serie de embalses aguas arriba (Peares, Cachamuiña y Velle). Aunque la pendiente del cauce es muy baja (<0,5%) dominan en él los complejos de cavidades erosivas entre los cordones aluviales de cantos y gravas.

2. Contexto

La consideración de las formas de erosión en términos de componentes de un paisaje fluvial incluye su concepto como patrimonio natural y cultural. En la cuenca del Miño reflejan la singularidad de los procesos naturales y definen áreas estratégicas potenciales por su valor de recursos territoriales (Lei 7/2008 de Protección da Paisaxe de Galicia D.O.G. 139, Directrices de Ordenación del Territorio de Galicia Decreto 19/2011 de la Xunta de Galicia) con especial importancia en la dimensión local. Para avanzar en su inventario y catalogación desarrollamos desde hace varios años una línea de investigación centrada en el análisis geomorfológico de los procesos erosivos a escala micro en diferentes tramos del Miño medio. El planteamiento parte de la dinámica particular que presenta la erosión en los cauces rocosos con el foco en el caso de las rocas graníticas. La metodología de trabajo sigue las pautas previamente aplicadas en otros sectores de la cuenca (De Uña-Álvarez et al., 2009) con sucesivas fases de ensayo, seguimiento y renovación en los procedimientos.

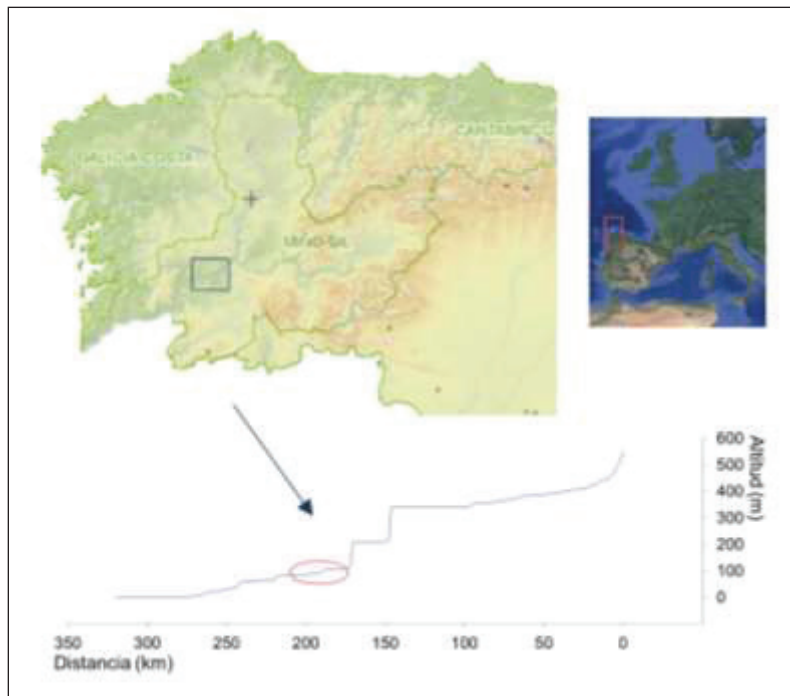


Figura 1. Área de estudio

3. Caracterización

En los cauces sobre rocas graníticas, las formas menores configuran un paisaje erosivo en continua evolución (Fig. 2), con una dinámica interdependiente de la estructura y los cambios en el nivel de base (Tinkler & Wohl, 1998; Ortega, 2010); su desarrollo también depende de la variabilidad de la turbulencia y de la red de discontinuidades en la roca que gobiernan el carácter de los procesos dominantes (Whipple et al, 2000).

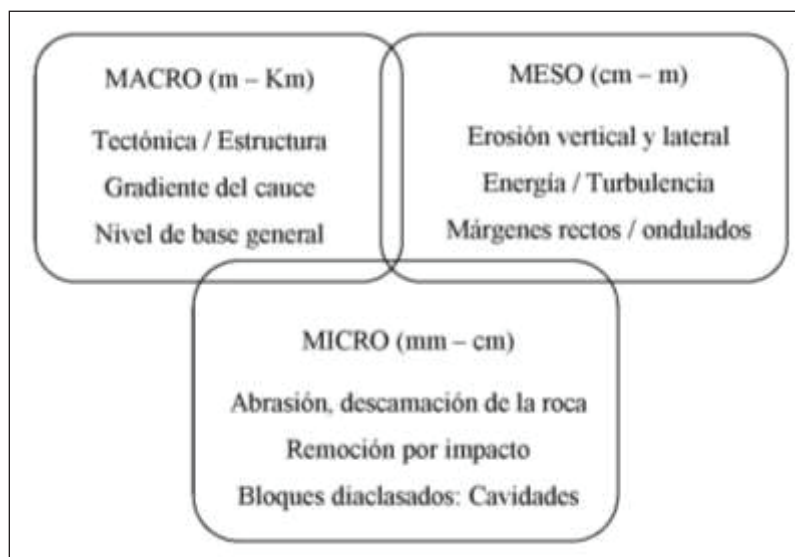


Figura 2. Escalas y factores en cauces rocosos (basado en Tinkler & Wohl, 1998; Whipple et al, 2000)
Elston (1917) subrayó como factor importante en la iniciación y crecimiento de las microformas de erosión fluvial el comportamiento de los flujos rotatorios del agua.

Alexander (1932) identificó dos tipos morfológicos principales (eddy holes/gouge holes) relacionadas con la circulación hídrica (en espiral/oblicua). Ives (1948) definió en cauces sujetos a un cambio de gradiente tres tipos básicos de cavidades erosivas (tube/ cored/ swelled shape) siempre sin asociación con las condiciones presentes del drenaje, tratándose por tanto de formas heredadas. Otras categorías en cauces graníticos de la Península Ibérica han sido analizadas contemplando su secuencia evolutiva (Lorenc & Saavedra, 1980; Lorenc, Muñoz & Saavedra, 1995) mediante el estudio de sus dimensiones y la naturaleza de su sección transversal. Richardson & Carling (2005) proponen una nomenclatura basada en la existencia de procesos estables, migrantes o ajustados (potholes/flutes/scallops).

Nuestra investigación tiene en cuenta diferentes muestras de formas erosivas, registradas con un sistema de muestreo lineal en el tramo correspondiente al área de estudio (Fig. 3): en el margen norte las muestras de Canedo (75 casos) y de Chavasqueira-Outariz (73 casos); en el margen sur la muestra de Reza (73 casos). El análisis utiliza datos cualitativos (posición, estado de las paredes, perfil, depósitos) y cuantitativos (medidas de la forma). Las variables para diferenciar tipos son la profundidad y la relación entre las medidas de los ejes de apertura.

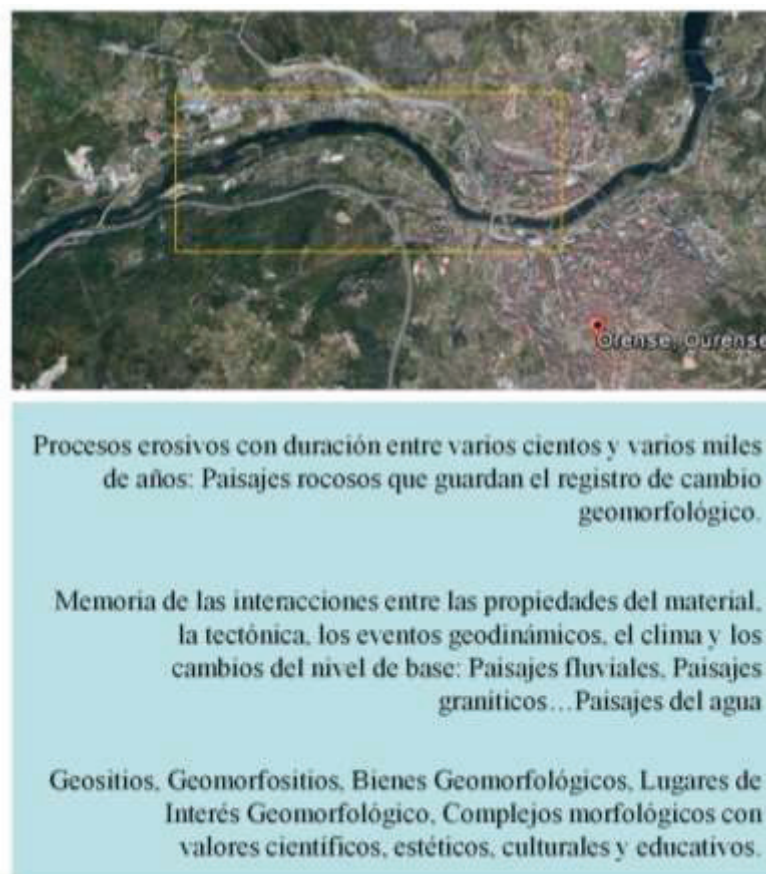


Figura 3. Espacio de muestreo con carácter patrimonial

Los resultados del análisis de los datos ofrecen una elevada diversidad de este patrimonio geomorfológico, distinguiendo varios grupos de microformas erosivas conectadas por secuencias de crecimiento (Fig. 4).

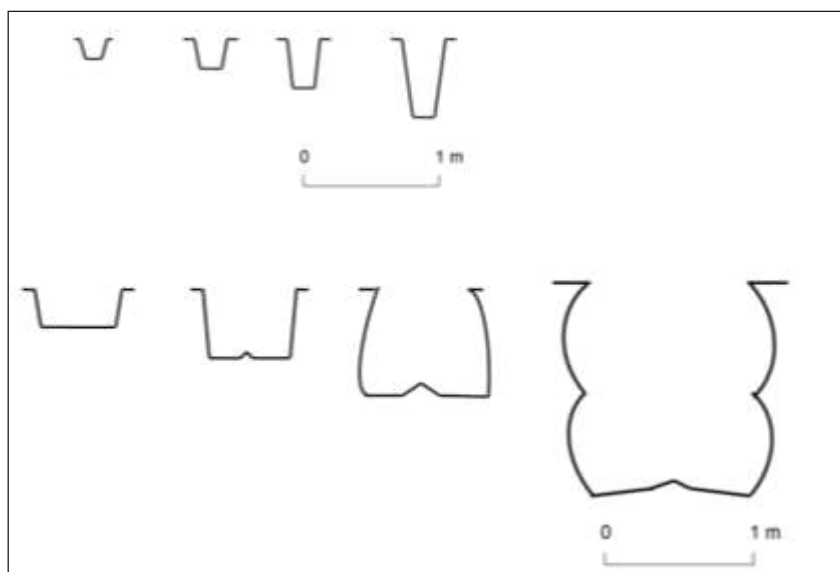


Figura 4. Secuencias de crecimiento en las microformas erosivas

El grupo con menor dimensión integra cavidades localizadas en superficies rocosas horizontales; poseen planos de apertura circulares, con perfiles planos o cóncavos y son muy poco profundas (saucer-shaped); en las superficies inundadas ocasionalmente (márgenes elevados sobre el cauce) conviven con otros elementos patrimoniales (petroglifos) mientras que en las sujetas a permanente erosión fluvial presentan caracteres de marmitas (potholes) incipientes (Fig. 5).

El grupo con mayor dimensión representa las marmitas de erosión fluvial en variado estado de crecimiento; están ubicadas en la proximidad del canal fluvial, con planos de apertura circular o elíptico y pueden presentar perfiles complejos que testimonian reactivaciones en su desarrollo (Fig. 6); algunos casos superan el metro en profundidad y carecen de una pared (half-potholes).

En los resaltes rocosos delimitados entre las cadenas de marmitas de mayor dimensión y las pequeñas formas de los sectores esporádicamente inundados, encontramos conjuntos de surcos (furrows); se caracterizan por planos de apertura elípticos, con un desarrollo dominante en longitud (eje mayor) y profundidad siempre bajo los valores alcanzados por las marmitas (Fig. 7); están alineados en dirección paralela u oblicua a la corriente principal y conectan en los márgenes de los bloques con formas abiertas con perfil en herradura (flutes).

Los surcos son las formas erosivas con mayor frecuencia (Reza 63%, Chavasqueira-Outariz 58%, Canedo 84%). Sus propiedades de posición, morfología en planta y perfil están estrechamente relacionadas con el sistema de fisuras y diaclasas de la roca. Configuran canales de circulación secundaria, o de retención hídrica en períodos de aguas bajas (cuando la regulación del flujo requiere mayor aportación por eventos inusuales de precipitación).

Tabla 1. Medidas de las microformas (Surcos)

Muestra	Canedo		Chavasqueira		Reza	
Valor	SI	Pmx	SI	Pmx	SI	Pmx
Mediano	2,00	5	2,20	5	2,30	8
Máximo	4,50	24	5,80	26	3,80	28

SI=Longitud/Anchura, Pmx=Profundidad máxima (cm)

Tabla 2. Medidas de las microformas (Marmitas)

Muestra	Canedo		Chavasqueira		Reza	
Valor	SI	Pmx	SI	Pmx	SI	Pmx
Mediano	1,37	57	1,80	42	1,50	43
Máximo	1,70	110	2,70	125	2,00	95

SI=Longitud/Anchura, Pmx=Profundidad máxima (cm)

Los resultados indican la existencia de diferentes tipos de microformas relativos a propiedades específicas de configuración y posible génesis, tema que actualmente se estamos desarrollando para ajustar su valor como patrimonio geomorfológico.



Figura 5. Microformas con desarrollo incipiente (panorámicas desde el oeste)



Figura 6. Microformas erosivas (grupo Marmitas)



Figura 7. Microformas erosivas (grupo Surcos)

Referencias bibliográficas

- Alexander HS (1932) Pothole erosion. *Journal of Geology*, 40: 305-337.
- Elston ED (1917) Potholes: their variety, origin and significance. *The Scientific Monthly*, 5: 554-567.
- De Uña-Álvarez E, Vidal-Romaní JR, Rodríguez Martínez-Conde R (2009) Erosive forms in river Systems. In A. Romero et al. (Eds.) *Advances in Studies on Desertification* Murcia: Editum 465-468.
- García-Borregón R, Fernández Díaz R, Bris B. (Dir.) (2012). *Patrimonio Natural e Biodiversidade. Plan Director Rede Natura 2000*. Santiago de Compostela: Xunta de Galicia.
- Ives RL (1948) Plunge pools, potholes and related features. *Rock and Minerals*, 3-10.
- Lorenc MW, Saavedra J (1980) Remarks on the pothole erosion at the Tormes river (Salamanca province, Spain). *Acta Geológica Hispánica*, 15(3) : 91-93.
- Lorenc MW, Muñoz P, Saavedra J (1995) Marmitas de gigante en el valle del río Jerte como ejemplo de erosión fluvial intensiva por remolinos e influencia tectónica en su distribución y morfología. *Cuaternario y Geomorfología*, 9(1/2) : 17-26.
- Ortega JA (2010) Morfología de los ríos en roca. Variaciones y tipología. En Ortega JA, Durán JJ (Eds.): *Patrimonio geológico: los ríos en roca de la Península Ibérica*. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, Serie Geología y Geofísica, Madrid, 4: 55 - 77.
- Richardson K, Carling P (2005) *A typology of sculpted forms in open bedrock channels*. Geological Society of America, Special Paper, 392.
- Solé L (1983) Evolución del borde septentrional: Macizo Galaico y Cordillera Cantábrica, en *Geología de España, Libro Jubilar J.M. Ríos*, II: 599-600.
- Tinkler KJ, Wohl EE (1998) Rivers over Rock: fluvial processes in bedrock channels. American Geophysical Union, Geophysical Monograph Series, 107.
- Whipple KX, Hancock GS, Anderson RS (2000) River incision into bedrock: Mechanics and relative efficacy of plucking, abrasion, and cavitation. *Geological Society of America Bulletin*, 112 (3): 490 - 503.

Promotores de alteração de serviços de produção na bacia hidrográfica do Rio Minho

Bruno Leitão^{a*}, Celestino Galán^b, Joaquim Alonso^a, Javier Taboada^c

^a Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Escola Superior Agrária, Ponte de Lima, Portugal.

^b Universidad de Oviedo, Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Minas, Oviedo, España.

^c Universidad de Vigo, Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Minas, Vigo, España.

* Corresponding author. Email: brunoleitao@esa.ipvc.pt

As instituições, os *stakeholders* e os utilizadores dos territórios afetam os ecossistemas e os seus serviços através de promotores de alterações que devido a fatores naturais ou induzidos por humanos, direta ou indiretamente causam alteração (MA, 2005).

Através de uma metodologia que utiliza informação espacial e económica apoiada em margens brutas, este trabalho avaliou a influência de promotores de alteração diretos na bacia hidrográfica do Rio Minho.

Palavras-chave; Serviços de ecossistema, serviços de produção, promotores de alteração, agricultura sustentável, abandono agrícola.

1. Introdução

No passado, o Homem e a Natureza foram irreversivelmente modelando os territórios. Consoante os ciclos naturais iam decorrendo e à medida que a civilização evoluía, o Homem foi tirando partido do meio em redor através do uso de utensílios que facilitavam as tarefas necessárias à expansão humana.

Os promotores de alteração dos Serviços de Ecossistemas (SE)¹⁴ são definidos (MA, 2005; Maes, et al. 2013) como qualquer fator natural ou induzido por humanos que direta ou indiretamente causa alteração no ecossistema. Os promotores de alteração diretos, inequivocamente influenciam os SEs e podem ser identificados e medidos, ao passo que os indiretos atuam modificando o nível ou taxa de alteração de um ou mais promotores diretos, sendo a sua forma de operar mais difusa e possível de avaliar através do efeito sobre o promotor direto (Pereira, et. al. 2009; MA, 2005).

Estes promotores podem ser influenciados por forças endógenas (quando o decisor pode influenciar o promotor de alteração, caso da quantidade de fertilizante que

¹⁴ Os “serviços de ecossistemas” (SEs) também designados por “serviços ambientais” caracterizam-se como sendo os benefícios que os Humanos obtêm dos ecossistemas e que contribuem para o seu bem-estar (MA, 2005).

um agricultor decide aplicar numa cultura) ou forças exógenas (quando não tem controlo sobre o promotor de alteração, caso do preço do fertilizante) (Pereira, et. al. 2009). Um maior conhecimento sobre os fatores que promovem as alterações nos ecossistemas e seus serviços torna-se essencial para planear intervenções que assegurem os impactos positivos e diminuam os negativos (Pereira, et. al. 2009).

Os promotores de alteração dos ecossistemas mais frequentes em Portugal são as alterações do uso do solo, os incêndios, o clima, as espécies exóticas (diretos), os fatores demográficos e fatores económicos (indiretos).

2. Metodologia

2.1 Objetivos

O objetivo do presente trabalho foi a avaliação da influência de promotores de alterações diretos dos serviços de produção num espaço temporal de duas décadas.

2.2 Área de estudo

O espaço geográfico que serviu de base ao presente estudo está situado no Norte de Portugal, na NUT III – Minho Lima, distrito de Viana do Castelo, sendo composto pelos municípios da bacia hidrográfica do rio Minho (Monção, Melgaço, Paredes de Coura, Valença e Vila Nova de Cerveira).

2.3 Método

Tendo como ponto de partida uma componente espacial baseada num Sistema de Informação Geográfica (SIG) apoiado na Carta de Ocupação de Solos (COS, IGP) e uma componente económica com base em Margens Brutas Standard¹⁵ (MBS), foi utilizada uma valoração dos Serviços de Produção¹⁶ (SP) (Leitão, et al. 2014), que permitiu determinar o Valor Total do Serviço de Produção (VTSP)

¹⁵ “A MBS é definida como o valor em dinheiro de uma produção agropecuária, onde à produção bruta são deduzidos os principais custos específicos proporcionais correspondentes à produção em questão e que corresponde a uma situação média, mais frequente, para cada uma das atividades numa dada região: unidade territorial, podendo esta ser proveniente da agregação de várias zonas homogêneas e coincidindo ou não com a região agrária.” (Rosário, M. 2005)

¹⁶ No enquadramento concetual da iniciativa do *Millennium Ecosystem Assessment* (MA, 2005) os SEs são categorizados em quadro grupos: 1) serviços de produção; 2) serviços de regulação; 3) serviços culturais e 4) serviços de suporte. Os Serviços de Produção (SP) são

A quantificação do impacto económico dos promotores de alterações foi então possível através da valoração de dois quadros temporais separados por quase duas décadas (1990-2009) e pela correspondente matriz de transição, permitindo quantificar promotores de alteração diretos como: o abandono agrícola, a gestão florestal (florestação ou abandono florestal¹⁷), o crescimento urbano a intensificação e extensificação agrícola e florestal.

A determinação da variação de VSTP provocada pelos promotores foi calculada com base na seguinte fórmula:

Fórmula de cálculo da relação entre as alterações das ocupações de solo:

$$\sum_{i=1}^n \text{àrea} * (\text{MB09i} - \text{MB90i}) \quad [1]$$

A_i = Área (em hectares), $i = \{1, \dots, n\}$

MB00_i = valor da MB por m2 em 2009, $i = \{1, \dots, n\}$

MB90_i = valor da MB por m2 em 1990, $i = \{1, \dots, n\}$

3. Resultados e discussão

Enquanto efeito da intervenção humana sobre o território, a alteração das ocupações do solo interfere com aspetos biofísicos, e no caso em análise com o valor económico do serviço, sendo um importante promotor de alteração dos SEs (MA, 2005).

As classes que registaram maiores alterações de superfície foram as de pinheiro, culturas agrícolas e improdutivos, sendo importante salientar que a percentagem de superfície onde se registou alteração de classes foi de 61% (49.560 ha).

Não sendo possível estabelecer um padrão de distribuição espacial atendendo à significativa extensão das alterações de ocupação e à sua elevada dispersão territorial (**Erro! A origem da referência não foi encontrada.**), mas considerando as características do território e a matriz de transição, são de destacar (pela elevada

produtos obtidos a partir dos ecossistemas, nomeadamente: alimentos, recursos genéticos, fibras, matérias primas, água, combustível ou energia.

¹⁷ Para o presente trabalho, define-se como *abandono florestal* o ato de gestão do proprietário ou utilizador do território de deixar a parcela para produção florestal e afetá-la (voluntária ou involuntariamente) a outra classe de ocupação.

superfície que representam), as transições de pinheiro para incultos (8,76% da área total) e de agrícolas para urbano (2,37%)¹⁸.

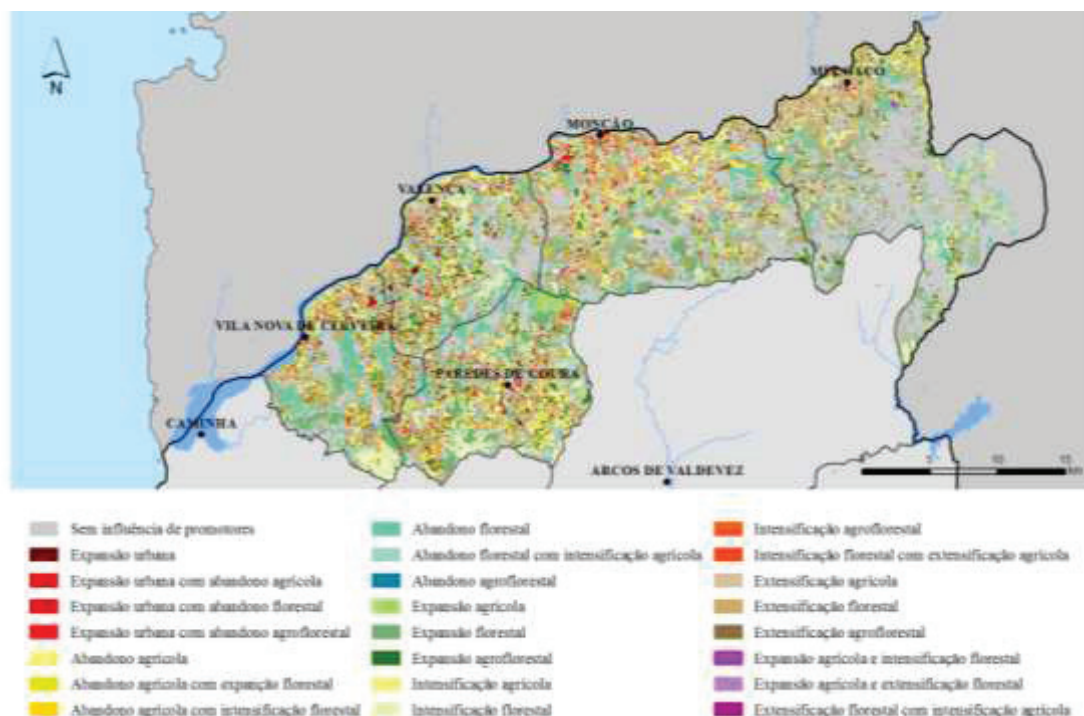


Figura 5. Distribuição espacial da influência dos promotores de alteração.

Em termos de valor de serviço, as alterações de ocupação do solo mostram que o valor por unidade de superfície (ha) teve uma redução menor nas áreas sem a presença dos promotores de alteração analisados (-74,7 €/ha) do que nas áreas onde se registou a sua influência (-114,5 €/ha) (Tabela 1.). As áreas onde não houve alteração da ocupação do solo valiam em 2009 menos 2,36 milhões de euros do que em 1990, sendo que para este resultado contribuiu a redução das margens brutas das explorações agrícolas policulturais que caracterizam o sistema de produção local.

Nas áreas onde houve alteração da ocupação do solo, o maior destaque (em termos de variação de valor) foi para a classe agrícola e a classe de incultos. As áreas que deixaram de ser ocupadas por pinheiro, urbano e carvalho foram as que registaram maior variação positiva, ou seja contrariando a tendência para perda de valor.

Através da variação do VTSP e da superfície das classes de ocupação do solo, podemos quantificar a extensão física e económica de alguns promotores de alteração. Os promotores que mais contribuíram para a redução do VTSP foram o abandono

¹⁸ Modificações que representam 11,13% da área total e que implicaram sempre redução significativa do VTSP.

agrícola (64% da redução de VTSP), a extensificação agrícola (29%), a expansão florestal (56%) e o crescimento urbano (28%). O processo inverso registou-se com a expansão agrícola (49%) e agroflorestal (2,9%), intensificação agrícola (28%), abandono florestal¹⁹ (4%), intensificação (16%) e extensificação florestal (12%).

O abandono agrícola teve um impacto económico, de -6,82 milhões euros, por seu lado a reconversão de outras ocupações do solo para uso agrícola (expansão agrícola) cifrou-se em 2,69 milhões euros, o que fez durante o período analisado um deficit de 4,13 milhões de euros. Quanto às áreas, 5.593 ha deixaram de ter ocupação agrícola e o inverso aconteceu a 2.835 ha, representando um decréscimo de 2.757 ha ou seja 3,39% da área em estudo.

A intensificação agrícola aumentou o VTSP em 1,37 milhões de euros e a extensificação menos 3,11 milhões, resultando num balanço de menos 1,7 mil euros. Como seria de esperar, e estando a tratar-se de SP o impacto dos processos de abandono e extensificação conduziram a uma redução do VTSP, contudo, estes processos podem representar um acréscimo de valor noutros serviços, mas tal não ocorre com os SP.

¹⁹ Apenas com intensificação agrícola.

Tabela 1. Quantificação do impacto de promotores de alteração.

Promotor de alteração	Área (hectares)	VTSP 1990	VTSP 2009	Δ90-09 VTSP	ΔVTSP/sup.	%
Sem promotor de alteração	31.696,42	10.354.772,21 €	7.985.474,75 €	-2.369.297,5	-74,7	
Crescimento urbano ²⁰	369,83	85.553,36 €	€	-85.553,4	-231,3	0,8
Abandono agrícola ²¹	478,52	667.077,86 €	51.739,30 €	-615.338,6	-1.285,9	5,8
Expansão agrícola ²²	2.189,57	255.462,83 €	2.699.348,85 €	2.443.886,0	1.116,1	48,9
Abandono florestal ²³	6.077,04	778.221,23 €	620.993,30 €	-157.227,9	-25,9	1,5
Expansão florestal ²⁴	6.778,98	1.408.856,13 €	1.106.079,33 €	-302.776,8	-44,7	2,8
Intensificação florestal ²⁵	6.896,51	748.153,36 €	1.326.251,79 €	578.098,4	83,8	11,6
Extensificação florestal ²⁶	10.409,26	1.298.113,00 €	1.532.240,48 €	234.127,5	22,5	4,7
Intensificação agrícola ²⁷	3.509,05	3.986.886,17 €	5.261.088,46 €	1.274.202,3	363,1	25,5
Extensificação agrícola ²⁸	2.574,17	3.827.883,51 €	3.114.615,09 €	-713.268,4	-277,1	6,7
Crescimento urbano com abandono agrícola	2.036,82	2.746.017,42 €	- €	-2.746.017,4	-1.348,2	25,7
Crescimento urbano com abandono florestal	764,17	105.091,00 €	- €	-105.091,0	-137,5	1,0
Abandono agroflorestal	39,74	24.905,58 €	4.280,27 €	-20.625,3	-519,0	0,2
Abandono agrícola com expansão florestal	2.802,12	3.771.455,45 €	452.998,59 €	-3.318.456,9	-1.184,3	31,1
Abandono agrícola com intensificação florestal	275,85	187.715,84 €	39.020,33 €	-148.695,5	-539,0	1,4
Expansão agroflorestal	322,09	46.714,20 €	164.929,64 €	118.215,4	367,0	2,4
Expansão agrícola com intensificação florestal	77,88	6.292,76 €	36.236,45 €	29.943,7	384,5	0,6
Expansão agrícola com extensificação florestal	568,34	60.994,02 €	279.521,25 €	218.527,2	384,5	4,4
Abandono florestal com intensificação agrícola	193,24	136.698,56 €	240.224,96 €	103.526,4	535,7	2,1
Expansão florestal com extensificação agrícola	2.965,47	3.910.184,73 €	1.521.026,99 €	-2.389.157,7	-805,7	22,4
Intensificação agroflorestal	96,93	68.825,49 €	56.821,27 €	-12.004,2	-123,8	0,1
Intensificação florestal com extensificação agric.	49,60	34.465,55 €	26.832,25 €	-7.633,3	-153,9	0,1
Extensificação florestal com intensificação agric.	16,28	10.917,05 €	7.492,36 €	-3.424,7	-210,4	0,0
Extensificação agroflorestal	2,24	1.452,05 €	1.004,82 €	-447,2	-199,7	0,0
Crescimento urbano com abandono agroflorestal	66,42	50.142,93 €	- €	-50.142,9	-754,9	0,5
Total parcial (apenas com promotores)	49.560,1	24.218.080,1 €	18.542.745,8 €	-5.675.334,3 €	-114,5 €	
Total Geral	81.256,6	34.572.852,3 €	26.528.220,5 €	-8.044.631,8 €	-99,0 €	

²⁰ Transição para as classes de urbano e infraestruturas ('UU', 'SL' e 'SW').

²¹ Resultado da transição das classes agrícolas da COS ('AA', 'AC', 'AV', 'CA', 'CC', 'CF', 'CO', 'CP', 'CQ', 'CT', 'CV', 'CX', 'FC', 'GG', 'PC', 'QC', 'VA', 'VC', 'VV', 'OO', 'AO', 'EC', 'OA', 'OC', 'OP') para qualquer outra não agrícola (todas as classes que não tenham 'A', 'C', 'G', 'O' ou 'V').

²² Superfícies que transitaram de classes não agrícolas para agrícolas.

²³ Resultado da transição das classes florestais da COS ('BB', 'CF', 'CP', 'CQ', 'CT', 'DD', 'EE', 'EE', 'EF', 'EP', 'EQ', 'ER', 'ET', 'FC', 'FE', 'FF', 'FM', 'FP', 'FQ', 'FR', 'FT', 'IE', 'IF', 'IP', 'IQ', 'IR', 'JF', 'JP', 'JQ', 'JR', 'MM', 'MP', 'OP', 'PC', 'PE', 'PF', 'PP', 'PQ', 'PR', 'PT', 'QC', 'QE', 'QF', 'QP', 'QQ', 'QT', 'QR', 'RF', 'RP', 'RQ', 'RR', 'TF', 'TP', 'TQ', 'TT') para qualquer outra não florestal (todas as classes que não tenham 'B', 'D', 'E', 'F', 'M', 'N', 'P', 'Q' ou 'R').

²⁴ Resultado da transição das classes não florestais da para qualquer outra não florestal.

²⁵ Definição de uma hierarquia de intensificação florestal (do mais intenso para o menos intenso): 'E'; 'P'; 'R'; 'F'; 'T'; 'N' e 'Q'. Transição de classes com ocupação mista para exclusiva ('EF' para 'EE', respeitando a hierarquia), respeitando uma hierarquia (quando da mesma categoria, ex: 'EF' para 'ER' ou 'EP' ou 'EE') ou entre classes com ocupação florestal de secundária para principal ('CF' para 'FC').

²⁶ Transição de classes com ocupação florestal de principal para secundária ('FC' para 'CF'), entre classe de ocupação exclusiva para mista ('FF' para 'FN', respeitando a hierarquia) ou respeitando uma hierarquia (quando da mesma categoria, ex: 'EF' para 'ET' ou 'EN' ou 'EQ').

²⁷ Transição de classes com ocupação mista para ocupação exclusiva (ex: 'CV' para 'CC' ou 'VV') e de classe de ocupação secundária para principal (ex: 'FC' para 'CF').

²⁸ Transição de classes com ocupação exclusiva para ocupação mista ('CC' para 'CV' ou 'VC') e de classe de ocupação principal para secundária ('CF' para 'FC').

Na floresta os processos de abandono e expansão florestal conduziram ao decréscimo do VTSP, principalmente devido à transição para espaços improdutivos ou à transição de áreas agrícolas para florestais que possuíam um menor valor. Por outro lado a intensificação florestal, sobretudo devido à transição de floresta degradada em floresta de pinheiro ou eucalipto, e a extensificação florestal com a transição de áreas de floresta para incultos (com capacidade forrageira), levaram a um acréscimo do VTSP.

4. Conclusão

Conciliando a informação espacial com a informação económica através de um Sistema de Informação Geográfica (SIG), foi possível efetuar a valoração dos Serviços de Produção (SP) gerados num território rural de múltiplas funções produtivas que foram alvo de alterações espaciais e económicas devidas a promotores de alteração.

As transformações que o Homem implementa no meio, através das estratégias de produção e em consonância com os objetivos pessoais e familiares das populações rurais, têm um impacto significativo no valor e distribuição dos SP. A extensão espacial, expressa nos 61% do território que registaram alterações de classe de ocupação e sua importância económica (-5,6 milhões de euros) reforçam que as decisões sobre uso do território podem promover uma diferenciação significativa no valor dos SEs.

A valoração efetuada mostra que os SP perderam expressão económica e territorial, sendo claro que promotores como o abandono agrícola, a extensificação agrícola, a expansão florestal, e o crescimento urbano contribuíram para diminuir o valor monetário (a preços de mercado) dos Serviços de Produção.

Referências

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. O'Neill, J. Paruelo, *et al.* (1987). "The value of the world's ecosystem services and natural capital". *Nature*, Vol. 387, May 15: 253-260.

IGP, 1990. *Carta de Ocupação e Uso do Solo de Portugal Continental para o ano de 1990 (COS'90)* [Land-Use and Land Cover Chart for Main Portugal in the year 1990]. Instituto Geográfico Português, Lisbon.

IGP, 2009. *Carta de Ocupação e Uso do Solo de Portugal Continental para o ano de 2009 (COS'09)* [Land-Use and Land Cover Chart for Main Portugal in the year 2000]. Instituto Geográfico Português, Lisboa, Versão atualizada pela Comunidade Intermunicipal do Minho (CIM).

Leitão, B., Galán, C., Taboado, J., Alonso, J., 2014. *Valoração e mapeamento de serviços de produção em territórios multiprodutivos*. X Colóquio Ibérico de Estudos Rurais (CIER), Área 3. Gobernanza territorial y gestión de recursos (gestión de recursos). Asociación Española de Economía Agraria. Palencia, 16 e 17 de Outubro de 2014, ISBN: 978-84-9048-285-8, pp 145-151.

MA, (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington DC.

Maes, J, A. Teller, M. Erhard, C. Liqueste, L. Braat, P. Berry, B. Egoh, P. Puydarrieux, C. Fiorina, F. Santos, *et al.* 2013. "Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020." Publications office of the European Union, Luxembourg. doi: 10.2779/12398.

Maes, J., M. Paracchini, G. Zulian. 2011. *A European assessment of the provision of ecosystem services: Towards an atlas of ecosystem services*. European Union, 2011. doi:10.2788/63557.

Pereira, H., Domingos, T., Vicente, L., Proença, V. 2009. *Ecossistemas e bem-estar humano: Avaliação para Portugal do Millennium Ecosystem Assessment*. Escolar Editora, Lisboa. ISBN: 978-972-592-274-3.

Rosário, Maria (2005). "As Margens Brutas Padrão/ Standard - Triénio de 2000 – Informação e Matrizes de Valores" [The standard growth margins – 2000 trienium – Information and value matrix]. Direção de Serviços de Estatística e Gestão de Informação (DSEGI). Gabinete de Planeamento e Política Agro-Alimentar (GPPAA). Lisbon.

TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach*, conclusions and recommendations of TEEB.

Condição nutricional de espécies-chave como alternativa na avaliação da produtividade secundária do estuário

Patrícia Ferreira , Sofia Venade , Pilar Ordoñez , Julie Da Costa , Joana Campos

CIIMAR – Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental

Resumo

As zonas estuarinas são conhecidas como locais de transição que permitem a conectividade entre sistemas terrestres, dulçaquícolas e marinhos (Herman,1999). Os estuários abrangem áreas altamente produtivas devido à elevada concentração de nutrientes aportados pelos rios. Esta produtividade biológica é de grande importância pois fornece alimento a toda uma complexa cadeia trófica incluindo comunidades bentónicas, espécies de aves costeiras e peixes explorados comercialmente. Este ecossistema alberga ainda condições favoráveis para reprodução e desenvolvimento dos primeiros estados larvares de várias espécies de peixes e crustáceos. A fauna bentónica representa uma fonte rica em alimento no estuário (Day et al, 1989). Estas comunidades são geralmente caracterizadas pelo seu número de espécies, abundância e biomassa (SAB)¹ (Pearson e Rosenberg, 1978). Pearson e Rosenberg estabeleceram um paradigma relacionando o modo como o enriquecimento orgânico do meio influencia a comunidade bentónica, levando ao aumento do seu SAB. Entre as espécies epibentónicas mais comumente encontradas nos estuários europeus incluem-se duas espécies de crustáceos, o camarão-mouro (*Crangon crangon*) e o caranguejo verde (*Carcinus maenas*); duas espécies da família **Gobiidae**, *Pomatoschistus microps* e *Pomatoschistus minutus* e ainda uma espécie de Pleuronectiforme, a solha das pedras (*Platichthys flesus*) (Campos, 2009). De entre estas, o camarão-mouro destaca-se pelo seu papel intermediário na cadeia trófica estuarina, sendo uma espécie-chave para o funcionamento deste ecossistema. Assim, no presente trabalho é proposta uma abordagem alternativa para a análise da produtividade de um ecossistema estuarino, recorrendo à determinação da condição nutricional do camarão-mouro. Neste sentido, procedeu-se à quantificação do conteúdo lipídico de indivíduos da população do estuário do Minho ao longo do tempo. Esta avaliação permite inferir, por um lado, sobre a disponibilidade em alimento e consequente estado nutricional da população em causa e, por outro lado, sobre essa mesma disponibilidade para os níveis tróficos superiores

(i.e. para os predadores de *C. crangon*). No futuro, prevê-se complementar esta avaliação com a quantificação do conteúdo proteico e energético não só desta espécie como de outras espécies-chave da cadeia trófica.

¹ do inglês “species number, abundance and biomass”.

Referências

- [1] Herman PMJ, Heip CHR (1999) Biogeochemistry of the Maximum Turbidity Zone of Estuaries (MATURE). J MarSyst 22:89–228
- [2] Day, J. W., Hall, C. A. S., Kemp, W. M. & Yanez-Arancibia, A.(1989) Estuarine Ecology. John Wiley & Sons, Inc., (eds). NewYork, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore, 558 pp
- [3] Pearson, T. H . & R. Rosenberg, (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. - Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev, 16: 229-311 pp
- [4] Campos J. (2009). The eco-geography of the brown shrimp Crangon crangon in Europe. Candeias Artes Gráficas, Braga, Portugal

Determinação de substâncias nocivas e potencialmente perigosas e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos no estuário do Rio Minho

C. Teixeira (1), C. Gonçalves (1), M.C.P. Basto (1,2), C.M.R. Almeida (1)

(1) CIIMAR – Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental

(2) Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

Resumo

A Zona Económica Exclusiva de Portugal apresenta um risco elevado de derrames de petróleo e substâncias nocivas e potencialmente perigosas (HNS) devido às suas condições meteorológicas, hidrográficas e oceanográficas, bem como à proximidade de importantes vias de transporte marítimo. O projeto ECORISK tem como objetivo fazer uma avaliação de risco ecológico de derrames de petróleo e HNS sobre a área costeira do NO de Portugal incluindo os estuários do Rio Douro e Rio Minho, no sentido de fornecer ferramentas científicas para auxiliar as autoridades na tomada de decisões de planeamento e gestão. A fim de desenvolver os processos de avaliação de risco ecológico, uma caracterização da situação base de referência em relação aos contaminantes de interesse é essencial.

No âmbito do projeto, amostras de água e sedimento foram colhidas ao longo do gradiente de salinidade do estuário do Rio Minho. A quantificação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs) e de HNS foi levada a cabo utilizando um dispositivo de micro-extração em fase sólida (SPME) com determinação por cromatografia gasosa e deteção por espectrometria de massa (GCMS). No que diz respeito aos HNS em estudo, foram detetados clorofórmio e tolueno na água e no sedimento, respetivamente. Os PAHs estavam presentes principalmente nos sedimentos com níveis mais elevados encontrados nas amostras localizadas a jusante.

Agradecimentos: Projeto ECORISK (referência NORTE-07-0124-FEDER-000054), financiado pelo Programa Operacional Regional do Norte (ON.2 – O Novo Norte), ao abrigo do Quadro de Referência Estratégico Nacional (QREN), através do Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDER).

