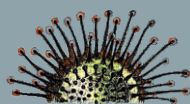


Conservación e Xestión de Humidais en Galicia

Pablo Ramil-Rego
Luis Gómez-Orellana
Javier Ferreiro da Costa
(Editores)



LIFE · TREMEDAL



NATURA 2000

CONSERVACIÓN E XESTIÓN DE HUMIDAIS EN GALICIA

Pablo Ramil-Rego - Luis Gómez-Orellana - Javier Ferreiro da Costa (Eds.)



Lugo 2017

Título: Conservación e Xestión de Humidais en Galicia

Editores: Pablo Ramil-Rego, Luis Gómez-Orellana, Javier Ferreiro da Costa

A efectos bibliográficos a obra debe citarse:

Obra Completa: Ramil-Rego, P, Gómez-Orellana, L., Ferreiro da Costa, J: (Eds.) (2017). Conservación e xestión de humidais en Galicia. Horreum-Ibader, Lugo. 167p.

Capítulo concreto: Galán, P. (2017). La situación de los anfibios amenazados de Galicia y su relación con el estado de conservación de los humedales. En: Ramil-Rego, P, Gómez-Orellana, L., Ferreiro da Costa, J: (Eds.) (2017). Conservación e xestión de humidais en Galicia: 49-65. Horreum-Ibader, Lugo.

Esta publicación foi sometida a un proceso de revisión por pares.

Edita: Horreum - IBADER



USC IBADER
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA
Instituto de Biodiversidade
Agraria e Desenvolvemento Rural

Copyright: IBADER - Horreum

A totalidade dos textos, gráficos e imaxes publicadas nesta obra están protexidos por copyright. Queda prohibida a reprodución total ou parcial por calquera medio gráfico ou electrónico do contido da obra, sen a autorización escrita dos titulares do copyright.

Diseño: IBADER (GI-TB)

Imprime: EUJOA Artes Gráficas

ISBN: 978-84-939661-4-0

DL: C 1458-2017

Dedicamos este libro ao ilustre botánico e naturalista galego R.P. Baltasar Merino Román, S.J. [Lerma, 1845; Vigo, 1917], no primeiro centenario do seu pasamento.

Lugo, 29/07/2017

Humidal do Alligal de Codesido (Vilalba, Lugo)

En la extensa vega que media entre Villalba y Cabreiros abunaa la Betula verrucosa, Ehrh. (Abedul), en los campos inmediatos á la carretera. Como á una legua de Villalba, ó quizás antes, comienza una serie de praderías naturales, cuyo defecto principal consiste en quedar medio inundadas gran parte del año, convirtiéndose en un inmenso pantano intransitable. En el corto rato que me interné en una de ellas, y nótese que era el mes de julio, sólo podía caminarse por algunas sendas que serpeaban sobre un terreno algo más elevado y firme por entre pozos, charcos, manantiales y riachuelos; el suelo es un verdadero tremedal. Allí vi al Myriophyllum alternifolium, DC.; la rara Sanguisorba offinalis, L., y una Urticularia sin flor, probablemente la U. vulgaris, L., la Nymphaea alba, L., empezaba a abrir sus primeros botones asociada al Menyanthes trifoliata L. (trébol acuático), el Senecio Jacobea, L. y la Veronica scutellata, L., aparecen en crecido número. No me cabe la menor duda de que en aquellas tierras encharcadas han de vivir interesantes plantas acuáticas, las cuales están todavía, y de ello se lamenta Willkomm, muy poco estudiadas en España.

Viajes de Herborización por Galicia, año 1900

R.P. Baltasar Merino Román, S.J.

Limiar

A finais do Século XVIII, Francisco Cónsul Jove i Tineo, erudito e profesor de física, publicaba grazas aos auspicios da Sociedade de Amigos do País da Cidade de Santiago, a súa célebre Memoria sobre el conocimiento de las tierras verdadero, i económico método de cultivarlas adaptado al clima, i circunstancias de Galicia, i Asturias (1786), na que describe a abundancia de humidais nos territorios galegos e asturianos: *“se hallan muchas lagunas, i terrenos cenagosos, sin que jámas se huviesen emprendido en ellos mejoro alguno, o por desidia, o por ignorancia del remedio, son conocidos en Galicia con el nombre de Brañales, i en Asturias con el de humedales, buelgas, i charcas”*. O parágrafo inclúe talvez a cita máis antiga na Península do termo “humidais” para referirse aos distintos ecosistemas acuáticos. Pero o parágrafo tamén nos mostra unha política territorial irracional na que os humidais, como tamén acontecía con outros tipos de hábitats naturais, pasasen a engordar a xenocida lista de terreos abandonos ou terreos mellorables, abríndose todas as portas para a súa degradación e eliminación.

Esta política destrutiva será intensificada en épocas posteriores a través dun aglomerado normativo que propiciase o desecamento e transformación dos humidais, e o referente máis daniño da cal foron as leis promovidas polo Ministro de Fomento, Francisco Cambó; Lei sobre paseos mariños (1918) e Lei sobre desecamento de marismas (1918). A segunda ofrecía concesións vantaxosas e auxilios para acabar cos humidais de máis de cen hectáreas. A relación concesional remataba coa execución das obras saneadoras. A República e o Franquismo mantiveron en vigor ambas as dúas normas, así como a promoción e actuacións que supoñían a destrución de todo tipo de humidais. Durante esta longa etapa, producírase a alteración, cando non a perda de grandes superficies de humedales en Galicia. As accións máis dramáticas evócannos o desecamento da Lagoa de Antela e a de Cospeito, pero a elas habería que unir a doma e canalización das canles do Miño e Sil, así como todo un elenco de pequenos humidais, que a pesar da súa menor extensión eran pezas clave para a conservación da paisaxe e da biodiversidade de Galicia.

O 18 de xaneiro de 1971 asinábase na cidade de Ramsar (Irán) a Convención Relativa aos Humidais de Importancia internacional especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas, coñecida en forma abreviada como Convenio de Ramsar, entrando en vigor o 21 de decembro de 1975. España, non se adheriu á Convención ata o ano 1982, mantendo vixente a deostada Lei sobre desecamento de Marismas ata o ano 1985. A protección efectiva dos humidais virá da man da DC 92/43/CEE e a creación da Rede Natura 2000. No novo marco ambiental os diversos tipos de humidais da clasificación Ramsar aparecen designados como hábitats de interese comunitario ou mesmo como acontece con distintos ecosistemas de turbeiras, queirogais e bosques húmidos como hábitats prioritarios. O primeiro inventario de Humidais de Galicia (2003), engloba máis de 1.100 humidais, cunha superficie de máis de 70.000 ha, da que case un 65% está incluído dentro da Rede Natura 2000.

Vinte e cinco anos despois da creación da Rede Natura 2000, a situación dos humidais de Galicia segue sendo preocupante. O número de espazos declarados como humidais importancia internacional queda reducido a 5 espazos, aos que probablemente se una un sexto, o Parque Nacional das Illas Atlánticas de Galicia. A porcentaxe resulta moi inferior en relación con outras Comunidades Autónomas, con outros territorios da Unión Europea.

A maiores os humedais galegos, independente da súa inclusión ou non nunha figura de espazo natural protexido, seguen a rexistrar importantes afeccións (rozas, sangrados, plantacións de eucaliptos, expansión de especies exóticas, contaminación difusa, uso de munición con chumbo, actividades de ocio e recreo insostibles, etc), na maioría dos casos contrarios ás normas de xestión que rexen estes espazos.

O proxecto LIFE+ Tremedal (*Inland wetlands of Northern Iberian Peninsula: management and restoration of mires and wet environments*, LIFE11 NAT/ES/000707) quere contribuír á protección dos humedais de Galicia, dando a coñecer distintos aspectos sobre a súa biodiversidade, así como problemáticas sobre a súa conservación, xestión e aproveitamento, contando para iso coa participación de distintos especialistas nos campos da ecoloxía, a botánica e a zooloxía dos humedais. A análise aquí formulada deberá servir como revulsivo á sociedade e especialmente aos xestores territoriais na necesidade de abandonar as vellas políticas irracionais de explotación do territorio, promovendo un cambio de paradigma na súa xestión acorde cos obxectivos establecidos no Convenio da Diversidade Biolóxica e nos Obxectivos do Desenvolvemento Sostible.

No país dos mil ríos e os mil humedais

Os Editores.



Socios:

Arabako Foru Aldundia
Gestión Ambiental de Navarra
Grupo Tragsa
Hazi
IBADER (Universidade de Santiago de Compostela)
Parque Nacional Picos de Europa
Universidad de Oviedo

Colaboradores:

Deputación de Lugo
Eusko Jauriaritza
Gipuzkoako Foru Aldundia
Gobierno del Principado de Asturias
Jardín Botánico Atlántico
Junta de Castilla y León
Nafarroa Gobernua
Ur Agentzia
Xunta de Galicia

Índice

Humidais de Galicia: Inventario e valoración ambiental no periodo 2001-2016 Pablo Ramil-Rego; Javier Ferreiro da Costa; Luis Gómez-Orellana; Manuel A. Rodríguez Guitián	9
Diversidad edáfica en diferentes hábitats turbosos de la serra do Xistral Rodrigo Rodríguez Granjel; Raquel Juan Ovejero; María Jesús Iglesias Briones	31
La situación de los anfibios amenazados de Galicia y su relación con el estado de conservación de los humedales Pedro Galán	49
Biodiversidad acuática continental de Galicia (NW España) Fernando Cobo	67
Abundancia de aves invernantes en ríos de Galicia Yaiza Iglesias; Natalia Rebolo-Ifrán; María Vidal; Jesús Domínguez	81
Importancia dos bosques na conservación dos humidais Adolfo Cordero Rivera	91
Actuacións de restauración ambiental desenvolvidas por SGHN no complexo húmido Limia-Antela (Ourense, NW España) Serafín González; SGHN-Sección Antela	101
Los bosques higrófilos en la fachada ibero atlántica: diversidad y conservación en la transición hacia la aridez Patricia María Rodríguez González	111
Perdas e alteración da biodiversidade nos humidais de Galicia Pablo Ramil-Rego; Javier Ferreiro da Costa; Manuel A. Rodríguez Guitián; Hugo López Castro; Luis Gómez-Orellana	127

Pablo Ramil-Rego; Javier Ferreiro da Costa; Luis Gómez-Orellana & Manuel A. Rodríguez Guitián

1 GI 1934-TB (Territorio, Biodiversidade), Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural (IBADER), Universidade de Santiago de Compostela, Campus de Lugo s/n, Lugo E-27002, Spain.
e-mail: ramil.rego@usc.es

Humidais de Galicia: Inventario e valoración ambiental no periodo 2001-2016

Resumo Galicia alberga un importante número e superficie de humidais, moi superior ao rexistrado noutros territorios da Península Ibérica. Os máis de 12 anos transcorridos dende a finalización do primeiro Inventario dos Humidais de Galicia (2001-2003), permite analizar as modificacións que experimentaron estes tanto en relación co seu estatus xurídico, coas disposicións legais para a súa protección, así como testar a eficiencia das medidas de xestión a través do seu estado de conservación. O resultado desta análise pon en evidencia que os humidais galegos sufriron durante o período 2001-2016 unha forte perda de biodiversidade, que afectou especialmente aos medios lagunares, aos bosques húmidos, ás turbeiras e aos queirogais húmidos.

Palabras clave humidais, Galicia, inventario, biodiversidade, valoración.

Abstract Galicia has a remarkable number and surface of wetlands, extremely higher than other areas of the Iberian Peninsula. More than 12 years have elapsed since the end of the first Galician Wetlands Inventory (2001-2003), to analyze the changes that have experienced these both in relation to their legal status, to legal provisions for their protection, as well as testing the efficiency management measures through their conservation status. The result of this analysis shows that Galician wetlands suffered a strong loss of biodiversity during 2001-2016 period, which especially affected to lagoons, humid forests, peat bogs and wet heaths.

Key words wetlands, Galicia, inventory, biodiversity, testing.

Introdución

O cambio de paradigma na valoración social dos humidais, como compoñentes clave da biodiversidade e doadores de servizos ecosistémicos, motivou que dende as derradeiras décadas do século XX comezasen a implementarse diversos mecanismos, instrumentos e acordos para a súa conservación. O exemplo máis relevante resultou a sinatura dun Convenio Internacional no ano 1971 na cidade iraniana de Ramsar, para a conservación dos humidais de importancia internacional como hábitats de aves acuáticas (Convención de Ramsar ou Convenio de Ramsar), o que

converte aos humidais no único grande ecosistema obxecto dun convenio internacional destinado a promover a súa protección e seu uso racional (Ramsar, 2006).

A sinatura do Convenio de Ramsar serviría como pulo para o desenvolvemento de novas iniciativas tanto dende unha perspectiva internacional, como logo a nivel nacional, rexional ou local. Neste sentido se postulaba a Unión Internacional para a Conservación da Natureza, que consideraba de vital importancia a conservación dos humidais, xa que contribúen á conservación da diversidade biolóxica e o patrimonio cultural, ademais de posuír un importante papel para os seres humanos no tocante á

recarga de acuíferos, amortecemento de enchentes e outros procesos derivados das fluctuacións climáticas, así como de aportar importantes servizos de provisión xa que son unha importante fonte de recursos directamente explotables. A partir da firma do Convenio de Ramsar, os humidais comezarían a integrarse no marco xurídico de diferentes países. En 1990, tras 15 anos de entrada en vigor

do Convenio de Ramsar, celébrase en Montreux (Suíza), a IV Conferencia das Partes Contratantes (COP4) do Convenio de Ramsar que reúne a 56 de 59 países signatarios do convenio, aprobándose a designación de 53 novos humidais de Importancia Internacional, que sumados aos declarados desde 1974, alcanzan as 533 designacións (Figura 1).

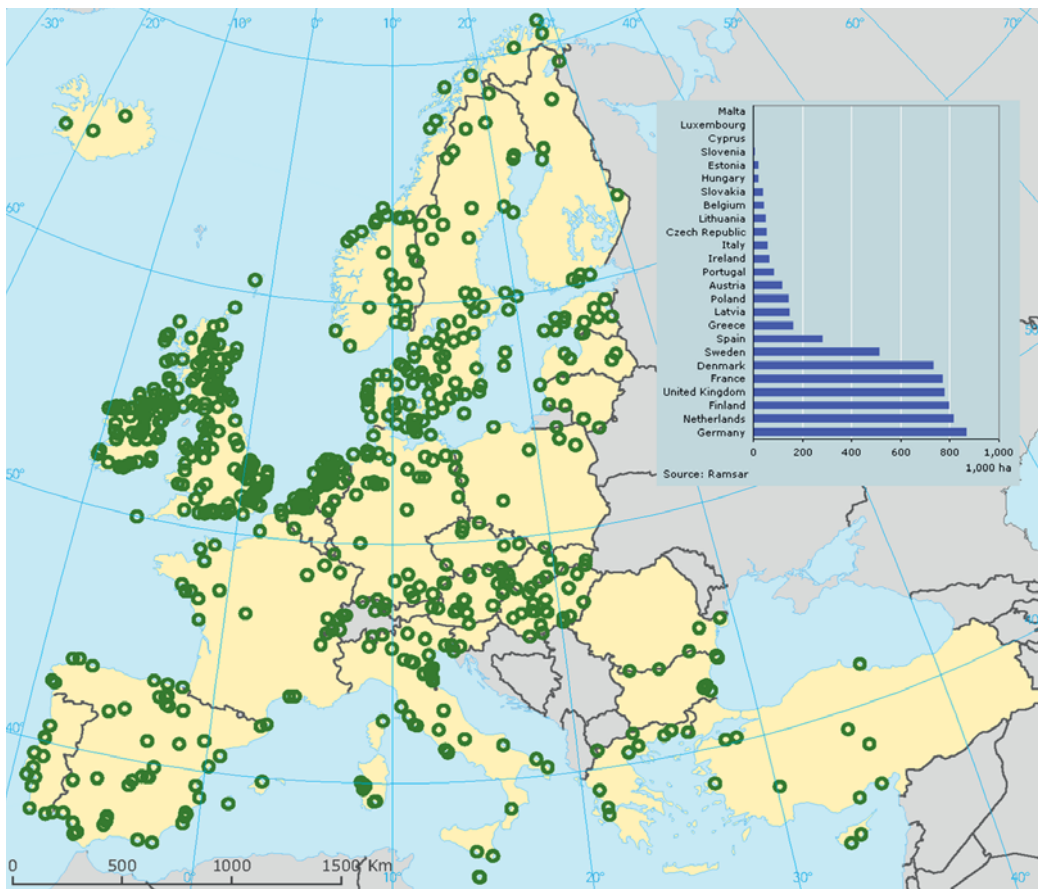


Figura 1- Distribución dos Humidais de Importancia Internacional en Europa. Fuente Ramsar.

En 1992 celébrase en Río de Janeiro, a Conferencia das Nacións Unidas sobre Medio Ambiente e Desenvolvemento (CNUMAD). No Cumio da Terra aprobáronse 5 documentos de gran relevancia que marcarán a política ambiental nas seguintes décadas: Declaración de Río sobre o medio ambiente e o desenvolvemento, que fixa o concepto de desenvolvemento sustentable. A Axenda 21, que enumera 2.500 recomendacións relativas á aplicación dos principios da declaración. A Convención Marco das Nacións Unidas sobre o Cambio Climático, que conduciu á firma en 1997 do Protocolo de Kyoto (1997). A Declaración de principios sobre os bosques. E finalmente o Convenio sobre a Diversidade Biolóxica (CDB).

A Unión Europea tivo un papel relevante no Cumio da Terra de Río, e paralelamente promoveu novas normativas de

carácter ambiental. Así a Directiva Aves (Directiva 79/409/CEE), destinada á conservación das aves silvestres, foi complementada coa promulgación da Directiva Hábitats (DC 92/43/CEE), relativa á conservación dos hábitats naturais e da fauna e flora silvestres, a través da cal se crea e xestiona a Rede Natura 2000. Posteriormente, o 29/05/1995 a Comisión Europea aprobou unha “Comunicación ao Parlamento Europeo e ao Consello sobre o uso prudente e conservación dos humidais (XI/721/94)”, onde asumía que os humidais representan un dos hábitats máis importantes, máis ameazados e máis comúns en todos os países da Unión Europea. A protección e conservación dos humidais no marco da Unión Europea quedará completada a través dunha terceira normativa, a Directiva Marco da Auga (Directiva 2000/60/CE).

En España, as novas orientacións da política ambiental en materia de humidais plasmábanse na promulgación da Lei 4/1989, de 27 de marzo, de conservación dos espazos naturais e da flora e fauna silvestres (BOE 74, 28/03/1989), que no seu artigo 25 contemplaba a creación dun Inventario Nacional de Zonas Húmidas, cuxa elaboración correspondía ás Comunidades Autónomas. O marco establecido pola Lei 4/1989 sería continuado pola Estratexia Española para a Conservación e o uso Sostible da Diversidade Biolóxica (MMA 1998), froito do desenvolvemento do Convenio sobre Diversidade Biolóxica (Río de Janeiro en 1992), que establecía a finais do século XX o marco xeral da política española de conservación. A aplicación desta Estratexia plantexábase mediante o desenvolvemento de Plans de Acción Sectoriais, que no marco dos ecosistemas acuáticos conduciu á elaboración do Plan Estratéxico Español para a Conservación e o Uso Racional dos Humidais (MMA 1999). Este plan inspirábase no Primeiro Plan Estratéxico do Convenio de Ramsar 1997-2002 (Ramsar, 1996), así como nos postulados da IUCN, contribuíndo ao cumprimento por tanto cos compromisos internacionais adquiridos polo Estado español.

Sen embargo, o avance do Inventario Nacional de Zonas Húmidas plantexado na Lei 4/1989 seguirá un lento desenvolvemento, establecéndose a súa regulamentación 15 anos despois, mediante o Real Decreto 435/2004, de 12 de marzo (BOE 73, 25/03/2004). Finalmente, a Lei 42/2007 ven a recoñecer dentro do marco legislativo español aos Humidais do Convenio de Ramsar como Áreas Protexidas por Instrumentos Internacionais, ademais de establecer normas adicionais de protección para os humidais presentes no territorio español, fundamentalmente aqueles incluídos dentro dalgunha das figuras de protección establecidas na Lei.

Pola súa banda, Galicia comezaría a dar os primeiros pasos en materia de protección de humidais tamén a partires do ano 1989, mediante a inclusión dalgúns complexos húmidos de relevancia (Corrubedo, Ortigueira) dentro dos primeiros Espazos Naturais en Réxime de Protección Xeral (ENRPX), figura regulada polo Decreto 82/1989, de 11 de maio (DOG 104, 01/06/1989), e que máis tarde sería empregada para a inclusión dos espazos Rede Natura 2000 designados en Galicia. No caso de Corrubedo, tamén a declaración do ENRPX levaba en 1992 á aprobación do primeiro Parque Natural de Galicia declarado polo Goberno autonómico. Con todo, o marco galego de protección en materia de protección dos humidais daría un importante paso coa promulgación da Lei 9/2001, de 21 de agosto, de conservación da natureza (DOG 171, 04/09/2001), xa que na mesma se incluían un total de 9 figuras de Espazos Naturais Protexidos, entre as que se contaba coa figura específica dos Humidais Protexidos. A creación dunha figura de espazo natural protexido

específica para a protección e conservación dos humidais sentaba un exemplo sen comparación dentro do marco xurídico español.

Os cambios normativos realizados en Galicia desde finais dos oitenta irán acompañados de distintas actuacións relativa á caracterización e seguimento das aves acuáticas. Estes traballos intensificaranse na década seguinte incorporando unha visión máis global dos humidais e dos seus compoñentes, así como a formulación dos primeiros proxectos de restauración ecolóxica de humidais (Ramil-Rego & Dominguez Conde, 2006), que evidencian un notable cambio de rumbo fronte ás políticas destrutivas sobre os humidais, desenvolvidas no franquismo e continuadas durante as primeiras etapas da democracia.

O Inventario dos Humidais de Galicia (IHG)

Dende a Comunidade Autónoma de Galicia comezou a desenvolverse unha importante labor orientada á protección legal e o uso racional dos humidais. Por un lado, foise incluíndo un grande número de humidais dentro da proposta galega da Rede Natura 2000, que entre os anos 1997 e 2004 configuraba case a totalidade da súa delimitación actual. Por outra banda, estableceuse un novo réxime de conservación e xestión dos humidais, ao introducir na Lei 9/2001 de Conservación da Natureza a categoría de “Humidais Protexidos” dentro das figuras de espazos naturais protexidos. Esta figura reserveuse para aqueles humidais que cumprisen unha función de importancia internacional, nacional ou autonómica na conservación dos recursos naturais, e que fosen declarados como tales.

Derivado das anteriores novidades en canto ao marco xurídico e de protección dos humidais en Galicia, considerouse preciso realizar un inventario dos mesmos a nivel autonómico, que permitise identificar a súa representatividade territorial, o seu estado de conservación, así como o papel que xogaban na conservación da biodiversidade e a funcionalidade dos ecosistemas. Deste xeito, emanando dos obxectivos e directrices das estratexias internacionais e estatais, así como do panorama legislativo autonómico, estableceuse o ámbito de actuación do primeiro Inventario dos Humidais de Galicia (Ramil-Rego et al. 2003), o cal foi realizado ao amparo dun convenio de colaboración suscrito entre a Consellería de Medio Ambiente da Xunta de Galicia e a Universidade de Santiago de Compostela ao longo dos anos 2001 e 2003, cuxos aspectos científico-técnicos foron recollidos posteriormente no Decreto 127/2008, do 5 de xuño, polo que se desenvolve o réxime xurídico dos humidais protexidos e créase o Inventario de humidais de Galicia (DOG 122, 25/06/2008).

Características xerais do Inventario

No Inventario de Humidais de Galicia (IHG) incluíronse aqueles sistemas naturais, seminaturais ou artificiais que poidan ser adscritos a algún dos tipos establecidos na clasificación de humidais de Ramsar e cuxo interese ambiental poida ser corroborado con calquera dos sistemas homologados internacionalmente (Convenio de Ramsar, Directiva Aves, Directiva Hábitat, IUCN) para a caracterización da biodiversidade a nivel dos seus compoñentes bióticos e das ecofuncións que estes realizan no sistema. Para a determinación do interese ambiental no Inventario de Humidais de Galicia (Ramil-Rego et al. 2003) priorizouse a riqueza e estado de conservación dos Hábitats tipificados no Anexo I da Directiva 92/43/CEE. Nun segundo nivel, considerouse a existencia de poboacións de especies tipificadas na propia Directiva Hábitat ou na Directiva Aves, así como noutros catálogos oficiais (Convenio de Berna, CITES, Catálogo Nacional de Especies Ameazadas) ou elaborados por organismos non gobernamentais de recoñecido prestixio internacional (IUCN). O interese ambiental dun humidal foi complementado finalmente coa valoración das funcións (recarga ou descarga de acuíferos, retención de nutrientes, control de avenidas, etc.) que poden desempeñar os humidais e, finalmente, polo seu interese no ámbito científico, paisaxístico, educativo, turístico, etc.

A área mínima de inventariación estableceuse para todos os tipos de humidais en torno ás 2 ha, valor que, para o caso das turbeiras, supón un lixeiro incremento fronte ás 0,5 ha de área mínima formulada no inventario nacional. O valor mínimo de 0,5 ha responde en boa medida á necesidade de poder incluír no inventario nacional as pequenas superficies de turbeiras que, de forma puntual, se atopan distribuídas nos territorios máis xéricos da rexión bioxeográfica Mediterránea, mentres que nos territorios Atlánticos os diversos tipos de turbeiras tenden a constituír superficies de maior entidade.

A limitación de escala derivada das fotografías aéreas e as escenas de satélite empregadas, obrigaron a establecer un protocolo no momento de delimitar os diversos tipos de humidais sobre a cartografía dixital. Deste modo, os humidais de extensión igual ou inferior a 2 ha que aparecen incluídos no Inventario de Humidais de Galicia se rexistran mediante a súa posición. Os humidais de máis de 2 ha de superficie aparecen delimitados sobre as ortoimaxes establecendo o seu límite como a envolvente que engloba o perímetro externo dos hábitats característicos dos diversos tipos de humidais. Esta envolvente pode, polo tanto, incluír partes máis ou menos extensas de tipos de hábitats non característicos de humidais pero que manteñen unha relación espacial e dinámica con estes.

Fontes de información

A identificación dos humidais de Galicia realizouse incorporando datos procedente de fontes bibliográficas, fotointerpretación e prospeccións no campo, integrando a información obtida nun Sistema de Información Xeográfica. A información previa ao Inventario de Humidais de Galicia (Ramil-Rego et al. 2003) redúcese en boa medida ao “Estudio de las zonas húmedas de la España peninsular: Inventario y Tipificación” realizado polo equipo de Carlos Montes para a Dirección Xeneral de Obras Hidráulicas do Ministerio de Obras Públicas e Transportes (DGOH, 1991) e do traballo “Criterios botánicos para la valoración de las lagunas y humedales españoles (Península Ibérica y las Islas Baleares)” coordinado por Santos Cirujano para o ICONA (Cirujano et al. 1992).

O traballo encargado pola Dirección Xeneral de Obras Hidráulicas do Ministerio de Obras Públicas e Transportes incluírá un total de 40 humidais dentro do territorio galego, mentres que o documento encargado polo ICONA soamente contemplará un total de 30 humidais. A pesares de que ambos os dous traballos inclúen un conxunto pouco significativo da riqueza e diversidade dos humidais galegos, a súa contribución resulta meritoria ao ser a primeira proposta técnica de inventariación que se realiza en Galicia.

Posteriormente dende a Universidade de Santiago realízanse distintos traballos de investigación destinados á caracterización ecolóxica dos humidais galegos (Ramil-Rego et al. 1996a,b,c; Izco & Ramil-Rego, 2001). Estes traballos serán a base para a execución do Inventario de Humidais de Galicia desenvolvido entre 2001-2003, no que xunto a unha importante prospección sobre o terreo, se integrarán e validarán os datos obtidos en distintas fontes bibliográficas, cartográficas, así como as derivadas do proceso de interpretación de imaxes de satélite e ortofotografías aéreas. Deste xeito, os traballos de identificación e caracterización levados a cabo no Inventario de Humidais de Galicia (Ramil-Rego et al. 2002, 2003) superaron de maneira significativa os datos das obras precedentes (DGOH, 1991, Cirujano et al. 1992).

Tipoloxías do IHG

O tipoloxía do Inventario dos Humidais de Galicia (IHG) integra criterios da Clasificación de Humidais Ramsar establecidos na Recomendación IV.7 aprobada pola COP4 Montreux-1990 e modificados pola Resolución VI.5 aprobada pola COP6 Brisbane-1996 (Ramsar, 2006), e os criterios da clasificación Eunis-Habitat (Davies & Moss, 2002, 2004), así como as categorías do Plan Estratégico Español para a Conservación e o Uso Racional dos Humidais (MMA 1999). Fixando para algunhas categorías (medios lagunares) delimitacións estandarizadas para a caracterización das distintas unidades (lagos, lagoas, charcas, charcos). A tipoloxía de humidais mostra deste

xeito unha fácil correspondencia coa empregada pola Comisión Europea para a designación dos tipos de hábitats de interese comunitario presentes no Anexo I da DC 92/43/CEE.

Diagnose e inventariación

Como consecuencia dos traballos de inventariación e identificación, o Inventario de Humidais de Galicia (IHG) inclúe un total de 1.131 humidais repartidos de forma

maioritaria entre os sectores litorais, as depresións sedimentarias interiores e as áreas de montaña sublitorais e centrais. O resto do territorio galego e en concreto as áreas montañosas orientais e meridionais presentan unha menor proporción de ecosistemas húmidos, os cales adoitan estar confinados en áreas con características morfolóxicas favorables ao mantemento das achegas hídricas estacionais (Figura 2, Táboas 1, 2, 3, 4 e 5). En total abranguen máis de 70.600 ha, o que supón o 2,4% do territorio continental galego (Ramil-Rego et al. 2003).

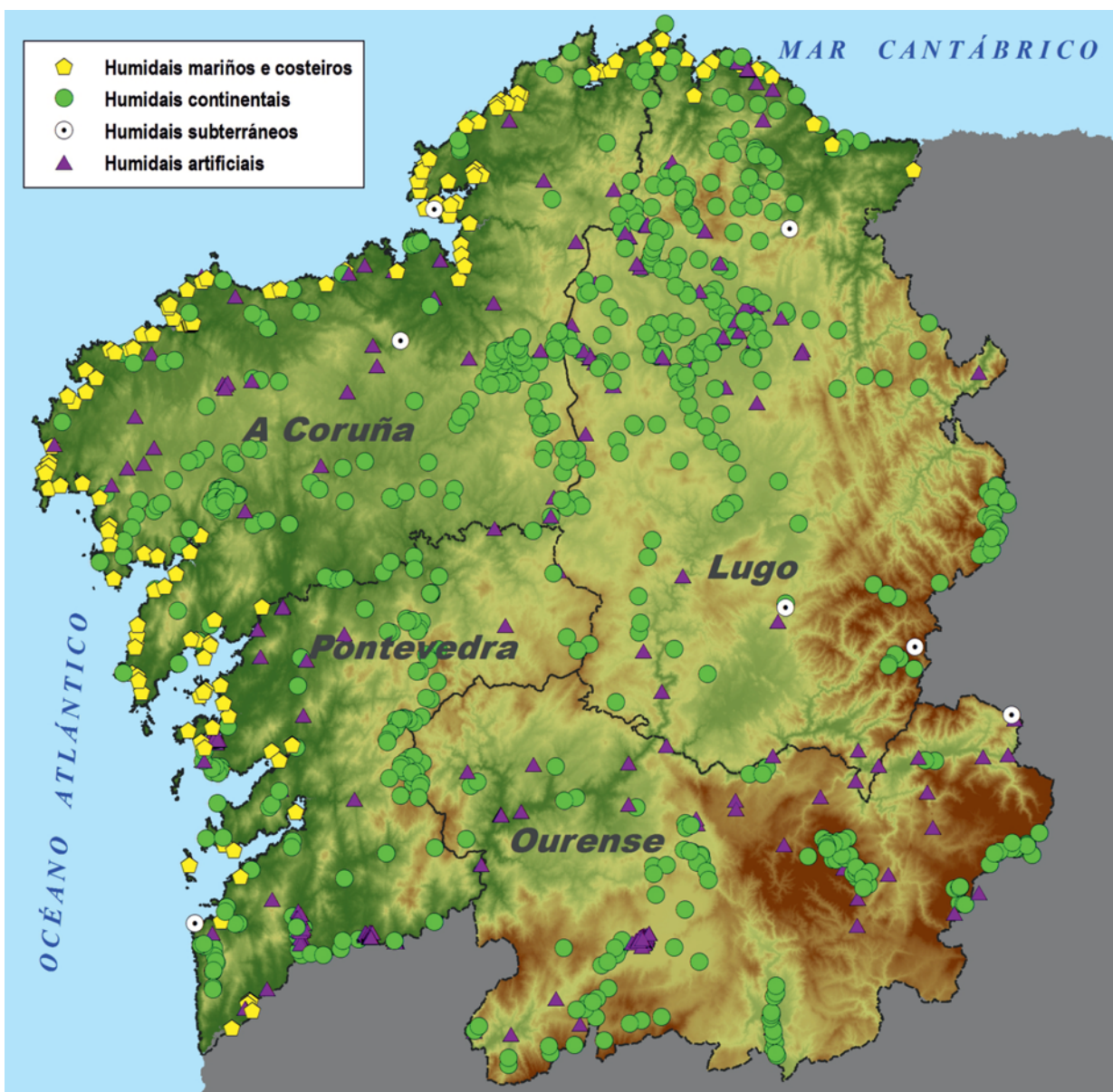


Figura 2- Distribución xeográfica e tipoloxía dos humidais incluídos Inventario dos Humidais de Galicia. O símbolo representa o centroide do humidal. Reelaborado a partir de Ramil Rego et al. (2003).

Inventario dos Humidais de Galicia				
Provincia	Número		Superficie	
	n	%	Ha	%
A Coruña	336	29,7 %	22.215,2 ha	46,8 %
Lugo	341	30,0 %	30.705,8 ha	60,6 %
Ourense	218	19,3 %	9.663,6 ha	19,1 %
Pontevedra	236	20,9 %	8.088,7 ha	15,9 %
Galicia	1.131		70.673,3 ha	

Táboa 1- Distribución provincial de humidais incluídos no Inventario dos Humidais de Galicia. Tomado de Ramil Rego et al. (2003).

Inventario dos Humidais de Galicia				
Grandes tipos de humidais				
	n	% n	ha	% ha
Humidais mariños e costeiros	153	13,3%	20.268,2 ha	28,7%
Humidais continentais	659	54,4%	34.442,7 ha	48,8%
Humidais subterráneos	7	0,6%	0,6 ha	<0,1%
Humidais artificiais	312	27,6%	15.965,8 ha	22,7%
Total	1.131		70.677,3 ha	

Táboa 2- Distribución dos humidais segundo a clasificación establecida no Inventario dos Humidais de Galicia. Tomado de Ramil Rego et al. (2003).

IHG	R	Grupos e tipos de humidais	nº	%n	Superfici	%ha
1.	--	Humidais mariños e costeiros				
1.1.	--	Augas mariñas afastadas da costa				
1.1.1	A	Augas mariñas superficiais permanentes	◆			
1.1.2	B	Leitos mariños submareais	◆			
1.2.	--	Augas mariñas próximas á costa				
1.2.1	B	Augas mariñas superficiais permanentes	13	1,1%	4.831,7	6,8%
1.2.2	D	Costas mariñas rochosas	◆			
1.2.3	E	Sistemas areentos costeiros	15	1,3%	182,6 ha	0,3%
1.2.4	G	Bancos mareais de lama ou area	7	0,6%	2.129,5	3,0%
1.2.5	H	Marismas e esteiros mareáis	5	0,4%	598,3 ha	0,8%
		Subtotal	40	3,4%	7.742,1	10,9%
1.3.	--	Esteiros e sistemas fluvio-mariños				
1.3.1	F	Esteiros	28	2,5%	8.871,8	12,6%
1.3.2	G	Bancos mareais de lama ou área	7	0,6%	426,1 ha	0,6%
1.3.3	H	Marismas e esteiros mareáis	36	3,2%	1.966,5	2,8%
		Subtotal	71	6,3%	11.264,4	16,0%
1.4.	--	Lagoa costeira e sist. lagoa-barreira				
1.4.1	D	Costas mariños rochosos	◆			
1.4.2	E	Sistemas areentos costeiros	6	0,5%	96,1 ha	0,1%
1.4.3	J	Medios lacustres salobres/salgados	14	1,2%	1.031,0	1,5%
1.4.4	K	Lagoas costeiras de auga doce	22	1,9%	134,6 ha	0,2%
		Subtotal	42	3,6%	1.261,7	1,8%
		Total Humidais mariños-costeiros	153	13,3%	20.268,2	28,7%
		Total Humidais de Galicia	1.131	100%	70.677,3	100%

Táboa 3- Distribución de humidais do grupo Humidais mariños e costeiros no Inventario dos Humidais de Galicia (Ramil-Rego et ao. 2003). [IHG] Codificación do Inventario de Humidais de Galicia. [R] Codificación da clasificación de Ramsar. [n]: número de humidais por tipo; [%n]: Porcentaxe por tipos respecto ao número total de humidais. [Superficie]: superficie (ha) por cada tipo de humidal; [%ha]: Porcentaxe en relación á superficie total de humidais. [◆] Tipo con escasa presenza no territorio galego non individualizado nun tipo concreto, polo que aparece asimilado a outra categoría.

IHG	R	Grupos e tipos de humidais	nº	%n	Superficie	%ha
2.	--	Humidais continentais				
2.1.	--	Ecosistemas de augas correntes				
2.1.0	M	Tramos naturais de cursos permanentes	◆			
2.1.1	M	Sistema de illas terrixenas	36	3,2%	489,3 ha	0,7%
2.1.2	M	Cordóns de illas árbore	3	0,3%	6,6 ha	<0,1%
2.1.3	M	Meandros desconectados temporalmente.	9	0,8%	68,2 ha	0,1%
2.1.4	M	Fervenzas e pozos.	21	1,9%	1,9 ha	<0,1%
2.1.5	N	Tramos naturais de cursos intermitentes	◆			
2.1.6	Y	Mananciais de auga doce	◆			
		Subtotal	69	6,2%	566,0 ha	0,8%
2.2.	--	Ecosistemas lacustres continentais				
2.2.1	O	Lagos permanentes de auga doce	2	0,2%	84,1 ha	0,1%
2.2.2	Tp	Lagoas (superficie 8 -1 ha)	14	1,2%	63,4 ha	0,1%
2.2.3	Ts	Charcas (< 1ha)	17	1,5%	22,0 ha	<0,1%
2.2.4	Ts	Lagoas ou charcas temporais	40	3,5%	271,8 ha	0,4%
2.2.5	Ts	Charcas e charcos estacionais (pluviais)	3	0,3%	9,3 ha	<0,1%
		Subtotal	76	6,7%	450,6 ha	0,6%
2.3	--	Turbeiras non arborizadas				
2.3.1	U	Turbeiras de cobertor	2	0,2%	6.121,3 ha	8,7%
2.3.2	U	Turbeiras altas	162	14,3	4.869,2 ha	6,9%
2.3.3	U	Turbeiras baixas (fen)	◆			
		Subtotal	164	14,5	10.990,5 ha	15,6%
2.4	--	Pantanos con vexetación arbustiva				
2.4.1	W	Breixeiros húmidas	54	4,8%	5974,6 ha	8,5%
2.4.2	W	Matogueiras húmidas	1	0,1%	39,4 ha	0,1%
		Subtotal	55	4,9%	6.014,0 ha	8,6%
2.5.	--	Bosques, Turbeiras arborizadas				
2.5.1	Xp	Bosques de inundación	◆			
2.5.2	Xp	Bosques lamacentos	◆			
2.5.3	Xp	Bosques freatófilos	◆			
2.5.4	Xp	Turbeiras arborizadas (Turberias arbóeras)	◆			
2.6.	--	Ecosistemas higrófilos				
2.6.1	Xf	Ecosistemas higrófilos de montaña				
2.6.1.1	Xf	Humidais alpinos/de montaña	◆			
2.6.2	Xf	Ecosistemas higrófilos no orófilos				
2.6.2.1	Xf	Humidais boscosos de auga doce	65	5,7%	2.410,2 ha	3,4%
2.6.2.2	W	Pantanos/esteiros con vexetación arbustiva	43	3,8%	12.050,7 ha	17,1%
2.6.2.3	Tp	Pantanos/esteiros permanentes	1	0,1%	7,8 ha	<0,1%
2.6.2.4	Ts	Pantanos/esteiros estacionais	186	16,5	1.951,6 ha	2,8%
		Subtotal	295	26,1	16.420,3 ha	23,3%
		Total Humidais continentais	659	58,4	34.441,4ha	48,8%
		Total Humidais de Galicia	1.131	100%	70.677,3 ha	100%

Táboa 4- Distribución de humidais continentais no Inventario dos Humidais de Galicia (Ramil-Rego et ao. 2003). [IHG] Codificación do Inventario de Humidais de Galicia. [R] Codificación da clasificación de Ramsar. [n]: número de humidais por tipo; [%n]: Porcentaxe por tipos respecto ao número total de humidais. [Superficie]: superficie (ha) por cada tipo de humidal; [%ha]: Porcentaxe en relación á superficie total de humidais. [◆] Tipo con escasa presenza no territorio galego non individualizado nun tipo concreto, polo que aparece asimilado a outra categoría.

Comparando os datos obtidos no Inventario de Humidais de Galicia (Ramil-Rego et ao. 2003), coa información dispoñible no resto das Comunidades Autónomas para o mesmo período de inventariación (2001-2003), Galicia sería a Comunidade Autónoma con maior número (Figura 3), e probablemente maior superficie de humidais, posuíndo máis do 26% dos humidais españois.

Dentro do territorio galego, a nivel provincial (Táboa 1) destaca claramente a provincia de Lugo, non tanto polo número de humidais inventariados (30%), senón pola superficie abranguida polos mesmos (superior ás 30.000 ha), xa que a provincia nororiental galega inclúe o 60,6% do territorio cartografado. Na provincia de A Coruña o número de humidais ascende a un total de 336 (o 29,7% do total), e

tamén a superficie abranguida é moi elevada (máis de 22.000 ha) co 46,8% da superficie total, aínda que significativamente inferior á rexistrada en Lugo. As provincias de Pontevedra e Ourense albergan un menor número de humidais, 236 e 218 respectivamente (aproximadamente unha quinta parte do total en cada unha delas), e en ambas as dúas provincias a superficie ocupada polos humidais é inferior a 10.000 ha (o 19% do total en Ourense, e case o 16% en Pontevedra).

Seguindo os grandes tipos de humidais establecidos no Inventario dos Humidais de Galicia (Táboa 2), a maioría dos medios inventariados corresponden ao grupo de “humidais continentais” con un total de 659 humidais (o 54,4% do total) seguido polos “humidais artificiais” con 312 humidais (o 27,6%) e os “mariños-costeiros” con 153 humidais (o 13,3%), mentres mentres que o número de “humidais subterráneos” quedaría representado por 7 humidais (Táboa 2).

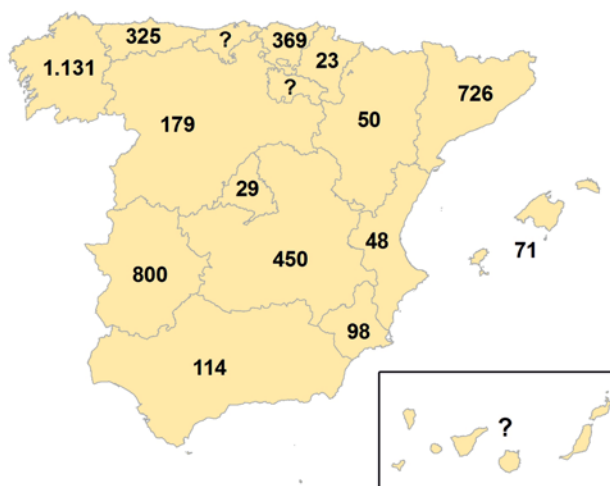


Figura 3- Número de humidais identificados en cada Comunidade Autónoma. O cómputo realizouse no período 2001-2003 coincidente coa elaboración do Inventario de Humidais de Galicia.

IHG	R	Grupos e tipos de humidais	nº	%n	Superficie	%ha
3.	--	Humidais subterráneos				
3.1	--	Humidais subterráneos mariños				
3.1.1	Zka	Sistemas hídricos subterráneos mariños	1	0,1%	0,1 ha	<0,1%
3.2		Humidais subterráneos continentais				
3.2.1	Zkb	Sistemas hídricos continentais	6	0,5%	0,5 ha	<0,1%
3.3		Humidais subterráneos artificiais				
3.3.1	Zkc	Sistemas hídricos artificiais	◆			
Total Humidais subterráneos			7	0,6%	0,6 ha	<0,1%
Total Humidais de Galicia			1.131	100%	70.677,3 ha	100%
			nº	n%	Superficie	%ha
4.	--	Humidais artificiais				
4.1		Estanques e instalacións de acuicultura				
4.1.1	1	Estanques de acuicultura	3	0,3%	7,6 ha	<0,1%
4.2.		Estanques agrícolas, forestais, recreativos.				
4.2.1	2	Estanques artificiais	11	1,0%	37,5 ha	0,1%
4.2.2	4	Terras agrícolas estacionalmente anegadas	◆			
4.3		Cultivos en medios palustres				
4.3.1	3	Regadíos	◆			
4.4		Salinas				
4.4.1	5	Salinas	◆			
4.5		Grandes encoros de auga				
4.5.1	6	Áreas de almacenamento de auga (>8 ha)	67	5,9%	15.315,5 ha	21,7%
4.6		Canles				
4.6.1	9	Canles de drenaxe, gabias	1	0,1%	68,5 ha	0,1%
4.7		Estanques de orixe mineira.				
4.7.1	7	Escavacións abandonadas	230	20,3%	536,7 ha	0,8%
Total Humidais artificiais			312	27,6%	15.965,8 ha	22,7%
Total Humidais de Galicia			1.131	100%	70.677,3 ha	100%

Táboa 5- Distribución de humidais continentais no Inventario dos Humidais de Galicia (Ramil-Rego et ao. 2003). [IHG] Codificación do Inventario de Humidais de Galicia. [R] Codificación da clasificación de Ramsar. [n]: número de humidais por tipo; [%n]: Porcentaxe por tipos respecto ao número total de humidais. [Superficie]: superficie (ha) por cada tipo de humidal; [%ha]: Porcentaxe en relación á superficie total de humidais. [◆] Tipo con escasa presenza no territorio galego non individualizado nun tipo concreto, polo que aparece asimilado a outra categoría.

O litoral da provincia de A Coruña concentra, en consonancia coa súa maior lonxitude, o maior número de humidaes mariños e costeiros, seguida de Pontevedra e finalmente Lugo. O litoral lucense, marcado pola presenza da Rasa Cantábrica e a escasa lonxitude dos ríos Cantábricos, non é tendente á formación de humidaes estuarinos, sendo estes reducidos, salvo o caso da Ría de Ribadeo. En Pontevedra e A Coruña é posible identificar unha boa representación de tipos de humidaes mariños e costeiros. Do medio centenar de lagoas costeiras presentes en Galicia, A Coruña alberga a maior parte, sendo as de maior superficie Valdoviño, Doniños, Louro e Vixán. En Pontevedra establécense importantes sistemas mariños e estuarinos, en torno ás Rías Baixas, como o Esteiro do Umia e do Ulla, aos que habería que unir o extenso esteiro do Miño, marcando a fronteira con Portugal. Na Galicia interior, as cuncas sedimentarias e os fondos dos grandes vales atlánticos albergan unha importante representación de humidaes turfófilos, higrófilos, fluviais e lacustres. Entre as grandes cuncas sedimentarias a Terra Chá destaca pola diversidade e naturalidade dos seus ecosistemas. A chaira de inundación configurada en torno ás canles principais do Miño inclúe unha das mellores representacións da rexión bioxeográfica Atlántica de Bosques aluviais, mesturados con lagoas, herbazais e matogueiras húmidas. A grandiosidade dos bosques de ameneiro e bidueiro contrasta co ambiente íntimo que transcende das pequenas charcas temporais que salpican o territorio, e que dan acubillo a importantes poboacións de hidrófitos catalogados a nivel internacional como especies raras e en perigo.

A montaña galega inclúe igualmente un número importante de humidaes. Así, a provincia de Lugo cunha menor proporción de humidaes costeiros e mariños adquire,

debido á súa grande diversidade de montañas, unha superficie de humidaes equiparables á das provincias de A Coruña e Pontevedra. Nas áreas montañosas a maior superficie de humidaes concéntrase nas turbeiras e nos queirogais húmidos. Pola contra son moi reducidas, aínda que numerosas, as lagoas situadas nas áreas montañosas. A maioría orixináronse en cubetas de orixe glaciar, como é o caso da Lagoa de Lucenza ou as numerosas charcas e lagoas de orixe glaciar existentes os cumios de Trevinca.

Estatus de protección ambiental

O Inventario de Humidaes de Galicia evidenciaba un importante desfase entre as normativas ambientais de carácter xeral que recoñecían a importancia dos humidaes e establecían un estatus de protección non específico para as zonas húmidas e os seus compoñentes, fronte ao escaso número de humidaes ou compoñentes dos mesmos aos que se lles outorgara unha categoría específica de protección, ben derivado da aplicación dunha figura concreta de área protexida, ou pola inclusión dunha especie nos catálogos ou listados de especies protexidas e/ou ameazadas.

Os datos do Inventario resultan bastante relevantes. Dos 1131 humidaes de Galicia, soamente 5 deles (Táboa 6), posuían unha figura específica de área protexida, vinculada coa súa declaración como humidal Ramsar. A adhesión de España ao Convenio de Ramsar producírase no ano 1982 (Instrumento de Adhesión de 18 de marzo, BOE 199, 20/08/1982), e nese mesmo xa se inscribían na Lista os primeiros Humidaes de Importancia Internacional españois: Doñana e Daimiel, que serían seguidos pola Laguna de Fuente de Piedra. Pero non sería ata o ano 1989 cando se declararían os primeiros Humidaes de Importancia Internacional en Galicia, incluídos na decisión do Consello

Humidaes de Importancia Internacional (Convenio de Ramsar)				
Espazo	Provincia	Superficie	Ano	Actualización
Ría de Ortigueira e Ladrado	A Coruña	2.920 ha	1989	2.920 ha
Complexo intermareal do Grove-Umia	Pontevedra	2.561 ha	1989	2.600,58 ha
Complexo Dunar de Corrubedo, Carregal e Vixán	A Coruña	550 ha	1992	983,8 ha
Lagoa e Areal de Valdoviño	A Coruña	255 ha	1992	485,23 ha
Ría do Eo	Lugo	614 ha	1994	614 ha

Táboa 6- Superficies e datas de declaración dos Humidaes de Importancia Internacional declarados en Galicia, e actualizacións posteriores do seu ámbito territorial de protección.

Area	Incluídos na Rede Natura 2000			Excluídos da Rede Natura 2000		
	nº	Superficie	%	nº	Superficie	%
A Coruña	95	10.595,9 ha	15,0%	241	11.619,3 ha	16,4%
Lugo	133	24.327,1 ha	34,4%	208	6.378,7 ha	9,0%
Ourense	84	5.362,5 ha	7,6%	134	4.301,1 ha	6,1%
Pontevedra	68	4.985,2 ha	7,1%	168	3.103,5 ha	4,4%
Galicia	380	45.270,8 ha	64,1%	751	25.406,5 ha	35,9%

Táboa 7- Distribución de humidaes a nivel provincial en relación á súa inclusión na proposta de Rede Natura 2000 de Galicia do ano 2003. [nº] número de humidaes [ha] superficie [%ha] porcentaxe respecto ao total da superficie inventariados (tomado de Ramil-Rego et al. 2003).

de Ministros de 28 de xullo de 1989 (BOE 110, 08/05/1990) na que se designaban 17 humidais, dous deles galegos: Ría de Ortigueira e Ladrado (2.920 ha) e Complexo intermareal do Grove-Umia, A Lanzada, Lagoa Bodeira e Punta Carreirón (2.561 ha). Posteriormente, o Consello de Ministros de 21 de febreiro de 1992 (Resolución de 15 de marzo de 1993, BOE 73, 26/03/1993), designará a dous novos humidais galegos: Lagoa e Areal de Valdoviño (255 ha) e Complexo das praias, lagoa e duna de Corrubedo (550 ha). En 1994, inscríbese na lista de Humidais de Importancia Internacional a Ría do Eo (Acordo do Consello de Ministros de 15 de xullo de 1994. Resolución do 4 de novembro de 1994, BOE 273, 15/11/1994), cuxa superficie (1.740 ha) se atopa dividida entre Asturias (1.126 ha) e Galicia (614 ha).

Por contra, ningún dos humidais inventariados fora designado coa categoría de Humidal Protexido, en vigor dende a Lei 9/2001, xa que a primeira declaración baixo esta figura non se producirá ata o ano 2004 coa publicación do Decreto 110/2004. A vinculación dos humidais galegos con figuras de espazos naturais quedaba, con todo, reforzada coa creación da Rede Natura 2000 (DC 92/43/CEE, Real Decreto 1997/1995, do 7 de decembro, polo que se establecen medidas para contribuír a garantir a biodiversidade mediante a conservación dos hábitats naturais e da fauna e flora silvestres. BOE 310, 28/12/1995; Real Decreto 1193/1998, do 12 de xuño, polo que se modifica o Real Decreto 1997/1995, do 7 de decembro, polo que se establecen medidas para contribuír a garantir a biodiversidade mediante a conservación dos hábitats naturais e da fauna e flora silvestres. BOE 151, 25/06/1998), xa que dentro da mesma chegaba a incluírse unha proporción significativa dos humidais inventariados en Galicia (Táboa 7). En consecuencia, a normativa europea (DC 79/409/CEE, DC 92/43/CEE) suplía a deficiencia das disposicións legais estatais e autonómicas, e a escasa motivación dos autoridades para impulsar a súa protección e conservación.

Situación dos humidais galegos no período 2001-2016

A elaboración do Inventario de Humidais de Galicia (Ramil-Rego et al., 2003), outorgaba á administración unha ferramenta fundamental para asegurar a conservación e ou uso sustentable dos humidais, acorde cos criterios e obrigacións emanados dos Convenios Internacionais, e a lexislación europea, estatal e autonómica.

Desenvolvemento do réxime xurídico

A Lei 9/2001, do 27 de agosto de Conservación da Natureza (DOG 171, 04/09/2001), establecía para a Comunidade Autónoma de Galicia un novo marco de protección e conservación da natureza, incluíndo 9 figuras de protección

de espazos naturais protexidos. Entre os mesmos, en resposta á necesidade de dotar un réxime de protección específico para os humidais co fin de promover e contribuír a unha mellor conservación destes ecosistemas, atendendo á súa especial fraxilidade e valor dende o punto de vista ambiental, e sobre todo para aqueles humidais declarados como de Importancia Internacional segundo o Convenio de Ramsar (Irán), creábase na Lei 9/2001 a figura de Humidal Protexido (Táboa 8) dentro das categorías de Espazos Naturais Protexidos, integrándoos na Rede Galega de Espazos Protexidos.

O desenvolvemento desta figura se inicia a través do Decreto 110/2004, de 27 de maio (DOG 108, 07/06/2004), no que se estableceron os criterios caracterizadores dos humidais protexidos, as condicións para a súa delimitación, o procedemento de catalogación e declaración, ou o réxime de limitacións e prohibicións, entre outros aspectos esenciais. No tocante ás devanditas limitacións e prohibicións, sen prexuízo das normas específicas que se establezan nos correspondentes instrumentos de planificación dos humidais protexidos, prohibense unha serie de usos e actuacións (Táboa 9), que constituían a normativa básica de conservación e uso sostible desta figura de protección.

O Decreto 110/2004 declarará os primeiros Humidais Protexidos galegos (e os únicos ata a actualidade), correspondentes aos 5 Humidais de Importancia Internacional do Convenio de Ramsar (Irán) que foran designados previamente dentro do territorio galego entre os anos 1989 e 1994: Ría de Ribadeo, Ría de Ortigueira e Ladrado, Lagoa e areal de Valdoviño, Complexo das praias, lagoa e duna de Corrubedo e Complexo intermareal Umia - O Grove - A Lanzada. Os límites dos Humidais Protexidos no Decreto 110/2004 eran coincidentes cos establecidos no proceso da súa declaración como Humidal de Importancia Internacional de Ramsar. Nalgúns casos as cifras superficiais indicadas incluían pequenas modificacións (confrontar Táboa 6 coa Táboa 11) motivadas polo emprego no ano 2004 de Sistemas de Información Xeográfica (SIX) para o seu cálculo seguindo a descrición literal dos límites que aparecía indicada na documentación oficial que motivou a súa declaración como Ramsar.

O Decreto 110/2004 sería modificado polo Decreto 132/2005 (DOG nº 102, 30/05/2005), no que se rebaixaba a protección legal dos humidais derivada da Lei 22/1988 de Costas (BOE nº 181 de 29/07/1988) fronte a determinados tipos de actuacións humanas (construción de edificacións e outros usos residenciais, infraestruturas). Esta modificación determinaba a presentación dun conflito entre a Administración do Estado e a Comunidade Autónoma de Galicia que concluíu coa Sentenza 30/2007 da Sala do contencioso-administrativo do Tribunal Superior de Xustiza de Galicia que anulou os apartados 2 e 3 do artigo único do Decreto 132/2005, ao considerar que estes preceptos «non

se axustan á orde constitucional de distribución de competencias entre o Estado e a Comunidade Autónoma de Galicia, ao modificar a regulación do réxime do Dominio Público Marítimo-Terrestre que a lexislación estatal establece en materia de costas».

Coincidindo temporalmente coa aprobación do Decreto 132/2005, promovíase a adecuación técnica dos límites dos Humidais de Importancia Internacional de Galicia, o que supoñía a actualización das superficies abrangidas polos

mesmos. Nalgúns casos, como Ribadeo, Ortigueira ou O Grove, as modificacións corresponden ao emprego de metodoloxías e ferramentas dunha maior precisión, redefinindo os límites axustándoos a límites reais físicos do territorio, e por tanto afectando a superficies mínimas, tanto porcentualmente como en valor absoluto. Sen embargo, no caso de Corrubedo e Valdoviño existiron grandes diferenzas entre a superficie inicialmente designada e a correspondente á actualización da FIR (Táboa 6).

Lei 9/2001, de 27 de agosto, de conservación da natureza (DOG 171, 04/09/2001)

Artigo 14.-Humidal protexido

1. Entenderase por humidal protexido as extensións de marismas, pantanos, turbeiras ou superficies cubertas de auga, sexan estas de réxime natural ou artificial, permanentes ou temporais, estancadas ou correntes, doces, salobres ou salgadas, incluídas as extensións de auga mariña nas que a profundidade en marea baixa non exceda de seis metros, que á vez cumpran unha función de importancia internacional, nacional ou autonómica na conservación dos recursos naturais, e que sexan declaradas como tales.

Poderán comprender zonas ribeiregas, costeiras ou adxacentes, así como as illas ou extensións mariñas de profundidade superior ós seis metros en marea baixa cando estas se encontren dentro do humidal.

2. Nos humidais protexidos poderanse limita-los aproveitamentos dos recursos naturais, prohibíndose en todo caso os incompatibles coas finalidades que xustificasen a súa declaración.

Táboa 8- Definición da figura de humidal protexido na Lei 9/2001.

Decreto 110/2004 , do 27 de maio, polo que se regulan os humidais protexidos (DOG nº 108, 07/06/2004).

Artigo 4º.-Limitacións e prohibicións

De conformidade co artigo 14.2º da Lei 9/2001, do 21 de agosto, de conservación da natureza, con carácter xeral e sen prexuízo das normas específicas establecidas no instrumento de planificación de cada humidal protexido, tanto no humidal como na súa zona periférica de protección, prohibense os seguintes usos e actuacións:

1. A introdución de especies de flora e fauna non autóctonas agás as especies hortofrutícolas e as de acuicultura que figuran nos plans de explotación de recursos mariños aprobados pola Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos, logo do informe favorable da Consellería de Medio Ambiente.
 2. As actividades que directa ou indirectamente poidan producir o desecamento ou a alteración hidrolóxica do humidal.
 3. As actividades, verteduras sólidas e líquidas de calquera natureza que afecten de forma negativa, directa ou indirectamente, a calidade das augas superficiais ou subterráneas que alimentan e manteñen o funcionamento do humidal.
 4. A modificación do réxime hidrolóxico e composición das augas, así como a alteración dos seus límites e medios ecolóxicos, fóra dos casos previstos nos instrumentos de planificación hidrolóxica aprobados.
 5. As modificacións da cubeta e das características morfolóxicas do humidal, o recheo do humidal con calquera tipo de material, así como a alteración topográfica da súa zona periférica de protección.
 6. A extracción de area, turba ou outro tipo de sedimentos.
 7. A construción de edificacións ou infraestruturas de calquera tipo, incluída a apertura de infraestruturas viarias.
 8. A utilización de produtos praguicidas, funxicidas ou fitocidas no humidal que lle poidan afectar, e que teña un grao de toxicidade que estea cualificado como de tóxico ou moi tóxico para as persoas e para as especies terrestres e acuícolas, de acordo co establecido na Regulamentación técnico-sanitaria para a fabricación, comercialización e utilización de praguicidas.
 9. A instalación de tendidos eléctricos, de telefonía, así como antenas de telefonía móbil.
 10. A emisión de rúidos que perturban ou incidan negativamente sobre a fauna.
 11. As queimas non autorizadas de todo tipo de vexetación que resulten incompatibles coa conservación do humidal.
 12. Calquera actividade deportiva ou recreativa non compatible co mantemento das funcións ou valores por que se teña declarado.
 13. Calquera outra actividade non recollida anteriormente que poida prexudicar significativamente a conservación do humidal.
2. Nos humidais protexidos poderanse limita-los aproveitamentos dos recursos naturais, prohibíndose en todo caso os incompatibles coas finalidades que xustificasen a súa declaración.
-

Táboa 9- Definición da figura de humidal protexido no Decreto 110/2004.

No **Complexo das praias, lagoa e duna de Corrubedo** existía unha discrepancia entre a superficie atribuída a este humidal na Resolución de 15 de marzo de 1993 (BOE nº 73, 26/03/1993), con 550 ha, coa consignada na Ficha Informativa Ramsar (FIR) inicial do ano 1992, de 996 ha. Atendendo á delimitación cartográfica e á descrición en letra dos seus límites no BOE, a área abranguida polo ámbito territorial do humidal debera sumar as 996 ha indicadas na FIR, xa que os seus límites correspondíanse co Espazo Natural en Réxime de Protección Xeral (ENRPX) que xa fora declarado provisoriamente (Orde do 8 de xullo de 1991, DOG 143, 29/07/1991), derivado á súa vez do Espazo Natural designado nas Normas Subsidiarias e Complementarias de Planeamento (NCSP) ao abeiro da normativa de planeamento (Orde de 3 de abril de 1991, DOG 72, 16/04/1991). Estas disposicións supoñían o paso previo para a súa declaración como Parque Natural do Complexo húmido de Corrubedo e lagoas de Carregal e Vixán, declarado no mesmo ano da designación do humidal de importancia internacional (Decreto 139/1992, DOG 113, 15/06/1992). Tanto na superficie do ENRPX, como das NCSP, como do Parque Natural, a superficie descrita por estes espazos sumaba as 996 ha que constaban na FIR do humidal Ramsar. A delimitación deste Humidal de Importancia Internacional será motivo de modificación na actualización da súa FIR en febreiro de 2006, pasando finalmente a constar unha superficie de 983,8 ha.

Máis problemática resultou a modificación plantexada para o humidal da **Lagoa e Areal de Valdoviño**. A superficie indicada na súa designación mediante o Consello de Ministros de 21 de febreiro de 1992 (Resolución de 15 de marzo de 1993, BOE nº 73, 26/03/1993) era de 255 ha, cifra que se incluía igualmente na FIR inicial, datada por Ramsar nos seus servidores como correspondente a 1992. Sen embargo, a descrición dos límites do espazo no BOE (Táboa 10) e máis na FIR, abrangúan unha área que trasladada a un plano 1:5.000 describía unha superficie moi superior, ascendendo a algo máis de 740 ha. Esta era a superficie consignada na cartografía dixital que a partires do ano 2001 se atopaba a libre descarga dende a Dirección Xeral de Conservación da Natureza da Xunta de Galicia, mediante un arquivo vectorial dixital “shape”. Esta delimitación e

superficie serán coincidentes coas declaradas posteriormente no ano 2004 como Humidal Protexido no Decreto 110/2004 (Táboa 10). Parece por tanto que a cifra inicial de 255 ha consignadas no Consello de Ministros de 21 de febreiro de 1992 correspondía a un cálculo erróneo da superficie do humidal, e por conseguinte a superficie correcta, acorde coa descrición literal contida nos documentos oficiais, era de 740,70 ha.

O Humidal de Importancia Internacional Lagoa e Areal de Valdoviño vería modificados os seus límites mediante o Consello de Ministros de 16 de decembro de 2005 (Resolución de 17 de xaneiro de 2006, BOE 47, 24/02/2006). No devandito acordo anexábanse os novos límites sobre unha ortofotografía aérea de alta resolución, indicándose que no ano 1995 fora efectuada unha redefinición dos límites deste espazo, con motivo dunha corrección de erros na descrición dos mesmos en 1992, o que supoñía un “incremento” na superficie do espazo dende as 255 ha orixinais ata as 485,23 ha actuais. O criterio adoptado polo Consello de Ministros trasladábase á información da Ficha Informativa de Ramsar (FIR) do humidal da Lagoa e Areal de Valdoviño, elaborada no ano 2007.

A comparación entre as descricións e delimitacións xeográficas (Figura 4) establecidas para o límite inicial do Humidal de Importancia Internacional Lagoa e Areal de Valdoviño no Consello de Ministros de 21 de febreiro de 1992 (Resolución de 15 de marzo de 1993, BOE 73, 26/03/1993), e as modificacións introducidas no Consello de Ministros de 16 de decembro de 2005 (Resolución de 17 de xaneiro de 2006, BOE 47, 24/02/2006), devolve un balance negativo para a superficie abranguida polo espazo, xa que o humidal perdería unha superficie de 255,47 ha, pasando de 740,70 ha a 485,23 ha, o que representa unha perda do 34% da área protexida inicialmente. A realización dunha modificación de tal calibre, sen unha xustificación apoiada por criterios científicos ou técnicos, ven sendo denunciada por colectivos ambientalistas (Muñiz 2016), entendendo estas decisións como unha perda de calidade no ámbito xurídico de protección dos humidais protexidos en particular, e da biodiversidade galega en xeral.

Consello de Ministros de 21/02/1992 (Resolución de 15/03/1993, BOE 73, 26/03/1993)

Anexo

Lagoa e Areal de Valdoviño

Límites: Polo Norte dende a Punta Frouxeira ao longo do areal ou praia da Frouxeira, pola liña de costa ata a liña recta imaxinaria trazada dende a illa Percebeleira ata a estrada que dende a Porta do Sol, en Valdoviño, remata na praia. Seguindo por esta estrada ata a estrada de Ferrol a Cedeira, e por esta ata o seu cruce coa de Ferrol a Valdoviño ata Canto do Muro, polo camiño local de Frouxeira ata a Punta Frouxeira.

Táboa 10- Descrición dos límites do humidal da Lagoa e Areal de Valdoviño aprobados no Acordo do Consello de Ministros de 21 de febreiro de 1992 (BOE 73, 26/03/1993), incluídos na FIR de 1992 e que corresponden cos límites do Humidal Protexido aprobado no Decreto 110/2004.



Figura 4- Comparación da delimitación do Humidal de Importancia Internacional de Ramsar entre a súa designación inicial en 1992 e a modificación dos límites no ano 2005.

O criterio empregado para a modificación do Humidal de Importancia Internacional será tamén utilizado para modificar o ámbito territorial do Humidal Protexido. Como consecuencia da Sentenza 30/2007 da Sala do contencioso-administrativo do Tribunal Superior de Xustiza de Galicia (xa comentada en parágrafos anteriores), derogábase o Decreto 110/2004 (e consecuentemente o Decreto 132/2005 que o modificaba) para ser substituído polo Decreto 127/2008, de 5 de xuño (DOG nº 122, 25/06/2008), polo que se desenvolvía o réxime xurídico dos Humidais Protexidos e se creaba o Inventario dos Humidais de Galicia. Este novo Decreto volvía a incluír a declaración dos 5 Humidais Protexidos contemplados no Decreto 110/2004, mais as superficies eran modificadas, de xeito que foron axustadas ás incluídas nas FIR actualizadas de cadanseu humidal: Ría de Ribadeo (613,76 ha), Ría de Ortigueira e Ladrado (3.025,27 ha), Lagoa e areal de Valdoviño (485,23 ha). Complexo das praias, lagoa e duna de Corrubedo (983,81 ha) e Complexo intermareal Umia-O Grove-A

Lanzada (2.600,58 ha). Isto motivaba, de xeito análogo ao ocorrido coa figura do Humidal de Importancia Internacional, unha perda de 255,47 ha no Humidal Protexido Lagoa e Areal de Valdoviño, entre a superficie declarada no Decreto 110/2004 e a incluída no Decreto 127/2008 (Táboa 11), é dicir, un 34% do ámbito protexido no primeiro.

O último Humidal de Importancia Internacional foi designado no ano 1994, é dicir, hai 23 anos. Dende o Decreto 110/2004, pasaron 13 anos nos que non foron engadidos novos Humidais Protexidos ao panorama dos espazos naturais protexidos galegos. A ausencia de novas designacións en Galicia contrasta coa política levada a cabo noutras Comunidades Autónomas, que neste mesmo período (2004-2016) aumentaron sensiblemente o seu ritmo de novas designacións de Humidais de Importancia Internacional de Ramsar (Táboa 12). Especialmente en Andalucía onde chegaron a acadar durante este período máis de 146.000 ha (un 1,7% do territorio continental),

Catalunya superou as 53.000 ha (o 1,6% da superficie terrestre) ou a Comunitat Valenciana acadou máis de 31.000 ha (o 1,4% da superficie continental), superando

amplamente a superficie designada e a porcentaxe continental representada en Galicia (7.671,6 ha, 0,3% do territorio continental).

Humidais Protexidos			
Espazo	Provincia	D 110/2004	D 127/2008
Ría de Ribadeo	Lugo	563,44 ha	613,76 ha
Ría de Ortigueira e Ladrado	A Coruña	2.985,28 ha	3.025,27 ha
Lagoa e areal de Valdoviño	A Coruña	740,70 ha	485,23 ha
Complexo das praias, lagoa e duna de Corrubedo	A Coruña	982,90 ha	983,81 ha
Complexo internareal Umia-O Grove-A Lanzada	Pontevedra	2.476,72 ha	2.600,58 ha

Táboa 11- Superficies dos Humidais Protexidos en Galicia segundo os Decretos 110/2004 e 127/2008.

Comunidade Autónoma	1982 - 2003		2004 - 2016	
	nº	Superficie	nº	Superficie
Asturias	1/2	1.126,0 ha	1+1/2	2.579,6 ha
Andalucía	9	11.140,0 ha	25	146.066,4 ha
Aragón	2	6.882,0 ha	4	16.700,9 ha
Canarias	1	127,0 ha	1	127,0 ha
Cantabria	1	6.907,0 ha	1	6.678,9 ha
Castilla y León	2	3.161,0 ha	2	3.040,3 ha
Castilla-La Mancha	7	2.249,0 ha	8	10.341,9 ha
Catalunya	3	13.553,0 ha	4	53.669,1 ha
Comunidad de Madrid	-	----	1	487,6 ha
Comunidad Foral de Navarra	2	317,0 ha	2	315,8 ha
Comunitat Valenciana	6	10.678,0 ha	6	31.708,2 ha
Euskadi	6	1.715,0 ha	6	1.863,2 ha
Extremadura	2	7.378,0 ha	2	6.990,4 ha
Galicia	4+1/2	6.900,0 ha	4+1/2	7.671,6 ha
Illes Balears	2	3.340,0 ha	2	3.343,7 ha
La Rioja	-	----	1	86,1 ha
Región de Murcia	1	14.933,0 ha	3	15.186,6 ha
Total	50	90.406,0 ha	74	306.857,3 ha

Táboa 12- Número e superficies abrangidas polos Humidais de Importancia Internacional nas CCAA no período 1982-2003 e no período 2004-2016.

Estatus de protección dos humidais

O Plan Estratégico para a Diversidade Biolóxica 2011-2020, aprobado en 2010 pola 10ª reunión da Conferencia das Partes no Convenio sobre a Diversidade Biolóxica, pretende “deter a perda de diversidade biolóxica a fin de asegurar que, para 2020, os ecosistemas sexan resilientes e sigan fornecendo servizos esenciais, asegurando deste xeito a variedade da vida do planeta e contribuíndo ao benestar humano e á erradicación da pobreza” (CBD, 2010). O Plan Estratégico para a Diversidade Biolóxica 2011-2020, inclúe as “Metas de Aichi”, un conxunto de obxectivos e medidas deseñadas en base a unha análise dos beneficios que a natureza brinda ao benestar humano e, polo tanto, transcenden a mera conservación da diversidade biolóxica. As Metas de Aichi presentan os elementos de conexión entre a biodiversidade e o desenvolvemento sustentable (CBD, 2010, IUCN, 2014).

O obxectivo estratéxico C das Metas de Aichi incide en: Mellorar a situación da diversidade biolóxica salvaguardando os ecosistemas, as especies e a diversidade xenética, a través de 3 metas. A primeira delas (Meta-13), fixa que para o 2020, polo menos o 17% das zonas terrestres e de augas continentais e o 10% das zonas mariñas e costeiras, especialmente aquelas de particular importancia para a diversidade biolóxica e os servizos dos ecosistemas, sexan conservadas por medio de sistemas de áreas protexidas administradas de maneira eficaz e equitativa, ecoloxicamente representativos e ben conectados e outras medidas de conservación eficaces baseadas en espazos, que se atopen integrados nas paisaxes terrestres e mariñas máis amplas. Galicia atópase moi afastada dos criterios establecidos pola Meta-13, mais esta situación albíscase igualmente gris en relación con outras das Metas de Aichi, especialmente por (CBD, 2010): Meta-5 vinculada coa perda do estado de conservación dos hábitats; Meta-7 vinculada

coa sostibilidade das actividades agrícolas e forestais; Meta-9 vinculada co control das especies exóticas prioritarias; Meta-12 vinculada coa conservación de especies ameazadas; Meta-15 vinculada co incremento da resiliencia dos ecosistemas e a contribución da diversidade biolóxica ás reservas de carbono.

No período 2001-2016 non se incrementa a superficie de humidais cun réxime de protección específico, xa que a pesar de que o ano 2004 se declaraban os primeiros humidais protexidos, como desenvolvemento da figura contemplada na Lei 9/2001, estes correspondían unicamente a Humidais de Importancia Internacional (Convenio de Ramsar), declarados previamente. De feito dende a última declaración efectuada no ano 1994 do Ramsar da Ria do Eo, ata a actualidade transcorreron 23 anos sen novas declaracións que supoñan un incremento efectivo da superficie de protección dos humidais.

No resto de figuras de espazos naturais protexidos tampouco se seguiu unha traxectoria distinta ás dos Humidais Protexidos. Mediante o Decreto 72/2004, do 2 de abril, declarábanse determinados Espazos como Zonas de Especial Protección dos Valores Naturais (DOG 69, 12/04/2004), dando definitivamente un figura de área protexida aos espazos galegos da Rede Natura 2000. Sen embargo, tras o Decreto 72/2004 o proceso de consolidación territorial se estancou durante anos, coa salvedade da única excepción coa declaración da ZEPA da Limia (Decreto 411/2009, DOG 230, 24/11/2009). Deste xeito, a superficie de Lugares de Importancia Comunitaria tras a aprobación da lista inicial da Rexión Mediterránea Atlántica (Decisión da Comisión 2004/813/CE, DOUE 29/12/2004) e Mediterránea (Decisión da Comisión 2006/613/CEE, DOUE 21/09/2006), mantívose invariable hasta a actualidade.

Nas dúas Decisións anteriores (2004/813/CE, 2006/613/CE) dispoñíase a necesidade de resolver a información relativa a determinados hábitats obxecto de Exame Científico, que afectaban no caso de España a determinados tipos de hábitats de turbeira, tanto nos territorios adscritos á Rexión Atlántica (7130* Turbeiras de cobertor) como a Rexión Mediterránea (7110* Turbeiras altas activas, 7140 Mires de transición). No caso do hábitat 4020* Queirogais húmidos atlánticos de zonas temperadas de *Erica ciliaris* e *Erica tetralix*, considérase cunha representación insuficiente na proposta española. Máis dunha década despois, estas deficiencias aínda non foron solucionadas. O cumprimento de ambas as dúas decisións obrigaría a incrementar a superficie da Rede Natura 2000 de Galicia, así como doutros territorios do Norte da Península Ibérica, especialmente de Cantabria e Asturias, a fin de integrar áreas con presenza de turberas (7110*, 7130*, 7140) ou queirogais húmidos (4020*), que quedaron excluídas ata o momento.

Normas de xestión

No ano 2001 as normas de xestión dos humidais galegos quedaban circunscritas á normativa xeral da política de augas, costas e de medio ambiente. O único humidal que dispoñía dun instrumento de xestión era o Humidal de Importancia Internacional de Corrubedo, habida conta da súa coincidencia cos límites do Parque Natural, polo que eran de aplicación as disposicións establecidas no seu Plan de Ordenación dos Recursos Naturais. O primeiro Decreto de regulación dos Humidais Protexidos (Decreto 110/2004, modificado polo Decreto 132/2005), non resultou moi efectivo en canto á promoción da conservación e do uso racional dos humidais, máis aínda cando no seu articulado se establecía un procedemento case automático para excepcionalizar as escasas medidas de xestión que se contemplaban.

A situación verase modificada coa aprobación do Decreto 37/2014, do 27 de marzo, polo que se declaran zonas especiais de conservación os lugares de importancia comunitaria de Galicia e se aproba o Plan Director da Rede Natura 2000 de Galicia (DOG 62, 31/03/2014), cuxas medidas de xestión inciden sobre un gran número de humidais galegos, regulando os distintos tipos de usos e actividades (Ramil-Rego & Crecente Maseda, 2012). Posteriormente, aprobarase o Plan de Conservación do humidal da Lagoa da Frouxeira mediante o Decreto 30/2015, de 5 de febreiro (DOG 38, 25/02/2015), que non foi capaz de resolver o desequilibrio biolóxico que sofre este humidal.

O primeiro obxectivo da Directiva Marco da auga (DC 2000/60/CE do 23 de outubro de 2000, DOUE 22/12/2000), enfatiza sobre a necesidade de establecer un marco para a protección das augas superficiais continentais, as augas de transición, as augas costeiras e as augas subterráneas que: preveña toda deterioración adicional e protexa e mellore o estado dos ecosistemas acuáticos e, con respecto ás súas necesidades de auga, dos ecosistemas terrestres e humidais directamente dependentes dos ecosistemas acuáticos (art.1,a). Estes aspectos dificilmente pódense alcanzar en Galicia a través dos actuais plans hidrolóxicos de concas intercomunitarias (Real Decreto 1/2016, do 8 de xaneiro, BOE 16, 19/01/2016) e intracomunitarias (Orde do 29 de xaneiro de 2016, DOG 33, 18/02/2016), nos que se parte dunha deficiente valoración dos compoñentes da biodiversidade relativa aos ecosistemas acuáticos e especialmente aos humidais.

Restauración e monitoraxe

Baixo o termo “Restauración” se adoita incluír en Galicia distintas accións que se realizan nos ecosistemas húmidos sen efectuar unha avaliación obxectiva e menos aínda un seguimento da eficiencia das mesmas, e especialmente do seu impacto sobre o patrimonio natural e a biodiversidade.

De feito, é posible verificar que moitas destas accións xeraron unha afección negativa sobre o estado de conservación dos hábitats e das especies, ou o que é máis grave, sobre a propia integridade do humidal. Eliminando estas accións incoherentes, o cómputo de humidais restaurados en Galicia no período 2001-2016 resulta pouco significativo en canto a superficies de actuación, e en consecuencia moi afastado dos valores establecidos nas Metas de Aichi (CBD, 2010).

En canto ás labores de monitoraxe sobre os humidais o período 2001-2016 iníciase co desenvolvemento de distintos traballos de seguimentos tanto de especies como de hábitats, que responden a traballos programados e subvencionados polas administracións competentes, como os realizados por distintos grupos de investigación froito das convocatorias de I+D+i de ámbito europeo, estatal e autonómico. Estes traballos contribuíron substancialmente á mellora do coñecemento dos humidais, así como á adecuación de medidas de xestión concretas para estes ou os seus compoñentes. Un número importante de teses doutorais e artigos científicos evidencian a importancia e a calidade da labor realizada, como pode comprobarse nas distintas bases bibliográficas e documentais.

Nos últimos anos a situación sufriu un cambio substancial, que en gran medida vincúlase coa crise económica internacional e o recorte dos recursos en I+D+i. Por unhas ou outras causas as labores de monitoreo diminuíron, e nalgúns casos desapareceron. Perdeuse deste xeito a continuidade de rexistros ambientais que nalgúns casos tiñan máis de 15 ou 20 anos de antigüidade. De non corrixiarse esta situación ponse en risco o cumprimento dos obxectivos básicos nas políticas de conservación dos humidais, en canto non existen datos obxectivos para poder avaliar o seu estado de conservación en conxunto, e dos seus compoñentes por separado, así como da eficiencia das medidas xestión.

Estado de conservación dos humidais.

Incluímos aquí unha avaliación do estado de conservación dos humidais de Galicia (29 tipos) no período 2001-2016, realizada aplicando a metodoloxía que a Comisión Europea estableceu para a Rede Natura 2000, centrándonos nos tipos de hábitats de interese comunitario característicos dos distintos tipos de humidais naturais de Galicia (Ramil-Rego et al. 2003; 2008a,b; Ramil-Rego & Crecente Maseda, 2012). En cada un dos tipos de humidais valoráronse 4 factores: Superficie de ocupación (2001-2016), cambios na estrutura dos hábitats que conforman o humidal, alteracións da súa hidroloxía, e estado de conservación das especies características do humidal. Para cada un deles consignáronse distintos parámetros que se recollen na Táboa 13.

As distintas actividades que afectan negativamente ao estado de conservación dos humidais valoráronse seguindo a sistematización establecida no documento: Directrices para a vixilancia e avaliación do estado de conservación das especies ameazadas e de protección especial (CEPNB, 2012) que á súa vez deriva da Listaxe estandarizada da Comisión Europea (14/04/2010). Agrupando nesta publicación as afeccións en 4 clases (A.- Actividades do sector primario. B.- Actividades construtivas. C.- Contaminación. D.- Actividades de uso público), nas que se inclúen 4 tipos de actuacións.

Dos 29 tipos do Inventario de Humidais de Galicia (IHG) avaliados (Táboa 13), soamente 3 (10,35 %) teñen un estado de conservación “**Bo**”, entre os que se inclúen os hábitats subterráneos; Sistemas subterráneos mariños (3.1.1) e Humidais subterráneos continentais (3.2.1), así como as Augas mariñas permanentes (1.2.1). Cun estado de conservación “**Regular**” atópase un único hábitat (3,45%) que se corresponde aos Esteiros (1.3.1). O resto dos tipos de humidais teñen un estado de conservación “**Deficiente**” (25 tipos 86,20%).

Os tipos de humidais nun estado de conservación “**Deficiente**” poden subdividirse en tres categorías. Nun primeiro nivel pode diferenciarse o estado de conservación “**Malo**” representado en 8 tipos de humidais (27,58%), Sistemas areentos costeiros (1.2.3, 1.4.2), Bancos mareais de lama ou área (1.2.4, 1.3.2), Marismas e esteiros mareais (1.3.3), Meandros desconectados temporalmente (2.1.3), Matogueiras húmidas (2.4.2), Pantanos/esteiros permanentes (2.6.2.3). O seguinte estado de conservación é “**Moi malo**”, identificado en 11 tipos de humidais (37,93%): Marismas e esteiros mareais (1.2.5), Lagoas costeiras de auga doce (1.4.4), Sistema de illas terrixenas (2.1.1), Cordóns de illas árbore (2.1.2), Meandros desconectados temporalmente (2.1.3), Lagos permanentes de auga doce (2.2.1), Pantanos/esteiros estacionais (2.6.2.4), Turbeiras de cobertor (2.3.1), Turbeiras altas (2.3.2), Queirogais húmidos (2.4.1), Pantanos/esteiros arbustivos (2.6.2.2). E finalmente nun estado de conservación “**Crítico**” se inclúen 6 tipos de humidais (20,69%): Medios lacustres salobres/salgados (1.4.3), Lagoas (2.2.2), Charcas (2.2.3), Lagoas ou charcas temporais (2.2.4), Charcas e charcos estacionais (2.2.5) Humidais boscosos de auga doce (2.6.2.1),

As actuacións antrópicas que afectan de maneira moi negativa ao estado de conservación dos humidais vincúlanse maioritariamente con accións derivadas de actividades construtivas, así como daquelas vencelladas co sector primario. A execución das mesmas adoita provocar a destrución e perda de superficies de hábitats característicos de humidais, aínda que en ocasións tamén xeraron a eliminación completa do humidal. Así se perderon charcas permanentes dentro do ZEC Parga-Ladra-Támoga ao ser transformadas en terreos de cultivo. Situación similar aconteceu coa lagoa costeira da Praia da Ermida (ZEC Costa da Morte), desaparecida no transcurso dunhas obras de

restauración ambiental. Noutros casos, é posible atopar amplas superficies dos humidais que foron transformadas a plantacións forestais de especies exóticas ou á creación de

pasteiros artificiais, como se pode documentar en distintas áreas do ZEC Serra do Xistral, con afección a superficies de turbeiras de cobertor, turbeiras altas e queirogais húmidos.

Tipoloxía de Humidais			ECH				A				B				C				D			
IHG	R	Denominación	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
1.	--	Humidais mariños e costeiros																				
1.2.	--	Augas mariñas próximas á costa																				
1.2.1	B	Augas mariñas permanentes	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+	●	-	-	-	-	-	-
1.2.3	E	Sistemas areentos costeiros	+	+	-	+	+	-	-	-	+	-	-	+	+	●	-	-	+	-	-	●
1.2.4	G	Bancos mareais de lama ou area	+	+	-	+	+	-	-	-	+	-	-	-	+	●	-	-	+	-	-	●
1.2.5	H	Marismas e esteiros mareais	+	+	-	●	+	+	+	-	+	-	-	-	+	●	+	+	+	+	+	●
1.3.	--	Esteiros e sistemas fluvio-mariños																				
1.3.1	F	Esteiros	+	-	-	+	+	-	-	-	+	-	-	-	+	●	+	-	+	-	-	●
1.3.2	G	Bancos mareais de lama ou área	+	+	-	+	+	-	-	-	+	-	-	-	+	●	+	-	+	-	-	●
1.3.3	H	Marismas e esteiros mareais	+	+	-	+	+	-	-	-	+	-	-	-	+	●	+	+	+	+	+	●
1.4.	--	Lagoas costeiras																				
1.4.2	E	Sistemas areentos costeiros	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	●	+	-	●	-	-	●
1.4.3	J	Medios lacustres salobres/salgados	●	+	●	●	+	+	+	-	-	-	-	+	+	●	+	+	●	+	+	●
1.4.4	K	Lagoas costeiras de auga doce	+	+	●	●	-	+	+	-	-	-	-	+	+	●	+	+	●	+	+	●
2.	--	Humidais continentais																				
2.1.	--	Ecosistemas de augas correntes																				
2.1.1	M	Sistema de illas terrixenas	+	●	+	+	-	+	+	-	-	-	-	+	+	●	+	-	●	-	+	●
2.1.2	M	Cordóns de illas árbore	●	●	●	-	-	+	+	-	+	-	-	-	+	●	-	-	●	-	-	-
2.1.3	M	Meandros desconectados temporalmente	+	●	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	●	+	-	-	-	-	-
2.1.4	M	Fervenzas e pozos.	+	+	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	●	-	-	●	-	-	-
2.2.	--	Ecosistemas lacustres continentais																				
2.2.1	O	Lagos permanentes de auga doce	-	-	●	●	-	-	-	-	-	-	-	-	+	●	●	+	●	-	-	●
2.2.2	Tp	Lagoas (superficie 8 -1 ha)	+	●	●	●	-	-	-	-	-	-	-	-	+	●	●	+	●	-	+	●
2.2.3	Ts	Charcas (< 1ha)	+	●	●	●	-	●	+	-	+	-	-	-	+	●	●	+	●	-	+	●
2.2.4	Ts	Lagoas ou charcas temporais	●	●	●	●	-	●	●	-	+	-	-	-	+	●	●	+	●	-	+	●
2.2.5	Ts	Charcas e charcos estacionais (pluviais)	●	●	●	+	-	●	●	-	+	-	-	-	+	●	●	+	●	-	+	●
2.3.	--	Turbeiras non arborizadas																				
2.3.1	U	Turbeiras de cobertor	●	●	+	+	-	●	●	●	●	-	●	●	-	●	●	●	-	-	+	-
2.3.2	U	Turbeiras altas	●	●	+	+	-	●	●	●	●	-	●	●	+	●	●	●	-	+	+	+
2.4.	--	Pantanos con vexetación arbustiva																				
2.4.1	W	Queirogais húmidos	●	●	+	+	-	●	●	●	●	-	●	●	-	●	●	●	-	+	+	+
2.4.2	W	Matogeiros húmidos	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	●	-	-	-	+	-	+
2.6.	--	Ecosistemas higrófilos																				
2.6.2.1	Xf	Humidais boscosos de auga doce	●	●	+	●	-	●	●	+	●	-	-	-	+	●	+	+	-	-	-	-
2.6.2.2	W	Pantanos/esteiros arbustivos	●	●	+	+	-	+	+	-	●	●	●	-	-	●	+	+	-	+	+	+
2.6.2.3	Tp	Pantanos/esteiros permanentes	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2.6.2.4	Ts	Pantanos/esteiros estacionais	+	●	+	+	-	+	+	-	●	-	-	-	-	●	+	-	-	-	-	-

ECH - Estado de conservación dos hábitats. [1] Superficie de ocupación: Perda completa da superficie do humidal. Redución de superficie de hábitats característicos. Fragmentación. [2] Estrutura: Homoxeneización permanente da estrutura. Eliminación de elementos estruturais. Perda de micro-biotopos. Perturbacións periódicas ou episódicas da estrutura. [3] Hidroloxía: Modificación do hidroperíodo. Recheos, dragaxes, sustracción materiais do leito. Contaminación das augas. [4] Especies: Alteración, destrución de especies ameazadas. Eliminación mecánica da vexetación. Difusión ou expansión de especies alóctonas invasoras. Difusión ou expansión de especies cultivadas e arvenses sobre hábitats naturais. Afección non significativa ou non avaliable (-). Afección significativa (+). Afección moi significativa (●)

Factores que xeral a diminución do estado de conservación e a perda de biodiversidade dos humidais: (A) Actividades do sector primario. [A1] Actividade pesqueira-marisqueira. [A2] Actividade agrícola-gandeira. [A3] Actividade forestal. [A4] Actividade extr activa. (B) Actividades construtivas: [B1] Estradas e infraestruturas lineais. [B2] áreas industriais, comerciais ou de servizos. [B3] Instalacións de enerxía renovable (parques eólicos). [B4] Edificacións e construcións illadas. (C) Contaminación: [C1] Contaminación de orixe urbana - industrial. [C2] Contaminación difusa. [C3] Uso de munição de chumbo en humidais. [C4] Contaminación sonora. (D) Actividades de uso público: [D1] Presión sobre áreas ecoloxicamente sensibles. [D2] Recolección de compoñentes do patrimonio natural e da biodiversidade, difusión accidental de invasoras. [D3] Circulación - aparcamento de vehículos sobre hábitats naturais - seminaturais. [D4] Presenza non controlada de mascotas (sen correa e bozo). Afección non significativa ou non avaliable (-). Afección significativa (+). Afección moi significativa (●)

Estado de conservación (ECH) dos humidais: **Crítico:** 4● 3● e 1+. **Moi malo:** = 2● 1● e =1+ 1● e 3+. **Malo:** 1● =3+. **Regular:** =2+; **Bó:** Resto de combinacións.

Táboa 13- Estado de conservación dos humidais de Galicia no período 2001-2016.

A instalación de parques eólicos tamén tivo un efecto moi negativo sobre os humidais de montaña, causando importantes perdas (Ferreiro da Costa et al. 2013) tanto en queirogais húmidos como sobre os ecosistemas de turbeira (turbeiras de cobertor, turbeiras altas), así como sobre medios lacunares. A ZEC Serra do Xistral volve destacar no computo destas perdas, aínda que as mesmas tamén poden detectarse noutros espazos da Rede Natura 2000. Os efectos negativos da instalación dos parques eólicos sobre os humidais de montaña de Galicia foron sinalados cando esta actividade irrompía con forza no noso territorio (Ramil-Rego & Ramil-Rego 1995, Izco & Ramil-Rego, 2001). Anos máis tarde non se pode dubidar do impacto xerado por este tipo de instalacións sobre as áreas de montaña, máis aínda cando as mesmas se realizan sobre áreas de gran valor ecolóxico, como distintos autores teñen destacado tanto para Galicia como para outros territorios de Europa (Gómez-Orellana et al. 2014a,b; Atienza et al. 2011; Copena & Simon, 2012; Fagúndez, 2008, Bright et al. 2006, 2009; Lindsay & Bragg, 2004; Pearce-Higgins et al. 2009).

A todas estas perdas de superficie de humidais, únense as causadas pola explotación de recursos do subsolo, destacando as explotacións de áridos sobre distintos humidais galegos, así como a explotación de turba existente nos Montes do Buío, destinada a ser empregada como substrato de xardinería.

As análises físico-químicas e microbiolóxicas realizadas en numerosos humidais de Galicia poñen en evidencia os problemas de tratamento tanto das augas residuais de carácter urbano-industrial, como as derivadas das explotacións gandeiras. A presenza recorrente de *Escherichia coli* e outros patóxenos de orixe fecal en humidais litorais e interiores, dificilmente pode ser asimilable a un estado ecolóxico favorable.

Sobre outros contaminantes químicos (antibióticos, fitocidas), carécese dunha información detallada que permita avaliar a súa incidencia sobre os humidais galegos. Pero en calquera caso non se debe minimizar a súa repercusión sobre os compoñentes da biodiversidade, especialmente das poboacións de anfibios. Máis frecuente é a presenza nos humidais galegos de restos de munición con chumbo. A súa tenza e uso nos humidais, aínda que é considerada como ilegal pola norma estatal, foi diluída na norma galega, evitando difundir entre os cazadores a prohibición que afecta a esta munición elaborada cun elemento tóxico.

Finalmente precisan ser comentadas as afeccións derivadas de actuacións de uso público desenvolvidas cun comportamento irrespetuoso cos valores do patrimonio natural e da biodiversidade, derivado da banalización dos espazos naturais como un mero reclamo turístico ou como un parque de atraccións. Esta formulación en moitas ocasións vese favorecida polas campañas institucionais de

promoción turística. O uso público irracional é causante do deterioro de hábitats e núcleos poboacionais de especies protexidas, especialmente da área litoral. Entre as accións máis frecuentes nos humidais galegos, cabería destacar a presenza habitual de mascotas sen correa e bozo que percorren con total liberdade áreas de cría ou de refuxio dos humidais, a circulación e estacionamento de vehículos sobre hábitats naturais e seminaturais, a recolección de compoñentes clave do patrimonio natural e da biodiversidade, ou a difusión accidental de especies exóticas invasoras.

Visibilidade e acceso á información

A elaboración do Inventario de Humidais de Galicia levou a creación no ano 2003 dunha páxina web específica que se mantivo ata o ano 2008, cando pasaba a integrarse no Sistema de Información Territorial da Biodiversidade de Galicia (SITEB). Neste servidor reuníase toda a información sobre o patrimonio natural e a biodiversidade de Galicia, froito de varios proxectos de colaboración realizados pola Dirección Xeral de Conservación da Natureza e o Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural (IBADER).

A finais do ano 2016 deixaba de funcionar a páxina web do SITEB, e aínda que algunhas das capas territoriais desta aplicación poden ser consultadas dende outras aplicacións, non existe un enderezo web que permita acceder de forma directa á información sobre os humidais que integran o Inventario dos Humidais de Galicia.

O Inventario Español de Zonas Húmidas, IEZH (Real Decreto 435/2004, do 12 de marzo, polo que se regula o Inventario nacional de zonas húmidas. BOE 69, 12/04/2004), pode ser consultado a través da páxina web do Ministerio de Medio Ambiente. Na mesma aparece unha listaxe datada o 04/09/2014, na que se relacionan os 320 humidais que foron incorporados ao IEZH, que engloban unha superficie de 171.418 ha, repartida entre 6 Comunidades Autónomas. Na devandito listaxe non aparecen incluídos humidais da Comunidade Autónoma de Galicia.

Propostas

A salvagarda dos humidais de Galicia necesita dun cambio de aptitude cara o patrimonio natural e a biodiversidade, abandonando as vellas políticas e actuacións insostibles herdadas dos vellos rexímenes predemocráticos. O Plan Estratéxico para a Diversidade Biolóxica 2011-2020 e as propias Metas de Aichi (CBD, 2010), constitúen un marco de acción eficaz para reformular para asegurar a conservación do patrimonio natural e a biodiversidade, e mellorar os beneficios que destes se derivan para as persoas. A anunciada modificación da vetusta Lei 9/2001 de Conservación da

Natureza, cuxo anteproxecto se atopa na actualidade sometido a información pública mediante o Anuncio de 13 de febreiro de 2017 (DOG nº 33, 16/02/2017), debería ser aproveitada para fortalecer estas novas formulacións e achegarnos ás políticas ambientais que imperan nos países desenvolvidos.

Humidal	Figura de protección actual	H Prtx	Ramsar
Braña do Boedo (Guitiriz)	----	●	
Brañas da Serra da Capelada	ZEC Costa Artabra	●	
Brañas da Serra de Neda – Alto do Fiuoco	---	●	
Brañas das Serras da Coriscada – Faladoira	---	●	
Brañas de Ancares (Cervantes-Navia)	ZEC Os Ancares – O Courel	●	
Brañas de Coto da Eira (Fornelos-Mondariz)	---	●	
Brañas de Fabás (Vilalba)	----	●	
Brañas de Mandeo (Aranga-Curtis)	----	●	
Brañas de Sada (Sada)	----	●	
Brañas do Bocelo (Toques)	ZEC Serra do Careón (+)	●	
Brañas do Suido (Pontevedra-Ourense)	----	●	●
Brañas dos Montes dos Cabaleiros (Cervo)	---	●	
Brañas e Lagoa de Alcaian (Coristanco)	----	●	
Brañas e Lagoa de Budiño (Porriño)	ZEC Gándaras de Budiño	●	
Brañas e lagoa do Pedroso (Begonte)	ZEC Parga-Ladra-Támoga (+)	●	
Brañas e turbeiras da Serra do Xistral	ZEC Serra do Xistral	●	●
Brañas e turbeiras da Serra da Queixa	ZEC Serra da Queixa	●	●
Brañas Verdes (Camariñas)	ZEC Costa da Morte (+)	●	
Cabo de Touriñan (Muxía)	ZEC Costa da Morte	●	
Costa de Traba-Soesto (Laxe)	ZEC Costa da Morte	●	
Encoro da Fervenza (Xallas)	----	●	
Enseada de Rosadoiro (Arteixo)	----	●	
Enseada de Vilamaior (Vilanova)	----	●	
Enseada e Marisma Baralobre (Miño)	----	●	
Enseada-Esteiro do Miñor (Nigran-Gondomar)	ZEC A Ramallosa (+)	●	
Esteiro do Anllóns (Ponteceso, Corme, Cabana)	ZEC Costa da Morte	●	
Esteiro do Eume (Pontedeume)	----	●	
Esteiro do Masma (Foz)	ZEC Ría de Foz – Masma	●	
Esteiro do Miño	ZEC Baixo Miño	●	●
Esteiro do Ouro (Foz)	----	●	
Esteiro do Tines (Outes)	ZEC Esteiro do Tambre (+)	●	
Esteiro do Sor – Ría do Barqueiro	----	●	●
Esteiro do Tambre	ZEC Esteiro do Tambre	●	
Esteiro e veigas do Ulla	ZEC Sistema fluvial Ulla-Deza (+)	●	●
Esteiro río Grande – Enseada Camariñas	----	●	
Humidal de Barrañán (Arteixo)	----	●	
Humidal e Lagoa Baldaio (Carballo)	ZEC Costa da Morte	●	
Illa Coelleira (O Vicedo)	ZEC Costa da Mariña – Occidental	●	
Illas Sisargas (Malpica)	ZEC Costa da Morte	●	●
Lago artificial de As Pontes (As Pontes)	----	●	
Lago artificial de Cerceda (As Pontes)	----	●	
Lagoa de Caque (Castro de Rei)	----	●	
Lagoa de Doniños (Ferrol)	ZEC Costa Artabra	●	●
Lagoa de Fonmiña (A Pastoriza)	----	●	
Lagoa de Lucenza (Folgo do Courel)	ZEC Os Ancares – O Courel	●	●
Lagoas de Muro - Xuño (Porto do Son)	ZEC Complexo Humido Corrubedo	●	●
Lagoa de Pantín (Valdoviño)	ZEC Costa Artabra	●	
Lagoa de Sobrado dos Monxes (Sobrado)	----	●	
Lagoa de Xarfas (Muros)	ZEC Monte e Lagoa de Louro	●	●
Lagoa Sacra de Olives (Forcarei)	ZEC Brañas de Xestoso	●	
Lagoas da Terra Chá (Cospeito, Ollos)	ZEC Parga-Ladra-Támoga	●	●
Lagoas de Pena Trevinca (A Veiga-Carballeda-Viana)	ZEC Pena Trevinca	●	
Marismas de Camota – Caldebarcos	ZEC Camota – Monte Pindo	●	●
Parque Nacional das Illas Atlánticas	Parque Nacional Illas Atlánticas	●	●
Pozo da Ferida (Viveiro)	---	●	
Salinas de Vilaboa (Vilaboa)	ZEC Enseada San Simón	●	
Seimeira de Vieiros (Quiroga)	ZEC Os Ancares – O Courel	●	
Seimeira de Vilagocende (A Fonsagrada)	---	●	
Seimeira do Queixoiro (A Fosonsagrada)	---	●	
Seimeira do río Toxa (Silleda)	ZEC Ulla – Deza	●	

Táboa 14- Proposta de humidais que atendendo á súa importancia deberían ser designados como Humidais Protexidos [H Prtx], Humidais de Importancia Internacional [Ramsar]. (Humidal incluído parcialmente no espazo protexido [+]).

A modificación da Lei 9/2001 por si mesma non resulta suficiente para salvagardar o patrimonio natural e a biodiversidade dos humidais galegos. Entre as accións que deberían ser desenvolvidas con urxencia poden sinalarse varias. Nun primeiro termo, sería necesario outorgar un status específico de protección legal a humidais que na actualidade carecen do mesmo, activando para iso a figura de “Humidal Protexido”. Do mesmo xeito resulta igualmente necesario engadir determinados humidais galegos na Lista de Humidais de Importancia Internacional do Convenio de Ramsar. No presente documento se inclúe unha proposta (Táboa 14) daqueles humidais galegos que ao abeiro da súa importancia deberan ser declarados Humidais Protexidos, ou designados no listado de Humidais de Importancia Internacional de Ramsar. As iniciativas para a declaración de novos humidais en Galicia baixo as diferentes figuras para a súa protección existentes na actualidade, evidentemente deberían complementarse tanto con medidas de monitoraxe, restauración e vixilancia dos humidais, como coa aplicación efectiva do réxime sancionador e penal para quen contradecendo ás leis e outras disposicións de carácter xeral sobre o medio ambiente, realice actuacións nos humidais que afecten negativamente á súa integridade ecolóxica, ou ao estado de conservación dos hábitats e especies que os configuran.

Bibliografía

- Atienza, J.C., Martín Fierro, I., Infante, O., Valls, J. & Domínguez, J. (2011). Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (versión 3.0). 115 pp. SEO/BirdLife. Madrid.
- Bright, J.A., Langston, R.W. & Anthony, S (2009). Mapped and written guidance in relation to birds and onshore wind energy development in England. RSPB Research Report No 35.
- Bright, J.A., Langston, R.W., Bullman, R., Evans, R.J., Gardner, S., Pearce-Higgins, J. & Wilson, E. (2006). Bird sensitivity map to provide locational guidance for onshore wind farms in Scotland. – RSPB Research Report No 20.
- CBD (2010). El Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 y las Metas de Aichi para la Diversidad Biológica. Decisión adoptada por la X Conferencia de las Partes del Convenio sobre la Diversidad Biológica. Nagoya, Japón, 18–29 octubre 2010. UNEP/CBD/COP/DEC/X/2. 27 de octubre de 2010. 15 pp. UNO. New York.
- CEPNB (2012). Directrices para la vigilancia y evaluación del estado de conservación de las especies amenazadas y de protección especial. Comité de Flora y Fauna Silvestres de la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad (CEPNB). Aprobadas por la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad Madrid, 18/12/2012. Ministro de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.
- Cirujano, S.; Velayos, M.; Castilla, F. & Gil Pinilla, M. (1992). Criterios botánicos para la valoración de las lagunas y humedales españoles (Península Ibérica y las Islas Baleares). ICONA-CSIC. Madrid.
- Copena, D. & Simón, X. (2012). Energía eólica y Red Natura en Galicia: el caso de la Serra do Xistral. En: I Congreso Ibérico sobre energía eólica y conservación de la fauna. Jerez de la Frontera.
- Davies, C.E. & Moss, D. (2002). EUNIS Habitat Classification. 2001 Work Programme. Final Report. 108 pp. European Environment Agency. Huntingdon.
- Davies, C.E. & Moss, D. (2004). EUNIS Habitat Classification. Marine Habitat Types: Proposals for Revised Criteria, July 2004. Report to the European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity, European Environment Agency. July 2004.
- DGOH (1991). Estudio de las zonas húmedas de la España peninsular: Inventario y Tipificación. Dirección General de Obras Hidráulicas (DGOH). Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Madrid.
- Fagúndez, J. (2008). Effects of wind farm construction and operation on mire and wet heath vegetation in the Monte Maior SCI, north-west Spain. – Mire and Peat 4 (2008/9), Article 02.
- Ferreiro da Costa, J., Ramil-Rego, P., Hinojo Sánchez, B., Cillero Castro, C., Rubinos Román, M., Gómez-Orellana, L. & Diaz Varela, R.A. (2013). Diagnóstico y Caracterización de los Brezales Húmedos (Nat-2000 4020*) de las Sierras Septentrionales de Galicia a partir de Criterios Científicos: Importancia para su Conservación. Recursos Rurais 9: 65-77.
- Gómez-Orellana, L., Rubinos Román, M., Cillero Castro, C., Hinojo Sánchez, B., Ramil-Rego, P. & Ferreiro da Costa, J. (2014a). Los humedales de Galicia como sumidero de carbono: evaluación, distribución y estado de conservación. Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. Sec. Geol., 108: 19-26.
- Gómez-Orellana, L., Hinojo Sánchez, B., Rubinos Román, M., Ramil-Rego, P. Ferreiro da Costa, J. & Cillero Castro, C. (2014b). El sistema de turberas de la sierra de O Xistral como reservorio de carbono, valoración, estado de conservación y amenazas. Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. Sec. Geol., 108: 5-17.

- IUCN (2014). Integrar las Metas de Biodiversidad de Aichi en los Objetivos de Desarrollo Sostenible. International Union for Conservation of Nature (IUCN). Serie Notas de Política: Objetivos de Desarrollo Sostenible – 1. Gland, Switzerland.
- Izco, J. & Ramil-Rego, P. (2001). Análisis y valoración de la Sierra de O Xistral: un modelo de aplicación de la Directiva Hábitat en Galicia. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela. 162 pp.
- Lindsay, R. & Bragg, O. (2004). Wind farms and blanket mires: The bog slide of 16th October 2003 at Derrybrien, Co. Galway, Ireland. School of Health and Biosciences, University of East London.
- MMA (1998). Estrategia Española para la Conservación y el uso Sostenible de la Diversidad Biológica. Secretaría General de Medio Ambiente. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente (MMA). Madrid.
- MMA (1999). Plan Estratégico Español para la Conservación y el Uso Racional de los Humedales, en el marco de los ecosistemas acuáticos de que dependen. 95 pp. Ministerio de Medio Ambiente. (MMA). Madrid.
- Muñiz, A. (2016). A Lagoa da Frouxeira, en destrución. CERNA. 76: 14-17.
- Pearce-Higgins, J.W., Stephen, L., Langston, R.H.W, Baibrige, I.P. & Bullman, R. (2009). The distribution of breeding birds around upland wind farms. *Journal of Applied Ecology* 46: 1323-1331.
- Ramil-Rego, P. & Ramil-Rego, E. (Coord.). (1995). Valoración del patrimonio natural e histórico de las sierras septentrionales de Galicia. Grupo de Estudios Paleoambientales (G.E.P.) & Museo de Prehistoria y Arqueología de Villalba. (ISSN 84-88385-03-X). Vilalba. 214 pp.
- Ramil-Rego, P. & Domínguez Conde, J. (Coords.) (2006). A Lagoa de Cospeito. Historia e vida dun humidal chairego. Xunta de Galicia.
- Ramil-Rego, P. & Crecente Maseda, R. (Dir). (2012). Plan Director da Rede Natura 2000 de Galicia. Documento Técnico. X Vol. Xunta de Galicia – Universidade de Santiago (IBADER). Santiago de Compostela.
- Ramil-Rego, P.; Rodríguez Guitian, M.; Gomez-Orellana, L.; Munoz Sobrino, C. & Aira, M.J. (1996a). Caracterización paleoambiental de los complejos lacustres y humedales continentales de Galicia. En: P. Ramil-Rego, C. Fernandez Rodriguez & M.A. Rodríguez-Guitian (Coords.): Biogeografía Pleistocena-Holocena de la Península Iberica: 227-246. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Ramil-Rego, P., Rodríguez Guitián, M.A. & Rodríguez-Oubiña, J. (1996b). Valoración de los humedales continentales del NW Ibérico: caracterización hidrológica, geomorfológica y vegetacional de las turberas de las Sierras Septentrionales de Galicia. En: A. Pérez Alberti & A. Martínez Cortizas (Coord.): Avances en la reconstrucción paleoambiental de las áreas de montaña lucenses. Monografías G.E.P. nº1: 166-187. Diputación Provincial de Lugo.
- Ramil-Rego, P., Rodríguez Guitián, M.A. & Muñoz Sobrino, C. (1996c). Distribución, génesis y caracterización botánica de las turberas ombrotóricas de Galicia. XII Bienal de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Tomo extraordinario: 253-256.
- Ramil-Rego, P.; Izco, J.; Gómez-Orellana, L.; Alvite, R.; Cillero, C.; Domínguez Conde, J.; Muñoz Sobrino, C.; Rodríguez Guitian, M.A.; Romero Bujan, I. & Rubinos Roman, M. (2002). Humedales de Galicia. Dirección Xeral de Conservación da Natureza. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Ramil-Rego, P.; Izco Sevillano, J.; Rubinos Román, M.; Alvite Díaz, R.; Rodríguez Guitián, M.A.; Ferreiro da Costa, J.; Díaz Varela, R.; Muñoz Sobrino, C.; Pulgar Sañudo, I.; Martínez Sánchez, S.; Gómez-Orellana, L.; Pías González, M.; Romero Buján, M.I.; Otero Otero, E. & Cillero Castro, C. (2003). Inventario dos Humidais de Galicia. Memoria Técnica elaborada polo Laboratorio de Botánica e Bioxeografía da Universidade de Santiago de Compostela para a Dirección Xeral de Conservación da Natureza. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. 467 pp.
- Ramil-Rego, P.; Rodríguez Guitián, M.A.; Ferreiro da Costa, J.; Rubinos Román, M.; Gómez-Orellana, L.; de Nóvoa Fernández, B.; Hinojo Sánchez, B.A.; Martínez Sánchez, S.; Cillero Castro, C.; Díaz Varela, R.A.; Rodríguez, P.M. & Muñoz Sobrino, C. (2008a). Os Hábitats de Interese Comunitario en Galicia. Fichas descritivas. Monografías do Ibader, 3. Universidade de Santiago de Compostela. Lugo.
- Ramil-Rego, P.; Rodríguez Guitián, M.A.; Hinojo Sánchez, B.A.; Rodríguez, P.M.; Ferreiro da Costa, J.; Rubinos Román, M.; Gómez-Orellana, L.; de Nóvoa Fernández, B.; Díaz Varela, R.A.; Martínez Sánchez, S. & Cillero Castro, C. (2008b). Os Hábitats de Interese Comunitario en Galicia. Descripción e Valoración Territorial. Monografías do Ibader, 2. Universidade de Santiago de Compostela. Lugo.
- Ramsar (2006). Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971), 4a. edición. Gland (Suiza): Secretaría de la Convención de Ramsar. Gland (Suiza).
- Ramsar (1996). Ramsar Convention's first Strategic Plan 1997-2002. Resolution VI.14. 6th meeting of the Conference of the Contracting Parties (COP6). Brisbane.

Rodrigo Rodríguez Granjel; Raquel Juan Ovejero; María Jesús Iglesias Briones

Departamento de Ecología y Biología Animal, Universidade de Vigo, 36310 Vigo, España.
Teléfono: 986812584 Fax: 986812556.
e-mail: mbriones@uvigo.es

Diversidad edáfica en diferentes hábitats turbosos de la serra do Xistral

Resumen Las condiciones ambientales donde se establecen los ecosistemas de turbera (bajas temperaturas, aporte constante de humedad y acidez) condicionan la composición y estructura de sus comunidades vegetales y animales. De forma similar, las características funcionales de la vegetación (e.g. porte leñoso o herbáceo, estructura radicular, calidad y cantidad de hojarasca producida) determinan la degradabilidad de sus componentes y la capacidad para ser descompuestos por las comunidades heterotróficas; por ello es previsible que comunidades vegetales diferentes alberguen comunidades edáficas con una estructura y composición distinta. Sin embargo, muy pocos estudios han detectado la existencia de una relación directa entre ambas comunidades biocenóticas. Los estudios realizados en dos turberas cobertor y dos turberas altas de la Sierra do Xistral (Lugo) indican que si bien los cambios en la vegetación dominante no se corresponden con diferencias importantes en la composición de sus comunidades faunísticas (estando todas ellas dominadas por enquitreidos (oligoquetos) y ácaros oribátidos), la estructura de las mismas sí muestra importantes variaciones, con las mayores abundancias de enquitreidos registradas en los hábitats dominados por plantas vasculares, una mayor cantidad de ácaros en la turbera de *Molinia* y las larvas de díptero con una clara preferencia por el esfagnal.

Palabras clave microartrópodos, enquitreidos, mesofauna, turberas altas, turberas cobertor.

Abstract The environmental conditions that allow the persistence of peatland ecosystems (low temperatures, constant supply of moisture and acidity) determine the composition and structure of their plant and animal communities. Similarly, the functional characteristics of the vegetation (e.g. woody or herbaceous, root structure, quality and quantity of litter produced) determine the degradability of its components and hence, the ability to be decomposed by heterotrophic communities; therefore it can be expected that different plant communities will harbour edaphic communities with a different composition and structure. However, very few studies have detected the existence of a direct relationship between the two biological communities. Studies on two active blanket and two upland bogs in the Sierra do Xistral (Lugo) indicate that while changes in the dominant vegetation do not correspond to major differences in the composition of faunal communities (all of them being dominated by enchytraeids (*Oligochaeta*) and oribatid mites), their structure does show some significant variations, with higher abundances of enchytraeids registered in habitats dominated by vascular plants, a greater number of mites in the peat bog dominated by *Molinia* and with Diptera larvae showing a clear preference for *Sphagnum* habitats.

Key words enchytraeids, mesofauna, microarthropods, raised bogs, blanket bogs

Introducción

El territorio gallego alberga un importante número de ecosistemas de turbera activas vinculadas con áreas montañosas en las que no existe un periodo de sequía estival, y se registra un elevado porcentaje de

critoprecipitaciones. En estos ambientes las formaciones de turbera aparecen conformadas por biocenosis de dominio arbustivo (*Erica*, *Calluna*, *Myrica*) o herbáceo (*Sphagnum*, *Carex*, *Juncus*, *Molinia*, *Eriophorum*, etc), siendo raras las comunidades con especies arbóreas (*Betula*, *Salix*), adaptadas a soportar periodos prolongados de

encharcamiento, bajas temperaturas, así como una baja concentración de oxígeno en sus aguas subsuperficiales, condiciones que favorecen el acúmulo y transformación de los restos vegetales en turba (Ramil-Rego 1992; Ramil-Rego et al., 1994, 1996, 2008; Ramil-Rego & Crecente Maseda, 2011; Izco et al., 2001; Cillero 2013; Ferreiro da Costa et al., 2013).

El número de comunidades y la riqueza florísticas de los ecosistemas de turbera de Galicia, muestra una clara diferencia entre las turberas de cobertor, las turberas altas, los mires de transición, así como las comunidades pioneras del *Rhynchosporium* (Rodríguez Oubiña 1982; Izco et al., 2001). Las turberas de cobertor activas se caracterizan por una menor cobertura de briofitos y especialmente de especies del género *Sphagnum*, mientras que dominan las herbáceas (*Molinia*, *Eriophorum*, *Carex*) y arbustivas (*Erica*, *Calluna*). Por el contrario en las turberas altas se incrementa el porcentaje de briofitos y especialmente el de *Sphagnum*, llegando a ser totalmente dominante en determinados medios.

Los ecosistemas de turberas están sujetos a una dinámica espacial y temporal ligada a las condiciones climáticas, hídricas y antrópicas que han actuado de forma desigual en distintos periodos temporales. Estos factores ejercen además fuertes presiones selectivas sobre las comunidades heterotróficas de estos suelos, favoreciendo la presencia de organismos capaces de tolerar condiciones anaeróbicas, acidez y baja disponibilidad de nutrientes. De forma general, estas comunidades están constituidas por organismos de pequeño tamaño, lo que se conoce como “mesofauna” (con un diámetro corporal entre 0,1 y 2 mm; Orgiazzi et al. 2016) y dominados numéricamente por microartrópodos (ácaros y colémbolos); sin embargo, es una familia de pequeños oligoquetos, los enquitreidos (familia Enchytraeidae) la que aporta la mayor biomasa (Coulson & Whittaker 1978). Aunque existe poca información acerca de la diversidad de organismos edáficos en este tipo de ecosistemas comparado a lo que se conoce de diversidad de plantas o de vertebrados, algunos estudios indican que el número de especies puede en algunos casos ser 30 veces superior al de vertebrados (Coulson et al., 1995). Sin embargo, estudios recientes sugieren que si bien las comunidades de artrópodos son muy diversas las de enquitreidos contienen un número bajo de especies (<10, Carrera & Briones 2013a) y en algunos casos, una única especie, *Cognettia sphagnetorum* es dominante (Standen 1984) llegando a constituir el 95% de la biomasa animal total (Coulson & Whittaker 1978).

El hecho de que no exista un paralelismo entre la diversidad vegetal y la diversidad edáfica ha llevado a diversos autores a concluir que ambos patrones están gobernados por mecanismos diferentes (De Deyn & van der Putten 2005) y que a escala local los factores que mejor explican la distribución espacial de los organismos edáficos son las

propiedades físico-químicas del suelo junto con la identidad de la vegetación dominante (revisado por Bardgett & van der Putten 2014). Se sabe que la interacción entre la calidad nutritiva de los aportes vegetales (relación C:N, contenido de compuestos lignocelulósicos, etc.) y los factores abióticos condiciona la estructura y actividad de las comunidades heterotróficas (García-Palacios et al., 2013). A ella se atribuye el hecho de que la descomposición de la materia orgánica transcurra de forma más rápida si es llevada a cabo por la fauna local, la cual está mejor adaptada a consumir los restos vegetales aportados por la vegetación presente en la zona, una teoría conocida como “home field advantage” (Ayres et al., 2009). Por tanto, es previsible que hábitats con distintas características vegetacionales difieran también en la composición de sus comunidades heterotróficas. En relación con esto, algunos estudios han destacado la existencia de una asociación entre especies de plantas e invertebrados de suelo en turberas (Blackith 1974; Curry 1978) que, sin embargo, no ha sido observada en ecosistemas forestales (Salamon et al., 2004). El hecho de que algunas especies de plantas puedan afectar a los procesos fotosintéticos al alterar las condiciones lumínicas (Grace & Marks 1978) o al concentrar compuestos resultantes del diferente metabolismo secundario vegetal, como ligninas y fenoles, de baja degradabilidad (Hättenschwiler & Vitousek 2000) ha llevado a sugerir que la ventaja local de las comunidades descomponedoras será mayor cuando los restos vegetales son de baja calidad, ya que muy pocos organismos serían capaces de degradarlos (Ayres et al., 2009; Strickland et al., 2009). Por ejemplo, algunos estudios realizados en turberas del Reino Unido (Ward et al., 2015) han demostrado que las tasas de descomposición se ven incrementadas cuando se eliminan los brezos de la comunidad vegetal, lo que puede explicarse por el alto contenido fenólico de su hojarasca que supone una grave limitación nutricional para las comunidades descomponedoras.

Por otro lado, el gradiente vertical en el grado de humificación de la materia orgánica, que hace que los sustratos más mineralizados se encuentren en los estratos más profundos del perfil, ha permitido sugerir que la distribución vertical de los organismos edáficos a lo largo del perfil del suelo es un indicador de la etapa del proceso de descomposición en el que participan (Berg & Bengtsson 2007). De este modo, aquellos que se especializan en transformar la materia orgánica más fresca se sitúan cerca de la superficie y los que se especializan en descomponer materia orgánica más humificada se sitúan en capas más profundas. Así, las poblaciones más superficiales juegan un papel primordial en los estadios iniciales de descomposición, mientras que en las capas más profundas se acumula la mayor cantidad de materia orgánica recalcitrante, de difícil degradación. Además de los gradientes verticales en la calidad de la materia orgánica, los factores abióticos juegan también un papel importante

en la distribución de los invertebrados del suelo y se ha podido comprobar que reducciones en el contenido de humedad en la turba promueven el movimiento vertical de algunas especies para sobrevivir las condiciones más secas que acontecen durante los meses estivales (Briones et al., 1997).

En cambio, dado que en general los organismos edáficos tienen una movilidad reducida su distribución horizontal ha sido descrita como agregada (e.g. Hughes 1962; Block 1966; Standen & Latter 1977). Los factores que determinan esta agregación espacial son variados, pero algunos autores postulan que no se debe al azar sino que depende de las propiedades edáficas y las condiciones ambientales que caracterizan a los distintos ecosistemas (Ettema & Wardle 2002). El tamaño de estos agregados poblacionales oscila entre unos pocos centímetros y varios metros y así, por ejemplo, se ha comprobado que en hábitats de *Sphagnum* las amebas testáceas se concentran en áreas de menos de 10 cm (Michael et al., 2000), mientras que en un humedal ripario las poblaciones de nematodos bacteriófagos presentan mayores amplitudes espaciales de hasta 67 m y además no son estables en el tiempo (Ettema et al., 1998).

Todos estos aspectos demuestran que las turberas son ecosistemas complejos tanto desde el punto de vista vegetacional como hidrológico, lo que se refleja en la existencia de una gran heterogeneidad a nivel microtopográfico en cuanto a composición de las comunidades de plantas, cantidad y calidad de aportes vegetales y a su gran dinamismo, con variaciones temporales en las condiciones microclimáticas y en las abundancias y actividad de sus comunidades biológicas.

Fauna edáfica en suelos de turbera

Las comunidades edáficas de las turberas están típicamente representadas numéricamente por anélidos (fundamentalmente pertenecientes a las familias Enchytraeidae y Lumbricidae) y una amplia variedad de artrópodos (arácnidos, ácaros, colémbolos, miriápodos y diversos ordenes de insectos) (Carrera & Briones 2013a, b). Las principales características de estos grupos se resumen a continuación:

Phylum Annelida: Clase Oligochaeta: Familia Enchytraeidae

Los enquitreidos (Figura 1a) son una familia de oligoquetos acuáticos y terrestres de pequeño tamaño, con una longitud que oscila entre los 1 y 30 mm y de los que se han descrito unas 700 especies (Orgiazzi et al., 2016). Aunque están distribuidos globalmente son especialmente abundantes en suelos con alto contenido de materia orgánica como las turberas donde pueden alcanzar densidades de hasta 300.000 individuos m⁻² (Briones et al., 2007). Suelen

concentrarse en los horizontes superficiales donde se acumulan los restos vegetales pero son capaces de migrar a capas más profundas del suelo si las condiciones ambientales son adversas (Briones et al., 1997). Son organismos clave en la descomposición de la materia orgánica cumpliendo el mismo papel que las lombrices de tierra en suelos minerales con pH más altos.

Phylum Arthropoda: Subphylum Chelicerata: Clase Arachnida: Subclass Micrura

Orden Araneida (=Araneae)

Los representantes de este orden varían en tamaño, desde unos pocos milímetros a varios centímetros, de ahí que los ejemplares más grandes sean categorizados como macrofauna y no como mesofauna. Como todos los arácnidos poseen cuatro pares de patas (Figura 1b) y un par de apéndices cefálicos (quelíceros) que utilizan para inyectar veneno a sus presas. Los suelos son terrenos de caza para estos organismos y muchas especies edáficas no utilizan telas para capturar sus presas sino que cazan por el método de emboscada (Orgiazzi et al., 2016).

En general sus abundancias en suelos de turberas son muy bajas (Carrera & Briones 2013b). Las turberas de esfagnos suelen presentar una fauna única de estos arácnidos con especies en peligro de extinción (Koponen 2002) y donde se han llegado a identificar hasta 77 especies (Biström and Pajunen 1989). Esto parece estar debido a la estrecha relación que presentan estos arácnidos con las comunidades vegetales, de tal forma que la desaparición de su hábitat lleva asociado la desaparición de las especies que viven en él (Koponen 2002). El contenido de humedad y la intensidad lumínica parecen ser factores determinantes que condicionan su supervivencia en estos hábitats (Kupryjanowicz et al., 1998).

Phylum Arthropoda: Subphylum Chelicerata: Clase Arachnida: Subclass Dromopoda

Orden Opiliones

La característica más distintiva de estos organismos son sus patas largas y finas comparado con su cuerpo globoso (Figura 1c). Su tamaño oscila entre 1-7 mm y en turberas se han llegado a identificar 10 especies con pocas presencias (Swain & Usher 2004). Sin embargo, el hecho de que se muevan muy rápidamente ha llevado a sugerir que los métodos de muestreo normalmente empleados posiblemente hayan subestimado sus abundancias (Glime 2013). Su dieta son presas vivas (ácaros; Cokendolpher 1993) o muertas (incluso lombrices; Halaj & Cady 2000) aunque las especies encontradas en turberas suelen ser generalistas (Swain & Usher 2004).



Figura 1.- Fotografías realizadas con una lupa binocular (Nikon SMZ-U) y un microscopio óptico (Nikon Eclipse 80i) de los principales taxones de organismos edáficos presentes en los hábitats turbosos investigados: (a) Enchytraeidae, (b) Araneae, (c) Opiliones, (d) Pseudoscorpionida, (e) Mesostigmata, (f) Prostigmata, (g) Oribatida, (h) Astigmata, (i) Endeostigmata, (j) Quilopoda, (k) Symphyla, (l) Protura, (m) Entomobryomorpha, (n) Poduromorpha, (o) Symphypleona, (p) Thysanoptera, (q) Hemiptera, (r) Psocoptera, (s) Coleoptera, (t) Lepidoptera, (u) Diptera, (v) Hymenoptera.

Orden Pseudoscorpionida

Los pseudoscorpiones (Figura 1d) son pequeños arácnidos (generalmente < 5 mm) conocidos como “falsos escorpiones” porque carecen de la región post-abdominal

que porta la glándula del veneno y quizás lo más llamativo sean sus enormes pedipalpos que utilizan como defensa y para capturar presas. Se trata de un grupo muy diverso, del que se han descrito unas 27 familias en las que se agrupan

las 3400 especies conocidas (Orgiazzi et al., 2016). La diversidad y densidad de estos organismos en suelos de turbera suelen ser muy bajas, con frecuencia representados por una sola especie (Biström & Pajunen 1989; Carrera & Briones 2013b). Suelen ocupar los espacios debajo de cortezas y piedras, musgos y líquenes y en galerías construidas por otros animales (Orgiazzi et al., 2016).

Phylum Arthropoda: Subphylum Chelicerata: Clase Arachnida: Subclase Acari

Orden Mesostigmata

Las especies incluidas en este orden (Figura 1e) tienen un tamaño que varía entre 200 y 2000 μm (Krantz & Ainscough 1990) y como todos los ácaros tienen una forma corporal redondeada o alargada con un exoesqueleto muy queratinizado. Aunque no suelen ser muy numerosos (generalmente menos de 1000 individuos m^{-2}), se trata de un grupo bastante diverso y hasta 6 familias distintas han sido identificadas en las turberas cobertor del Xistral (Carrera & Briones 2013b). Son fundamentalmente depredadores que sobreviven alimentándose de otros organismos (Orgiazzi et al., 2016).

Orden Trombidiformes: Suborden Prostigmata

Este suborden es probablemente el más heterogéneo dentro de los ácaros, pues podemos encontrarlos con especies con un tamaño que puede variar entre 100 μm y 16 mm (Evans 1992). Aunque muestran un gran plasticidad morfológica la mayoría está poco esclerotizados (Figura 1f). Hasta 14 familias distintas han sido identificadas en turberas cobertor de la Sierra do Xistral (Carrera & Briones 2013b). Su dieta es variada, desde depredadores (alimentándose de nematodos y otros pequeños artrópodos) hasta herbívoros que consumen hongos, algas o fluidos vegetales (Kethley 1990). Barman (2000) los definió como los ácaros terrestres más resistentes del mundo al ser capaces de colonizar “nunataks” en la Antártida.

Orden Sarcoptiformes: Suborden Oribatida

Los oribátidos son comúnmente llamados “ácaros del musgo” o “ácaros escarabajo”. Su tamaño puede variar desde 150 μm hasta 1,5 mm, aunque la gran mayoría miden entre 300 y 700 μm (Figura 1g). El color del cuerpo se debe al grado de esclerotización y melanización de la exocutícula, y puede variar desde blanco o amarillo hasta rojizo o casi negro. Se trata del grupo más numeroso de ácaros del suelo y en concreto en turberas pueden representar el 73-90% de las abundancias totales (Reynolds et al. 2007; Kaczmarek et al., 2011; Carrera & Briones 2013b) y en las que suelen registrar una alta diversidad (22 familias diferentes identificadas en dos turberas cobertor de la Sierra do Xistral; Carrera & Briones 2013b). Esta gran diversidad se refleja en sus variados hábitos alimenticios, desde

microorganismos (hongos y bacterias) y restos vegetales hasta omnívoros y depredadores (Orgiazzi et al., 2016).

Orden Sarcoptiformes: Suborden Astigmata

Estos ácaros están débilmente esclerotizados, por lo que son de colores pálidos (Figura 1h). El rasgo más peculiar y único de estos ácaros es la capacidad de poseer una deutoninfa inactiva llamada *hipopus* que puede ser más frecuente que los adultos y de hecho, en algunas familias sólo se conoce este estado (O'Connor 1982a, b; Philips 1990). Son ácaros que se mueven lentamente de ahí que muchas especies tengan sus campos de captura donde nidifican aves (Kolb et al., 2015) o se concentren en lugares con productos almacenados, etc. (Evans 1992); sin embargo, también es frecuente que exhiban dietas mixtas, consumiendo raíces de plantas o capturando activamente presas (Lavelle & Spain 2001). Su presencia en suelos de turberas ha sido confirmado previamente (Block 1965; Wood 1967; Carrera & Briones 2013b), aunque con menores abundancias que otros subórdenes de ácaros presentes en la zona (Carrera & Briones 2013b).

Orden Sarcoptiformes: Suborden Endeostigmata

Son animales muy pequeños (oscilando entre 100 y 400 μm) y están poco esclerotizados (Figura 1i). Su alimentación es variada, incluyendo formas herbívoras, detritívoras y depredadoras y son capaces de resistir condiciones de sequedad extrema, por lo que su distribución geográfica es amplia (Walter & Proctor 2001). En suelos de turberas sus comunidades no son muy abundantes y muestran una distribución horizontal muy agregada (Carrera & Briones 2013b).

Phylum Arthropoda: Subphylum Miriapoda: Clase Chilopoda

Esta clase incluye a los vulgarmente conocidos como ciempiés (Figura 1j), aunque el número de pares de patas oscila 15 y 181. El cuerpo es más o menos aplastado dorsoventralmente y miden entre 0,5 y 6 mm, pudiendo llegar hasta los 30 cm (Serra 1988; Coleman et al., 2004). Son cazadores activos que utilizan el primer par de apéndices torácicos modificados (forcípulas) para inyectar veneno y paralizar a sus presas (enquitreidos, colémbolos, insectos, etc.) aunque algunas especies consumen restos de plantas. Su presencia en ecosistemas de turbera es escasa (Blades & Marsall 1994; Biström & Pajunen 1989; Carrera & Briones 2013b).

Phylum Arthropoda: Subphylum Miriapoda: Clase Symphyla

El cuerpo de estos miriápodos consta de una cabeza y un tronco con 14 segmentos, pero solamente tienen 12 pares de patas. Son de pequeño tamaño (de 2 a 15 mm de longitud) y de color blanquecino (Figura 1k). Tienen un

apetito voraz consumiendo una gran variedad de alimentos (algas, bacterias, hongos, hojarasca y restos vegetales muertos así como raíces) y están muy ligados a la humedad, de ahí que encuentren refugio bajo piedras, musgos y hojarasca (Edwards 1990). Sus abundancias en los suelos suelen ser escasas ya que son muy sensibles a los cambios en las características físico-químicas del suelo y a la disponibilidad de alimento (Orgiazzi et al., 2016). Su presencia en suelos de turbera ha sido confirmada en varias ocasiones con muy pocos individuos (Biström & Pajunen 1989; Carrera & Briones 2013b) que con frecuencia pertenecen a una única especie (Biström & Pajunen 1989).

Phylum Arthropoda: Subphylum Hexapoda: Clase Entognatha

Orden Protura

Los animales pertenecientes a este orden son diminutos (0,5-2 mm), sin alas, ni antenas ni ojos (Figura 1l) y como pueden retraer las piezas bucales en el interior de la cápsula cefálica reciben el nombre de “entognatos” (Orgiazzi et al. 2016). Habitan lugares húmedos del suelo alimentándose preferentemente de hifas fúngicas, fundamentalmente micorrizas, de ahí que las mayores abundancias de organismos hayan sido registradas en suelos poco ácidos con una gran proliferación de raíces (Copeland & Imadaté 1990; Orgiazzi et al., 2016). Esto explica las escasas abundancias de estos organismos registradas en suelos de turbera (Blackith & Good 1991; Carrera & Briones 2013b).

Orden Collembola: Suborden Entomobryomorpha

A este suborden pertenecen los colémbolos de mayor tamaño (hasta 17 mm; Figura 1m), que suelen ocupar los horizontes más superficiales donde se acumula la hojarasca (epiedáficos) y donde se mueven con rapidez gracias a su locomoción a saltos utilizando un apéndice abdominal especializado (furca) que actúa como una catapulta (Orgiazzi et al., 2016). Son fundamentalmente microbívoros alimentándose de hifas de hongos, esporas y bacterias así como de material vegetal en descomposición. Están bien representados en los ecosistemas de turbera donde llegan a superar los 25.000 individuos m⁻² (Carrera & Briones 2013b).

Orden Collembola: Suborden Poduromorpha

Estos colémbolos tienen el cuerpo alargado (Figura 1n) y son euedáficos, es decir, auténticos habitantes del suelo, donde se mueven lentamente alimentándose de restos orgánicos (Orgiazzi et al., 2016). Sus abundancias en suelos de turbera suelen ser inferiores a los colémbolos anteriores, aunque suelen superar los 4000 individuos m⁻² (Carrera & Briones 2013b).

Orden Collembola: Suborden Symphypleona

Estos colémbolos presentan una forma corporal bastante ovalada (Figura 1o) con una furca bien desarrollada (Christiansen 1990; Hopkin 2000), por lo que al igual que los colémbolos entomobriomorfos son buenos saltadores y se concentran en las capas más superficiales del suelo (Orgiazzi et al. 2016). Sus poblaciones en turberas suelen ser menos numerosas que las de los dos órdenes anteriores (Carrera & Briones 2013b), posiblemente por su sensibilidad a los cambios de humedad (Vannier 1970).

Phylum Arthropoda: Subphylum Hexapoda: Clase Ectognatha (=Insecta)

Orden Thysanoptera

Estos insectos son de pequeño tamaño (raramente superan los 5 mm) y con una forma corporal alargada (Figura 1p). Poseen un aparato bucal picador-chupador que les permite alimentarse de fluidos vegetales, pero también los hay fungívoros y predadores lo que les permite colonizar una gran variedad de ambientes (Berzosa 1988). A pesar de ello, estudios previos indican que su presencia en turberas es escasa (Carrera & Briones 2013b; Cepeda-Pizarro & Pola 2013).

Orden Hemiptera

Los hemípteros suelen pasar sus fases inmaduras en el suelo (Figura 1q). Su principal característica identificativa es su aparato bucal picador-chupador con dos mandíbulas modificadas en forma de estiletes concéntricos (Forero 2008) que les permite perforar los tejidos vegetales. Las abundancias registradas en los suelos de turbera suele ser baja (Carrera & Briones 2013b) pero muy diversas (Danks & Rosenberg 1987; Rydin & Jeglum 2013) mostrando una preferencia por brezales (Susko 2016).

Orden Psocoptera

En este orden se incluyen insectos terrestres y alados de pequeñas dimensiones, que pueden identificarse fácilmente por su cabeza grande y globosa (Figura 1r). No son habitantes comunes del suelo y los pocos ejemplares capturados suelen habitar la hojarasca y los huecos debajo de piedras y cortezas donde se alimentan de algas, líquenes, esporas de hongos e hifas, restos orgánicos e insectos muertos (García Aldrete 1990). No son por tanto habitantes habituales de las turberas aunque sí han sido citados previamente en estos ecosistemas, pero con muy bajas presencias (Rydin & Jeglum 2013; Carrera & Briones 2013b).

Orden Coleoptera

Conocidos vulgarmente como escarabajos son muy diversos en formas y tamaños (Figura 1s) y son habitantes

comunes del suelo, humus, hojarasca, debajo de piedras, en los cuerpos fructíferos de los hongos, etc., tanto en estado adulto como larvario (Orgiazzi et al., 2016). Presentan mandíbulas desarrolladas por lo que la mayoría son carnívoros capturando otros pequeños invertebrados (Salgado et al., 1988) pero también hay especies fungívoras o que se alimentan de madera muerta (Orgiazzi et al., 2016). En comparación con otros insectos alados suelen estar bastante bien representados en los suelos de turbera (Spitzer & Danks 2006; Carrera & Briones 2013b; Sushko 2014).

Orden Lepidoptera

Solo la fase larvaria vive en los suelos y pueden reconocerse por la presencia de cuatro pares de “falsas patas” entre el tercer y sexto segmento abdominales, además de los 3 pares de patas en el tórax (Figura 1t). La mayoría se alimenta de hojas, semillas y frutos gracias a sus mandíbulas (Galante-Patiño & Viejo 1988). Debido a que solo pasan una parte de su ciclo biológico en los suelos las estimas del tamaño de sus poblaciones suelen ser escasas (Dapkus 2000; Carrera & Briones 2013b).

Orden Diptera

El nombre del orden hace referencia a que sólo presentan un par de alas funcional mientras que el segundo par está modificado como órgano de equilibrio. Muchas especies presentan una fase larvaria apoda que viven en el suelo (Figura 1u). Sus piezas bucales están adaptadas para masticar y su dieta es preferentemente saprófaga (Teskey 1990), pero otras horadan las raíces (Orgiazzi et al. 2016). Junto con los coleópteros son los insectos alados mejor representados en los suelos de turberas (Briones et al. 1997; Rosenberg et al. 1998; Carrera & Briones 2013b).

Orden Hymenoptera

Este orden está representado en los suelos fundamentalmente por hormigas (familia Formicidae; Figura 1v), insectos sociales que forman nidos que contienen un gran número de galerías interconectadas. Su aparato bucal básicamente masticador, está bien adaptado para lamer o succionar lo que les permite adaptarse a una enorme variedad de dietas y de hecho muchas son herbívoras u omnívoras o bien predadores especializados (Orgiazzi et al., 2016). Cumplen un papel esencial en los suelos al mejorar la estructura del suelo y favorecer el drenaje, así como enriquecerlo de nutrientes gracias a las galerías (Lesica & Kanno 1998). Son comunes en turberas arbustivas o abiertas (“bog”) y turberas de gramíneas o carrizo (“fen”) (Rydin & Jeglum 2013).

Diversidad de las comunidades de mesofauna edáfica en distintos hábitats turbosos

Las Sierras Septentrionales de Galicia acogen una gran variedad de humedales higrófilos y turbófilos, entre los que predominan los brezales húmedos, las turberas altas y las turberas de cobertor. En la actualidad la mayor parte de los ecosistemas de turbera se encuentran incluidos en la Red Natura, dentro de la ZEC Serra do Xistral (ES1120015), formando parte de la zona núcleo de la Reserva de la Biosfera de Terras do Miño. Existe una importante información bibliográfica referente a las turberas de las Sierras Septentrionales de Galicia (Ramil-Rego 1992; Ramil-Rego et al., 1994, 1996, 2008; Ramil-Rego & Crecente Maseda, 2011; Izco et al., 2001; Cillero 2013), donde se identifican los distintos tipos de hábitats y medios ecológicos acordes con los criterios establecidos en la Red Natura 2000 (DC 92/43/CEE). Junto a esta información se dispone además de datos referentes tanto a su sedimentología, cronología, biocenosis vegetales, flora, así como en relación con el estudio de la fauna no edáfica (anfibios, reptiles, larvas de lepidópteros, etc.).

Acorde con la Directiva Hábitats, entre los ecosistemas de turbera presentes en las Sierras Septentrionales de Galicia, destacan por su extensión, antigüedad y biodiversidad, las “Turberas cobertor activas” (Nat2000 7130*); desarrolladas en áreas de cumbres (9.000 – 1.050 m) y medias laderas en condiciones ombrotroficas. Las “Turberas altas” (Nat2000 7110*) ocupan posiciones de menor altitud, asociadas a fondos de valles escasamente jerarquizados, o en el seno de alveolos graníticos. Finalmente es de destacar la presencia de grandes extensiones de brezales húmedos dominados por *Erica mackaina* (Nat2000 4020*), que en muchos enclaves se corresponden con antiguas áreas de turberas que debido a cambios en las condiciones climáticas en el último tercio del Holoceno (3.000 años) han dejado de formar turba y fueron colonizadas por el brezal.

Turberas cobertor activas

Se encuentran ubicadas sobre sustratos ácidos, deficientes en minerales alterables (mayoritariamente sobre cuarcitas y areniscas) y en áreas de cumbre, por encima de los 800-900 m de altitud (Cillero 2013). Las condiciones climatológicas de estas cumbres propician la formación de densas praderas de ciperáceas como es el algodón de los pantanos (*Eriophorum angustifolium*) y el endemismo del noroccidente ibérico *Carex durieuii*, junto con *Molinia caerulea*.

En el tremoal de Chan do Lamoso (43° 30' 12"N, 7° 33' 02"W), situado en la vertiente oceánica de la sierra a unos

970 m de altitud (Figura 2a), se encuentra la turbera cobertor más antigua de Europa atribuida al Interestadio Tardiglacial (Ramil-Rego 1992). La vegetación dominante es la ciperácea *Eriophorum angustifolium* que se caracteriza por poseer aerénquima, un tejido formado por canales que permite el transporte de gases entre las raíces y el tallo (Greenup et al., 2000), lo que supone una estrategia muy efectiva para la captura de oxígeno durante los periodos de alta pluviosidad.

Los suelos de esta turbera contienen una alta riqueza taxonómica (Tabla 1), en la que se han podido identificar un total 18 grupos diferentes de mesofauna edáfica (Figura 3) y unos valores de diversidad bajos, en torno a 0.4 y 2.1 (índice de Simpson y Shannon-Wiener, respectivamente; Tabla 1). En conjunto, la comunidad de invertebrados está claramente dominada por ácaros y enquitreidos (en torno a 17-19.000 individuos m⁻²) lo que coincide con estudios previos realizados en la zona (Carrera & Briones 2013b). En el primer grupo, destaca la gran abundancia de ácaros oribátidos (representando casi el 90%) seguidos por Prostigmata y Mesostigmata y ya con muy pocas presencias otros grupos como los Endeostigmata y Astigmata (Figura 3).

Tras los ácaros y enquitreidos, los colémbolos constituyen aproximadamente el 12% de las abundancias totales. De ellos, casi la mitad corresponde al suborden Entomobryomorpha, seguido por Symphypleona y Poduromorpha como el menos representado (Figura 3).

Los restantes grupos de mesofauna muestran densidades bastante bajas (en conjunto menos de 1000 individuos m⁻²) y están representados por arácnidos (arañas y opiliones), ciempiés y hasta seis órdenes de insectos, destacando la abundancia de formas larvianas de dípteros, coleópteros y hemípteros (Figura 3). Se trata de formas geófilas que pasan solamente una parte de su ciclo biológico en el suelo.

En cuanto a la distribución vertical de los grupos más representativos (con al menos un porcentaje del 10% de abundancia respecto al total de las muestras) se observa que todos ellos tienden a concentrarse preferentemente en la capa de 0-2 cm (Figura 4) donde se deposita la materia orgánica fresca y por tanto hay mayor disponibilidad de nutrientes (Finzi et al., 2015), un resultado que coincide con observaciones previas en esta misma turbera (Carrera 2012).

En la vertiente más continental de la sierra se localiza el tremoal de Chan do Eume (43° 27' 36''N, 7° 34' 12''W), que

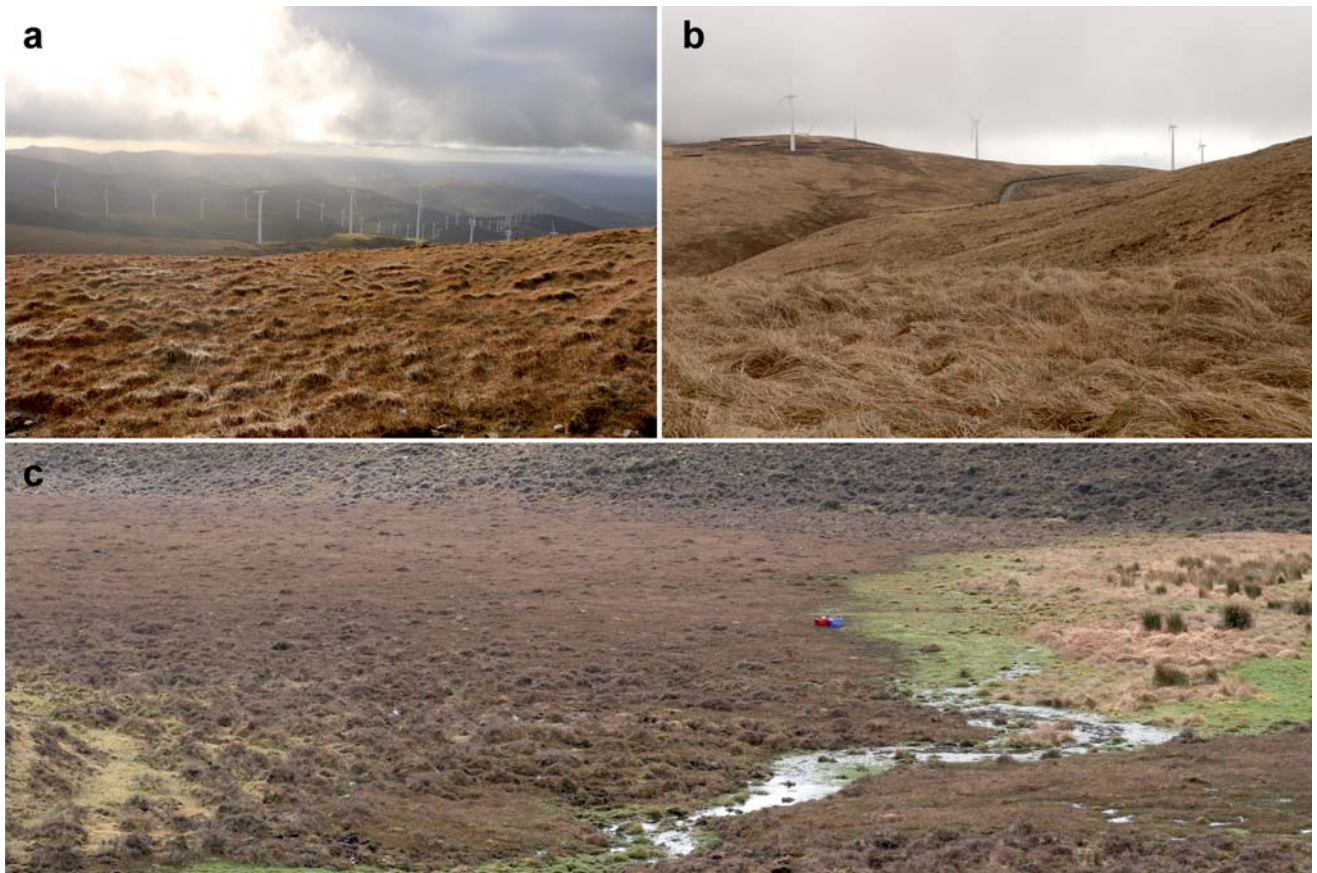


Figura 2.- Hábitats turbosos investigados en la Serra de O Xistral: (a) Tremoal do Chan do Lamoso; (b) Tremoal do Chan do Eume; (c) Tremoal do Val do Eume.

forma parte del humedal denominado Xistral-Cadramón. La turbera cobertor está situada a 960 m de altitud y su comunidad vegetal está dominada por la gramínea *Molinia caerulea* (Figura 2b). Esta especie de gramínea posee un gran sistema radicular que forma una maraña densa en la parte superior pero que puede alcanzar los 80 cm de profundidad y que posee aerenquima que le permite captar oxígeno incluso durante las épocas de encharcamiento (Taylor et al., 2001). Produce una gran cantidad de hojarasca que tiene una mayor calidad nutritiva comparada con la de los brezos (mayor contenido en nitrógeno y menos en ligninas), lo que incrementa su potencial para ser descompuesta (Berendse 1998).

Las comunidades de invertebrados edáficos en este hábitat turboso también muestran una alta riqueza de grupos (18 en total) pero una mayor diversidad ($H' = 2,3$; Tabla 1). Pero, quizás el aspecto más llamativo es la enorme abundancia de organismos contabilizados (más de 164.000 individuos m^{-2}), lo que coincide con observaciones previas en este mismo hábitat (Carrera & Briones 2013b) y que fue atribuido a una menor humedad del suelo, que llega situarse por debajo del 70% en los meses estivales, comparado con la turbera cobertor más oceánica de Chan do Lamoso (>80% la mayor parte del año).

Sin embargo, al igual que la turbera de ciperáceas los ácaros vuelven a ser claramente dominantes (> 99.000 individuos m^{-2}), seguidos por enquitreidos y colémbolos (Figura 5). Dentro de los ácaros el suborden Oribatida vuelve a ser el

grupo mayoritario (dos terceras partes de las abundancias totales de estos organismos). En este hábitat también adquiere importancia el suborden Prostigmata con más de 22.000 individuos m^{-2} ; en cambio, los ácaros Endeostigmata alcanzan abundancias similares al orden Mesostigmata y ya muy minoritarios son los Astigmata (Figura 5).

Los enquitreidos, aunque ocupan el segundo lugar en importancia numérica, son también numerosos, con densidades en torno a los 48.000 individuos m^{-2} (Figura 5), lo que indica que las condiciones de humedad de esta turbera son favorables para la reproducción de estos organismos.

Los colémbolos representan aproximadamente el 10% de los organismos de la comunidad edáfica de este hábitat, siendo más de la mitad especies pertenecientes al suborden Entomobryomorpha. Los colémbolos Poduromorpha están bien representados y ocupan el segundo lugar de importancia mientras que los Symphypleona apenas alcanzan los 1.000 individuos m^{-2} (Figura 5).

El 1% de organismos restantes presentes en los suelos de esta turbera se corresponde con 9 grupos faunísticos (Figura 5) que incluyen arácnidos (arañas y pseudoescorpiones), dos clases de miriápodos (quilópodos y sínfilos) y cinco órdenes de insectos, entre los que merece la pena destacar a los coleópteros, la gran mayoría estafilínidos (familia Staphylinidae), las larvas de díptero y los tisanópteros.

	<i>Eriophorum</i>	<i>Molinia</i>	<i>Erica</i>	<i>Sphagnum</i>
Riqueza de grupos taxonómicos	18	18	18	15
D	0.406	0.279	0.385	0.300
H'	2.086	2.329	1.757	1.954

Tabla 1.- Estimaciones de riqueza taxonómica y diversidad (índices de Simpson, D y Shannon-Wiener, H')

Aunque la mayoría de estos organismos tienden a ocupar el horizonte más superficial de la turba, a diferencia de la turbera de ciperáceas, sí se aprecia que algunos grupos, como los tres subórdenes de ácaros, los enquitreidos y algunos colémbolos, se desplazan a capas inferiores (Figura 6).

Turberas altas

En el tremoal do Val do Eume (43° 26' 56"N, 7° 33' 61"W) se localiza una turbera alta formada a 714 m de altitud, en el valle de origen glaciar donde tiene su nacimiento el río Eume (Figura 2c) y que presenta gran complejidad debido a la interconexión de distintos hábitats turbófilos en función de la diferente hidrología de la zona (Cillero 2013). Así las zonas menos deprimidas contienen áreas amplias de matorral con predominio de las especies *Erica mackaiana* y *Calluna vulgaris*. Estas especies leñosas maximizan la

absorción de nutrientes gracias a las asociaciones con micorrizas y a que retienen carbono en sus troncos leñosos durante su larga vida. Además, poseen tejidos ricos en fenoles que potencialmente puede inhibir los procesos de descomposición (Read et al., 2004).

Estos suelos contienen una gran abundancia de invertebrados edáficos (Figura 7) pero con valores bajos de diversidad (Tabla 1). La comunidad de mesofauna está dominada tanto por ácaros como por enquitreidos, con densidades próximas a los 50.000 individuos por m^2 . Como en los otros hábitats la mayor parte de estos ácaros son oribátidos (85% de las abundancias totales). Ya con abundancias menores le siguen en importancia los ácaros Prostigmata con más de 4.000 individuos m^{-2} y Mesostigmata con más de 2.500 individuos m^{-2} . En cambio los ácaros Astigmata y Endeostigmata apenas llegan a los 200 individuos m^{-2} (Figura 7).

Los enquitreidos alcanzan en esta turbera abundancias similares a las registradas en la turbera cobertor Chan do Eume (Figuras. 5 & 7), lo que indica que ambos hábitats

proporcionan condiciones óptimas de supervivencia para estos organismos.

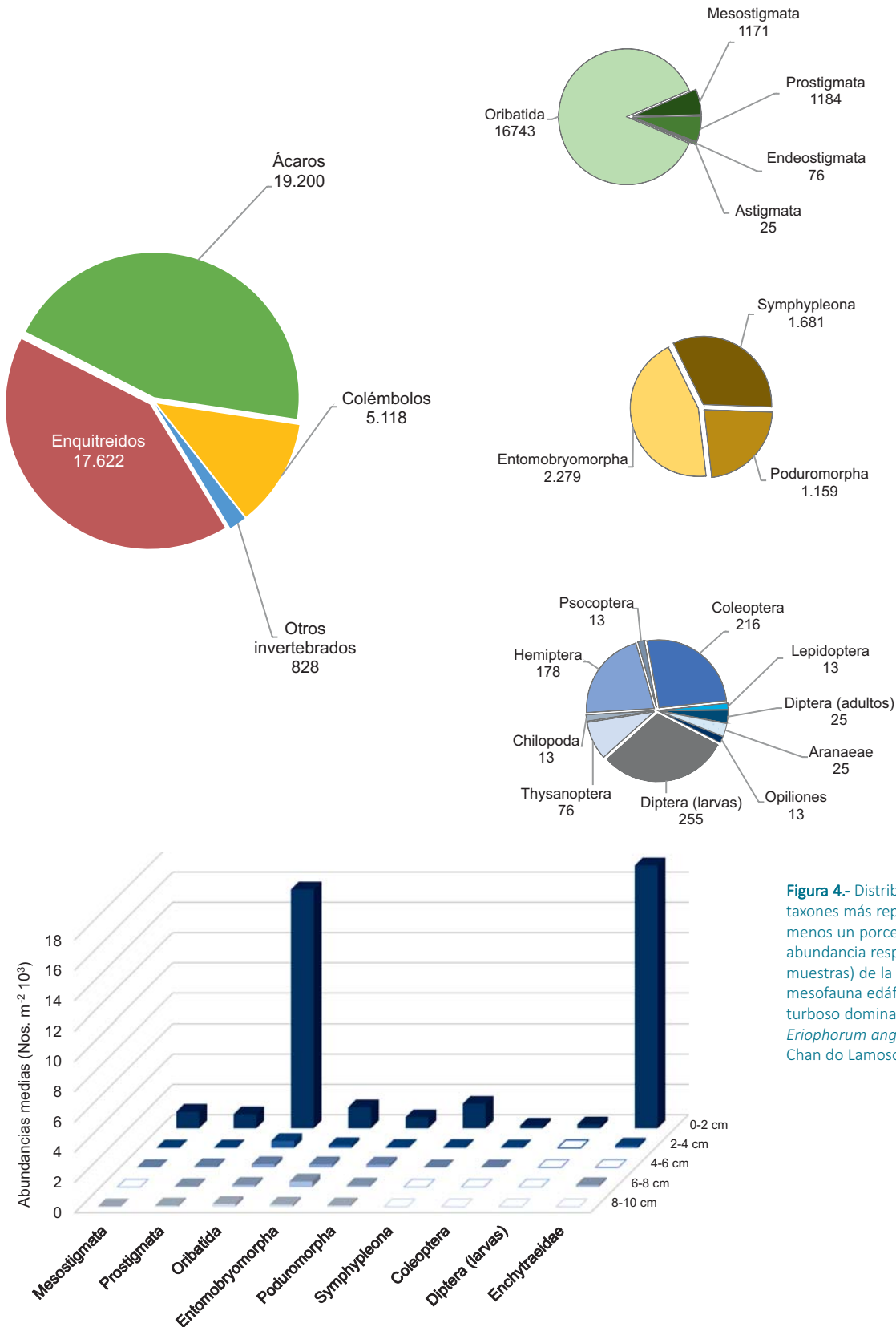
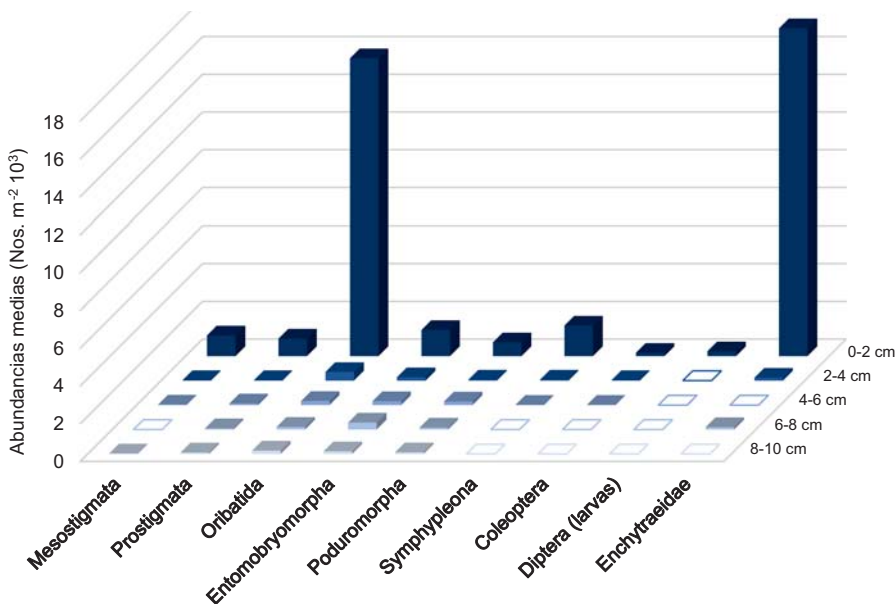


Figura 4.- Distribución vertical de los taxones más representativos (con al menos un porcentaje del 10% de abundancia respecto al total de las muestras) de la comunidad de mesofauna edáfica en el hábitat turboso dominado por la ciperácea *Eriophorum angustifolium* (tremoal do Chan do Lamoso).



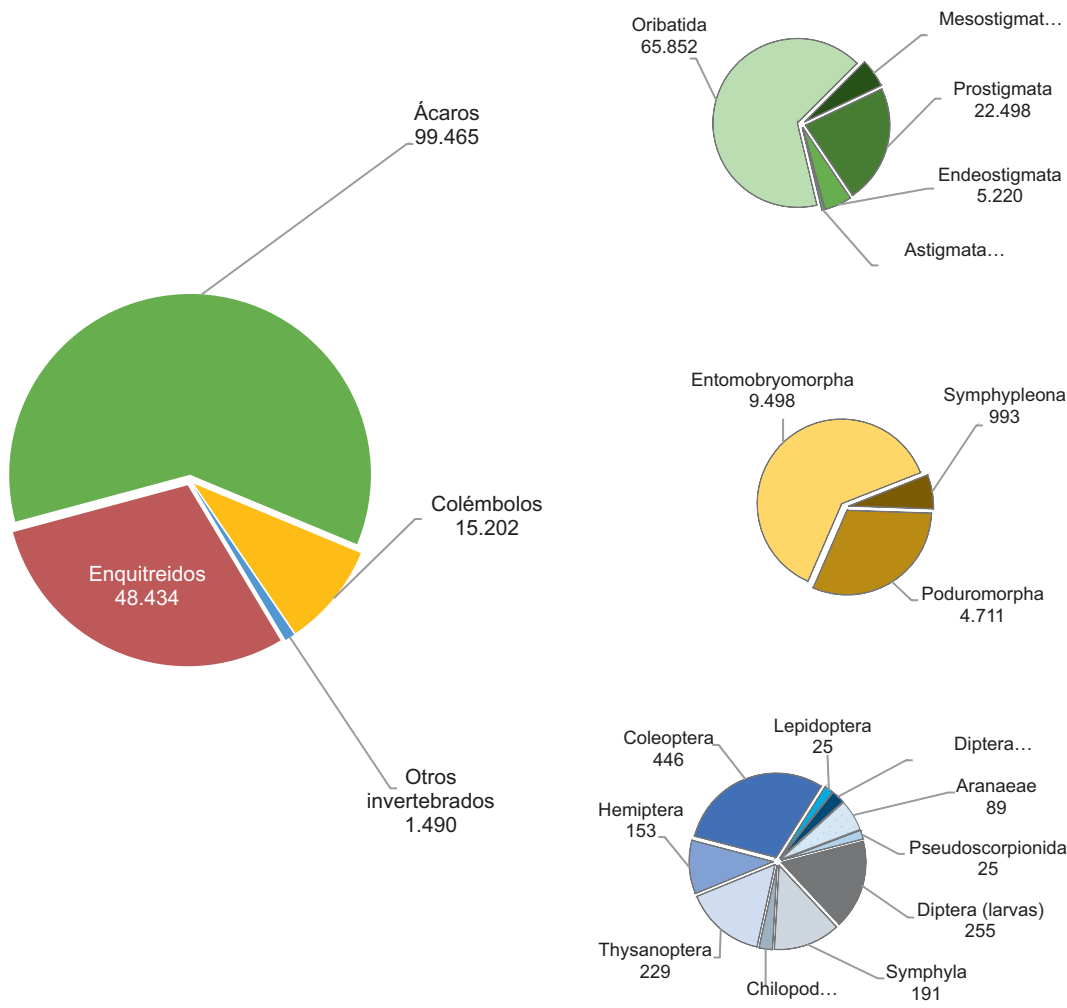


Figura 5.- Estructura de la comunidad de mesofauna edáfica en el hábitat turboso dominado por la gramínea *Molinia caerulea* (tremoal do Chan do Eume).

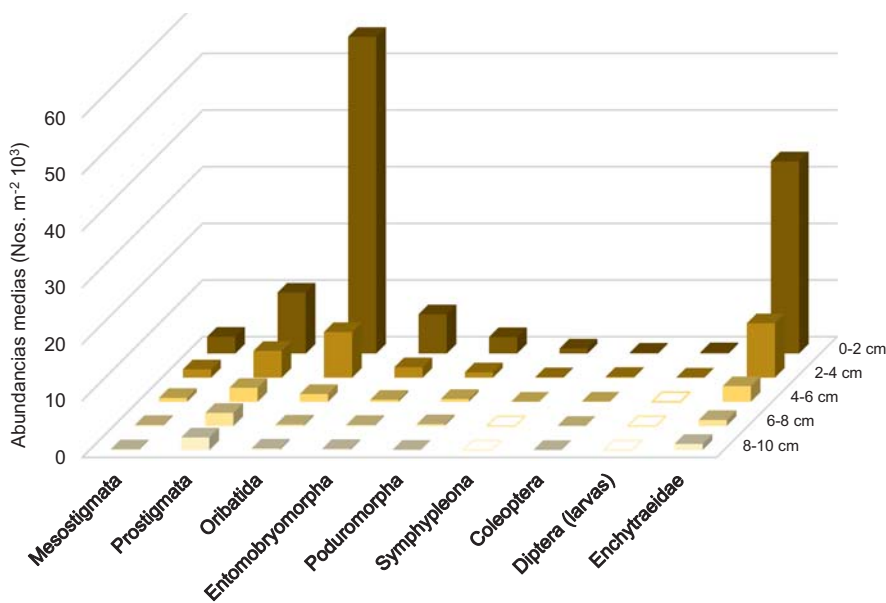


Figura 6.- Distribución vertical de los taxones más representativos (con al menos un porcentaje del 10% de abundancia respecto al total de las muestras) de la comunidad de mesofauna edáfica en el hábitat turboso dominado por la gramínea *Molinia caerulea* (tremoal do Chan do Eume).

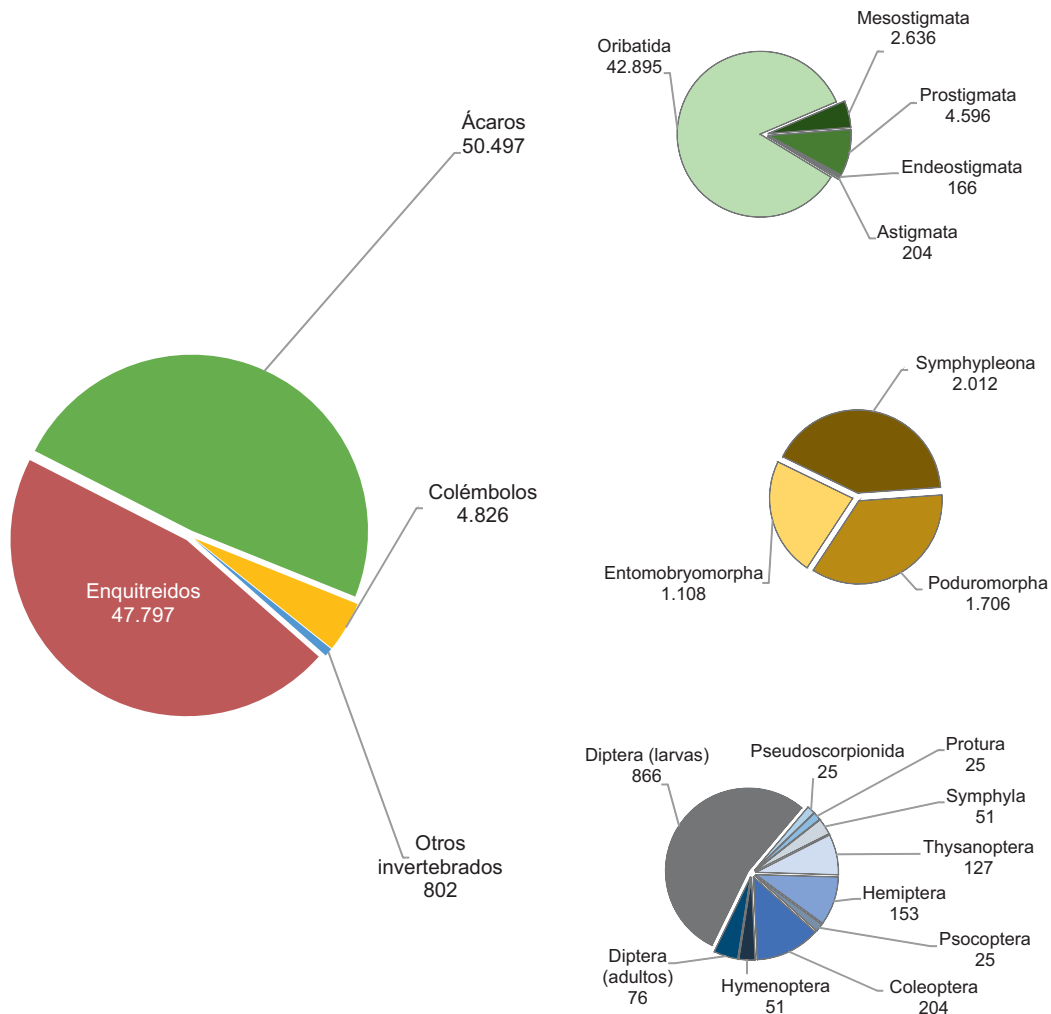


Figura 7.- Estructura de la comunidad de mesofauna edáfica en el brezal húmedo (tremoal do Val do Eume).

Los colémbolos apenas representan el 5% de los organismos presentes en esta turbera, estando las mayores abundancias más o menos igualmente repartidas entre los subórdenes Poduromorpha y Entomobryomorpha, mientras que los Symphypleona tienen una menor representación, equivalente a un 23% de las abundancias totales de estos organismos (Figura 7).

Los restantes grupos de invertebrados aparecen dominados fundamentalmente por larvas de dípteros (algo más de la mitad), mientras que pseudoscorpiones, sínfilos, proturos y cinco órdenes de insectos apenas representan un 1% (Figura 7).

La distribución vertical de los grupos mejor representados en esta turbera (Figura 8) muestra la preferencia por ocupar los dos primeros cm del suelo, aunque unos pocos individuos pertenecientes a los dos grupos dominantes (ácaros y enquitreidos) pueden pasar a ocupar capas inferiores (Figura 8).

En el fondo del valle donde se acumula la mayor humedad y se forman charcas temporales y pequeños cauces comienzan a dominar las especies herbáceas y sobre todo

los briófitos, que en esta zona están representados fundamentalmente por distintas especies del género *Sphagnum* (Cillero 2013). Se trata de plantas que carecen de sistema vascular y adquieren sus nutrientes directamente del agua de la lluvia, pudiendo formar relaciones simbióticas con cianobacterias fijadoras de nitrógeno (DeLuca et al. 2002). Son capaces de rehidratarse y recuperarse rápidamente tras un episodio de sequía (Turetsky 2003) y por tanto, modificar el contenido hídrico y la temperatura del suelo.

Estas condiciones hiperhúmedas del esfagnal hacen que muestre una estructura de las comunidades edáficas muy diferente a otros hábitats turbosos, ya que permite la proliferación de organismos muy dependientes de la humedad, como son los enquitreidos y las larvas de díptero a expensas de los ácaros, representando cada uno un tercio de los individuos recolectados (Figura 9). De hecho, las abundancias totales (alrededor de 51.000 individuos m⁻²) parecen estar repartidas entre tres grupos, ácaros, enquitreidos y larvas de dípteros (Figura 9). Estos tres grupos de organismos también prefieren ocupar las capas más superficiales de la turba, con la mayoría de los

individuos concentrados en los dos primeros centímetros, aunque de forma similar al anterior, algunos individuos de los tres grupos mayoritarios se desplazan hacia capas inferiores (Figura 10).

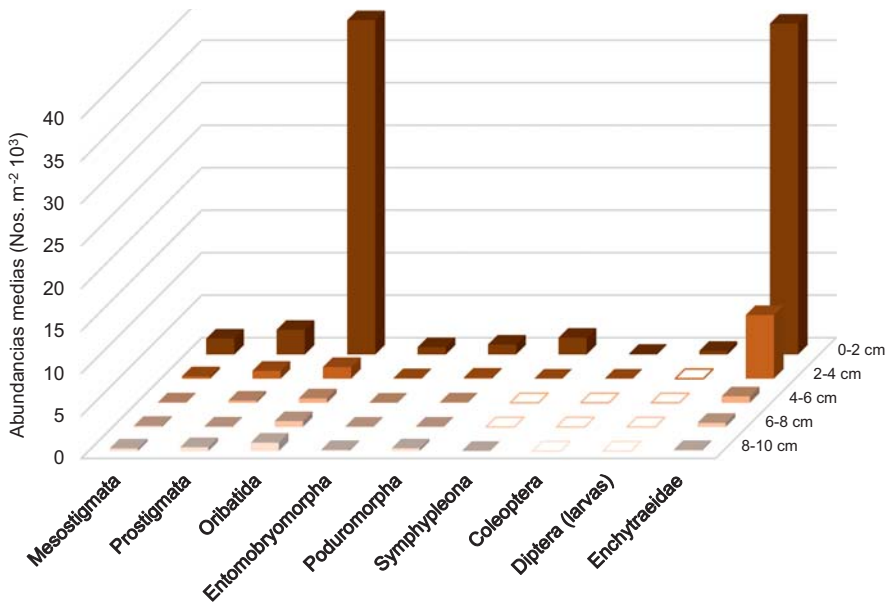


Figura 8- Distribución vertical de los taxones más representativos (con al menos un porcentaje del 10% de abundancia respecto al total de las muestras) de la comunidad de mesofauna edáfica en el en el brezal húmedo (tremoal do Val do Eume).

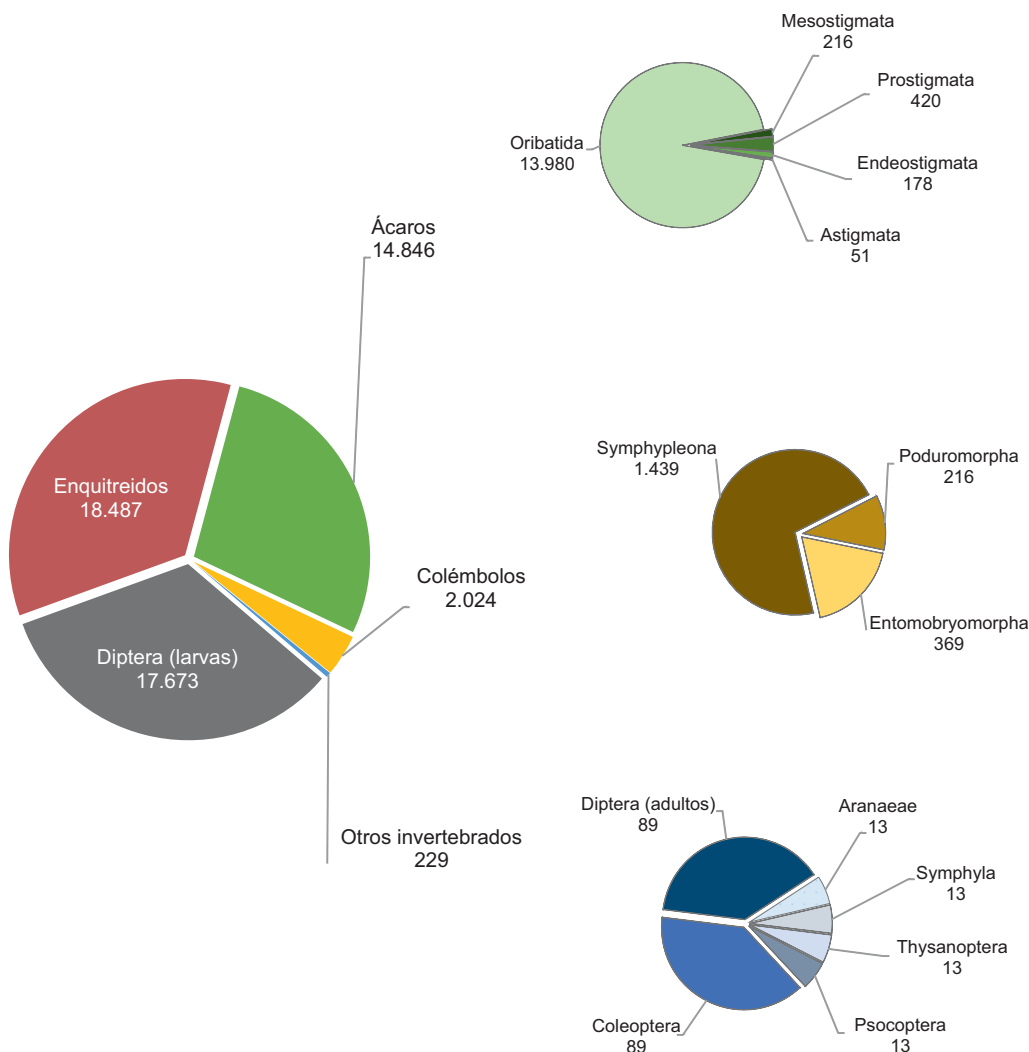


Figura 9.- Estructura de la comunidad de mesofauna edáfica en el esfagnal (tremoal do Val do Eume).

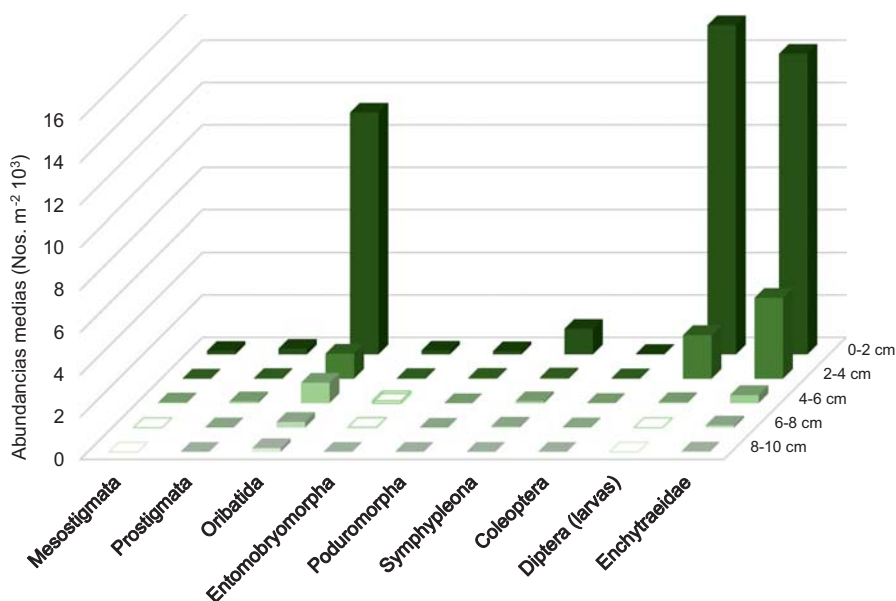


Figura 10- Distribución vertical de los taxones más representativos (con al menos un porcentaje del 10% de abundancia respecto al total de las muestras) de la comunidad de mesofauna edáfica en el en el esfagnal (tremedal de Val do Eume).

Dentro de los ácaros los oribátidos vuelven a ser muy mayoritarios (95% de las abundancias registradas para estos organismos), mientras que los restantes subórdenes de ácaros no superan los 500 individuos m⁻² (Figura 9).

A diferencia de los otros hábitats, en el esfagnal los colémbolos se componen mayoritariamente por miembros del suborden Symphypleona (casi 75%). El 25% restante se reparte más o menos equitativamente entre los otros dos subórdenes (Figura 9).

Como grupos minoritarios (representando un 0,6% del total de organismos presentes) se incluyen mayoritariamente dípteros adultos y larvas de coleópteros junto con unos pocos individuos de arañas, sínfilos, tisanópteros y psicópteros (Figura 9).

Al igual que los anteriores hábitats turbófilos, la existencia de unos pocos grupos faunísticos que muestran una clara dominancia sobre los demás hace que los valores de los índices de diversidad más habitualmente empleados en ecología de comunidades adopten valores bajos, a pesar de haberse identificado en el esfagnal un total de 15 grupos faunísticos diferentes (Tabla 1).

Conclusiones

En concordancia con estudios previos las comunidades edáficas de los ecosistemas de turbera están dominadas numéricamente por ácaros oribátidos, con independencia del tipo de vegetación dominante. Sin embargo, este grupo de microartrópodos alcanzan sus mayores densidades en las praderas de *Molinia* seguidas por el brezal húmedo. Los enquitreidos son el segundo grupo en importancia numérica en los cuatro hábitats investigados y es también la

turbera cobertor de *Molinia* y el brezal húmedo los que albergan las mayores densidades de estos organismos. El tercer grupo en importancia son los colémbolos cuyas poblaciones fueron especialmente abundantes bajo gramíneas. En cambio, tanto la turbera de ciperáceas como el esfagnal contienen las menores abundancias de todos los organismos identificados. Todo esto parece indicar que tanto la vegetación dominante como las condiciones microclimáticas conforman la abundancia y la estructura de las comunidades edáficas en los suelos de turbera.

Agradecimientos Este trabajo ha sido financiado por un proyecto del Ministerio de Economía y Competitividad (Ref. CGL2014-54861-R).

Bibliografía

Ayres, E., Steltzer, H., Berg, S. & Wall D.H. (2009). Soil biota accelerate decomposition in high-elevation forests by specializing in the breakdown of litter produced by the plant species above them. *Journal of Ecology*. 97: 901–912.

Bardgett, R.D. & Van der Putten, W.H. (2014). Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature*. 515: 505–511.

Barman, R.P. (2000). Studies on the moss-inhabiting terrestrial invertebrate fauna of Schirmacher Oasis, East Antarctica during the XVII Indian Scientific Expedition to Antarctica. Seventeenth Indian Expedition to Antarctica, Scientific Report 2000. Department of Ocean Development, Technical Publications. 15: 169-183.

Berendse, F. (1998). Effects of dominant plant species on soils during succession in nutrient-poor ecosystems. *Biogeochemistry*. 42: 73-88.

- Berg, M.P. & Bengtsson, J. (2007). Temporal and spatial variability in soil food web structure. *Oikos*. 116: 1789-1804.
- Berzosa, J. (1988). Thysanoptera. En: Barrientos, J.A. (Coord.). Bases para un Curso Práctico de Entomología. Asociación Española de Entomología, Barcelona. 463-472.
- Biström, O. & Pajunen, T. (1989). Occurrence of Araneae, Pseudoscorpionida, Opiliones, Diplopoda, Chilopoda and Symphyla in *Polytrichum commune* and *Sphagnum* spp. moss stands in two locations in southern Finland. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica*. 65: 109-128.
- Blackith, R. E. (1974). The ecology of collembola in Irish blanket bogs. *Proceedings of the Royal Irish Academy*. 74: 203-226.
- Blackith, R.E. & Good, J.A. (1991). Protura in Ireland. *Bulletin of the Irish Biogeographical Society*. 14: 84-89.
- Blades, D.C.A. & Marshall, S.A. (1994). Terrestrial arthropods of Canadian peatlands: synopsis of pan trap collections at four southern Ontario peatlands. *Memoirs of the Entomological Society of Canada*. 169: 221-284.
- Block, W. (1966). The distribution of soil Acarina on eroding blanket bog. *Pedobiologia*. 6: 27-34.
- Block, W., (1965). Distribution of soil mites (Acarina) on the Moor House National Reserve, Westmorland, with notes on their numerical abundance, *Pedobiologia*. 5: 244-251.
- Briones, M.J.I., Ineson, P. & Heinemeyer, A. (2007). Predicting potential impacts of climate change on the geographical distribution of enchytraeids: a meta-analysis approach. *Global Change Biology*. 13: 2252-2269.
- Briones, M.J.I., Ineson, P. & Pearce, T.G. (1997). Effects of climate change on soil fauna; responses of enchytraeids, Diptera larvae and tardigrades in a transplant experiment. *Applied Soil Ecology* 6. 117-134.
- Carrera, N. (2012). Efecto do incremento de temperatura sobre a estrutura das comunidades e os fluxos de carbono en solos de turbera. Tesis Doctoral. Universidade de Vigo.
- Carrera, N. & Briones M.J.I. (2013a). Oligochaeta communities from Galician upland peatlands. En: Riosmena-Rodríguez, R. (Ed.) *Invertebrates: Classification, Evolution and Biodiversity*. Nova Science Publishers, Inc., New York, USA. 67-89.
- Carrera, N. & Briones M.J.I. (2013b). Arthropod community structure and diversity from Galician upland peatlands. En: Riosmena-Rodríguez, R. (Ed.) *Invertebrates: Classification, Evolution and Biodiversity*. Nova Science Publishers, Inc., New York, USA. 1-65.
- Cepeda-Pizarro, J. & Pola, M. (2013). Relaciones de abundancia de órdenes de hexápodos terrestres en vegas altoandinas del desierto-transicional de Chile. *Idesia*. 31, 2: 31-39.
- Christiansen, K.A. (1990). Insecta: Collembola. En: Dindal, D.L. (Ed.). *Soil Biology Guide*. John Wiley & Sons, New York. 965-995.
- Cillero, C. (2013). Identificación y definición del estado de conservación de humedales lagunares de Galicia y su integración en el sistema territorial. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela.
- Cokendolpher, J.C. (1993). Pathogens and parasites of Opiliones (Arthropoda: Arachnida). *Journal of Arachnology*. 21: 120-146.
- Coleman, D.C., Crossley, D.A. Jr. & Hendrix, P.F. (2004). *Fundamentals of Soil Ecology*. 2nd Edition. Academic Press New York, New York.
- Copeland, T.P. & Imadaté, G. (1990). Insecta: Protura. En: Dindal, D.L. (Ed.). *Soil Biology Guide*. John Wiley & Sons, New York. 911-933.
- Coulson, C. & Whittaker, B. (1978). Ecology of moorland animals. En: Heal, O.W. & Perkins, D.F. (Eds.) *Production Ecology of British Moors and Montane Grasslands*. Springer Verlag, Berlin. 52-93.
- Coulson, J., Bauer, L., Butterfield, J., Downie, I., Cranna, L. & Smith, C. (1995). The invertebrates of the northern Scottish Flows, and a comparison with other peatland habitats. En: Thompson, D.B.A., Hester, A.J. & Usher, M.B. (Eds.) *Heaths and Moorland: Cultural Landscapes*. Stationary Office, Edinburgh. 74-91.
- Curry, J.P. (1978). Relationships between microarthropod communities and soil and vegetational types. *Scientific Proceedings of the Royal Dublin Society Series A*. 6, 11: 131-141.
- Danks, H.V. & Rosenberg, D.M. (1987). Aquatic insects of peatlands and marshes in Canada: synthesis of information and identification of needs for research. *Memoirs of the Entomological Society of Canada*. 140: 163-174
- Dapkus, D. (2000). Comparison of Lepidoptera communities of Čepkeliai raised bog, Baloša and Palios peatlands. *Acta Zoologica Lituonica*. 10, 4: 85-88.
- De Deyn, G.B. & Van der Putten, W.H. (2005). Linking aboveground and belowground diversity. *Trends in Ecology & Evolution*. 20: 625-633.
- DeLuca, T.H., Zackrisson, O., Nilsson, M.-C. & Sellstedt, A. (2002). Quantifying nitrogen-fixation in feather moss carpets of boreal forests. *Nature*. 419, 6910: 917-920.

- Edwards, C.A. (1990) Symphyla. En: Dindal, D.L. (Ed.). Soil Biology Guide. John Wiley & Sons, New York. 891-910.
- Ettema, C.H. & Wardle, D.A. (2002). Spatial soil ecology. Trends in Ecology & Evolution. 17: 177-183.
- Ettema, C.H., Coleman D.C., Vellidis G., Lurance, R., & Rathbun, S.L. (1998). Spatiotemporal distributions of bacterivorous nematodes and soil resources in a restored riparian wetland. Ecology. 79: 2721–2734
- Evans, G.O. (1992). Principles of Acarology. CAB International, Wallingford, England.
- Ferreiro da Costa, F., Ramil-Rego, P., Hinojo Sánchez, B., Cillero, C., Rubinos Román, M., Gómez-Orellana, L. & Díaz Varela, R. (2013). Diagnóstico y caracterización de los brezales húmedos (Nat-2000 4020*) de las sierras septentrionales de Galicia a partir de criterios científicos: importancia para su conservación. Recursos Rurais. 9: 65–77.
- Fenzi, A.C., Abramoff, R.Z., Spiller, K.S., Brzostek, E.R., Darby, B.A., Kramer, M.A. & Phillips, R.P. (2015). Rhizosphere processes are quantitatively important components of terrestrial carbon and nutrient cycles. Global Change Biology. 21: 2082–2094.
- Forero, D. (2008). The systematics of the Hemiptera. Revista Colombiana de Entomología. 34: 1-21.
- Galante-Patiño, E. & Viejo, J.L. (1988). Lepidoptera. Barrientos, J.A. (Coord.). Bases para un Curso Práctico de Entomología. Asociación Española de Entomología, Barcelona. 533-562.
- García Aldrete, A. N. (1990). Insecta: Psocoptera. En: Dindal, D.L. (Ed.) Soil Biology Guide. John Wiley & Sons, New York. 1033-1052.
- García-Palacios, P., Maestre, F.T., Wall, D.H. (2013). Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes. Ecology Letters. 16, 8: 1045-1053.
- Glime, J.M. (2013). Arthropods: Harvestmen and pseudoscorpions. Chapter 8. En: Glime, J.M. (Ed.) Bryophyte Ecology. Volume 2. Bryological Interaction. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists.
- Grace, J. & Marks, T.C. (1978). Physiological aspects of bog production at Moor House. En: Heal, O.W. & Perkins, D.F. (Eds). Production Ecology of British Moors and Montane Grasslands. Springer-Verlag. New York, USA. 38–51.
- Greenup, A.L., Bradford, M.A., McNamara, N.P., Ineson, P. & Lee, J.A. (2000). The role of *Eriophorum vaginatum* in CH₄ flux from an ombrotrophic peatland. Plant Soil- 227, 1/2: 265–272.
- Halaj, J. & Cady, A.B. (2000). Diet composition and significance of earthworms as food of harvestmen (Arachnida: Opiliones). The American Midland Naturalist. 143: 487-491.
- Hättenschwiler, S. & Vitousek, P.M. (2000). The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. Trends in Ecology Evolution. 15: 238–243.
- Hopkin, S.P. (2000). A Key to the Springtails (Insecta: Collembola) of Britain and Ireland, AID GAP (Aids to Identification in Difficult Groups of Animals and Plants) test version. Field Studies Council, Preston Montford, Shrewsbury, UK.
- Hughes, R.D. (1962). The study of aggregated populations. En: Murphy, P.V.J. (Ed.) Progress in Soil Zoology. Butterworths, London. 51-55.
- Izco, J., Ramil-Rego, P., Díaz Varela, R., Martínez Sánchez, S., Rodríguez-Gutián, M.A. & Pardo Gamundi, I. (2001). Análisis y valoración de la Sierra de O Xistral: un modelo de aplicación de la Directiva Hábitat en Galicia. Colección Técnica, Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia.
- Kaczmarek, S., Faleńczyk-Koziróg, K. & Marquardt, T. (2011). Abundance dynamics of mites (Acari) in the peatland of 'Linie' Nature Reserve, with particular reference to the Gamasida. Biological Letters. 48, 2: 159–166.
- Kethley, J.B. (1990). Acarina: Prostigmata (Actinedida). En: Dindal, D.L. (Ed.) Soil Biology Guide. John Wiley & Sons, New York. 667-756.
- Kolb, G.S., Palmborg, C., Taylor, A.R., Bååth, E., Hambäck, P.A. (2015). Effects of nesting cormorants (*Phalacrocorax carbo*) on soil chemistry, microbial communities and soil fauna. Ecosystems. 18, 4: 643-657.
- Koponen, S. (2002). Ground-living spiders in bogs in northern Europe. The Journal of Arachnology. 30: 262–267.
- Krantz, G.W. & Ainscough, B.D. (1990). Acarina: Mesostigmata (Gamasida). En: Dindal, D.L. (Ed.). Soil Biology Guide. John Wiley & Sons, New York. 583-665.
- Kupryjanowicz, J., Hajdamowicz, I., Stankiewicz, A. & Starega, W. (1998). Spiders of some raised peat bogs in Poland. En: Selden, P.A. (Ed.) Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, Edinburgh. 267-272.
- Lavelle, P. & Spain, A.V. (2001). Soil Ecology. Kluwer Scientific, Amsterdam.
- Lesica, P., & Kanno, P.B. (1998). Ants create hummocks and alter structure and vegetation of a Montana fen. American Midland Naturalist. 139: 58-68.

- Michaell, E.A.D., Borcard, D., Buttler, A.J., Grosvernier, Ph., Gilbert, D. & Gobar, J.-M. (2000). Horizontal distribution patterns of testate Amoebae (Protozoa) in a *Sphagnum magellanicum* carpet. *Microbial Ecology*. 39, 4: 290-300.
- O'Connor, B.M. (1982a). Acariformes: Astigmata. En: Parker, S.P. (Ed.) *Synopsis and classification of living organisms*. McGraw-Hill, New York. 146-169.
- O'Connor, B.M. (1982b). Evolutionary ecology of Astigmatid mites. *Annual Review of Entomology*. 27, 385-409.
- Orgiazzi, A., Bardgett, R.D., Barrios, E., Behan-Pelletier, V., Briones, M.J.I., Chotte, J.-L., De Deyn, G.B., Eggleton, P., Fierer, N., Fraser, T., Hedlund, K., Jeffery, S., Johnson, N.C., Jones, A., Kandeler, E., Kaneko, N., Lavelle, P., Lemanceau, P., Miko, L., Montanarella, L., Moreira, F.M.S., Ramirez, K.S., Scheu, S., Singh, B.K., Six, J., van der Putten, W.H. & Wall, D.H. (2016). *Global Soil Biodiversity Atlas*. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Philips, J.R. (1990). Acarina: Astigmata (Acaridida). En: Dindal, D.L. (Ed.) *Soil Biology Guide*. John Wiley & Sons, New York. 757-778.
- Ramil-Rego, P. (1992). La vegetación cuaternaria de las sierras septentrionales de Lugo a través del análisis polínico. Tesis Doctoral. Universidade de Santiago de Compostela.
- Ramil Rego, P.; Aira, M.J. & Taboada Castro, T. (1994). Análisis polínico y sedimentológico de dos turberas en las Sierras Septentrionales de Galicia (N.O. de España). *Revue de Paléobiologie*. 12 (1): 9-28
- Ramil-Rego, P., Rodríguez Guitián, M.A., Ferreiro da Costa, J., Rubinos Román, M.A., Gómez-Orellana, I., de Nóvoa Fernández, B., Hinojo Sánchez, B.A., Martínez Sánchez, S. Cillero Castro, C., Díaz Varela, R.A., Rodríguez González, P.M. & Muñoz Sobrino, C. (2008). *Os Hábitats de Interese Comunitario de Galicia. Fichas Descritivas. Monografías do IBADER*. Universidade de Santiago de Compostela.
- Ramil-Rego, P., Rodríguez-Guitián, M.A. & Rodríguez-Oubiña, J. (1996). Valoración de los humedales continentales del NW Ibérico: caracterización hidrológica, geomorfológica y vegetacional de las turberas de las Sierras Septentrionales de Galicia. En: Pérez-Alberti, A., Martínez Cortizas, A. (Eds.) *Avances en la Reconstrucción Paleoambiental de las Áreas de Montaña Lucenses*. Excma. Diputación Provincial de Lugo. 165–187.
- Ramil-Rego, P. & Crecente Maseda, R. (Dir.) (2011). *Plan Director da Rede Natura 2000 de Galicia*. Documento Técnico. IBADER – USC. Consellería do Medio Rural. Xunta de Galicia.
- Read, D.J., Leake, J.R. & Perez-Moreno, J. (2004). Mycorrhizal fungi as drivers of ecosystem processes in heathland and boreal forest biomes. *Canadian Journal of Botany*. 82, 8: 1243–1263.
- Reynolds, B., Hamel, J., Isbanioly, J., Klausman, L. & Moorhead, K.K. (2007). From forest to fen: Microarthropod abundance and litter decomposition in a southern Appalachian floodplain/fen complex. *Pedobiologia*. 51: 273-280.
- Rodríguez Oubiña, J. (1982). *Brañas en Galicia Meridional. Ecología, flora y vegetación*. Tesis de Licenciatura. Univ. Santiago de Compostela.
- Romero, D., Perille, M., Pimentel, M. & Sahuquillo, E. (2006). Botanical interest of mountain peatlands from NW Iberian Peninsula: implications for their conservation. *Bocconea*. 19: 201-208.
- Rosenberg, D.M., Wiens, A.P. & Bilyj, B. (1988). Chironomidae (Diptera) of peatlands in Northwestern Ontario, Canada. *Holarctic Ecology*. 11, 1: 19-31.
- Rydin, H. & Jeglum, J.K. (2013). *The Biology of Peatlands. Biology of Habitats Series*. Oxford University Press.
- Salamon, J.A., Schaefer, M., Alpehi, J., Schmid, B. & Scheu, S. (2004). Effects of plant diversity on Collembola in an experimental grassland ecosystem. *Oikos*. 106: 51-60.
- Salgado, J.M., Outerello, R., Gamarra, P., Blas, M., Vázquez, X., Vives, E. & Otero, J.C. (1988). Coleoptera. En: Barrientos, J.A. (Coord.) *Bases para un Curso Práctico de Entomología*. Asociación Española de Entomología, Barcelona. 573-639.
- Serra, A. (1988). Chilopoda. En: Barrientos, J.A. (Coord.) *Bases para un Curso Práctico de Entomología*. Asociación Española de Entomología, Barcelona. 305-313.
- Spitzer K., Danks H.V. (2006). Insect biodiversity of boreal peat bogs. *Annual Review of Entomology*. 51: 137-161.
- Standen, V. & Latter, P.M. (1977). Distribution of a population of *Cognettia sphagnetorum* (Enchytraeidae) in relation to microhabitats in a blanket bog. *Journal of Animal Ecology*. 46: 213-229.
- Standen, V. (1984). Production and diversity of enchytraeids, earthworms and plants in fertilized hay meadow plots. *Journal of Applied Ecology*. 21, 1: 293-312.
- Strickland, M.S., Osburn, E., Lauber, C., Fierer, N. & Bradford, M.A. (2009). Litter quality is in the eye of the beholder: initial decomposition rates as a function of inoculum characteristics. *Functional Ecology*. 23: 627–36.
- Sushko, G. (2014) Spatial distribution of epigeic beetles (Insecta, Coleoptera) in the “Yelnia” peat bog. *Baltic Journal of Coleopterology*. 14, 2: 151-161.

- Sushko, G. (2016). Heteroptera (Insecta: Hemiptera) of the peat bogs of Belarusian Lakeland. *Biologia*. 71, 6: 688–694.
- Swain, N.A. & Usher, M.B (2004). The harvestmen associated with the restoration of habitats at Flanders Moss, Stirlingshire. *Forth Naturalist & Historian*. 27: 91-100.
- Taylor, K., Rowland, A.P. & Jones, H.E. (2001). *Molinia caerulea* (L.) Moench. *Journal of Ecology*. 89: 126–144.
- Teskey, H.J. (1990). Insecta: Diptera Larvae. En: Dindal, D.L. (Ed.) *Soil Biology Guide*. John Wiley & Sons, New York. 1253-1276.
- Turetsky, M.R. (2003). The role of bryophytes in carbon and nitrogen cycling. *Bryologist*. 106, 3: 395–409.
- Vannier, G. (1970). Réactions des microarthropodes aux variations de l'état hydrique du sol. En: Centre national de la recherche scientifique: Recherche coopérative sur programme du C.N.R.S. N° 40: 23 - 258. Editions du C.N.R.S. Paris.
- Walter, D.E. & Proctor, H.C. (2001). *Mites in Soil, An Interactive Key to Mites and Other Soil Microarthropods*. ABRS Identification Series. CSIRO Publishing, Collingwood, Victoria.
- Ward, S.E., Orwin K., Ostle, N.J., Briones, M.J.I., Thomson, B., Griffiths, R.I., Oakley, S., Quirk, H. & Bardgett, R.D. (2015). Vegetation exerts a greater control on litter decomposition than climate warming in peatlands. *Ecology*. 96: 113–123.
- Weston, D.J., Timm, C.N., Walker, A.P., Gu, L., Muchero, W., Schmutz, J., Shaw, A.J., Tuskan, G.A., Warren, J.M. & Wulfschleger, S.D. (2015). *Sphagnum* physiology in the context of changing climate: emergent influences of genomics, modelling and host–microbiome interactions on understanding ecosystem function. *Plant Cell Environment*. 38: 1737–1751.
- Wood, T.G. (1967). Acari and collembola of moorland soils from Yorkshire, England. I. Description of the sites and their populations. *Oikos*. 18: 102-117.

Pedro Galán

Grupo de Investigación en Biología Evolutiva (GIBE). Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal e Ecoloxía. Facultade de Ciencias, Universidade da Coruña.
Campus da Zapateira, s/n. 15071 – A Coruña
e-mail: pgalan@udc.es

La situación de los anfibios amenazados de Galicia y su relación con el estado de conservación de los humedales

Resumen El Catálogo Galego de Especies Ameazadas ha declarado a cinco especies continentales de anfibios como Vulnerables. Para conocer su estado de conservación y los factores de amenaza que sufren, se muestrearon un total de 3.882 medios acuáticos distribuidos por toda Galicia, registrando la presencia o ausencia de estas especies y estimando índices de su abundancia. Se obtuvo también información sobre las características del hábitat, las alteraciones que presentaba y la presencia de especies invasoras. Se detectaron alteraciones en el 62,4% de los medios acuáticos muestreados, destacando las producidas por las obras públicas, las derivadas de la agricultura y la ganadería, especialmente la presencia de contaminantes procedentes de fertilizantes, las provocadas por los cambios en los usos del suelo, principalmente el abandono del campo y la intensificación de la silvicultura, la alteración de los cauces y riberas, la eliminación o contaminación de charcas y la presencia de especies invasoras alóctonas.

Según esta información, la especie de anfibio más amenazada de Galicia es *Pelobates cultripes*, del que sólo se localizaron muy pocas poblaciones supervivientes, aisladas en distintos puntos del territorio y sujetas a un marcado declive poblacional. Las otras especies también mostraron importantes problemas para su conservación: *Chioglossa lusitanica*, muy vinculada a hábitats sensibles, está amenazada por alteraciones en los medios ribereños, lo que también ocurre, aunque en menor medida, con *Rana iberica*. *Hyla molleri* (anteriormente *Hyla arborea*) es muy vulnerable a la degradación de los humedales, formando metapoblaciones con alta tasa de dispersión y mortalidad. *Rana temporaria parvipalmata* se mostró muy sensible a la contaminación de las charcas de cría por fertilizantes agrícolas, aunque sus poblaciones son todavía abundantes en el norte de Galicia. Por el contrario, esta especie posee poblaciones relictas aisladas en las montañas de Ourense, en alto riesgo de extinción.

Palabras clave Anfibios, Galicia, medios acuáticos, charcas de cría, conservación, especies amenazadas.

Abstract The Catálogo Galego de Especies Ameazadas has catalogued five continental species of amphibians as Vulnerable. To know their conservation status and the threat factors they are suffering, a total of 3882 aquatic habitats were sampled along the whole of the Galician territory, recording the presence or absence of these species and estimating its abundance indexes. Information on habitat characteristics, alterations and the presence of invasive species were also obtained. Alterations were detected in 62.4% of the sampled water bodies, standing out those caused by public works, the ones derived from agriculture and farming, specially the presence of pollutants from fertilizers, other due to changes in land use, notably the abandonment of the countryside and intensification of forestry and agriculture, the alteration of rivers and riverbanks, elimination or contamination of ponds and the presence of alien invasive species.

According to this information, the most threatened amphibian species of Galicia is *Pelobates cultripes*, of which only a few surviving populations were found, isolated in different parts of the territory and subject to a marked decline. The other amphibian species also showed important problems for their conservation: *Chioglossa lusitanica*, closely linked to sensitive habitats, is threatened by changes in riparian environments, which also occurs, albeit to a lesser extent, in *Rana iberica*. *Hyla molleri* (formerly *Hyla arborea*) is very vulnerable to degradation of wetlands, forming metapopulations with high rate of dispersal and mortality. *Rana temporaria parvipalmata* is very sensitive to pollution of breeding ponds by agricultural fertilizers, although their populations are still abundant in northern Galicia. On the contrary, this species showed isolated relict populations in the mountains of Ourense, which have high extinction risk.

Key words Amphibians, Galicia, wetlands, breeding ponds, conservation, threatened species.

Introducción

Hasta los años 80 del pasado siglo las desapariciones o regresiones poblacionales de anfibios sólo eran conocidas de manera esporádica. Sin embargo, desde finales de ese decenio y, especialmente, a partir de los años 90, las evidencias de un declive global y de amenazas asimismo generales, se acumularon de manera exponencial, implicando la supervivencia de estos animales y mostrando una disminución a gran escala (Houlahan *et al.*, 2000; Stuart *et al.*, 2004). En la actualidad, cerca de un tercio (30,5%) de las especies conocidas de anfibios se encuentran amenazadas de extinción en todo el planeta. Esta es una proporción muy alta comparada con otros grupos que también han sido evaluados globalmente por la IUCN (2015), como los mamíferos (21,8%), los reptiles (21,1%) o las aves (13,2%). Otro hecho remarcable es que el 44% de las especies de anfibios consideradas como no amenazadas, han sufrido importantes reducciones poblacionales, lo que las podría llevar en un futuro próximo a engrosar una categoría de amenaza (Stuart *et al.*, 2008).

Las razones de este declive son diversas y la mayoría se relacionan con la extrema sensibilidad de los anfibios a los cambios ambientales debido a la permeabilidad de su piel y a su doble vida, terrestre-acuática. Las principales amenazas son debidas a la pérdida de los hábitats acuáticos reproductores (desección o degradación de los humedales), a las alteraciones de los hábitats terrestres (donde los anfibios pasan su fase no reproductora) y a la introducción de especies alóctonas invasoras que depredan sobre ellos, sus larvas o sus huevos (Wells, 2007). Además de éstos, también existen otros importantes factores de riesgo, como la contaminación química, el cambio climático, que les fuerza a variar aspectos del uso de los hábitats y su fenología, o el incremento estacional de la radiación ultravioleta (UV-B), que reduce la tasa de nacimientos y la supervivencia. Finalmente, las enfermedades emergentes, entre la que destaca la quitridiomycosis, causada por el hongo *Batrachochytrium dendrobatidis*, descubierta en tiempos tan recientes como el año 1998 (Berger *et al.*, 1998), pero cuyos efectos se remontan a varias décadas atrás (Cheng *et al.*, 2011), ha devastado poblaciones enteras y ha llevado a la extinción a un elevado número de especies, especialmente en Australia y América Central (Wake, 2012), aunque también ha afectado a muchos otros lugares de la Tierra. Todos estos factores son los responsables de muchos declives y extinciones poblacionales de anfibios (Collins & Storfer, 2003; Collins & Crump, 2009).

Muy recientemente se han producido dos importantes descubrimientos sobre las enfermedades emergentes: ha aparecido otra especie de hongo quitridio (*B. salamandrivorans*) que afecta a las salamandras (Martel *et al.*, 2013) y los *Ranavirus* se han revelado más letales y más extendidos de lo que se había pensado, afectando también

a localidades del norte de España, incluyendo Galicia, donde han provocado mortalidades masivas de anfibios (Price *et al.*, 2014). Pese a lo dramáticas que resultan estas infecciones, no podemos olvidar que no son la única causa de su desaparición y que la alteración de los hábitats (especialmente de los humedales) y la contaminación del medio juegan también un papel muy importante. En este sentido, las últimas investigaciones apuntan a que, más allá de la quitridiomycosis y otras enfermedades, hay múltiples factores que arrastran a la extinción a los anfibios (cambios en los usos del suelo, destrucción de los hábitats, uso de pesticidas, especies invasoras, cambio climático), cuyo efecto es mayor del que se había pensado anteriormente (Hof *et al.*, 2011). Dentro de este conjunto de factores, destacan como causa primera de los declives de los anfibios los debidos a las acciones humanas y se ha demostrado que las interacciones entre los factores naturales y antropogénicos actúan sinérgicamente (Blaustein *et al.*, 2003).

En este panorama, la situación en Galicia es pareja a la descrita para el conjunto del planeta. Hasta épocas relativamente recientes, la elevada heterogeneidad espacial que caracteriza el medio natural gallego, unida a su extensa red hidrográfica, la diversidad de humedales y el estado de conservación de éstos, había favorecido la abundancia de los anfibios (Curt & Galán, 1982; Galán & Fernández-Arias, 1993). Sin embargo, a partir de la segunda mitad de la década de 1980 y, especialmente, en los dos últimos decenios, esta situación ha cambiado radicalmente y el estado de conservación de los medios húmedos gallegos y otros hábitats se ha visto profundamente alterado, tanto por las transformaciones ocurridas en el medio como por la introducción de especies alóctonas invasoras (Galán, 1999, 2005). Paralela a esta degradación ambiental, se han detectado importantes regresiones numéricas en numerosas poblaciones de anfibios de Galicia (Galán, 1997a, 1999, 2004, 2008a; Pleguezuelos *et al.*, 2002; Price *et al.*, 2014). Según esta información, se sabe que la mayor parte de las especies de anfibios gallegos han experimentado declives poblacionales más o menos marcados en las últimas décadas, así como extinciones de poblaciones locales, debidas a diversas causas, entre las que destacan la destrucción o alteración de los hábitats y la introducción de especies alóctonas invasoras. Estas regresiones han afectado de forma diferente a las distintas especies, en relación a determinadas características de su distribución y/o a la dependencia de determinados tipos de hábitats. Las especies en que se han observado mayores factores de riesgo y declives poblacionales han sido incluidas en el *Catálogo Galego de Especies Ameazadas* (Xunta de Galicia, 2007), en adelante CGEA.

Dentro de este marco, se ha realizado por encargo de la Xunta de Galicia un estudio que analiza globalmente la situación de las cinco especies de anfibios incluidas en el

CGEA con la categoría de “Vulnerable” en todo el territorio (se exceptúan aquellas en las que sólo se consideran amenazadas las poblaciones insulares), esto es, *Chioglossa lusitanica*, *Pelobates cultripes*, *Hyla arborea* (en la actualidad, *Hyla molleri*), *Rana iberica* y *Rana temporaria*. Con posterioridad, se continuó con este estudio, con el ánimo de realizar un seguimiento de las poblaciones e incluir otras nuevas. En este capítulo se revisa el conocimiento existente sobre el estado de conservación de las poblaciones gallegas de estas especies y de los hábitats que ocupan, centrándonos en los humedales de Galicia de todo tipo, así como las amenazas que sufren. Finalmente, se plantean, a partir de esta información, las líneas generales de un plan de conservación para estas especies amenazadas, basándonos en Galán (2009).

Material y métodos

Para localizar las especies de anfibios amenazadas del CGEA (Xunta de Galicia, 2007) y conocer su estado de conservación, así como el de los humedales que habitan, se visitaron un total de 3.882 medios acuáticos susceptibles de ser utilizados por estas especies para realizar la reproducción (Figura 1). Este muestreo se extendió por toda Galicia y los medios acuáticos se clasificaron en 26 categorías diferentes, incluyendo incluso los de menor entidad (Tabla 1). De ellos, en 1.240 (32%) no se encontró a ninguna especie de anfibio; en otros 1.045 (27%) se encontraron anfibios, pero no de las especies amenazadas. Finalmente, en 1.597 (41%) se encontró a una o más de las cinco especies incluidas en el CGEA como vulnerables.

En la Tabla 1 se indican las categorías de hábitats acuáticos diferenciados y el número de puntos de muestreo realizados en cada uno de ellos durante los años de trabajo de campo (5 años para la elaboración del Plan de Conservación de los Anfibios, 2005-2009, presentado a finales de 2009, y 4 años posteriormente, 2010-2013, para ampliar la información con más puntos de muestreo y realizar seguimiento de poblaciones).

En cada uno de los medios acuáticos muestreados se siguió la siguiente metodología:

- 1.- Georeferenciación de la zona de muestreo, con ayuda de un GPS. Obtención de datos de altitud y del hábitat terrestre circundante.
- 2.- Datos del medio acuático. Se anotaron las siguientes características: (i) tipo de medio acuático (en relación a los 26 tipos previamente diferenciados, ver Tabla 1), (ii) longitud y anchura (de las que posteriormente se obtenía su superficie, en metros cuadrados). En el caso de que se tratase de una corriente de agua (río, arroyo, escorrentía, etc.), se tomaba la anchura media en la zona de muestreo, en centímetros. (iii) Profundidad máxima del agua, en centímetros. (iv) Porcentaje de superficie cubierta por

vegetación acuática, (v) porcentaje de superficie cubierta por vegetación terrestre sumergida, (vi) número de charcas similares en la misma localidad (por ejemplo, 6 charcas de herbazal en una determinada pradera). En todos los casos se consideró como una unidad el conjunto de charcas de similares características, tomando los valores medios de todas ellas. (vii) Movimiento del agua (clasificado en cinco categorías: corriente nula, lenta, moderada, rápida y muy rápida), (viii) permanencia de la charca, agrupada en cuatro categorías en relación a la duración del hidropériodo: efímera (<5 meses), estacional (5-9 meses), semipermanente (9-12 meses, según la pluviosidad del año) y permanente (12 meses). (ix) Naturalidad, diferenciada en tres categorías: medios acuáticos naturales, artificiales (originados por actividades humanas) y seminaturales (aquellos originalmente artificiales, pero que con el tiempo o el abandono de la actividad, se han ido colonizando por la vegetación natural acuática y ribereña y en la actualidad tiene la apariencia de un medio acuático natural).

3.- Datos de las alteraciones visibles, tanto en el medio acuático como en el medio terrestre circundante. Posteriormente, estos datos se agruparon en una serie de alteraciones bien definidas (ver más abajo).

4.- Presencia de especies alóctonas invasoras.

5.- Inspección visual, tratando de localizar puestas (masas de huevos) o adultos reproductores. Se tomaba nota del número de masas de huevos, adultos y subadultos presentes en cada charca.

6.- Búsqueda de larvas con ayuda de una red de mano, que era pasada un mínimo de 10 veces en cada charca. Se cuantificaba anotando el número de larvas obtenidas cada 10 pasadas de red. Con ayuda de una lupa de mano (x10 aumentos) se identificaron las larvas extraídas con la red, que eran posteriormente devueltas al agua.

7.- Fase terrestre de las especies: búsqueda en el medio terrestre circundante a la charca. Se levantaron todas las piedras, troncos u otros objetos presentes en la periferia de los medios acuáticos, susceptibles de albergar anfibios. También se realizaron muestreos nocturnos por las zonas periféricas a las charcas de cría.

Factores de amenaza de los humedales gallegos

Los factores de amenaza para los anfibios, observados en los muestreos realizados en los medios acuáticos donde se reproducen, así como en sus riberas, se agruparon en doce categorías, que se indican a continuación:

Agricultura y ganadería. Aquellos efectos derivados de la intensificación de las labores agrícolas o de la actividad ganadera, principalmente el uso indiscriminado de fertilizantes.

Tipos de medios acuáticos diferenciados		Nº de puntos de muestreo	<i>Chioglossa lusitanica</i>	<i>Pelobates cultripes</i>	<i>Hyla molleri</i>	<i>Rana iberica</i>	<i>Rana temporaria</i>
Masas de agua de tamaño medio y grande (>10 m² superficie)							
1.	Lagunas naturales de agua dulce	115		1,6	23,5		1,6
2.	Grandes charcas naturales con vegetación acuática	91	0,7	7,3	9,7	0,2	1,9
3.	Embalses	45			3,4	0,2	
4.	Charcas en zonas de antiguas excavaciones	207		12,1	16,6	0,2	0,4
5.	Marismas de agua dulce	12		0,8	0,9		
6.	Charcas en praderas sobre suelos salobres. Marismas salobres	9					
Charcas de mediana o pequeña entidad en medios naturales							
7.	Charcas de manantial	55	4,2			1,1	0,3
8.	Charcas en zonas de matorral	90			1,3	0,2	1,3
9.	Charcas en bosques	60			0,6	0,2	1,9
10.	Charcas en arenales costeros	118		32,3	3,1		
11.	Charcas en rocas de acantilados y afloramientos rocosos	41				0,7	
12.	Charcas estacionales en herbazales húmedos no higrótopos	730		4,8	8,2	5,3	36,6
13.	Charcas en turberas	261	0,7		5,3	3,0	23,0
Charcas someras en medios alterados							
14.	Charcas someras en desmontes y zonas removidas	314		27,4	16,0	0,4	8,5
15.	Charcas efímeras de lluvia en pistas y en roderas de caminos	173	1,4	1,6	0,3	0,6	3,8
Medios de agua dulce artificiales (excepto embalses)							
16.	Fuentes	33	2,1			0,4	
17.	Lavaderos	60	2,1			0,7	0,1
18.	Pozos y albercas para el riego	11				0,2	
19.	Depósitos de agua	90	2,1		1,6	1,1	1,2
20.	Abrevaderos para el ganado	19				0,2	0,1
Corrientes de agua							
21.	Ríos y riachuelos de corriente lenta y cauce principalmente limoso	206	12,0		1,3	21,8	1,0
22.	Arroyos de corriente rápida y cauce rocoso o pedregoso	335	62,7		0,9	32,1	2,0
23.	Charcas anejas a ríos y arroyos	134		0,8	0,6	9,2	2,9
24.	Canales con vegetación acuática	159		9,7	4,7	3,4	2,0
25.	Escorrentías estacionales en cunetas y bordes de caminos	427	10,6	1,6	1,3	13,3	10,7
26.	Acequias de regadío en praderas de siega	87	1,4		0,6	5,5	0,7
Total puntos de muestreo y número de observaciones de cada especie		3.882	142	124	319	532	692

Tabla 1.- Tipos de medios acuáticos diferenciados para el estudio de la selección del hábitat de los anfibios amenazados de Galicia, número de puntos de muestreo realizados en cada uno de ellos durante los años de trabajo de campo y frecuencias de observación de cada especie en los diferentes medios acuáticos.

Silvicultura intensiva. Plantaciones extensas de árboles alóctonos con eliminación de la vegetación autóctona.

Abandono del campo. Expansión de matorrales y arbustos en las parcelas de cultivo abandonadas, colmatación de acequias de regadío y charcas en las praderas de siega en desuso, destrucción por abandono de pozos, albercas, abrevaderos, etc.

Incendios. Incluye tanto la eliminación de la vegetación natural por causa de los incendios como la colmatación de

las charcas por arrastre de sedimentos desde las zonas quemadas.

Talas y desbroces. Eliminación a matarrasa de la vegetación natural, tanto arbórea como arbustiva y de matorral, en los bordes de los medios acuáticos.

Obras públicas. Construcción de infraestructuras y modificaciones en el medio natural, como obras de encauzado de corrientes de agua naturales, construcción de áreas recreativas, paseos fluviales, etc.

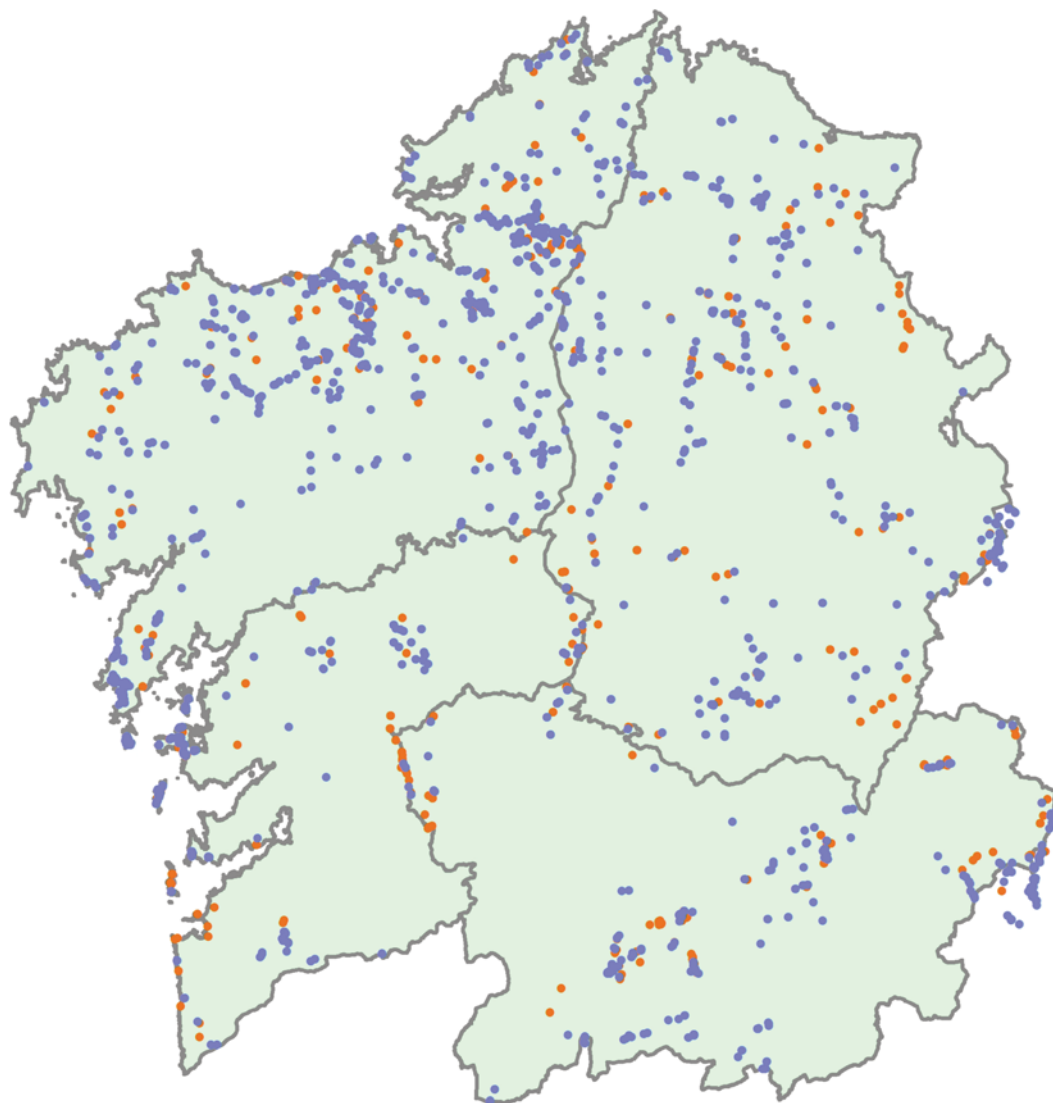


Figura 1.- Puntos de muestreo de medios acuáticos en toda Galicia. Se indica en color azul los humedales donde se encontró alguna especie de anfibio (n = 2.642) y en color rojo, donde no apareció ninguna (n = 1.240). Por la escala del mapa, muchos puntos aparecen superpuestos. Dibujo Martiño Cabana.

Urbanización.

Actividades extractivas. Incluye tanto la eliminación de la vegetación natural por labores extractivas en canteras, pizarreras, graveras, etc., como las obras de relleno en los huecos de excavación y el apilado de materiales estériles en escombreras.

Tráfico. Atropellos en carreteras y otras vías de comunicación. Efecto de barrera causado por estas infraestructuras.

Residuos sólidos. Incluye tanto los residuos sólidos urbanos como los materiales estériles (tierra, escombros, desechos de materiales de construcción, etc.) arrojados a los medios acuáticos.

Vertidos líquidos.

Presencia de especies alóctonas invasoras. Las especies exóticas que se pudieron identificar fueron las siguientes: cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*), gambusia (*Gambusia holbrooki*), carpín dorado (*Carassius auratus*), black-bass (*Micropterus salmoides*), galápago de Florida (*Trachemys scripta*) y visón americano (*Neovison vison*).

Aunque no se ha incluido en esta categoría, también se ha tenido en cuenta el efecto negativo causado en los medios acuáticos usados por los anfibios por el incremento poblacional del jabalí (*Sus scrofa*), especie autóctona, pero de probado efecto negativo sobre las charcas y otros medios acuáticos (hozado, revolcaderos, etc.).

Análisis de la calidad de las aguas

En una serie de medios acuáticos potencialmente utilizables por las diferentes especies de anfibios amenazados para realizar la reproducción, se tomaron muestras de agua en recipientes estériles, que fueron congelados y posteriormente llevados a los laboratorios de la Universidade da Coruña (Servizos de Apoio á Investigación. Unidade de Técnicas Instrumentais de Análise) para ser analizadas. En ellos se cuantificó su contenido en cloruros (Cl⁻), nitritos (NO₂⁻), sulfatos (SO₄²⁻), nitratos (NO₃⁻) y fosfatos (PO₄³⁻). Debido a que uno de los principales factores limitantes para estas especies en cuanto a la calidad de las aguas es la presencia en ellas de abonos orgánicos utilizados en agricultura y ganadería, el análisis del contenido en los anteriores iones nos aportaría información sobre el grado de alteración de estas aguas superficiales por el uso de abonos agrícolas.

Resultados y discusión

Estado de conservación de los medios húmedos gallegos utilizados por los anfibios amenazados

Se observaron alteraciones en el 62,4% de los medios acuáticos muestreados en toda Galicia (2.422 de 3.882). Teniendo en cuenta que se incluyeron medios húmedos de todo tipo, hasta los más reducidos, distribuidos muy ampliamente por el paisaje gallego y que recogen aguas de zonas cultivadas, ganaderas, etc., las alteraciones más frecuentes fueron las derivadas de la agricultura y la ganadería (40,5%; n = 2.422), especialmente la presencia de contaminantes procedentes de fertilizantes (valores elevados de nitritos, nitratos, sulfatos, etc.) (Figura 2). En

segundo lugar, destacan los impactos producidos por las obras públicas (parques industriales, parques eólicos, minicentrales, etc.), que eliminan o alteran medios acuáticos, incluyendo modificaciones de los cauces y riberas en zonas suburbanas o en áreas recreativas (30,5% del total). La contaminación de distinto origen que la agrícola, también estuvo presente en un gran número de humedales, especialmente en forma de residuos sólidos (17,4%), aunque también de vertidos líquidos (6,6%).

Los cambios recientes en los usos del suelo han provocado numerosas alteraciones, especialmente la silvicultura intensiva (plantaciones de eucaliptos sobre terrenos dedicados anteriormente a otros usos: 10,0%), el abandono del campo, con la eliminación de charcas, acequias de regadío, manantiales, etc. (4,3%) y los medios acuáticos perdidos por urbanización (2,8%). El incremento de la red viaria y las carreteras que discurren cerca de humedales o ríos supone también un importante impacto sobre los anfibios, habiendo detectado una elevada mortalidad por atropello en el 7,8% de las charcas.

En un paisaje donde los principales humedales se han visto profundamente alterados o han desaparecido, las charcas que se han originado en antiguas zonas extractivas (canteras, graveras, areneras, etc.) muy frecuentemente se convierten en los únicos medios acuáticos que les quedan a los anfibios para la reproducción, especialmente cuando han transcurrido años tras su abandono y se han desarrollado comunidades vegetales acuáticas (Galán, 1997b). Sin embargo, la actual política de restauración de estos terrenos, habitualmente elimina estas charcas en las labores de relleno. En otros casos, se convierten en auténticos vertederos de residuos. En este estudio se ha observado esta pérdida de charcas en antiguas zonas extractivas en proporción muy alta (9,6% del total), afectando a un gran número de poblaciones de anfibios.

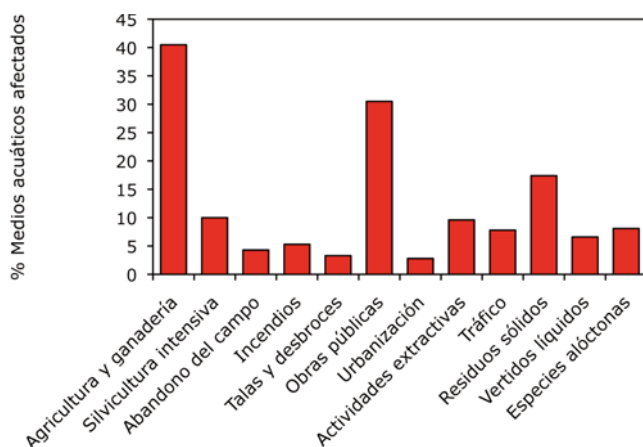


Figura 2.- Se muestrearon 3.882 medios acuáticos repartidos por toda Galicia usados potencialmente por los anfibios para su reproducción, observando alteraciones en 2.422 (62,4%). En el gráfico se indican los tipos de alteraciones observadas y su frecuencia con respecto al total de medios húmedos afectados.

Finalmente, aunque numéricamente la presencia de especies alóctonas invasoras (especialmente el cangrejo rojo americano, *Procambarus clarkii*, la gambusia, *Gambusia holbrooki* y el carpín dorado, *Carassius auratus*) no ha supuesto un porcentaje muy elevado (8,1% de los hábitats acuáticos), su efecto sobre la supervivencia de los anfibios en los medios afectados es muy grave, llegando a causar su completa desaparición en la mayor parte de los casos (Galán, 1997a, 1999). Especialmente devastadora es su presencia en grandes humedales, como lagunas o embalses, en los que se encontró alguna (o varias) de estas especies invasoras en un alto porcentaje de los muestreados.

Principales impactos sobre las poblaciones gallegas de anfibios amenazados

En el caso del anfibio gallego más amenazado, el sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*), las causas de desaparición de poblaciones que se pudieron identificar, basándonos en la presencia de esta especie hace 35-40 años, fueron la destrucción de las charcas reproductoras o su alteración por vertidos y rellenos, la presencia de especies alóctonas invasoras en las charcas de cría y los cambios en los usos del suelo, muy destacadamente la urbanización de zonas litorales de las Rías Baixas, en el caso de las poblaciones costeras (A Coruña y Pontevedra) y la intensificación de la agricultura (con la concentración parcelaria previa) en las poblaciones de A Limia (Ourense) y la creación de parques industriales en las poblaciones de O Porriño (Pontevedra) y de O Barco de Valdeorras (Ourense).

Durante la fase reproductora acuática, *Pelobates cultripes* precisa de charcas de superficie media o grande, no alteradas por vertidos o con especies alóctonas introducidas. Es muy importante destacar que algunas poblaciones de sapo de espuelas dependen para su reproducción de charcas situadas en zonas anteriormente excavadas por el ser humano (canteras, graveras o extracciones de arcillas, con la actividad extractiva ya concluida y recolonizadas por la vegetación natural, como en Corrubedo, O Grove, A Limia y O Barco), por lo que su total abandono, convirtiéndose en vertederos de residuos o, por el contrario, su relleno con fines de restauración del medio, elimina en muchas ocasiones su único hábitat reproductor remanente en una extensa área, originando su extinción local (Galán *et al.*, 2010a).

La salamandra rabilarga (*Chioglossa lusitanica*) se ve muy afectada por todo tipo de vertidos y de agentes contaminantes en su fase reproductora acuática. En los muestreos realizados en los ríos principales de Galicia sólo apareció con frecuencias relativamente bajas (8,3%; n=206 puntos de muestreo), estando a menudo ausente, aunque puede estar presente en los afluentes de muchos de ellos, especialmente en los de menor tamaño y con una calidad

de las aguas muy superior a la de los ríos en que desaguan. Los principales factores de riesgo detectados en las poblaciones gallegas de esta especie fueron: (i) La alteración de los cauces y de la vegetación de las riberas por todo tipo de construcciones, incluyendo paseos fluviales y labores de ajardinamiento. (ii) Las variaciones bruscas del caudal del agua a causa de la derivación de éstas y de su salida para el turbinado en las centrales hidroeléctricas. El número de individuos encontrado por cada 100 metros de arroyo fue significativamente superior en los cursos de agua sin centrales hidroeléctricas (media: 7,3 individuos/100 m; rango: 3,4 – 17,0), que en los tramos afectados por estas instalaciones (media: 1,7 indiv./100 m; rango: 0,7 – 4,2). Esto parece deberse a que las alteraciones del nivel de las aguas en las orillas le afectan muy negativamente, por vivir muy próxima al cauce. (iii) Los cambios en los usos del suelo en las riberas de los arroyos, especialmente los monocultivos de eucaliptos (ver también Arntzen, 2015). En los tramos de arroyos con densa cobertura de este árbol en sus riberas se observaron índices de presencia muy bajos (0,5 individuos/100 m de orilla). Dentro de estos cambios, también le han afectado las talas y desbroces en la vegetación ribereña, así como la rehabilitación con hormigón de fuentes, lavaderos, molinos tradicionales y depósitos de agua. (iv) Los vertidos de residuos sólidos en arroyos y ríos y (v) la alteración de la calidad de las aguas, especialmente la presencia de abonos químicos o purines.

En el caso de *Rana iberica*, las principales amenazas detectadas en las poblaciones gallegas de esta especie se pueden agrupar en: (i) las derivadas de la alteración de los cauces de los ríos y arroyos que habitan, así como de sus riberas (talas de la vegetación ribereña, construcciones de obras públicas, centrales hidroeléctricas, etc.). (ii) La contaminación del agua de estas corrientes, por vertidos de todo tipo y por el uso indiscriminado de fertilizantes agrícolas, que produce eutrofización, entre otros efectos negativos. (iii) Los cambios en los usos del suelo, principalmente el abandono de las praderas de siega y el incremento de la silvicultura, sobre todo la plantación masiva de eucaliptos. (iv) La presencia de especies invasoras, especialmente el visón americano y el cangrejo rojo americano. Las repoblaciones con salmónidos también pueden resultarle muy negativas.

Entre los factores de amenaza encontrados en las poblaciones gallegas de la ranita de San Antón (*Hyla molleri*, anteriormente *Hyla arborea*) destacan los derivados de la agricultura y la ganadería (especialmente el uso excesivo de fertilizantes), las obras públicas, la contaminación o alteración de los medios acuáticos (a menudo el relleno de las charcas originadas en los antiguos huecos de excavación generados en el fondo de canteras, graveras, etc.), la destrucción de la vegetación ribereña por los incendios, así como la colmatación de las charcas producida por la erosión subsiguiente a éstos y la presencia de especies alóctonas

invasoras. Esta última causa origina su desaparición en la mayor parte de los casos (Galán, 1997a).

Distribución y estado de conservación de los anfibios gallegos amenazados

Chioglossa lusitanica (cast.: Salamandra rabilarga, gall: Saramaganta rabilonga)

Posee unas características biológicas y fisiológicas muy peculiares que condicionan su distribución, abundancia y supervivencia. Entre ellas destacan su dependencia de aguas corrientes, no contaminadas, ácidas y con un alto contenido en oxígeno disuelto para su desarrollo larvario, su vinculación a zonas con pendientes pronunciadas del terreno, pero que no se encuentren a elevadas altitudes (menos de 1.000 m s.n.m.), lo que la excluye de las llanuras y mesetas. No puede vivir en regiones con marcado contraste térmico, ni tampoco soporta temperaturas altas o bajas: su temperatura crítica superior es de 28°C, inactivándose por debajo de 6-7°C. Por ello no habita en las zonas más cálidas de Galicia ni tampoco en las elevadas de montaña. Precisa para vivir ambientes saturados de humedad y zonas subterráneas o semisubterráneas para realizar la reproducción, con escaso contraste térmico, volumen constante de agua y superficies rocosas muy húmedas (Arntzen, 1999; Vences, 2015).

En nuestros muestreos se encontró desde los 15 m hasta los 1.022 m de altitud, dándose las mayores frecuencias por

debajo de los 500 m. Aunque está extendida por gran parte de Galicia, sólo apareció con frecuencias moderadamente altas en los muestreos realizados en zonas con arroyos (26,6% de los prospectados en el total de la comunidad, n=335, aunque esta frecuencia aumentó considerablemente en la fachada atlántica). También ha aparecido en otros medios acuáticos (hasta un total de 11 diferentes), pero con frecuencias mucho más bajas (Tabla 1). Su fase de vida terrestre depende de la existencia de bosques atlánticos y de alisedas ribereñas en favorable estado de conservación, hábitats muy reducidos hoy en día en Galicia.

Esta especie es muy sensible a la alteración, tanto de los hábitats terrestres, como de los acuáticos (por su dependencia de arroyos limpios y bien oxigenados para su desarrollo larvario). Estos medios están sufriendo un grave deterioro en toda su área de distribución, lo que puede fragmentar y reducir aún más sus poblaciones en los próximos años. Las zonas seleccionadas para la construcción de minicentrales hidroeléctricas coinciden con las principales poblaciones de *Chioglossa*, pudiendo estas instalaciones influir negativamente sobre esta especie (ver más atrás). A esto se le une una creciente contaminación de los medios acuáticos y a un incremento en la alteración o eliminación de ripisilvas (de *Alnus*, *Salix*, *Fraxinus*, etc.) por talas o actuaciones en medios ribereños, que originan también regresiones de sus poblaciones y el aumento del aislamiento de las remanentes.



Figura 3.- Salamandra rabilarga (*Chioglossa lusitanica*). Izquierda, ejemplar adulto de Guitiriz (Lugo). Derecha, hábitat típico: arroyo de corriente rápida y aguas muy oxigenadas en un bosque atlántico. Fragas do Eume (A Coruña). Fotos Pedro Galán.

Pelobates cultripes (cast.: Sapo de espuelas, gall.: Sapo de esporas)

Este sapo tiene unos importantes factores limitantes, que derivan de sus propias características biológicas. Entre ellas

destaca la larga duración de su fase larvaria (más de tres meses, con frecuencia cuatro meses o más), lo que origina que tenga que depender de medios acuáticos con largo hidropériodo, sufriendo altas mortalidades en años de lluvias escasas. Lo hace también más susceptible a las

alteraciones que puedan sufrir estos medios acuáticos, como los vertidos y la introducción de especies alóctonas invasoras. Además puede sufrir grandes oscilaciones cíclicas derivadas de períodos de alto reclutamiento de metamórficos, seguidos de otros con reclutamiento bajo o nulo a causa de la irregularidad de las precipitaciones (Recuero, 2014). Está muy condicionado también por las características de los hábitats terrestres, por lo que la existencia de arenales costeros en favorable estado de conservación y con charcas intradunares u otros humedales con un bajo grado de alteración son fundamentales para la conservación de las poblaciones litorales gallegas, así como de charcas en el interior sin especies invasoras (Galán, 2006, 2007; Galán *et al.*, 2010a; Crottini *et al.*, 2010).

Según nuestros datos, es en la actualidad, con diferencia, el anfibio más amenazado de Galicia. Su distribución geográfica en las décadas de 1970 y 1980, comprendía, al menos, 19 localidades costeras gallegas, distribuidas desde el litoral sur de la provincia de A Coruña hasta la desembocadura del río Miño, entre Pontevedra y Portugal,

y 7 localidades del interior, repartidas por las provincias de Pontevedra, Ourense y sur de Lugo (26 en total) (Balado *et al.*, 1995; Galán, 1999; Pleguezuelos *et al.*, 2002). En las prospecciones realizadas por nosotros, únicamente se le pudo localizar en 3 localidades costeras: dos en la Península de Barbanza (lagunas de Xuño y Muro en Porto do Son y Parque Natural de Corrubedo en Ribeira, A Coruña), y otra en la Península de O Grove-A Lanzada (Pontevedra) y 4 del interior (A Limia, Verín y O Barco de Valdeorras, en Ourense y Monforte de Lemos en Lugo). Sólo 7 en total. Destaca su extinción en amplias zonas, como las Gándaras de Budiño, en el interior de Pontevedra, o en la mayor parte del litoral de las rías de Arousa, Pontevedra y Vigo (Galán, 2008b; Galán *et al.*, 2010a). Más recientemente se han localizado otras poblaciones, tanto en la comarca de Verín, Ourense (Cabana *et al.*, 2011), como en el Baixo Miño, Pontevedra (Salvadores & Rodríguez, 2012; Ferreira Lorenzo, 2012). Pero estas nuevas localidades (muy puntuales), no modifican de manera relevante su precario estado de conservación en Galicia.



Figura 4.- Sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*). Izquierda, hembra adulta. Derecha, charcas estacionales sobre terrenos arenosos, donde se reproduce este anfibio. Ambas fotos del Parque Natural de Corrubedo (A Coruña). Fotos Pedro Galán.

Según los índices de abundancia utilizados en las poblaciones remanentes (número de medios acuáticos con presencia de larvas o puestas sobre el total muestreado), sólo apareció con frecuencias moderadamente altas en determinados hábitats de las poblaciones costeras (especialmente charcas en arenales, así como en antiguas excavaciones; 34%-10% de frecuencias de aparición, respectivamente), siendo muy escaso en las poblaciones del interior, incluso en los medios más favorables (frecuencias de aparición: 2%-12%).

Hyla molleri (anteriormente *Hyla arborea* = *Hyla arborea molleri*) (cast.: Ranita de San Antón ibérica, gall.: Rela, Estroza)

Stöck *et al.* (2008) han propuesto elevar la antigua subespecie *Hyla arborea molleri* Bedriaga, 1890, presente en Galicia y en el resto de la Península Ibérica, al rango de especie, con la denominación de *Hyla molleri*, lo que en la actualidad se acepta. Sería necesario trasladar este cambio taxonómico al CGEA.



Figura 5.- Ranita de San Antón ibérica (*Hyla molleri*, anteriormente *H. arborea*). Izquierda, ejemplar adulto de Coristanco (A Coruña). Derecha, ribera con vegetación acuática del embalse de Abegondo-Cecebre (A Coruña), donde esta especie era muy abundante y ahora se ha visto drásticamente reducida por la presencia de especies invasoras. Fotos Pedro Galán.

La ranita de San Antón se distribuye en el espacio formando metapoblaciones donde los individuos muestran una elevada tasa de dispersión entre los distintos núcleos poblacionales. Diversos estudios han mostrado que, por esta causa, no es capaz de sobrevivir a largo plazo en poblaciones pequeñas y aisladas (Ortiz-Santaliestra, 2015). Esto hace que esta especie sea potencialmente muy vulnerable ante la degradación de los humedales y precise de la conservación de amplios espacios poco alterados, tanto acuáticos como terrestres.

Según nuestros datos, se distribuye por gran parte de Galicia, pero de manera irregular, faltando de zonas extensas. Generalmente se encuentra asociada a las proximidades de masas de agua dulce, principalmente de cierta entidad, estables y con abundante vegetación ribereña, aunque en su fase terrestre se puede alejar mucho de ellas, apareciendo entonces en hábitats muy diversos. Existe incluso una población insular en la isla de Arousa (Pontevedra). En los muestreos realizados ha aparecido en todos los rangos de altitudes de Galicia, desde los 3 metros hasta los 1.888 m de altitud. Su cota máxima la hemos encontrado en Trevinca-Segundeira (Ourense). En relación a las frecuencias de observación, muestra preferencia por las menores altitudes, habiéndose producido el 71,8% de las observaciones (n=319) en el piso colino (<500 m de altitud), aunque también posee importantes poblaciones en las más elevadas cotas, con el 13,5% de las observaciones por encima de los 1.500 m s.n.m.

El hábitat acuático ocupado por *Hyla molleri* con mayor frecuencia en Galicia son las lagunas naturales, tanto costeras como de interior. Este es el único medio donde la

ranita de San Antón resultó frecuente, ya que apareció en más de la mitad de las muestreadas (65,2%; n=115), con valores superiores al 50% en las cuatro provincias gallegas. En el resto de los medios acuáticos su frecuencia de aparición fue muy inferior. De todos ellos, destacaron las grandes charcas naturales con vegetación acuática, los embalses y las charcas originadas en antiguas zonas de excavación abandonadas. En estos medios, sin embargo, su frecuencia de aparición era muy superior hace unas décadas, habiendo desaparecido de muchos de ellos (por ejemplo, de numerosos embalses) tras la introducción de crustáceos y peces alóctonos (Galán, 1997a, 1999).

La situación de esta especie resulta difícil de evaluar por su particular distribución espacial, (dada su vinculación a determinados hábitats, que hace que se distribuya de manera irregular en el territorio) y su dinámica metapoblacional. En los muestreos realizados, hemos podido comprobar que aún existen poblaciones localmente abundantes, asociadas a los humedales más extensos y menos alterados de Galicia. Tal es el caso, por ejemplo, de las zonas húmedas costeras de Xuño-Muro y el Parque Natural de Corrubedo (A Coruña), así como los espacios naturales de la península de O Grove y del istmo de A Lanzada (Pontevedra). También resultó abundante en el Complejo Húmedo de Terra Chá, en Lugo, en determinadas zonas de la comarca de A Limia (Ourense), y en las lagunas de alta montaña de las sierras de Trevinca y Segundeira (Ourense), entre otras localidades. Pero, por otra parte, se encuentra ausente de extensas zonas donde los medios húmedos se han visto alterados, así como también ha desaparecido en aquellos lugares donde los hábitats terrestres han sido más transformados por los cambios recientes en los usos del suelo (silvicultura con especies de

rápido crecimiento, intensificación de la agricultura, urbanización, obras públicas, etc.). Muy afectada también por la contaminación acuática, como la originada por el uso de fertilizantes agrícolas (Ortiz *et al.*, 2004).

Rana temporaria (cast.: Rana bermeja; gall.: Ra vermella)

En el CGEA figura como Vulnerable la subespecie *Rana temporaria parvipalmata* Seoane, 1885, que es el taxón propio de toda la Cornisa Cantábrica, desde Galicia hasta Cantabria y la parte occidental del País Vasco (Veith *et al.*, 2002, 2003). Análisis genéticos muestran que las poblaciones de Galicia y Asturias forman un grupo diferente al de los Pirineos, teniendo las poblaciones intermedias distintos grados de introgresión entre éstas en sus genomas mitocondrial y nuclear (Veith *et al.*, 2012). Por lo tanto, todas las poblaciones gallegas pertenecen a la subespecie *parvipalmata*, por lo que no tiene sentido mantener esta distinción subespecífica en el CGEA.

Se distribuye ampliamente por la mitad norte de Galicia (A Coruña y centro y norte de Lugo), mientras que se encuentra muy limitada en la mitad sur (Pontevedra, sur de

Lugo y Ourense), donde se restringe a las zonas más elevadas de un reducido número de sierras. Su abundancia numérica presenta un gradiente norte-sur y noreste-suroeste, que también afecta al grado de continuidad de sus poblaciones, rangos altitudinales y diversidad de medios ocupados. De esta manera, en el tercio norte de Galicia las poblaciones son generalmente abundantes y bien interconectadas, alcanzan el nivel del mar y ocupan una amplia diversidad de hábitats. Por el contrario, en el tercio sur de Galicia sólo se encuentra lejos de la costa, ocupando únicamente las zonas más elevadas de determinadas sierras (Galán, 2009; Galán & Cabana, 2008; Galán *et al.*, 2010b). Su distribución altitudinal comprende desde los 25 metros hasta los 1.880 m sobre el nivel del mar. Por frecuencias de observaciones, las menores se encontraron en las cotas más bajas y las mayores, en las máximas altitudes. En las provincias de A Coruña y Lugo se encuentra casi desde el nivel del mar (25 y 40 m s.n.m. respectivamente), pero en la de Pontevedra aparece desde los 561 m hasta los 1.060 m y en la de Ourense, desde los 750 m hasta los 1.880 m (Lagoa de Piatorta, Trevinca).

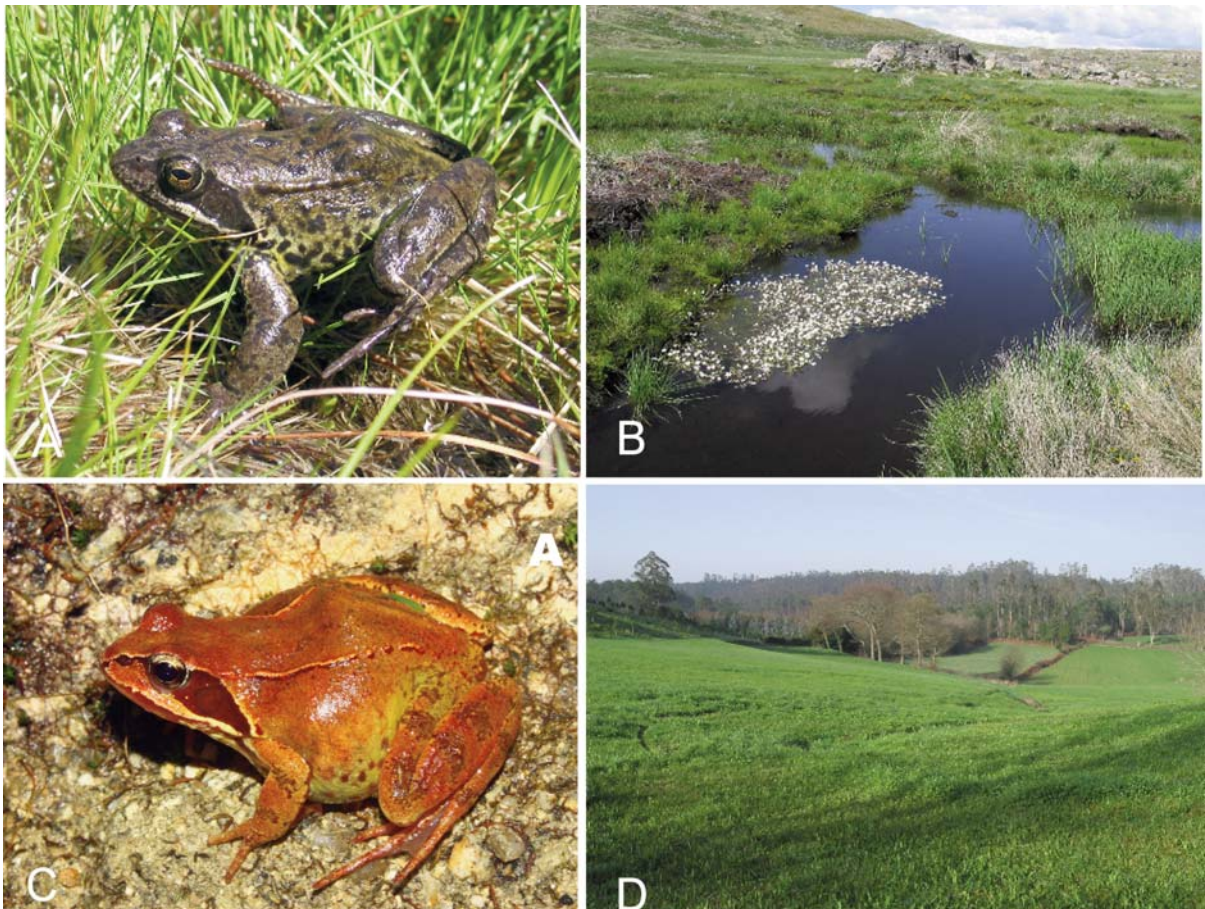


Figura 6.- Rana bermeja (*Rana temporaria*). A. Macho adulto de la población aislada de Cabeza de Manzaneda (Ourense). B. Charcas de turbera en la Serra Segundeira-Trevinca (Ourense), hábitat reproductor de estas poblaciones de montaña. C. Hembra adulta de las poblaciones de baja altitud. Cerceda (A Coruña). D. Pastizales en Coristanco (A Coruña), en cuyos encharcamientos invernales se reproducen las ranas bermejas de baja altitud. Fotos Pedro Galán.

Su abundancia y estado de conservación difiere considerablemente entre zonas geográficas. Se pueden reconocer en Galicia tres núcleos de *Rana temporaria* claramente diferenciados en relación al grado de aislamiento o conectividad de las diferentes poblaciones, así como a sus diferentes tamaños poblacionales. Por lo tanto, hemos propuesto (Galán, 2009) diferenciar tres unidades de conservación, a pesar de que no muestran diferencias genéticas consistentes entre ellas (Galán *et al.*, 2010b):

(I) Poblaciones cántabro-atlánticas del tercio norte de Galicia (provincias de A Coruña, de Lugo, noreste de Pontevedra y una estrecha franja montana entre Pontevedra y el noroeste de Ourense, en las sierras de la Dorsal Galega meridional). *Rana temporaria* cuenta con poblaciones que se encuentran, por lo general, ampliamente distribuidas por este territorio (excepto las del extremo sur de la Dorsal Galega) y esta distribución no ha experimentado cambios sustanciales en los últimos años (Galán, inédito). Las estimas de abundancia que se han realizado indican que son relativamente abundantes en los hábitats adecuados, aunque sufren importantes amenazas derivadas principalmente del uso indiscriminado de fertilizantes agrícolas (que origina eutrofización en sus charcas de cría), de las obras públicas (que las destruye o altera), así como el abandono de las labores agrícolas y ganaderas tradicionales (lo que hace desaparecer sus charcas de cría por la sucesión de la vegetación), entre otras.

(II) Población aislada del Macizo Central Ourenzano (sierras de Manzaneda-Queixa), que ocupa una superficie inferior a las 1.500 ha de la zona cuminal de estas sierras.

(III) Población de la serra do Eixe (Trevinca, Ourense), en contacto con poblaciones de la serra Segundeira (Ourense-Zamora-León); en su conjunto, aisladas de las del resto de su especie. En territorio gallego ocupa una superficie inferior a las 70 ha. (Galán & Cabana, 2008; Galán *et al.*, 2010b).

Estas dos últimas poblaciones, debido a lo restringido de su distribución geográfica, la escasez de sus efectivos poblacionales y las amenazas que sufren, nos hacen considerar que están en riesgo de extinción si estas amenazas continúan o se incrementan en el futuro.

Con respecto a las poblaciones de baja altitud, que habitan en climas de marcada influencia atlántica, la estocasticidad ambiental, sobre todo la referida a la irregularidad de las precipitaciones otoño-invernales, es un importante factor limitante (Galán, 2008c). La presencia de bosques atlánticos en favorable estado de conservación, especialmente robledales acidófilos y ripisilvas, así como de herbazales naturales (principalmente para las poblaciones que viven a menos de 500 m de altitud), de matorrales y turberas (para las que viven a más de 500 m de altitud) son muy importantes para la especie durante su fase terrestre. La alteración de estos hábitats es un serio factor de amenaza.

Rana iberica (cast.: Rana patilarga; gall.: Ra patilonga, Ra dos regos)

Pese a su distribución mundial muy restringida (sólo en el norte y centro de la Península Ibérica), se encuentra ampliamente distribuida por la mayor parte de Galicia, que es la zona donde resulta más abundante de todo su rango geográfico (Galán, 1989; Esteban & Martínez-Solano, 2002; Vences & Salvador, 2014). No se han encontrado discontinuidades importantes en su distribución gallega,



Rana patilarga (Rana iberica). Izquierda, pareja en amplexo (apareamiento). Cerceda (A Coruña). Derecha, hábitat típico de esta especie, en las riberas de ríos y arroyos. Su supervivencia depende de la conservación de estos medios. Río Mandeo (A Coruña). Fotos Pedro Galán.

apareciendo por la mayor parte del territorio, desde la costa hasta las zonas más elevadas de las sierras orientales. Por frecuencias de observaciones, las mayores se encontraron en el piso colino, por debajo de los 500 m de altitud (69,5%, n=532). Al contrario que *Rana temporaria*, su abundancia disminuye al incrementarse la altitud, de manera que la menor frecuencia de observaciones se produjo por encima de los 1.500 m s.n.m. (7,0%). Los hábitats en que la especie apareció con mayor frecuencia fueron los ríos y los arroyos. En estos medios, esta rana resulta frecuente en la mayor parte de Galicia, ya que apareció prácticamente en la mitad (o más) de los muestreados en el conjunto de la región (ríos: 56,3%, n=206; arroyos: 51,0%, n=335). En otros hábitats también resultó frecuente, ya que apareció en el 36,6% de las charcas cercanas a ríos o arroyos (n=134) y en el 33,3% de las acequias de regadío muestreadas (n=87).

A diferencia de lo que sucede en otras zonas de su distribución geográfica (región oriental de la Cornisa Cantábrica y Sistema Central; Esteban & Martínez-Solano, 2002; Salvador, 2015), en Galicia las poblaciones de este anfibio se encuentran ampliamente distribuidas y son relativamente abundantes en los hábitats adecuados. Pese a esto, se ha observado que sufre importantes amenazas, aunque no se han detectado declives generalizados o de amplia extensión.

Pronóstico del estado de conservación en el futuro de los anfibios gallegos amenazados

En los años transcurridos desde la presentación del Plan de Conservación de los Anfibios Gallegos Amenazados (Galán, 2009) hasta el momento actual (2016), las alteraciones ambientales que comprometían la supervivencia de estas especies, especialmente de las poblaciones con mayor grado de amenaza, lejos de corregirse, han aumentado (Galán, 2011, 2012, 2014, 2015; Galán *et al.*, 2010a). A estas alteraciones de carácter local, se unen amenazas de tipo global, como la presencia de enfermedades emergentes (Price *et al.*, 2014) o el cambio climático. Según estudios recientes, los modelos de cambio climático bajo diferentes escenarios para los años 2050 (incremento 2°C) y 2080 (incremento 3°C) predicen una considerable fragmentación y reducción del área de distribución de estas especies amenazadas, dentro de una tendencia general para el conjunto de especies de anfibios de Europa Occidental. Así, en *Chioglossa lusitanica*, esta reducción de su área geográfica sería de entre el 17% y el 22% en España (Teixeira & Arntzen, 2002). Esta disminución afectaría sobre todo a las poblaciones situadas a menor altitud y además no se produciría un aumento de su distribución altitudinal, en contra de lo que se podría esperar, ya que este anfibio depende también de un complejo conjunto de variables ecológicas (pendiente del terreno, características del suelo

y del agua, humedad ambiental, precipitaciones, vegetación, etc.).

En el caso de *Pelobates cultripes*, los modelos de cambio climático bajo diferentes escenarios para el año 2050 predicen también una fortísima regresión de su distribución geográfica, con la práctica desaparición de todas sus poblaciones occidentales ibéricas, excepto un pequeño remanente situado en la costa sur de Galicia y extremo norte de Portugal (Araújo *et al.*, 2006). Esta predicción confiere un elevado valor a las poblaciones costeras gallegas, haciendo aún más necesaria su conservación, ya que pueden ser las únicas occidentales que sobrevivan al cambio climático.

A la rana bermeja (*Rana temporaria*), el cambio climático puede producirle efectos muy negativos, tanto en las poblaciones de baja altitud, como en las situadas en las sierras sudorientales de Galicia. En el primer caso, a través de un incremento de la frecuencia de las sequías durante los períodos otoñales e invernales, así como por el aumento de las temperaturas (Galán, 2008c). Y en el segundo, disminuyendo aún más el escaso hábitat favorable remanente en las zonas cuninales de las sierras de Manzaneda-Queixa y de Trevinca-Segundeira (Galán & Cabana, 2008).

Estos efectos del cambio climático también pueden ser muy negativos sobre *Rana iberica*, al igual que para *Chioglossa lusitanica*, ya que los escenarios predicen incrementos de temperatura y aumento de la estacionalidad de la precipitación, precisamente lo contrario de las características ambientales que precisan estas especies (temperaturas bajas, también en el verano, y baja estacionalidad de la temperatura y en la precipitación, según la modelización predictiva realizada por nosotros, Galán, 2009). La vinculación de estos anfibios a las corrientes de agua hace que su capacidad para conectar núcleos poblacionales asociados a diferentes cuencas fluviales sea baja. Además de esto, las alteraciones de los tramos fluviales (embalses, minicentrales, zonas urbanizadas o ajardinadas, etc.) dificulta o impide la conectividad dentro de una misma cuenca.

Con respecto a la ranita de San Antón (*Hyla molleri*, anteriormente *Hyla arborea*), el declive que habíamos detectado a finales del siglo pasado (Galán, 1999), no parece haberse detenido en la actualidad, y este anfibio se encuentra amenazado por los mismos factores que originaron sus primeras regresiones poblacionales que, lejos de haber disminuido, han aumentado tanto en intensidad como en extensión. Lo que se puede hacer extensivo al conjunto de las especies de anfibios de Galicia, especialmente aquellas ligadas a las masas de agua de mayor entidad, que en mayor medida han sufrido los impactos de las especies invasoras, la contaminación y la alteración de los hábitats.

Medidas de gestión propuestas para la conservación de los anfibios amenazados

Para la especie de anfibio más amenazada de Galicia, el sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*), es preciso desarrollar urgentes medidas de conservación de los hábitats acuáticos y terrestres, el control de las especies invasoras, así como otras medidas de recuperación de estos medios, como la construcción de nuevas charcas donde éstas hayan desaparecido o degradado (Rannap *et al.*, 2009), para evitar que desaparezca. En Galán (2009) se indican los lugares prioritarios donde realizar estas medidas y cómo desarrollarlas.

En el resto de las especies, los declives no han sido tan marcados y se encuentran aún, en general, distribuidas ampliamente por el territorio. En ellas, las amenazas suelen ser las comunes al resto de la biodiversidad gallega, si bien, agravadas por la especial sensibilidad de los anfibios ante las agresiones a los medios naturales.

Para el conjunto de las especies amenazadas, las principales causas de su declive son las alteraciones de los hábitats acuáticos y terrestres y la introducción de especies invasoras alóctonas. Por ello, se ha elaborado un plan de conservación en el que se proponen una serie de medidas para la conservación de los anfibios y de sus hábitats (Galán, 2009). Este plan se basa, en primer lugar, en lograr una protección efectiva de los medios acuáticos y ribereños, desarrollando medidas para evitar que continúe su alteración mediante el control de la contaminación del agua y el establecimiento de zonas de protección en torno a ellos. Será prioritario establecer unas zonas periféricas a los humedales, diferenciadas en un hábitat principal o núcleo (“*core habitat*”) y una zona de amortiguación (“*buffer zone*”), adaptadas al tipo de medio existente y a los usos del suelo en cada punto. Es muy importante que esta conservación incluya también a los hábitats acuáticos de reducidas dimensiones, como las charcas temporales, ya que acogen a poblaciones de gran relevancia de estos anfibios. Para todo ello será preciso aplicar de manera rigurosa la legislación existente que protege a humedales, ríos, especies amenazadas y a los diversos hábitats que integran la red de espacios naturales protegidos de Galicia.

Para impedir la fragmentación de las poblaciones, será necesario establecer también medidas de conservación del medio terrestre, tanto en el entorno de las charcas de cría como entre distintos conjuntos de charcas, mediante la creación de una red de corredores con hábitat favorable entre ellas. En estas zonas es preciso evitar la construcción de barreras (como grandes infraestructuras) que aislen a las poblaciones, así como mantener el hábitat terrestre en favorable estado, manteniendo los diferentes estratos y la heterogeneidad de la vegetación autóctona.

También será prioritaria la conservación de determinados humedales artificiales (charcas formadas en antiguas zonas extractivas, como canteras, graveras, areneras, extracciones de arcilla, etc.), cuando se encuentren ocupados por especies de anfibios amenazadas, así como la protección de construcciones tradicionales donde también se reproducen (fuentes, antiguos lavaderos, depósitos de agua, etc.). Será necesario evitar que las charcas formadas en antiguas zonas extractivas sean rellenadas en los trabajos de restauración de estos lugares. En el caso de que tales obras de restauración ya estén aprobadas, será preciso construir nuevas charcas en la zona rehabilitada, que sustituyan a las eliminadas.

En todos estos humedales y corrientes de agua será necesario realizar una vigilancia de la calidad de las aguas, que incluya la contaminación difusa proveniente del uso de fertilizantes agrícolas y de los vertidos, tanto sólidos como líquidos.

Ante el gravísimo problema que representan determinadas especies alóctonas invasoras, la medida más adecuada sería su erradicación, sin embargo, en el caso de algunas de ellas (como el cangrejo rojo americano), parece imposible de realizar y aun de detener su expansión. Sin embargo, son posibles medidas de información y concienciación de la ciudadanía (especialmente a pescadores) para evitar nuevas introducciones. Dada la gravedad de esta amenaza, será necesario realizar actuaciones tendentes a tratar de controlar estas especies o, al menos, reducir su número, especialmente en el caso del cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*), la gambusia (*Gambusia holbrooki*), el carpín dorado (*Carassius auratus*), la perca americana (*Micropterus salmoides*) y el resto de los peces alóctonos, así como el galápago de Florida (*Trachemys scripta*) y el visón americano (*Neovison vison*). También será necesario realizar el control de las especies vegetales invasoras.

Determinados aspectos muy importantes para la conservación de los anfibios amenazados permanecen aún muy poco conocidos en Galicia, por lo que es fundamental el realizar investigaciones sobre los principales. Por ejemplo, sobre la incidencia de las enfermedades emergentes, especialmente la quitridiomycosis y *Ranavirus* (Price *et al.*, 2014) o el estado de conservación de los humedales de Galicia y de sus zonas ribereñas en relación a su uso por los anfibios, incluyendo si están invadidos o no por especies alóctonas. También sería preciso realizar un estudio de los “puntos negros” por atropellos de anfibios en la red viaria gallega para situar barreras o pasos que eviten esta mortalidad, así como realizar un seguimiento pormenorizado de todas las especies amenazadas en los años sucesivos. Esta medida es especialmente urgente en el caso del sapo de espuelas.

Los anfibios aún conservan mucha de su antigua “mala fama”, sobre todo para los habitantes del medio rural. Por

ello será preciso la realización de una campaña de información sobre estas cinco especies amenazadas, en la que se destaque su valor biológico y de patrimonio natural, así como la precaria situación en que se encuentran en Galicia. Esta campaña también informaría sobre las actuaciones a llevar a cabo para su conservación y la de sus hábitats.

Dada la estrecha vinculación de los anfibios al conjunto del paisaje gallego, es decir, tanto a los hábitats naturales dispersos por todo el territorio, como a los medios humanizados, sometidos a usos agrícolas y ganaderos tradicionales, la conservación de estas especies amenazadas debería integrarse dentro de un plan más amplio que contemple la conservación global de la biodiversidad de Galicia a través de la conservación de sus hábitats. Este plan debería basarse en cuatro medidas principales, dirigidas a: (I) La potenciación y protección efectiva de los espacios naturales integrantes de la Red Natura 2000 de Galicia. (II) El fomento de las actividades agrícolas y ganaderas tradicionales, respetuosas con el medio ambiente. (III) El control estricto de las actividades no sostenibles, principalmente la urbanización indiscriminada, la proliferación de grandes infraestructuras, parques industriales e instalaciones de energías renovables. Que la presencia de estas especies amenazadas sea tenida en cuenta de forma real en sus evaluaciones de impacto ambiental. (IV) Medidas de información a la ciudadanía para lograr la valoración de los hábitats y las especies que los pueblan como parte inalienable del patrimonio natural.

Conclusión

Los anfibios están desapareciendo en todas partes porque los medios naturales, en su conjunto, están afectados. Por lo tanto, su problemática de conservación es la de la totalidad de la naturaleza, con todo lo que esto entraña. Es un problema muy complejo y está estrechamente relacionado con el tipo de política territorial que se plantee para el futuro. En este contexto, es de muy difícil solución si sólo se pueden proteger unas pocas localidades o unos hábitats dispersos por la geografía gallega para intentar su conservación. O realizando sólo unas actuaciones concretas y limitadas. En este caso, o se plantea de forma global y realista la conservación de lo que queda del medio natural gallego, considerado en su conjunto (estas especies están indisolublemente unidas a sus hábitats, perduran lo que perduren éstos), partiendo de la aplicación rigurosa de la legislación de que ya se dispone, o será imposible salvaguardar, no sólo a los anfibios, sino a todo lo más representativo de la biodiversidad de Galicia.

Agradecimientos Todos los muestreos y la toma de datos en el campo se realizaron con el permiso y la ayuda de la Xunta de Galicia, dentro de los trabajos realizados para la evaluación del estado de conservación y la redacción del plan de conservación de los anfibios amenazados y

posteriores trabajos de seguimiento. Silvia Rodríguez, Martiño Cabana, Ricardo Ferreiro y Gloria Tubío colaboraron en varios de los muestreos.

Bibliografía

- Arntzen, J. W. (1999). *Chioglossa lusitanica* Bocage, 1864 – Goldstreifensalamander. En: Grossenbacher, K. & Thiesmeier, B. (Eds.). *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. 4 (1): *Urodela I*. Aula-Verlag. Wiesbaden. pp. 301-321.
- Arntzen, J. W. (2015). Drastic population size change in two populations of the Golden-Striped Salamander over a forty-year period—Are eucalypt plantations to blame? *Diversity*, 7: 270-294.
- Araújo, M. B.; Thuiller, W. & Pearson, R. G. (2006). Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography*, 33: 1712-1728.
- Balado, R.; Bas, S. & Galán, P. (1995). Anfibios e réptiles. En: Consello da Cultura Galega y SGHN (Eds.). *Atlas de Vertebrados de Galicia*. Tomo 1. Agencia Gráfica. Santiago de Compostela. pp. 65-170.
- Berger, L.; Speare, R.; Daszak, P.; Green, D. E.; Cunningham, A. A.; Goggin, C. L.; Slocombe, R.; Ragan, M. A.; Hyatt, A. D.; McDonald, K. R.; Hines, H. B.; Lips, K. R.; Marantelli, G. & Parkes, H. (1998). Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proceedings of the National Academy of Science USA*, 95: 9031-9036.
- Blaustein, A. R.; Romansic, J. M.; Kiesecker, J. M. & Hatch, A. C. (2003). Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*, 9: 123-140.
- Cabana, M.; Romeo, A.; Rivero, A.; Reigada, X. R.; Vázquez, R. & Ferreiro, R. (2011). Novas poboacións de *Pelobates cultripes* no sueste de Galicia. *Chioglossa*, 3: 41-47.
- Cheng, T. L.; Rovito, S. M.; Wake, D. B. & Vredenburg, V. T. (2011). Coincident mass extirpation of neotropical amphibians with the emergence of the infectious fungal pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 108: 9502-9507.
- Collins, J. & Storer, A. (2003). Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions*, 9: 89-98.
- Collins, J. P. & Crump, M. L. (2009). *Extinction in Our Times. Global Amphibian Decline*. Oxford University Press. New York.
- Curt, J. & Galán, P. (1982). *Esos anfibios y reptiles gallegos*. Ed. J. Curt. Pontevedra.

- Crottini, A.; Galán, P. & Vences, M. (2010). Mitochondrial diversity of Western spadefoot toads, *Pelobates cultripes*, in northwestern Spain. *Amphibia-Reptilia*, 31: 443-448.
- Esteban, M. & Martínez-Solano, I. (2002). *Rana iberica* Boulenger, 1879. Rana patilarga. En: Pleguezuelos, J. M.; Márquez, R. & Lizana, M. (Eds.). Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-A.H.E. Madrid. pp. 123-125.
- Ferreira Lorenzo, A. (2012). Localizada una población de sapo de espuelas en el Bajo Miño. *Quercus*, 320:53.
- Galán, P. (1989). Diferenciación morfológica y selección de hábitats en las ranas pardas del noroeste ibérico: *Rana iberica* Boulenger, 1879 y *Rana temporaria parvipalmata* Seoane, 1885. *Treballs de la Societat Catalana d'Ictiologia i Herpetologia*, 2: 193-209.
- Galán, P. (1997a). Declive de poblaciones de anfibios en dos embalses de La Coruña (Noroeste de España) por introducción de especies exóticas. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 8: 38-40.
- Galán, P. (1997b). Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in Northwest Spain by amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, 79: 187-195.
- Galán, P. (1999). Conservación de la herpetofauna gallega. Situación actual de los anfibios y reptiles de Galicia. Universidade da Coruña. Servicio de Publicacións. Monografía Nº 72. A Coruña.
- Galán, P. (2004). Amphibian decline in different Spanish localities: Galicia (North-west Spain). En: Wilkinson, J. W. (Ed.). Collected DAPTF Working Group Reports: Ten Years On. DAPTF. Milton Keynes, UK. p.114.
- Galán, P. (2005). Herpetofauna de Galicia: situación actual y amenazas que inciden en su conservación. *Recursos Rurais. Serie Cursos*, 2: 51-64.
- Galán, P. (2006). Guía dos anfibios e réptiles do Parque Natural do complexo dunar de Corrubedo e lagoas de Carregal e Vixán. Xunta de Galicia. A Coruña.
- Galán, P. (2007). Cartografía de la biodiversidad en el Parque Natural do complexo dunar de Corrubedo e lagoas de Carregal e Vixán: distribución y estatus de las poblaciones de anfibios y reptiles. Informe inédito. Xunta de Galicia.
- Galán, P. (2008a). Cambios en la presencia del sapo partero común (*Alytes obstetricans*) en diferentes períodos y medios acuáticos: posible declive de la especie en Galicia. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 19: 107-113.
- Galán, P. (2008b). Asistencia técnica para la elaboración de las bases del plan de conservación de *Pelobates cultripes* en Galicia. I Parte: diagnóstico. Situación de la especie. Informe inédito. Dirección Xeral de Conservación da Natureza. Xunta de Galicia.
- Galán, P. (2008c). Período de puestas y su variabilidad en poblaciones noroccidentales ibéricas de rana bermeja (*Rana temporaria parvipalmata*). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 19: 25-30.
- Galán, P. (2009). Plan de conservación de los anfibios amenazados de Galicia. Informe Inédito. Dirección Xeral de Conservación da Natureza. Xunta de Galicia.
- Galán, P. (2011). El impacto sobre los anfibios de pequeñas obras públicas en espacios naturales protegidos. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: 138-143.
- Galán, P. (2012). *Pelobates cultripes* (Western Spadefoot Toad). Depredation. *Herpetological Review*, 43(3): 467-468.
- Galán, P. (2014). Seguimiento de poblaciones de anfibios y reptiles en Galicia. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 25 (2): 44-52.
- Galán, P. (2015). Impacto del jabalí sobre *Pelobates cultripes* en un espacio natural protegido de Galicia. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 26 (1), 94-99.
- Galán, P. & Fernández-Arias, G. (1993). Anfibios e réptiles de Galicia. Ed. Xerais. Vigo.
- Galán, P. & Cabana, M. (2008). Poblaciones aisladas de rana bermeja (*Rana temporaria*) en el extremo sudoccidental de su distribución mundial. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 19: 121-128.
- Galán, P.; Cabana, M. & Ferreiro, R. (2010a). Estado de conservación del sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*) en Galicia. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 90-99.
- Galán, P.; Ludewing, A.-K.; Kmiec, J.; Hauswaldt, S.; Cabana, M.; Ferreiro, R. & Vences, M. (2010b). Low mitochondrial divergence of rediscovered southern relict populations of *Rana temporaria parvipalmata* in Spain. *Amphibia-Reptilia*, 31: 144-148.
- Hof, C.; Araújo, M. B.; Jetz, W. & Rahbek, C. (2011). Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. *Nature*, 480: 516-519.
- Houlahan, J. E.; Findlay, C. S.; Schmidt, B. R.; Meyer, A. H. & Kuzmin, S. L. (2000). Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.
- IUCN (2015). IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4. <www.iucnredlist.org> [20 diciembre 2015].

- Martel, A.; Spitzen-van der Sluijs, A.; Blooi, M.; Bert, W.; Ducatelle, R.; Fisher, M. C.; Woeltjes, A.; Bosman, W.; Chiers, K.; Bossuyt, F. & Pasmans, F. (2013). *Batrachochytrium salamandrivorans* sp. nov. causes lethal chytridiomycosis in amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110: 15325-15329.
- Ortiz-Santaliestra, M. E. (2015). Ranita de San Antonio – *Hyla molleri*. En: Salvador, A., Martínez-Solano, I. (Eds.). Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/> [29 junio 2016].
- Ortiz, M. E.; Marco, A.; Nelia, S. & Lizana, M. (2004). Impact of ammonium nitrate on growth and survival of six European amphibians. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 47: 234-239.
- Pleguezuelos, J. M.; Márquez, R. & Lizana, M. (Eds.) (2002). Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-A.H.E. Madrid.
- Price, S. J.; Garner, T. W. J.; Nichols, R. A.; Balloux, F.; Ayres, C.; Mora-Cabello de Alba, A. & Bosch, J. (2014). Collapse of amphibian communities due to an introduced *Ranavirus*. *Current Biology*, 24: 2586-2591.
- Rannap, R.; Löhmus, A. & Briggs, L. (2009). Restoring ponds for amphibians: a success story. *Hydrobiologia*, 634: 87-95.
- Recuero, E. (2014). Sapo de espuelas – *Pelobates cultripes*. En: Salvador, A., Martínez-Solano, I. (Eds.). Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/> [27 junio 2016].
- Salvador, A. (2015). Rana patilarga - *Rana iberica*. En: Salvador, A., Martínez Solano, I. (Eds.). Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/> [20 junio 2016].
- Salvadores, R. & Rodriguez, F. (2012). Datos sobre una nueva localidad de *Pelobates cultripes* en la provincia de Pontevedra (Galicia). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*. 23(1):70-72.
- Stöck, M.; Dubey, S.; Klütsch, C.; Litvinchuk, S. N. & Scheidt, U. (2008). Mitochondrial and nuclear phylogeny of circum-Mediterranean tree frogs from the *Hyla arborea* group. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 49: 1019-1024.
- Stuart, S. N.; Chanson, J. S.; Cox, N. A.; Young, B. E.; Rodrigues, A. S. L.; Fischman, D. L. & Waller, R. W. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306: 1783-1786.
- Stuart, S. N.; Hoffman, M.; Chanson, J. S.; Cox, N. A.; Berridge, N. J.; Ramani, P. & Young, B. E. (Eds.). (2008). Threatened Amphibians of the World. Lynx Edicions. Barcelona.
- Teixeira, J. & Arntzen, J. W. (2002). Potential impact of climate warming on the distribution of the Golden-striped salamander, *Chioglossa lusitanica*, on the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation*, 11: 2167-2176.
- Veith, M.; Vences, M.; Vieites, D. R.; Nieto-Román, S. & Palanca, A. (2002). Genetic differentiation and population structure within Spanish common frogs (*Rana temporaria* complex; Ranidae, Amphibia). *Folia Zoologica*, 51: 307-318.
- Veith, M.; Kosuch, J. & Vences, M. (2003). Climatic oscillations triggered post-Messinian speciation of Western Palearctic brown frogs (Amphibia, Ranidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 26: 310-327.
- Veith, M.; Baumgart, A.; Dubois, A.; Ohler, A.; Galán, P.; Vieites, D. R.; Nieto-Román, S. & Vences, M. (2012). Discordant patterns of nuclear and mitochondrial introgression in Iberian populations of the European Common Frog (*Rana temporaria*). *Journal of Heredity*, 103 (2): 240-249.
- Vences, M. (2015). Salamandra rabilarga - *Chioglossa lusitanica*. En: Salvador, A., Martínez-Solano, I. (Eds.). Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/> [25 junio 2016].
- Vences, M. & Salvador, A. (2014). *Rana iberica* Boulenger, 1879- Iberischer Bachfrosch. En: Grossenbacher, K. (Ed.). Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 5/III A. Froschlurche (Anura) III A (Ranidae I). Aula Verlag. Wiebelsheim. pp. 205-225.
- Wake, D. B. (2012). Facing extinction in real time. *Science*, 335: 1052-1053.
- Wells, K. D. (2007). The Ecology and Behavior of Amphibians. University of Chicago Press. Chicago.
- Xunta de Galicia (2007). Decreto 88/2007 do 19 de abril, polo que se regula o Catálogo galego de especies ameazadas. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. *Diario Oficial de Galicia*, 89: 7409-7423.

Fernando Cobo

Departamento de Zooloxía, Xenética e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Vida, 15782 Santiago de Compostela. (A Coruña). España.
Estación de Hidrobioloxía "Encoro do Con", Universidade de Santiago de Compostela. Castroagudín s/n, 36617 Vilagarcía de Arousa (Pontevedra). España.
e-mail: fernando.cobo@usc.es

Biodiversidad acuática continental de Galicia (NW España)

Resumen Al menos 2848 especies componen el registro de organismos acuáticos continentales gallegos; de las cuales 56 especies pertenecerían al grupo de los macrófitos, 987 especies pertenecen a las comunidades del fitoplancton y fitobentos, 535 especies al zooplancton y microzoobentos, 1161 especies al macrozoobentos, y 109 especies pertenecen a los vertebrados más estrechamente ligados al medio acuático continental. Considerando el conjunto de la biodiversidad analizada en este trabajo, el 50% de los grupos taxonómicos no han sido estudiados o son muy mal conocidos. Un examen pormenorizado de la bibliografía sobre organismos dulceacuícolas de localidades gallegas muestra que desde el año 2005 han aparecido 67 artículos en revistas indexadas en el "Journal Citation Reports", la misma cifra, aproximadamente, que todos los publicados en los 25 años anteriores (69 artículos) y el hecho es que la situación actual no ha mejorado de forma notoria, pues los estudios faunísticos han aportado muy escasa información nueva y algunos trabajos publicados presentan una evidente redundancia sobre lo ya conocido. No obstante, la investigación se ha desarrollado especialmente en aspectos emergentes de la Hidrobiología, así, por ejemplo, los registros de especies alóctonas y el análisis de su distribución y vectores de entrada han ampliado algo el conocimiento sobre nuestra fauna de invertebrados, aunque la ampliación más notable del conocimiento previo existente se debe al estudio de los peces.

Palabras clave Biodiversidad, Galicia, Península Ibérica, conservación, aguas continentales.

Abstract At least 2848 species were recorded in Galician freshwater systems of which 56 species belong to the group of macrophytes, 987 species belong to the communities of phytoplankton and phytobenthos, 535 are zooplankton and microzoobentos species, 1161 species belong to the macrozoobenthos and 109 species are vertebrates closely linked to continental aquatic environment. Considering the biodiversity analyzed in this study as a whole, 50% of the freshwater taxonomic groups have not been studied or are very poorly known. A detailed review of the literature on Galician freshwater bodies shows that 67 articles have appeared in indexed journals of the "Journal Citation Reports" since 2005, almost the same number of all the published works in the previous 25 years (69 items). In fact the present situation has not markedly improved and faunal studies have provided very little new information, moreover, some published works have an obvious redundancy on what is already known. However, research has been developed especially in emerging aspects of Hydrobiology, for example, records of alien species and their distribution and analysis of input vectors have broadened our knowledge about the invertebrate fauna. In addition to this the more remarkable expansion of prior knowledge was due to the study of fish.

Key words Biodiversity, Galicia, Iberian Peninsula, conservation, inland waters.

Introducción

Galicia, además de ser una de las regiones ibéricas que presenta una mayor red fluvial, se encuentra en una posición privilegiada de extraordinario interés biogeográfico. De hecho, debido a sus características orográficas y climáticas atesora un elevado número de especies ligadas a los medios acuáticos continentales con un elevado componente endémico y son varios los autores que han destacado repetidamente el alto valor de

conservación de sus poblaciones (Galán, 1999; Elvira & Almodóvar, 2001; Amigo, 2005; González & Cobo, 2005).

En esta nota pretendemos simplemente llamar la atención sobre algunos aspectos concretos que a nuestro juicio son especialmente interesantes para obtener una idea del conocimiento general de los principales grupos acuáticos y valorar su estado, sin que sea nuestro objetivo realizar, ni mucho menos, la cuantificación precisa y detallada de las especies presentes.

Estado de conocimiento

Cuando se inicia la década de los años ochenta del siglo pasado, el conocimiento de la biodiversidad acuática continental de Galicia era poco relevante y la información relativa a su distribución y ecología muy escasa; prácticamente se resumía en una decena de trabajos que habían sido publicados por distintos investigadores a lo largo de más de 100 años (Membiela *et al.*, 1990). A partir de entonces, algunos investigadores gallegos iniciaron el estudio sistemático de la biodiversidad de unos pocos grupos acuáticos que, desde el primer momento, proporcionaron excelentes resultados científicos que incrementaron exponencialmente el número de especies registradas y permitieron la descripción de nuevos taxones. Esta actividad se prolongó hasta finales de siglo, al tiempo que crecía el interés general por la biota acuática, no sólo entre la comunidad científica, sino también en la Administración y en muy diversos colectivos, especialmente por su vertiente aplicada que utiliza a diferentes componentes del ecosistema (protozoos, algas, flora, macroinvertebrados, peces, etc.) como herramientas para intentar caracterizar la calidad biológica de las aguas. El interés exhibido en los últimos años ha sido considerable y debería haberse traducido en información valiosísima sobre las comunidades de más de 500 masas de agua, en el sentido de la Directiva Marco europea del Agua (200/60/CE), distribuidas por todo el territorio gallego. Lamentablemente, a pesar de este considerable incremento en el esfuerzo de muestreo y los recursos económicos empleados, la gran mayoría de este tipo de estudios no ha contribuido a mejorar apenas nuestro conocimiento sobre la sistemática, biología y ecología de la mayoría de los grupos acuáticos. Ello es debido por una parte, a la naturaleza misma del objetivo que se persigue: la aplicación de técnicas biológicas para la evaluación de las alteraciones de nuestros ecosistemas, y por otra, a las rudimentarias herramientas taxonómicas utilizadas (generalmente sólo se alcanza el nivel de familia en la identificación del material).

Este enfoque técnico-administrativo de la Hidrobiología ha supuesto un serio contratiempo en el desarrollo de la investigación sobre biodiversidad acuática continental, de manera que en las dos últimas décadas se ha detenido la progresión del estudio especializado de la flora y fauna acuáticas y, salvo excepciones, muy pocos trabajos han contribuido a suministrar monografías específicas, inventarios fiables o cartografiados precisos, fuera de los grupos ya conocidos. Únicamente se van haciendo cada vez más numerosos los trabajos sobre muchos aspectos esenciales de la biología y ecología de grupos tan dispares como los peces y las cianobacterias.

Biodiversidad y valor de conservación

El rasgo más expresivo de la biota que coloniza las aguas epicontinentales de Galicia es, sin lugar a dudas, su enorme diversidad en el contexto general europeo y su elevada tasa de endemidad, lo que la convierte en un patrimonio biológico de un enorme valor de conservación solo comparable en Europa con algunas regiones de reconocido interés biogeográfico, tales como el Cáucaso o los Balcanes.

A continuación se comentarán brevemente aquellos grupos de los cuales poseemos un conocimiento fiable de su situación y otros que, por el contrario, no han sido estudiados y por tanto desconocemos su representación en nuestras aguas continentales a pesar de que, en alguno casos, son taxones ampliamente representados en otras zonas geográficas e incluso dentro de la Península Ibérica.

Intencionadamente dejamos a un lado aquellas especies de organismos parásitos, tanto los que a lo largo de su ciclo vital presentan hospedadores definitivos acuáticos, como aquellas especies en las que intervienen hospedadores intermediarios de agua dulce y que son objeto de estudio pormenorizado en trabajos de Parasitología.

Por razones de simplicidad expositiva se presentan los organismos dulceacuícolas agrupados en conjuntos relacionados con las comunidades ecológicas a las que pertenecen, evitando la complejidad de su ordenación sistemática.

Hongos de agua dulce (*sensu lato*)

El proceso de descomposición del material vegetal que entra en los ríos como fuente de energía autóctona y su incorporación en la producción secundaria, o su exportación como material disuelto o finamente particulado aguas abajo, se debe al previo acondicionamiento causado por la colonización por hongos que facilita el acceso de los consumidores del ecosistema a esta fuente de energía. A pesar de esta vital importancia de los hifomicetos acuáticos en el funcionamiento del ecosistema, poco se puede decir sobre la biodiversidad de estos organismos en Galicia, aunque en áreas cercanas, como los ríos de Portugal, hayan sido objeto de estudio como principales agentes del proceso de descomposición de la hojarasca (Graça & Canhoto, 2006). Por otra parte, se citó *Harpellomyces eccentricus* en un artículo más amplio sobre tricomicetos en España (Santamaría & Girbal, 1997), pero el único estudio especializado sobre este grupo se debe a Valle (2013) que cita una docena de especies y describe como nuevas para la ciencia a: *Orphella lusitanica*, *Tectimyces gallaecicus* y *Stachylina pleurospora* en el intestino de larvas de quironómidos y de ninfas de efemerópteros.

Macrófitos

El límite entre macrófitos acuáticos y plantas que crecen en las orillas puede llegar a ser bastante difuso, especialmente entre helófitos (están enraizadas en el fondo y sobresalen del agua sus hojas y órganos reproductores, suelen formar la orla de vegetación acuática próxima a las orillas) e higrófitos (plantas que viven asociadas a medios encharcados y suelos más o menos húmedos, o que toleran una cierta inundación). Los hidrófitos o plantas acuáticas en sentido estricto, son aquellas que completan su ciclo biológico con todas sus partes sumergidas o flotando en la superficie del agua. Considerando solo este grupo, las citas de especies de la flora acuática gallega se encuentran dispersas en tratados botánicos generales y en estudios de comunidades vegetales. La revisión de Amigo (2005) puede ilustrar el valor de la biodiversidad de este componente del ecosistema. Así, si consideramos la clasificación por tipos biológicos, los pleustófitos (no están enraizadas y pueden flotar en la superficie o estar sumergidas) son muy comunes en medios lénticos y están representados por 10 especies pertenecientes a los géneros *Ceratophyllum* (2 spp.), *Utricularia* (3 spp.) y *Lemna* (2 spp.). En este grupo debemos significar la presencia de las primeras especies alóctonas invasoras que se irán sucediendo a lo largo de estas páginas, y que constituyen ya uno de los principales factores de amenaza a la biodiversidad acuática. En efecto, dos especies de pteridofitas: *Azolla filiculoides* y *Salvinia natans* han sido citadas de diferentes cursos de agua y muestran una clara tendencia expansiva en la red hidrográfica (Romero *et al.*, 2004a; Gómez-Vigide *et al.*, 2005). Otro pleustófito invasor, *Eichhornia crassipes*, introducido como ornamental fue detectado recientemente en el río Avia (Rivas *et al.*, 2010).

Entre los limnofitos y anfítos (macrófitas enraizadas en el fondo totalmente sumergidas o con hojas flotantes, respectivamente), contamos con una cierta diversidad de especies de varios géneros: *Potamogeton* (10 spp.), *Ranunculus* (9 spp.), *Callitriche* (5 spp.) y *Myriophyllum* (4 spp.). Además, existe un ejemplo de especie en regresión en toda Europa como *Nymphoides peltata*, considerada “en peligro crítico” (Amigo, 2005) y destacan además: *Callitriche palustris* y *Luronium natans*, en la categoría “en peligro” y *Utricularia minor*, como “vulnerable” (Silva-Pando *et al.*, 2008). Por otro lado, el catálogo actual del género *Isoetes* en Galicia está constituido por seis especies, entre las cuales se encuentran tres especies característicamente acuáticas como *Isoetes velatum*, *I. asturicense* e *Isoetes fluitans* (Romero *et al.*, 2006) catalogadas como raras en su área de distribución natural. La última de ellas, es un endemismo estricto de Galicia al que corresponden las citas previas de *I. longissimum* y que se considera amenazado (Romero *et al.*, 2004b). Tres especies invasoras: *Myriophyllum aquaticum*, *Egeria densa* y *Elodea canadensis* están en

franca expansión (Laínz, 1971; Cirujano, 1997; Pulgar & Izco, 2005; Servia *et al.*, 2006).

La brioflora de Galicia está muy bien estudiada [véanse referencias en trabajos Reinoso-Franco (1985, 1986) y Reinoso-Franco *et al.*, (2002)]. Los datos disponibles muestran una rica flora acuática compuesta por especies de gran significado. Los briófitos fluviales se disponen en bandas según el nivel de las aguas: sumergidas o semisumergidas. Así, se desarrollan especies como *Fontinalis squamosa* y *Chiloscyphus polyanthos*; sumergidas con aguas altas crecen *Platyhypnidium lusitanicum* y *Porella pinnata* y en la banda de crecidas excepcionales se desarrollan *Dendrocryphaea lamyana*, *Cyclodictyon laetevirens*, *Leskea polycarpa* y *Cinclidotus fontinaloides* (Ederra, 2010). En relación con los briófitos acuáticos, se ha desarrollado una línea de investigación para su utilización en la detección de determinados tipos de contaminación; especies como *Fontinalis antipyretica*, *Rinchoetegium ripariodes*, *Scapania undulata*, *Brachyeteceum rivulare* y *Fissidens polyphyllus* han sido frecuentemente utilizadas con este fin (p.e. López & Carballeira, 1993; López *et al.*, 1997; Carballeira *et al.*, 1998, 2000). Las hepáticas ligadas a los ríos y arroyos como higrófitos más que como macrófitas propiamente dichas, pueden llegar a suponer hasta el 40% de la brioflora en valles fluviales bien conservados. Entre las 163 especies citadas en Galicia (Reinoso-Franco *et al.*, 2002) sobresalen *Barbilophozia binsteadii*, *Cephalozia connivens*, *Cephalozia crassifolia*, *Chiloscyphus fragans*, *Frullania oakesiana*, *Lepidozia cupressina*, *Metzgeria temperata*, *Radula holtii*, *Riccia fluitans*, *Riccia huebeneriana* y *Telaranea nematodes*, consideradas como vulnerables.

Adicionalmente, una veintena de especies de líquenes de aguas continentales resistentes a la inmersión han sido estudiados en un pequeño número de artículos: Valcárcel *et al.* (1999, 2010), Valcárcel & Carballal (2002) y Valcárcel & López-de-Silanes (2010).

Fitobentos y fitoplancton

Las Cianobacterias, denominadas también Cianofíceas o algas verde azuladas en el ámbito botánico, son organismos ubiquestas y extremófilos. Es el grupo de procariotas fotosintéticos más relevante en cuanto a biodiversidad y biomasa en los ecosistemas acuáticos. En nuestras aguas se han citado 195 especies lo que supone casi un 20 % de la “flora ficológica” de los ríos gallegos (López-Rodríguez, 2005). Por su carácter termófilo han sido estudiadas en ambientes termales por Noguerol (1984, 1990, 1991, 1993, 1994) y son frecuentes en trabajos sobre el fitobentos fluvial (p.e. Temes & Noguerol, 2001; Vasconcelos & Cerqueira, 2001; López-Rodríguez & Penalta, 2004, 2007; Ortiz-Lerín & Cambra (2007); Vieira-Lanero *et al.*, 2015). Por otro lado, en la última década se vienen repitiendo episodios de proliferaciones masivas de organismos del fitoplancton, y entre ellos de las cianobacterias. Como estos

organismos pueden producir toxinas, sus afloramientos constituyen un serio problema ambiental con graves repercusiones sobre la salud humana y animal, por lo que la potencialidad tóxica de estas floraciones ha centrado la atención hacia el fenómeno desde el punto de vista ecológico, y cada vez son más frecuentes los trabajos relacionados con ello (De Hoyos *et al.*, 2004; Cobo, 2008; Cobo *et al.*, 2012; Lago *et al.*, 2015).

También las diatomeas (véase Aboal *et al.*, 2003) han suscitado el interés de un número creciente de investigadores por su aplicación al diagnóstico del estado ecológico de las masas de agua (Varela, 1982; Varela *et al.*, 1992; Ector, 1992; Penalta & López-Rodríguez, 2007) e incluso se han descrito nuevos taxones como *Naviculadicta langebertalotii* del río Verdugo (Cantonati *et al.*, 2012). De manera aproximada, se han citado en Galicia casi mil especies en total (incluidas las cianobacterias). López-Rodríguez (2005) contabiliza: *Rhodophyta* (6 spp.), Xantophyceae (11 spp.), *Chrysophyceae* (18 spp.), *Bacillariophyceae* (Diatomeas) (259 spp.), *Cryptophyta* (3 spp.), *Dinophyta* (Dinoflagelados) (15 spp.), *Euglenophyta* (26 spp.) y *Chlorophyta* (454 spp.), este último es el grupo más numeroso con el 46% de las especies, y entre ellas los carófitos (*Chlorophyta*) sobresalen con la presencia de determinadas especies en peligro de extinción (*Nitella syncarpa* var. *syncarpa*, *Nitella syncarpa* var. *capitata* y *Nitella mucronata*) escasamente representados en el territorio ibérico y de los que solamente se conocen enclaves muy concretos (Cirujano *et al.*, 2008).

Zooplankton y microzoobentos

Muy pocos trabajos se han desarrollado específicamente para el conocimiento del zooplankton y microzoobentos dulceacuícola de Galicia, excepto los dedicados al estudio limnológico general de embalses [véanse referencias en Velasco (2000)].

Valcárcel (2010) en una magnífica aproximación divulgativa incluye 91 géneros de protozoos de aguas de Galicia. Los protozoos, en la mayoría de los casos no constituyen un verdadero holoplancton, sino que se trata de formas meroplanctónicas que pasan una buena parte del año en las comunidades litorales o bentónicas; su estudio en Galicia se limita a los ciliados de las lagunas litorales con diferentes grados de salinidad (Quintela, 2009). En estos ambientes la riqueza específica es considerable, llegándose a citar un total de 249 especies, estando representados todos los órdenes de ciliados de vida libre.

Actualmente conocemos 92 especies de Rotíferos de las aguas dulces gallegas, la mayoría citadas en estudios realizados en embalses (Velasco, 2000, 2003). Resulta interesante la presencia de *Keratella cochlearis* var. *robusta* en Portodemouros, especie de la que solo se conocía una referencia anterior en embalses (De Manuel, 1991). Otras

especies de este mismo género encontradas en Galicia, como *K. procurva*, de distribución tropical y subtropical, y *K. testudo* son interesantes pues han sido muy poco citadas en España. En nuestros embalses los géneros con mayor número de especies son típicamente planctónicos (*Keratella*, *Syncheta* y *Polyarthra*) o semiplanctónicos (*Brachionus*). Algunos son bentónicos, pero pueden encontrarse ocasionalmente en el plancton, caso de *Trichocerca*, que es el género con más amplia representación (14 especies) en los embalses gallegos.

En la revisión de los Tardígrados ibéricos de Guil (2002) no se cita ninguna especie de las aguas continentales de Galicia y solamente en Rodríguez-Candela *et al.*, (2016), restringido a las fragas do Eume, se citan nueve especies de ambientes limnoterrestres (sobre musgos hepáticas y helechos), sin que ninguna de ellas fuera capturada en el bentos dulceacuícola.

Como los demás grupos de Crustáceos del plancton, los Copépodos de agua dulce se tratan en estudios más amplios de limnología regional de embalses que incluyen toda la Península y cuyas citas fueron recogidas por Armengol (1978). Los copépodos constituyen una fracción muy importante del zooplankton. En términos generales su biomasa representa cerca del 50% de la biomasa total. Sin embargo, esta proporción disminuye en los medios más eutróficos en detrimento de un mayor desarrollo de Cladóceros y Rotíferos. El mayor número de especies pertenecen al orden Cyclopoida, mayoritariamente litorales, que presenta 12 especies pertenecientes a los géneros *Eucyclops*, *Paracyclops*, *Tropocyclops*, *Acanthocyclops*, etc. Los Calanoideos están representados principalmente por *Diatomus castaneti*, especie con una distribución ibérica típicamente noroccidental. Los Harpaticoideos más frecuentes en el microbentos pertenecen al género *Canthocamptus*.

En el plancton de embalses y lagunas de Galicia además contamos con la constante presencia de Crustáceos Branquiópodos, de los que se han citado del orden de 35 especies (Alonso, 1996; Otero & Rebores, 2004; Nebra *et al.*, 2006; Vieira-Lanero *et al.*, 2015). Entre ellas destacan por su representatividad a: *Daphnia obtusa*, *Scapholebaris mucronata*, *Iliocryptus silvaeducensis*, *Iliocryptus acutifrons*, *Depanotrix dentata*, *Streblocerus serricaudatus*, *Alonella nana*, *Chydorus pager*, *Alona azorica*, *Monospilus dispar* y *Ephemeroporus margalefi*, especie endémica del occidente ibérico.

Entre los Anostráceos cabe citar a *Chirocephalus diaphanus*, muy frecuente en toda la península y que aparece esporádicamente en algunas charcas y lagunas.

La fauna gallega de Ostrácodos del microbentos está muy poco estudiada, pues tan solo existe media docena de citas (González & Cobo, 2006), referidas a especies poco interesantes desde el punto de vista faunístico, ya sea

asociadas al curso inferior de aguas corrientes como *Darwinula stevensoni* y *Potamocypris villosa*, a aguas estancadas, como *Heterocypris incongruens*, o a embalses, como *Cypria ophthalmica*.

Dentro del sistemáticamente complejo conjunto de los microturbelarios, los Catenúlidos pueden encontrarse en cualquier masa de agua, temporal o permanente, donde exista abundante vegetación y restos orgánicos. En algunos ríos gallegos cabe mencionar, entre otros, la presencia de *Catenula lemnae*, *Rhynchoscolex simplex* y algunas especies del género *Stenostomum* (que engloba el 50% de las especies descritas en el mundo). Otros microturbelarios citados de diferentes cursos de agua de Galicia son *Prorhynchus stagnalis* y algunas especies del género *Geocentrophora* (Lecithoepitheliata), *Bothrioplana semperi* (Proseriata), *Gyratrix hermaphroditus* y varias especies de *Koinocystis* (Rhabdozoela) (Cobo & González, 2003; González & Cobo, 2006).

Los Nematodos son muy comunes y abundantes en el microbentos de las aguas dulces, viven generalmente en los estratos superficiales del sedimento, especialmente en donde se acumula materia orgánica, en todo tipo de medios acuáticos. Junto a las especies estrictamente acuáticas aparecen otras de carácter anfíbio (viven indistintamente en ambientes terrestres o acuáticos). Muchas especies muestran una gran tolerancia a condiciones ambientales extremas, pudiendo aparecer en aguas termales y aguas fuertemente mineralizadas. La mayor parte de la información sobre este grupo en las aguas gallegas deriva del trabajo de Gadea (1955), y se refiere a una gran variedad de biotopos de agua dulce (turberas, charcas, aguas corrientes...) de diversas localidades. La fauna de Nematodos de Galicia incluye alrededor de 50 especies (una cifra muy pobre en relación a la fauna potencialmente existente). En las aguas corrientes son relativamente frecuentes algunas especies del género *Plectus*, pero en conjunto los géneros mejor representados son *Tripyla* (8 spp.) y *Dorylaimus* (9 spp.). Algunas especies son particularmente frecuentes y abundantes en nuestra comunidad, entre ellas *Dorylaimus limnophilus*, *D. stagnalis*, *Monhystera paludicola* y *Actinolaimus macrolaimus*.

Entre los Gastrotricos Quetonótidos propios de agua dulce solamente conocemos la presencia de hembras partenogenéticas de las especies de los géneros: *Chetonotus*, *Lepidodermella*, *Heterolepidoderma* y *Xenotrichula* (Besteiro & Rodríguez-Babío, 2003).

Macroinvertebrados

Membiela *et al.* (1990) y González & Cobo (2004, 2005, 2006) suministran un panorama general del estado de conocimiento de esta agrupación ecológica de organismos acuáticos en Galicia.

Los Poríferos son un grupo esencialmente marino con una pequeñísima representación en las aguas continentales. En los ríos gallegos están representados únicamente por dos especies: *Spongilla lacustris* y *Heteromeyenia baileyi*.

Los Cnidarios no han sido estudiados y como consecuencia desconocemos qué especies de Hydridae pueblan nuestras aguas. Únicamente nos consta la presencia de dos especies alóctonas: *Craspedacusta sowerby* (Petasidae) y *Cordilophora caspia* (Clavidae).

Por lo que se refiere a los Turbelarios del macrobentos, su conocimiento en Galicia es todavía muy deficiente, pues apenas si existen algunas referencias aisladas. En nuestro territorio se han citado *Polycelis felina*, *Dugesia gonocephala* y la especie exótica *Girardia tigrina*.

Actualmente conocemos muy bien la fauna de Oligoquetos (Martínez-Ansemil, & Giani, 1980; Martínez-Ansemil, 1984) que incluye cerca de un centenar de especies, pertenecientes a 8 familias, de las cuales los Naídidos son la más numerosa, seguidos por los Enquitreidos y los Tubificidos. Nuestra fauna es muy interesante pues alberga especies raras o muy poco citadas, algunas de singular interés biogeográfico, entre las que se incluyen algunas que han sido descritas en los últimos años de los ríos gallegos como nuevas para la ciencia, entre ellas los Enquitreidos: *Cernosvitoviella bulboducta*, *Mesenchytraeus lusitanicus* y *Lumbricillus brunoi*, los Lumbricúlidos: *Stylodrilus glandulosus* y *S. curvithecus* o los Tubificidos: *Protuberodrilus tourenqui*, *Krenedrilus ibericus* y *Gianius riparius*.

La fauna de Hirudíneos de las aguas dulces gallegas necesita un estudio en profundidad, aunque existen curiosas citas antiguas como la especie de origen africano detectada en nuestras aguas: *Hirudo troctina* (Blanchard, 1893). Actualmente se conoce una docena de especies (Jiménez & García-Mas, 1980-81). Entre ellas es digna de mención *Hirudo medicinalis*, por gozar de protección legal.

Las referencias bibliográficas que recogen citas de Gasterópodos acuáticos de Galicia están muy dispersas y muchas de ellas son bastante antiguas. En la actualidad se conocen una veintena de especies, la mayoría de escaso interés biogeográfico, entre las cuales son dignas de mención por su carácter de especies introducidas *Potamopyrgus antipodarum*, *Physella gyrina* y *Bulinus contornus*.

Los Bivalvos dulceacuícolas han sido estudiados en los últimos años desde el punto de vista de la conservación, más intensamente la especie *Margaritifera margaritifera*, recogida en el catálogo gallego de especies amenazadas con la categoría: en peligro de extinción (Outeiro *et al.*, 2007; Lois *et al.*, 2014). Se han citado 14 especies, entre las que se incluyen algunas del género *Pisidium*, con poblaciones muy raras y localizadas, y las especies invasoras *Limnoperna securis* y *Corbicula fluminea* con una notable dispersión por

los medios acuáticos de Galicia (Soriano *et al.*, 2001; Garci *et al.*, 2007; Pascual *et al.*, 2010; Rivas *et al.*, 2010).

La fauna de Briozoos de agua dulce de Galicia es prácticamente desconocida, pues apenas existen citas de la presencia de colonias de *Plumatella repens* (Plumatellidae).

Los ácaros de agua dulce son Actinédidos del grupo de los Hidrácnidos, en Galicia no han sido estudiados y a pesar de que la Península Ibérica puede haber más de 500 especies (Valdecasas, 1988, 2001), tan solo se han citado de Galicia 5 especies, en todos los casos de localidades aisladas y ninguna ha sido citada con posterioridad a 1975. Así, *Javalbia bella* es una especie intersticial, perteneciente a un género muy interesante, que en la Península solo es conocida de A Coruña y Málaga. *Acherontacarus bicornis* fue descrita en 1974 como novedad científica a partir de ejemplares gallegos (A Coruña), que fueron recogidos en el medio intersticial y en pozos, un hábitat inusual entre las especies de este género, y desde entonces no se ha vuelto a citar. Además, está sin explorar la fauna de hidracnelas de las aguas termales en las que pueden encontrarse algunas especies de ácaros, pues algunos han sido capturados en aguas a temperaturas entre los 40 y 50º.

Aunque los Crustáceos es un grupo eminentemente marino, tiene una importante representación en las aguas continentales, a pesar de lo cual, al menos en nuestras aguas dulces, ha merecido muy poca atención por parte de los investigadores. Además, algunas especies de crustáceos han sido descritas como novedades científicas de aguas subterráneas gallegas; a título de ejemplo, debemos recordar la presencia de *Iberobathynella ortizi* (Batineláceo), especie que vive en algunas lagunas de la Cova do Rei Cintolo (Lugo) y *Pseudoniphargus gallaicus* (Niphargidae), de distribución más amplia. Conocemos una sola especie de Branquiópodos (Notostráceos): *Lepidurus apus*, (Garrido & Gayoso, 2002), de manera que la inmensa mayoría de las citas se corresponden con especies de Malacostráceos. Los Decápodos están representados en Galicia por el “cangrejo autóctono” o “cangrejo ibérico”, *Austropotamobius pallipes*, y por las especies exóticas invasoras: *Procambarus clarkii* (conocido como “cangrejo rojo” o “cangrejo americano”) *Pacifastacus leniusculus* (cangrejo señal) y *Atyaephyra desmarestii*.

Ciertos grupos de Anfípodos representan uno de los elementos más característicos de las biocenosis de las aguas subterráneas, tanto hiporreicas como propiamente cavernícolas, aunque algunos pueden encontrarse ocasionalmente en las aguas superficiales después de las crecidas. Entre estos grupos se encuentran géneros tan característicos como *Niphargus* y *Pseudoniphargus*, este último representado en Galicia por una interesante especie: *Pseudoniphargus gallaicus* descrita a partir de ejemplares gallegos. Además, en aguas superficiales, tenemos constancia de la presencia de media docena más de

especies, entre ellas: *Corophium multisetosum* y *Echinogammarus lusitanicus*.

En lo que concierne a la fauna de Isópodos de las aguas superficiales de Galicia conocemos muy poco, por lo que apenas podemos señalar la presencia en nuestros ríos de dos especies del género *Proasellus*: *P. ibericus* y *P. meridianus*.

Dentro del contexto general de los macroinvertebrados, los insectos acuáticos han suscitado siempre un gran interés y al menos hay dos razones fundamentales que explican este hecho: su enorme importancia en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos y los aspectos relativos a su biodiversidad e interés biogeográfico. Esta es una circunstancia que confiere a nuestra fauna un interés excepcional. Dentro de este conjunto la representatividad de los diferentes grupos sigue las mismas pautas observadas en el contexto general de la fauna ibérica, es decir, los Dípteros se destacan como los organismos dominantes (455 especies, de las cuales el 50% corresponde a la familia Chironomidae) seguidos por los Coleópteros (205 spp.) y Tricópteros (150 spp.), y ya en menor medida por otra serie de grupos con una diversidad más moderada: Odonatos (45 spp. con cuatro especies que gozan de protección legal: *Coenagrion mercuriale*, *Macromia splendens*, *Oxygastra curtisii* y *Gomphus graslini*), Efemerópteros (46 spp.), Plecópteros (50 spp.), Heterópteros (30 spp.), etc. En los estudios taxonómicos sobre la entomofauna acuática continental, se han descrito más de treinta especies nuevas para la Ciencia, principalmente Tricópteros, Efemerópteros, Plecópteros y Dípteros Quironómidos y Empídidos. Dos de ellas: el quironómido *Metriocnemus carmencitabertarum* y el tricóptero *Thremma tellae* se recogen en la fauna amenazada de Galicia (Novoa, 2005)

Vertebrados

El grupo al que mayor atención han prestado los investigadores en la última década ha sido el de los peces (son numerosas las referencias en los últimos 10 años, como resultado de las investigaciones de la Estación de Hidrobiología “Encoro do Con” de la Universidad de Santiago). Actualmente conocemos 26 especies que se reparten de la siguiente manera: 5 especies de peces diádromos con migración reproductora (*Petromyzon marinus*, *Anguilla anguilla*, *Salmo salar*, *Alosa fallax* y *Alosa alosa*); 10 especies potamotocas residentes, entre las que destacan cuatro especies endémicas (*Achondrostoma arcasii*, *Pseudochondrostoma duriense*, *Squalius caroliterti* y *Luciobarbus bocagei*); 5 especies anfídromas eurihalinas que presentan nomadismo entre las aguas dulces y el mar y que pueden penetrar un largo recorrido aguas arriba de los principales ríos, y 6 especies alóctonas. En el contexto de los peces de las aguas continentales gallegas, el problema de las especies invasoras alcanza ya una cierta gravedad, pues

al menos nueve especies de peces han sido introducidas en Galicia: *Carassius auratus*, *Cyprinus carpio*, *Oncorhynchus mykiss*, *Micropterus salmoides*, *Gambusia holbrooki*, *Lepomis gibbosus*, y las translocadas desde otras zonas ibéricas: *Phoxinus phoxinus*, *Tinca tinca* y *Cobitis paludica*. La evaluación de su impacto es una tarea pendiente, pero allí donde han proliferado la disminución de los efectivos de las especies autóctonas es evidente. Además, tenemos la constancia de que se ha llegado a la extinción de una especie: *Acipenser sturio* del río Miño.

En la actualidad tenemos un buen conocimiento de la fauna de Anfibios de Galicia (Galán, 2002). Catorce especies gallegas se encuentran seriamente amenazadas dentro del fenómeno que ha sido denominado “declive global de los anfibios” (Ferreiro, 2005). Según Galán (2002) los taxones endémicos han tenido su origen evolutivo en la zona noroccidental de la Península y constituyen uno de los elementos más representativos de la fauna gallega (*Chioglossa lusitanica*, *Lissotriton boscai*, *Rana iberica* y *Discoglossus galganoi*).

Entre los Reptiles vinculados más o menos estrechamente al medio acuático continental, cabe citar seis especies: *Natrix maura*, *Natrix natrix*, *Emys orbicularis*, *Mauremys leprosa*, *Mauremys reevesii*, *Trachemys scripta*. Estas dos últimas especies exóticas en clara competencia con el galápagos europeo.

Los censos de aves acuáticas en Galicia, quizás la fauna más conocida de los humedales gallegos, comenzaron en 1972 y fueron coordinados sucesivamente por la Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife), el Grupo Ornitológico Galego, la Sociedade Galega de Historia Natural y la Xunta de Galicia. Existen unas 60 especies de aves consideradas propiamente de las aguas continentales, muchas de ellas de procedencia variada dependiendo de los flujos migratorios. De las especies permanentemente vinculadas a nuestros cursos de agua conviene citar a *Cinclus cinclus*, *Alcedo atthis* y *Motacilla cinerea* por su estrecha y permanente vinculación con los medios lóticos.

Finalmente, cuatro especies: *Arvicola sapidus*, *Galemys pyrenaicus*, *Lutra lutra* y *Neomys fodiens*, junto con la especie invasora *Neovison vison*, constituyen los Mamíferos que dependen más estrechamente de los cursos fluviales gallegos.

Discusión

En conjunto, el grado de conocimiento de la biodiversidad acuática continental de Galicia es aceptable pero insuficiente. De este breve repaso se desprende que al menos 2848 especies componen el registro de organismos acuáticos continentales gallegos (Tabla 1); de las cuales, y en el sentido que le hemos dado en el presente trabajo, 56 especies pertenecerían al grupo de los macrófitos (Figura

1), 987 especies pertenecen a las comunidades del fitoplancton y fitobentos (Figura 2), 535 especies al zooplancton y microzoobentos (figura 3), 1161 especies al macrozoobentos (Figura 4) [se han dado cantidades entre las 1320 y las 1500 spp. para este conjunto ecológico (González & Cobo, 2006; Cobo *et al.*, 2013), porque se incluyen grupos como los Nematodos o Rotíferos, más propios del microbentos que del macrobentos], y 109 especies pertenecen a los vertebrados más estrechamente ligados al medio acuático continental (Figura 5). Desde el punto de vista sistemático constituyen un total de 510 especies de plantas, 1496 de animales y 842 especies pertenecientes a otros reinos (bacterias, protozoos, cromistas y hongos).

	nº de especies	%
Macrófitos		
Pteridofitas	5	8,9%
Espermatofitas	38	67,9%
Briofitas	13	23,2%
Fitoplancton y fitobentos		
Cianobacterias	195	19,8%
Diatomeas	259	26,2%
Clorofíceas	454	46,0%
Rodofitas	6	0,6%
Xantofíceas	11	1,1%
Crisofíceas	18	1,8%
Criptofitas	3	0,3%
Dinofitas	15	1,5%
Euglenofitas	26	2,6%
Zooplancton y microzoobentos		
Hongos	16	3,0%
Protozoos	293	54,8%
Rotíferos	92	17,2%
Tardígrados	9	1,7%
Copépodos	14	2,6%
Branquiópodos	35	6,5%
Ostrácodos	12	2,2%
Catenúlidos	10	1,9%
Nematodos	50	9,3%
Gastrotricos	4	0,7%
Macrozoobentos		
Poríferos	2	0,2%
Cnidarios	3	0,3%
Turbelarios	3	0,3%
Oligoquetos	100	8,6%
Hirudíneos	12	1,0%
Gasterópodos	20	1,7%
Bivalvos	14	1,2%
Briozoos	1	0,1%
Hidrácnidos	5	0,4%
Crustáceos	16	1,4%
Insectos	985	84,8%
Vertebrados		
Peces	26	24,1%
Anfibios	14	13,0%
Reptiles	5	3,7%
Aves	60	55,6%
Mamíferos	4	3,7%

Tabla 1.- Número de especies acuáticas de cada grupo sistemático citadas en Galicia. Los porcentajes se refieren a las agrupaciones ecológicas de las que forman parte.

A principios del presente siglo, los inventarios de algunos grupos eran ya bastante completos pero otros apenas habían sido estudiados. De hecho en los últimos 30 años el siglo XX se describieron de localidades gallegas 43 especies nuevas para la Ciencia de diferentes grupos de

macroinvertebrados, cifra que se amplía a 80 si se incluyen aquellas especies descritas en ese período de localidades de fuera de Galicia pero que colonizan también nuestras aguas y que en su mayor parte son endémicas del cuadrante noroccidental peninsular. González & Cobo (2004) advertían de que la ausencia de información sobre datos biológicos y ecológicos esenciales es lo que impide actualmente efectuar una valoración objetiva del estado de las poblaciones de muchas de estas especies, cuya singularidad está fuera de duda. Así, para aplicar las medidas *in situ* de conservación de la biodiversidad, es necesario identificar las Áreas Críticas ('Hot Spots') con prioridad de acción, pues necesitamos conservar y preservar los ecosistemas en los que la rareza, riqueza y singularidad estén bien representadas, sin embargo solamente en Odonatos contamos con estudios de este tipo (Azpilicueta *et al.*, 2007).

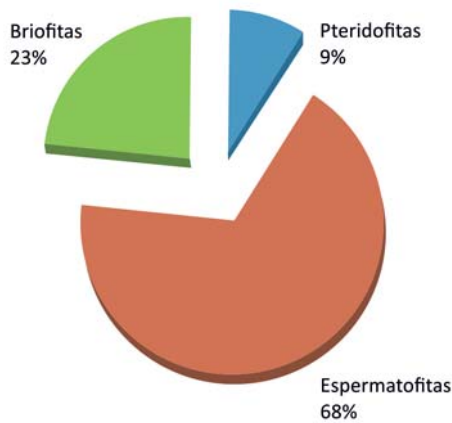


Figura 1.- Reparto porcentual de la biodiversidad de macrófitos acuáticos de Galicia.

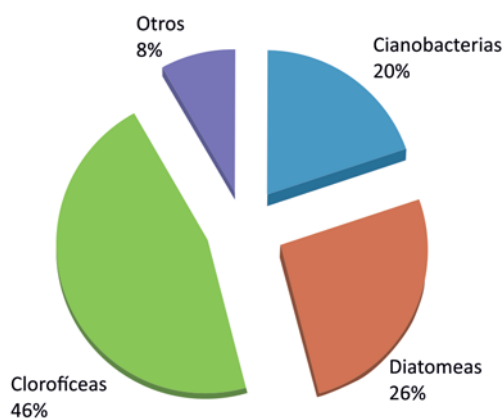


Figura 2.- Reparto porcentual de la biodiversidad del fitoplancton y el fitobentos dulceacuícolas de Galicia.

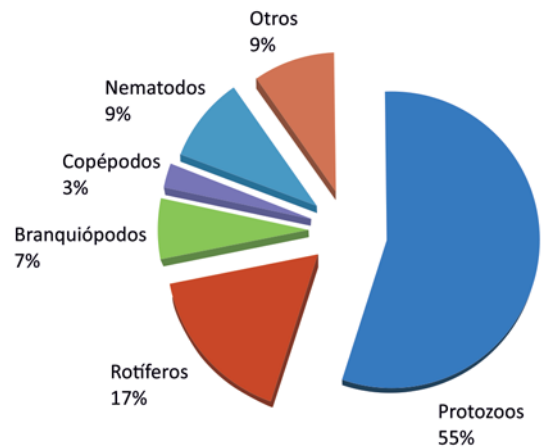


Figura 3.- Reparto porcentual de la biodiversidad del zooplancton y el microzoobentos dulceacuícolas de Galicia.

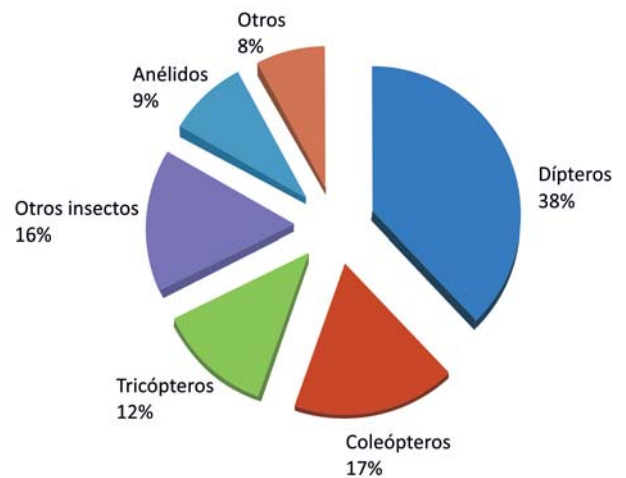


Figura 4.- Reparto porcentual de la biodiversidad del macrozoobentos dulceacuícola de Galicia.

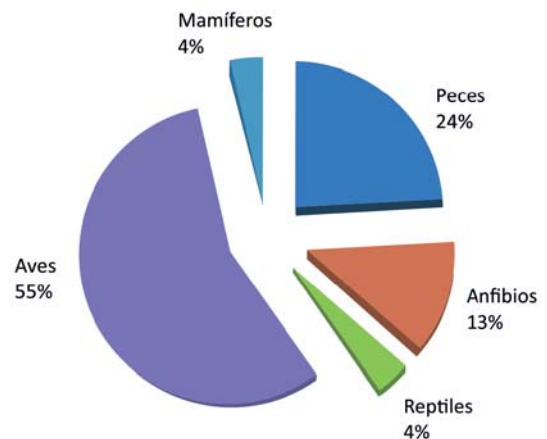


Figura 5.- Reparto porcentual de la biodiversidad de los vertebrados ligados a las aguas dulces de Galicia.

En un análisis realizado hace una década, se estimaba que el conocimiento de la fauna acuática gallega sólo representaba un 65% de las especies que viven realmente

en nuestras aguas continentales (González & Cobo, 2006; Cobo & Servia, 2009). Considerando el conjunto de la biodiversidad analizada en este trabajo, el 50% de los

grupos taxonómicos no han sido estudiados o son muy mal conocidos. Un examen pormenorizado de la bibliografía sobre organismos dulceacuícolas de localidades gallegas arroja cifras muy expresivas sobre el ritmo de publicación. Así, desde el año 2005 han aparecido 67 artículos en revistas indexadas en el “Journal Citation Reports” (Figura 6), la misma cifra, aproximadamente, que todos los publicados en los 25 años anteriores (69 artículos) y el hecho es que la situación actual no ha mejorado de forma notoria, pues a pesar de ese incremento, los grupos que ya eran bien conocidos hace una década son los mismos que siguen centrando la investigación, sin que se hayan incorporado nuevos taxones al estudio. Lamentablemente los estudios faunísticos han aportado muy escasa información nueva (Benetti *et al.*, 2007; Garrido & Munilla, 2007; Ayres *et al.*, 2007; Pérez-Bilbao *et al.*, 2010a y b, 2012; Álvarez Gándara *et al.*, 2011; Lestón *et al.*, 2013; Hancock *et al.*, 2015, etc.) y algunos trabajos publicados presentan una evidente redundancia sobre lo ya conocido

(p.e. González *et al.*, 2007; González & Martínez-Menéndez, 2011; Martín, *et al.*, 2014; Álvarez-Troncoso *et al.*, 2014). De hecho, grupos como la mayoría de las familias de Dípteros, Crustáceos, Hidrácaraos, Turbelarios, Nematodos o Cnidarios, de los que poseíamos muy poca información, siguen sin ser atendidos por los investigadores.

No obstante, la investigación se ha desarrollado especialmente en aspectos emergentes de la Hidrobiología, así, por ejemplo, los registros de especies alóctonas y el análisis de su distribución y vectores de entrada han ampliado algo el conocimiento sobre nuestra fauna de invertebrados (Cobo *et al.*, 2010, 2011; Rivas *et al.*, 2011). Pero la ampliación más notable del conocimiento previo existente se debe al estudio de los peces. Así, en los últimos 10 años se han publicado más de 30 artículos sobre su biología y ecología, que han aportado una visión más real del enorme valor de conservación de nuestra ictiofauna en el contexto ibérico (véase SIBIC, 2014).

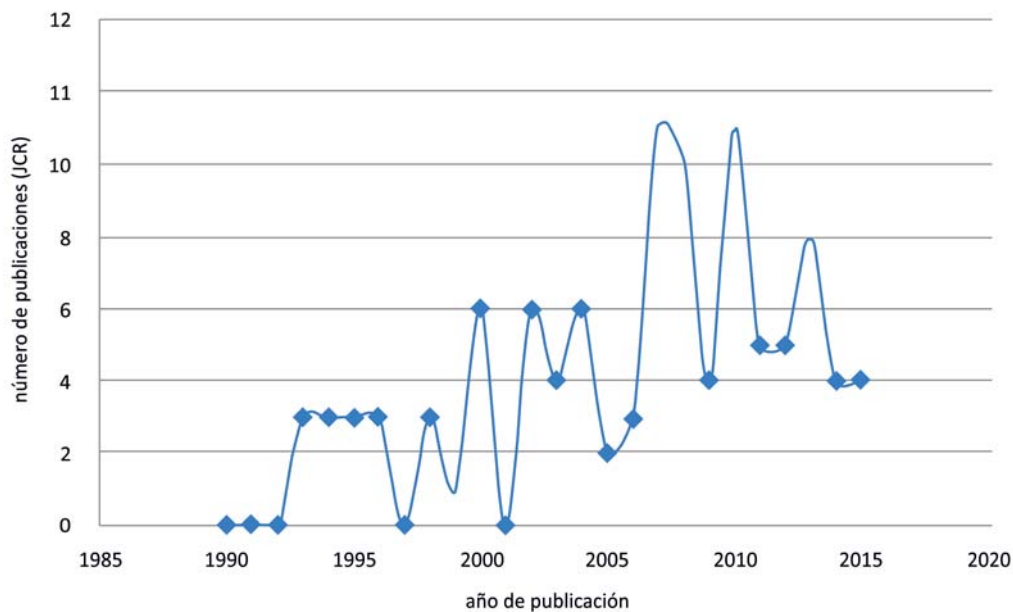


Figura 6.- Evolución de las publicaciones sobre organismos acuáticos epicontinentales gallegos en los últimos 25 años.

Bibliografía

Aboal, M., Álvarez-Cobelas, M., Cambra, J. & L. Ector. (2003). Floristic list of the non marine diatoms (Bacillariophyceae) of Iberian Peninsula, Balearic Islands and Canary Islands. Update taxonomy and bibliography. En: Diatom Monographs. A. Witkowski (ed.). Vol. 4. Berlín, ARG Gantner Verlag K.G. 639 pp

Alonso, M. (1996). *Crustacea, Branchiopoda. Fauna Ibérica*, vol. 7. Ramos, M. A. *et al.* (Eds). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 486 pp.

Álvarez-Gándara, J., Estévez, R. & Salvadores, T. (2011). Notas corológicas de *Orthetrum brunneum* (Fonscolombe, 1837) (Odonata, Libellulidae) y aportación de una nueva cita para Galicia (N.W. Península Ibérica). *Archivos Entomológicos*, 5: 149-152.

- Álvarez-Troncoso, R., Pérez-Bilbao, A., Babacar, A., Benetti, C.J. & Garrido, J. (2014). Estudio faunístico de larvas de tricópteros (Insecta, Trichoptera) en ríos de la provincia de Ourense (Galicia, España). *Boln. Asoc. esp. Ent.*, 38 (3-4): 245-277.
- Amigo, J. (2005). Sobre a flora e a vexetación dos ríos de Galiza. En: Os ríos galegos (I): Calidade e biodiversidade. *Cadernos Adegas*, 14: 15-30.
- Armengol, J. (1978) Los crustáceos del plancton de los embalses españoles. *Oecologia aquatica*, 3: 3-96.
- Ayres, C., González, I., Lorenzo, O. & Cordero, A. (2007). Nuevas citas de *Trithemis annulata* (Palisot de Beauvois, 1807) (Odonata: Libellulidae) en Galicia. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 41: 402
- Azpilicueta, M., Rey, C., Docampo, F. Rey, X.L. & Cordero, A. (2007). A preliminary study of biodiversity hotspots for odonates in Galicia, NW Spain. *Odonatologica* 36(1): 1-12
- Benetti, C.J., Alonso, A.I. & Garrido, J. (2007). Comparación de la comunidad de coleopteros acuáticos (Adephaga y Polyphaga) en dos cuencas hidrográficas con distinto grado de acción antropogénica (Pontevedra, NO de España). *Limnetica*, 26 (1): 115-128.
- Blanchard, R. (1893). Sanguijuelas de la Península Ibérica. *An. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 22: 243-258.
- Cantonati, M., Leira, M., Angeli, N. & López Rodríguez, C. (2012). *Naviculadicta langebertalotii* sp. nov. (Bacillariophyta) from streams in Galicia (N-W Spain). *Nova Hedwigia*, 141: 71-80.
- Carballeira, A., Díaz, S., Vázquez, M. D. & López, J. (1998). Inertia and resilience in the responses of aquatic Bryophyte *Fontinalis antipyretica* hedws to thermal stress. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 34: 343-349.
- Carballeira, A., Vázquez, M. D. & López J. (2000). Biomonitoring of sporadic acidification of rivers on the basis of release of preloaded cadmium from the aquatic bryophyte *Fontinalis antipyretica*. *Environmental Pollution*, 110: 1-12.
- Cirujano, S. (1997). *Myriophyllum*. In: Castroviejo, S. (Ed.), *Flora Ibérica – Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Vol VIII Haloragaceae-Euphorbiaceae: 3-6. Real Jardín Botánico, C.S.I.C., Madrid.
- Cirujano, S., García Murillo, P., Meco, A. & Fernández-Zamudio, R. (2007). Los carófitos ibéricos 2. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 64(1): 87-102.
- Cobo, F. (2008). Floracións de Cianobacterias tóxicas en augas continentais. *CERNA*, 54: 24-28.
- Cobo, F & González, M.A. (2003). *Los Platelminetos*. En Cobo (coord.): *Zoología (Proyecto Galicia)*. Editorial Hércules de Ediciones S.A., A Coruña, Tomo XXXVII: 274-290.
- Cobo, F. & Servia, M.J. (2009). *A protección e o estado de conservación dos medios acuáticos continentais de Galicia*. En: *Gestión de las aguas residuales en el ámbito rural*. T.S. Cuesta y J. Syuárez (eds.). USC – Vicerreitoría de Cultura, Lugo. 11-19.
- Cobo, F., Lago, L., Barca, S., Vieira-Lanero, R. & Servia, M. J. (2012). *Cianobacterias y medioambiente. Aspectos ecotoxicológicos de sus floraciones en aguas continentales*. AGAIA (Asociación Galega de Investigadores da Auga) Ed. 131 pp.
- Cobo, F., Sánchez, J., Vieira-Lanero, R., Servia, M.J., Silva, S., Nachón, D., Barca, S., Gómez, P., Morquecho, C., Lago, L., Couto, M.T., Rivas, S. & Cobo, M.C. (2013). *O río animado. Biodiversidade dos ecosistemas acuáticos continentais galegos*. Segunda edición. Migranet Interreg IV B. (Ed.). Santiago de Compostela. 84 pp.
- Cobo, F., Vieira-Lanero, R., Rego, E. & Servia, M.J. (2010). Temporal trends in non-indigenous freshwater species records during the 20th century: a case study in the Iberian Peninsula. *Biodivers. Conserv.*, 19: 3471-3487.
- Cobo, F. Vieira-Lanero, R. & Servia, M.J. (2011). Turistas indeseados. Ritmo de entrada de especies exóticas en los medios acuáticos gallegos en el último siglo. *Cuadernos de biodiversidad*, 34: 8 -11.
- De Hoyos, C., Negro, A.I. & Aldasoro, J.J. (2004). Cyanobacteria distribution and abundance in the Spanish water reservoirs during thermal stratification. *Limnetica* 23(1-2): 119-132.
- De Manuel, J. (1991). Distribution of Branchionidae (Rotifera: Monogononta) in Spanish reservoirs. *Verh. Internat. Verein Limnol.*, 24: 2741-2744.
- Ederra, A. (2010). *Orthodontium*. En: Guerra, J. & Cros, R.M. (coords.) *Flora Briofítica Ibérica*, vol. IV: 283-285.
- Ector, L. (1992). *Control de la calidad biológica de las aguas superficiales en la red de aforos de Galicia-costa mediante diatomeas bénticas*. En: 'Calidad del agua en las estaciones de aforo de los ríos de Galicia. Anos hidrológicos 1989-90, 1990-91. Fundación Empresa Universidad Gallega (FEUGA). 76-157. Xunta de Galicia (ed.). Santiago de Compostela
- Elvira, B. & Almodóvar, A. (2001). Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *J. Fish Biol.* 59:323-331.
- Ferreiro, R. (2005). Declive dos anfibios galegos. En: Os ríos galegos (I): Calidade e biodiversidade. *Cadernos Adegas*, 14: 43-53.
- Gadea, E. (1955). Nematodos dulceacuícolas de Galicia. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada*, XX: 77-114

- Galán, P. (1999). *Conservación de la herpetofauna gallega. Situación actual de los anfibios y reptiles de Galicia*. Universidade da Coruña. Servicio de Publicacións. Monografía Nº 72. A Coruña.
- Galán, P. (2002). *Los Anfibios*. En Cobo (coord.): *Zoología (Proyecto Galicia)*. Editorial Hércules de Ediciones S.A., A Coruña, Tomo XXXVIII: 514-552.
- Garci, M., Trigo, J., Pascual, S., González A.F., Rocha, F. & Guerra, A. (2007). *Xenostrobus securis* (Lamarck, 1819) (Mollusca: Bivalvia): first report of an introduced species in Galician waters. *Aquacult Int.*, 15:19–24.
- Garrido J. & Gayoso, A. (2002). Primera cita de *Lepidurus apus* (Linnaeus, 1758) (Branchiopoda: Notostraca) en Galicia (NO España). *Bol. Asoc. esp. Ent.* 26 (1-2): 197-198.
- Garrido, J. & Munilla, I. (2008). Aquatic Coleoptera and Hemiptera assemblages in three coastal lagoons of the NW Iberian Peninsula: assessment of conservation value and response to environmental factors. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 18: 557–569.
- Gómez-Vigide, F., García-Martínez, X.R., Pino-Pérez, R., González-Domínguez, J., Blanco-Dios, J.B., Camaño-Portela, J.L., Pino-Pérez, J.J., Silva-Pando, F.J. & Vázquez-Míguez, A.C. (2005). Aportaciones a la flora de Galicia, VII. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 14: 57-68.
- González, J., Novoa, F. & Baselga, A. (2005). Coleópteros acuáticos de la Sierra de Xistral, noroeste la Península Ibérica (Coleoptera: Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Dytiscidae e Hydrophilidae). *Nouvelle Revue d'Entomologie*, 22: 107-115.
- González M.A. & Cobo F. (2004). Macroinvertebrados en las aguas continentales ibéricas: algunas consideraciones sobre el estado de conocimiento, la biodiversidad y el problema de las especies invasoras. *Revista de la Asociación para el estudio y mejora de los Salmónidos (AEMS-ríos con vida)*. Vol. 75: 52-55
- González, M.A. & Cobo, F. (2005). Macroinvertebrados dos ríos galegos: Biodiversidade e conservación. En: Os ríos galegos (I): Calidade e biodiversidade. *Cadernos Adegas*, 14: 31-36.
- González, M.A. & Cobo, F. (2006). *Macroinvertebrados de las aguas dulces de Galicia*. Hércules de Ediciones. A Coruña. 174 pp.
- González, M.A. & Martínez-Menéndez, J. (2011). Checklist of the caddisflies of the Iberian Peninsula and Balearic Islands (Trichoptera). *Zoosymposia*, 5: 115-135.
- Graça, M.A.S. & Canhoto, C. (2006). Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica*, 25(1-2): 1-10.
- Guil, N. (2002). Diversity and distribution of tardigrades (Bilateria, Tardigrada) from the Iberian Peninsula, Balearic Islands and Chafarinas Islands. *Graellsia* 58(2): 75-94.
- Jiménez, J.M. & García-Mas, I. (1980-81). Hirudíneos de España: catálogo provisional. *Bolm. Soc. port. Cienc. nat.*, 20: 119-125.
- Lago, L., Barca, S., Vieira-Lanero, R. & Cobo, F. (2015). Características ambientales, composición del fitoplancton y variación temporal de microcistina-LR disuelta en el embalse de As Forcadas. (Galicia, NW España). *Limnetica*, 34 (1): 187-204
- Laínz, M. (1971). Aportaciones al conocimiento de la Flora Gallega, VII. *Anales Inst. Invest. Exp.*, 12: 1-39.
- Lestón, V., Díaz, J., & Cobo, F. (2013). Contribución al conocimiento faunístico de los Simuliidae (Insecta, Diptera) de Galicia (NO España). *Boln. Asoc. esp. Ent.*, 38 (1-2): 157-172.
- Lois, S., Ondina, P., Outeiro, A., Amaro, R. & San Miguel, E. (2014). The north-west of the Iberian Peninsula is crucial for conservation of *Margaritifera margaritifera* (L.) in Europe. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 24: 35–47.
- López-Rodríguez M.C. (2005). Algas doceacuículas nos ríos de Galiza. En: Os ríos galegos (II): Calidade e biodiversidade. *Cadernos Adegas*, 15: 5-13.
- López-Rodríguez, M.C. & Penalta, M. (2004). Aportación al conocimiento de la flora ficológica del Macizo Central Gallego (N.O. España). *Anales de Biología* 26: 79-91.
- López-Rodríguez, M.C. & Penalta, M. (2007). Novedades de la flora ficológica dulceacuícula (Cyanophyta, Heterokontophyta y Chlorophyta) del Macizo Central Gallego (Ourense, España) *Botanica Complutensis*: 31: 31-39.
- López, J. & Carballeira, A. (1993). Metal accumulation and pigment stress of aquatic bryophytes from the river Eume, Galicia (NW Spain). *Limnetica*, 9: 1-19.
- López, J.; Retuerto, R. & Carballeira, A. (1997). D665/D665a index vs. Frequencies as indicators of bryophyte response to physicochemical gradients. *Ecology*, 78 (1): 261-271.
- Martín, L., Martínez-Menéndez, J. & González, M.A (2014). Observaciones sobre los tricópteros (Insecta:Trichoptera) de las montañas orientales de Galicia (Sierras de Ancares, Courel e Invernadeiro). *Boln. Asoc. esp. Ent.*, 38 (1-2): 67-90.
- Martínez-Ansemil, E. & Giani, N. (1980). Premières donnés sur les Oligichètes aquatiques de la Péninsule Ibérique. *Annls. Limnol.*, 16(1): 43-54.
- Martínez-Ansemil, E. (1984). Oligoquetos dulceacuículas de Galicia: catálogo y diversos aspectos ecológicos. *Limnetica*, 1: 311-320.

- Membiela, P., Cobo, F., González, M. A. & Martínez-Ansemil, E. (1990). A investigación limnológica en Galicia con especial referencia ós macroinvertebrados: precedentes, estado actual e perspectivas. *Ingenium*, 2: 81-94.
- Nebra, A., García, L. Alonso, M. & Pardo, I. (2006). Una nueva especie de cladóceros (Ctenopoda, Holopediidae) para la fauna gallega. *Graellsia*, 62(1): 101-102.
- Noguerol, A. (1984). Cianofíceas termófilas de "As Burgas" (Orense). *Anales Biol. Fac. Biol. Univ. Murcia 2 (sección especial 2)*: 127-133.
- Noguerol, A. (1990). Estudio ficológico de la fuente termal de Torneiros (Lobios, Orense, España). *Anales Jard. Bot. Madrid* 47: 297-300.
- Noguerol, A. (1991). Algas de fuentes termales del NW de España: Baños de Molgas y Caldas de Partovia. *Acta Bot. Malac.* 16 (1): 27-30.
- Noguerol, A. (1993). Algas dulceacuícolas de la Sierra de Invernadeiro (Orense, N.O. España). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 4: 5-13.
- Noguerol, A. (1994). Sucesión algal en una charca de agua dulce del NO de España. *Stud. Bot. Univ. Salamanca* 13: 69-73.
- Novoa, F. (2005) *Artrópodos*. En *A natureza ameazada 2004*. Ernesto Viéitez Cortizo y José Miguel Rey Salgado (Eds.). Consello da Cultura Galega, Sección de Patrimonio Natural, Santiago de Compostela. 835 pp.
- Ortiz-Lerín, R. & Cambra, J. (2007). Distribution and taxonomic notes of *Eunotia* Ehrenberg 1837 (Bacillariophyceae) in rivers and streams of Northern Spain. *Limnetica*, 26 (2): 415-434
- Otero C. & Reboreda P. (2002). *Los Entomostráceos*. En Cobo (coord.): *Zoología (Proyecto Galicia)*. Editorial Hércules de Ediciones S.A., A Coruña, Tomo XL: 152-177.
- Outeiro, A., Ondina, P., Fernández, C., Amaro, R. & San Miguel, E. (2007). Population density and age structure of the freshwater pearl mussel, *Margaritifera margaritifera*, in two Iberian rivers. *Freshwater Biol.* 53(3):485 - 496.
- Pascual, S. Villalba, A., Abollo, E., Garci, M., González, A.F., Nombela, M., Posada, D. & Guerra, A. (2010). The mussel *Xenostrobus securis*: a well-established alien invader in the Ria de Vigo (Spain, NE Atlantic). *Biol Invasions*, 12: 2091-2103
- Penalta, M. & Lopez-Rodríguez, M.C. (2007). Diatomeas y calidad del agua de los ríos del Macizo Central Gallego (Ourense, N.O. España) mediante la aplicación de índices diatomológicos. *Limnetica*, 26 (2): 351-358.
- Pérez-Bilbao, A., Benetti, C.J. & Garrido, J. (2010 a). Coleópteros acuáticos (Adephaga: Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Paelobiidae, Dytiscidae) en aguas estancadas protegidas de Galicia (NO España). *Boln. Asoc. esp. Ent.*, 34 (3-4): 267-289.
- Pérez-Bilbao, A., Benetti, C.J. & Garrido, J. (2010 b). Nuevos datos sobre la familia Hydraenidae (Insecta, Coleoptera) en espacios protegidos de la Red Natura 2000 de Galicia (NO España). *Boln. Asoc. esp. Ent.*, 34 (1-2): 15-28.
- Pérez-Bilbao, A., Benetti, C.J. & Garrido, J. (2012). Nuevas aportaciones al conocimiento de los heterópteros acuáticos (Heteroptera: Gerromorpha y Nepomorpha) en humedales de Galicia (NO España). *Boln. Asoc. esp. Ent.*, 36(1-2): 87-107.
- Pérez-Bilbao, A., Benetti C.J. & J. Garrido, 2014. Aquatic Coleoptera assemblages in protected wetlands of North-western Spain. *Journal of Limnology*, 73(1): 81-91.
- Pulgar, I. & Izco, J. (2005). *Egeria densa* Planchon (Hydrocharitaceae) en la provincia de Pontevedra (España). *Acta Bot. Malac.*, 30: 173-175.
- Quintela, P. (2009). *Caracterización de las comunidades de protozoos ciliados (Protozoa: Ciliophora) de las lagunas salobres de Vixán y de San Pedro de Muro*. Editorial Duen de Bux. Ourense (Spain). 590 pp.
- Reinoso-Franco, J. (1985). Contribución al conocimiento de la flora briofítica de Galicia. Briófitos de la fraga de Caaveiro. II. Hepáticas. *Acta Botanica Malacitana* 10: 17-26.
- Reinoso-Franco, J. (1986). Contribución al conocimiento de la flora briofítica de Galicia. Briófitos de la Fraga de Caaveiro (La Coruña). 1. Musgos. *Lazaroa* 9: 237-247.
- Reinoso Franco, J., Rodríguez-Oubiña, J. & Viera-Benítez, M.C. (2002). Lista Roja de los Briófitos de Galicia (N.O. de España). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 12: 83-93.
- Rivas-Rodríguez, S., Servia, M.J., Vieira-Lanero, R & Cobo, F. (2005). Vectores, antigüedad y procedencia de las especies alóctonas de agua dulce naturalizadas en Galicia. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 19: 49-67.
- (2016). Tardígrados del Parque Natural Fragas do Eume (Galicia, NO España) con la primera cita de *Echiniscus bigranulatus* Richters, 1907 (Tardigrada, Heterotardigrada) en la península ibérica. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. Sec. Biol.*, 110, 2016, 61-70.
- Romero, M.I., Amigo, J. & Ramil, P. (2004b). *Isoetes fluitans* sp. nov.: the identity of spanish plants of "*I. longissimum*". *Bot. J. Linn. Soc.*, 146: 231-236.

- Romero, M.I., Amigo, J. & Rodríguez-Gutián, M-A. (2006). El género *Isoetes* L. en Galicia: clave para la identificación de especies según la ornamentación y tamaño de las macrósporas. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 15: 47-52.
- Romero, M.I., Ramil, P., Amigo, J., Rodríguez-Gutián, M.A. & Rubinos, M. (2004a). Notas sobre la flora de los humedales en el noroeste ibérico. *Bot. Complutensis*, 28: 61-66.
- Santamaría, S. & Girbal J. (1997). Contribución al conocimiento de los Trichomycetes (Fungi, Zygomycotina) Ibericos. *Anal. Jard. Bot. Madrid*, 55:219–223.
- Servia, M.J., Vieira-Lanero, R., Cobo, F., González, M.A., Sánchez, J. & Barca, S. (2007). Notas sobre la presencia de *Cordilophora caspia* (Pallas, 1771), *Dugesia tigrina* (Girard, 1850) y *Eloдея canadensis* (Michaux, 1803), en los ríos gallegos. En: GEIB (Ed.), *Libro de resúmenes "EEI 2006" 2º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras*. León. 19-22 de septiembre de 2006: 84.
- SIBIC (2014). Carta Piscícola Española. Publicación electrónica (versión 01/2015). <http://www.cartapiscicola.es/#/home>. Sociedad ibérica de Ictiología. Miranda, R. & Ribeiro F. (Coord.)
- Silva-Pando, F.J. Pino-Pérez, R., Pino-Pérez, J.J. & Camaño-Portela, J.L. (2008). Flora y vegetación protegida de Galicia. *Asociación BIGA para la investigación del Patrimonio Natural de Galicia, Boletín BIGA*, 4: 37-45.
- Temes, M. & Noguero, A. (2001). Seis nuevas referencias de cianofíceas para la Península Ibérica. *Botanica Complutensis*, 25: 155-164.
- Valcárcel, C.P. (2010). *Guía dos microorganismos das águas continentais*. Baía Edicións, A Coruña, 357 pp.
- Valcárcel, C.P. & Carballal, R. (2002). Líquenes pirenocárpicos de los ríos y arroyos de Galicia (España). *Cryptogamie, Micologie*, 23 (2): 245-271.
- Valcárcel, C.P. & López de Silanes, M.E. (2010). Especies acuáticas del género *Verrucaria* s.l. (Ascomycetes liquenizados) en la península Ibérica. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)* 5 19: 5-20.
- Valcárcel, C.P., López de Silanes, M.E. & Paz-Bermúdez, G. (2010). *Verrucaria mundula* P. M. McCarthy (Verrucariaceae, Ascomycota), a new record for the Northern Hemisphere. *Bryologist*, 113: 267-271.
- Valcárcel, C.P., Sánchez-Biezma, M.J. & Carballal, R. (1999). Líquenes de los cursos de agua de la provincia de Lugo (Galicia, España). I: Especies con peritecios. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 9: 21-31
- Valdecasas A.G. (1988). *Lista faunística y bibliográfica de las Hidracnelas (Acari, Hydrachnellae) de la Península Ibérica, Islas Baleares e Islas Canarias*. (Asociación española de Limnología. Madrid. 81 pp.
- Valdecasas A.G. (2001). Water mites new for the Iberian Peninsula (Acari, Hydrachnellae). *Graellsia*, 57 (1): 91-98.
- Valle, L.G. (2013). New and rare Harpellales from Portugal and northwestern Iberian Peninsula: discovering the hidden mycobiota of Galicia-Tras-os-Montes region. *Mycologia*, 105(3): 748–759
- Varela, M. (1982). Adiciones a la flora de diatomeas de agua dulce de Galicia. *Collectanea botanica*, 13(2): 977-985.
- Varela, M., Rodríguez, B. & Costas E. (1992). Inventario de diatomeas de agua doce de Galicia. *Cadernos da Area de Ciencias Biológicas. (Inventarios do Seminario de Estudos Galegos)*, IX: 11-55.
- Velasco, J.L. (2000). Notas sobre la fauna de Rotíferos (Rotifera) de Galicia (España). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 10: 95-99
- Velasco, J.L. (2003). *Los Rotíferos En Cobo (coord.): Zoología (Proyecto Galicia)*. Editorial Hércules de Ediciones S.A. A Coruña, Tomo XXXVII: 314-323.
- Vasconcelos, V. & Cerqueira, M. (2001). Phytoplankton community of river Minho (International section). *Limnetica*, 20 (1): 135- 141.
- Vieira-Lanero, R., Lago, L., Gómez, P., Barca, S., Servia, M.J., Couto, M.T., Nachón, D.J., Morquecho, C., Silva, S., Cobo, M.C., Otero, J.C., Fernández, A., González-Philippon, R. & Cobo, F. (2015). *La biodiversidad en el lago de la mina de Meirama y su entorno*. Gas Natural-Fenosa Ed., 104 pp.

Yaiza Iglesias¹; Natalia Rebolo-Ifrán²; María Vidal¹ & Jesús Domínguez¹

¹ Departamento de Zooloxía, Xenética e Antropoloxía Física, Facultade de Bioloxía- Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela.

² Departamento de Ecología, Genética y Evolución & IEGEBA-CONICET, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
e-mail: jesus.dominguez@usc.es

Abundancia de aves invernantes en ríos de Galicia

Resumen Se describe la abundancia invernal de aves acuáticas y otras especies vinculadas a medios lóticos de Galicia, basándose en un muestreo de 64 tramos de 1 km seleccionados aleatoriamente a partir de un conjunto de 86 ríos. En estos tramos se censaron 1.147 aves pertenecientes a 26 especies, siendo la abundancia relativa media (IKA) por tramo recorrido de $18,1 \pm 10,33$ aves/km y la riqueza media de $2,4 \pm 0,30$ especies/km. Las especies más frecuentes, detectadas en más del 25% de los tramos censados, fueron el Cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*), Lavandera cascadeña (*Motacilla cinerea*), Garza real (*Ardea cinerea*), Ánade azulón (*Anas platyrhynchos*) y Mirlo acuático (*Cinclus cinclus*). En términos de abundancia relativa 6 especies presentaron valores superiores a 1 ave/km. La anchura media del tramo mostró correlación positiva significativa con la riqueza y con la abundancia del conjunto de aves acuáticas, de anátidas, ardeidos y limícolas. Seis especies mostraron relación positiva significativa con la anchura del tramo. Tan sólo en el Mirlo acuático la abundancia mostró correlación negativa con la anchura del río, aunque ésta sólo fue marginalmente significativa.

Palabras-clave Abundancia relativa, aves acuáticas, invierno, ríos.

Abstract The winter abundance of aquatic birds and other species linked to the rivers of Galicia is described, based on a sampling of 64 stretches of 1 km randomly selected from a set of 86 rivers. In these stretches 1,147 birds belonging to 26 species were recorded. The mean relative abundance (IKA) was 18.1 ± 10.33 birds/km and the mean richness of 2.4 ± 0.30 species/km. The most frequent species, detected in more than 25% of the stretches surveyed, were the Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*), Grey Wagtail (*Motacilla cinerea*), Grey Heron (*Ardea cinerea*), Mallard (*Anas platyrhynchos*) and Dipper (*Cinclus cinclus*). In terms of relative abundance, 6 species had values higher than 1 bird/km. The average width of the stretch showed a significant positive correlation with the richness, and with the abundance of waterbirds, waterfowl, herons and waders. Six species showed significant positive relation with the width of the stretch. Only in the Dipper abundance showed a negative correlation with the width of the river, although this was only marginally significant.

Key-words Relative abundance, waterbirds, winter, rivers.

Introducción

Los ríos son parte de un sistema amplio y complejo, que incluye además del canal, la ribera, la llanura de inundación y el acuífero aluvial (Amoros & Petts 1993). Proporcionan una elevada diversidad ambiental y aportan múltiples nichos ecológicos utilizados por distintas especies de aves durante parte o la totalidad de sus ciclos vitales (Buckton & Ormerod 2002; Vaughan et al., 2007). Alrededor de un 23% de todas las especies de aves usan las aguas dulces, incluidos los ríos (Buckton & Ormerod 2002; Vaughan et al.,

2007). Este enorme rango taxonómico incluye desde especies totalmente ligadas al cauce, hasta las que ocupan llanuras aluviales y aquellas que lo utilizan como refugio o zona de descanso (Buckton & Ormerod 2002; Senar & Borrás 2004; Vaughan et al., 2007). A pesar de ello, en periodo invernal tanto a nivel europeo (Buckton & Ormerod 1997; Mason & Macdonald 2000; Mason et al., 2006; Robinson et al., 2006) como ibérico (Peris et al., 1991; Peris et al., 1992; Velasco 1992; Díez & Peris 2001; Seo/Birdlife 2012) la avifauna ligada a ríos ha recibido escasa atención. En el caso de los ríos gallegos, esta atención ha sido también limitada, centrada esencialmente en estudios de

alimentación y distribución de paseriformes en periodo reproductivo (Santamarina 1990a, 1990b, 1993, 2008).

Este trabajo describe la abundancia invernal de aves acuáticas y otras especies vinculadas a medios lóticos de Galicia, basándose en un muestreo aleatorio de tramos de 1 km.

Área de estudio y Métodos

Para el muestreo se seleccionaron inicialmente 86 ríos de la red hidrográfica de Galicia. Utilizando la extensión SplitDistance (Arcview 3.3) cada uno se dividió en tramos de 1 km de longitud. Del conjunto de tramos generados ($n = 3.287$) se seleccionaron al azar 80, ubicados en 38 ríos diferentes. En estos tramos seleccionados se comprobó la ausencia de autocorrelación espacial mediante del Índice de Moran ($I = 0,13$, $n = 80$, $p = 0,43$) y se evitó la autocorrelación temporal determinando al azar el orden en el que fueron prospectados (Henebry & Merchant 2002; Bahn & McGill 2013). En el periodo comprendido entre el 18 de enero y 25 de febrero de 2011 cada tramo seleccionado se recorrió una única vez. La identificación del punto de inicio y final de cada tramo se hizo sobre el terreno con ayuda de un GPS (precisión ± 3 m). Los censos se realizaron

diariamente entre las 9 y 13 h, por dos observadores recorriendo a pie la orilla del río. Se emplearon prismáticos para la detección e identificación de ejemplares en el agua y orillas. Se anotaron todas las aves acuáticas (Wetlands International 2012) presentes en el cauce, en vuelo sobre él o posadas en una franja de 5 m en ambas orillas, así como otras aves tradicionalmente ligadas, en mayor o menor medida, a medios lóticos, caso del Martín pescador (*Alcedo atthis*), Mirlo acuático (*Cinclus cinclus*), Lavandera blanca (*Motacilla alba*) y Lavandera cascadeña (*Motacilla cinerea*). No se tuvieron en cuenta otras especies presentes en el estrato arbóreo o arbustivo asociado a las orillas e islotes de los ríos. En todos los tramos se hizo un recorrido de ida y vuelta; aunque en el de vuelta solo se registraron individuos de especies que no aparecieron en el recorrido de ida.

Debido a la ausencia de sendas practicables, algunos de los tramos previamente seleccionados no pudieron ser recorridos en su totalidad ($n = 16$). De este modo, para el cálculo de las abundancia relativas (aves/km) se emplearon tramos recorridos completamente ($n = 59$) y algunos otros adicionales ($n = 5$). En estos últimos se recorrieron a pie al menos 800 m, completándose con ayuda de prismáticos (Figura 1).



Figura 1.- Localización de los tramos censados en ríos gallegos en enero-febrero de 2011 ($n = 64$). Para cada río se indica el número de tramos muestreados.

Se determinó la anchura media de cada tramo muestreado a partir de 5 medidas (una cada 200 m) tomadas con cartografía digital 1:5.000 y un SIG (ArcGis 10). También se caracterizó la posición relativa del tramo respecto a la longitud total del río, asignando a cada uno un valor comprendido entre 0 (primer tramo superior) y 1 (último tramo inferior). Estas dos variables, anchura y posición relativa del tramo en su río, estuvieron significativamente correlacionadas (Spearman, $r_s = 0,57$, $P < 0,01$, $n = 64$), a pesar de que en muchos ríos dicha relación puede estar mediatizada por la existencia de embalses.

Mediante el coeficiente de correlación de Spearman se analizó el efecto de la anchura del tramo sobre la riqueza y abundancia de determinadas especies o gremios. En este último caso se consideraron los de anátidas, ardeidos, limícolas y paseriformes, incluyendo en el de limícolas todas las especies del suborden Charadrii (Del Hoyo et al., 1996). Mediante la U de Mann-Whitney se comparó la anchura de tramos con presencia o ausencia de especies con frecuencia de aparición $> 5\%$, ajustando el nivel crítico

de significación con la corrección de Bonferroni (Quinn & Keough 2002).

Para el cálculo del índice de Moran se empleó el programa ArcGis 10.

A lo largo del texto todas las medias se acompañan de su correspondiente error típico (e.t.).

Resultados

Se censaron un total de 1.147 aves pertenecientes a 26 especies (Tabla 1). El IKA medio por tramo recorrido fue de $18,1 \pm 10,33$ aves/km (rango 0-659, $n = 64$) y la riqueza media de $2,4 \pm 0,30$ especies/km (rango 0-17). La frecuencia acumulada de riqueza en función del número de tramos censado mostró estabilidad a partir de 24 tramos muestreados (Figura 2). Considerando la longitud de cada río dividida en cuatro secciones, en las dos superiores predominaron riquezas menores de 3 especies/km y en las inferiores valores mayores de 3 especies/km (Figura 3).

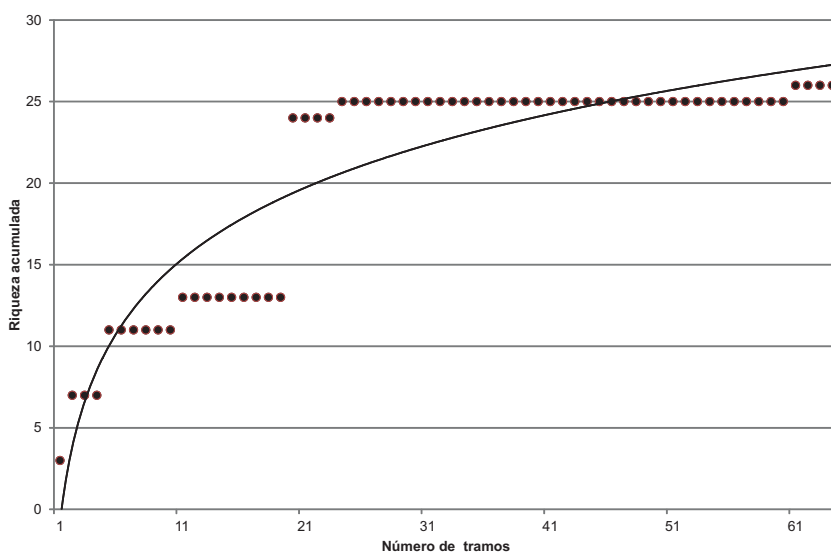


Figura 2.- Curva acumulativa de riqueza por tramo. La curva muestra el ajuste de acuerdo con una función logarítmica.

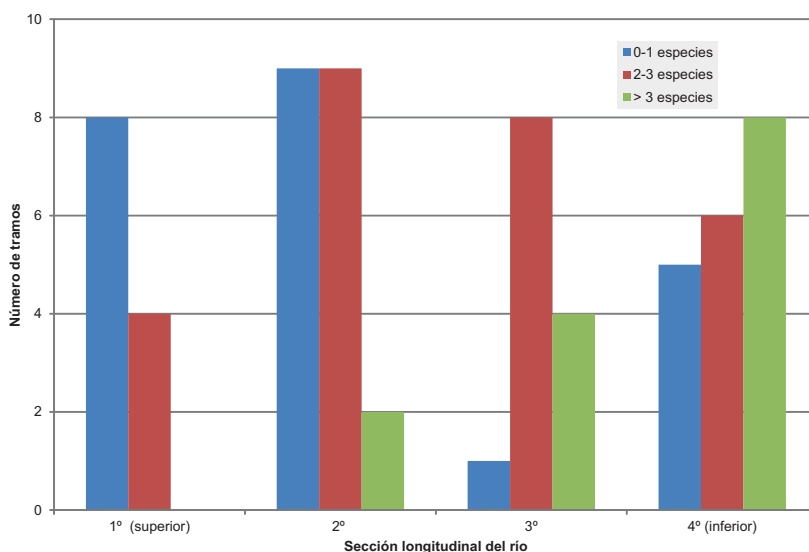


Figura 3.- Distribución de la riqueza de aves acuáticas por tramos de 1 km agrupados en cuatro secciones en las que se dividió longitudinalmente cada río.

Nombre científico	Nombre vulgar	Ab.	F (%)	Máx.	IKA
<i>Anas platyrhynchos</i>	Ánade azulón	210	28,1	122	3,36±1,94
<i>Anas crecca</i>	Cerceta común	260	1,6	260	4,06±4,06
<i>Aix galericulata</i>	Pato mandarín	3	1,6	3	0,05±0,05
<i>Podiceps cristatus</i>	Somormujo lavanco	13	4,7	9	0,20±0,15
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Zampullín común	7	4,7	5	0,11±0,08
<i>Podiceps nigricollis</i>	Zampullín cuellinegro	1	1,6	1	0,02±0,02
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Cormorán grande	103	39,1	14	1,62±0,39
<i>Ardea cinerea</i>	Garza real	28	29,7	6	0,45±0,12
<i>Egretta garzetta</i>	Garceta común	2	3,1	1	0,03±0,02
<i>Gallinula chloropus</i>	Gallineta común	3	3,1	2	0,05±0,03
<i>Rallus aquaticus</i>	Rascón europeo	2	1,6	2	0,03±0,03
<i>Pluvialis squatarola</i>	Chorlito gris	46	1,6	46	0,72±0,72
<i>Vanellus vanellus</i>	Avefría europea	4	1,6	4	0,06±0,06
<i>Charadrius hiaticula</i>	Chorlitejo grande	2	1,6	2	0,03±0,03
<i>Actitis hypoleucos</i>	Andarríos chico	7	7,8	2	0,14±0,06
<i>Calidris alba</i>	Correlimos tridáctilo	11	1,6	11	0,17±0,17
<i>Calidris alpina</i>	Correlimos común	84	1,6	84	1,31±1,31
<i>Tringa nebularia</i>	Archibebe claro	15	1,6	15	0,23±0,23
<i>Numenius arquata</i>	Zarapito real	6	1,6	6	0,09±0,09
<i>Gallinago gallinago</i>	Agachadiza común	2	1,6	2	0,03±0,03
<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	Gaviota reidora	155	14,1	63	2,42±1,20
<i>Larus michahellis/fuscus</i>	Gaviota patiamarilla/sombría	78	9,4	37	1,22±0,68
<i>Alcedo atthis</i>	Martín pescador común	1	1,6	1	0,02±0,02
<i>Motacilla cinerea</i>	Lavandera cascadeña	43	37,5	6	0,70±0,15
<i>Motacilla alba</i>	Lavandera blanca	37	21,9	8	0,58±0,18
<i>Cinclus cinclus</i>	Mirlo acuático europeo	24	26,6	3	0,38±0,09

Tabla 1- Abundancia de aves acuáticas invernantes en ríos de Galicia. Para cada especie se indica la cifra total de ejemplares censados (Ab.), porcentaje de tramos de 1 km donde se detectó (F), número máximo de ejemplares censado en un tramo (Máx.) e Índice Kilométrico de Abundancia (IKA) (aves/km ± e.t.).

Las especies más frecuentes, detectadas en más del 25% de los tramos censados, fueron, por orden decreciente, Cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*), Lavandera cascadeña (*Motacilla cinerea*), Garza real (*Ardea cinerea*), Ánade azulón (*Anas platyrhynchos*) y Mirlo acuático (*Cinclus cinclus*) (Tabla 1). Además, otra especie, la Gaviota reidora (*Chroicocephalus ridibundus*) se encontró en más del 10% de los tramos censados. En términos de abundancia relativa, 6 especies presentaron valores > 1 ejemplar/km: Cerceta común (*Anas crecca*), Ánade azulón, Gaviota reidora, Cormorán grande, Correlimos común (*Calidris alpina*) y Gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) (Tabla 1), si bien todos los efectivos de Cerceta común y Correlimos común se localizaron en un único tramo de influencia estuarina.

En el conjunto de tramos el gremio más numeroso fue el de anátidas (41,2% del total censado), seguido de láridos (20,3%) y limícolas (15,4%) (Figura 4).

La anchura media del tramo mostró correlación positiva significativa con la riqueza ($r_s = 0,54, P < 0,001, n = 64$), al igual que con la abundancia de aves acuáticas ($r_s = 0,74, P < 0,001$), de anátidas ($r_s = 0,49, P < 0,001$), ardeidos ($r_s = 0,27, P < 0,05$) y limícolas ($r_s = 0,37, P < 0,01$). Sin embargo, no hubo correlación significativa con la de paseriformes censados ($r_s = 0,20, P > 0,05$).

Tanto la riqueza ($r_s = 0,45, P < 0,001$) (Figura 5) como la abundancia ($r_s = 0,52, P < 0,001$) (Figura 6) mostraron correlación significativa con la posición relativa del tramo en cada río.

En el grupo de especies con frecuencias de aparición > 5%, 6 mostraron relación positiva significativa con la anchura del tramo (Tabla 2), y en estas mismas, salvo en el Andarríos chico (*Actitis hypoleucos*), la anchura media en tramos con presencia fue significativamente mayor que en tramos con ausencia (Figura 7). Tan sólo en el Mirlo acuático la abundancia mostró correlación negativa con la anchura del río, aunque ésta sólo fue marginalmente significativa ($P = 0,07$).

Discusión

La riqueza de aves acuáticas registrada ($n = 22$) representó aproximadamente un 30% de la riqueza media invernal en el conjunto de humedales de la confederación hidrográfica Norte (González & Pérez-Aranda 2011). Este resultado refleja la preferencia de muchas aves acuáticas por humedales estuarinos (González & Pérez-Aranda 2011) y su escasa o incluso nula presencia en medios estrictamente lóticos, como ocurre con muchas anátidas y laro-limícolas. La influencia de la anchura del río en la riqueza de especies se constató en otras zonas europeas (Mason & Macdonald 2000; Mason et al., 2006). Esta influencia parece explicable

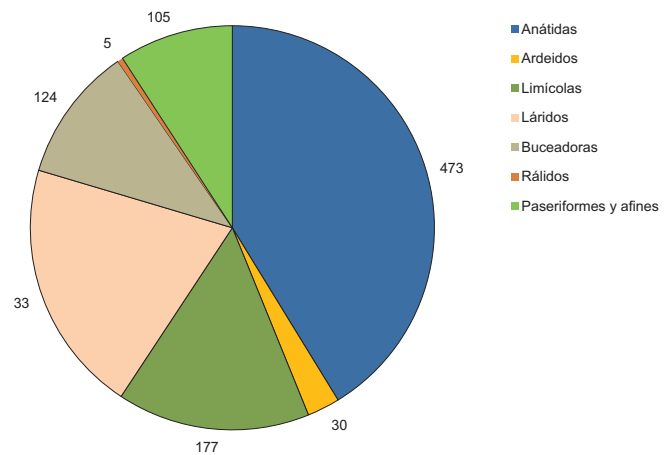


Figura 4.- Distribución porcentual de los efectivos censados en función de gremios. Se indica para cada uno el total de ejemplares. Buceadores incluye: Somormujo lavanco, Zampullín común, Zampullín cuellinegro y Cormorán grande. En el grupo de Paseriformes se incluye también el Martín pescador.

Especie	r_s
<i>Anas platyrhynchos</i>	0,49**
<i>Phalacrocorax carbo</i>	0,65**
<i>Ardea cinerea</i>	0,22
<i>Actitis hypoleucos</i>	0,32*
<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	0,43**
<i>Larus michahellis</i>	0,44**
<i>Motacilla cinerea</i>	0,03
<i>Motacilla alba</i>	0,41**
<i>Cinclus cinclus</i>	-0,23

Tabla 2.- Correlaciones no paramétricas (Spearman) entre la abundancia por tramo y su anchura para especies con frecuencias de aparición > 5%.

en el hecho de que zonas más anchas y de desembocadura conforman ambientes más complejos, capaces de permitir la presencia de un mayor número de especies (Mason et al., 2006). Además, la estabilidad en la riqueza acumulada alcanzada con el recorrido de 24 tramos, ofrece una pauta para el diseño de monitoreo invernal de la avifauna acuática de medios lóticos, similar a los realizados en otros países europeos (Robinson et al., 2006).

La anchura del río mostró una influencia positiva sobre la abundancia total y sobre las abundancias de 6 de las especies más frecuentes. Esta relación de la abundancia con la anchura del río fue descrita en otros estudios realizados en ríos europeos (Roché 1989; Roché & Frochot 1993;

Mason et al., 2006; Robinson et al., 2006). En el caso del Andarríos chico, la correlación positiva de la abundancia con la anchura del tramo no se reflejó en una diferencia significativa en la anchura de tramos con o sin presencia de esta limícola, fenómeno también observado en ríos del centro de España (Díez & Peris 2001). En la relación de la anchura con la probabilidad de ocurrencia y abundancia de aves acuáticas invernantes en medios lóticos (Musil et al., 1995; Callaghan et al., 1998; Van Eerden et al., 2012) podrían influir tanto factores tróficos como de comportamiento antidepredador. Por una parte, se ha

evidenciado que la abundancia, y tal vez la presencia, están condicionadas en especies ictiófagas principalmente por la abundancia de peces (Lekuona 2000; Santoul et al., 2004). También se ha descrito una relación entre la anchura y la profundidad del río (Farias 2000), que puede, a su vez, mostrar en parte la composición de peces (Bain & Booke 1988; Reyjol et al., 2001). Además, los tramos de río más anchos aumentan la visibilidad, lo que facilitaría la vigilancia a las aves acuáticas presentes en el cauce y minimizaría el efecto negativo de actividades antrópicas realizadas en las orillas (Santoul et al., 2004).

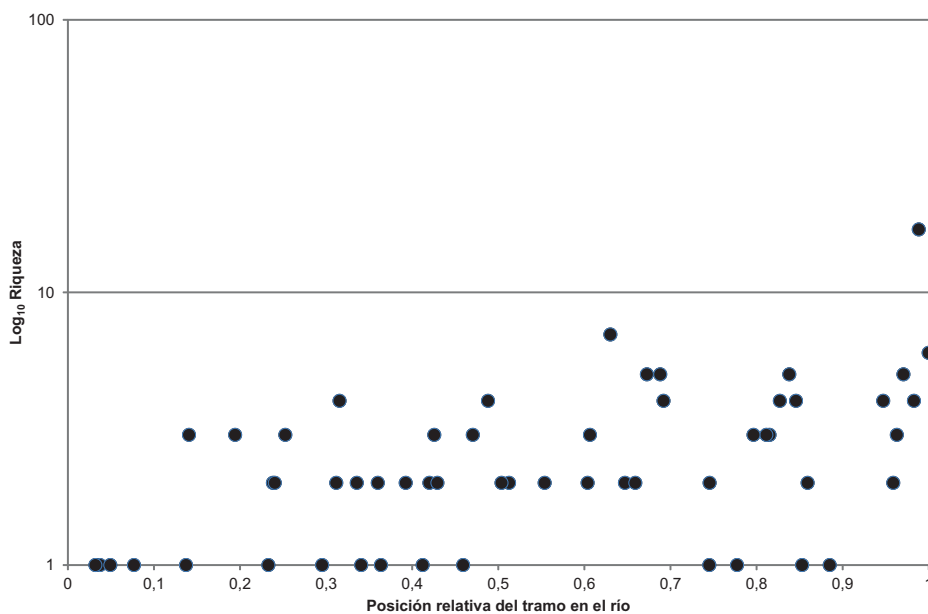


Figura 5.- Relación entre la riqueza por tramo (representada a escala logarítmica) y la posición relativa del mismo en la longitud de cada río.

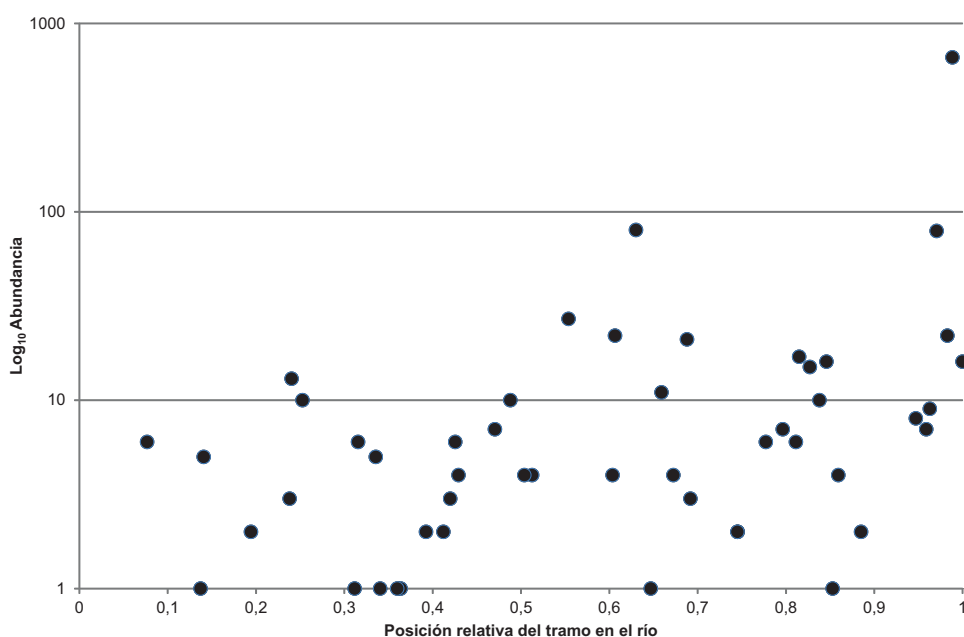


Figura 6.- Relación entre la abundancia por tramo (representada a escala logarítmica) y la posición relativa del mismo en la longitud de cada río.

El Mirlo acuático fue la única especie que mostró relación negativa evidente entre anchura del río y abundancia, aunque ésta sólo fue marginalmente significativa. Este passeriforme se caracteriza por preferir tramos con pendiente fuerte, situados en la sección alta del río y, por tanto, de menor anchura, aunque otros factores abióticos y bióticos condicionan su presencia y abundancia (Peris et al., 1991; Echegaray 2005; Moreno-Rueda 2011). En la cuenca del río Ulla la anchura media de tramos con presencia primaveral (24,1 m) fue prácticamente similar a la de otros en los que el Mirlo acuático estaba ausente, respondiendo de forma significativa su presencia a las características de la comunidad de especies-presa (Santamarina 1990a). En ríos

del País Vasco seleccionó preferentemente tramos con anchuras comprendidas entre 2-15 m (Echegaray 2005). La abundancia relativa registrada en nuestro estudio fue ligeramente inferior a la encontrada en invierno en ríos salmantinos, donde se documentaron valores comprendidos entre 0,5-2,6 aves/km (Peris et al., 1991).

Al igual que en otros ríos peninsulares y extraibéricos, la Lavandera cascadeña no mostró una preferencia tan marcada por tramos de fuerte pendiente (Santamarina 1990a; Peris et al., 1992; Echegaray 2005; Palomino 2012), aunque la abundancia relativa registrada fue inferior a la documentada en Galicia y otras regiones ibéricas (Peris et al., 1992).

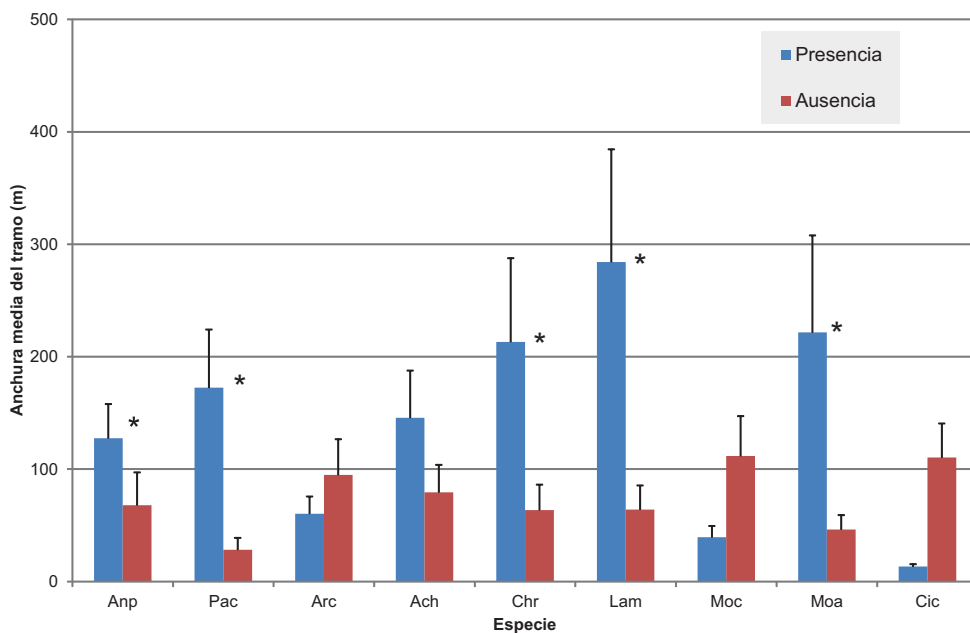


Figura 7.- Anchura media \pm e.t. de tramos de río en función de presencia/ausencia para especies con $F > 5\%$. *, indica diferencia significativa tras la corrección de Bonferroni ($P < 0,0055$). Abreviaturas especies: Anp, *Anas platyrhynchos*; Phc, *Phalacrocorax carbo*; Arc, *Ardea cinerea*; Ach, *Actitis hypoleucos*; Chr, *Chroicocephalus ridibundus*; Lam, *Larus michahellis*; Moc, *Motacilla cinerea*; Moa, *Motacilla alba*; Cin, *Cinclus cinclus*.

Bibliografía

- Amoros, C. & Petts, G. E. (1993). Hydrosystèmes fluviaux. Masson. Paris.
- Bahn, V. & McGill, B. J. (2013). Testing the predictive performance of distribution models. *Oikos*. 122, 3: 321-331.
- Bain, M. B. & Booke, H. E. (1988). Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology*. 69, 2: 382-392.
- Buckton, S. T. & Ormerod, S. J. (1997). Use of a new standardized habitat survey for assessing the habitat preferences and distribution of upland river birds. *Bird Study*. 44: 327-337.
- Buckton, S. T. & Ormerod, S. J. (2002). Global patterns of diversity among the specialist birds of riverine landscapes. *Freshwater Biology*. 47: 695-709.
- Callaghan, D. A., Kirby, J. S., Bell, M. C. & Spray, C. J. (1998). Cormorant *Phalacrocorax carbo* occupancy and impact at stillwater game fisheries in England and Wales. *Bird Study*. 45: 1-17.
- Del Hoyo, J., Elliot, A. & Sargatal, J. (Eds.) 1996. Handbook of the Birds of the World. Vol. 3. Hoatzin to Auks. Lynx Edicions. Barcelona.
- Díez, F. & Peris, S. J. (2001). Habitat selection by the Common Sandpiper (*Actitis hypoleucos*) in west-central Spain. *Ornis Fennica*. 78: 127-134.

- Echegaray, J. (2005). Distribución y hábitat de la Lavandera cascadeña *Motacilla cinerea*, el Mirlo acuático *Cinclus cinclus* y el Martín pescador común *Alcedo atthis* en el río Bayas (Álava, País Vasco). En, J. M. F. (coord.) (Ed.): Actas del encuentro de Ornitología en Álava, pp. 107-114. Instituto Alavés de la Naturaleza. Vitoria.
- Farias, H. D. (2000). Formulación racional de la relación ancho-profundidad para cauces aluviales estables. XVIII Congreso Nacional del Agua. Santiago del estero, Argentina.
- González, R. & Pérez-Aranda, D. (2011). Las aves acuáticas en España, 1980-2009. SEO/BirdLife. Madrid.
- Henebry, G. M. & Merchant, J. W. (2002). Geospatial Data in Time: Limits and Prospects for Predicting Species Occurrences. En, J. M. Scott, P. J. Heglund, M. L. Morrison, J. B. Haufler, M. G. Raphael, W. A. Wall & F.B.Samson (Eds.): Predicting Species Occurrences, pp. 291-302. Island Press. Washington.
- Lekuona, J. M. (2000). Factores que afectan a la distribución invernal de los dormideros de Cormorán Grande (*Phalacrocorax carbo sinensis*) en los ríos del norte de España. Ecología. 14: 275-283.
- Mason, C. F., Hofmann, T. A. & Macdonald, S. M. (2006). The winter bird community of river corridors in eastern England in relation to habitat variables. Ornis Fennica. 83, 2: 73-85.
- Mason, C. F. & Macdonald, S. M. (2000). Numbers of wintering waterbirds on rivers in eastern England. Wildfowl. 51: 215-219.
- Moreno-Rueda, G. (2011). Mirlo acuático - *Cinclus cinclus* (Linnaeus, 1758). En, A. Salvador & L. M. Bautista (Eds.): Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles, pp. 1-15. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- Musil, P., Janda, J. & De Nie, H. (1995). Changes in abundance and selection of foraging habitat in Cormorants *Phalacrocorax carbo* in south Bohemia (Czech Republic). Ardea. 83, 1: 247-253.
- Palomino, D. (2012). Lavandera cascadeña – *Motacilla cinerea*. En, A. Salvador & M. B. Morales (Eds.): Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles, Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- Peris, S. J., Carnero, I., Velasco, J. C., González, N. & Masa, I. (1992). Some factors influencing the abundance of Grey Wagtails (*Motacilla cinerea*) in Central Spain. Folia Zoologica. 41, 1: 55-82.
- Peris, S. J., González-Sánchez, N., Carnero, J. I., Velasco, J. C. & Masa, A. I. (1991). Algunos factores que inciden en la densidad y población del Mirlo acuático (*Cinclus cinclus*) en el centro-occidente de la península Ibérica. Ardeola. 38, 1: 11-20.
- Quinn, G. P. & Keough, M. J. (2002). Experimental Design and Data Analysis for Biologists. Cambridge University Press. Cambridge.
- Reyjol, Y., Lim, P., Belaud, A. & Lek, S. (2001). Modelling of microhabitat used by fish in natural and regulated flows in the river Garonne (France). Ecological Modelling. 146: 131-142.
- Robinson, J. A., Kershaw, M., Worden, J. & Cranswick, P. (2006). Britain's first Winter River Bird Survey: a new approach to surveying waterbirds on linear waterways. En, G. C. Boere, C. A. Galbraith & D. A. Stroud (Eds.): Waterbirds around the world, pp. 476-477. The Stationery Office. Edinburgh.
- Roché, J. (1989). Un gradient écologique: la succession des oiseaux nicheurs le long des cours d'eau. Acta oecologica, Oecologia generalis. 10: 37-50.
- Roché, J. & Frochot, B. (1993). Ornithological contribution to river zonation. Acta Oecologica. 14: 415-434.
- Santamarina, J. (1990a). Distribución de algunas especies de vertebrados terrestres en la cuenca del río Ulla (Galicia) en relación con la calidad de las aguas. Ecología. 9: 353-365.
- Santamarina, J. (1990b). La alimentación de la Lavandera Cascadeña (*Motacilla cinerea*) en la Cuenca del Río Ulla (Galicia, NW España). Ardeola. 37: 97-101.
- Santamarina, J. (1993). Feeding ecology of a vertebrate assemblage inhabiting a stream of NW Spain (Riobo; Ulla basin). Hydrobiologia. 252, 2: 175-191.
- Santamarina, J. (2008). Alimentación del Mirlo Acuático (*Cinclus cinclus*) en ríos de Galicia. Miscellanea Zoologica. 14: 207-215.
- Santoul, F., Segura, G. & Mastrorillo, S. (2004). Environmental determinants of Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) distribution in small man-made waterbodies – a case study of gravel pits in southwest France. Hydrobiologia. 528: 179-186.
- Senar, J. C. & Borrás, A. (2004). Sobrevivir al invierno: estrategias de las aves invernantes en la Península Ibérica. Ardeola. 51: 133-168.
- Seo/Birdlife (2012). Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Van Eerden, M. R., Van Rijn, S., Volponi, S., Paquet, J.-Y. & Carss, D. (2012). Cormorants and the European Environment. Exploring Cormorant ecology on a continental scale. NERC Centre for Ecology & Hydrology.
- Vaughan, I. P., Noble, D. G. & Ormerod, S. J. (2007). Combining surveys of river habitats and river birds to appraise riverine hydromorphology. Freshwater Biology. 52: 2270-2284.

Velasco, T. (1992). Waders along inland rivers in Spain. WSG Bulletin. 64: 41-44.

Wetlands International (2012). Waterbird Population Estimates-Fifth Edition. Wetlands International. Wageningen.

Importancia dos bosques na conservación dos humidais

Resumo O termo humidal fai referencia a calquera área terrestre que está temporal ou permanentemente cuberta por auga, e inclúe algúns ecosistemas costeiros, coma as marismas e os manglares. Moitos humidais están en íntima relación con bosques, e algúns son parte substancial dos sistemas forestais, coma os regatos. As árbores afectan ao funcionamento dos humidais de forma directa pola toma de nutrientes da auga, e polas adicións de follas e outros materiais, que son a base da ecoloxía trófica de moitos sistemas lóticos. Ademais as árbores teñen un efecto indirecto no funcionamento dos humidais pola interceptación da radiación solar, e polo consumo de auga mediante a evapotranspiración. Bosques e humidais forman un sistema integrado, e polo tanto non se poden xestionar coma unidades independentes. Os regatos forestais son sistemas onde esta integración se pon claramente de manifesto, ata o punto de que moitos dos compoñentes da súa fauna son habitantes exclusivos dos bosques, coma moitas familias de libeliñas, grupo empregado como exemplo neste contexto. Para algúns organismos a presenza de árbores é indispensable. Para outros, as árbores representan un problema de supervivencia. O importante é entender que as árbores son moito mais ca madeira.

Palabras clave Ecosistemas forestais, regatos, interaccións, Odonata

Abstract The term wetland refers to any land area that is temporarily or permanently covered by water, and includes some coastal ecosystems, such as salt marshes and mangroves. Many wetlands are closely related to forests, and some are a substantial part of forest ecosystems, such as streams. Trees affect the functioning of wetlands directly by taking nutrients from the water, and by adding leaves and other materials, which are the basis of the trophic ecology of many lotic systems. In addition, trees have an indirect effect on the functioning of wetlands by the interception of solar radiation, and by their water consumption by evapotranspiration. Forests and wetlands form an integrated system, and therefore cannot be managed as independent units. Forest streams are systems where this integration is evident, to the point that many of the components of their wildlife are unique to forests, like many families damselflies, a group used as an example in this context. For some organisms, the presence of trees is essential. For others, trees are a survival problem. The important thing is to understand that trees are much more than wood.

Key words Forest ecosystems, streams, interactions, Odonata

Dedicado a Norman W. Moore (1923-2015), polas súas contribucións para a conservación da biodiversidade, no ano do seu pasamento. RIP.

Introdución

No ano 2002 foi publicado un libro cun título sorprendente: "Oaks, dragonflies and people" (literalmente: Carballos, libélulas e xente) (Moore, 2002). O seu autor, Norman W. Moore, traballou durante décadas na conservación da biodiversidade no Reino Unido, usando os odonatos como exemplo, e foi un pioneiro en alertar dos problemas causados polos biocidas organo-clorados, coma o DDT. O libro narra os esforzos de Moore por reinstalar un bosque nunha zona do Reino Unido que perdeu os seus bosques hai moitos centos de anos, e a creación dunha pequena lagoa

para as especies ligadas aos humidais. De feito, o subtítulo do libro é explicativo: "Creando unha pequena reserva natural e relacionando a súa historia con amplos problemas de conservación". A mensaxe principal é que a restauración ecolóxica, ou sexa, a recuperación de ecosistemas perdidos, coa ensamblaxe das súas especies para produciren un sistema funcional e estruturalmente semellante ao natural, require moito tempo, aínda que algúns sistemas pódense recuperar rapidamente.

A experiencia indica que non se debe chegar ao extremo da destrución dos ecosistemas, porque a súa recuperación é difícil, custosa e lenta, e os esforzos actuais na conservación

van nesa liña: mitigar os efectos da actividade transformadora do medio natural, compatibilizando o desenvolvemento coa conservación, unha tarefa que semella titánica, e, posiblemente, inalcanzable. Os medios acuáticos continentais son precisamente un dos tipos de ecosistemas máis ameazados, pola sobre-explotación dos aquíferos, a contaminación e a destrución dos bosques asociados (Revenga *et al.*, 2005). É importante subliñar que estes ecosistemas sustentan o 6% da diversidade do planeta, aínda que só ocupan o 0.8% da superficie (Dudgeon *et al.*, 2006), o que da unha idea da súa relevancia.

Mais a conservación dos humidais non se pode facer de forma illada, xa que actividades realizadas a decenas ou incluso centenas de quilómetros poden ter un efecto drástico, como ilustra a rotura da presa da mina de Aznalcóllar, que afectou ao Parque Nacional de Doñana, a pesares de que a mina está situada a máis de 60 km en liña recta do Parque. Unha aproximación integradora da xestión dos humidais debe polo tanto ter presente aos ecosistemas que están en contacto con eles, e os bosques son precisamente os máis importantes dende este punto de vista. O obxectivo deste ensaio é facer unha revisión das múltiples conexións bosques-humidais, e resaltar aqueles aspectos de maior transcendencia na xestión para a súa conservación.

Tipos de humidais

O termo humidal fai referencia a calquera área terrestre que está temporal ou permanentemente cuberta por auga. O convenio de Ramsar, enfocado precisamente á conservación dos humidais, no seu artigo 1 define os humidais como as zonas de pantanais, xunqueiras, turbeiras ou superficies cubertas de augas naturais ou artificiais, permanentes ou temporais, con auga estancada corrente, ben sexa doce, salobre ou salgada, incluídas as extensións de auga mariña con profundidade con marea baixa que non exceda de 6 m. Este convenio utiliza as aves acuáticas como obxectivo prioritario da xestión, e por iso é comprensible que as zonas de marismas e fondos de ría se consideren na definición. Habitualmente, no uso máis estendido do termo, os humidais circunscríbense a augas doces e salobres. Sen embargo, se usamos unha perspectiva global, debemos considerar tamén humidais aos bosques costeiros (manglares), ausentes nas nosas latitudes, mais moi importantes en zonas tropicais (Figura 1D).

Podemos caracterizar os humidais en función de tres tipos de variables básicas. Pola súa transcendencia no funcionamento destes sistemas, o grado de permanencia das augas é posiblemente o gradiente máis importante. Algúns humidais son permanentes, como os lagos (Figura 1A; aínda que obviamente a superficie cuberta polas augas oscile estacionalmente) e outros son temporais, durando

dende uns días ata uns meses (Figura 1C), ou incluso permanecendo secos moitos anos ata que se dan as condicións apropiadas de precipitación. En segundo lugar, a presenza ou non de correntes unidireccionais, divide aos humidais en medios de tipo léntico, e medios de tipo lótico. Os lagos, lagoas, charcas e marismas pertencen ao primeiro tipo (Figura 1A-D). Os ríos, regatos e torrentes, son exemplos do segundo tipo (Figura 1D-E). Finalmente, a concentración de sales é o terceiro gradiente de variación que permite unha clasificación dos humidais. Na fala coloquial usamos o termo “augas doces” para referirnos a tódalas augas epicontinentais, sen reparar a miúdo que moitas destas augas son efectivamente salgadas, as veces incluso máis salgadas que o propio océano (Margalef, 1983), pero con proporcións de ións diferentes: no mar o cloruro sódico é o sal máis importante, mais nas augas epicontinentais éo habitualmente o carbonato cálcico.

Na Galicia, os tipos de humidais máis comúns son lóticos con baixo contido de sal e permanentes, os típicos “mil ríos” que cobren a nosa xeografía. Non temos ningún lago, que é un ecosistema extremadamente raro na península Ibérica (só existen os lagos de Sanabria (Figura 1A) e Banyoles), e temos poucas lagoas, agás na costa, onde a forza do Atlántico pecha a saída aos regatos, formando ecosistemas de grande importancia paisaxística, mais tamén ecolóxica e económica (Figura 1B). Certamente houbo moitas mais lagoas nun pasado recente, como o testemuña a toponimia, mais desapareceron de forma natural ou antrópica (caso da Lagoa de Antela).

No último século a interrupción dos cursos dos ríos mediante unha sucesión interminable de barreiras, deu lugar á formación de moitos encoros (Figura 1G), ecosistemas difíciles de clasificar ecoloxicamente, e que en certa medida poden ser os nosos “lagos”. A maioría dos encoros teñen aproveitamento hidroeléctrico, e polo tanto “caprichoso”, facendo moi difícil para os organismos o adaptarse aos seus ritmos. A beleza de moitos ríos desapareceu (para sempre?) sucumbindo ao imperio do enriquecemento duns poucos, que se reparten os beneficios, mentres os custes da destrución dos ríos son repartidos entre toda a sociedade. Para entender que é o que perdemos compre ver as poucas ilustracións que nos quedan dos ríos “naturais”, coma a fotografía do Sil no libro de viaxes pola Galicia dos inicios do século XX, onde se nos compara coa “Suiza da España” (Meakin, 1909).

O concepto de cascada trófica e a integración bosque-humidal

A idea de que os organismos están relacionados mediante as interaccións ecolóxicas é moi antiga. O propio Darwin, no libro sobre a orixe das especies fala das interaccións entre abellóns, o trébol, os ratos de campo, e os gatos, indicando

que como os abellóns son o único polinizador efectivo do trébol vermello, a abundancia de ratos de campo, que atacan e destrúen os niños de abellón na procura do mel, incide negativamente sobre a abundancia do trébol. Pola súa banda, preto dos pobos, a abundancia de gatos, que diminúen a densidade dos ratos, afecta positivamente aos abellóns, e polo tanto tamén ao trébol (Darwin, 1859). Estes efectos indirectos dun nivel trófico sobre outros, que se

transmiten nas cadeas tróficas, é o que se coñece actualmente como cascada trófica (Pace *et al.*, 1999). Aldo Leopold, enxeñeiro forestal norteamericano, pon un vivo exemplo de cascada trófica relatando os efectos devastadores que a desaparición dos lobos ten sobre a vexetación, debido ao aumento das poboacións de ungulados, agora sen control:



Figura 1.- Os humidais son ambientes cubertos por auga polo menos durante parte do ano, e agrupan a ecosistemas moi diversos. A) Lago de Sanabria, un dos dous lagos naturais da península Ibérica; B) Lagoa de Louro en Muros, exemplo típico de humidal costeiro, con clara influencia mariña; C) Unha “vereda”, zona encharcada típica da sabana tropical de América, na Chapada dos Guimarães, Brasil; D) Detalle dun manglar da illa de Naigani, en Fiji, humidal costeiro de auga mariña, un ecosistema moi relevante nos trópicos; E) Un río de grandes dimensións, o Napo, na Amazonía do Ecuador, mostrando o bosque ripícola; F) O encoro de Albarellos en Avión, Ourense, exemplo de sistema antrópico. Fotografías do autor.

“[...] I have lived to see state after state extirpate its wolves. I have watched the face of many new wolfless mountains, and seen the south-facing slopes wrinkle with a maze of new deer trails. I have seen every edible bush and seedling browsed, first to anemic desuetude, and then to death. I have seen every edible tree defoliated to the height of a saddle horn.” Leopold (1949)

Tendo en conta esta idea, ¿é posible que os bosques e os humidais estean relacionados intimamente, de tal xeito que a modificación dos bosques afecte aos humidais? É obvio que os bosques ripícolas (Figuras 1E e 2A), e aqueles temporalmente inundados, coma os bosques de moitas zonas da Amazonía (Figura 2B), forman parte da mesma unidade que o humidal, mais non é tan obvio para bosques que non están en contacto directo coas augas.

Neste contexto é útil introduciren o concepto integrativo en ecoloxía (Ford & Ishii, 2001), que se basea na síntese de moitos traballos científicos para o desenvolvemento dunha hipótese sobre o funcionamento dunha parte do ecosistema. Ford (2000) propón que os conceptos científicos forman parte dunha xerarquía. Os conceptos naturais, serían aqueles que describen elementos do ecosistema, coma unha árbore, un penedo, unha especie de insecto. A función de moitos destes elementos require dunha descrición das súas propiedades, entrando entón no eido dos conceptos funcionais, como a depredación dos lobos sobre os cervos, ou a fotosíntese. Finalmente a definición de conceptos de terceiro nivel, que inclúe tanto conceptos naturais coma funcionais, e as relacións entre eles, require o desenvolvemento de novos conceptos integrativos, que son moito máis difíciles de caracterizar, e que usualmente xurden da síntese de ideas a partires de moitas investigacións. O propio concepto de ecosistema (Tansley, 1935), con tódalas súas facetas (O’Neill, 2001), é

un claro exemplo de concepto integrativo. O bosque tamén o é (Cordero Rivera, 2012).

No caso que nos ocupa, a miña proposta é que precisamos pensar tamén no complexo bosque-humidal coma un concepto integrativo. Consideremos o caso dun sistema bosque ripícola-río (Figura 3). As árbores e outros elementos do sistema son os conceptos naturais. As súas follas son a fonte principal de funcionamento do río, aportando os materiais e a enerxía que precisan os organismos detritívoros, como as larvas de efemerópteros, que son un exemplo de concepto funcional (detritivoría). Estes macroinvertebrados son a base da alimentación dos organismos depredadores, ilustrados aquí pola especie de libeliña *Mnesarete drepane*, que vive nos regatos da Amazonía do Parque Nacional Yasuní en Ecuador. A relación entre estes elementos forma o sistema bosque-humidal, un concepto integrativo. Existen múltiples relacións funcionais a diferentes escalas, algunhas delas representadas na figura 3, que ilustran a interdependencia dos elementos, unha das características do concepto de ecosistema (Kimmins, 1997). Así, as árbores afectan directamente aos detritívoros mediante o aporte de follas, mais afectan tamén de forma indirecta aos depredadores destes, porque son as árbores as que controlan a cantidade e calidade dos nutrientes presentes nas follas. Se cambia a composición do bosque, cambia o tipo de follas, e isto pode dar lugar a cambios na diversidade de todo o sistema (isto é, cascada trófica). Do mesmo xeito os depredadores cambian a densidade dos detritívoros, os cuais afectan ao proceso ecosistémico de mineralización (concepto funcional), que pon dispoñibles os nutrientes de novo para as árbores. De forma tamén indirecta, os depredadores poden cambiar a densidade dos polinizadores (ao depredaren sobre eles), o que se pode trasladar como un efecto negativo sobre as plantas dependentes de insectos para a polinización, algo que se ten demostrado experimentalmente (Knight *et al.*, 2005).



Figura 2.- Os bosques ripícolas e os inundables estacionalmente son casos claros de complexo bosque-humidal, onde a separación do ecosistema forestal do humidal non é posible. A) Bosque ripícola do río Lérez en Pontevedra; B) Bosque inundable da Amazonía de Perú, en San Martín de Tipishca. Fotografías do autor.

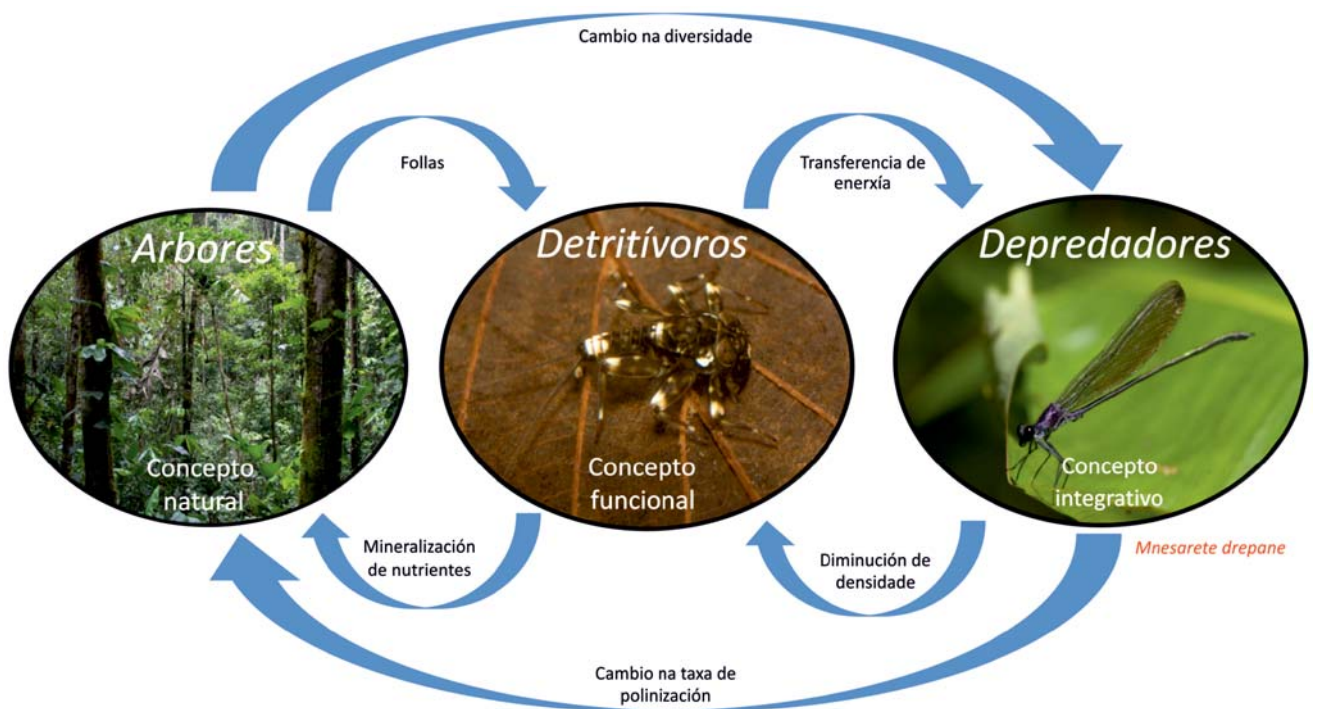


Figura 3.- O complexo bosque-humidal como un concepto integrativo. A figura mostra algunhas das múltiples vías de conexión entre os elementos do sistema (conceptos naturais) mediante relacións funcionais (conceptos funcionais), así como mecanismos de interacción e control. Fotografías do autor.

A figura 4 resume o ciclo de elementos nun ecosistema forestal, que é a base das interaccións que determinan a integración bosque-humidal. Os nutrientes entran no sistema ou ben pola deposición de polvo atmosférico (nas áreas industrializadas pode producirse unha importante adición de Nitróxeno pola contaminación do ar), ou pola fixación do nitróxeno atmosférico polas leguminosas e outras árbores (incluíndo os ameneiros, *Alnus glutinosa*). Temos tamén un aporte subterráneo que depende da descomposición e mineralización dos restos orgánicos no solo, e da descomposición das rochas (desgaste dos minerais), que pasan nutrientes á solución de auga do solo (Figura 4). As perdas de nutrientes do sistema se efectúan por perda de gases (desnitrificación) e por arrastre coas augas cara horizontes profundos do solo ou fora do sistema (lixiviación).

Se pensamos na interacción bosques-humidais, dous dos factores ilustrados na figura 5 son os máis relevantes. As árbores afectan directamente ao funcionamento dos humidais polo aporte de follas, e por actuaren como filtro das augas subterráneas, pola toma e asimilación de nutrientes (Lowrance, 1998). Mais teñen outro efecto importante indirecto: a sombra (Figura 6). A presenza de árbores modifica completamente o balance enerxético dos humidais: cambian a temperatura da auga, a luminosidade, e con elas as especies de plantas e animais que poden vivir no humidal. Este efecto tense detectado por exemplo nos lagos de Escandinavia. Un estudio de 34 lagos demostrou

que aqueles que están en zonas onde as árbores son taladas perden parte das súas especies de odonatos (libélulas), cun retardo duns cinco anos (Sahlén, 1999). As especies que desaparecen non son unha mostra aleatoria, se non que afecta ás especies con ciclo partivoltino (aquelas que precisan de máis de un ano para o seu desenvolvemento). Isto suxire que o efecto principal é debido á temperatura.

Regatos e bosques

Os odonatos son animais cun ciclo de vida complexo, que inclúe o desenvolvemento larvario nos humidais, e unha vida adulta no medio aéreo. Son polo tanto insectos de grande interese como indicadores da calidade ambiental dos dous ecosistemas, o acuático e o terrestre (Smith, Samways, & Taylor, 2007). Por esta razón serán o noso taxon modelo nesta discusión. Pois ben, a diferenza principal na composición das comunidades de odonatos de regatos tropicais ten que ver cos bosques. Algunhas familias son exclusivamente habitantes dos bosques, sendo incapaces de manterse en áreas agrícolas ou que perderon os seus bosques. Nas selvas amazónicas moitos Megapodagrionidae, Heteragrionidae, e todos os Perilestidae, Polythoridae e Pseudostigmatidae, son especies estritamente forestais, e algúns só de bosques primarios (Fincke, 2007). Algúns exemplos destas especies se presentan na Figura 7.

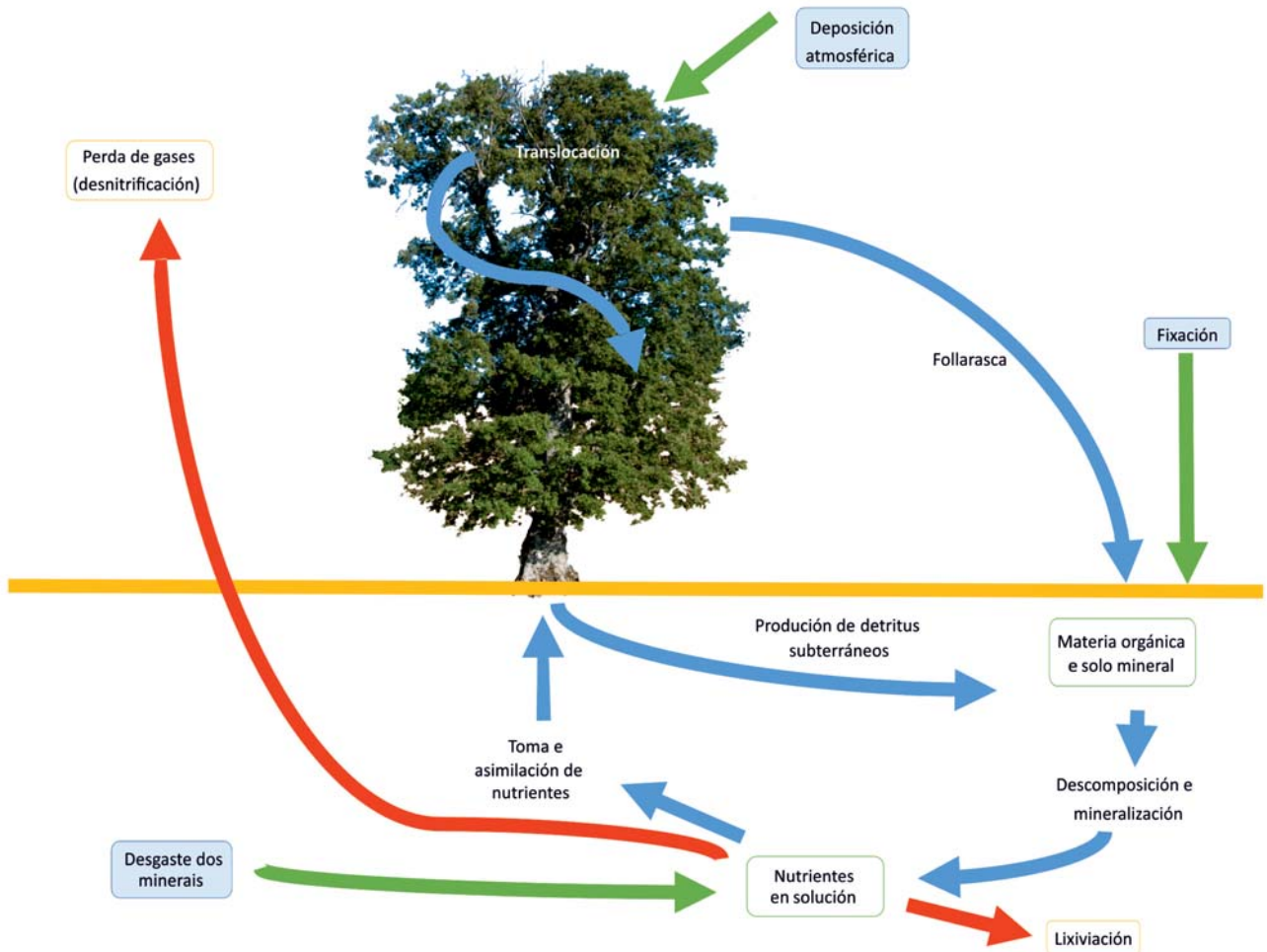


Figura 4.- Esquema da ciclaxe de elementos nun ecosistema forestal, mostrando os mecanismos de entrada, saída e reutilización de nutrientes. Fonte: baseado en Barnes et al. (1998).



Figura 5.- O complexo bosque ripícola-humidal nun río de Xamaica, en Reach Falls. Dous dos mecanismos máis importantes de interacción teñen que ver coa ciclaxe de elementos, mediante a toma de nutrientes da auga e a adición de nutrientes coas follas. Ademais, o bosque modifica substancialmente o funcionamento do humidal polos efectos de sombreo. Fotografía do autor



Figura 6.- As árbores afectan ao balance enerxético dos humidaes de forma directa debido á sombra. A) Lagoa do Pico da Lagoa en São Miguel, Azores, despois da tala da plantación de *Cryptomeria japonica* que a rodea. Cando as árbores crecen o humidal tórnase escuro; B) Lagoa na reserva do río Tiputini, Amazonía de Ecuador, con bosque ben desenvolvido. Fotografías do autor.

As árbores modifican tamén o ciclo hidrolóxico, cambiando a cantidade de auga que transcorre en superficie, mediante o procesos de absorción e intercepción da auga, e a súa posterior evapotranspiración. De feito, un estudio que revisou máis de 600 observacións de campo, atopou perdas substanciais de fluxo nos regatos, e un incremento na salinización e acidificación do solo ao comparar áreas sen árbores e áreas plantadas con árbores de crecemento rápido (fundamentalmente piñeiros e eucaliptos) (Jackson *et al.*, 2005). Ese estudio demostrou unha perda media de 227 mm por ano (52%), e detectou a seca do 13% dos regatos polo menos durante un ano. Este é un exemplo moi elocuente do que as árbores poden facer coa auga superficial, e ilustra que as estratexias de mitigación do cambio climático mediante as plantacións industriais, esquecen que en moitas zonas é máis importante a auga que o secuestro de carbono, polo menos para o benestar das comunidades locais. Por exemplo, estudos experimentais, medindo a evapotranspiración e o uso da auga do solo en plantacións de *Pinus ponderosa* comparadas con bosques nativos da Patagonia de Arxentina, mostran que as plantacións consumen moita máis auga que os bosques nativos (Licata *et al.*, 2008). Unha discusión detallada deste problema pódese atopar en Cordero Rivera (2012).

Existen varios estudos que demostran o efecto das plantacións industriais nas comunidades de odonatos de regatos forestais. En Sudáfrica a diversidade de odonatos diminúe dramaticamente nos regatos completamente sombreados, tanto por bosques ripícolas nativos como plantacións (Kinvig & Samways, 2000). O lugar con menos diversidade só tiña dúas especies, ambas claramente heliofóbicas. A recomendación dos autores é non permitir plantacións a menos de 30 m dos regatos. Precisamente no Brasil (Lei 12.651 de 25 de maio de 2012) a lexislación

prohibía a plantación industrial a menos de 30 m dos regatos, mais ese valor mudou para 20 m como consecuencia da presión do lobby agropecuario. Outro estudio fixo unha comparación de regatos con vexetación natural, con especies exóticas invasoras e zonas onde se eliminaron as especies exóticas invasoras. Atoparon que a eliminación das especies exóticas provoca un aumento moi notable da diversidade de odonatos (Magoba & Samways, 2010). Resultados similares atopamos nun estudio feito na bacía do río Léz en Pontevedra, onde se examinou a relación entre a proporción de bosque nativo e a diversidade de macroinvertebrados en 16 regatos. Nese caso, as bacías con proporción de bosque superior ao 25% da superficie total da bacía (o que implica poucos eucaliptos) da lugar a un incremento notable da diversidade (Cordero-Rivera, Martínez Álvarez & Álvarez, 2017).

Conclusión: a importancia das zonas ripícolas

Na xestión dun territorio, as bacías hidrográficas son unha unidade natural. Se os ecosistemas dunha bacía están a funcionar de forma correcta, iso se detecta na composición química do río (Margalef, 1983). Do mesmo xeito, as alteracións producen aumentos de erosión e cambios nas condicións de base das augas (Figura 8).

Dende hai moito tempo sábese que os bosques ripícolas actúan como filtros, mediante os seus mecanismos fisiolóxicos de absorción e utilización da auga do solo. Son filtros moi eficientes para eliminar aportes excesivos de nitróxeno que se utilizan para aboar os campos agrícolas, evitando así o empeoramento das augas dos ríos (Lowrance, 1998). O mantemento destes bosques é polo tanto de importancia prioritaria na conservación.



A



B



C

Figura 7.- Exemplos de familias de odonatos completamente dependentes dos bosques, e que non se poden atopar fóra deles. A) *Heteragrion albifrons*, de Rara Avis (Costa Rica) (Familia Heteragrionidae); B) *Chalcopteryx cf. rutilans*, da Chapada dos Guimarães, Brasil (Familia Polythoridae); C) *Microstigma rotundatum* unha das libeliñas de maior tamaño do mundo, de Tiputini, Ecuador (Familia Pseudostigmatidae). Fotografías do autor.

Estes efectos tamén se poden trasladar ao problema de eutrofización, que ocorre nas augas lénticas. Os aportes de materia orgánica, notablemente de fosfatos, eliminan as limitacións naturais para o crecemento das algas planctónicas, e dan lugar a lagos e lagoas eutrofizadas, cun crecemento desmesurado das algas e o empobrecemento do resto do ecosistema (Schindler, 1974).



Figura 8.- Tala dunha plantación de piñeiros mostrando unha bacía destruída e a erosión provocada. Avión, Ourense. Fotografía do autor.

A discusión anterior resume algúns dos múltiples mecanismos de interacción entre os humidais e os bosques, resaltando os efectos do consumo de auga polas árbores, o efecto de sombreamento e os aportes de materia orgánica, base do funcionamento do ecosistema fluvial. Para algúns organismos a presenza de árbores é indispensable. Para outros, as árbores representan un problema de supervivencia. A cuestión crucial é, como se pode intuír, se as árbores constitúen bosques ou son plantacións industriais que poden incluso chegar a secar os regatos e pequenos humidais (Cordero Rivera, 2011, 2012). E dicir, as árbores son moito mais ca madeira (Figura 9).



Figura 9.- Esqueletes de árbores (incluíndo castiñeiros centenarios) mortas pola construción dun encoro (Albarelos, Avión). Fotografía do autor.

Agradecementos Este ensaio tivo orixe nunha palestra presentada no curso sobre Conservación e xestión de humidais, celebrado en Compostela en xuño de 2015. Quero agradecer aos organizadores, Pablo Ramil, Marco Rubinos e Boris Hinojo a invitación e as atencións dispensadas. Parte das ideas aquí presentadas foron desenvolvidas no marco do proxecto Bosques e odonatos: eto-diversidade e risco de extinción, financiado polo Ministerio de Economía e Competitividade (CGL2014-53140-P), incluíndo fondos Feder.

Bibliografía

- Barnes B V, Zak DR, Denton SR, Spurr SH. 1998. *Forest ecology*. New York: John Wiley and Sons.
- Cordero Rivera A. 2011. Cuando los árboles no dejan ver el bosque: efectos de los monocultivos forestales en la conservación de la biodiversidad. *Acta biológica Colombiana* 16: 247–268.
- Cordero Rivera A. 2012. Bosques e plantaciones forestais: dous ecosistemas claramente diferentes. *Recursos Rurais Serie Cursos* 6: 7–17.
- Cordero-Rivera A, Martínez Álvarez A, Álvarez M. 2017. Eucalypt plantations reduce the diversity of macroinvertebrates in small forested streams. *Animal Biodiversity and Conservation* 40: 87–97.
- Darwin C. 1859. *The origin of species*. Oxford: Oxford University Press.
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata ZI, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard AH, Soto D, Stiassny MLJ, et al. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163–182.
- Fincke OM. 2007. Use of forest and tree species, and dispersal by giant damselflies (Pseudostigmatidae): their prospects in fragmented forests. In: Cordero Rivera A, ed. *Forests and dragonflies*. Sofia-Moscow: Pensoft Publishers, 103–125.
- Ford ED. 2000. *Scientific method for ecological research*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Ford ED, Ishii H. 2001. The method of syntesis in ecology. *Oikos* 93: 153–160.
- Jackson RB, Jobbagy EG, Avissar R, Roy SB, Barrett DJ, Cook CW, Farley KA, le Maitre DC, McCarl BA, Murray BC. 2005. Trading water for Carbon with biological Carbon sequestration. *Science* 310: 1944–1947.
- Kimmins JP. 1997. *Forest ecology*. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice-Hall, Inc.
- Kinvig RG, Samways MJ. 2000. Conserving dragonflies (Odonata) along streams running through commercial forestry. *Odonatologica* 29: 195–208.
- Knight TM, McCoy MW, Chase JM, McCoy KA, Holt RD. 2005. Trophic cascades across ecosystems. *Nature* 437 : 880–883.
- Leopold A. 1949. *A sand county almanac*. New York: Oxford University Press.
- Licata JA, Gyenge JE, Fernández ME, Schlichter TM, Bond BJ. 2008. Increased water use by ponderosa pine plantations in northwestern Patagonia, Argentina compared with native forest vegetation. *Forest Ecology and Management* 255: 753–764.
- Lowrance R. 1998. Riparian forest ecosystems as filters for nonpoint-source pollution. In: Pace ML, In: Groffman PM, eds. *Successes, limitations and frontiers in ecosystem science*. Berlin: Springer, 113–141.
- Magoba RN, Samways MJ. 2010. Recovery of benthic macroinvertebrate and adult dragonfly assemblages in response to large scale removal of riparian invasive alien trees. *Journal of Insect Conservation* 14: 627–636.
- Margalef R. 1983. *Limnología*. Barcelona: Omega.
- Meakin AMB. 1909. *Galicja, the Switzerland of Spain*. London: Methuen.
- Moore NW. 2002. *Oaks, dragonflies and people*. Colchester: Harley books.
- O'Neill R V. 2001. Is it time to bury the ecosystem concept? (with full military honors, of course!). *Ecology* 82: 3275–3284.
- Pace ML, Cole JJ, Carpenter SR, Kitchell JF. 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 483–488.
- Revenga C, Campbell I, Abell R, de Villiers P, Bryer M. 2005. Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B Biological Sciences* 360: 397–413.
- Sahlén G. 1999. The impact of forestry on dragonfly diversity in central Sweden. *International Journal of Odonatology* 2: 177–186.
- Schindler DW. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science* 184: 897–899.
- Smith J, Samways MJ, Taylor S. 2007. Assessing riparian quality using two complementary sets of bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 16: 2695–2713.
- Tansley AG. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 16: 284–309.

Actuacións de restauración ambiental desenvolvidas por SGHN no complexo húmido Limia-Antela (Ourense, NW España)

Resumo Descríbese a importancia ambiental da lagoa de auga doce máis grande da península ibérica, a de Antela na Limia (Ourense), e os sucesivos intentos de desouagemento nos séculos XIX e XX ata a súa desaparición a partires de 1958. Saliéntanse os seus aínda grandes valores ambientais na actualidade e os traballos de recuperación de humidais relictos desenvolvidos ou en realización pola SGHN-Sección Antela cos fondos obtidos cunha campaña de micromecenazgo: a) restauración dun humidal de 1,3 ha nun predio mercado por SGHN na antiga veiga de Vilaseca; b) restauración de pequenos humidais (superficie conxunta de 3,7 ha) en sete predios do Banco de Terras de Galicia (BANTEGAL, Xunta de Galicia) alugados por un prazo de 30 anos por SGHN; e c) limpeza e restauración dun humidal de 16 ha na veiga comunal de Gomareites (que formaba parte da antiga lagoa de Antela) mediante un acordo de custodia compartida do territorio cun veciño para adicala a gandería extensiva de vacún de carne.

Palabras clave Desecación, Lagoa de Antela, recuperación de humidais, veigas

Abstract The environmental importance of the biggest freshwater lagoon of the Iberian Peninsula (Antela lagoon in A Limia, Ourense) is described, as well as the successive draining projects during the XIX and XX centuries until its disappearance in 1958. The still high environmental values of the Limia-Antela wetland complex are highlighted and the habitat restoration activities of the Antela Section of SGHN are reviewed. Thanks to a crowdfunding campaign the following projects are being executed: a) restoration of a 1.3 ha wetland in a terrain bought by SGHN in the Vilaseca floodplain; b) restoration of seven small wetlands (whole surface 3.7 ha) in terrains property of the Galician Earth Bank (BANTEGAL, Xunta de Galicia) that have been rented for 30 years by SGHN; and c) cleaning and recovery of a 16 ha wetland in the Gomareites floodplain (formerly part of the Antela lagoon) through a land stewardship agreement between SGHN and a cow stockbreeder from Gomareites village.

Key words Antela lagoon, floodplains, wetland drainage, wetland restoration

Introdución

Ata mediados do século XX, a chaira da Limia, coas súas aproximadamente 30.000 ha de superficie, era un grande complexo húmido no que sobresaía a lagoa de Antela, unha das maiores lagoas de auga doce da Península Ibérica que en anos de condicións hidrolóxicas normais tiña unhas 3.400-3.500 ha en invernia e unhas 1300-1400 ha en estiaxe.

Ademais de Antela, existía unha serie de veigas na contorna da propia lagoa e tamén nas chairas de asolagamento dos ríos Emisario de Antela, Limia, Fírbeda, Viduedo, Faramontaos, Nocelo, Trasmiras e da Veiga. Os humidais máis ou menos temporais das veigas totalizaban, aproximadamente, outras 3.700-4.200 ha nas invernías e 150-250 ha nas estiaxes, e estaban interconectados polos cursos fluviais meandriformes e rodeados por unha paisaxe agrosilvopastoral en mosaico.

Ao longo dos séculos a imaxe da Limia foi para moitos a que reflectiu o Canónigo Cardenal da catedral de Ourense Juan Manuel Bedoya (1831): *“A natureza deu á Limia todos os elementos para a súa riqueza e benestar... un solo pingüe e fértil, un temple morno e saudable... tantas vantaxes naturais reclaman altamente os auxilios da arte para remover o único obstáculo que hai séculos oponse á súa opulencia. Éste é o grande e pestilente charco da lagoa Antela, enemigo declarado da industria agrícola, da granxería pecuaria e da mesma humanidade... despiden vapores fétidos e mortíferos que vician o ambiente... inmundo, inútil e nocivo charco, xermen de podremia e mortandade... ha de ser tan adversa a sorte da Limia, que lle estea pechado para sempre o paso ós campos da súa felicidade pola triste auga de esa lagoa aborrecida?”*

Como consecuencia desta mentalidade os intentos ben documentados para desougar Antela, por parte de persoas e institucións, comezaron en 1765 cando a Real Academia de Agricultura de A Coruña analiza a posibilidade de desougar Antela con fins agrícolas (Martínez Barbeito, 1959). A seguinte iniciativa (1827-35) foi do Correxidor de Xinzo de Limia, Juan Toubes, quen atopou dificultades para financiar o seu proxecto de desaugamento de Antela, polo cal Bedoya (1831) laiouse de que no noso país *“escasean os xenios especuladores, e non abundan os capitais”*.

Pero deseguida comezou un interminable desfile de “xenios especuladores”: persoeiros “ilustres e exemplares”, como Justo Pelayo Cuesta e os irmáns Mugártegui, disfrazando a súa ambición como interese público; espabilados como Liberto Malagamba, cun quítate ti que me poño eu; visionarios como Toribio Iscar; colonialistas como John Stone e Richard Freeman, adicados no nome do progreso a saquear os recursos naturais noutros países; falsas marquesas como Carlota Partington. Todos ofrecéronse a libranos gratis do *“inmundo, inútil e nocivo charco, xermen de podremia e mortandade”* que era Antela segundo Bedoya (1831); eso sí, sempre a cambio de que o Estado lles regalase os terreos de propiedade pública que eles sanearían *“gratis”*. Todos mentiron exasgando as vantaxes e agachando os problemas da desecación. Todos fracasaron. Quizáis escaldados en cabeza allea, na primeira metade do século XX ninguén tentou aproveitar en Antela as moi xenerosas axudas públicas contempladas pola Lei Cambó para *“a desecación e saneamento de lagoas, marismas e terreos pantanosos ou asolagables”*.

Antela salvouse do voluntarismo de Toubes e Bedoya, da ambición desmedida dos que os seguiron tentando apropiarse dun ben público e, mesmo, da Lei Cambó pero, *“resultando indispensable, polo tanto, a actuación do Estado”*, Franco promulgou en 1956 a lei sobre saneamento e colonización de Antela que levou o desougar da lagoa. A práctica desaparición do complexo húmido Limia-Antela continuou ata mediados dos anos 90 coas sucesivas concentracións parcelarias e desecamento de humidais

relictos, por parte do IRYDA primeiro e da Xunta de Galicia despois.

No proceso de transformación hidrolóxica da Limia empregáronse tódolos tipos de obras considerados por Brookes (1985) para efectuar a canalización dos ríos:

A) Ensanchamento, profundización e rectificación da canle, deseñando dun río completamente diferente do inicial, en ocasións trasladado sobre o val nos ríos Limia, Faramontaos, Fírbeda, Nocado e Vidueiro, e sempre con maior pendente ó diminuí-la lonxitude percorrida polo río entre dous puntos.

B) Limpeza e dragado de canles, o que implica a extracción de area e o remexido dos arbustos, toros e calquera outro tipo de vexetación ou obstáculo existente na canle ou nas beiras que dificulte o paso das augas e o desaugue das enchentas, o que determinou unha diminución drástica da rugosidade da canle.

C) Construción de moutas de area ou estruturas lonxitudinais á canle, sobre todo no río Limia augas abaixo da confluencia do emisario de Antela, que aumentaron a súa altura e a súa capacidade durante as enchentas.

D) Estabilización das beiras no emisario de Antela e algúns dos canais secundarios.

Co obxectivo de maximizar a terra cultivable e ignorando a microtopografía da zona asolagable, construíuse unha rede de drenaxes moi estreitos e fondos, insuficiente para desougar as grandes enchentes invernales pero excesiva nas estiaxes ao impoñer un desmesurado descenso da capa freática, lonxe do alcance das raíces dos cultivos, que sofren un forte déficit hídrico nos solos moi areosos e con moi baixa capacidade de almacenamento das augas pluviais, característicos da chaira limiá.

Por outra banda, a desaparición da práctica totalidade das márxes ribeiregas, en xeral sepultadas por pistas e estradas da concentración parcelaria pero tamén invadidas pola agricultura, destruíu a interfase entre o medio terrestre e o acuático, deixando a éste indefenso fronte aos verquidos directos e a contaminación agrícola difusa, co conseguinte deterioro da calidade da auga facilitado, ademáis, pola reducida capacidade de amortecemento de impactos dos solos areosos e empobrecidos en materia orgánica da Limia.

Agás nos terreos da antiga lagoa, onde se plantaron sebes cortaventos (hoxe en boa parte destruídas e invadidas polos colindantes), a eliminación, mediante talas, rozas ou queimas, de casi toda a vexetación non cultivada, baixo o pretexto de aumentar a produtividade e facilitar a mecanización, conduciu a unha esteparización paisaxística e climática da Limia, pois a intensa deforestación eliminou os efectos moderadores da vexetación arbórea e arbustiva sobre o microclima, entre eles a diminución da velocidade do vento, a redución das perdas de auga por evapotranspiración dos solos e dos cultivos, o regulamento da escorrentía e a redución dos efectos das inundacións (Duchaufour, 1988; Hughes, 1980;

Brady, 1984), que contribúen a aumentar ata nun 15% a produtividade das colleitas nos campos que rodean.

Por outra banda, a explotación mineira dos potentes depósitos cuaternarios de area da Limia, escomenzada no ano 1972, acadou un importante desenvolvemento ao prohibirse a extracción de áridos na desembocadura do río Ulla. Na actualidade ocupa unha superficie de case 400 ha concentradas especialmente no concello de Sandiás, en menor medida no de Vilar de Santos e só puntualmente nos de Porqueira, Sarreaus e Xinzo de Limia, nos dous últimos sen actividade dende hai anos. Ata a actualidade, a extracción de area ten sido unha actividade industrial caótica, sen planificación económica, técnica nin ecolóxica e bordeando sempre a normativa legal vixente, cando non en flagrante alegalidade. A partires de 1992-93 comeza un proceso de regularización legal coa esixencia de estudos de impacto ambiental e planos de recuperación que, ata agora, son pouco máis que papel mollado. Con excepcións puntuais, as intervencións da Xunta de Galicia durante os últimos 15 anos para a restauración de areeiras abandonadas cedidas polos propietarios non conseguiron polo de agora resultados significativamente mellores que ós da simple naturalización espontánea.

A Limia hoxe: motivos para rendirse

Tras case dous séculos de intervencións humanas moi agresivas, na Limia danse hoxe nada menos que 17 das 28 causas de cambios ecolóxicos e alteracións contemplados no Plan Estratéxico Español sobre os humidais: a) alteración da estrutura física; b) dragado ou recheo para urbanización e industria; c) transformación para agricultura; d) construción de infraestruturas; e) verquidos de residuos sólidos e entullos; f) explotación mineira e extractiva; g) alteración da cantidade de auga por modificación da rede hidrográfica, extracción de augas para regadío, industria, consumo humano, cambios nos usos do solo na bacía, drenaxe, desouagemento, aterramento e fragmentación do humidal; h) alteración da calidade do auga por verquidos de residuos orgánicos gandeiros e augas residuais urbanas, e escorrentía de nutrientes e plaguicidas agrícolas; e i) alteración das comunidades biolóxicas por extracción mecánica excesiva de recursos minerais e introducción de especies exóticas.

O desouagemento da lagoa de Antela e as chairas de asolagamento na Limia provocou o maior episodio de extinción de especies dos últimos séculos en Galicia e decimou as poboacións doutras hoxe consideradas ameazadas en Galicia, España e, mesmo, a nivel mundial.

As figuras de protección de espazos e especies apenas contribuíron a mellorar a situación dos humidais relictos e as especies máis ameazadas. Ademais, a carencia dunha

estratexia de comunicación das oportunidades de desenvolvemento rural que ditas figuras ofrecen, agravou a oposición veciñal ás mesmas.

A Limia hoxe: motivos para mudar a situación

Aínda na actualidade, A Limia acubilla 2 hábitats de conservación prioritaria na Unión Europea (4020 Matogueiras húmidas atlánticas de *Erica ciliaris* e *Erica tetralix*; 91E0 Bosques aluviais), a Zona de Especial Conservación Es 1130006 “Veiga de Ponteliñares”, a ZEPA Es 0000436 “A Limia”, parte da Reserva da Biosfera “Área de Allariz”, as maiores poboacións mundiais dunha especie de planta globalmente ameazada (*Eryngium viviparum*), dúas especies de plantas escasas a nivel peninsular (*Callitriche truncata* e *Isoetes velatum*), alomenos media ducia de especies de insectos endémicas da península ibérica, as poboacións galegas máis importantes de dous anfibios ameazados (*Pelobates cultripipes* e *Hyla molleri*), as principais poboacións galegas de 3 especies de aves en perigo de extinción (*Vanellus vanellus*, *Tetrax tetrax*, *Burhinus oedichnemus*) e importantes poboacións a nivel galego para dez especies de aves de conservación prioritaria.

Son, xa que logo, motivos de abondo para comezar a reparar os antigos erros e construír as bases dunha explotación sostible dos recursos naturais de A Limia que implica rexenerar a dinámica hidrolóxica e recuperar o mosaico de humidais, arboredos, agros e pasteiros. Como salientou Delmar Blasco, Secretario Xeral da Convención de Ramsar entre 1994 e 2001, “*Só falta que alguén con capacidade de liderazgo e aglutinación de vontades lance o proceso que devolva a Galicia e aos galegos, siquera en parte, os valores e funcións que se perderon cando se desoucou a lagoa de Antela*”.

Sección Antela, o grupo de traballo de SGHN en A Limia

Coincidindo co 40 aniversario da Convención de Ramsar e a celebración do Día Internacional dos Humidais, o 2 de febreiro de 2011 constitúese a Sección Antela de SGHN con dous obxectivos claros: A) coñecer, divulgar e protexer os valores naturais e tradicionais de A Limia, e buscar a posibilidade de potenciais, e B) compatibilizar a recuperación de humidais e zonas marxinais de A Limia coa explotación agro-gandeira sustentable, sen afeccións negativas aos sectores económicos produtivos.

Coa enorme bagaxe de máis de 35 anos de experiencia no estudo de A Limia, SGHN-Sección Antela estableceu catro requisitos fundamentais para as actuacións a desenvolver:

Que sexan socialmente aceptables e economicamente viables.

Que sexan hidrolóxicamente beneficiosas e contribúan á mellora, cualitativa e cuantitativa, do recurso auga.

Que promovan a restauración e recuperación de ríos e humidais degradados ou desaparecidos, sen afeccións negativas a sectores económicos produtivos.

Que contribúan á conservación ou á recuperación de hábitats e especies de flora e fauna de conservación prioritaria segundo as directivas da Unión Europea e os catálogos español e galego de especies ameazadas.

Pero en conservación de pouco serve todo o anterior se non se dispón dos recursos humanos e económicos para facer realidade as ideas e os plans. Ben conscientes de iso, coa inestimable axuda de moitos colaboradores na elaboración, ilustración, distribución e presentacións públicas, SGHN-Sección Antela púso en marcha unha campaña de micro-mecenazgo coa venda de “*Un conto de verdade!!! A historia de Antela contada por unha cegoña*” e diverso material asociado (marcapáxinas, lámina e calendario de peto), que se presentaron por primeira vez en Xinzo de Limia o 3 de xullo de 2011, celebrando así o Día Mundial do Medio Ambiente. Os recursos obtidos coa venda deses e outros materiais, xunto con diversas doazóns, permitiu poñer en marcha e manter ata a actualidade tres liñas de actuación, nalgúns casos interrelacionadas: adquisición de predios en zonas de interese, aluguer a longo prazo de predios con valor ambiental propiedade do BANTEGAL (Banco de Terras de Galicia, Xunta de Galicia) e acordos de custodia compartida do territorio en montes veciñais en mán común.

Adquisición de predios: “Humidal Antonio Villarino”

Entre dous intentos fallidos para mercar terreos noutras zonas de elevado valor ambiental, o 25-03-2013 SGHN-Sección Antela conseguiu nunha poxa pública a adxudicación dunha parcela de 12.780 m² de superficie propiedade do Patrimonio do Estado. Na súa adquisición investíronse todos os fondos recadados ata o momento coa venda do libriño solidario “*A historia de Antela contada por unha cegoña*” e coas doazóns recibidas para ese fin de socios e simpatizantes, os case un milleiro de BEÓNFEITORES (“neoloxismo” que xurde do cruzamento de beón, a planta máis embletmática da lagoa de Antela ou lago beón, con benfeitor, o que fai o ben); ademais foi precisa unha aportación complementaria de SGHN-Ourense.

A parcela atópase na paraxe “Escudeiro” da zona de concentración parcelaria de Trasmiras, colindante co sector surleste da ZEPA de A Limia e dentro da súa Zona Periférica de Protección. Antano formaba parte da ampla veiga de Vilaseca e Lodoselo, coa vexetación herbácea característica das chairas

de asolagamento temporais dos cursos fluviais limiaos e aproveitábase para gandería en extensivo. A raíz do encanamento dos pequenos cursos fluviais deste sector de A Limia e ao abandono do pastoreo logo da concentración parcelaria, o mato invadiu progresivamente a parcela ata cubrir algo máis da metade da súa superficie. Nas prospeccións realizadas pola SGHN-Antela non se atopou ningún hábitat de interese ou conservación prioritaria segundo a Directiva 92/43/CEE. Ademais de retazos da vexetación herbácea característica das veigas, a parcela estaba cuberta por unha xesteira-toxeira dominada por *Cytisus* spp., *Ulex europaeus* e *Ulex minor*, con exemplares illados de *Calluna vulgaris*. Ao longo da canle de desouagemento que constitúe o lindeiro N da parcela, e illadamente nas zonas máis enchoupadas, había algúns pes de *Salix* spp. e *Frangula alnus* de pouco porte. Non se detectou a presenza actual de ningunha especie de flora incluída no Catálogo Galego de Especies Ameazadas ou nos Libros Vermellos estatais pero si un gran valor potencial para un bo número delas.

O obxectivo estivo claro dende o principio: aproveitar a potencialidade da parcela, recuperándoa como humidal temporal para favorecer a conservación de ata unha decena de especies de flora e fauna raras ou ameazadas en Galicia, demostrando que é posible e necesaria a convivencia entre conservación ambiental e produción agrícola en A Limia.

Pero a poxa pública foi tan só o primeiro paso nun longo proceso administrativo de dous anos. O 19-07-2013 asinouse o “Documento Administrativo de Enaxenación” formalizando así a adquisición da parcela. Celebrando o Día das Aves, o 05-10-2013 SGHN-Antela presentou *in situ* o proxecto “restauración dunha parcela desougada na antiga veiga de Vilaseca para a recuperación de especies ameazadas” e, co traballo entusiasta dunha vintena de voluntarios, comezou xa mesmo a desbrozar o mato que invadira a parcela para o cal non se precisaba autorización administrativa. Un mes despois, o 4 de novembro, presentouse diante da Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestruturas (CMATI) a solicitude de permiso para desenvolver o proxecto de recuperación, elaborado por tres biólogos e dous naturalistas de SGHN; para o asesoramento e a supervisión das actuacións contábase ademais co apoio de expertos galegos de recoñecido prestixio en arqueoloxía, botánica, ecoloxía, herpetoloxía, ornitoloxía e xeoloxía. Tras unha espera de nove meses, aproveitados polos voluntarios de SGHN para rematar o desbroce da parcela, o 12-08-2014 recíbese a autorización da CMATI para desenvolver o proxecto e comézanse as xestións co Concello de Trasmiras que, unha vez recibidos os informes preceptivos dos servizos de urbanismo e medio rural da Xunta, outorgou unha licenza para movementos de terras o 19-03-2015. Pagadas as correspondentes taxas, quedou expédito o camiño para escomezar a parte fundamental do proxecto que, nunha zona especialmente refractaria a calquera iniciativa de conservación ambiental e forte oposición ás súas figuras de protección (LIC, ZEPA, Reserva

Biosfera), pretende demostrar que é posible, e necesario, a recuperación de humidais desaparecidos e especies ameazadas cun enfoque global e integrador:

Prestando atención a toda a biodiversidade (flora, invertebrados, peixes, hérpets e aves).

De modo compatible coa explotación agrícola e gandeira sostenible.

Xestionando os restos de desbroces sen recorrer ao uso do lume, na provincia con máis incendios de toda España.

Con actuacións de “doble beneficio” ambiental na que os áridos extraídos para restaurar parcialmente un antigo humidal reciclaranse co mesmo fin nunha antiga explotación areeira.

SGHN-Antela elixiu esta parcela tendo en conta que nos retazos que aínda subsisten da antiga veiga de Vilaseca hai un pequeno núcleo reprodutor de conícoras ou avefrías (*Vanellus*

vanellus) que mantén nos últimos anos unha poboación de 3-5 parellas, cifra cativa pero que representa ao redor da cuarta parte dos efectivos reprodutores en Galicia. En base á información científica recollida en experiencias semellantes levadas a cabo no Reino Unido, Suecia e outros países europeos (Berg et al., 2002; Grevilliot & Muller, 2002; Youngs, 2005; Smart et al., 2006; Eglington et al., 2008, 2010), a finalidade do proxecto é revertir a degradación sufrida por desougamento e roturación nesta parte do sector SE do antigo complexo húmido Limia-Antela, en área colindante coa ZEPA da Limia, proporcionando as condicións óptimas de cría para *Vanellus vanellus* co fin de consolidar e incrementar o seu núcleo reprodutor na zona. Tendo en conta esa mesma información científica, as actuacións previstas proporcionarían tamén un hábitat óptimo de cría para o bilurico patirrubio *Tringa totanus*, especie extinta como reprodutora en Galicia dende que criou por última vez en A Limia en 1978 (Villarino et al., 2002).



Parcela e Veiga de Vilaseca, ano 1955.



Parcela e Veiga de Vilaseca, ano 2010.

Pero, ademais de favorecer ás conícoras, a execución do proxecto podería facilitar a recolonización natural da zona por outras oito especies de flora e fauna ameazadas que foron fortemente afectadas polos procesos de desouagemento e transformación agraria de zonas húmidas: *Eryngium viviparum*, *Gasterosteus gymnurus*, *Pelobates cultripes*, *Hyla*

molleri, *Lacerta schreiberi*, *Gallinago gallinago*, *Numenius arquata* e *Himantopus himantopus* (véxanse Bensetiti et al., 2002; Galán et al., 2010; Lansdown, 2011, Márquez, 2002; Romero et al., 2004; Tejado & Reques, 2002). Aínda que non está catalogada malia súa rareza na península ibérica, tamén se podería beneficiar o invertebrado *Lepidurus apus*.



Parcela de Villaseca, simulacion antes-despois.



Desbroce da parcela.



Excavación da parcela.



Canles excavadas (2015-04-19).

Dende un punto de vista hidrolóxico, as actuacións alíñanse coas medidas para acadar un bó estado ecolóxico das masas de auga na chaira limiá previstas no Plan Hidrolóxico vixente (BOE, 2013: Real Decreto 285/2013) pois contribuirán modestamente (pola limitada superficie da parcela) a mellorar a cantidade e calidade das augas superficiais ao laminar as enchentes e diminuír a contaminación agrícola difusa.

Os obxectivos específicos do proxecto son recuperar terreos hoxe desougados como humidais temporais, adecuar superficie para prolongar o período de asolagamento outono-primaveral coincidindo co ciclo biolóxico das especies citadas, manexar o habitat para favorecer a implantación das especies obxectivo e crear un promontorio para observación e divulgación ambiental.

As actuacións desenvolvidas ata agora son o desbroce selectivo do mato que invadira uns 8.000 m² do predio despois do desougamento da zona e o abandono da gandería extensiva. Fronte ao modelo de xestión mediante queima destes residuos imperante en Galicia (máis de 300.000 permisos de queima anuais), como exemplo demostrativo dunha alternativa de xestión o material cedeuse a veciños para empregala como cama para o gando ou como enmenda agrícola. Tamén se rozou a vexetación herbácea para facilitar a súa rexeneración e conservación.

Está executado xa un 85-90% dos movementos de terras previstos para excavar 700 m lineais de “neo-cauces” meandriformes, pouco fondos e estacionais, cunha sección trapezoidal variable con 5-7 m de largura na rasante actual do terreo, 2 m de largura no leito, profundidade máxima de 70-80 cm (semellante á das gabias da pista colindante) e pendente menor do 30% nas beiras. Tendo en conta as condicións hidrolóxicas actuais do predio, dito deseño proporcionará condicións axeitadas para a cría exitosa de *Vanellus vanellus* e *Tringa totanus*, o mantemento de *Hyla*

molleri así como para a posta de *Pelobates cultripes*, a colonización por *Lepidurus apus* e *Gasterosteus gymnurus*, a ocupación/cría de *Gallinago gallinago*, *Numenius arquata* e *Himantopus himantopus* e unha hipotética recolonización por *Eryngium viviparum*. Está previsto realizar o resto da excavación en outono de 2015, construír un montículo-observatorio duns 50 m² cunha pequena parte dos áridos extraídos e adicar a meirande parte dos mesmos a reperfilado con criterios ecolóxicos os noiros actualmente verticais dunha antiga explotación de áridos sita a 19 km de distancia que ocupou unha parcela propiedade do Banco de Terras-Xunta de Galicia no concello de Vilar de Santos, solicitada en aluguer por 30 anos por SGHN. Consegúrese así un dobre beneficio ambiental ao adecuar os noiros da antiga areneira para facilitar a súa colonización pola flora e fauna acuáticas gracias aos áridos extraídos co mesmo fin na parcela propiedade de SGHN.

Aluguer de predios do BANTEGAL

En abril de 2012, SGHN-Antela solicitou en aluguer para adicalos a fins ambientais 51 predios de masas comúns sobrantes do proceso de concentración parcelaria e propiedade do Banco de Terras de Galicia (BANTEGAL, Consellería do Medio Rural), repartidos polos concellos de Porqueira, Sandiás, Vilar de Santos e Xunqueira de Ambía e cunha superficie conxunta de 39,92 ha. En outubro de 2012, solicitáronse outros 47 predios nos concellos anteriores e nos de Sarreaus, Vilar de Barrio e Xinzo de Limia, que totalizan outras 17,72 ha. Finalmente en novembro de 2014 solicitáronse 4 predios no concello de Trasmiras, cunha superficie conxunta de 3,96 ha. Globalmente, os 102 predios suman un total de 44,08 ha e teñen superficies moi dispares: entre 200 m² e 2,57 ha, cun promedio de algo menos de media hectárea.



Areira alugada por SGHN.



Areira solicitada en aluguer por SGHN.

Os predios solicitados por SGHN-Antela levaban entre 4 e 7 anos no BANTEGAL sen terse solicitado para usos produtivos e, ata agora, só un denegouse por concorrer a petición dunha agricultora colindante. Estes feitos amosan con claridade que os predios solicitados por SGHN-Antela son marxinais para a agricultura e gandería e o seu principal interese é ambiental. Unha cuarta parte dos predios e un terzo da superficie total son humidais estacionais ou permanentes, a meirande parte deles naturais (antigos meandros, marxes fluviais, veigas asolagables, marxes da antiga lagoa de Antela), pero tamén hai media ducia artificiais orixinados pola extracción de áridos. Os restantes predios teñen xeralmente interese polas árbores maduras que aínda conservan ou pola súa situación estratéxica.

Na actualidade SGHN-Antela ten 34 predios concedidos e con contrato de aluguer asinado por un ano prorrogable a 30, cunha superficie de 13,66 ha. Sete deles, que suman 3,67 ha, son total ou parcialmente asolagables, de xeito estacional ou permanente. As actuacións desenvolvidas neles son ata agora a localización e “visibilización” dos marcos para evitar que os predios sexan invadidos ou usurpados (problema que afecta ao 27% dos predios do BANTEGAL na Limia), retirada de lixo, control manual do mato que comeza a invadir algunhas zonas de interese como humidal, perfilado de noiros de aqueles afectados pola extracción de áridos e creación ou recuperación de humidais someiros tendo en conta os requirimentos das especies ameazadas detectadas en cada un deles.

Custodia compartida do territorio na veiga comunal de Gomareite

A veiga de Gomareite constituía unha boa parte do bordo norleste da antiga lagoa de Antela; permanecía asolagada durante a época de augas altas na lagoa e convertíase nun pasteiro muy húmido, aproveitado extensivamente polo gando, durante as estiaxes. A situación mudou drásticamente tras a desaparición de Antela, como consecuencia do desougamento e o progresivo abandono da gandería extensiva que facilitaron a colonización polo mato.

Durante a posterior fase de concentración parcelaria, como en tantos outros lugares da Limia marxinais para a agricultura, parte do terreo comunal converteuse primeiro nun vertedoiro de pedras dos antigos muros entre predios e ao carón de camiños, así como de tocóns e outros restos xerados durante a “concentración-deforestación” parcelaria. Consecuencia dese pésimo exemplo durante a realización dunha obra pola administración pública, outras partes do comunal dexeneraron nun vertedoiro incontrolado de todo tipo de entullos e refugallos que ameazaba con cubrir todo o comunal non explotado para agricultura. Como a execución da concentración parcelaria distou moito de ser correcta, amplas zonas do comunal aproveitáronse para extraer a capa de terra



Voluntarios na limpeza da Veiga comunal de Gomareite.



Veiga comunal de Gomareite antes da limpeza.



Veiga comunal de Gomareite despois da limpeza.

vexetal que se empregou en nivelar os ocós e irregularidades do terreo nos predios de reemprazo que recibiron os agricultores. A extracción de terra vexetal, e puntualmente dos áridos do subsolo, reverteu parcialmente as consecuencias do desougamento de Antela nesta zona ao xerar zonas de humidal estacional pouco profundas e de noiros suaves, favorables para a colonización por diversas especies de flora e fauna ameazada.

Nestas circunstancias e nunha data especialmente simbólica (o día mundial do medio ambiente de 2014), un gandeiro de Gomareite que arrendou 16 ha non cultivadas do comunal para adicalas a gandería de vacún en extensivo e SGHN-Antela chegaron a un magnífico acordo de custodia compartida nesa zona que por sorte conserva, ou recuperou, parte do seu extraordinario valor ambiental. Froito dese acordo, SGHN está a axudar ao gandeiro no desbroce do mato e na retirada dos residuos alí vertidos durante tantos anos. Ata agora retiráronse, e entregáronse a xestores autorizados, máis de 30 m³ de residuos de todo tipo, priorizando as actuacións nas zonas asolagables, as rutas de acceso do gando e os residuos máis perigosos para o gando (vidros rotos, puntas e outros obxectos cortantes) e non biodegradables. Aos desbroces manuais feitos polo entusiastas voluntarios de SGHN nas zonas con entullos, onde non poden actuar os tractores, únense os realizados polo gandeiro e pola comunidade de montes cunha subvención. Queda aínda moito traballo por facer pero hoxe hai xa 8 ha en boas condicións para diversas especies ameazadas como *Eryngium viviparum*, *Lepidurus apus*, *Gasterosteus gymnurus*, *Pelobates cultripes*, *Hyla molleri*, *Lacerta schreiberi*, *Gallinago gallinago*, *Vanellus vanellus*, *Numenius arquata* ou *Charadrius dubius*.

Bibliografía

Bedoya, J.M. (1831). Memoria sobre el desagüe de la Laguna de Antela ó de la Limia, en la provincia y obispado de Orense, reino de Galicia. Orense, diciembre de 1831, oficina de D. Juan María de Pazos.

Bensetiti, F., Gaudillat, V., Malengreu, D. & Queré, E. (2002). *Eryngium viviparum* Le panicaut nain vivipare. En: Cahiers d'habitats. Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 6. Espèces végétales. Museum National d'Histoire Naturelle. Paris, 270 páx.

Berg, A., Jonsson, M., Lindberg, T. & Kallebrink, K.G. (2002). Population dynamics and reproduction of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* in a meadow restoration area in central Sweden. *Ibis* 144:131-140.

Brady, N.C. (1984). The nature and properties of soils. Ed. MacMillan Publishing, New York.

Brookes, A. (1992). Recovery and restoration of some engineered British river channels. En: Boon, P.J., Calow, P. & Petts, G.E. (Eds). River conservation and management. J. Wiley & Sons, Chichester. páx. 337-352.

BOE (2013). Real Decreto 285/2013, de 19 de abril, por el que se aprueba el Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil. BOE (Boletín Oficial del Estado), nº 95, 20/04/2013. Madrid, España.

Duchaufour, P. (1988). Abregé de Pedologie. Ed. Masson, Paris.

Eglington, S.M., Gill, J.A., Bolton, M., Smart, M.A., Sutherland, W.J. & Watkinson, A.R. (2008). Restoration of wet features for breeding waders on lowland grassland. *Journal of Applied Ecology* 45:305-314.

Eglington, S.M., Bolton, M., Smart, M.A., Sutherland, W.J., Watkinson, A.R. & Gill, J.A. (2010). Managing water levels on wet grasslands to improve foraging conditions for breeding northern lapwing *Vanellus vanellus*. *Journal of Applied Ecology* 47:451-458.

Grevilliot, F. & Muller, S. (2002). Grassland ecotopes of the upper Meuse as references for habitats and biodiversity restoration: A synthesis. *Landscape Ecology* 17:19-33.

Galán, P., Cabana, M. & Ferreiro, R. (2010). Estado de conservación de *Pelobates cultripes* en Galicia. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 21:1-10.

Hughes H.A. (1980) *Conservation farming*. Ed. Deere and Company, Moline (Illinois).

Lansdown, R. (2011). *Eryngium viviparum*. En: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>.

Márquez, R. (2002). *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758). Ranita de San Antón. En: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. y Lizana, M. (Eds.). Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid, páx. 94-96.

Martínez Barbeito, C. (1959). Un antiguo proyecto de desagüe de la laguna Antela. *Boletín de la Comisión Provincial de Monumentos de Orense* 19:139-156.

Rico Boquete, E. (2008). Liberales y emprendedores, los proyectos de desecación de la laguna de Antela (A Limia, Ourense), 1827-1874. En: Axeitos, X.L., Grandío, E. e Villares, R. (Ed.) A Patria enteira: homenaxe a Xosé Ramón Barreiro Fernández. Consello da Cultura Galega, Universidade de Santiago de Compostela, páx. 841-866.

Romero, M.I., Ramil-Rego, P. & Rubinos, M. (2004). Conservation status of *Eryngium viviparum* Gay. *Acta Botanica Gallica* 151:55-64.

- Smart, J., Gill, J.A., Sutherland, W.J. & Watkinson, A.R. (2006). Grassland-breeding waders: identifying key habitat requirements for management. *Journal of Applied Ecology* 43:454-463.
- Tejedo, M. & Reques, R. (2002). *Pelobates cultripes* (Cuvier, 1829). Sapo de espuelas. En: Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España (Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. y Lizana, M., eds). Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid. Páx. 94-96.
- Villarino, A., González, S. & Bárcena, F. (2002). Vertebrados da Limia: dende a lagoa de Antela ós nosos días. I. Aves: Gaviiformes a Piciformes. Limaia Edicións, Sandiás. 302 pax.
- Youngs, T. (2005). Wet grassland practical manual: breeding waders. RSPB. 23 páx.

Patricia María Rodríguez-González

Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa.
Edifício Azevedo Gomes, Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, 1349-017, Lisboa, Portugal.
e-mail: patri@isa.ulisboa.pt

Los bosques higrófilos en la fachada ibero atlántica: diversidad y conservación en la transición hacia la aridez

Resumen Este capítulo aborda algunos aspectos sobre el origen, historia paleoecológica, patrones de diversidad y estructura, factores ambientales determinantes, funcionamiento ecológico y conservación de los bosques higrófilos de la fachada atlántica ibérica. Se analizaron los factores ambientales determinantes de la variabilidad florística en la transición desde el clima templado hacia el mediterráneo. Se examinó el efecto de la interacción entre los factores edáficos y las variables hidrológicas en los modos de regeneración, patrones de crecimiento y productividad de las principales especies arbóreas. La mayor parte de estos bosques están dominados por *Alnus glutinosa* (aliso) y *Salix atrocinerea* (sauce), con varios grados de dominancia intermedia. Los factores hidromorfológicos ejercieron una mayor influencia que los climáticos en la explicación de la variación florística latitudinal en los bosques higrófilos, apartándose de los patrones establecidos para la vegetación terrestre. Las diferencias observadas en el funcionamiento ecológico de alisedas y saucedas estuvieron determinadas fundamentalmente por las características de su hidropereodo (frecuencia, intensidad). La duración del encharcamiento parece favorecer una estrategia de persistencia en los árboles mediante la dominancia de regeneración vegetativa y portes más arbustivos. Tanto la recuperación del hidropereodo natural de los bosques higrófilos como el mantenimiento de un mosaico espacial suficientemente diverso de condiciones hidrológicas resultan ser cruciales para la preservación de la integridad de estos frágiles ecosistemas ante un escenario futuro de creciente presión antrópica e incerteza climática.

Palabras clave bosque pantanoso, comunidades vegetales, conservación de la biodiversidad, funcionamiento ecológico, Península Ibérica.

Abstract This chapter contains a description of the origin, paleoecological history, plant diversity and structure patterns, environmental drivers, ecological functioning and conservation issues of freshwater wetland woods along the Atlantic coastal belt of the Iberian Peninsula. The determinant environmental factors of floristic variability along the transition from Temperate to Mediterranean climate are analysed. The interaction between edaphic and hydrological variables in the regeneration modes, growth and productivity of the main tree species are examined. Most forests are dominated by *Alnus glutinosa* and *Salix atrocinerea*, with transitional phases in between. Hydromorphological factors have a higher contribution than climatic in the explanation of latitudinal variation, contrary to main terrestrial vegetation patterns. Periodicity and intensity of water flow resulted determinant for the differences in ecological functioning between alder and willow woods. Duration of waterlogging seems to promote a persistence strategy in trees by the dominance of shrubbiness and vegetative regeneration. The recovery of natural hydroperiod and the maintenance of a sufficiently-developed mosaic of hydrological conditions is a major driver underlying natural community dynamics and appears crucial for the preservation of wetland woods integrity in times of increasing climatic uncertainties and human pressures.

Key words swamp forest, carr, biodiversity conservation, ecological functioning, Iberian Peninsula.

Introducción

Las formaciones arbóreas que se desarrollan sobre humedales continentales se denominan bosques higrófilos.

El término “higrófilo” ha sido utilizado con varios significados, por ejemplo, según (Font i Quer 1982), se aplica en general a las especies y comunidades propias de medios muy húmedos. Los bosques higrófilos han sido

situados dentro de los ecosistemas semiterrestres, es decir, donde el crecimiento vegetal está condicionado por la existencia de una anomalía hídrica positiva del terreno de suficiente tamaño y duración como para poseer comunidades biológicas diferentes de las de su entorno y diferentes de las comunidades de los ecosistemas lacustres y fluviales (Ramil Rego et al. 1996). A efectos del presente trabajo, los bosques higrófilos son entendidos, en un sentido amplio, como todas aquellas formaciones arbóreas que se desarrollan en suelos sujetos a inundación periódica, encharcamiento o drenaje impedido, a semejanza de los wetland woods irlandeses (Kelly & Iremonger 1997; Cross & Kelly 2003) (Figura 1). Serían, por tanto, áreas naturalmente inundables que albergan una proporción significativa de vegetación leñosa adaptada a suelos poco oxigenados o saturados (Lugo 1990).

Los bosques higrófilos pueden ocupar diferentes posiciones dentro de la cuenca hidrográfica presentando mayor o menor conexión con la red fluvial, lo que implica diferentes relaciones con el ambiente geomorfológico y con la dinámica hídrica regional (Brinson & Malvárez 2002). El agua en estos ecosistemas puede tener diferentes orígenes: alimentación por vía subterránea (acuíferos profundos), freática (acuíferos subsuperficiales), superficial (medios en que las condiciones geomorfológicas favorecen la acumulación de agua) o mixta (Brown et al. 1995; Williams 1998). Aunque presenten diferentes grados de conexión con la red fluvial, los bosques higrófilos presentan un régimen hidrológico predominantemente léntico (de aguas retenidas), frente a los bosques de ribera asociados a medios lóticos (de aguas corrientes). Los bosques higrófilos en la fachada atlántica ibérica aparecen en el paisaje en terrenos bajos, aplanados o en declives donde la infiltración es impedida debido al tipo de suelo o a la ausencia de energía potencial suficiente para permitir la infiltración de agua. Las áreas de depresión contribuyen a retardar la liberación de agua estabilizando su almacenamiento (Kangas 1990).

La clasificación de humedales de Ramsar distingue entre bosques asociados a turberas (*forested peatlands*; turberas arboladas), donde el sustrato es principalmente orgánico y bosques higrófilos sobre sustratos inorgánicos, que incluye tres categorías; (*freshwater swamp forests, seasonally flooded forests, wooded swamps on inorganic soils*) (Ramsar 2009). Según esta clasificación, dentro de los bosques higrófilos estarían incluidos los bosques pantanosos de agua dulce, los bosques inundados estacionalmente y los pantanos arbolados sobre sustratos inorgánicos (Ramil Rego 2002). Las turberas arboladas se desarrollan sobre sustratos predominantemente turbosos donde la descomposición de materia orgánica se encuentra limitada por las condiciones anaeróbicas del suelo permanentemente saturado de agua y corresponden con la denominación británica *carr*. De esta forma la duración de la inundación favorece la acumulación

de restos vegetales que forma la turba (Ramil Rego et al. 1996). En la fachada atlántica ibérica pueden encontrarse algunos ejemplos de estos tipos de bosques en las cuencas hidrográficas del Miño/Minho, Limia/Lima, Tajo/Tejo y Sado (Rodríguez-González 2009). A diferencia de las turberas arboladas, el resto de subtipos de bosques higrófilos considerados en la clasificación de Ramsar se desarrollan sobre sustratos inorgánicos, como ocurre con la mayor parte de los bosques higrófilos en la fachada atlántica ibérica. Los bosques inundados estacionalmente corresponden casi siempre a formaciones que se sitúan en las llanuras de inundación de los ríos, donde la influencia fluvial regula no solo el nivel de encharcamiento invernal sino también el mantenimiento del nivel freático (Ramil Rego 2002). Los otros dos subtipos de bosques higrófilos (bosques pantanosos de agua dulce y pantanos arbolados sobre sustratos inorgánicos) corresponden a la denominación americana *freshwater swamps* y son aquellos que mantienen una lámina de agua en superficie fuera de la época de lluvias (Mitsch & Gosselink 2015).

Formación y evolución histórica

Formación y distribución en la fachada atlántica ibérica

En la fachada atlántica, los bosques higrófilos aparecen frecuentemente en posición de fondo de valle, en depresiones sedimentarias o asociados a lagunas vestibulares, situadas en el tramo final del cauce fluvial o asociados a aguas de origen superficial o subterránea (Ramil-Rego et al. 1995; Queiroz 1999; Mateus & Queiroz 2000).

La formación de los bosques higrófilos de fondo de valle se produce en valles donde el agua procedente de las partes altas no se evacúa con la suficiente rapidez aunque exista una red de drenaje perfectamente establecida, dando así lugar a áreas hidromorfas. Se trata de lugares de topografía aplanada, debida a la existencia de rellenos sedimentarios de origen variado, donde pueden confluir tanto aguas corrientes jerarquizadas de la red hidrográfica como aportes de circulación freática (Ramil-Rego et al. 1995). Por otra parte, las áreas de piedemonte de las sierras atlánticas han funcionado como lugares de recepción de los materiales erosionados y transportados desde los sectores culminantes durante diferentes etapas geológicas (Cretácico, Terciario, Cuaternario), originándose depósitos detríticos con abundantes niveles arcillosos impermeables. En estos depósitos, la combinación de un relieve aplanado con la existencia de materiales impermeables, responsables por una reducida infiltración de aguas superficiales y del afloramiento de la capa freática, llevan a la formación de humedales de depresión sedimentaria o gándaras (Ramil-Rego et al. 1995). Entre estos humedales, es posible todavía



Figura 1. Ejemplos de bosques higrófilos de la fachada atlántica ibérica. De arriba abajo y de izquierda a derecha: Aliseda sobre sustrato inorgánico (Caxarias, Portugal); Saucedas sobre sustrato turboso (Alpiarça, Portugal); Saucedas vestibular (LIC Costa Artabra, Doniños, A Coruña); Bosque higrófilo en surgencia karstica (LIC Parga-Ladra-Támoga, Vilalba, Lugo); Saucedas higrófila con inundación estacional, aspecto invernal (LIC Paul de Madriz, Portugal); Fresneda higrófila, aspecto estival (Arroyo de la Rocina, Parque Nacional de Doñana).

encontrar algunos ejemplos con una extensión considerable en los valles del río Miño/Minho y Limia/Lima. En estas cuencas sedimentarias, formadas en el Cenozoico, las áreas mejor conservadas se caracterizan por el predominio de formaciones arbóreas constituidas por un mosaico de diferentes tipos de bosques higrófilos alternando con formaciones herbáceas desarrollándose entre los cauces fluviales (Ramil Rego 2002). Los bosques higrófilos asociados a lagunas vestibulares aparecen frecuentemente en una posición marginal al sistema lagunar, bloqueado por un cordón dunar litoral (Ramil Rego et al. 1996; Queiroz 1999). En Galicia, dentro de esta categoría se encuentran los bosques higrófilos situados en las localidades de Pantín y Doniños, dentro del Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) Costa Ártabra, en la Provincia de A Coruña. Finalmente, los bosques higrófilos cuya dinámica depende principalmente de aguas de origen subterránea aparecen frecuentemente asociados a fenómenos de hidrotermalismo o formaciones kársticas (Ramil Rego et al. 1996). Algunos ejemplos de este tipo de bosques higrófilos se encuentran en varios enclaves de la Reserva de la Biosfera Terras do Miño en la Terra Chá de la Provincia de Lugo, por ejemplo los llamados Ollos de Begonte.

Al descender en latitud, el aumento de la relación evapotranspiración/precipitación resulta progresivamente más adverso para el mantenimiento de humedales de largo hidropereodo (Queiroz 1999; Kroes & Brinson 2004). El periodo estival sin lluvias hace secar numerosos humedales e impide la acumulación de sedimentos orgánicos debido a la rápida descomposición de la materia orgánica por oxidación. De este modo, la existencia de humedales con hidropereodos prolongados en áreas meridionales de la Península Ibérica es naturalmente más reducida y esta frecuentemente asociada a condiciones de reducida infiltración (Queiroz 1999). Por ejemplo, en la cuenca del Río Sado (Portugal), el sustrato impermeable de la formación de areniscas de Marateca favorece la retención de agua en las capas arenosas que se encuentran en contacto con la superficie, permitiendo la formación de ambientes palustres (Neto 2002). La conexión con los acuíferos y la alimentación por agua subterránea constituyen elementos indispensables para el mantenimiento del nivel freático estival de muchos de los bosques higrófilos meridionales (Manzano et al. 2002). Por ejemplo, el arroyo de la Rocina funciona como área de descarga del sistema acuífero Plio-cuaternario de Doñana, manteniendo durante todo el año el nivel de agua superficial del suelo, donde se desarrolla una densa fresneda y saucedada higrófila (Manzano et al. 2005).

Evolución: historia paleoecológica

Los bosques higrófilos tienen una larga historia ambiental en el marco de la fachada atlántica ibérica. Aunque las primeras etapas de esta evolución sean relativamente poco

conocidas, la presencia de estas formaciones está documentada en el noroeste ibérico desde el Terciario (Medus 1965). Los depósitos de lignito presentes en Galicia (As Pontes, Meirama, Xinzo de Limia) revelan la existencia de extensos bosques higrófilos en ese periodo (Ramil Rego et al. 2008). Los fósiles encontrados indican tanto elementos higrófilos actualmente existentes como *Alnus*, *Salix*, *Fraxinus*, *Myrica*, como elementos ajenos a las regiones biogeográficas actuales como *Taxodium*, *Palmaceae* (Medus 1965). Durante el periodo Cuaternario, las condiciones climáticas se caracterizaron por una sucesión de largos episodios fríos (100.000 años) y cortos periodos cálidos (10.000 años), que constituyen los ciclos Glaciar-Interglaciar (Gómez-Orellana 2002). La sucesión de ciclos Glaciar-Interglaciar originó una intensa redistribución de la flora Terciaria, reflejándose en fenómenos migratorios. Estos llevaron a la extinción de muchos taxones o su confinamiento en áreas meridionales y con frecuencia en ambientes locales que constituyeron refugios y puntos de partida para su posterior expansión (Tallis 1991). De hecho, la Península Ibérica está considerada una de las áreas de refugio y especiación de algunos tipos de flora, como es el caso por ejemplo de *Alnus glutinosa* (Douda et al. 2014). Los elementos Terciarios propios de medios encharcados como *Alnus*, *Salix*, *Fraxinus* y *Myrica* en conjunto con algunos elementos Artho-terciarios (*Betula*) constituyen la génesis de la vegetación arbórea actual en los bosques higrófilos de la fachada atlántica ibérica (Teixeira & Pais 1976; Gómez-Orellana 2002; Karrenberg et al. 2002).

En el Centro y sur de la fachada atlántica ibérica, además de las variaciones climáticas, la evolución de los bosques higrófilos en las áreas litorales está directamente relacionada con las fluctuaciones del nivel del mar, que se ven reflejadas en las transgresiones y regresiones marinas y que, a través de la dinámica hidrogeomorfológica, tuvieron un papel determinante en los tipos y en la sucesión de las comunidades vegetales (Mateus & Queiroz 1993, 1997; Yañez Camacho et al. 2006). Por ejemplo en las desembocaduras del Tajo y Sado, cuya individualización como cuencas independientes data de principios del Cuaternario (Azevedo 1985), las transgresiones marinas influyeron en la inmigración de ecosistemas litorales para el interior mientras que las regresiones marinas facilitaron el avance de la vegetación dulceacuicola, condicionando la distribución y área ocupada por los bosques higrófilos (Queiroz 1999; van der Schriek et al. 2008).

Después de los avances y retrocesos de la vegetación arbórea durante los periodos Glaciar-Interglaciar, el auge de la vegetación planocaducifolia ocurre en el Holoceno medio, iniciándose aproximadamente en el 8000 BP (Mateus & Queiroz 1993; Gómez-Orellana 2002). Durante ese periodo los bosques higrófilos ocuparían vastas áreas, cubriendo los valles fluviales con bosques aluviales de gran extensión, a semejanza de lo que ocurriría en otras regiones

de Europa (Brown et al. 1997). La presencia de estos bosques higrófilos se encuentra documentada para el litoral noroeste alentejano de Portugal por los estudios de Mateus y Queiroz (Mateus & Queiroz 1993; Queiroz 1999). En la ribeira do Carvalhal, donde hoy restan algunos fragmentos de saucedas, los mismos autores identificaron, desde 4000 BP, polen de *Alnus glutinosa*, *Salix atrocinerea* y *Frangula alnus*, acompañados de abundantes helechos (*Osmunda regalis* y *Thelypteris palustris*), así como lianas (*Lonicera periclymenum*) (Mateus 1992). En otros enclaves la presencia de estos bosques es sugerida desde 7000 BP (Ribeira da Apostiça (Mendes 1999), o 5600 BP (Lagoa de Melides (Santos 1999).

Los primeros signos de intervención humana sobre el territorio del sudoeste ibérico surgen sobre el 6000 BP, sin embargo, el impacto humano habría comenzado a ser permanente hace 3000 años, especialmente durante el llamado Bronce II (Mateus 1992), periodo durante el cual el uso humano tendrá un papel fundamental en la deforestación de los bosques. Los diagramas polínicos realizados a partir de depósitos de turba de más de 6 m de profundidad y datados de 5060 BP en la localidad de Alpiarça (Portugal) en un valle aluvial de la cuenca del Tajo indican una sucesión de fases de expansión y retracción de la aliseda alternando con dominancia de ciperáceas y helechos (van Leeuwarden & Janssen 1985). Una de las primeras reducciones en el área de aliseda higrófila ocurre alrededor de 3500 BP, fecha que corresponde con la señalada por Mateus (1992) para el comienzo de la eliminación de los bosques higrófilos y que además coincide con la abundancia de vestigios arqueológicos en la zona (Mozzi et al. 2000). La aliseda prevalecería hasta 2000 BP, faltando en las capas superiores hasta el presente, donde ha sido sustituido por una saucedas higrófila con presencia únicamente puntual de *Alnus* (Rodríguez-González 2009).

Por su parte, en el área del Parque Nacional de Doñana, persiste actualmente una de las mayores áreas de saucedas y fresnedas higrófilas de la fachada atlántica ibérica en el llamado Arroyo de la Rocina. Una serie de análisis polínicos realizados en los años 80 permiten esbozar la trayectoria del bosque higrófilo a lo largo del tiempo (Stevenson 1984, 1985a, b). La presencia de saucedas es ininterrumpida desde 4500 BP coexistiendo con *Vitis* spp a lo largo de todo el perfil y con *Populus* spp en menor cantidad. La presencia de *Vitis* spp, que se mantiene en los bosques actuales (Rodríguez-González et al. 2008a), podrá deberse inicialmente a factores de origen natural, aunque podría haber sido favorecida por la actividad humana desde muy pronto (4000 BP) con las primeras evidencias de viticultura en la zona (Stevenson & Moore 1988). La presencia de *Fraxinus* aumenta considerablemente a partir de 510 BP (Stevenson & Moore 1988). Este cambio sugiere alteraciones del régimen hidrológico, o protección de la especie por la actividad humana, una vez que las ramas de

fresno han sido utilizadas tradicionalmente en la región mediterránea como alimento para el ganado al final de la época estival (Stevenson & Harrison 1992; Cobo García et al. 2002; Monteiro Alves et al. 2012).

De un modo general, en toda la fachada atlántica ibérica, el último tercio del Holoceno está marcado por un rápido deterioro de las formaciones arbóreas como consecuencia de la acción humana para la obtención de madera y terrenos de cultivo, con la sustitución paulatina de los bosques por matorral, prados o áreas de labradío y la restricción de las formaciones arbóreas a las áreas más inaccesibles (Gómez-Orellana 2002). Después del auge de las culturas del Bronce y Hierro, caracterizadas en el Noroeste Ibérico por el asentamiento en lugares elevados (castros) (Rodríguez López & Fernández Rodríguez 1996), con la romanización se generaliza la colonización de terrenos bajos al desplazarse la población a las villas rústicas (Ribeiro 1986). Durante el dominio romano, los conflictos bélicos, la construcción civil y militar así como las actividades mineras contribuyeron de forma decisiva para la pérdida de una buena parte de la cobertura arbórea en general (Ribeiro 1986; Bauer 1991). Después de la romanización, con la invasión por tribus centroeuropeas, la presión sobre los bosques se redujo relativamente, aunque la agricultura experimentaría un nuevo auge durante la conquista árabe (Ramil Rego et al. 2008). En las sociedades agrarias pre-industriales ibéricas, los periodos de reactivación económica implicaron un aumento de la presión sobre los bosques, tal como ocurrió durante la Baja Edad Media (Ramil Rego et al. 2008), y durante el siglo XVI con los periodos de hegemonía marítima de España y Portugal (Bauer 1991; Blanco Castro et al. 1997).

Diversidad y Estructura

Diversidad florística y estructural

La fachada atlántica ibérica se sitúa entre dos grandes territorios fitogeográficos, la iberia húmeda dominada por bosques de hoja caduca de naturaleza eurosiberiana, y la iberia seca de naturaleza mediterránea. Este último clima se caracteriza por una fuerte estacionalidad, en particular un verano seco y cálido, pero también una marcada irregularidad, en que los años húmedos se alternan con periodos de sequía, de forma imprevisible. Por ello, las plantas leñosas con mayor éxito en la región mediterránea son las de hoja perenne y xerófitas (Monteiro Alves et al. 2012). A diferencia de los bosques situados en medios terrestres, uno de los aspectos más característicos de los bosques higrófilos es su carácter azonal. Si comparamos la composición florística de la vegetación terrestre adyacente a un bosque higrófilo del Noroeste y a uno del Suroeste ibérico, constatamos un marcado contraste entre la vegetación característica de la región eurosiberiana de hoja

caduca (bosques templados), frente a vegetación de hoja perenne o marcescente (alcornocales, encinares) en el sur (Blanco Castro et al. 1997). En cambio, si agrupamos los bosques higrófilos a lo largo de la fachada atlántica ibérica teniendo en cuenta las especies arbóreas dominantes, se constata que un reducido número de especies caracterizan el dosel de estas formaciones, en parte debido a las especiales condiciones hidrológicas y edáficas de estos ecosistemas. El abedul (*Betula alba*), el aliso (*Alnus glutinosa*), los sauces (*Salix* spp), y los fresnos (*Fraxinus* spp.) son las especies más comunes que aparecen, de Norte a Sur, en los bosques higrófilos en la fachada atlántica. Entre ellas, las más típicas son las formaciones de alisos y sauces (principalmente *Salix atrocinerea*), tanto monoespecíficas como mixtas (Rodríguez-González et al. 2008a). A nivel de la diversidad total de especies vegetales, en 42 bosques higrófilos estudiados en la fachada atlántica ibérica (Rodríguez-González 2009), se identificaron 301 taxones incluyendo 30 especies de briófitos. La distribución de tipos biológicos de Raunkaier (1934), corresponde a 35% hemicriptófitos, 25% criptófitos, 19% fanerófitos, 14% terófitos e 7% caméfitos. Además, fueron identificados diez endemismos europeos y ocho endemismos ibéricos.

En general, los bosques higrófilos en la fachada atlántica presentaron una riqueza total de especies más reducida que otras formaciones como por ejemplo los bosques riparios del mismo ámbito geográfico (Rodríguez-González et al. 2008a). De hecho, la mayor parte (70%) de los taxones identificados son especies adaptadas a ambientes higrófilos (48%), anfibios (18%) o estrictamente acuáticos (4%); según Franco (1971-1984), Franco y Rocha Afonso (1994-2003), y Castroviejo et al. (1986-2008). Los patrones de composición florística en estas formaciones, estudiados por métodos multivariantes de clasificación, se presentan asociados a la especie arbórea dominante (Tabla 1).

Si bien a nivel específico la diversidad es relativamente reducida, a nivel estructural, los bosques higrófilos presentan una gran variabilidad tanto espacial como temporal. Es típica la estratificación vertical, con presencia de distintas formas de vida como trepadoras, especies formadoras de macollas (graminoides, ciperáceas), herbáceas perennes y anuales que se suceden ocupando los nichos que surgen a lo largo de un ciclo anual. Dependiendo de su hidropereodo, al término de la época de encharcamiento, durante el invierno, algunas especies estrictamente acuáticas pueden desarrollarse aprovechando la mayor entrada de luz a través del dosel todavía sin hojas (*Callitriche* sp). Con el aumento de las temperaturas de primavera y la disminución del nivel freático, otras especies de fenología temprana (*Iris pseudacorus*) aprovecharán antes del cierre de copas para desarrollarse con rapidez. La existencia de un conjunto de gradientes ambientales a múltiples escalas espaciales y temporales, que favorece la ocupación de diferentes

nichos ecológicos en función de la tolerancia de las especies al encharcamiento y a la falta de luz, se ha denominado *flood-shade tolerance hypothesis* (Battaglia & Sharitz 2006; Valladares & Niinemets 2008; Araya et al. 2011). Esta teoría explica la dinámica de colonización basándose en el compromiso entre el grado de tolerancia al encharcamiento y la falta de luz entre las diferentes especies, permitiéndoles distribuirse en los diferentes hábitats disponibles a lo largo del año.

Factores ambientales determinantes de la variación florística

Los patrones de diversidad florística y los procesos ecológicos que los producen son dependientes de la escala espacial y temporal sobre la cual son observados, es decir existen escalas de tiempo y espacio en las cuales un proceso resulta relevante y prevalece sobre otro (por ejemplo, procesos de especiación/extinción a escala biogeográfica, frente al efecto de variables ambientales a escala local). La fachada atlántica ibérica comprende un acusado gradiente climático que se refleja en cambios sustanciales en la vegetación terrestre. Sin embargo, para los bosques higrófilos más representativos de este territorio (alisedas y saucedas), la variación en la diversidad y composición de plantas está explicada principalmente por factores de escala local y en menor proporción por factores climáticos. Los factores hidrogeomorfológicos, como la duración del hidropereodo, el nivel freático estival y la posición en el paisaje incluyendo la distancia al cauce fluvial, fueron los principales factores determinantes de la composición florística en los bosques higrófilos de la fachada ibero atlántica (Rodríguez-González et al. 2008a). Dada la adversidad del clima mediterráneo, el mantenimiento de este tipo de bosques higrófilos meridionales está claramente asociado a la ausencia de drenaje y no a cantidades adicionales de precipitación, normalmente ausente en estas regiones (Comerford 1996). Otro factor determinante en los patrones de diversidad de los bosques higrófilos es el grado de conectividad con la red hidrográfica. Dada la importancia de la hidrocoria en la dispersión de plantas acuáticas y ribereñas (Nilsson et al. 2010), la conexión entre las áreas inundables y la red fluvial permite mantener la llegada de propágulos provenientes del *pool* regional de especies a las comunidades de plantas locales favoreciendo así el mantenimiento de la biodiversidad (Ricklefs 1987). Finalmente, factores de orden histórico y biogeográfico pueden influenciar de forma importante los patrones florísticos en los bosques higrófilos, una vez que los factores ambientales de origen natural, con frecuencia se revelan insuficientes para explicar los niveles de fragmentación en los bosques actuales, sometidos a una presión antrópica secular (Økland et al. 2003; Natlandsmyr

& Hjelle 2016). La intervención humana podrá estar también relacionada con cambios en los procesos de sucesión en este tipo de bosques influenciando su potencial terrenalización hacia una comunidad no higrófila (Wheeler & Proctor 2000) o permitiendo que se perpetúen de forma prolongada (Prieditis 1997). La permanencia de estos bosques durante miles de años es confirmada por estudios paleobotánicos (Gómez-Orellana 2002). A través del estudio de polen y de microfósiles en

países del este de Europa donde todavía se conservan grandes áreas de bosques higrófilos, se atribuye su continuidad a una dinámica cíclica constituida por un mosaico de diferentes fases que se suceden a lo largo del tiempo y en el paisaje desde las comunidades típicas de medios completamente acuáticos (lagos, charcas) hasta los bosques climáticos propios de medios terrestres (Pokorný et al. 2000).

Especies	Grupos de Bosques según especie dominante				
	1	2	3	4	5
Arboles					
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	-	-	-	62.17	-
<i>Betula alba</i> L.	68.50	-	-	-	-
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl.	-	39.23	-	-	3.33
<i>Quercus robur</i> L.	16.75	-	-	-	-
<i>Salix atrocinerea</i> Brot.	10.44	45.77	76.96	21.38	-
<i>Salix salviifolia</i> Brot.	-	-	-	-	93.33
Arbustos					
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	0.81	-	-	-	-
<i>Frangula alnus</i> Miller.	4.69	-	7.26	9.25	-
Herbáceas					
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	10.19	-	-	-	23.33
<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth.	-	-	-	2.06	-
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Hudson) Beauv.	12.44	-	-	-	-
<i>Carex elata</i> All. subsp. <i>tartessiana</i> Luceño & Aedo	-	15.35	-	-	-
<i>Carex paniculata</i> L. subsp. <i>Iusitanica</i> (Willd.) Maire	-	14.46	6.44	15.91	-
<i>Deschampsia cespitosa</i> L. (Beauv.)	13.38	-	-	-	-
<i>Hypericum undulatum</i> Willd.	-	-	0.73	-	1.5
<i>Juncus effusus</i> L.	-	-	2.44	0.88	5.00
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	-	-	-	-	0.67
<i>Ludwigia palustris</i> (L.) Elliott	-	1.08	-	-	-
<i>Lycopus europaeus</i> L.	-	-	1.25	1.73	-
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	-	-	-	0.8	-
<i>Lythrum salicaria</i> L.	-	-	0.36	0.79	-
<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh.	-	-	-	-	0.5
<i>Osmunda regalis</i> L.	-	-	-	3.64	-
<i>Samolus valerandi</i> L.	-	-	-	-	0.83
<i>Scutellaria minor</i> Hudson	-	-	-	-	1.33
<i>Sparganium erectum</i> L.	-	1.08	2.82	-	-
<i>Viola palustris</i> L.	0.94	-	-	-	-
Lianas					
<i>Hedera helix</i> L.	14.51	-	6.31	8.88	-
<i>Lonicera periclymenum</i> L.	8.00	-	1.29	1.67	-
<i>Smilax aspera</i> L.	-	4.52	-	-	-
<i>Solanum dulcamara</i> L.	-	-	-	2.08	-
<i>Vitis vinifera</i> L.	-	3.66	-	-	-

Tabla 1. Abundancia relativa (% cobertura) de las especies características de cada grupo de bosques según su especie dominante (1, *Betula alba*; 2, *Salix atrocinerea* and *Fraxinus angustifolia* and; 3, *Salix atrocinerea*; 4, *Alnus glutinosa* and 5, *Salix salviifolia*), obtenida por análisis multivariante (SIMPER). (Adaptado de Rodríguez-González et al 2008a).

Funcionamiento

La interacción entre los procesos físicos y el desarrollo de las especies leñosas modula el funcionamiento ecológico de los bosques higrófilos (Ellison et al. 2005). La duración y periodicidad de la inundación y las características edáficas asociadas están íntimamente ligadas a la dinámica poblacional, crecimiento y productividad de las especies leñosas dominantes, que presentan adaptaciones morfológicas y funcionales en respuesta a las condiciones ambientales en las que habitan.

En los bosques higrófilos de la fachada atlántica ibérica es muy rara la regeneración por semilla en el interior del bosque (Rodríguez-González et al. 2010). La falta de oxígeno en los enclaves más permanentemente inundados (McVean 1953) o los suelos con texturas más pesadas (Johansson 1999) pueden impedir la germinación de algunas semillas en especies como el aliso. En especies del género *Salix*, los principales factores implicados son la corta viabilidad de las semillas (Stella et al. 2006), junto con una elevada mortalidad de plántulas (Karrenberg et al. 2002) y cambios en la proporción de sexos, que pueden provocar desequilibrios poblacionales en estas especies dioicas (Hultine et al. 2016). De este modo, las especies leñosas dominantes en los bosques higrófilos de la fachada atlántica ibérica (*Salix atrocinerea*, *Alnus glutinosa*), presentan frecuentemente portes arbustivos, con numerosos troncos (*ramets*) por individuo (*genets*), lo que permite permanecer a los individuos ya instalados a través de la reposición de nuevos *ramets* mediante regeneración vegetativa (Rodríguez-González et al. 2010). La estrategia de regeneración vegetativa puede ser interpretada como una respuesta a la menor disponibilidad de recursos en ambientes extremos, que algunos autores han denominado “*persistence niche*” (Bond & Midgley 2001). Un gran número de especies perennes utilizan la regeneración vegetativa para propagarse y persistir en condiciones de encharcamiento permanente (Battaglia & Collins 2006). Este tipo de crecimiento está causado por la interrupción de la latencia de las yemas basales, fenómeno inducido por la inundación (Crawford 1996). La mayor densidad de troncos también puede facilitar el transporte de oxígeno a las raíces incrementado proporcionalmente el área disponible para intercambio de gases (Kozłowski & Pallardy 2002).

A nivel de las tendencias de crecimiento por individuo, tanto *Alnus glutinosa* como *Salix atrocinerea* reflejan una elevada sensibilidad a las variaciones de régimen hidrológico en sus anillos de crecimiento anual, pudiendo utilizarse como indicadores de cambios ambientales a largo plazo (Rodríguez-González et al. 2010; Rodríguez-González et al. 2014). En concreto, se han observado reducciones de crecimiento radial en los bosques higrófilos de la fachada atlántica ibérica con hidroperiodos más largos (Rodríguez-González et al. 2010). Esta disminución puede estar

relacionada con disfunciones fisiológicas derivadas de la existencia de anoxia en la zona radicular (Kozłowski 1997). *Alnus glutinosa* presenta los mayores crecimientos en suelos bien drenados independientemente del contenido de nutrientes (Rodríguez-González et al. 2010). El género *Alnus* tiene la capacidad para realizar la fijación atmosférica del nitrógeno, lo que puede contribuir a su carácter relativamente indiferente al contenido en nutrientes (Rodríguez-González et al. 2008b). Esta especie desarrolla además una estrategia fisiológica basada en mantener una elevada conductancia estomática y una elevada tasa de transpiración, lo que le permite maximizar la productividad y mejorar la adquisición de nutrientes en medios más pobres, siempre que la disponibilidad hídrica esté asegurada (Eschenbach & Kappen 1999). Por otra parte, el crecimiento de *Salix atrocinerea* sí parece estar negativamente afectado por la falta de nutrientes, principalmente fósforo y potasio (Rodríguez-González et al. 2010) elementos que han sido destacados por su papel en el desarrollo de otras especies del género *Salix* (Day et al. 2006).

Estas reducciones en el crecimiento individual medido en los troncos principales de cada individuo, sin embargo, no se traducen en un patrón claro de disminución de productividad a nivel del bosque una vez que las reducciones del crecimiento radial están asociadas a un mayor porcentaje de individuos con porte arbustivo y con mayor biomasa, compensando el menor crecimiento por tronco (Rodríguez González et al 2010). En los enclaves más inundados, donde *Salix atrocinerea* es la especie dominante, esta presenta las mayores densidades tanto de troncos como de individuos. Por su parte, *Alnus glutinosa* es menos abundante en los sitios más inundados, donde presenta un mayor porcentaje de individuos con porte arbustivo y una mayor biomasa por individuo (Rodríguez-González et al. 2010).

Las saucedas comparten con las alisedas higrófilas la presencia de especies vegetales con estructuras de adaptación al encharcamiento. Son frecuentes las especies herbáceas formadoras de macollas de grandes dimensiones (Amigo et al. 2004) y las especies leñosas presentan frecuentemente varios troncos, inclinados, con gran porcentaje biomasa muerta. Además, los árboles presentan modificaciones morfológicas en respuesta al encharcamiento como troncos con base hipertrofiada, raíces adventicias o grandes lenticelas (Rodríguez González et al 2009), características que han sido ampliamente referidas como indicadoras de condiciones anaeróbicas (Kozłowski 1997).

Las saucedas se diferencian especialmente de las alisedas por presentar un estrato superior de menor altura, fisionomía más arbustiva y mayor mortalidad de troncos. Los valores de mortalidad referidos en los bosques higrófilos de Galicia (Rodríguez-González et al. 2004)

corresponden a lo que Kirby et al 1998 (Kirby et al. 1998) consideran bosques no gestionados en el Reino Unido (>50 árboles muertos por hectárea), encontrándose dentro de los valores considerados por Iremonger (1990) para los bosques higrófilos irlandeses. Al analizar los bosques al sur del Miño, se verifica que los niveles de mortalidad son inferiores, constatándose en los sitios encharcados una mortalidad de únicamente el 5%. Sin embargo, debe destacarse que estos individuos presentan varios troncos y que existe una mortalidad parcial, que, en los enclaves más encharcados este nivel corresponde a 29% de los troncos existentes (Rodríguez-González et al. 2010). En este caso, la mortalidad podría estar relacionada solamente de forma indirecta con el encharcamiento a través de la densidad de troncos (Ernst & Brooks 2003) o indicar otros factores como la competición por la luz (Balian & Naiman 2005).

En general, los patrones de densidad, de crecimiento y de composición de especies indican que el encharcamiento fomenta una estrategia de persistencia, en la que las especies dominantes presentan un porte más arbustivo de menor altura, con menores crecimientos radiales pero distribuidos por mayor número de troncos, permitiéndoles preservar la comunidad en ausencia de reproducción sexual.

Estado actual y orientaciones de conservación

A diferencia de las vastas áreas que pudieron llegar a representar en periodos pasados (Gómez Orellana 2002), los bosques higrófilos ocupan hoy en día un área muy reducida en la fachada atlántica ibérica. Por ejemplo en 2009, las áreas relativamente bien preservadas de este tipo de bosques representaban aproximadamente 0.33% del área forestal de caducifolias de Portugal (Rodríguez-González 2009). La gestión de los humedales, tradicionalmente derivada de una percepción social que los consideraba terrenos insalubres e inútiles, ha cambiado en los últimos años después de haberse reconocido las funciones y servicios proporcionados por estos ecosistemas (Mitsch & Gosselink 2015). Entre las muchas funciones ecológicas de los bosques higrófilos pueden citarse: constituir interfaces entre los ecosistemas acuático y terrestre, fomentar la diversidad regional, constituyendo hábitats y corredores ecológicos, y actuar como reguladores de los ciclos biogeoquímicos. Estas funciones se traducen en servicios ecosistémicos como la amortiguación de inundaciones, la mejora de la calidad del agua, y el secuestro de carbono. Constituyen además importantes reservorios de patrimonio genético natural y poseen un relevante valor recreativo y educacional (Maes et al. 2013).

Desde la década de los 70, la creciente concienciación ambiental permitió que se empezasen a reformular las

políticas que habían estado únicamente dirigidas al desarrollo agrario con un impacto muy significativo sobre los humedales. Además de ocupar frecuentemente terrenos aptos para las actividades agrícolas, y de ser cortados para la obtención de leña, los bosques higrófilos han sufrido especialmente las alteraciones hidrológicas realizadas en las cuencas hidrográficas. En los siglos XVII y XIX, muchos cursos fluviales y sus llanuras de inundación han sido alterados por acciones de canalización con el objetivo de controlar las grandes crecidas provocadas por la erosión masiva de las cuencas desforestadas. Posteriormente entre los años 50 y 70 se generalizaron las obras de regularización, que acabarían afectando a todas las grandes cuencas hidrográficas del continente europeo (Nilsson et al. 2005). En el sur de Europa, además de las presiones mencionadas, se suma la intensa presión demográfica y el conflicto por los recursos hídricos con creciente importancia en el contexto del cambio climático (Vörösmarty et al. 2010; Stella et al. 2013).

Las alteraciones en las llanuras de inundación como consecuencia de las obras de canalizaciones y dragados, efectuadas en los cursos fluviales, han perturbado significativamente las condiciones hidromorfológicas asociadas a la presencia de los bosques higrófilos. Las primeras obras de modificación del régimen hidrológico en algunos ríos portugueses datan de principios del siglo XVII, como el Mondego (Fortes 1929), cuya amplia llanura de inundación presenta todavía algunos fragmentos de lo que habrían sido los bosques higrófilos, y que se encuentran actualmente integrados en el LIC Paul de Madriz y en el LIC Paul de Arzila. Además de las alteraciones en los cursos fluviales, una de las actividades antrópicas que ha contribuido a la reducción drástica del área ocupada por bosques higrófilos en la fachada atlántica ibérica está asociada a las alteraciones del nivel freático. De particular importancia ha sido la creación de estructuras de drenaje en los fondos de valle (Ramil Rego & Domínguez Conde 2006) la extracción de agua subterránea para riego y uso humano (España 2016) así como la propia extracción de turba (Fernández Zamudio et al. 2007).

En la actualidad, a las múltiples presiones derivadas de las actividades humanas sobre los bosques higrófilos, se añaden las incertezas derivadas de las alteraciones globales, afectando al régimen hidrológico a través del calentamiento global, en especial a los más meridionales (Schmidt et al. 2016). Como resultado también de la globalización, diversos agentes bióticos están causando daños a los bosques higrófilos, como las invasiones por especies exóticas (Liendo et al. 2016). En la actualidad, una nueva y preocupante amenaza es la enfermedad causada por especies del género *Phytophthora* que, proveniente del N de Europa (Bjelke et al. 2016) está avanzando hacia el sur con rapidez, provocando mortalidad extensiva de alisos y efectos devastadores sobre los bosques higrófilos de la fachada

atlántica ibérica (Solla et al. 2010; Kanoun-Boulé et al. 2016).

Se estima que la reducción en la superficie global de humedales ha sido de 64-70% en el siglo XX y las pérdidas y degradación de estos ecosistemas continúan (Leadley et al. 2014). La información para bosques higrófilos específicamente es más limitada pero numerosos estudios indican la drástica reducción y fragmentación sufrida por estas formaciones en toda Europa (Brinson & Malvárez 2002; Gurnell & Petts 2002). En 2002, el área de “*forested wetlands*” figuraba como desconocida para España y para Portugal en el estudio de Brinson & Malvárez (2002), reflejando el desconocimiento que todavía existía sobre estos sistemas. En el mismo año, se realiza el Inventario de Humedales de Galicia (Ramil Rego 2002), que se convierte en una importante contribución para catalogar, clasificar y evaluar el estado de conservación de los humedales del noroeste de la Península Ibérica, con base en la vegetación. En Portugal, los inventarios más recientes se refieren a humedales incluidos en la Convención de Ramsar, en el contexto del proyecto MEDWET (Farinha et al. 2001) encontrándose actualmente en fase de revisión (Farinha, 2017, com. pers.). La legislación española incluye las categorías de bosques higrófilos de Ramsar, pero el inventario nacional (IEZH), reglamentado por el Decreto 435/2004, todavía se encuentra en fase de ejecución en las diferentes comunidades autónomas (<http://www.mapama.gob.es/>).

Las normativas de protección de los humedales, tanto en España como en Portugal, se enmarcan dentro de las directivas europeas como la Directiva Hábitats 92/43/CEE y la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE. La Directiva Hábitats incluye explícitamente los bosques higrófilos atribuyéndoles la categoría de prioritarios a algunos tipos (91D0*, 91E0*). Por su parte, la Directiva Marco del Agua (DMA) supuso un importante avance de una gestión del agua tradicionalmente centrada en el aumento de la oferta de recursos hídricos hacia una gestión orientada a la obtención y mantenimiento del buen estado ecológico de las masas de agua. Sin embargo, una de las grandes carencias de la aplicación de la DMA en España y Portugal ha sido la no inclusión de los ecosistemas palustres en las redes de monitorización establecidas para ríos y masas de agua leníticas artificiales (Camacho 2007). Los bosques higrófilos intervienen de forma decisiva en la consecución de los objetivos de la DMA. Por estar integrados en la red hidrográfica superficial y subterránea, estos ecosistemas participan activamente en los intercambios de materia, energía y especies. Es por ello urgente identificar, demostrar y cuantificar las interacciones funcionales entre los bosques higrófilos y las masas de agua a las que se encuentran asociados integrándolos en las redes de monitorización ecológica y de restauración de los ecosistemas acuáticos.

Cualquier planteamiento en la gestión de los ecosistemas húmedos pasa por la consideración de las alteraciones climáticas dado el elevado grado de incerteza a nivel de la hidrología global y del incremento de stress hídrico previsto, en particular para las áreas meridionales (IPCC 2013; Schmidt et al 2016). Por ejemplo la *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive* (EC 2009) explícitamente menciona la mitigación de impactos derivados del cambio climático como uno de los objetivos prioritarios de la Directiva. Igualmente, la Estrategia Europea de la Biodiversidad para 2020 plantea entre sus objetivos la restauración de 15% de los ecosistemas degradados (EC 2011). Por su parte, la Convención de Ramsar promueve los principios “*avoiding-mitigating-compensating for loss and degradation*” como líneas orientadoras en la conservación y gestión de humedales (Gardner et al. 2012). El primer reto es disminuir la presión humana sobre estos ecosistemas, permitiéndoles recuperar su espacio vital y la reposición de su régimen hídrico lo más parecido al original que permita mantener su estructura y función, limitando la intervención física (Mitsch & Gosselink 2015). Si bien garantizando el territorio vital y la disponibilidad hídrica se pueden recuperar algunos bosques higrófilos, en otros casos es necesario reconstituir y restaurar. Para ello, el análisis de los vínculos entre las fuerzas motrices de la degradación a través de enfoques integradores como el marco DPSIR (fuerzas motrices, presión, estado, impactos y respuestas) podrán contribuir a una mejor evaluación y toma de decisiones a distintas escalas espaciales (cuenca hidrográfica, bosque) y temporales incorporando la visión de largo plazo (Rodríguez-González et al. in press).

Entre los principios orientadores para la restauración ecológica, aplicables a los bosques higrófilos se incluyen los siguientes (Palmer et al. 2005; McDonald et al. 2016): 1) el diseño de un proyecto de restauración debe basarse en una imagen de referencia local adecuada y en la definición de objetivos en función del nivel de degradación; 2) la mejora del estado ecológico debe ser cuantificable; 3) el sistema restaurado debe ser más resiliente y sostenible, de modo que el mantenimiento externo sea mínimo; 4) no debe causarse una perturbación duradera en el ecosistema; 5) debe incorporarse un sistema de monitorización adecuado para evaluar el éxito del proyecto, asumiendo que la restauración lleva tiempo y 6) deben hacerse públicos los resultados pre y post restauración.

Agradecimientos PM Rodríguez González está financiada por Fundação para a Ciência e Tecnologia de Portugal a través del programa Investigador FCT (IF/00059/2015) y a través del proyecto UID/AGR/00239/2013 del Centro de Estudos Florestais.

Referencias Bibliográficas

- Amigo J., Izco J. & Romero I. (2004). Swamp alder woodlands in Galicia (NW Spain): phytosociological interpretation. Ecological and floristic contrast to western European swamp woodlands and delimitation versus riparian alder woodlands in southern Europe and northern Africa. *Phytocoenologia*, 34, 613-638.
- Araya Y.N., Silvertown J., Gowing D.J., McConway K.J., Linder H.P. & Midgley G.F. (2011). A fundamental, eco-hydrological basis for niche segregation in plant communities. *New phytologist*, 189, 253-258.
- Azevedo T.M. (1985). Formações Plio-Quaternarias da Península de Setúbal; Geologia e Paleografía, Livro da Excursão. I Reunião do Quaternario Ibérico. .
- Balian E.V. & Naiman R.J. (2005). Abundance and production of riparian trees in the lowland floodplain of the Queets river, Washington. *Ecosystems*, 8, 841-861.
- Battaglia L.L. & Collins B.S. (2006). Linking hydroperiod and vegetation response in Carolina bay wetlands. *Plant Ecology*, 184, 173-185.
- Battaglia L.L. & Sharitz R.R. (2006). Responses of floodplain forest species to spatially condensed gradients: a test of the flood-shade tolerance tradeoff hypothesis. *Oecologia*, 147, 108-118.
- Bauer M. (1991). Los montes de España en la Historia. . Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Servicio de Publicaciones Agrarias. Fundación Conde del Valle Salazar, Madrid.
- Bjelke U., Boberg J., Oliva J., Tattersdill K. & McKie B.G. (2016). Dieback of riparian alder caused by the *Phytophthora alni* complex: projected consequences for stream ecosystems. *Freshwater Biology*, 61, 565-579.
- Blanco Castro E., Casado González M.A., Costa Tenorio M., Escribano Bombín R., García Antón M., Génova Fuster M., Gómez Manzaneque A., Gómez Manzaneque F., Moreno Saiz J.C., Morla Juaristi C., Regato Pajares P. & Sainz Ollero H. (1997). Los bosques ibéricos. 1 edn. Planeta, Barcelona.
- Bond W.J. & Midgley J.J. (2001). Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology and Evolution*, 16, 45-51.
- Brinson M.M. & Malvárez A.I. (2002). Temperate freshwater wetlands: types, status and threats. *Environmental Conservation*, 29, 115-133.
- Brown A.G., Harper D. & Peterken G.F. (1997). European floodplain forests: structure, functioning and management. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 6, 169-178.
- Brown J.H., Mehlman D.W. & Stevens G.C. (1995). Spatial variation in abundance. *Ecology*, 76, 2028-2043.
- Camacho A. (2007). La gestión de los humedales en la política de aguas en España. In: (ed. aguas PC-Tdsdlpd). Fundación Nueva Cultura del agua., p. 36.
- Castroviejo, S. (ed.) (1986–2013). Flora Iberica. Real Jardín Botánico. C.S.I.C, Madrid, ES.
- Cobo García D., Sánchez Gullón E. & García Murillo P. (2002). Flora y vegetación. In: Parque Nacional de Doñana (ed. García Canseco V). Esfagnos Talavera de la Reina, pp. 109-174.
- Comerford N.B. (1996). Soil water table, reducing conditions and hydrologic regime in a Florida Flatwood landscape. *Soil Science*, 161, 194-199.
- Crawford R.M.M. (1996). Root survival in flooded soils. In: Ecosystems of the world 4A. Mires: swamp, bog, fen and moor (ed. Goodall DW). Elsevier Amsterdam, pp. 257-283.
- Cross J.R. & Kelly D.L. (2003). Wetland woods. In: Distribution, ecology, uses and economical value (ed. Otte ML). University College Dublin Press Dublin, pp. 160-181.
- Day R.H., Doyle T.W. & Draugelis-Dale R.O. (2006). Interactive effects of substrate, hydroperiod, and nutrients on seedling growth of *Salix nigra* and *Taxodium distichum*. *Environmental and Experimental Botany*, 55, 163-174.
- Douda J., Doudová J., Drasnarová A., Kunes P., Hadincová V., Krak K., Zákavský P. & Mandák B. (2014). Migration patterns of subgenus *Alnus* in Europe since the Last Glacial Maximum: a systematic review. *PLOS ONE*, 9, e88709.
- EC (2009). Technical report 2009-040. Common Implementation Strategy for the WFD (2000/60/EC). Guidance document nº 24. River Basin Management in a changing climate. 141 p.
- EC (2011). Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. In: Brussels, p. 17.
- Ellison A.M., Bank M.S., Clinton B.D., Colburn E.A., Elliot K., Ford C.R., Foster D.R., Kloeppel B.D., Knoepp J.D., Lovett G.M., Mohan J., Orwig D.A., Rodenhouse N.L., Sobczak W.V., Stinson K.A., Stone J.K., Swan C.M., Thompson J., Von Holle B. & Webster J.R. (2005). Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3, 479-486.
- Ernst K.A. & Brooks J.R. (2003). Prolonged flooding decreased stem density, tree size and shifted composition towards clonal species in a central Florida hardwood swamp. *Forest Ecology and Management*, 173, 261-279.

- Eschenbach C. & Kappen L. (1999). Leaf water relations of black alder [*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.] growing at neighbouring sites with different water regimes. *Trees*, 14, 28-38.
- España W. (2016). El estado del agua en Doñana. Una evaluación del estado de las aguas y los ecosistemas del espacio protegido WWF-Informe 2016, WWF/Adena, Madrid. Available online: Accessed 25/11/2016. http://awsassets.wwf.es/downloads/estado_del_agua_donana.pdf.
- Farinha J.C., Costa L., Trindade A., Araújo P.R. & Silva E.P. (2001). Zonas húmidas portuguesas de importância internacional. ICN, Lisboa.
- Fernández Zamudio R., Sousa A. & García-Murillo P. (2007). Laguna de las Madres (Huelva). Flora y vegetación. Junta de Andalucía.
- Font Quer P. (1982). Diccionario de Botánica. Editorial Labor, Barcelona.
- Fortes M. (1929). O Aproveitamento Geral da Bacia do Rio Mondego, pelo sistema confederativo sindical hidrográfico, Lisboa.
- Franco, J.A. (1971, 1984). Nova Flora de Portugal. Vol I e II. Ed. del autor. Lisboa.
- Franco J.A., & M.L.R. Afonso. (1994-2003). Nova Flora de Portugal (Continente e Açores), Vol. III (Fasc. I-III). Escolar Editora, Lisboa.
- Gardner R.C., Bonells M., Okuno E. & Zarama J.M. (2012). Avoiding, mitigating, and compensating for loss and degradation of wetlands in national laws and policies. In: Ramsar Scientifica and Technical Briefing Note no. 3 Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.
- Gómez-Orellana L. (2002). El último ciclo Glaciar-Interglaciar en el Litoral del NW ibérico: Dinámica Climática y Paisajística. Tesis Doctoral. Departamento de Biología Vegetal. Universidade de Santiago de Compostela Lugo.
- Gurnell A.M. & Petts G. (2002). Island-dominated landscapes of large floodplain rivers, a European perspective. *Freshwater Biology*, 47, 581-600.
- Hultine K.R., Grady K.C., Wood T.E., Shuster S.M., Stella J.C. & Whitham T.G. (2016). Climate change perils for dioecious plant species. *Nature Plants*, 2, 16109.
- IPCC (2013). Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: (eds. Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V & Midgley PF) NY, USA, p. 1535.
- Iremonger S. (1990). A structural analysis of three Irish wooded wetlands. *Journal of vegetation science*, 1, 359-366.
- Johansson T. (1999). Site index curves for common alder and grey alder growing in different types of forest soil in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 14, 441-453.
- Kangas P.C. (1990). Long-term development of Forested Wetlands. In: *Ecosystems of the world: Forested Wetlands* (eds. Lugo AE, Brown S & Brinson MM). Elsevier Amsterdam, The Netherlands., pp. 53-85.
- Kanoun-Boulé M., Vasconcelos T., Gaspar J., Vieira S., Dias-Ferreira C. & Husson C. (2016). *Phytophthora xalni* and *Phytophthora lacustris* associated with common alder decline in Central Portugal. *Forest Pathology*, n/a-n/a.
- Karrenberg S., Edwards P.J. & Kollmann J. (2002). The life history of Salicaceae living in the active zone of floodplains. *Freshwater Biology*, 47, 733-748.
- Kelly D.L. & Iremonger S. (1997). Irish wetland woods: the plant communities and their ecology. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 97b, 1-32.
- Kirby K.J., Reid C.M., Thomas R.C. & Goldsmith F.B. (1998). Preliminary estimates of fallen dead wood and standing dead trees in managed and unmanaged forests in Britain. *Journal of applied ecology*, 35, 148-155.
- Kozłowski T.T. (1997). Responses of woody plants to flooding and salinity. *Tree Physiology, Monograph nº 1*, 1-29.
- Kozłowski T.T. & Pallardy S.G. (2002). Acclimation and Adaptive Responses of Woody Plants to Environmental Stresses. *The Botanical Review*, 68, 270-334.
- Kroes D.E. & Brinson M. (2004). Occurrence of riverine wetlands on floodplains along a climatic gradient. *Wetlands*, 24, 167-177.
- Leadley P.W., Krug C.B., Alkemade R., Pereira H.M., Sumaila U.R., Walpole M., Marques A., Newbold T., Teh L.S.L., van Kolck J., Bellard C., Januchowski-Hartley S.R. & Mumby P.J. (2014). Progress towards the Aichi Biodiversity Targets: An Assessment of Biodiversity Trends, Policy Scenarios and Key Actions. In: *Technical Series 78*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity Montreal, Canada.
- Liendo D., García-Mijangos I., Campos J.A., López-Muniain U. & Biurrun I. (2016). Drivers of Plant Invasion at Broad and Fine Scale in Short Temperate Streams. *River Research and Applications*, 32, 1730-1739.
- Lugo A.E. (1990). Introduction. In: *Ecosystems of the world: forested wetlands*. (eds. Lugo AE, Brinson M & Brown S). Elsevier Amsterdam, pp. 1-14.

- Maes J., Teller A., Erhard M., Liqueste C., Braat L., Berry P., Egoh B., Puydarrieux P., Fiorina C., Santos F., Parachini M.L., Keune H., Wittmer H., Hauck J., Fiala I., Verburg P.H., Condé S., Shägner J.P., San Miguel J., Estreguil C., Ostermann O., Barredo J.L., Pereira H.M., Stott A., Laporte V., Meiner A., Olah B., Royo Gelabert E., Spyropoulou R., Petersen J.E., Maguire C., Zal N., Achilleos E., Rubin A., Ledoux L., Brown C., Raes C., Jacobs S., Vandewalle M., Connor D. & Bidoglio G. (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. p. 57.
- Manzano M., Borja F. & Montes C. (2002). Metodología de tipificación hidrológica de los humedales españoles con vistas a su valoración funcional y su gestión. Aplicación a los humedales de Doñana. *Boletín Geológico y Minero*, 113, 313-330.
- Manzano M., Custodio E., Mediavilla C. & Montes C. (2005). Effects of localised intensive aquifer exploitation on the Doñana wetlands (SW Spain). In: *Groundwater Intensive Use, International Association of Hydrogeologists, Selected Papers on Hydrogeology* (eds. Sahuquillo A, Capilla J, Martínez-Cortina L & Sánchez Vila X). Taylor & Francis, pp. 209-219.
- Mateus J.E. (1992). Holocene and present-day ecosystems of the Carvalhal Region, Southwest Portugal. Tesis Doctoral. Utrecht University Utrecht, p. 184.
- Mateus J.E. & Queiroz P.F. (1993). Os estudos de vegetação quaternária em Portugal; contextos, balanço de resultados, perspectivas. In: *O Quaternário em Portugal: balanço e perspectivas* (ed. Mão de Ferro F). Edições Colibri Lisboa, pp. 105-131.
- Mateus J.E. & Queiroz P.F. (1997). Aspectos do desenvolvimento, da História e da Evolução da Vegetação do Litoral Norte Alentejano durante o Holocénico. *Setúbal Arqueológica*, 11-12, 49-68.
- Mateus J.E. & Queiroz P.F. (2000). Lakelets, lagoons, and peat-mires in the coastal plane South of Lisbon - Palaeoecology of the Northern Littoral of Alentejo. In: *2nd Workshop of the Southern European Working Group of the European Lake drilling Programme (ELDP-ESF) Odrinhas (Sintra) - Portugal*, pp. 33-37.
- McDonald T., Jonson J. & Dixon K.W. (2016). National standards for the practice of ecological restoration in Australia. *Restoration Ecology*, 24, S4-S32.
- McVean D.N. (1953). Ecology of *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. II. Seed distribution and germination. *Journal of Ecology*, 43, 61-71.
- Medus J. (1965). Contribution palynologique a la connaissance de la flore et la vegetation néogène de l'ouest de l'Espagne: Etude des sediments recents de la Galice. These III Cycle. Université de Montpellier Montpellier.
- Mendes M.C. (1999). A laguna de Albufeira. Contribuição para o estudo da sua evolução durante o Holocénico. In: *Universidade de Lisboa Lisboa*, p. 66.
- Mitsch W.J. & Gosselink J.G. (2015). *Wetlands*. 5th edn. John Wiley & Sons, New Jersey.
- Monteiro Alves A., Santos Pereira J. & Vaz Correia A. (2012). *Silvicultura: a gestão dos ecossistemas florestais*. Fundação Calouste Gulbenkian.
- Mozzi P., Azevedo M.T., Nunes E. & Raposo L. (2000). Middle Terrace Deposits of the Tagus River in Alpiarça, Portugal, in relation to early human occupation. *Quaternary Research*, 54, 359-371.
- Natlandsmyr B. & Hjelle K.L. (2016). Long-term vegetation dynamics and land-use history: Providing a baseline for conservation strategies in protected *Alnus glutinosa* swamp woodlands. *Forest Ecology and Management*, 372, 78-92.
- Neto C. (2002). A Flora e a Vegetação do Superdistrito Sadense (Portugal). *Guineana*, 8, 1-269.
- Nilsson C., Brown R.L., Jansson R. & Merrit D.M. (2010). The role of hydrochory in structuring riparian and wetland vegetation. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 85, 837-858.
- Nilsson C., Reidy C.A., Dynesius M. & Revenga C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308, 405-408.
- Økland R.H., Rydgen K. & Økland T. (2003). Plant species composition of boreal spruce swamp forests: closed doors and windows of opportunity. *Ecology*, 84, 1909-1919.
- Palmer M.A., Bernhardt E.S., Allan J.D., Lake P.S., Alexander G., Brooks S., Carr J., Clayton S., Dahm C.N., Follstad Shad J., Galat D.L., Loss S.G., Goodwin P., Hart D.D., Hasset B., Jenkinson R., Kondolf G.M., Lave R., Meyer J.L., O'Donnell T.K., Pagano L. & Sudduth E. (2005). Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*, 42, 208-217.
- Pokorný P., Klimešová J. & Klimeš L. (2000). Late Holocene history and vegetation dynamics of a floodplain alder carr: a case study from eastern Bohemia, Czech republic. *Folia Geobotanica*, 35, 43-58.
- Prieditis N. (1997). *Alnus glutinosa* - dominated wetland forests of the Baltic Region: community structure, syntaxonomy and conservation. *Plant ecology*, 129, 49-94.

- Queiroz P.F. (1999). *Ecologia Histórica da Paisagem do Noroeste Alentejano*. Tesis Doctoral. Lisbon University Lisboa, p. 297.
- Ramil-Rego P., Rodríguez Guitián M.A. & Oubiña R. (1995). Valoración de los humedales continentales del NW ibérico: caracterización hidrológica, geomorfológica y vegetacional de las turberas de las sierras septentrionales de Galicia. In: *Avances en la reconstrucción paleoambiental de las áreas de montaña lucenses* (ed. Deputación de Lugo) Lugo, pp. 165-187.
- Ramil Rego P. (2002). *Inventario de Humidais de Galicia*. Documento Técnico. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia.
- Ramil Rego P. & Domínguez Conde J. (2006). *A lagoa de Cospeito*. Xunta de Galicia, Lugo.
- Ramil Rego P., Gómez Orellana L. & Muñoz Sobrino C. (2008). Paleoclimatología. In: *Historia da meteorología e da climatología de Galicia* (ed. Díaz-Fierros Viqueira Fc). Consello da Cultura Galega, Consellería de Medio Ambiente Santiago de Compostela, pp. 109-142.
- Ramil Rego P., Rodríguez Guitián M., Gómez-Orellana L., Muñoz-Sobrino C. & Aira Rodríguez M.J. (1996). Caracterización Paleambiental de los Complejos Lacustres y humedades continentales de Galicia. In: (eds. Ramil Rego P, Rodríguez Ramírez A & Rodríguez Guitián M). Xunta de Galicia Santiago de Compostela, pp. 227-246.
- Ramsar (2009). Information Sheet on Ramsar Wetlands (RIS) – 2009-2014 version Available in http://www.ramsar.org/doc/ris/key_ris_e.doc and http://www.ramsar.org/pdf/ris/key_ris_e.pdf. Retrieved 29/03/2016.
- Raunkaier C. (1934). *The life forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Clarendon Press, Oxford.
- Ribeiro O. (1986). *Portugal, o Mediterrâneo e o Atlântico*. Sá da Costa, Lisboa.
- Ricklefs R.E. (1987). Community diversity: Relative roles of local and regional processes. *Science*, 235, 167-171.
- Rodríguez-González P.M. (2009). *Os bosques higrófilos ibero-atlánticos*. Tesis Doctoral. Universidade Técnica de Lisboa Lisboa, p. 228.
- Rodríguez-González P.M., Albuquerque A., Martínez-Almarza M. & Díaz-Delgado R. Long-term monitoring for conservation management: Lessons from a case study integrating remote sensing and field approaches in floodplain forests. *Journal of Environmental Management*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.067>.
- Rodríguez-González P.M., Campelo F., Albuquerque A., Rivaes R., Ferreira M.T. & Santos Pereira J. (2014). Sensitivity of black alder (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.) growth to hydrological changes in wetland forests at the rear edge of the species distribution. *Plant Ecology*, 215, 233-245.
- Rodríguez-González P.M., Ferreira M.T., Albuquerque A., Espírito Santo D. & Ramil Rego P. (2008a). Spatial variation of wetland woods in the latitudinal transition to arid regions: a multiscale approach. *Journal of Biogeography*, 35, 1498-1511.
- Rodríguez-González P.M., Ferreira M.T. & Ramil-Rego P. (2004). Northern Ibero-Atlantic wetland woods vegetation types and within-stand structure. *Forest Ecology and Management*, 203, 261-272.
- Rodríguez-González P.M., Pereira J.S. & Ferreira M.T. (2008b). Tree foliar $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ signatures in Ibero Atlantic forested wetlands. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 30, 391-394.
- Rodríguez-González P.M., Stella J.C., Campelo F., Ferreira M.T. & Albuquerque A. (2010). Subsidy or stress? Tree structure and growth in wetland forests along a hydrological gradient in Southern Europe. *Forest Ecology and Management*, 259, 2015-2025.
- Rodríguez López C. & Fernández Rodríguez C. (1996). Una aproximación al estudio de los yacimientos castreños del litoral galaico: dimensiones ambientales y económicas. In: *Biogeografía Pleistocena -Holocena de la Península Ibérica* (eds. Ramil Rego P, Fernández Rodríguez C & Rodríguez Guitián M). Xunta de Galicia Santiago de Compostela, pp. 363-375.
- Santos M.A. (1999). *A lagoa de Melides. Contribuição para o estudo da sua evolução durante o Holocénico*. Tesis Doctoral. Universidade de Lisboa Lisboa, p. 72.
- Schmidt G., Sánchez Navarro R., Hernández E.C., J.J., Fuentelsaz F. & Seizm R. (2016). El estado del agua en Doñana. Una evaluación del estado de las aguas y los ecosistemas del espacio protegido. In: *WWF-Informe 2016*, p. 61.
- Solla A., Pérez-Sierra A., Corcobado T., Haque M.M., Diez J.J. & Jung T. (2010). *Phytophthora alni* on *Alnus glutinosa* reported for the first time in Spain. *Plant Pathology*, 59, 798.
- Stella J.C., Battles J.J., Orr B.K. & McBride J.R. (2006). Synchrony of seed dispersal, hydrology and local climate in a semi-arid river reach in California. *Ecosystems*, 9, 1200-1214.

- Stella J.C., Rodríguez-González P.M., Dufour S. & Bendix J. (2013). Riparian vegetation research in Mediterranean-climate regions: common patterns, ecological processes, and considerations for management. *Hydrobiologia*, 719, 291–315.
- Stevenson A.C. (1984). Studies in the vegetational history of S.W. Spain. III Palynological investigations at El Asperillo, Huelva. *Journal of Biogeography*, 11, 527-551.
- Stevenson A.C. (1985a). Studies in the vegetational history of S.W. Spain. I Modern pollen rain in the Doñana National Park, Huelva. *Journal of Biogeography*, 12, 243-268.
- Stevenson A.C. (1985b). Studies in the vegetational history of S.W. Spain. II Palynological investigations at Laguna de las Madres, S.W. Spain. *Journal of Biogeography*, 12, 293-314.
- Stevenson A.C. & Harrison R.J. (1992). Ancient forests in Spain: a model for land-use and dry forest management in South-west Spain from 4000 BC to 1900 AD. *Proceedings of the Prehistoric Society*, 58, 227-247.
- Stevenson A.C. & Moore P.D. (1988). Studies in the vegetational history of S.W. Spain IV. Palynological investigations of a valley mire at El Acebrón, Huelva. *Journal of Biogeography*, 15, 339-361.
- Tallis J.H. (1991). *Plant community history. Long-term changes in plant distribution and diversity.* Chapman and Hall, London.
- Teixeira C. & Pais J. (1976). *Introdução à Paleobotânica*, Braga.
- Valladares F. & Niinemets U. (2008). Shade tolerance, a key plant feature of complex nature and consequences. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 39, 237-257.
- van der Schriek T., Passmore D.G., Franco Mugica F., Stevenson A.C., Boomer I. & Rolão J. (2008). Holocene palaeoecology and floodplain evolution of the Muge tributary, Lower Tagus Basin, Portugal. *Quaternary International*, 189, 135-151.
- van Leeuwarden W. & Janssen C.R. (1985). A preliminary palynological study of peat deposits near an oppidum in the lower Tagus valley, Portugal. In: *Actas da I Reunião do Quaternario Ibérico*. Lisboa, pp. 225-236.
- Vörösmarty C.J., McIntyre P.B., Gessner M.O., Dudgeon D., Prusevich A., Green P., Glidden S., Bunn S.E., Sullivan C.A., Liermann C.R. & Davies P.M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467, 555-561.
- Wheeler B.D. & Proctor M.C.F. (2000). Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. *Journal of Ecology*, 88, 187-203.
- Williams T.M. (1998). Hydrology. In: *Southern Forested Wetlands* (eds. Messina MG & Conner WH). Lewis Publishers Boca Raton, Florida, pp. 103-122.
- Yañez Camacho C., Rodríguez Ramírez A. & Carrión García J.S. (2006). Cambios en la vegetación de la franja litoral de las Marismas de Doñana (Huelva, España) durante el holoceno reciente. *Anales de Biología*, 28, 85-94.

Pablo Ramil-Rego; Javier Ferreiro da Costa; Manuel A. Rodríguez Guitián; Hugo López Castro & Luis Gómez-Orellana

1 GI 1934-TB (Territorio, Biodiversidade), Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural (IBADER), Universidade de Santiago de Compostela, Campus de Lugo s/n, Lugo E-27002, Spain.

Perdas e alteración da biodiversidade nos humidais de Galicia

Resumo *Históricamente os humidais de Galicia foron obxecto de iniciativas e actuacións para a súa desecación, transformación e destrución a diferente escala, que durante o século XX levarían aos procesos de colonización de grandes zonas, regulados mediante a normativa estatal na materia. Entre estes poden ser citados exemplos nos que a destrución levou a zonas máis degradadas (Lagoa de Antela) e cunha perda neta de biodiversidade, mentres noutros casos a posterior posta en marcha de iniciativas para a súa restauración permitiron a recuperación dos medios húmidos (Lagoa de Cospeito). Na actualidade os humidais son un elemento clave para a conservación da biodiversidade, xogando un papel clave nas políticas de protección a nivel internacional, nacional ou mesmo autonómico. Sen embargo, todavía existen carencias no ámbito da planificación e xestión dos humidais, que se traducen en medidas de protección insuficientes para garantir o seu mantemento ou restablecemento nun estado de conservación favorable.*

Palabras clave *Alteración, perda biodiversidade, humedal, Galicia, Nw ibérico.*

Abstract *Historically Galician wetlands were the subject of initiatives and actions for drying, transformation and destruction at different scales, that lead during the twentieth century to the colonization of large areas, regulated by national legislation. Examples of destruction that led to more degraded areas and to a net loss of biodiversity (Lagoa de Antela) can be cited. In other cases the implementation of initiatives for its restoration have allowed the recovery of wet habitats (Lagoa de Cospeito). At present wetlands are a key element for biodiversity conservation, playing a key role in protection policies at international, national or regional level. However, there are still gaps in the field of planning and management of wetlands, resulting in insufficient protection measures to ensure their maintenance or restoration at a favorable conservation status.*

Key words *Disturbance, Loss of biodiversity, Wetland, Galicia, Nw iberia.*

Introdución

Os humidais son un dos tipos de ecosistemas que dende un punto de vista histórico foi máis infravalorado por parte da poboación a nivel global, xa que eran considerados como áreas improdutivas e insás, que precisaban da súa mellora ou desecación para a súa transformación a terreos aptos para a produción agraria (Dahl 1990). No estado español é posible remontarse a finais do século XVIII, cando as correntes produtivistas inspiradas nas ideas dos ilustrados

(Campomanes 1765, Jovellanos 1795) da época, xa propoñían a desecación e posterior posta en cultivo dos humidais, a partir das cales comezarían a realizarse as primeiras actuacións de desecación de humidais españois (Naranjo-Ramírez et al. 2016). Este modelo resulta totalmente oposto a todos os preceptos sobre os que na actualidade se sustentan os principios do desenvolvemento sostible, posto que non se perseguía o mantemento a longo prazo dos humidais e os seus valores asociados, senón que se pretendía a destrución e desaparición dos mesmos para a súa conversión a terreos produtivos.

Esta perspectiva foi mudando co tempo, e fundamentalmente a partir da segunda metade do século XX a valoración social dos humidais foi experimentando un vertixinoso cambio, pasando a constituír elementos clave na conservación da biodiversidade e do uso sostible do territorio. Na actualidade son considerados uns dos ecosistemas máis ameazados a nivel mundial, posto que o seu ritmo de desaparición foi vertixinoso nas últimas décadas. Representan situacións moi específicas, vencelladas á presenza de auga ou humidade, e por tanto non xeneralizadas, polo que resultan un grupo de ecosistemas especialmente fráxil e vulnerable ante variacións ou modificacións na dinámica hidrolóxica.

O presente traballo ven a facer unha análise dos grandes procesos de transformación sobre os humidais de Galicia durante o século XX, evidenciando as consecuencias ambientais e a perda neta de biodiversidade que se produciu nos mesmos. Compáranse os erros cometidos e as leccións aprendidas no pasado, coas carencias normativas e problemas de conservación actuais. A corrección destas carencias, a necesidade da posta en marcha de actuacións de recuperación ou mitigación, así como a adopción das medidas oportunas que garantan o mantemento ou restablecemento nun estado de conservación favorable dos compoñentes clave dos humidais galegos, supón un reto cara o futuro que permita asegurar a súa sostibilidade a longo prazo.

Os procesos históricos de desecación e transformación de humidais

Dende finais do século XIX en no estado español iranse sucedendo unha serie de normativas (leis e os seus correspondentes regulamentos) que responderán a un modelo de aproveitamento territorial no que a relación entre o home e o medio basearase na consideración de que os recursos naturais son indefinidos, e que se atopan ao servizo da explotación antrópica outorgada mediante concesións a discreción. Este modelo incluírá, entre moitos aspectos, normas para a erradicación de especies concretas, normas para a eliminación de grupos de especies consideradas “dañinas” ou “alimañas”, e tamén normas para a transformación (e destrución) dos humidais (Ministerio de Fomento 1900; Buj 1992, 1998).

Un exemplo elocuente desta política é o gran número de humidais que se perden durante os reinados de Alfonso XII e Alfonso XIII, como queda reflectido nos numerosos trámites de proxectos de desecación e saneamento que son publicados na Gaceta de Madrid: Laguna de Ruiz Sánchez, Sevilla (Gaceta 24/01/1876); Laguna de Fuentelapiedra, Málaga (Gaceta, 30/05/1877, 31/12/1906); Laguna de Salinas, Alicante (Gaceta 13/10/1877); Laguna de Torreblanca, Castellón (Gaceta 05/02/1881); Laguna de

Almonte, Huelva (Gaceta, 03/02/1888, 21/06/1911, 26/03/1912); Marisma Gallega, Sevilla (03/02/1888); Pantano de Isber, Alicante (03/02/1888); Llano de Pego, Alicante-Valencia (03/02/1888); Laguna Colón, Huelva (03/02/1888); Laguna del Monte, Huelva (Gaceta, 03/02/1888); Lagoa de Antela (Gaceta, 28/11/1889, 26/06/1890, 03/07/1894, 02/10/1895, 19/02/1907); Laguna de la Albufera, Valencia (Gaceta, 22/11/1891); Estany Robert, Girona (Gaceta, 16/01/1899); Laguna de Sariñena, Huesca (Gaceta, 06/03/1905); Laguna de la Nava de Campos, Palencia (Gaceta, 23/12/1907, 14/12/1926); Laguna de Herrera, Málaga (Gaceta, 17/03/1912); Laguna del Duero, Valladolid (Gaceta, 28/06/1914); Laguna del Rincón, Córdoba (Gaceta, 06/01/1909), etc.

Neste escenario, a destrución dos humidais para a súa conversión a terreos produtivos sería un dos piares fundamentais do produtivismo e agrarismo da época, sendo Galicia unha das rexións españolas nas que se rexistraba unha maior actividade neste sentido, habida conta da significación territorial que representan as zonas húmidas dentro do seu ámbito territorial. As primeiras propostas para desecar e transformar os humidais en Galicia remóntanse a finais do século XVIII, cando as correntes produtivistas propoñían a súa desecación e posterior posta en cultivo (Cónsul Jove i Tineo 1786, Meijide Pardo 1966). A partir destas comezarían a aparecer as primeiras iniciativas concretas de transformación dos humidais galegos, que serían continuadas durante o século XIX e nalgún caso executadas durante o século XX. Durante o reinado de Afonso XIII aprobábase a Lei de 24 de xullo de 1918 (Gaceta de Madrid 208, 27/07/1918) asinada polo Ministro de Fomento Francisco Cambó. Esta Lei plantexaba a subvención de ata o 50% dos custos da desecación de novas zonas húmidas superiores a 100 hectáreas, establecendo ademais diversos beneficios tributarios ás concesións outorgadas ao abeiro desta Lei. Deste xeito, non soamente se trataba de desecar humidais para a súa transformación, senón de que grandes humidais fosen “saneados” e adicados a produción agraria.

Con todo, este tipo de proxectos resultaban moi difíciles de poñer en marcha por parte da iniciativa privada, polo que pouco tempo despois do remate da Guerra Civil, promulgábase a Lei de 26 de decembro de 1939 (BOE 25, 25/01/1940), na que se definían as colonizacións de alto interese nacional como as que “transformando profundamente as condicións económicas e sociais de grandes extensións de terreo, esixen para a súa execución obras e traballos concretos que, superando a capacidade privada, fan preciso o apoio técnico, financeiro e xurídico do Estado”. Designábase como organismo competente para a ordenación, dirección e execución completa destes proxectos ao Instituto Nacional de Colonización, organismo creado dous meses antes para tal finalidade, mediante o Decreto de 18 de outubro de 1939 (BOE 300, 27/10/1939).

Os exemplos máis senlleiros de humidaís continentais de Galicia que foron obxecto destas actuacións son, sen dúbida, a Lagoa de Antela (Ourense), e a Lagoa de Cospeito (Lugo).

A desecación da Lagoa de Antela

A lagoa de Antela era o maior ecosistema lacunar continental de Galicia. Situado na depresión sedimentaria da Limia, ocupaba terreos dos municipios de Sandiás, Xunqueira de Ambía, Vilar de Barrio, Vilar de Santos, Rairiz de Veiga, A Porqueira, Sarreaus e Xinzo de Limia. A superficie abranguida pola lagoa variaba de xeito considerable entre a época estival e o período de recarga invernal (Risco 1928, Otero Pedrayo 1979), o que motivaba que nas distintas fontes históricas fose debuxada con diferentes perímetros e por tanto se lle atribuísen superficies moi diversas entre sí. Mentres que algunhas referencias (Madoz 1847, Rivas 1985) describían unha superficie próxima ás 3.000-4.000 ha, outros autores

duplican a superficie aproximándose case que ás 6.000 ha (Mugártegui 1866, Dantín 1942), e mesmo algúns falan dunha superficie total de 8.000 ha (Taboada 1969). Probablemente estas grandes diferencias se producen en función da superficie asolagada na época invernal, pero que durante a estiaxe quedaban exoneradas. Neste sentido, Villarino et al. (2002) plantexan que a superficie de augas permanentes previa ao momento de desecación podería ser fixada nunhas 1.340 ha, alcanzando a superficie do humidal unha superficie de máis de 7.000 ha, valores congruentes cos datos de Fernández Lavandera (1967) con respecto á superficie abranguida polos tipos de solos característicos de zonas permanentemente asolagadas nos terreos desecados da Antela. En todo caso, unha superficie de máis de 1.000 ha durante as estiaxes habituais dunha lagoa en Galicia, resulta nun escenario dificilmente plantexable na actualidade, onde as lagoas galegas acadan como máximo unha superficie de varias decenas de hectáreas.

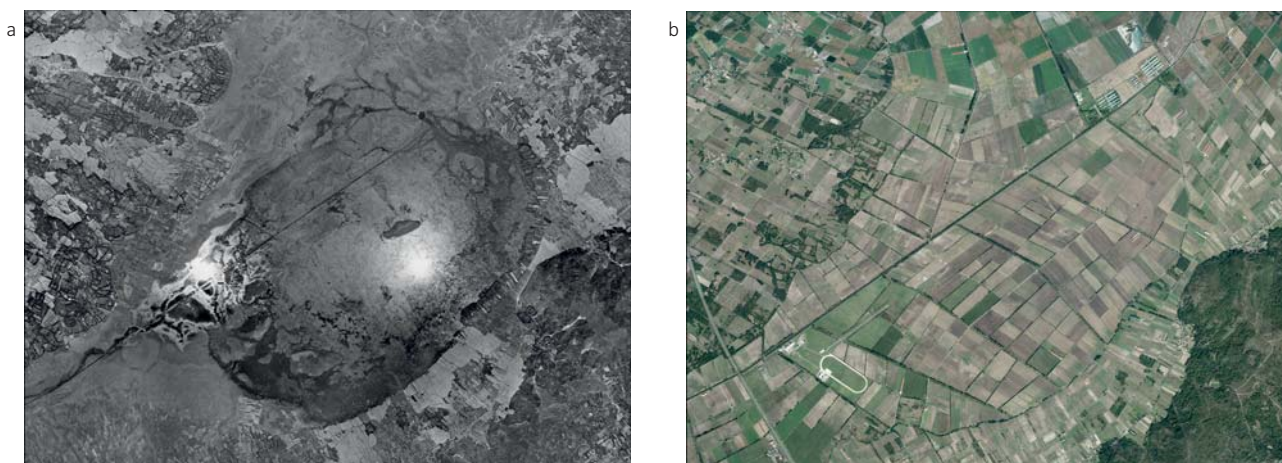


Figura 1- Fotografías aéreas da Lagoa de Antela. a: Aspecto da Lagoa de Antela no voo americano B, tomada en abril de 1956. b: Aspecto da área ocupada previamente pola Lagoa de Antela na ortoimaxe do PNOA tomada en outubro do 2014.

Se hai dous séculos os humidaís eran considerados como áreas improdutivas e insalubres, que debían ser transformadas, a Antela non era menos. Canto máis, debido á elevada extensión deste ecosistema lacunar, era considerado un lugar prioritario para o seu saneamento e mellora. A primeira iniciativa para a desaugar Antela con fins agrícolas provén de 1765, en sesión celebrada na Real Academia de Agricultura da Coruña (Martínez Barbeito 1959). A desecación do humidal para ser transformado a unha gran superficie adicada á produción agraria seguiría sendo unha constante durante o século XIX, no que irán aparecendo diferentes iniciativas privadas (Rico Boquete 2008) nas que os promotores foron propoñendo sucesivos proxectos, incluíndo as correspondentes medidas

transformadoras e o orzamento necesario para levar a cabo dita obra. Nalgún caso incluso non se dubidará en editar o correspondente folleto de presentación do proxecto (Bedoya 1831, Mugártegui 1866). Sen embargo, a pesares de chegar a outorgarse as concesións correspondentes, e nalgún caso a comezarse as obras para a desecación, éstas nunca eran finalizadas, nin tan sequera executadas nunha porcentaxe significativa.

Coa entrada no século XX continuarán a aparecer novos proxectos para finalizar a desecación da Antela (Conde-Valvís 1975), así como intentos para conseguir as concesións outorgadas no século anterior (Zapata 1967). Sen embargo estas novas iniciativas non prosperarán, a pesares de que a Administración estatal trataba de

fomentar os proxectos privados para a desecación dos humidais do estado español mediante a Lei de 24 de xullo de 1918 (descrita en parágrafos anteriores do presente documento), na que se establecían diferentes incentivos, mais as subvencións e beneficios tributarios ofertados non serán suficientes. Neste escenario, o Estado pasaba a liderar a iniciativa da transformación de grandes zonas (nas que se incluían os humidais españois máis relevantes), para o cal se aprobaba a Lei de 26 de decembro de 1939, de colonizacións de alto interese nacional. A desecación da Antela axustábase precisamente a este concepto, posto que a pesares das concesións e axudas outorgadas á iniciativa privada, logo de 90 anos non obtiveran resultados positivos, pasando a ser considerado un asunto de índole pública.

Deste xeito, aprobábase a Lei de 27 de decembro de 1956 (BOE 365, 30/12/1956), para o saneamento e colonización da lagoa de Antela, na provincia de Ourense. Establecíase inicialmente nesta Lei unha superficie aproximada de 4.000 ha, que mediante o Decreto 2336/1962, de 20 de setembro (BOE 228, 22/09/1962) era precisada ata 3.243,63 ha. Dentro da devandita superficie incluíase o saneamento e desecación da lagoa mediante o encauzamento do río principal (río Limia) ao que verterían os canais das drenaxes principais, así como o establecemento dunha rede secundaria de desaugues. Esta obra debía complementarse coa transformación a regadío (incluíndo a construción dun encoro), así como a colonización dos terreos “rescatados”, que era impulsada anos despois mediante o Decreto 2144/1972, de 6 de xullo (BOE 91, 10/08/1972). Sen embargo, a posta en marcha destas dúas fases fracasaría (Fernández Soto et al. 2011), contemplando soamente unha exigua porcentaxe das actuacións plantexadas.

As actuacións na Antela serían continuadas nos anos seguintes polo Instituto Nacional para la Reforma y Desarrollo Agrario (IRYDA, que substituíra ao Instituto Nacional de Colonización). Máis tarde, á finalización da Ditadura Franquista en España, coa transferencia de competencias ás Comunidades Autónomas, a Xunta de Galicia viría a realizar novas concentracións parcelarias periféricas que complementaban á sistematización de terras levadas a cabo na colonización, así como a implantación do regadío no terreo resultado da desecación, mediante sistemas de bombeo desde as canles de drenaxe.

Coas actuacións que dende mediados do século XX ata a actualidade desecaron e transformaron á Lagoa de Antela, destruindo o ecosistema lacunar e implantando un sistema agrario de produción intensiva en regadío, Galicia perdeu probablemente o complexo húmido continental de maior valor de conservación, habida conta do patrimonio natural e cultural que albergaba (Martínez Carneiro 1997). A comparación entre as ortofotografía do voo americano “B”, tomada en abril de 1956, e a ortofotografía do Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) de outubro do

ano 2014, posúe un gran valor na análise histórica da desaparición deste humidal, xa que permite identificar os cambios drásticos producidos neste humidal.

A ortofotografía do voo americano B, tomada en abril de 1956, amosa unha Lagoa de Antela nas fases iniciais da desecación (Figura 1.a), identificándose as drenaxes principais, que proveñen das iniciativas previas (Mugártegui 1866, Rico Boquete 2008) que non acadaran o éxito nos seus esforzos. Con todo, a imaxe permite recoñecer os compoñentes naturais que posuía o ecosistema húmido da Antela. As chairas aluviais do Limia e os seus afluentes albergaban importantes áreas que se asolagaban unha gran parte do ano, nas que as formacións herbáceas e arbustivas eran aproveitadas de xeito extensivo pola gandeiría da zona para o seu pastoreo, así como para cama do gando. Estas formacións herbáceas e arbustivas se atopaban en contacto cun extenso agrosistema tradicional no que cultivos e prados de sega e dente se atopaban atravesados por un denso sistema de sebes vexetais tradicionais (touzas), conformando un extenso complexo agrario que albergaba formacións seminaturais que posuían un gran valor para a conservación das especies de fauna e flora silvestre. Ademais, a matriz agraria situábase formando un complexo mosaico con abondosas masas de bosques caducifolios, entre as que se poderían citar dende bosques aluviais e higrófilos (ameneirais, salgueirais, bidueirais) nas zonas de inundación, ata bosques mesófilos de carácter natural (carballeiras ou touzas) ou seminatural (soutos de castiñeiros) nas áreas que se atopaban máis alonxadas da influencia das enchentes. Todo este gran complexo xogaba unha importante función na conservación da biodiversidade, posto que tiña un importante papel como punto de enlace para a distribución xeográfica e o intercambio xenético das especies silvestres, conformando con toda probabilidade o complexo húmido atlántico de maior valor para a biodiversidade do SW de Europa.

En contraste co anterior, na actualidade esta é unha das superficies de Galicia cun menor valor de conservación. A ortoimaxe do PNOA tomada en outubro do 2014 (Figura 1.b) amosa unha área na que apenas quedan confinadas pequenas veigas e outras áreas ocupadas por hábitats naturais ou seminaturais. Estas zonas se atopan illadas dentro dunha extensa matriz agraria, sometida a unha produción industrial en regadío, na que a homoxeneización paisaxística provoca unha carencia total de elementos naturais que alberguen valores naturais de importancia para a conservación da biodiversidade e do patrimonio natural. O intensivo sistema de produción establecido na Limia precisa dunha gran cantidade de insumos, biocidas, emendas e fertilizantes, o que dificulta aínda máis a naturalidade do agrosistema, que busca a maximización da produción a toda costa, a expensas da calidade e a sostibilidade ambiental, e dun maior custo enerxético (e por tanto do incremento da pegada ecolóxica). A todo este

proceso de transformación agraria da Antela viñeron a unirse a implantación de diversas explotacións mineiras a ceo aberto dentro da zona desecada, que a partires do ano 1972 engadirían maiores problemas ambientais (González & Villarino 2001) derivados dunha explotación sen control dos recursos naturais, tanto no proceso extractivo como nos residuos xenerados polo mesmo.

Nin tan sequera a entrada na Unión Europea, e a posta en marcha das diversas versións e revisións da Política Agraria Común (PAC), que teóricamente avanza cara o ambientalismo e a produción sostible, contribuiu a mitigar os efectos das sucesivas transformacións e aproveitamentos realizados na Antela. A declaración recente de espazos da Rede Natura 2000, como a ZEC Veiga de Ponteliñares (ES1130006) ou a ZEPA A Limia (ES0000437) permiten o establecemento de medidas de conservación dos valores que estas figuras protexen, pero non contribúen á ambientalización da matriz de fondo que os rodea, que é o problema de maior calado dentro da situación plantexada na Limia. Ademais destas declaracións, sería precisa a posta en marcha dun proxecto ou plan de restauración ambiental da Antela a todos os niveis, no que se persegue a recuperación da funcionalidade do ecosistema (na súa totalidade ou cando menos parcialmente), a restitución da vexetación natural nos diferentes medios húmidos e os ecotonos entre os mesmos, e restaurando ou correxindo aquelas áreas máis alteradas.

En definitiva, faise preciso devolver o valor que posuía a Lagoa de Antela para a conservación do patrimonio natural e dos seus servicios ecosistémicos asociados antes de que as actuacións produtivistas levasen á súa destrución e transformación durante o século XX, de xeito que non se perda para sempre un dos humidaes referencia no NW Ibérico.

A desecación da Lagoa de Cospeito

A Lagoa de Cospeito conforma un senlleiro humidal dentro da depresión sedimentaria lucense da Terra Chá, coñecido e salientado dende séculos atrás. Unha das referencias máis vellas da lagoa aportábaa Molina (1550) no século XVI, na cal o autor describe a un humidal de máis dunha legua de contorno no que sitúa ao nacemento do río Támoga (afluente do río Miño), e na que se contan diversas lendas da época. O humidal de Cospeito sitúase dentro da zona central da Terra Chá, nunha área de topografía horizontal, drenada polos cursos do río Santabaia e Guisande. Ata mediados do século XX, a complexa hidroloxía desta área determinaba que entre os leitos do Guisande e Santabaia se estendese unha ampla superficie, con escasas variacións altitudinais, de máis de 15.000 ha, que albergaba un complexo sistema de medios de augas correntes, estancadas e medios higrófilos, que integraban o complexo húmido de Cospeito. As augas proporcionadas directamente polo Guisande, xunto coas procedentes da

chuvia e da escorrentía, acumulábanse na superficie do terreo, debido á existencia dunha topografía deprimida, á presenza de materiais impermeables e pola obturación natural que presenta o Guisande no seu tramo final, nun pequeno val denominado localmente como Veiga de Anido, polo que se conducen as súas augas ata a súa unión co río Santabaia, conformando o leito principal do Támoga.

A dinámica hidrolóxica do humidal de Cospeito seguía o mesmo modelo que se evidencia noutros grandes humidaes atlánticos do interior de Galicia (Ramil-Rego & Domínguez Conde 2006). Nos períodos invernales as elevadas achegas de auga favorecían a persistencia temporal da inundación, acentuando a área ocupada por esta. Nestas condicións, as augas do Támoga ascendían a través do Guisande e Santabaia, aumentando o seu desbordamento, ata formar un sistema lacunar de augas permanentes conformado por dúas lagoas separadas por unha faixa de terreo duns catrocentos metros (cf. Castro & Castro 1990), coñecidas como lagoas de Cospeito ou lagoas de Valverde, que se atopaban rodeadas por extensos medios higrófilos. A maior das lagoas, situada máis cara ao Sur, abranguíu unha superficie de aproximadamente 60 ha (A Lagoa Grande), mentres que o vaso máis pequeno, situado ao Norte do anterior, ocupaba unha área de algo máis de 16 ha (A Lagoa Pequena).

A existencia de achegas pluviais ao longo do período primaveral modulaban a entidade da área exonerada polas augas, ocupadas por densas formacións de matogueiras húmidas (brañas) e de vexetación higrófila de carácter perenne (xunqueiras, tifais). Durante o período estival, nos anos máis secos a superficie mínima das láminas de auga producíase a finais do mes de agosto ou principios de setembro, época na que as áreas exoneradas quedaban cubertas por comunidades higrófilas anuais ou, no seu caso, por pequenas helófitas.

Estes terreos sustentaban unha inxente cantidade de usos tradicionais, como refuxio e cama do gando, aproveitamento das formacións herbáceas a dente ou sega, ou o aproveitamento de madeira e leñas das formacións arbóreas higrófilas. Sen embargo, as políticas autárquicas do franquismo levaron a promover en Cospeito o desenvolvemento da actividade agropecuaria produtivista, perpetuando os vellos obxectivos e plantexamentos transformadores formulados dende o final do século XVIII, e que se plasmaban na Lei de 26 de decembro de 1939, de colonizacións de alto interese nacional. Análogamente á Antela, ao abeiro desta Lei iniciárase a transformación da Lagoa de Cospeito.

Tras unha serie de estudos preliminares en 1954, no ano 1956 o Instituto Nacional de Colonización declaraba de alto interese nacional a colonización da Terra Chá, para o que se aprobaba o “Plan General de Colonización de la Tierra Llana de Lugo”, aprobado polo Ministro de Agricultura, Rafael

Cavestany (Zas 2002). A finalidade deste plan era o establecemento dun sistema intensivo que incrementase a produción pratense, implantando zonas de secano e de regadío, servindo de base para aumentar a cabana de vacún, tanto de leite como de carne (Fernández-Lavandera & Pizarro 1980; Crecente Maseda & Crecente Maseda 1994). A colonización agraria realizábase mediante a acollida de agricultores e gandeiros en moitos casos alleos, que perderan a súa base territorial de produción (Durán 1978) con motivo das actuacións da política produtivista do réxime franquista, como a ocupación de montes veciñais para a repobocación forestal por parte do Patrimonio Forestal do Estado (Rico Boquete 1995) ou o asolagamento das veigas máis fértiles con motivo da construción de grandes encoros (Cardesín 1987).

O proxecto de colonización da Terra Chá desenvolvíase arredor de catro asentamentos (A Espiñeira, Arneiro, Veiga do Pumar e Matodoso) incluídos en 3 sectores, os cales abrangían un total de 2.889 ha de montes veciñais de varias parroquias dos concellos de Cospeito e Castro de Rei. A expropiación destes terreos sería declarada de interese social, e executada en varias quendas, mediante dous Decretos de 10 de febreiro de 1956 (BOE 53, 22/02/1956), e un derradeiro de 5 de febreiro de 1957 (BOE 36, 05/02/1957). Tras estas expropiacións, procederíase á execución das correspondentes melloras nas terras (roturación, nivelación, drenaxes, etc.). Dentro do ámbito territorial do Plan, quedaba abranguido o humidal de Cospeito, que se situaba de forma adxacente ao Sur de A Espiñeira. En consecuencia, o ecosistema lacunar tamén sería obxecto de todas as actuacións precisas para a súa desecación e transformación a terreos de labor, incluíndo a apertura de canles de drenaxe, a eliminación de represas nos cursos fluviais, a roturación do terreo e o volteado do mesmo.

A ortofotografía de maio do ano 1957 (Figura 2.a), pertencente ao voo americano “Serie B”, amosa a zona de A Espiñeira sobre a que xa fora establecida unha densa rede de infraestructuras viarias, que permitían dividir esta superficie chaira en diferentes lotes. Nesta imaxe as lagoas aínda non foran transformadas, pero as obras xa comezaran, establecéndose paulatinamente un sistema de canles de drenaxe da maior parte do vaso lacunar, para desaugar no río Guisande, o cal á súa vez será modificado e canalizado. Isto provocará unha rotura da conexión entre o cauce fluvial coa Veiga de Anido, afectando de forma drástica ao funcionamento do humidal, permitindo a súa transformación en terreos de cultivo.

Este proceso de transformación, ao igual que na Antela, era promovido inicialmente polo Instituto Nacional de Colonización, e logo continuado polo Instituto Nacional para la Reforma y Desarrollo Agrario (IRYDA) ata a década dos anos 1980. A desecación non soamente tivo lugar nas lagoas de Cospeito, senón que outros humidais lacunares (Caque, Pumar) da Terra Chá lucense serían obxecto de transformacións análogas, como exemplos senlleiros dun agrarismo produtivista, carente de consideracións ambientais, culturais ou mesmo etnográficas (Ramil-Rego & Domínguez Conde 2006). En consecuencia, o conxunto de actuacións desenvolvidas polo Instituto Nacional de Colonización e o Instituto Nacional para la Reforma y Desarrollo Agrario (IRYDA) provocaron a perda de importantes valores da biodiversidade non só a nivel local senón tamén comarcal, eliminando elementos paisaxísticos naturais, a riqueza natural das biocenoses, e en definitiva a naturalidade e o estado de conservación do ecosistema. Como anos máis tarde titularían dous dos implicados nesta obra, o Plan de Colonización resumíanse baixo o lema “Del brezal a la pradera”, como mostra da transformación pretendida (Fernández Lavandera & Pizarro 1980).

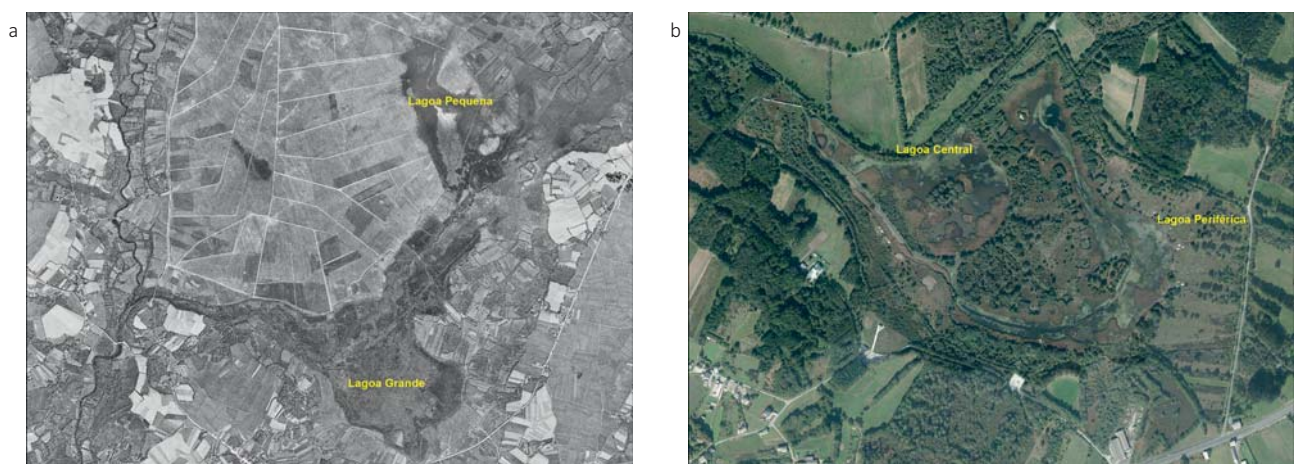


Figura 2- Fotografías aéreas da Lagoa de Antela. a: Aspecto da Lagoa de Cospeito no voo americano B, tomada en maio de 1957. b: Aspecto da Lagoa de Cospeito na ortoimaxe do PNOA, elaborada cun mosaico de imaxes de xuño, setembro e outubro de 2014.

A finais da década dos 1970, a zona que orixinalmente ocupaban as lagoas de Cospeito aínda se asolagaba ou cando menos se enchoupaba varios meses ao ano, como consecuencia das achegas pluviométricas e das características topográficas, edáficas e hidrolóxicas dos terreos. A pesares de todos os esforzos desecadores e transformadores, esta área non resultaba axeitada en canto ao seu emprego como zona de produción agraria intensiva. Isto motivaría que o propio IRYDA no ano 1981 paradóxicamente puxese en marcha un proxecto de recuperación do ecosistema lacunar, que consistía na retirada de sedimentos da zona ocupada anteriormente pola Lagoa Grande, que se unirá á canle do río Guisande, así como a construción dun pequeno dique no borde oriental, configurando o que a partires daquel momento pasaría a denominarse Lagoa Central (cf. Castro & Castro 1990). Con todo, este novo ecosistema lacunar non chegaba a unha décima parte do que abrangúa o ecosistema lacunar orixinal.

No ano 1997 a Xunta de Galicia comezaría o desenvolvemento do proxecto de recuperación da Lagoa de Cospeito. Previo á redacción deste, encargáranse os preceptivos estudos de inventariación dos compoñentes ambientais da lagoa (Izco & Ramil-Rego, 1997) ao abeiro dos criterios científico-técnicos máis actuais do momento, que permitisen fundamentar as futuras medidas de restauración que o proxecto contemplaría. Do mesmo xeito, para consolidar as actuacións executadas e asegurar o seu mantemento a longo prazo, estimouse necesario dotar á lagoa dun estatus de protección. Deste xeito, mediante a Orde de 5 de xuño de 1997 (DOG 113, 13/06/1997) declarábase provisoriamente (durante dous anos) a Lagoa de Cospeito baixo a figura de Espazo Natural en Réxime de Protección Xeral (ENRPX), figura de espazo natural protexido a nivel autonómico, regulada ao abeiro do Decreto 82/1989. Dentro do ámbito deste novo espazo incluíase o territorio abranguido por catro das parcelas (13c, 14c, 15c e 16c) da transformación levada a cabo a mediados do século XX polo Instituto de Colonización.

A declaración como ENRPX non soamente se realizaba coa finalidade de dedicar os terreos incluídos no seu ámbito territorial á conservación dos recursos naturais albergados. Esta declaración levaba aparellada a de utilidade pública, segundo a Lei 4/1989, para os efectos expropiatorios dos bens e dereitos afectados. Isto resultaba de grande interese na Lagoa de Cospeito, xa que permitía dispoñer dos terreos contemplados no proxecto de recuperación da Lagoa de Cospeito para o desenvolvemento das obras de restauración do humidal. Mediante o Decreto 189/1997, de 3 de xullo (DOG 139, 21/07/1997) declarábase a utilidade pública das obras de restauración do humidal, así como a urxente ocupación dos bens e dereitos necesarios a efectos de expropiación, concretados no expediente administrativo instruído que estaba a desenvolver a Xunta de Galicia.

Todos os pasos anteriores (figura de protección, estudos de identificación, expropiación) creaban un escenario propicio para o desenvolvemento das actuacións de restauración, de xeito o Conselleiro de Medio Ambiente procedía á aprobación do proxecto de recuperación da Lagoa de Cospeito o 28 de xullo de 1998. O proxecto contemplaba o incremento da superficie dos medios acuáticos, mediante a creación dun novo sistema lacunar, que será denominada Lagoa Periférica. O deseño desta nova lagoa realizaríase para evitar a alteración do sistema lacunar creado no ano 1981 polo IRYDA (a Lagoa Central), preservando ademais as pequenas lagoas periféricas e medios higrófilos (xunqueiras, brañas, bosques higrófilos). Con esta restauración, as poboacións das especies que todavía persistían nestas zonas adxacentes poderían actuar como áreas fonte de propágulos e contribuir á colonización do novo medio acuático, proporcionando unha composición, estrutura e funcionalidade ecolóxica propias dos ecosistemas naturais.

Mediante a Resolución de 8 de setembro de 1998 (DOG 186, 24/09/1998) sinalábase a data de 1 de outubro de 1998 para o levantamento das actas previas á ocupación dos bens afectados pola obra do proxecto e recuperación do ecosistema lacunar. En xullo de 1999 iniciáronse as obras de restauración do humidal de Cospeito, construíndose as primeiras presas de regulación e comezando a escavación da Lagoa Periférica. As obras supenderíanse a finais do verán, debido á chegada das chuvias, e serían retomadas na primavera e verán do ano 2000. Tras as grandes enchentes a finais deste ano, no ano 2001 reanudaríanse as obras que finalizan coa construción das derradeiras presas, a finalización da escavación do leito lacunar, a apertura dos accesos e a colocación de observatorios de fauna. A ortoimaxe do PNOA, elaborada cun mosaico de imaxes dos meses de xuño, setembro de outubro de 2014, amosa o humidal logo de 15 anos tras o comezo do proxecto de recuperación (Figura 2.b). Tras o proxecto de restauración quedou configurado un complexo húmido cun funcionamento asimilable ao dun ecosistema lacunar natural e cun ámbito territorial moi semellante á orixinal **Lagoa Grande**. (Ramil-Rego & Domínguez Conde 2006).

Ameazas e factores de perda de humidais en Galicia

O primeiro inventario de humidais de Galicia (Ramil-Rego et al. 2003) poñía en evidencia que con anterioridade á entrada en vigor da Convención Ramsar no estado español (Instrumento do 18 de marzo de 1982 de adhesión de España ao Convenio, BOE 199, 20/08/1982), produciuse unha importante perda de humidais no territorio galego froito de distintas actuacións antrópicas. Nos últimos 34 anos, a intensidade desta destrución foise reducindo progresivamente froito da incorporación da normativa

Europea (Directiva 79/409/CEE, DC 92/43/CEE), así como pola propia normativa estatal (Lei 42/2007), mais aínda é posible identificar na actualidade accións antrópicas que xeran importantes perturbacións e perdas dos humidaís galegos. Neste apartado sinálanse os aspectos máis relevantes que condicionaron a degradación dos humidaís galegos no período 1982-2016.

A análise destas perdas mostra que as mesmas se producen independentemente de que o humidal se atope integrado dentro dun espazo protexido (Rede de Espazos Naturais Protexidos de Galicia, Rede Natura 2000), como en terreos que carecen dun status xurídico de protección ambiental. En canto aos factores que determinan as perturbacións e perdas de humidaís, estes vincúlanse con actividades do sector primario, incluíndo dende prácticas de intensificación das actividades agropecuarias, a repoboacións forestais, ou a actividades extractivas ao ceo aberto. As obras destinadas á construción de novas vivendas, así como á instalación ou ampliación de parques industriais e comerciais, ou de áreas dotacionais, acumulan igualmente unha importante perda de hábitats, feito que demostra que en moitos estamentos da administración pública, os humidaís seguen sendo considerados como terreos baldíos, destinados a ser transformados mediante drenaxe e recheos de todo tipo. Entre as instalacións industriais, as vinculadas coa explotación eólica adquiren no territorio galego unha importancia relevante como actividade destrutiva dos humidaís. Finalmente, e a diferenza dos períodos anteriores, constátanse tamén perdas, así como alteracións moi significativas da estrutura, en relación con actividades non produtivas.

Necesidade dunha adecuación e mellora da normativa ambiental

A lexislación ambiental experimentou nos últimos anos un gran desenvolvemento, grazas ao impulso promovido dende a Unión Europea. A pesar diso, son aínda necesarias importantes melloras lexislativas, destinadas a garantir a protección e conservación dos recursos naturais e a mellorar as medidas para perseguir aquelas actuacións que poidan ser susceptibles de xerar un dano ecolóxico. Neste sentido, resulta necesaria unha maior persecución das actuacións administrativas contrarias á normativa ambiental, ben sexan estas causadas pola ausencia de vixilancia ou pola emisión de informes ou resolucións incongruentes cos obxectivos e obrigacións ambientais fixados na normativa vixente.

Un exemplo elocuente da necesidade de mellorar o ámbito lexislativo en materia de medio ambiente se visualiza na normativa de protección de augas. Tras a aprobación do Directiva Marco (Directiva 2000/60/CE), esta foi trasposta á normativa española pola Lei 62/2003, do 30 de decembro, de medidas fiscais, administrativas e da orde social (BOE

313, 31/12/2003), modificando o Real Decreto Lexislativo 1/2001, de 20 de xullo, polo que se aprobaba o texto refundido da Lei de Augas, (BOE nº 176, 25/07/2001). A pesar das posteriores modificacións, no texto consolidado da Lei de Augas, mantense como primeiro obxectivo de protección do Dominio Público Hidráulico (Táboa 1), “*a prevención do deterioro, a protección e a mellora do estado dos ecosistemas acuáticos, así como dos ecosistemas terrestres e humidaís que dependan de xeito directo dos acuáticos en relación coas súas necesidades de auga*” (artigo 92.a). Para posteriormente, no artigo 111, referido aos humidaís, establece o seu concepto e características (Táboa 2). O sexto punto deste artigo expón a posibilidade sen mediar ningún procedemento de avaliación ambiental, de promover a desecación dos humidaís

En consecuencia, a lexislación española aínda mantén na actualidade os mesmos criterios que se empregaban a mediados do século XX polas tendencias produtivistas que rexían ás actuacións do Instituto Nacional de Colonización (Macau 1960, Casado & Montes 1995). Na actualidade estes criterios semellan anacrónicos, caducos e incompatibles coa consideración actual dos humidaís como reservorios de biodiversidade e como provedores de servizos ecosistémicos e benestar, o que motivou que mesmo este 6º epígrafe xa fose criticado por diversos colectivos e científicos relacionados coa conservación e xestión en materia de augas (Camacho 2008), solicitando a súa eliminación do marco lexislativo actual, cousa que na actualidade aínda non aconteceu.

Fronte a esta medida anacrónica, a recente aprobación do Plan Hidrolóxico da Demarcación do Miño-Sil, aprobado mediante o Real Decreto 1/2016, do 8 de xaneiro (BOE 16, 19/01/2016), inclúe unha regulación forestal que terá unha repercusión moi positiva sobre o estado ecolóxico dos corredores fluviais e en xeral sobre os humidaís, ao prohibir a repoboación forestal, dentro do Dominio Público Hidráulico e das zonas de servidume, cando se realicen con especies alóctonas (art. 34.3). Esta medida afecta en consecuencia no territorio da Demarcación Miño-Sil, e en concreto en Galicia, á prohibición de levar a cabo plantacións, en concreto de especies de eucaliptos (*Eucalyptus spp*), piñeiros (*Pinus spp.*), chopos (*Populus spp*), etc.

Centrándonos nos aspectos de identificación e catalogación de humidaís, a lexislación de augas expón unha definición de humidal ou zona húmida certamente senlleira, pero cuxa aplicación deixa clara a consideración de humidal dos medios naturais ou artificiais de carácter lamacente ou asolagable (art. 111.1). Dito doutro xeito, ninguén pode dudar que unha turbeira non forma parte do concepto de zona húmida exposta no artigo 111.1 do Real Decreto Lexislativo 1/2001. A maiores, o Real Decreto 435/2004, do 12 de marzo, polo que se regula o Inventario nacional de zonas húmidas (BOE 73, 25/03/2004), utiliza como

definición de humidal a establecida no convenio de Ramsar (1971), á vez que desenvolve unha tipoloxía de humidais e fixa criterios para a súa catalogación.

Os Plans hidrolóxicos da demarcación Miño-Sil (Real Decreto 1/2016, de 8 de xaneiro. BOE 16, 19/01/2016) e de Galicia Costa (Real Decreto 11/2016, do 8 de xaneiro, polo que se aproban os Plans Hidrolóxicos das demarcacións hidrográficas de Galicia-Costa, das Concas Mediterráneas Andaluzas, do Guadalete e Barbate e do Tinto, Odiel e Pedras. BOE 19, 22/01/2016), evidencian graves deficiencias no momento de identificar e catalogar os humidais presentes nas distintas demarcacións, de modo que a maioría dos humidais recoñecidos no Inventario dos Humidais de Galicia (Ramil-Rego et al. 2003), non aparecen apuntados nos referidos Plans.

Esta anómala situación quedou documentada no procedemento de consulta pública do Plan Hidrolóxico da

Demarcación Hidrográfica Miño-Sil (Resolución de 29 de decembro de 2014. BOE 315, 30/12/2014), no momento en que a Sociedade Galega de Historia Natural (SGHN), presenta unha alegación poñendo en evidencia a falta de numerosos humidais no borrador do Plan que aparecen recollidos no Inventario dos Humidais de Galicia. As respostas por parte dos responsables do organismo de cunca (CHMS 2015) foron, cando menos sorprendentes, xa que trataban de vencellar a omisión alegando que a conservación dos espazos naturais, e entre eles os humidais, é unha competencia autonómica, polo que o organismo de cunca desentendíase da xestión e conservación dos mesmos, reixentado a solicitude do colectivo alegante de reformular a información relativa aos humidais presentes na demarcación do Miño-Sil. Unha resposta que resulta incongruente co artigo 111 do Real Decreto Legislativo 1/2001.

Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de xullo (BOE nº 176, 25/07/2001)

Título V. Da protección do dominio público hidráulico e da calidade das augas continentais

Capítulo I. Normas xerais

Artigo 92. Obxectivos da protección

a) Previr a deterioración, protexer e mellorar o estado dos ecosistemas acuáticos, así como dos ecosistemas terrestres e humidais que dependan de modo directo dos acuáticos en relación coas súas necesidades de auga.

Táboa 1- Obxectivos de protección do Dominio Público Hidráulico no Real Decreto Legislativo 1/2001.

Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de xullo (BOE nº 176, 25/07/2001)

Título V. Da protección do dominio público hidráulico e da calidade das augas continentais

Capítulo V. Das zonas húmidas

Artigo 111. Concepto e características

1. As zonas pantanosas ou asolagables, mesmo as creadas artificialmente, terán a consideración de zonas húmidas.
2. A delimitación das zonas húmidas efectuarase de acordo coa correspondente lexislación específica.
3. Toda actividade que afecte a tales zonas requirirá autorización ou concesión administrativa.
4. Os Organismos de cunca e a Administración ambiental competente coordinarán as súas actuacións para a conservación, a protección eficaz, a xestión sostible e a recuperación das zonas húmidas, especialmente daquelas que posúan un interese natural ou paisaxístico.
5. Os Organismos de cunca poderán promover a declaración de determinadas zonas húmidas como de especial interese para a súa conservación e protección, de acordo coa lexislación ambiental.
6. Así mesmo, os Organismos de cunca, logo de informe favorable de órganos competentes en materia de Medio Ambiente, poderán promover o desecamento daquelas zonas húmidas, declaradas insalubres ou o saneamento das cales se considere de interese público.

Táboa 2- Concepto e características das zonas húmidas segundo o Real Decreto Legislativo 1/2001.

Por iso, non resulta estraño, no Plan de Galicia Costa, non se indique a presenza de Turbeiras de Cobertor (Nat-2000 7130*), a pesar de incluír dentro da demarcación a maior parte da superficie de distribución deste hábitat prioritario en Galicia. (Ramil-Rego et al. 2008a,b; 2012). Pola contra, indícase a presenza do hábitat 3170* Estanques temporais mediterráneos, non consignados para o territorio galego (cf. Ramil-Rego et al. 2008a,b; 2012). Erros semellantes aprécianse ao designar a Dunas Grises (Nat-2000 2130*), como hábitats “dependentes do medio hídrico”, eludindo atribuír esta mesma condición ás Depresións intradunares

húmidas (cf. Ramil-Rego et al. 2008a,b; 2012), así como a distintos hábitats acuáticos e higrófilos presentes en Galicia. A asignación das distintas especies protexidas con determinados tipos de medios ecolóxicos resulta un exercicio arbitrario, carente de calquera lóxica. Erros similares evidénciase no Plan da demarcación Hidrolóxica Miño-Sil. A falta de calidade científico-técnica en ambos os documentos resulta censurable no proceder de calquera administración pública, máis aínda cando para confeccionar estes opusculos, se dilapidou un esaxerado orzamento.

Concentración parcelarias

Finalizados os plans de colonización, a destrución dos humidais galegos foi continuada a través de novas iniciativas promovidas polo Ministerio de Agricultura, e especialmente a través das concentracións parcelarias. O inicio deste novo modelo de actuación territorial iníciase timidamente coa Lei do 20 de decembro de 1952 (BOE 358, 22/12/1952), e que tras varias modificacións legislativas, culmina no Decreto 118/1973, do 12 de xaneiro, polo que se aproba o texto da Lei de Reforma e Desenvolvemento Agrario (BOE 30, 3/02/1973). O texto legislativo redáctase nun contexto internacional no que as cuestións ambientais se están a introducir nas normativas dos estados máis adiantadas, de feito publícase dous anos despois da aprobación en Ramsar (Irán) da Convención sobre Humidais de Importancia Internacional (1971), pero a norma española, afastada deste novo contexto, obvia calquera referencia ambiental (Alenza Garcia, 1999), mantendo a posibilidade de outorgar a consideración de Obras de Interese Nacional á desecación ou saneamento de grandes marismas ou doutro tipos de humidais. A aplicación do texto legislativo desencadeará unha nova onda de desecacións e de alteracións de humidais en toda España, e concretamente en Galicia.

Os efectos das concentracións parcelarias foron analizadas por distintos autores (Sotelo Blanco & Mandianes Castro 1999; Martínez Carneiro, 1997; Crecente Maseda, 2003; Crecente Maseda et al. 2003; Pérez Moreira, 2003; Martínez López, 2005; Riesco Chueca 2006; Rivero Valiño et

al. 2010; García Rodríguez & García Rodríguez, 2011; Carreira Pérez & Carral Vilariño, 2014; Martín & Fernández, 2014; Blanco et al. 2016; Isla Peña 2016, etc), aínda que en moitos destes traballos tendeu a minimizar os efectos negativos provocados polas mesmas. Hoxe en día, resulta difícil ocultar que as concentracións parcelarias realizadas nos trinta anos transcorridos tras a entrada en vigor da Lei de Reforma e Desenvolvemento Agrario (BOE 30, 3/02/1973), tiveron un efecto moi negativo sobre a biodiversidade e o patrimonio natural e cultural de Galicia (Figuras 3-6). Baixo o amparo da concentración parcelaria e dun falso desenvolvemento destruíronse xacementos prehistóricos, enterramentos megalíticos (mámoas), poboados da idade dos metais e a romanización (castros, vilas, etc), pontes antigas, calzadas romanas, cruceiros, petos de ánimas, hórreos, ademais de numerosos tipos de muros de pedras. Entre os elementos bióticos, a nova reordenación das propiedades e o feito de non respectar a vexetación existente na mesma, determinou a curta a matarrasa de todo tipo de bosques, incluíndo bosques aluviais e pantanosos, a roza e roturación de áreas ocupadas por matogueiras e formacións herbáceas naturais-semi-naturais, destacando entre elas a afección sobre queirogais húmidos, turbeiras, xunqueiras, espadañais, cañaverais, etc. A creación dun novo viario e a modificación da rede de drenaxe superficial, actuou negativamente sobre o hidroperiodo e o funcionamento dos humidais, chegando nalgún caso a ser obxecto de medidas concretas de desecación e saneamento.



Figura 3- Concentración parcelaria na Lagoa de Traba (Traba, Laxe, A Coruña). ZEC Costa da Morte. a) Fotografía do voo americano serie B (USAF), tomada en xullo de 1956. b) Fotografía do voo SIGPAC tomada en maio do 2000.

Na Limia e Terra Chá, os proxectos de Concentración Parcelaria promovidos polo IRYDA e posteriormente pola Xunta de Galicia, deron continuidade ás accións destrutivas iniciadas polo Instituto Nacional de Colonización Agraria, amplificando a deterioración ambiental de ambos os

territorios e as ameazas sobre os compoñentes da biodiversidade (González & Villarino 2003). Noutras áreas, a concentración parcelaria supuxo a destrución dos agrosistemas tradicionais, substituíndoo por terreos nos que se estableceu un sistema agrícola intensivo, cando non

un medio que quedou aos poucos anos abandonado, sendo ocupado por plantacións forestais de especies exóticas, ou empregando o novo mallado parcelario e as infraestruturas viarias para acoller posteriormente unha expansión insustentable (e frecuentemente ilegal) de núcleos urbanos ou de vivendas de segunda residencia, que alcanzou a súa máxima expansión co denominado “boom do ladrillo” (Campos Echeverría, 2008; Arellano & Bentolila, 2009; Delgado Viñas, 2012, Jerez de Arias et al. 2012).

No ano 1997 apróbase a Directiva 97/11/CE do consello do 3 de marzo de 1997 pola que se modifica a Directiva 85/337/CEE relativa á avaliación das repercusións de determinados proxectos públicos e privados sobre o medio ambiente (DOCE 14/03/1997). A norma europea fixa a obrigatoriedade de someter ao procedemento de Avaliación de Impacto Ambiental aos proxectos de concentración parcelaria. Aínda que a DC 97/11/CE, fixaba

como prazo o 14/03/1999, para adaptar a normativa á lexislación de cada país membro, en España o cumprimento dos prazos establecidos pola Comisión Europea foi moi diferente segundo as Comunidades Autónomas. Así, Navarra faino en 1999 coa aprobación do Decreto Foral 237/1999, do 21 de xuño, polo que se regula a avaliación de impacto ambiental nos procesos de concentración parcelaria (BON 99, 9/08/1999), mentres que en Galicia, non se produce ata o ano 2001 coa aprobación da Lei 12/2001, do 10 de setembro de modificación da Lei 10/1985, do 14 de agosto, de concentración parcelaria para Galicia (DOG 209, 29/10/2001). A esixencia de Avaliación de Impacto Ambiental para os proxectos de Concentración Parcelaria tivo en Galicia unha incidencia positiva, aínda que por desgraza, a falta de rigor con que se realizaron algunhas destas avaliacións non permitiron minimizar os efectos negativos sobre a biodiversidade e o patrimonio natural e cultural.

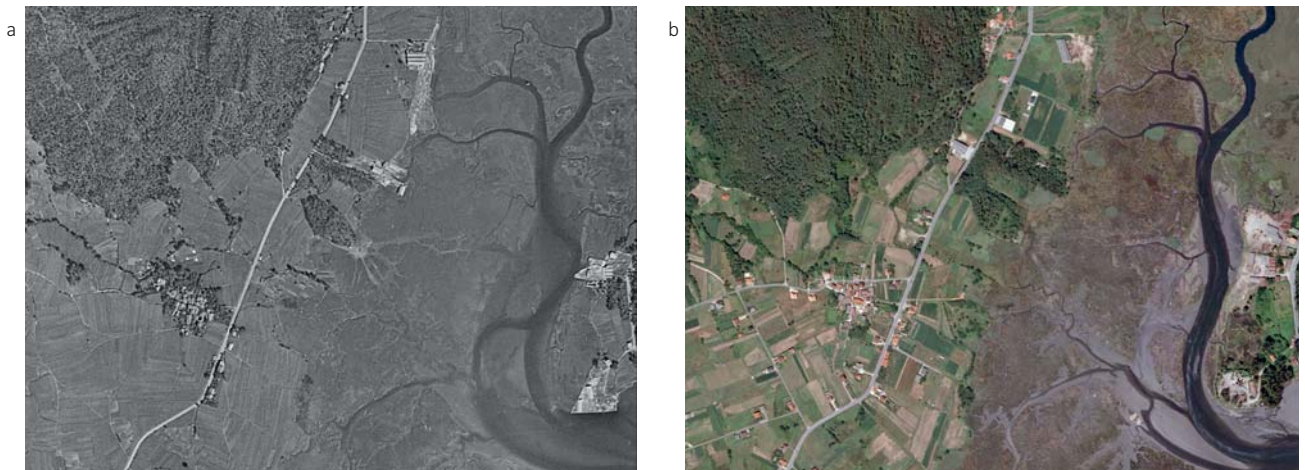


Figura 4- Concentración parcelaria na marisma do esteiro do Tines (Brión de Abaixo, As Bouzas, Concello de Serra de Outes, A Coruña). ZEC Esteiro do Tambre. a) Fotografía do voo americano 1956-1957 (USAF). b) Fotografía do PNOA 2008-2009.



Figura 5- Concentración Parcelaria de Santo Andre de Rabal (Oímbra, Ourense). a) Fotografía do voo americano 1956-1957 (USAF). b) Fotografía do PNOA 2010-2011.



Figura 6- Concentración parcelaria na marisma do Ulla (Concello de Dodro, parroquias de San Xoañ Laiño y San Xian de Laiño), ZEC Sistema fluvial Ulla-Deza. Imaxe fotografía do PNOA 2008-2009.

Acción acumulativa de perdas derivadas da intensificación agroforestal.

As perdas de humidais non soamente se produciron como o resultado da execución de grandes proxectos de transformación agrícola, senón que tamén se vinculan co sumatorio dun conxunto de actuacións a menor escala territorial, derivada da peculiar distribución da propiedade en Galicia, e que responde a un conxunto heteroxéneo de factores socio-económicos (envellecemento poboacional, abandono do rural, cambios nas políticas agrarias, intereses macroeconómicos, etc.) que inciden sobre o espazo rural. De novo atopámonos con accións que se expoñen e se executan á marxe de calquera criterio ambiental, xeralmente minusvalorado por parte do promotor e da propia administración dada a reducida superficie de afección en relación coas concentracións parcelarias e cos propios límites de superficie (10 ha) que marca a lexislación española (Lei 21/2013, do 9 de decembro, de avaliación ambiental. BOE 296, 11/12/2013), para someter a AIA proxectos que impliquen a transformación de áreas incultas ou áreas seminaturais á explotación agrícola ou aproveitamento forestal madeireiro.

Aínda que a lexislación sobre avaliación ambiental obriga a considerar as afeccións derivadas tanto por actuacións individuais, como as que se poden xerar pola combinación de dúas ou máis actuacións, na práctica a avaliación sinérxica ou complementaria de actuacións sobre o medio ambiente non se chega a realizar. E así se demostra pola inexistencia no Diario Oficial de Galicia de tramites relativos a procesos de AIA relativos á transformación de áreas incultas ou áreas seminaturais, xa que en todos os casos non se supera o límite das 10 ha. Deste xeito a transformación paisaxística e ambiental que se está a producir en Galicia nas últimas décadas, e que vai a condicionar a estrutura territorial no próximo século, estase a realizar á marxe dun proceso de avaliación de impacto ambiental.

Metro a metro, hectárea a hectárea (Figuras 7-9), a execución dun número inxente de proxectos de repoboación forestal con especies alóctonas (*Eucalyptus*, *Pinus*, *Pseudotsuga*, *Populus*), ou a creación de pasteiros artificiais (*Lolium*, *Dactylis*, *Trifolium*), tivo un efecto moi negativo sobre o estado de conservación de hábitats naturais e seminaturais de Galicia, implicando a redución da superficie de hábitats característicos de humidais de Galicia, ou mesmo unha afección negativa sobre a propia

integridade do humidal. Estas actuacións negativas se rexistran tanto en áreas protexidas (espazos naturais protexidos, espazos da Rede Natura 2000) como en terreos que carecen dun status xurídico de protección ambiental.

En Galicia os traballos sobre análises de cambio en espazos naturais son ata a data moi reducidos. Teixido et al. (2009, 2010) realizan unha análise de cambio nas Fragas do Eume para o período 1957 -2003. Aínda que os criterios deste traballo non se axustan aos establecidos pola Rede Natura para a avaliación do estado de conservación dos tipos de hábitats de interese comunitario, os autores reflicten unha perda de superficie de bosques nativos de aproximadamente un 20% na área delimitada polo parque natural, a cal se atopa integrada dentro da Rede Natura 2000. Un segundo traballo de cambios é o efectuado na ZEC Os Ancares - O Courel (López Castro, 2013; Ramil-Rego et al. 2013), no que para o período 2003-2011 avalíase o estado de conservación do hábitat de interese comunitario 4030 Queirogais secos europeos, rexistrándose unha perda de 7.192,6 ha do devandito hábitat, o que supón un 17,34%

con respecto ao total do mesmo no espazo protexido. Recentemente avalíase a dinámica de cambio de hábitats noutros espazos protexidos de Galicia, obtendo para o período 2003-2014 na ZEC Xubia - Castro un valor de perda de superficie e/ou perda de estrutura dos hábitats de interese comunitario dun 21%, afectando de forma maioritaria á superficie ocupada por brañas e turberas (Nat-2000 4020*, 7110*, 7140, 7150). Mentres que para o período 2003-2016, no Ramsar da Lagoa e areal de Valdoviño a perda alcanza un valor porcentual do 9,9%, ou do 12,4% no Ramsar do Complexo das praias, lagoa e duna de Corrubedo. Estes elevados valores contrastan cos rexistrados no Parque Nacional Marítimo Terrestre das Illas Atlánticas, onde a perda foi dun 3,2%. A redución do estado de conservación dos hábitats naturais característicos de humidais rexístranse con valores similares na ZEC Brañas de Xestoso, ZEC Costa Ártabra, ZEC Costa da Morte, ZEC Macizo Central, ZEC Monte Maior, ZEC Serra do Candán, ZEC Serra do Cando, ZEC Serra do Careón, ZEC Serra do Xistral, ZEPA da Limia, etc.

Regulamento UE 1307/2013, de 17 de decembro (DOUE L 347, 20/12/2013)

Título I. Ámbito de aplicación e definición

Artigo 4. Definicións e disposicións conexas

e) "superficie agraria": calquera superficie adicada a terras de cultivo, pastos permanentes e pasteiros permanentes ou cultivos permanentes.

h) "pastos permanentes e pasteiros permanentes", (conxuntamente denominados "pastos permanentes"): as terras utilizadas para o cultivo de gramíneas ou outras forraxes herbáceas naturais (espontáneas) ou cultivadas (sementadas) e que non fosen incluídas na rotación de cultivos da explotación durante cinco anos ou máis; poden incluír outras especies como arbustivas e/ou arbóreas que poden servir de pastos, sempre que as gramíneas e outras forraxes herbáceas sigan sendo predominantes, e, cando os Estados membros así o decidan, poden así mesmo incluír terras que sirvan para pastos e que formen parte das prácticas locais establecidas, segundo as cales as gramíneas e outras forraxes herbáceas non predominaron tradicionalmente nas superficies para pastos.

Táboa 3- Definicións dos pastos permanentes e pasteiros permanentes nas normas aplicables (Regulamento UE 1307/2013) aos pagos directos no marco da última reforma da Política Agraria Común (PAC).

Regulamento Delegado UE 639/2014, de 11 de marzo (DOUE L 181, 20/06/2014)

Capítulo I. Ámbito de aplicación e disposicións xerais

Artigo 6. Predominio de gramíneas e outras forraxes herbáceas no caso dos pastos permanentes

Aos efectos do artigo 4, apartado 1, letra h), do Regulamento (UE) nº 1307/2013, considerarase que as gramíneas e outras forraxes herbáceas seguen sendo predominantes cando ocupen máis do 50% da superficie admisible da parcela agrícola na acepción do artigo 67, apartado 4, letra a), do Regulamento (UE) nº 1306/2013.

Artigo 7. Prácticas locais establecidas no caso dos pastos permanentes

Aos efectos do artigo 4, apartado 1, letra h), do Regulamento (UE) nº 1307/2013, as prácticas locais establecidas serán unha ou varias de entre as seguintes:

- a) prácticas para as superficies de pastos de gando que sexan tradicionais e se adoitén aplicar nas zonas en cuestión.
- b) prácticas que sexan importantes para a conservación dos hábitats enumerados no anexo I da Directiva 92/43/CEE do Consello e dos biótopos e hábitats considerados pola Directiva 2009/147/CE do Parlamento Europeo e do Consello.

Táboa 4- Modificación no Regulamento Delegado 639/2014 da definición dos pastos permanentes do Regulamento UE 1307/2013.

A implantación de repoboacións forestais e pasteiros artificiais non é un fenómeno de aparición recente, xa que comezaron a ser realizados en Galicia dende finais do século XIX, aínda que a partir de mediados de século XX

experimentaron un gran pulo, impulsados polas políticas franquistas (Rico Boquete 1995). Coa entrada de España na CEE (1986) estas actuacións seguiron a desenvolverse baixo o marco lexislativo e financeiro da Política Agraria Común

(PAC). Aínda que desde o 1999 a PAC xa introducira criterios ambientais en relación coa designación dos proxectos susceptibles de ser financiados con fondos europeos, e especialmente cando estes poderían afectar a espazos incluídos na Rede Natura 2000, estas restricións foron

menosprezadas en Galicia, autorizándose a realización de actuacións que supoñían unha perda moi significativa da superficie ocupada por hábitats prioritarios, en espazos designados como Lugares de Importancia Comunitaria (Ramil Rego et al. 2013).



Figura 7- San Lorenzo de Villaraso (Aranga, A Coruña), destrución metro a metro de brañas (7110*, 7140, 4020*) e queirogais secos (4030).

Na actualidade esta situación, lonxe de ser solucionada, todavía se agravou máis no tocante á implantación de novos pasteiros, no marco da última reforma da Política Agrícola Común (PAC), que mediante o Regulamento UE 1307/2013 (DOUE 347, 20/12/2013) establece as normas aplicables aos pagos directos en virtude dos réximes de axuda da PAC. Dentro do seu ámbito de aplicación, o Regulamento 1307/2013 define no Artigo 4.e as superficies agrarias das que deben dispoñer os solicitantes para percibir as novas axudas, que poden albergar “pastos” ou “pasteiros” permanentes. Estes á súa vez son definidos no Artigo 4.h, mais dun xeito moi restrictivo con respecto aos pastos arbustivos ou arborados, primando que as superficies admisibles se atopen dominadas por pastos (Táboa 3).

Fora destas axudas quedarían as inmensas superficies de matogueiras en toda Europa, que de xeito tradicional viñan sendo aproveitadas para pastoreo, o que motivaba que durante o proceso de participación pública do Regulamento

1307/2013 foran xurdindo preocupacións e voces que tentaban de sensibilizar deste problema (Beaufoy & Poux 2012). A redacción inicial na definición dos pastos permanentes no Regulamento 1307/2013 sería matizada no Regulamento Delegado UE nº 639/2014, de 11 de marzo (DOUE L 181, 20/06/2014) . No seu Artigo 6 este novo regulamento aclara o predominio das gramíneas nos pastos permanentes (maior do 50% de cobertura), mentres que no Artigo 7 matiza cales son os criterios para determinar cales son as prácticas locais nas que tradicionalmente non predominaron as gramíneas e outros forraxes (Táboa 4).

Sen embargo, no caso español, e máis concretamente no galego, non se atopan definidos convenientemente os pastos arbustivos, nin tampouco se dispón de manuais de boas prácticas ou documentos técnicos, promulgados dende os organismos competentes, nos que se atopen identificadas e definidas as prácticas locais establecidas, así como as cargas gandeiras máximas e os modos de



Figura 8- Superficie de queirogais húmidos e pequenas áreas de turbeiras destruídas ao ser transformadas en plantacións de eucaliptos (Bestebuz, Muras, Lugo).

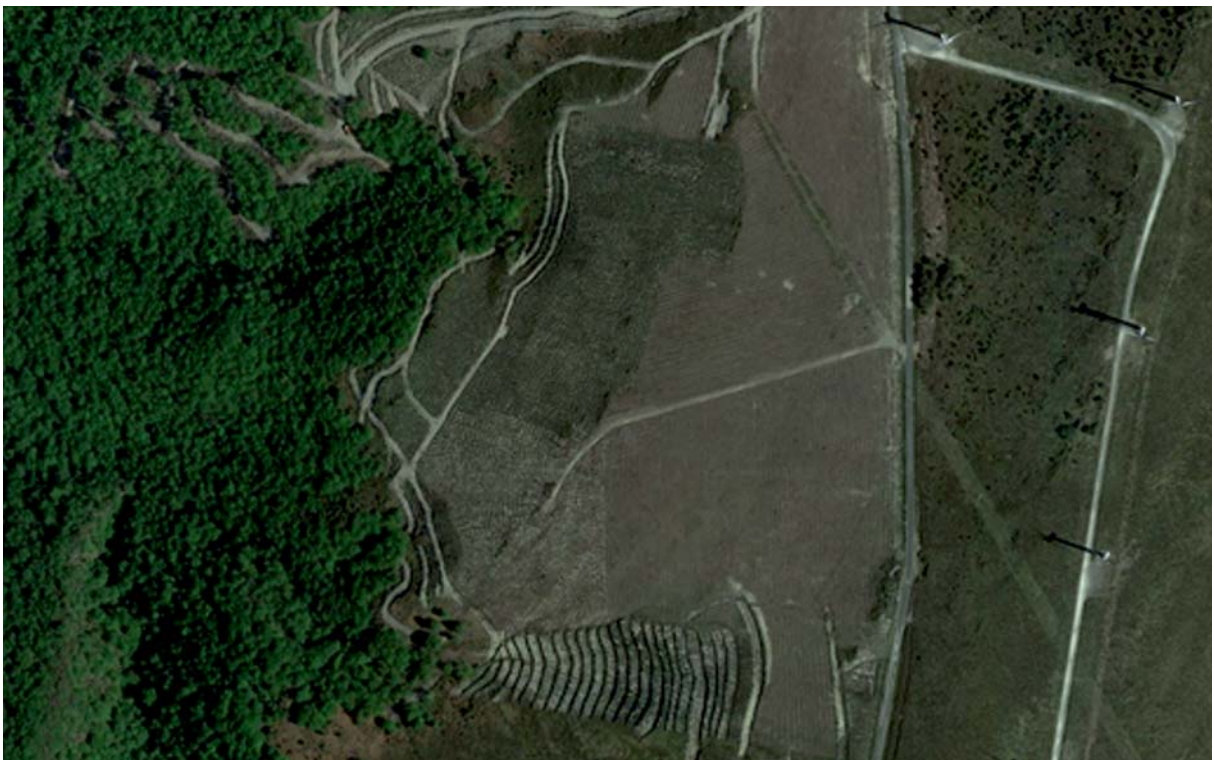


Figura 9- A Fraga Gorda (Muras, Lugo), destrución de queirogais húmidos e superficies de bosques nativos para o establecemento de plantacións intensivas de *Eucalyptus*.

aproveitamento axeitados, que contribúan ao mantemento nun estado de conservación favorable dos tipos de hábitat do Anexo I da DC 92/43/CEE, cuxa presenza contribúe á designación e delimitación da Rede Natura 2000. A estas

carencias engádesa a demanda da Comisión Europea con respecto ao establecemento de sistemas de inspección máis estritos no caso dos pastos arbustivos, coa argumentación de que as superficies sen actividade agraria

e unha mínima xestión non deben ser beneficiadas coas axudas directas (Ruiz & Beaufoy 2015), o que se traduce en España nun control máis rigoroso por parte das Comunidades Autónomas, excluindo finalmente da PAC ás matogueiras obxecto dun pastoreo tradicional extensivo. No caso de Galicia, a restritiva definición dos pastos permanentes, e os férreos controis á hora de outorgar as axudas da PAC, deixaría fora destas axudas a inmensas superficies de matogueiras que durante séculos foron

obxecto dun pastoreo tradicional extensivo (Izco et al. 2006), e que no caso das Serras Setentrionais de Galicia abranguen extensas superficies de queirogais húmidos, considerados un tipo de hábitat prioritario (Nat-2000 4020*) incluído no Anexo I da DC 92/43/CEE, que se atopa en contacto catenal cun complexo sistema de turbeiras de cobertor (Nat-2000 7130*) e de turbeiras altas (Nat-2000 7110*).



Figura 10- Destrucción de áreas ocupadas por queirogais húmidos e turbeiras na Serra do Forgoso (ZEC Xubia - Castro), no límite entre os concellos de San Sadurniño e A Capela.



Figura 11- ZEC Brañas de Xestoso. Efecto acumulativo de rozas sobre brañas e queirogais (4020*,4030, 7110*) vinculados maioritariamente co incremento da actividade agrícola



Figura 12 ZEC Serra do Xistral. Transformación de 10,5 ha de Turbera de Cobertura (7130*) nun pasteiro artificial. Imaxen do PNOA 2002-2003.



Figura 13- Alteración da estrutura nun queirogal humido (4020*) derivado dunha roza mecánica. ZEC Monte Maior (Coto da Meda, Viveiro).

A exclusión das matogueiras incluídas no Anexo I da DC 92/43/CEE como elixibles nas subvencións ao abeiro da última reforma da PAC, provoca de xeito indirecto a perda de interese destas superficies por parte dos propietarios (Osoro et al. 2015) e un efecto de estímulo para a súa transformación a pasteiros artificiais, posto que estes serían directamente admisibles nas axudas da PAC segundo a definición dos pastos permanentes no novo Regulamento 1307/2013. Este proceso está a ocorrer na actualidade en distintos Espazos Protexidos Rede Natura 2000 de Galicia

onde, para poder optar ás axudas mediante pagos directos da PAC, se están a transformar importantes superficies de hábitats prioritarios (Nat-2000 7110*, 4020*) a pasteiros artificiais (Figuras 10-14). Estas actuacións estanse a desenvolver sen unha axeitada avaliación das súas repercusións sobre os compoñentes clave para a conservación, de xeito contrario á DC 92/43/CEE, á Lei 9/2001 e á Lei 42/2007, producindo unha intensificación dos usos gandeiros e unha perda de biodiversidade contrarias incluso ao espírito de propia PAC.



Figura 14- . ZEC Parga-Ladra Támoga (San Pedro de Santabaia, Vilalba). a: Imaxe do PNOA 2002-2003. b: Imaxe do PNOA 2010-2011. Non centro de imaxe obsérvase unha importante perda de superficie de queirogais húmidos (4020*) de 9,4 ha, causada pola creación dun pasteiro artificial.

Verifícase, por tanto, que a última reforma da PAC mediante o Regulamento 1307/2013 introduce unha definición de pastos permanentes que favorece unha xestión dos tipos de hábitat prioritarios e dos Espazos Protexidos Rede Natura 2000 contrarias aos obxectivos das disposicións legais en materia de conservación da biodiversidade, así como dos obxectivos e directrices da propia Política Agrícola Común.

Efectos dos parques eólicos sobre os complexos de humidais

O concepto de enerxía limpa emprégase habitualmente como un subterfuxio para facilitar a aceptación por parte da sociedade dunhas actividades económicas que xeran un impacto significativo sobre os valores ambientais e culturais do territorio e que normalmente tende a minusvalorarse ou mesmo ocultarse. Centrándonos nos efectos que os parques eólicos poden causar sobre o medio ambiente, amagnitude da perda directa do hábitat como resultado da construción dun parque eólico e as infraestruturas asociadas depende do tamaño, localización e deseño do proxecto. Unido ás características do deseño do proxecto, ou grao de significación da afección dun parque eólico depende en boa medida da rareza e vulnerabilidade dos hábitats afectados, xa sexa polo seu carácter prioritario ou pola súa importancia para a alimentación, a reprodución ou a hibernación para as especies de interese para a conservación (Pearce-Higgins et al. 2009; Bright et al. 2006, 2009; LAG-VSW 2007).

A propia Comisión Europea (EC, 2010), identifica os impactos tanto na fase de construción do parque eólico en termos de perda neta de superficie ocupada por hábitats de interese comunitario por efecto da apertura ou adecuación de viais, cimentación dos aerogeneradores, instalación de liñas aéreas e subterráneas, construción das centrais eléctricas e

de edificios secundarios, introdución ou facilitación de especies invasoras, etc. Así como na fase de explotación, centradas na mortalidade que provocan os aerogeneradores, e principalmente as aspás, na avifauna. Así como en xeral, polo incremento de ruído derivado do funcionamento dos propios aerogeneradores.

A estes problemas habería que unir, no caso daqueles parques eólicos que afectan a áreas con humidais (queirogais húmidos, turbeiras, lagoas, etc), as afeccións sobre as características hidrolóxicas. A creación de pistas e drenaxes modifican a hidroloxía superficial, distribuindo a circulación hídrica seguindo criterios meramente construtivos, á marxe das necesidades dos medios ecolóxicos que se ven afectados. Frecuentemente os viais actúan como captadores de augas de grandes superficies de terreo, que son transportadas a través de longas extensións de cunetas a puntos máis afastados, onde se produce unha liberación enérxica desta augas, provocando a erosión dos hábitats naturais. No movemento a auga arrastra ademais restos orgánicos dos noiros abertos no momento de construír a pista, así como partículas inorgánicas (areas, limos, arxilas) que forman parte do vial, e que son depositadas sobre os humidais situados nos puntos de descarga das cunetas.

A ZEC Serra do Xistral amosa de forma elocuente os efectos negativos da produción de enerxía eólica sobre a paisaxe e sobre os compoñentes da biodiversidade (Figura 15). Nesta unidade montañosa, as zonas cimeiras están cubertas por un complexo sistema de humidais de montaña (Ferreiro da Costa et al. 2013; Gómez-Orellana et al. 2014a,b). Á presenza destes tres tipos de hábitats prioritarios únense outros compoñentes ambientais e culturais de gran singularidade e fragilidade, que foron obviados nos

procesos de autorización dos distintos parques eólicos (Ramil-Rego & Ramil-Rego 1995). As aperturas de pistas, a construción de tendidos aéreos e subterráneos, a construción de centrais eléctricas e a propia instalación dos aerogeneradores, provocaron unha afección moi significativa sobre distintos hábitats da DC 92/43/CEE: turbeiras de cobertor (Nat-2000 7130*), turbeiras altas (Nat-2000

7110*) e queirogais húmidos atlánticos (Nat-2000 4020*) y en menor medida sobre: mires de transición e depresións turbosas (Nat-2000 7140, 7150), formacións de *Nardus stricta* (Nat-2000 6230*), turbeiras arboradas (Nat-2000 91D0*), pequenos ecosistemas lacustres (Nat-2000 3130, 3160) ou pradarias e herbais higrófilos (Nat-2000 6410, 6430, 6510).



Figura 15- Concentración de parques eólicos no ZEC/ZEPVN Serra do Xistral, zona núcleo da Reserva da Biosfera Terras do Miño.

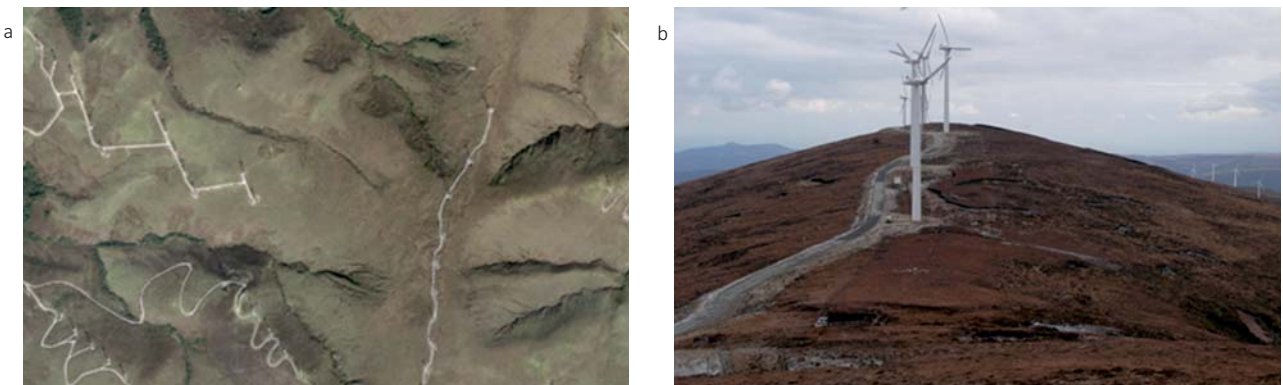


Figura 16- Tremoal do Chao do Lamoso (O Valadouro, Lugo) Destrución directa de turbeiras de cobertor (Nat-2000 7130*) e afección á funcionalidade do complexo higróturfófilo mediante a instalación de parques eólicos na ZEC Serra do Xistral (zona núcleo da Reserva da Biosfera Terras do Miño). a) Vista en planta mediante fotografía aérea. b) Vista en alzado mediante fotografía oblícuca.

Desde 1995 ata a actualidade, na Serra do Xistral foron construídos 30 parques eólicos, o que supuxo a instalación de máis de 600 turbinas eólicas, case 2 decenas de subestacións eólicas, centos de quilómetros de pistas e liñas eléctricas (tanto aéreas como subterráneas), sumando unha

potencia total instalada de máis de 600 Mw. Estes valores equiparan o desenvolvemento eólico da ZEC Serra do Xistral ao nivel dalgunha Comunidade Autónoma ao completo: no ano 2015, as estribacións montañosas da Serra do Xistral posuían máis potencia eólica instalada que Asturias, La Rioja

ou Euskadi, superando amplamente a metade da potencia eólica instalada en Catalunya, Navarra ou a Comunitat Valenciana (AEE 2016). O gran rendemento económico que xeran os parques non tivo ningunha repercusión en paliar os

efectos ambientais que estes xeraron. Especialmente de medidas para corrir a alteración da hidroloxía superficial, ou para mitigar a entrada de elementos alleos ao ecosistema (Figuras 16-18).



Figura 17- Alto de Onsolar (Valadouro). Liña de aerogeradores e central eléctrica emprazados sobre unha área cuminal cuberta por unha Turbera de cobertor (Nat-2000 7130*). ZEC Serra do Xistral. Zona Núcleo Reserva da Biosfera Terras do Miño.



Figura 18- Tremeal do Chan da Cruz (ZEC Serra do Xistral). Turbeira de Cobertor cunha antigüidade de máis de 5.500 anos, destruída para a construción dun parque eólico. A central eléctrica, a liña de aerogeradores e os viais construíronse sobre a turbeira. Tras as obras a maior parte da superficie da mesma foi transformada nun pasteiro artificial (cor máis verde e homoxéneo da fotografía).

Actividade mineira

As actividades extractivas seguen a repercutir sobre o estado de conservación dos humidais. En Galicia mantense unha explotación de turba (Figura 19) sobre un complexo de Turbeira de Cobertor formado a comezos do Holoceno e

integrado dentro dun espazo natural (ZEC Serra do Xistral). Moitas explotacións de áridos en Galicia establecéronse sobre as chairas aluviais dos principais ríos, é dicir, sobre un medio ecolóxico tipificado segundo a Convención de Ramsar como un humidal natural. A explotación ao descuberto resulta incompatible coa preservación do

humidal natural, e tras a fase de explotación, os ocos mineiros poden actuar como reservorios de auga artificiais, nos que a través de proxectos de rehabilitación ou recreación pódense conseguir ambientes de certo valor paisaxístico ou interesantes para mellorar a conservación dalgunha especie ou biocenose.

En Galicia os exemplos de restauracións mineiras con certo criterio ambiental son moi escasas. En moitas rehabilitacións ou recreacións faise un excesivo uso de especies exóticas invasoras (*Pinus*, *Eucalyptus*, *Acacia*,

Populus, etc), á vez que se evitar adaptar os biotopos finais ás características ecolóxicas das especies acuáticas e higrófilas propias do territorio galego (Figuras 20-22), o que as converte nun medio propicio para o asentamento e expansión de elementos exóticos tanto vexetais (*Azolla filiculoides*, *Cortaderia selloana*, *Ludwigia grandiflora*, *Phyllostachys spp*, *Spirodela polyrhiza*, *Sporobolus indicus*, *Zantedeschia aethiopica*, etc) como animais (*Carassius auratus*, *Cyprinus carpio*, *Gambusia holbrooki*, *Neovison vison*, *Poecilia reticulata*, *Procambarus clarkii*, *Trachemys scripta elegans*, etc).



Figura 19- Explotación dunha turbeira activa en Galicia. A parte á dereita da liña vermella esta integrada na ZEC Serra do Xistral. A explotación esténdese entre os concellos de Viveiro e O Valadouro.



Figura 20- Antiga explotación mineira destinada á obtención de mineral de ferro en Lousada (Xermade). Os cráteres de excavación abandonados convertéronse en reservorios de auga artificiais.



Figura 21- Explotación mineira (> 400 ha) das areiras do Miño (Salvterra - As Neves).



Figura 22- Detalle da área de explotación mineira (> 400 ha) das areiras do Miño (Salvterra - As Neves).

Infraestruturas grises

A Avaliación dos Ecosistemas do Milenio (MA 2005) pon en evidencia que as áreas de menor biodiversidade, escasa resiliencia e sustentabilidade concéntranse en territorios dominados ou configurados por “infraestruturas grises”. Baixo este termo inclúense tanto os diversos tipos de infraestruturas realizadas con predominio de materiais inertes, xeralmente formigón (vías, redes, portos, aeroportos), como os polígonos industriais, as grandes superficies comerciais, dotacionais ou residenciais, así

como ás contornas periurbanas fortemente artificializadas. O urbanismo anárquico do “vai facendo” xerou en Galicia elementos xenuínos do máis estemporáneo feísmo (Ramil-Rego & Ferreiro da Costa, 2015), así como unha irreparable perda de compoñentes do patrimonio natural e cultural. Algunhas destas actuacións marcaron a desaparición do humidal, sendo posible identificar na maioría dos dos casos unha destrución parcial (pero significativa) da superficie do humidal, afectando ademais ao seu hidroperíodo e ao funcionamento ecolóxico (Figuras 23-34).



Figura 23- . Fotografía aérea amosando o impacto paisaxístico causado polos efectos acumulativos dos Polígonos industriais das Gándaras e da Granxa xunto ás áreas de explotación de granito en O Porriño (Pontevedra), sobre unha área que posuía unha gran relevancia cultural e ambiental (ZEC As Gándaras de Budiño).



Figura 24- Detalle da ZEC As Gándaras de Budiño onde se amosan os restos do humidal higrófilo que aínda permanecen logo da construción e expansión do polígono industrial das Gándaras. A imaxe aparece virada 90º en relación coa anterior.



Figura 25- Os humidais do mesmo xeito que os sistemas dunares, albergan unha nutrida representación de campos de fútbol (Ponteceso, A Coruña).



Figura 26- Desenvolvemento urbano e industrial de Vigo arrededor da marisma do Lagares.



Figura 27- Ría do Masma (Foz, Lugo). O ferrocarril (FEVE) e os recheos realizados na bocana (Praia de Rapadoira, Praia de Altar), modificaron a hidroloxía e sedimentoloxía da ría, así como a configuración das biocenoses.



Figura 28- Ortigueira. A liña verde delimita o RAMSAR Ortigueira - Mera e a ZEC do mesmo nome. Ortoimaxe PNOA 2010-2011. O porto deportivo e parte do aparcadoiro quedan incluídos dentro dos límites do humidal protexido.



Figura 29- Ortigueira. Imaxe do PNOA 2014. Dentro do ámbito territorial do Ramsar Ortigueira - Mera realizouse un recheo de 3.780 m², sobre os hábitats de augas mariñas, destinado a un parque público. Unha obra de xustificación moi dubidosa no ámbito dun humidal protexido.



Figura 30- Infraestruturas grises en San Cibrao (Lugo). Á esquerda a gran balsa de lodos da factoria de aluminio. Na área aínda permanecen pequenas superficies dos humidais existentes previa á industrialización deste tramo costeiro (depresións intradunares, marisma, ríos permanentes, etc). Imaxe do PNOA-2014.



Figura 31- Alto da Gañidoira (Muras). Entre a antiga estrada Lugo-Viveiro e a repoboación forestal de especies exóticas atópase o Tremoal da Gañidoira. Imaxe PNOA-2002.

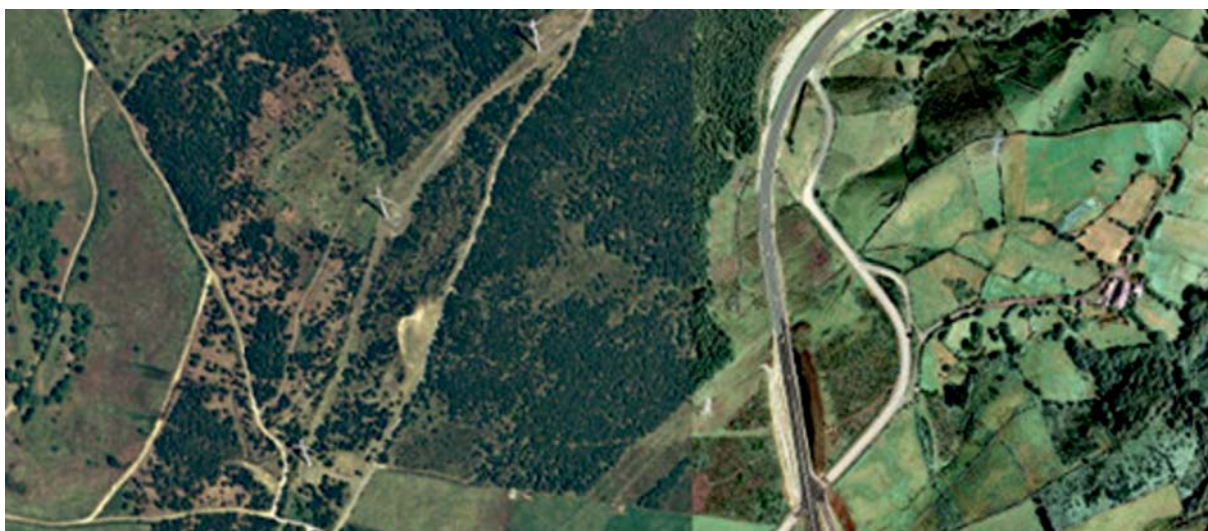


Figura 32- No ano 2004 iníciase os traballos de mellora da estrada entre Xermade-Viveiro (LU-540), sen efectuar unha correcta avaliación dos compoñentes ambientais afectados pola nova infraestrutura. Así no Km 24 en lugar de levar a nova traza a través da área de menor valor ambiental (repoboación de piñeiros exóticos), introdúcese esta atravesando lonxitudinalmente a turbeira. Imaxen do PNOA 2004-2007.



Figura 33- Detalle de imaxe anterior (PNOA-2014). Na imaxe recoñécese a gabia realizada para desviar as augas da turbeira no transcurso das obras.

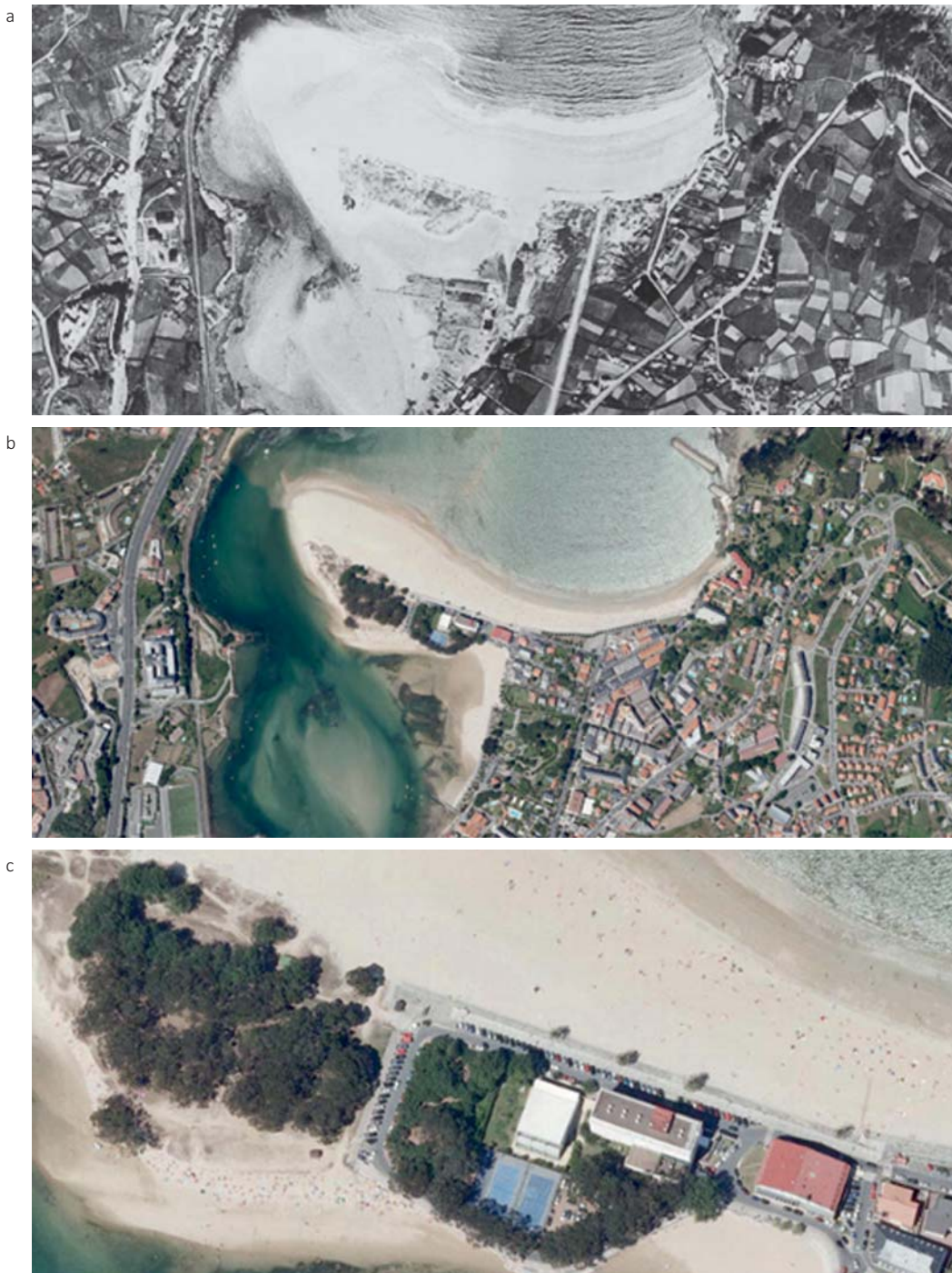


Figura 34- N. Ría do Burgo. a) Ría do Burgo (A Coruña - Oleiros), coa frecha arenosa de Santa Cristina, imaxe do Voo americano 1956-1957 (USAF). b) A fotografía mostra un territorio densamente urbanizado “infraestruturas grises”. As construcións invaden ata a frecha arenosa. Imaxe do PNOA-2014. c) Detalle da frecha arenosa na imaxe do PNOA-2014. As masas arbóreas atópanse dominadas por *Eucalyptus globulus*.

Actividades non produtivas

Nos últimos anos evidenciáronse en Galicia numerosas perdas de recursos naturais derivadas de actividades encadrables no concepto de uso público. A maioría destas accións vincúlase con actividades de fomento da actividade cinexética, xeralmente rozas para facilitar a caza en áreas vexetadas, onde se realizan de forma

indiscriminada, á marxe dos valores ambientais da área. Noutros casos estas actividades se relacionan con probas deportivas (fin de etapa de probas ciclistas, ou outro tipo de actividade deportiva), recreativas ou a intensificación da presión turística. Unhas e outras afectan indiscriminadamente ao territorio, e repercuten negativamente tanto en humedais, como noutro tipo de ecosistemas (Figuras 35-42).



Figura 35- Rozas sobre un queirogal costeiro (mosaico de 4020*, 4030) para favorecer a actividade cinexética na ZEC Costa da Morte.



Figura 36- Patrón xeométrico de rozas nunha área de queirogal na ZEC Os Ancares - O Courel.



Figura 37- Rozas con deseño “abstracto” na Serra da Groba (Baiona, Pontevedra).



Figura 38- Frecha de area do estuario do río Miñor (Baiona, Pontevedra).



Figura 39- Creación dun aparcadoiro sobre a frecha de area.



Figura 40- Eliminación dun queirogal húmido (4020*) para xerar un aparcadoiro destinado a situar as carpas e vehículos do fin de etapa da volta ciclista a España (2016/08/23) en Vixia Herbeira, Cariño (A Coruña), dentro da ZEC Costa Artabra. Imaxe tomada da páxina web de ADEGA (<http://adega.gal>).



Figura 41- “Senda litoral Costa Artabra” creada no 2012 cunha lonxitude de 12 km. A senda discorre a través do litoral da ZEC Costa Artabra e da ZEPA Costa Ferrolterra-Valdoviño. Na súa apertura afectouse negativamente a unha importante superficie de hábitats de interes comunitario. Fotografía tomada do blogue Visiones de Ferrolterra (<http://visionesdeferrolterra.blogspot.com.es/>).



Figura 42- Detalle da senda abrindo unha área cuberta por queirogais húmidos (4020*). Fotografía tomada do blogue Visiones de Ferrolterra (<http://visionesdeferrolterra.blogspot.com.es/>).

Tenza e uso de munición de chumbo nos humidaís

Segundo a Organización Mundial da Saúde (WHO), o chumbo é un metal tóxico presente de forma natural na cortiza terrestre. O seu uso xeneralizado deu lugar en moitas partes do mundo a unha importante contaminación do medio ambiente, un nivel considerable de exposición humana e graves problemas de saúde pública. Entre as principais fontes de contaminación ambiental destacan a explotación mineira, a metalurxia, as actividades de fabricación e reciclaxe e, nalgúns países, o uso persistente de pinturas e gasolinas con chumbo. Máis de tres cuartas

partes do consumo mundial de chumbo corresponden á fabricación de baterías de chumbo acedo para vehículos de motor. Con todo, este metal tamén se utiliza en moitos outros produtos, como pigmentos, pinturas, material de soldadura, vidreiras, vaixelas de cristal, municións, esmaltes cerámicos, artigos de xoiería e xoguets, así como nalgúns produtos cosméticos e medicamentos tradicionais. Tamén pode conter chumbo a auga potable canalizada a través de tubaxes de chumbo ou con soldadura a base deste metal. Na actualidade, boa parte do chumbo comercializado nos mercados mundiais obtense por medio da reciclaxe (Andreotti et al. 2016; Arnemo et al. 2016; Green & Pain, 2015; WHO, 2010).

Nos humidais o uso de munición de chumbo veuse empregado en prácticas cinexéticas desde hai varios séculos (Shaw & Crissey 1955), mentres que as primeiras evidencias científicas da contaminación derivada da munición de chumbo nos humidais rexístrase a finais do século XIX e comezos do XX en relación coa avifauna (Calvert 1876; Grinnell 1894, 1901; Bowles 1908; McAtee 1908; Wetmore 1915, 1919). Desde a segunda metade do século XX publícanse numerosos artigos nos que se avalía tanto a toxicidade que xera o chumbo nos humidais, derivada dos restos de munición, en diversos elementos da cadea trófica, así como nos seres humanos que se alimentan de pezas obtidas nos humidais (Bellrose 1959, Olney 1960, Carson 1962, Leonard et al. 1983; Friend 1985, Ghazaly 1991, Samuel et al. 1992, Lewis et al. 2001, Meyer 2013, Arrieta et al. 2004, Zhuang et al. 2009, Linder et al. 2010, Arnemo et al. 2016, etc.)

Os humidais no estado español, tampouco estiveron exentos da práctica da caza e o tiro deportivo (Duclos 1979, Castroviejo 1980), nin moito menos os humidais galegos (Castroviejo 1979), nos que chegaron a construírse instalacións específicas para tal finalidade (Figura 43). O desenvolvemento ininterrompido da actividade venatoria nos humidais durante décadas provocaba que en España tamén fose posible a identificación do fenómeno do plumbismo (Rodríguez & Hiraldo 1975, Ramo et al. 1992), considerándose que a intoxicación por chumbo era un gran problema para a conservación das aves acuáticas nos humidais españois (Mateo & Guitart 1988, Mateo et al. 2007; Guitart et al. 1994), aínda que tamén era posible apreciar os efectos do plumbismo noutros grupos de aves (Cerradelo et al. 1992).



Figura 43- Campo de tiro no interior da Marisma do Mandeo (Bergondo), incluída dentro da ZEC Betanzos-Mandeo. Imaxen do PNOA-2008-2009.

As primeiras regulacións para contrarrestar os efectos tóxicos do chumbo nos humidais establecíanse nos Estados Unidos na década dos 1970, aínda que a súa prohibición efectiva non se realizará de xeito efectivo ata a década dos 1990 (Morehouse 1992, Anderson 1992). En Europa trataría de imitarse a traxectoria levada a cabo nos Estados Unidos, de xeito que entre finais da década dos 80 e comezos dos 90 a Oficina Internacional de Investigación das Aves Acuáticas e dos Humidais (*International Waterfowl and Wetlands Research Bureau, IWRB*), organización global sen ánimo de lucro que na actualidade mudou o seu nome a *Wetlands International*, encargábase de organizar diversos congresos

e simposios (Matthews 1990, Pain 1992a), implicando aos maiores expertos na materia, para debater sobre a conservación dos humidais e a avifauna. Especialmente salientable foi o encontro organizado en Bruxelas en 1991, no que se reuniron máis de 100 participantes de 21 países para enfocar a cuestión da intoxicación por chumbo nas aves acuáticas, e promover novas iniciativas políticas en Europa. As recomendacións desta reunión (Pain 1992b) indicaban unha necesidade clara do reemprazo da munición de chumbo por alternativas non tóxicas, enfatizando na necesidade de traballar en coordinación cos diferentes axentes implicados.

O Comité Permanente do Convenio relativo á Conservación da Vida Silvestre e do Medio Natural en Europa (Convenio de Berna de 1979) foi o primeiro acordo que respondía aos resultados do simposio de 1991 organizado por IWRB, xa que en decembro do mesmo 1991 acordaba que as partes contratantes adoptasen canto antes as medidas oportunas para eliminar o emprego de munición con chumbo nos humidais e na caza de aves acuáticas. Derivadas das recomendacións e acordos anteriores comezaban as negociacións do Acordo para a Conservación das Aves Migratorias Acuáticas Afro-Euroasiáticas (*Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds, AEWA*). Desenvolvido baixo o marco do Convenio de Especies Migratorias (*Convention on Migratory Species, CMS*) e administrado baixo o Programa de Medio Ambiente das Nacións Unidas (*United Nations Environment Programme, UNEP*), participaban en AEWA os continentes de África, Europa, o Medio Leste, Asia Central, Groenlandia e o Arquipélago Canadano. No texto acordado inicialmente en 1995 incluíase un Plan de Acción con medidas específicas a poñer en marcha polas partes para acadar os obxectivos fixados. Dentro do grupo de medidas relativas á xestión das actividades humanas, establecíase que as partes contratantes debían eliminar canto antes o emprego do chumbo na caza desenvolvida nos humidais, introducindo este cambio nos seus marcos normativos. Este sería un dos temas centrais na celebración de reunións posteriores de AEWA, que servirían para compartir as experiencias postas en marcha polos distintos estados membros, celebrando talleres formativos e producindo materiais de soporte técnico, legal, de difusión e sensibilización (Beintema 2004, AEWA 2009) para a capacitación dos membros das partes que avanzaban máis lentamente. Acordos e convenios recentes viñeron a apoiar e confirmar os obxectivos de AEWA, como por exemplo o Acordo para a Iniciativa da Caza Sostible na UE (*EU Sustainable Hunting Initiative*) asinado entre BirdLife International (*BLI*) e a Federación Europea de Asociacións de Caza (*European Federation of Hunting Associations, FACE*), ou máis recentemente a 11ª Conferencia das partes do Convenio das Especies Migratorias (*CMS*).

Neste escaerio, en España a crecente preocupación con respecto aos efectos do plumbismo nos humidais (Mateo & Guitart 1988, Guitart et al. 1994) motivaba que comezasen a darse os primeiros pasos institucionais para a prohibición do chumbo na actividade cinexética neste ecosistemas. Encargábase dende o ICONA un estudo sobre as consecuencias do emprego do chumbo na caza en varios humidais españois (Mateo et al. 1994), que aportaba unha serie de conclusións inequívocas: a pesares de que a inxestión de perdigóns de chumbo se amosaba variable, a intoxicación por plumbismo era unha causa importante de mortalidade nalgunhas das especies mostreadas en zonas e/ou anos concretos. A realización deste traballo sería continuada por outros traballos realizados a nivel

autonómico ou mesmo local (Calderón et al. 1996; Mateo et al. 1998, 2000; Suárez & Uríos 1999; Green et al. 2003), que confirmaban os datos obtidos a nivel estatal.

Tratando de imitar as iniciativas que xurdiran noutros países europeos (Stroud 2014) en España, como parte contratante de AEWA, promulgouse por fin a primeira regulación do emprego de munición de chumbo nos humidais, aínda que 8 anos máis tarde de dispoñer do traballo de Mateo et al. (1994). Deste xeito aprobábase o Real Decreto 581/2001, de 1 de xuño (BOE 143, 15/06/2001), redactado ao abeiro da por aquel entón vixente Lei 4/1989, de 27 de marzo (BOE 74, 28/09/1989), no que se prohibía a tenza e uso de municións de chumbo durante o exercicio da caza e o tiro deportivo cando estas actividades se desenvolvesen especialmente (Artigo 1.1) en zonas húmidas da Lista do Convenio de Humidais de Importancia Internacional de Ramsar (Irán), aínda que tamén a referida prohibición alcanzaba tamén (Artigo 1.2) ás zonas húmidas que fosen obxecto de protección conforme a calquera das figuras de Espazos Naturais Protexidos legalmente establecidas.

Esta prohibición mantíñase posteriormente no texto inicial da Lei 42/2007, de 13 de decembro (BOE 299, 14/12/2007), aínda que aumentando o seu ámbito de aplicación. Habida conta de que no momento da promulgación do Real Decreto 581/2001 a Rede Natura 2000 aínda se atopaba nas súas primeiras propostas autonómicas, e que co paso do tempo non todas as Comunidades Autónomas incorporaban os espazos da Rede Natura 2000 ao seu marco normativo, coa nova redacción da Lei 42/2007 (Artigo 62.3) o ámbito de aplicación da prohibición para a tenza e uso de munición de chumbo ampliábase para todos os humidais situados dentro da Rede Natura 2000 (LIC/ZEC e ZEPa), ademais dos incluídos en humidais de Ramsar ou en Espazos Naturais Protexidos. A inclusión desta prohibición motivaría ademais a súa tipificación como unha das infraccións administrativas contempladas no artigo 76 da Lei 42/2007. A recente modificación desta mediante a Lei 33/2015, de 21 de setembro (BOE 227, 22/09/2015), non contempla ningunha outra modificación dos artigos relativos á prohibición da tenza e emprego de munición de chumbo en humidais dentro das devanditas figuras, mais si a numeración dos dous artigos citados, que na actualidade serían o Artigo 65 no relativo á prohibición, e o Artigo 80 no tocante á infracción administrativa.

A comunidade científica, as axencias internacionais implicadas na saúde humana e o medio ambiente, así como os acordos internacionais e a propia lexislación básica do estado en materia de biodiversidade e patrimonio natural, coinciden en considerar a toxicidade por chumbo nos humidais como un problema medioambiental e de saúde pública. Fronte a iso en Galicia o tema do plumbismo nos humidais non tivo un tratamento lexislativo axeitado, continuándose mesmo tras a promulgación da Lei 42/2007

a utilizar munición de chumbo no desenvolvemento das prácticas cinexéticas que se realizan en moitos humidais.

En Galicia o tema da toxicidade por chumbo nos humidais esta a ser tratado dun xeito inadecuado. A pesar de que tanto a lexislación estatal en materia de caza (Real Decreto 581/2001) e de biodiversidade (Lei 42/2007), prohibe expresamente a tenza e uso de munición con chumbo en humidais incluídos en distintos tipos de espazos protexidos (Espazos Naturais Protexidos, Espazos Naturais da Rede Natura 2000, Humidais de Importancia Internacional do Convenio de Ramsar). Esta prohibición non foi trasladada de forma efectiva á lexislación galega, como tampouco se realizou ningunha campaña para divulgar entre o colectivo de cazadores a devandita prohibición e os efectos que se derivan do seu incumprimento, nin tampouco se estableceu a sinalética en ningún humidal galego coa prohibición establecida pola lexislación estatal.

A única referencia á prohibición relativa á tenza ou uso de munición de chumbo nos humidais atópase na Resolución de 10 de outubro de 2008 (DOG nº 201, 16/10/2008) onde se publicaba a lista de humidais de Galicia onde se fai efectiva dita limitación (Táboa 5), incluíndo nela aqueles humidais recoñecidos no Inventario de Humidais de Galicia que están parcial ou totalmente integrados dentro da Rede Natura 2000. A normativa non establece con todo os límites xeográficos dos humidais, como tampouco existe ningún documento na páxina web do organismo autonómico competente a disposición pública onde se poidan consultar estes límites. Feito que determina a imposibilidade de aplicar as prohibicións establecidas pola lexislación estatal. Tras a aprobación da orde producíronse distintos cambios na configuración da Rede Natura 2000 de Galicia que supoñen o incremento do número de humidais integrados na Rede Natura 2000, pero este cambio non motivou a actualización da Resolución de 10 de outubro de 2008.

Resolución de 10 de outubro de 2008 (DOG nº 201, 16/10/2008)

O uso de perdigóns de chumbo para o exercicio da caza ou do tiro deportivo nas zonas húmidas causa unha fonda preocupación en todo o ámbito comunitario europeo, debido en gran parte á contaminación que o seu uso pode provocar nas augas e tamén polo risco que supón para algunhas especies de aves acuáticas a súa inxestión.

O artigo 62.3º j) da Lei 42/2007, do 13 de decembro, do patrimonio natural e da biodiversidade, prohibe a tenza e o uso de **munición que conteña chumbo** durante o exercicio da caza e o tiro deportivo, cando estas actividades se exerzan en zonas húmidas incluídas na Lista de convenio relativo a zonas húmidas de importancia internacional, na Rede Natura 2000 ou nas incluídas nun espazo natural protexido.

Esta resolución ten por obxecto facer público e dar a coñecer a relación das zonas húmidas de Galicia en que, en aplicación do disposto no artigo 62.3º j) da Lei 42/2007, do 13 de decembro, está prohibida a tenza e o uso de **munición que conteña perdigóns de chumbo** durante o exercicio da caza.

No anexo desta resolución recóllense todas as zonas húmidas de Galicia en que está prohibido o exercicio da caza con munición que conteña perdigóns de chumbo, indicando expresamente aquelas zonas húmidas que se integran nun complexo húmido ao presentar unha vinculación espacial común. O código IHG emprégase para identificar a zona húmida; corresponden os tres primeiros números deste código a sinalar a provincia onde está situada. Así, o código IHG das zonas húmidas da Coruña comezará por 111, o das de Lugo por 112, o das de Ourense por 113 e o das de Pontevedra por 114. No anexo sinaláse tamén a superficie das zonas húmidas en que está prohibida a tenza e o uso de munición con chumbo para o exercicio da caza.

Táboa 5- Texto da Resolución de 10 de outubro de 2008, da Dirección Xeral de Conservación da Natureza, pola que se fai pública a listaxe de zonas húmidas de Galicia en que está prohibida a tenza e o uso de munición que conteña perdigóns de chumbo durante o exercicio da caza.

Coa actual lexislación de caza de Galicia mediante a Lei 13/2013, de 23 de decembro (DOG 4, 08/01/2014), a regulación da prohibición da munición que conteña chumbo nos humidais galegos difumínase completamente a través dun labirinto xurídico creado no artigo 70 (Táboa 6) da nova norma, eludindo o establecemento dunha prohibición concreta da munición de chumbo nos humidais acorde co establecido na lexislación estatal. No artigo 85.7 ampliase ademais o laberinto, contemplando como unha infracción grave “Usar munición que conteña chumbo contravindo a Lei 42/2007, do 13 de decembro” (Táboa 6) .

As carencias no ámbito normativo cinexético con respecto ao emprego do chumbo suscitaban diferentes controversias dende colectivos ambientalistas (González Prieto 2012), dando lugar a diversas protestas pola situación perante os

organismos autonómicos competentes en materia de conservación da natureza e o Valedor do Pobo. As reclamacións ían encamiñadas ao incumprimento das disposicións do Real Decreto 581/2001 e da Lei 42/2007 con respecto á prohibición da tenza e emprego de munición de chumbo nos humidais incluídos dentro dos humidais Ramsar, nos Espazos Protexidos Rede Natura 2000 e nos Espazos Naturais Protexidos, tanto no tocante ao ámbito territorial dos mesmos, como á imprecisión na tipoloxía da munición empregada durante a actividade cinexética e o tiro deportivo. A este respecto, o Valedor do Pobo respondía ante as queixas efectuadas polos colectivos ambientalistas (González Prieto 2012), advertindo que a Resolución de 10 de outubro de 2008 non podía matizar nin limitar unha prohibición establecida por unha Lei estatal,

agás que houberse un mandato legal expreso, aspecto que non se atopaba contemplado neste caso.

No tocante á indefinición do ámbito territorial da prohibición, o organismo competente de conservación da natureza respostaba no ano 2009 que o listado da Resolución do 10 de outubro de 2008 non podía ser

precisado porque “non é se dispón dunha delimitación exacta dos límites xeográficos dos humidais”. Este argumento resultaba falto de veracidade, cando o organismo autonómico dispoñía dende había 6 anos da delimitación técnica dos humidais de Galicia (Ramil-Rego et al. 2003).

Lei 13/2013, de 23 de decembro, de caza de Galicia (DOG nº 4, 08/01/2014)

Título IV. O Exercicio da Caza

Capítulo III. Protección das Pezas de Caza e Autorizacións Especiais

Artigo 70. Protección e conservación das especies de caza

1. Con carácter xeral establécense, ademais das contidas con carácter xeral no número 3 do artigo 62 da Lei 42/2007, do 13 de decembro, do patrimonio natural e da biodiversidade, agás autorización excepcional, as seguintes prohibicións:

Artigo 71. Autorizacións especiais

1. Poderán quedar sen efecto as prohibicións previstas neste capítulo, logo da autorización da dirección xeral competente en materia de caza, cando concorra algunha das circunstancias seguintes:

- a) Cando da súa aplicación deriven efectos prexudiciais para a saúde e seguridade das persoas.
- b) Cando da súa aplicación deriven efectos prexudiciais para especies protexidas.
- c) Para evitar prexuízos importantes para os cultivos, o gando, os bosques, a propia caza, a pesca ou a calidade das augas.
- d) Para protexer a flora e a fauna silvestres e os hábitats naturais.
- e) Cando sexa necesario por razón de investigación, educación, repoboación ou reintrodución, ou cando se precise para a cría en cativeiro orientada a eses fins.
- f) Para evitar accidentes en relación coa seguridade aérea.

2. A autorización administrativa, que será persoal, intransferible e de carácter temporal, deberá ser motivada e especificar:

- a) O obxecto ou razón da acción.
- b) A especie ou especies a que se refira.
- c) Os medios, os sistemas ou métodos empregables e os seus límites, así como o persoal cualificado, se for o caso.
- d) As condicións de risco e as circunstancias de tempo e lugar.
- e) Os controis que se exercerán, se é o caso.

3. O medio ou método autorizado será proporcionado ao fin que se persiga.

4. Se por razóns de urxente necesidade non puiden obterse a autorización administrativa previa en calquera dos supostos citados, darase conta, nun prazo non superior ás vinte e catro horas da acción realizada, á persoa titular do órgano territorial da dirección competente en materia de conservación da natureza, que abrirá expediente administrativo para determinar a urxencia alegada e a xustificación do medio empregado, e que poderá, como resultado das devanditas actuacións informativas, ordenar a incoación do correspondente procedemento sancionador.

Título VI. Réxime sancionador

Capítulo III. Infraccións

Artigo 85. Infraccións graves

Son infraccións graves:

7. Usar munición que conteña chumbo contravindo a Lei 42/2007, do 13 de decembro.

Táboa 6- Labirinto xurídico na Lei 13/2013, de caza de Galicia, sobre a prohibición do emprego de munición de chumbo e o establecemento de autorizacións especiais.

Con respecto á prohibición dos perdigóns de chumbo, a resposta do organismo autonómico argumentaba que para a caza menor soamente poden ser empregados perdigóns, quedando prohibidos nos humidais os feitos de chumbo segundo a Resolución de 10 de outubro de 2008, engadindo que a caza non podía ser realizada nas augas públicas e nas súas marxes ao abeiro da lexislación cinexética, e por tanto se presumía o cumprimento automático do Real Decreto 581/2001 e da Lei 42/2007. Esta argumentación resulta incompleta e imprecisa, obviando unha realidade que vulnera á prohibición estatal. Non se pode considerar que a

prohibición da caza nas augas e marxes evite a caza nos humidais galegos, xa que na definición de humidal (Decreto 127/2008), non soamente quedan abranguidas áreas de augas libres (como ríos ou lagoas), senón que nos mesmos se inclúen zonas brañentas e lamacentas, como turbeiras e queirogais húmidos. O Valedor do Pobo confirmaba este aspecto, dispoñendo claramente que a prohibición da Lei 42/2007 inclúe inequivocamente a todos os humidais, de xeito que as turbeiras ou os queirogais húmidos non poden ser excluídos da prohibición do uso de munición con chumbo. Resulta por tanto irrelevante que non se trate de

augas libres ou que non haxa especies de aves acuáticas nas mesmas. A este respecto, o organismo autonómico competente en materia de conservación da natureza alegaba que soamente os perdigóns de chumbo podían ser considerados perigosos para as aves, e que non podía entenderse que habería envelenamento do solo por degradación do chumbo doutras municións. Sen embargo, o Valedor do Pobo recoñecía que non soamente os perdigóns de chumbo son perigosos, xa que a corrosión afecta a toda a munición (perdigóns, balas, etc.) de igual xeito, contaminando con chumbo o medio acuático do que se trate, co conseguinte impacto sobre as aves que alí viven.

En Galicia existen diversos Espazos Protexidos Rede Natura 2000 e Espazos Naturais Protexidos nos que se realizaou unha delimitación técnica de humidais sobre turbeiras e queirogais húmidos, que se atopan incluídos en terreos cinexéticamente ordeados, e nos que se practica a caza maior (xabarín, corzo, etc.). Quizais o exemplo máis representativo é a Serra do Xistral, declarada como ZEC e ZEPVN. Neste espazo os humidais delimitados no Inventario de Humidais de Galicia abranguen unha superficie de máis de 18.000 ha (Ramil-Rego et al. 2003) ocupadas por turbeiras de cobertor, turbeiras altas e queirogais húmidos. Sobre estes hábitats se desenvolve unha profusa actividade cinexética de caza maior, para a que se emprega munición de bala, na que o chumbo segue a ser un dos materiais para a súa manufactura.

Outro claro exemplo, tamén paradoxico, ocorre na Ría de Ortigueira, espazo senlleiro da costa galega no que se acumulan varias figuras de protección. Dentro do mesmo

declarouse unha Área Protexida por Instrumentos Internacionais (Humidal de Importancia Internacional de Ramsar), dous Espazos Naturais Protexidos (ZEPVN, Humidal Protexido) e dous Espazos Protexidos Rede Natura 2000 (ZEC, ZEPA). Ademais, fora incluído dentro do Inventario de Humidais de Galicia (Ramil-Rego et al. 2003). Nun espazo que xoga un papel significativo da conservación da biodiversidade dos humidais costeiros, e fundamentalmente da avifauna albergada nos mesmos, no ano 2009 quedaba prohibida toda actividade cinexética dentro da ZEPA Ría de Ortigueira e Ladrado (ES0000086) mediante a Orde de 30 de xullo de 2009 (DOG nº 152, 05/08/2009), pola que se determinaban as épocas hábiles para a tempada 2009-2010. En realidade, esta prohibición viña sendo repetida en tempadas anteriores, habida conta dos valores albergados no espazo. Sen embargo, nesta tempada 2009-2010 estimouse preciso excepción a devandita prohibición, e catro meses despois modificábase a anterior coa Orde de 17 de decembro de 2009 (DOG nº 252, 29/12/2009), que permitía a caza do xabaril na ZEPA Ría de Ortigueira e Ladrado mediante as modalidades de caza maior (Táboa 7), logo da autorización do Servizo Provincial de Conservación da Natureza da Coruña. Con esta modificación habilitábase a posibilidade do emprego de munición de chumbo (empregada na caza maior) dentro dun humidal delimitado no Inventario de Humidais de Galicia, e declarado como humidal de importancia internacional de Ramsar, incluído na Rede Natura 2000, e en varias figuras de Espazos Naturais Protexidos, vulnerando por tanto a prohibición expresa da Lei 42/2007.

Orde de 17 de decembro de 2009 (DOG nº 252, 29/12/2009)

Artigo único.-Modificación do punto XIII) do número 1º do artigo 17º da Orde do 30 de xullo de 2009, pola que se determinan as épocas hábiles de caza durante a tempada 2009-2010.

O punto XIII) do número 1º do artigo 17º da Orde do 30 de xullo de 2009, pola que se determinan as épocas hábiles de caza durante a tempada 2009-2010, queda redactado do seguinte xeito:

“Artigo 17º.1.XIII):

Queda prohibido con carácter xeral o exercicio da caza na ZEPA ES0000086, ría de Ortigueira e Ladrado. A delimitación desta zona é a que figura na Resolución do 30 de abril de 2004, da Dirección Xeral de Conservación da Natureza (Diario Oficial de Galicia nº 95, do 19 de maio), pola que se dispón a publicación, no Diario Oficial de Galicia, da cartografía onde se recollen os límites dos espazos naturais declarados zonas de especial protección dos valores naturais polo Decreto 72/2004, do 2 de abril (Diario Oficial de Galicia nº 69, do 12 de abril).

Como excepción á prohibición anterior, permítese, logo da autorización do Servizo Provincial de Conservación da Natureza da Coruña, a caza do xabaril mediante as modalidades de caza maior recollidas no artigo 37º.1 do Decreto 284/2001, do 11 de outubro, polo que se aprobou o Regulamento de caza de Galicia.”

Táboa 7- Orde de 17 de decembro de 2009 pola que introducía a excepción á prohibición da caza na ZEPA Ría de Ortigueira e Ladrado (ES0000086), posibilitando a caza maior dentro da mesma mediante autorización especial, vulnerando por tanto a prohibición do emprego de munición con chumbo.

Lonxe de quedarse nunha modificación puntual para a tempada 2009-2010, o texto da excepción á prohibición da caza na ZEPA Ría de Ortigueira e Ladrado era incorporado ás sucesivas Ordes polas que se determinaban as épocas

hábiles das tempadas seguintes ao ano 2010, ata a actualización da lexislación cinexética coa nova Lei 13/2013. Así pode verificarse na Orde de 24 de xuño de 2010 (DOG nº 123, 30/06/2010) para a tempada 2010-2011, na Orde

de 7 de xuño de 2011 (DOG nº 116, 17/06/2011) para a tempada 2011-2012, na Orde de 15 de xuño de 2012 (DOG nº 121, 26/06/2012) para a tempada 2012-2013, e na Orde de 26 de xuño de 2013 (DOG nº 130, 10/07/2013) para a tempada 2013-2014. Unha vez aprobada a Lei 13/2013, non resultaba preciso seguir incluíndo a excepcionalidade á prohibición da caza na ZEPA Ría de Ortigueira e Ladrado, posto que como se explicou en parágrafos anteriores, no seu artigo 71 (Táboa 6) facíase un especial esforzo en desenvolver e matizar o réxime de autorizacións especiais, podendo quedar sen efecto as prohibicións establecidas na mesma logo da autorización do organismo competente en materia de caza, e polo tanto quedando aberta a posibilidade de vulnerar a prohibición estatal do emprego do chumbo mediante unha autorización administrativa autonómica.

Bibliografía

- AEWA (2009). Phasing out the use of lead shot for hunting in wetlands: experiences made and lessons learned by AEWA range states. 29 pp. UNEP/AEWA Secretariat. Bonn.
- Alenza García, J.F. (1999). Evaluación de impacto ambiental y concentración parcelaria. *Revista Jurídica de Navarra*. 28: 173-198.
- Anderson, W. L. (1992). Legislation and lawsuits in the United States and their effects on nontoxic shot regulations. En: Pain, D. J. (Ed.): *Lead poisoning in waterfowl: proceedings of an IWRB workshop*, Brussels, Belgium, 13-15 June 1991: 56-60. IWRB Special Publication, nº 16. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau. Slimbridge.
- Andreotti A, Borghesi F, Aradis A (2016). Lead ammunition residues in the meat of hunted woodcock: a potential risk to consumers. *Italian Journal of Animal Science* 15:22-29.
- Arellano, M. & Bentolila, S. (2009). La burbuja inmobiliaria: causas y responsables. In: *La Crisis de la Economía Española: Lecciones y Propuestas*, cap. 7, Libro electrónico, Sociedad Abierta – Fedea.
- Arnemo, J.M., Andersen, O., Stokke, S. et al. (2016). Health and Environmental Risks from Lead-based Ammunition: Science Versus Socio-Politics. *EcoHealth*. 13: 618.
- Arrieta, M. A.; Bruzzone, L.; Apartin, C. Rosenberg, C. D.; Fink, N. E. & Salibian, A. (2004). Biosensors of inorganic lead exposure and effect in an adult amphibian. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 46: 224-230.
- Bedoya, J.M. (1831). Memoria sobre el desagüe de la Laguna de Antela ó de la Limia, en la provincia y obispado de Orense, Reino de Galicia. Oficina de D. Juan María de Pazos. Ourense.
- Beintema, N. (2004). Non-toxic shot: a path towards sustainable use of the waterbird resource. 30pp. AEWA Technical Report No. 3. 32 pp. UNEP/AEWA Secretariat. Bonn.
- Bellrose, F. C. (1959). Lead poisoning as a mortality factor in waterfowl populations. *Illinois Natural History Survey Bulletin*, 27: 235-288.
- Blanco, R.; Navarro, J. & Saiz, A. (2016). Bases para la puesta en marcha de un modelo de recuperación ambiental del paisaje de Tierra de Campos (Castilla y León, España). *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 44: 519-532.
- Bowles, J. H. (1908). Lead poisoning in ducks. *Auk*, 25(3): 312-313.
- Buj Buj, A. (1992). Control de las plagas de langosta y modernización agrícola en la España de la segunda mitad del siglo XIX. *Geo Critica, Cuadernos Críticos de Geografía Humana*, nº 95.
- Buj Buj, A. (1998). El control de las plagas de langosta en España en la primera mitad del siglo XX. el ingeniero agronomo Jose Cruz Lapazaran y la plaga en Aragon. *Scripta Nova*, 14.
- Calderón, J.; Ramo, C.; Chans, J.J. & Garcia, L. (1996). Plan de gestión cinegética para el ansar común en las Marismas del Guadalquivir. Estación Biológica de Doñana. Sevilla.
- Calvert, H. J. (1876). Pheasants poisoned by swallowing shots. *The Field*, 47: 189.
- Camacho, A. (2008). La gestión de los humedales en la política de aguas en España. En: Del Moral, L. & Hernández, N. (Eds.): *Panel Científico-Técnico de Seguimiento de la Política de Aguas*. 37 pp. Fundación Nueva Cultura del Agua. Convenio Universidad de Sevilla - Ministerio de Medio Ambiente. Sevilla.
- Campomanes, P. R. (1765). *Tratado de la Regalía de Amortización*. 445 pp. Imprenta Real de la Gaceta. Madrid.
- Campos Echeverría, J.L. (2008). La burbuja inmobiliaria española. Madrid: Marcial Pons. (ISBN 9788497685344). pp: 158.
- Cardesín Díaz, J. M^a. (1987). Política agraria y transformaciones en la agricultura gallega: la zona de colonización de Terra Chá (1954-1973). *Agricultura y Sociedad*, 44: 243- 280.
- Carreira Pérez, X.C. & Carral Vilariño, E.V. (2014). O pequeno é grande. A agricultura familiar como alternativa: O caso galego. Santiago de Compostela. Editorial Através.
- Carson, R. (1962). *Silent Spring*. Houghton Mifflin Harcourt. Boston.
- Casado, S. & Montes, C. (1995). *Guía de los lagos y humedales de España*. J.M. Reyero Editor. Madrid.

- Castro Alberto, J. & Castro Laxe, X. C. (1990). As lagoas de Cospeito. Introducción ó estudio dun humidal. Servicio de Publicaciones de la Diputación Provincial de Lugo. Lugo.
- Castroviejo, J. M. (1979). La fascinante becacina. Trofeo, 106: 50-51.
- Castroviejo, J. M. (1980). Cita en Gallocanta. Trofeo, 116: 26-27.
- Cerradelo S.; Muñoz E.; To-Figueras J.; Mateo R. & Guitart R. (1992). Intoxicación por ingestión de perdigones de plomo en dos águilas reales. Doña. Acta. Vert. 19: 122- 126.
- Conde-Valvís, F. (1975). La laguna Antela y sus vicisitudes histórico arqueológicas. Boletín Auriense 5, 159-177.
- Confederación Hidrográfica Miño-Sil (CHMS) (2015). Informe sobre las propuestas, observaciones y sugerencias presentadas al borrador del proyecto del plan hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil. Artículo. 80.4) del reglamento de la planificación hidrológica. Ciclo de planificación hidrológica 2015-2021. 347 pp. Documento técnico. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA). Confederación Hidrográfica Miño-Sil (CHMS). Oficina de Planificación Hidrológica. Ourense.
- Cónsul Jove i Tineo, F. (1786). Memoria sobre el conocimiento de las tierras; Verdadero i Económico Método de cultivarlas adaptado al clima, i circunstancias de Galicia, i Asturias. Impr. Aguayo. Santiago.
- Crecente Maseda, R. (Coord.). (2003). A concentración parcelaria: IX Xornadas, Área de Ciencias Agrarias: Instituto Galego de Información (Santiago de Compostela, 22,23 de outubro de 1999). Cadernos da área de Ciencias Agrarias, 16. Seminario de Estudos Galegos. Sada (A Coruña): Edicións do Castro. (ISBN 84-8485-072-2). 344 pp.
- Crecente Maseda, J.M. & Crecente Maseda, R. (1994). Un proyecto global de puesta en valor. Poblados de colonización de "Terra Chá" (Lugo), Boletín del Instituto Andaluz de Patrimonio Histórico, 52, pp. 119-121
- Crecente Maseda, R., Alvarez, C., & Fra, U. (2002): Economic, social and environmental impact of land consolidation in Galicia. Land Use Policy, 19, 135-147.
- Crecente Maseda, R.; Álvarez López, C.J. & Miranda Barrós; D. (2003). *Concentración parcelaria e ordenación do territorio en Galicia*. In: A concentración parcelaria. Cadernos da área de Ciencias Agrarias, 16. Seminario de Estudos Galegos. Sada (A Coruña): Edicións do Castro. (ISBN 84-8485-072-2). Pp: 267-340
- Dahl, T.E. (1990). Wetlands-Losses in the United States, 1780's to 1980's. 13 pp. U.S. Fish and Wildlife Service. Report to Congress. Washington, D.C.
- Dantín, J. (1942). Regiones naturales de España. Tomo I. C.S.I.C., Instituto Juan Sebastián Elcano, Madrid.
- Delgado Viñas, C. (2012). Secuelas territoriales de la burbuja inmobiliaria en las áreas protegidas litorales españolas. Ciudad y Territorio. Estudios territoriales (CyTET). Ministerio de Fomento. 44 (174): 615-637.
- Duclos, C. (1979). Caza de avutardas en las marismas andaluzas. Trofeo, 106: 52-55.
- Durán, J. A. (1978). Outro proceso de cambio por derrubamento. En: Durán, J. A. (Ed.): Galicia: Realidad económica y conflicto social. Banco de Bilbao. A Coruña.
- Fernández Lavandera, O. (1967). La aptitud para el cultivo de los suelos de la Laguna de Antela. Estudios, Volumen VI, 31, Instituto Nacional de Colonización, Ministerio de Agricultura, Madrid.
- Fernández Lavandera, O. & Pizarro, A. (1980). La transformación del brezal a la pradera en Galicia. Revista de Estudios Agrosociales, 110: 61-82.
- Fernández Soto, M.; Fernández García, A.; Fernández Cuesta, G. & Fernández Prieto, J. R. (2011). La desecación de la Laguna de Antela. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, 57: 295-312.
- Ferreiro da Costa, J., Ramil-Rego, P., Hinojo Sánchez, B., Cillero Castro, C., Rubinos Román, M., Gómez-Orellana, L. & Diaz Varela, R.A. (2013). Diagnóstico y Caracterización de los Brezales Húmedos (Nat-2000 4020*) de las Sierras Septentrionales de Galicia a partir de Criterios Científicos: Importancia para su Conservación. Recursos Rurais 9: 65-77.
- Friend, M. (1985). Interpretation of criteria commonly used to determine lead poisoning problem areas. 4 pp. U. S. Fish and Wildlife Service. Wildlife Leaflet, 2. Washington D. C.
- García Rodríguez, M.P. & García Rodríguez, J.A. (2011). Impacto de la concentración parcelaria en el paisaje de un municipio del sur de Salamanca, en una zona de espacios naturales protegidos. Estudios Geográficos, 72(271): 421-436.
- Ghazaly K.S. (1991). Influences of thiamin on lead intoxication lead deposition in tissues and lead hematological responses of tilapia zillii. Comparative Biochemistry & Physiology C, 100(3): 417-422.
- Gómez-Orellana, L., Rubinos Román, M., Cillero Castro, C., Hinojo Sánchez, B., Ramil-Rego, P. & Ferreiro da Costa, J. (2014a). Los humedales de Galicia como sumidero de carbono: evaluación, distribución y estado de conservación. Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. Sec. Geol., 108: 19-26.

- Gómez-Orellana, L., Hinojo Sánchez, B., Rubinos Román, M., Ramil-Rego, P. Ferreiro da Costa, J. & Cillero Castro, C. (2014b). El sistema de turberas de la sierra de O Xistral como reservorio de carbono, valoración, estado de conservación y amenazas. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. Sec. Geol.*, 108: 5-17.
- González Prieto, S. (2012). Disparos dialécticos sobre a caza con chumbo en humidais. *Cerna*, 66: 28-29.
- González, S. & Villarino, A. (2001). Recuperación ambiental integral da Limia. Unha utopía necesaria... ¿es posible!. *Paspallás*, 32: 3-23.
- González, S. & Villarino, A. (2003). Impacto de las concentraciones parcelarias sobre la avifauna reproductora de la IBA ES008 A Limia (Ourense). *Actas V Congreso de Ornitología*: 47-59. Santiago de Compostela.
- Green RE & Pain DJ (2015). Risks of health effects to humans in the UK from ammunition-derived lead. In: *Proceedings of the Oxford Lead Symposium: Lead Ammunition: Understanding and Minimizing the Risks to Human and Environmental Health*, Delahay RJ, Spray CJ (editors), Oxford University: Edward Grey Institute, pp 27-43
- Green, A. J.; Mateo, R.; Lefranc, H.; Figuerola, J. & Taggart, M. (2003). El estudio del plumbismo en Doñana y otros humedales andaluces. Memoria final. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). Consejería de Medio Ambiente Andalucía. Sevilla.
- Grinnell, G. B. (1894). Lead poisoning. *Forest & Stream*, 42 (6): 117-118.
- Grinnell, G. B. (1901). *American Duck Shooting*. 627 pp. Forest and Stream Publishing Company. New York.
- Guitart, R.; To-Figueras, J.; Mateo, R.; Bertolero, A.; Cerradelo, S. & Martínez-Vilalta, A. (1994). Lead Poisoning in Waterfowl from the Ebro Delta, Spain: Calculation of Lead exposure Thresholds for Mallards. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 27: 289-293.
- Isla Peña, S. (2016). Consecuencias de la concentración parcelaria en el municipio de Medina de Pomar (Burgos). Trabajo Fin de Grado. Grado en Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad de Cantabria. Santander.
- Izco, J. & Ramil-Rego, P. (Coord.) (1997). Caracterización ecológica del Espacio Natural Réxime Protección Xeral da Lagoa de Cospeito. Xunta de Galicia.
- Jerez de Arias, L.M.; Martín Martín, V.O. & Pérez González, R. (2012). Aproximación a una geografía de la corrupción urbanística en España. *Eria*. 87: 5-18.
- Jovellanos, G. M. (1795). Informe sobre la Ley Agraria. 431 pp. Imprenta de Sancha. Madrid.
- Leonard, A.; Gerber, G. B.; Jacquet, P. (1983). Effect of Lead on Reproductive Capacity and Development of Mammals. En: Clarkson, T. W.; Nordberg, G. F. & Sager, P. R. (Eds): *Reproductive and Developmental Toxicity of Metals*: 357-368. Springer-Verlag.
- Lewis, L. A.; Poppenga, R. J.; Davidson, W. R.; Fischer, J. R. & Morgan K. A. (2001). Lead toxicosis and trace element levels in wild birds and mammals at a firearms training facility. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 41: 208-214.
- Linder, G.; Palmer, B. D.; Little, E. E.; Rowe, C. L. & Henry, P. F. P. (2010). Physiological Ecology of Amphibians and Reptiles. *Natural History and Life History Attributes Framing Chemical Exposure in the Field*. En: Sparling, D.W.; Linder, G.; Bishop, C. A. & Krest, S. (Eds): *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*: 105-166. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). CRC Press.
- López Castro, H (2013). Evaluación del estado de conservación del hábitat "4030 breixeiros secos europeos" en el LIC Ancares - O Courel (Lugo) durante el periodo 2003-2011. Trabajo fin de carrera. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Santiago de Compostela (Lugo).
- Macau, F. (1960) Assechement et mise en irrigation de 'La Nava de Campos'. 5000 Ha. International Commission on Irrigation and Drainage. Fourth Congress on Irrigation and Drainage. Madrid 1960. Reports for Discussion. Question II. Part I. R. 1, pp. 11305-11332. New Delhi.
- Madoz, P. (1847). Diccionario geográfico-estadístico-histórico de España y sus posesiones de Ultramar. Vol. VIII e X. Madrid.
- Martin, C.A. & Fernández, M. (2014). Efectos de la concentración parcelaria sobre el paisaje y la comunidad de aves de medios agrícolas. XII Congreso Español de Ornitología. Madrid.
- Martínez Barbeito, C. (1959). Un antiguo proyecto de desagüe de la laguna Antela. *Boletín de la Comisión Provincial de Monumentos de Orense* 19, 139-156.
- Martínez Carneiro, X. L. (Coord.) (1997). Antela, a memoria asolagada. 199 pp. Edicións Xerais de Galicia. Vigo.
- Martínez López, C. (2005). Distribución, abundancia, requerimientos de hábitat y conservación de aves esteparias de interés especial en Castilla – La Mancha. Monografías. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.
- Mateo, R. & Guitart, R. (1988). Ingestión de plomo. La Enfermedad Invisible de las Aves. *Animalia*: 28-34.

- Mateo, R.; Belliure, J.; Dolz, J.C.; Aguilar-Serrano, J.M. & Guitart, R. (1998). High prevalences of lead poisoning in wintering waterfowl in Spain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 35: 342-347.
- Mateo, R.; Bonet, A.; Dolz, J.C. & Guitart, R. (2000). Lead shot densities in a site of grit ingestion for greylag geese *Anser anser* in Doñana Spain. *Ecotoxicology and Environmental Restoration*, 3: 76-80.
- Mateo, R.; Green, A.J.; Lefranc, H.; Baos, R. & Figuerola, J. (2007). Lead poisoning in wild birds from southern Spain: A comparative study of wetland areas and species affected, and trends over time. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66: 119–126
- Mateo, R.; Martínez-Vilalta, A.; Carles Dolz, J.; Belliure, J.; Aguilar Serrano, J. M. & Guitart, R. (1994). Estudio de la problemática del plumbismo en aves acuáticas de diferentes humedales españoles. ICONA. Madrid.
- Matthews, G. V. T. (Ed.) (1990). Symposium on Managing Waterfowl Populations, Astrakhan, SU, 2-5 October 1989. 230 pp. IWRB Special Publication, nº 12. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau. Slimbridge.
- McAtee, W. L. (1908). Lead poisoning in ducks. *Auk*, 25 (3):472.
- Meijide Pardo, A. (1966). El Plan Lemaur sobre los juncales de la Ria de Betanzos, en el siglo XVIII. *Estudios Geográficos*, 102: 75-105.
- Meyer, J. H. (2013). How Birds Became Europeans: Bird Protection Activists Cooperating across Borders for Supranational Protection. *Arcadia*, 20.
- Millennium Assessment (MA) 2005. Ecosystems and human well-being. Synthesis. A report of the Millennium Ecosystem Assessment. Washington, DC: Island Press.
- Ministerio de Fomento (1900). Ley de extinción de la langosta de 10 de Enero de 1879 y Reglamento para la ejecución de dicha Ley. 16 pp. Tipolitografía de Raoul Péant. Madrid.
- Molina, B. S. (1550). Descripción del Reyno de Galicia, y de las cosas notables del : con las armas y blasones de los Linages de Galicia, de donde proceden señaladas Casas en Castilla. Imp. Luis de Paz. Santiago de Compostela.
- Morehouse, K. A. (1992). Lead poisoning of migratory birds: the US Fish and Wildlife Service position. En: Pain, D. J. (Ed.): Lead poisoning in waterfowl: proceedings of an IWRB workshop, Brussels, Belgium, 13-15 June 1991: 51-55. IWRB Special Publication, nº 16. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau. Slimbridge.
- Mugártegui, F.J. (1866). La empresa para el desagüe y saneamiento de la laguna Antela, á los pueblos de la Limia. Estab. Tip. de D. Agustín Moldes. Ourense.
- Naranjo-Ramírez, J.; Torres-Márquez, M. & Vega-Pozuelo, R. F. (2016). La desecación histórica de los humedales del medio Guadalquivir. Relaciones ecoculturales, económicas y sanitarias. En: Vera, J. F.; Olcina, J.; Hernández, M. (Eds.). Paisaje, cultura territorial y vivencia de la Geografía: 319-342. Libro homenaje al profesor Alfredo Morales Gil. Publicaciones de la Universidad de Alicante. San Vicente del Raspeig.
- Olney, P.J.S. (1960). Lead poisoning in wildfowl. *Wildfowl Trust Ann. Rep.* 11: 123 - 134.
- Otero Pedrayo, R. (1979). Xeografía. En Otero Pedrayo, R (Ed.): Historia de Galicia. Volume 1. O Home–I. A Terra. 3-223. Akal Editor. Madrid.
- Pain, D. J. (Ed.) (1992a). Lead poisoning in waterfowl: proceedings of an IWRB workshop, Brussels, Belgium, 13-15 June 1991. 105 pp. IWRB Special Publication, nº 16. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau. Slimbridge.
- Pain, D. J. (1992b). Lead poisoning in waterfowl: a review. En: Pain, D. J. (Ed.): Lead poisoning in waterfowl: proceedings of an IWRB workshop, Brussels, Belgium, 13-15 June 1991: 7-13. IWRB Special Publication, nº 16. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau. Slimbridge.
- Pérez Moreira, R. (2003). Concentración parcelaria y medio ambiente. In: A concentración parcelaria. Cadernos da área de Ciencias Agrarias, 16. Seminario de Estudos Galegos. Sada (A Coruña): Edicións do Castro.
- Ramil-Rego, P. & Crecente Maseda, R. (Dirs.) (2009). Alto Miño-Terra Chá. 157 pp. Fundación Comarcal Terra Chá. Lugo.
- Ramil-Rego, P. & Domínguez Conde, J. (Coords.) (2006). A Lagoa de Cospeito. Historia e vida dun humidal chairego. Xunta de Galicia.
- Ramil Rego, P. & Ferreiro da Costa, J. (2015). Guía de campo para a interpretación do feísmo na paisaxe galega. Lugo: IBADER – Horreum.
- Ramil-Rego, P. & Ramil-Rego, E. (Coord.). (1995). Valoración del patrimonio natural e histórico de las sierras septentrionales de Galicia. Grupo de Estudios Paleoambientales (G.E.P.) & Museo de Prehistoria y Arqueología de Villalba. (ISSN 84-88385-03-X). Villalba. 214 pp.

- Ramil-Rego, P.; Izco Sevillano, J.; Rubinos Román, M.; Alvite Díaz, R.; Rodríguez Guitián, M.A.; Ferreiro da Costa, J.; Díaz Varela, R.; Muñoz Sobrino, C.; Pulgar Sañudo, I.; Martínez Sánchez, S.; Gómez-Orellana, L.; Pías González, M.; Romero Buján, M.I.; Otero Otero, E. & Cillero Castro, C. (2003). Inventario dos Humidais de Galicia. Memoria Técnica elaborada polo Laboratorio de Botánica e Bioxeografía da Universidade de Santiago de Compostela para a Dirección Xeral de Conservación da Natureza. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. 467 pp.
- Ramil-Rego, P.; Rodríguez Guitián, M.A.; Ferreiro da Costa, J.; Rubinos Román, M.; Gómez-Orellana, L.; de Nóvoa Fernández, B.; Hinojo Sánchez, B.A.; Martínez Sánchez, S.; Cillero Castro, C.; Díaz Varela, R.A.; Rodríguez, P.M. & Muñoz Sobrino, C. (2008a). Os Hábitats de Interese Comunitario en Galicia. Fichas descritivas. Monografías do Ibader, 3. Universidade de Santiago de Compostela. Lugo.
- Ramil-Rego, P.; Rodríguez Guitián, M.A.; Hinojo Sánchez, B.A.; Rodríguez, P.M.; Ferreiro da Costa, J.; Rubinos Román, M.; Gómez-Orellana, L.; de Nóvoa Fernández, B.; Díaz Varela, R.A.; Martínez Sánchez, S. & Cillero Castro, C. (2008b). Os Hábitats de Interese Comunitario en Galicia. Descrición e Valoración Territorial. Monografías do Ibader, 2. Universidade de Santiago de Compostela. Lugo.
- Ramil-Rego, P.; Crecente Maseda, R.; Ferreiro da Costa, J.; Hinojo Sánchez, B. A.; de Nóvoa Fernández, B.; Rubinos Román, M. & Rodríguez Guitián, M. A. (2012). Plan Director da Rede Natura 2000 de Galicia. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Ramil Rego, P.; Rodríguez Guitián, M.A.; López Castro, H.; Ferreiro da Costa, J.; Muñoz Sobrino, C. (2013). Loss of European Dry Heaths in NW Spain: A Case Study Diversity 5: 557-580.
- Ramo, C.; Sánchez, C. & Hernández Saint-Aubin, L. (1992). Lead poisoning of Greater Flamingos *Phoenicopterus ruber*. Wildfowl, 43: 220-222.
- Rico Boquete, E. (1995). Política forestal e repoboacións en Galicia, 1941-1971. 202 pp. Servicio de Publicacións e Intercambio Científico. Universidade de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.
- Rico Boquete, E. (2008). Liberales y emprendedores, los proyectos de desecación de la laguna de Antela (A Limia, Ourense), 1827-1874. En: Axeitos, X.L.; Grandío, E. & Villares, R. (Eds). A Patria enteira: homenaxe a Xosé Ramón Barreiro Fernández: 841-866. Consello da Cultura Galega. Universidade de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.
- Riesco Chueca, P. (2006). Los paisajes borrados del agua: hidrografía menor del valle del Duero y concentración parcelaria. Congreso Homenaje al Douro/Duero y sus ríos, memoria, cultura y porvenir. Campus Universitario Viriato. Zamora.
- Risco, V. (1928). Geografía general del Reino de Galicia. Provincia de Orense. Casa editorial Alberto Martín. Barcelona.
- Rivas, E. (1985). A Limia: Val da Antela e Val do Medo. 766 pp. Servicio de Publicaciones de la Diputación Provincial de Ourense. Ourense.
- Rivero Valiño, J.A.; Díaz Varela, E.R.; Marey Pérez, M.F. & Alvarez López, C.J. (2010). Evaluación de procesos de concentración parcelaria desde una perspectiva ambiental: un ejemplo en Baleira (Galicia, España). XIV International Congress on Project Engineering. Madrid. 1820-1832.
- Rodríguez, R. & Hiraldo, F. (1975). Régimen alimenticio del calamon Porphyrio porphyrio. en las Marismas del Guadalquivir. Doña. Acta. Vert. 2: 201-213.
- Samuel, M. D.; Bowers, E. F. & Franson, C. (1992). Lead exposure and recovery rates of black ducks banded in Tennessee. Journal of Wildlife Diseases, 28 (4): 555-561.
- Shaw, S. P. & Crissey, W. F. (1955). Wetlands and the management of waterfowl. Yearbook of Agriculture, 1955: 604-613.
- Sotelo Blanco, O. & Mandianes Castro, M. (1994) A Concentración parcelaria. Vigo: Edicións Sotelo Blanco. (ISBN 978-84-7824-159-0). Pp 136.
- Stroud, D. A. (2014). Regulation of some sources of lead poisoning: a brief review. En: Delahay, R. J. & Spray, C. J. (Eds): Proceedings of the Oxford Lead Symposium. Lead Ammunition: understanding and minimising the risks to human and environmental health: 8 - 26. Edward Grey Institute. The University of Oxford. Oxford.
- Suárez, C. & Uríos, V. (1999). La contaminación por saturnismo en las aves acuáticas del Parque Natural de El Hondo y su relación con los hábitos alimenticios. SEHUMED, 10: 83 – 90.
- Taboada Chivite, J. (1969). Las leyendas de la laguna de Antela. Cuadernos de Estudios Gallegos XXIV. Madrid.
- Teixido, A.L.; Quintanilla, L.G., Carreño, F. (2009). Fragmentación del bosque y pérdida del hábitat de helechos amenazados en el Parque Natural Fragas do Eume (NW de España). Ecosistemas 18:60-73.

- Teixido, A.L.; Quintanilla, L.G., Carreño, F.; Gutiérrez, D. (2010). Impacts of changes in land use and fragmentation patterns on Atlantic coastal forests in northern Spain. *Journal of Environmental Management* 91: 879–886.
- Villarino, A., González, S.J. & Bárcena, F. (2002). Vertebrados da Limia, dende a lagoa de Antela aos nosos días. I.- Aves: Gaviiformes a Piciformes. 302 pp. Limaia Edicións. Ourense.
- Wetmore, A. (1915). Mortality among waterfowl around Great Salt Lake, Utah. *Bulletin of the U. S. Department of Agriculture*, 217: 1-10.
- Wetmore, A. (1919). Lead poisoning in waterfowl. 12 pp. *Bulletin of the U. S. Department of Agriculture*, 793.
- World Health Organization (WHO) (2010). Preventing disease through healthy environments exposure to lead: a major public health concern. *Public Health and Environment*. World Health Organization. Document Production Services, Geneva, Switzerland.
- Zapata Tejedor, F. (1967). Desecación y saneamiento de la laguna de Antela. *Revista de Obras Públicas*, 3026: 465-472.
- Zas Gómez, E. (2002). A Terra Chá de Lugo, un caso atípico de poblado INC. En: Pozo, J. M. & López Trueba, I. (Coords.): *Actas del Congreso Internacional de Arquitectura, ciudad e ideología antiurbana*: 197-203. Escuela Técnica Superior de Arquitectura. Universidad de Navarra. Pamplona.
- Zhuang, P.; Huiling, Z. & Wensheng, S. (2009). Biotransfer of heavy metals along a soil-plant-insect-chicken food chain: field study. *Journal of Environmental Sciences*, 21: 549-853.



USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

IBADER
Instituto de Biodiversidade
Agraria e Desenvolvimento Rural