

Tendencias poblacionales de las aves acuáticas  
invernantes en el noreste de Galicia



Luis José Salaverri Leiras  
Septiembre 2010

**Universidade de Santiago de Compostela**  
**Departamento de Bioloxía Celular e Ecoloxía**



**Universidade de Santiago de Compostela**

**Departamento de Bioloxía Celular e Ecoloxía**

Tendencias poblacionales de las aves acuáticas invernantes en el noreste de  
Galicia

Luis José Salaverri Leiras

Septiembre 2010



**José Guitián Rivera**, Profesor Titular de Ecología e **Ignacio Munilla Rumbao**, Investigador Parga Pondal del Departamento de Botánica, ambos de la Universidade de Santiago de Compostela

CERTIFICAN:

Que la presente memoria titulada: Tendencias poblacionales de las aves acuáticas invernantes en el noreste de Galicia, ha sido realizada bajo nuestra dirección por **Luis José Salaverri Leiras**, por lo que autorizamos su presentación como Trabajo de Investigación Tutelado para optar al Diploma de Estudios Avanzados

Santiago de Compostela a 30 de julio de 2010

Fdo: José Guitián Rivera

Fdo: Ignacio Munilla Rumbao



## **Agradecimientos**

Mis tutores, Pepe y Nacho, por su dirección pero fundamentalmente por animarme, desde hace tiempo, a meterme en este proyecto.

José de Souza, con quien siempre se puede y se debe contar, me suministró los antiguos censos de acuáticas de Galicia, bibliografía importantísima e inédita y sus fundamentales comentarios.

Antonio Laborda y Roberto Bao igualmente me ayudaron con sus comentarios.

Pablo Ramil y Marcos Rubinos aportaron información sobre la vegetación de la laguna de Bardancos.

Mis compañeros celadores de los Hospitales da Costa de Burela y Arquitecto Marcide de Ferrol comprendieron mi necesidad de salir al campo (*ir de páxaros*) ayudándome siempre para poder cambiar los turnos (aún debo algún día).

Mis amigos, en especial Marcos Zárrega que me introdujo en el *mundo pajaril* y fue mi primer maestro. También a pensión Claudia que siempre tuvo disponible una habitación durante mis estancias en Santiago.

Y los más importantes, por eso figuran al final, mi familia, siempre apoyo fundamental.

Creo que no queda nadie y si es así, como a todos:

Muchas gracias.





## Índice

• Introducción	9
• Área de estudio	19
• Métodos	29
• Resultados	39
• Discusión	51
• Resumen	63
• Referencias	67
• Apéndices	79



## **1. Introducción**



## **Introducción**

Todos los otoños, después de la reproducción, muchas especies de aves del Paleártico occidental que comprenden a millones de individuos migran a sectores más adecuados para pasar el invierno, aprovechando de esta forma la estacionalidad del medio y explotando alternativamente recursos en diferentes áreas geográficas (Alerstam, 1993; Newton 2008). Unas 200 especies de las 600 que nidifican en el Paleártico Occidental, se desplazan hasta el África transahariana (Cox, 1985 y referencias allí contenidas) y una proporción importante del resto optan por movimientos migratorios dentro del Paleártico (Bernis, 1966). La supervivencia invernal de las aves depende básicamente de la obtención de una cantidad suficiente de alimento (Newton, 1998). Así, los recursos alimenticios se convierten en el factor primordial que provoca los movimientos migratorios (Newton, 2008). Debido a ello muchas aves acuáticas abandonan las áreas más septentrionales o de clima más continental al no poder alimentarse en las aguas o limos helados. Además, la caída térmica invernal trae consigo el reposo de la vegetación y una merma considerable de la biomasa de fauna invertebrada, eliminando parte de los recursos tróficos disponibles. La temperatura se convierte entonces, a través de la disponibilidad trófica, en el factor que modela la distribución invernal de las aves acuáticas que se moverán hacia sectores más térmicos. Debido a esto, algunas especies atravesarán el Ecuador e incluso el trópico de Capricornio alcanzando Sudáfrica para llegar a los lugares donde pasarán el invierno (Newton, 2008). En el Paleártico Occidental las áreas de invernada serán las costas atlánticas por debajo de los 55° de latitud y las regiones de climatología mediterránea con inviernos suaves (Tellería, 1988). Las aves acuáticas que invernán en la Península

Ibérica comprenden principalmente a los colimbos (Familia *Gavidae*), somormujos y zampullines (*Podicipedidae*), anátidas (*Anatidae*), ardeidas (*Ardeidae*), fochas (*Rallidae*), cormoranes (*Phalacrocoracidae*), limícolas (*Haematopodidae*, *Recurvirostridae*, *Charadriidae* y *Scolopacidae*) y láridos (*Laridae*). De todos estos grupos, las anátidas, las fochas, las gaviotas y las limícolas son los más abundantes, constituyendo un 90% del millón y medio de aves acuáticas invernantes en España (Martí y Del Moral, 2003). Las aves acuáticas invernantes en España representan el 44,3% de las aves acuáticas que invernán en la región del Mediterráneo Occidental (véase Rose y Scott, 1997) y, a su vez, las acuáticas invernantes en Galicia, representan el 11,5% del total de España (Martí y Del Moral, 2003).

Existen 63 especies de aves acuáticas que muestran un grado de presencia invernal regular en Galicia (De Souza y Lorenzo, 2003). Su origen es muy variado, pudiendo establecerse cuatro grupos en base a su procedencia. El primero incluiría especies cuyos contingentes invernantes están constituidos en su mayoría por aves sedentarias de la Península y con pocos invernantes procedentes de fuera de ella, serían por ejemplo *Egretta garzetta* y *Fulica atra*. Un segundo grupo lo formarían especies que también crían en la región templada y en las que la mayoría de los individuos invernantes proceden de áreas distintas a la península Ibérica (al norte del paralelo 43°N), *Phalacrocorax carbo*, *Ardea cinerea*, *Anas platyrhynchos*, *Anas clypeata*, *Aythya ferina*, *Vanellus vanellus* y *Numenius arquata*. El tercer grupo incluiría aves de origen subártico (entre los paralelos 60 y 66°N) por ejemplo *Anas crecca*, *A. acuta*, *A. penelope* y *Pluvialis apricaria*. Finalmente, aves cuyo baricentro del área de nidificación se sitúa por encima del paralelo 66° N y son, por lo tanto, de distribución

ártica como *Gavia immer*, *Pluvialis squatarola*, *Limosa lapponica* y *Calidris alpina*. Este grupo de aves es el que tiene una procedencia más remota entre las acuáticas invernantes en la Península, pudiendo llegar desde Islandia, norte de Rusia, Siberia central hasta Taymir e incluso de Groenlandia y NE de Canadá (De Souza y Lorenzo, 2003).

Una serie de factores abióticos y bióticos influyen en las variaciones de los efectivos invernantes de aves acuáticas. Los factores abióticos más importantes están relacionados con las condiciones meteorológicas. Por ejemplo, las olas de frío (Ridgill y Fox, 1990) y el viento intenso (Dugan *et al.*, 1981) actúan dificultando el acceso al alimento. Entre los factores bióticos destacan, primero la pérdida de hábitat causada por la expansión de hábitats o especies como *Spartina anglica* que puede afectar a ciertas especies de anátidas y limícolas (Davis y Moss, 1984; Goss-Custard y Moser, 1988; Percival *et al.*, 1998) provocando la pérdida o el acceso a recursos alimenticios. En segundo lugar la eutrofización de los humedales, cuyo efecto puede incrementar la cantidad de alimento (Ponsero *et al.*, 2009) o por el contrario, disminuir los recursos tróficos (Rönka *et al.*, 2005 y referencias allí contenidas). Finalmente, entre los factores humanos que afectan a las aves acuáticas invernantes se encuentran la caza (Owen y Black, 1990; De Souza y Lorenzo, 1991; Madsen, 1995; Madsen y Fox, 1995; Fox y Madsen, 1997; Madsen, 1998b), el marisqueo y la acuicultura, tanto por las molestias directas como a través de cambios en el hábitat y en la disponibilidad de alimento (Kelly *et al.*, 1996; Godet *et al.*, 2009; Zydalis *et al.*, 2009), y las actividades recreativas (Madsen 1998a; Newton, 1998; Rodgers y Schwikert, 2002). Pero el factor humano principal es la destrucción del hábitat que se lleva a cabo mediante el drenaje y la

roturación de los humedales para el desarrollo de planes agrícolas, su relleno y ocupación para el desarrollo industrial, comercial y residencial, así como su contaminación y la sobreexplotación de sus recursos que originan pérdidas de hábitat (Evans, 1979; Laursen *et al.*, 1983; Tucker y Evans, 1997). Los humedales son uno de los ecosistemas que han sufrido las mayores y más profundas transformaciones por acciones humanas. En este sentido, dos tercios de los humedales europeos se han destruido en los últimos cien años y en España desde 1970 se han perdido el 60% de los humedales interiores. (Silva *et al.*, 2007).

Los censos de aves acuáticas invernantes constituyen uno de los programas de seguimiento de la avifauna que se desarrollan regularmente en Europa. Se realizan desde 1950 bajo la coordinación de *Wetlands International (IWC, International Waterbird Census)*, una organización de ámbito mundial que trabaja con el fin de lograr la conservación y el uso racional de los humedales. La Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife) los implantó en este país a partir de la década de 1960. Desde 1988, con la asunción de las competencias en medio ambiente por parte de las comunidades autónomas, son éstas las responsables de la financiación, la coordinación y compilación de los censos a nivel autonómico, ya sea por sus propios medios o por encargos a terceros. A nivel estatal la coordinación es realizada por el Ministerio de Medio Ambiente y debería asegurar la recopilación de los datos autonómicos y su integración en la base de datos de *Wetlands International*, pero la información de algunas comunidades autónomas y la publicación de los datos es muy irregular. En Galicia los censos se iniciaron en 1972 y fueron coordinados sucesivamente por la Sociedad Española de Ornitología, el Grupo Ornitológico Galego y la Sociedade Galega



de Historia Natural. A partir de 1987 la Xunta de Galicia se encargó de la realización del censo así como de la compilación de los resultados (Dolz y Gómez, 1988; De Souza y Lorenzo, 2003; Martí y Del Moral, 2003). Estos censos se realizan mediante observación directa (Tellería, 1986; Bibby *et al.*, 1992) en la mayoría de humedales de Galicia a mediados del mes de enero.

La información sobre las poblaciones de aves acuáticas invernantes es un componente fundamental en la protección de humedales y un indicador muy valioso de cara a su inventariación, gestión y conservación. El análisis de las tendencias poblacionales de las aves acuáticas plantea una serie de problemas que proceden tanto de los propios censos como de la escala temporal con la que se trabaja. En primer lugar, en los datos procedentes de censos obtenidos mediante observación directa puede haber sesgos causados por cambios en la metodología a lo largo del periodo de estudio. La existencia de diferencias en el esfuerzo aplicado (por ejemplo diferencias en el número de observadores o en el tiempo dedicado al censo) también puede producir sesgos importantes, al igual que las diferencias en la experiencia y motivación de los observadores. Por otro lado, el comportamiento de las distintas especies y las circunstancias asociadas a su distribución también influyen en su detectabilidad: las especies más activas o llamativas permitirán mayor número de contactos y estos pueden variar dependiendo de sus ciclos de actividad; por otra parte, en hábitats con mayor complejidad estructural la detectabilidad será menor. Finalmente la meteorología, el estado de la marea y la hora del día también son importantes (Tellería, 1986; Bibby *et al.*, 1992). En segundo lugar, cuando tratamos de analizar una serie temporal surgen dificultades como la falta de potencia derivada de la elevada variación estocástica de los

datos, la aparición de muchos *ceros* en la matriz *especies x años*, lo que ocurre en especies de aparición irregular (Van Strien *et al.*, 1994), o la existencia de autocorrelación, ya que los índices poblacionales sucesivos son interdependientes porque el tamaño de población en un año dado está afectado por los valores de la población en años anteriores (Pannekoek y Van Strien, 2001; Quinn y Keough, 2003; Rönka *et al.*, 2005). Finalmente, es necesario disponer de una serie de datos lo suficientemente larga como para poder distinguir entre tendencias generales y fluctuaciones naturales a corto plazo (Atkinson *et al.*, 2006), ya que diferentes factores podrían estar implicados en unas y en otras (Newton, 1998, 2008).

La búsqueda de las causas subyacentes a una determinada tendencia poblacional también conlleva una serie de problemas. Las tendencias en las poblaciones de especies migradoras pueden estar determinadas por factores que ocurren tanto en sus áreas de cría como en las de migración o invernada. De esta forma, los factores que actúan sobre el área de cría (p. ej. predación y climatología que afectan a la productividad) pueden influir en el número y tendencia de las aves acuáticas en el lugar de invernada y viceversa (Newton, 2008 y referencias allí contenidas). También los factores limitantes pueden variar a lo largo del área de distribución de la especie así como en períodos de tiempo diferentes, lo cual complica su estudio, puesto que los resultados de la investigación no pueden ser extrapolados a áreas más amplias o a períodos más largos. Por otra parte, debe tenerse presente que muchos factores ambientales no afectan directamente a las poblaciones de aves sino a sus depredadores, competidores o a los recursos alimenticios. Del mismo modo, hay que considerar que puede haber otros

factores causales que fluctúen de una manera sincrónica con los cambios ambientales observados o que pueden invalidar sus efectos (Rönka *et al.*, 2005).

Los análisis que comparan cambios temporales o espaciales en los números de aves con cambios en las variables ambientales, pueden proporcionar indicios sobre las causas que subyacen en los cambios en la abundancia de las poblaciones de aves (Underhill y Gibbons, 2002; Greenwood y Gibbons, 2008), aunque con frecuencia el problema reside en disponer de datos a la misma escala espacio-temporal (Green y Figuerola, 2003). La relación entre los cambios ambientales y las poblaciones de aves acuáticas ha generado el uso habitual de estos animales como bioindicadores del estado de los humedales (Green y Figuerola, 2003), aunque hay una serie de dificultades para establecer una relación directa entre estas poblaciones y su ambiente. En aves la abundancia de las poblaciones tiende a regularse por procesos denso-dependientes y sus poblaciones pueden amortiguar el impacto de ciertos cambios ambientales (Furness *et al.*, 1993). También a la hora de comparar las tendencias entre sitios hay que tener en cuenta el efecto amortiguador: Una especie ocupa primero los lugares que son mejores como área de invernada y posteriormente los de peor calidad ambiental y este comportamiento dificulta la interpretación de cómo son las tendencias para la misma especie y de los factores influyentes, ya que durante el mismo período las tendencias en distintas localidades pueden ser diferentes (Moser, 1988; Suter, 1995; Gill *et al.*, 2001). En cualquier caso, ya que no se trata de un planteamiento experimental, siempre hay que tener en cuenta que las correlaciones temporales entre factores y tendencias no son necesariamente causales (Gotelli y Ellison, 2004).

En este contexto, el presente estudio trata de evaluar los cambios a largo plazo en las poblaciones de aves acuáticas de una serie de localidades del noreste de Galicia, planteando los siguientes objetivos principales: (1) analizar las fluctuaciones numéricas en la invernada de aves acuáticas en 5 humedales del nordeste de Galicia a lo largo de los últimos 30 años; (2) comparar las tendencias poblacionales entre las localidades de estudio, y también comparar estas tendencias locales con las tendencias en la invernada de aves acuáticas de escalas geográficas mayores: en Galicia, el conjunto de España y de Europa; y, (3) analizar la posible incidencia de factores ambientales (temperatura) y de actuaciones humanas (caza y transformaciones del hábitat) sobre la invernada de aves acuáticas en esos humedales.

## **2. Área de estudio**



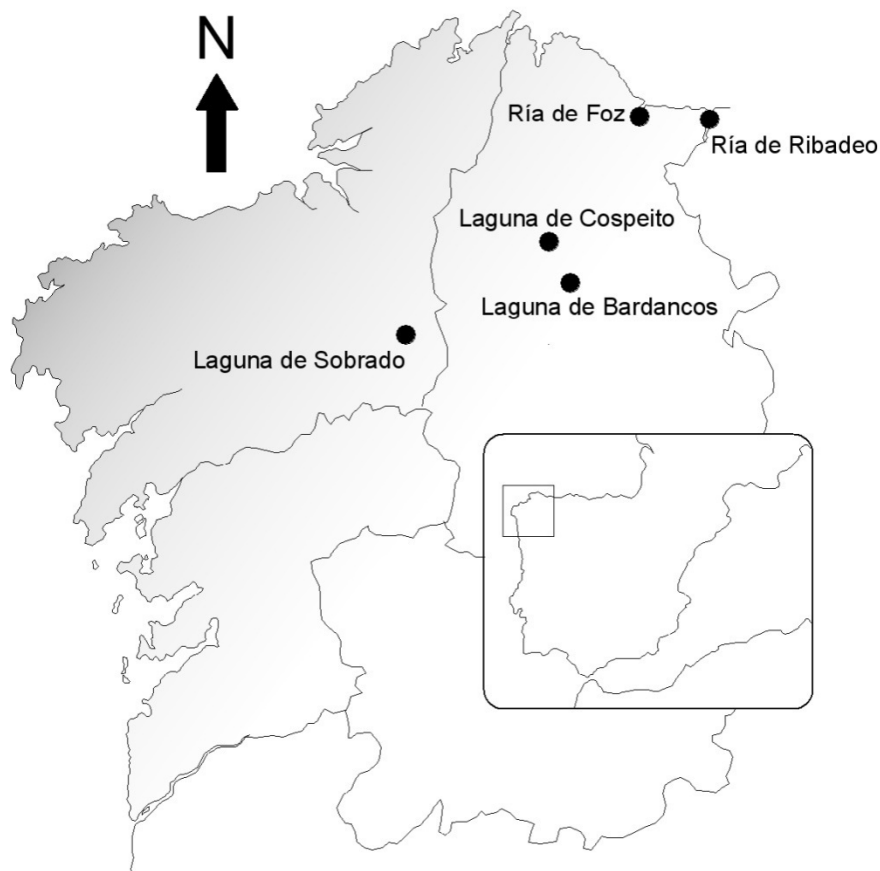


FIGURA 1. Localidades del área de estudio: Rías de Foz y Ribadeo y lagunas de Cospeito, Bardancos y Sobrado.

### Área de estudio

La **laguna de Cospeito** está situada en el municipio de Cospeito (Lugo), dentro de la comarca de la Terra Chá ( $43^{\circ}14'N$  y  $7^{\circ}33'W$ ). Sus aguas provienen fundamentalmente de aporte pluvial y del río Guisande. Tiene una superficie de aguas estancadas de 16,9 ha con dos unidades, la laguna central (5,69 ha) y la laguna periférica (11,21 ha). En la primera, la profundidad oscila entre los 75-100 cm en la primavera y los 30-45 en el período estival y en la segunda está próxima a los 2 m. (Ramil-Rego y Domínguez, 2006).

En la comunidad vegetal de la subzona infralitoral están presentes principalmente *Potamogeton pusillus*, *Luronium natans*, *Myriophyllum alternifolium* y *Ceratophyllum demersum*. La zona eulitoral está constituida básicamente por *Scirpus lacustris*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia*, *Eleocharis palustris*, *Sparganium erectum*, *Antinoria agrostidea*, *Juncus heterophyllus*, *Galium palustre*, *Littorella uniflora* y *Eryngium viviparum*. Es de destacar la presencia de helechos acuáticos como *Pilularia globulifera*, *Isoetes velatum*, *Isoetes histrix*, *Isoetes fluitans* y *Equisetum palustre*. La zona supralitoral está dominada por *Salix atrocinerea* y *Alnus glutinosa*, o bien por formaciones herbáceas o arbustivas configuradas por elementos higrófilos o mesófilos. El espacio cuenta con 4 tipos de hábitats de importancia comunitaria catalogados en la Directiva 92/43/CEE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flores silvestres (Ramil-Rego y Domínguez, 2006). El lugar está rodeado principalmente de robledales (*Quercus robur*) y prados de siega.

A principios de los años 60 el humedal se desecó mediante la creación de un sistema de canales de drenaje, cuando ocupaba un total de 74 ha (Castro y Castro, 1990). En 1981 se inició un proyecto de restauración excavándose el lecho de una pequeña laguna que se corresponde con la actual laguna central. En julio de 1999 se inicia la segunda restauración creándose la laguna periférica. Para regular el nivel de agua del humedal se crearon tres pequeñas presas (Ramil-Rego y Domínguez, 2006).

El humedal reúne una serie de declaraciones de conservación, las cuales incluyen Refugio de caza (1986), LIC (2004) y ZEPVN (2004) y se encuentra incluida en el inventario de humedales de Galicia (2008).



La **laguna de Bardancos o Caque** está situada en el municipio de Castro de Rei (Lugo) en la comarca de la Terra Chá (43°9'N y 7°28'W). Tiene una longitud de 480 m y una anchura de 350 m, con una superficie de aguas estancadas de 9 ha y con una profundidad inferior a los 2 m. Posee un canal perimetral que aísla la laguna del ciclo hidrológico, por lo que presenta una alimentación condicionada de forma mayoritaria por los aportes pluviales. Los márgenes artificiales de la laguna suponen un brusco cambio del medio hidrófilo al terrestre, en el que dominan las especies exóticas (*Quercus rubra*, *Betula papyrifera*, *Alnus cordata*) introducidas en la última fase de recuperación. Al este de la laguna están representadas las comunidades herbáceas higrófilas dominadas por *Molinia caerulea*. En sus aguas se desarrollan comunidades de miriofilidos y batráquidos que colonizan las aguas más profundas y permanentes (*Myriophyllum verticillatum*, *Utricularia australis* y *Ranunculus* subgénero *Batrachium*). Las aguas más someras y temporales se caracterizan por comunidades anfibias perennes de pequeño porte y en menor medida grandes helófitos (*Typha latifolia* y *Carex pseudocyperus*). En la llanura de inundación estacional existente, se establecen extensas formaciones de comunidades de pequeño porte donde *Littorella uniflora* llega a formar densos céspedes y donde se desarrollan un nutrido grupo de especies anfibias (*Cincendia filiformis*, *Exacullum pusillum*, etc.). Entre estas especies destaca por su grado de amenaza *Eryngium viviparum*. La presencia de grandes ninfeidos se reduce casi en exclusiva a las aguas del canal perimetral donde domina *Potamogeton natans*.

El complejo sufrió una importante degradación en los años sesenta durante la que se secaron los medios lagunares existentes. En 1987 se restauró la laguna (ampliada

en 1992), la cual es Refugio de Caza (1987) y está incluida en el inventario de humedales de Galicia (2008).

Las lagunas de Cospeito y Bardancos pertenecen a la región eurosiberiana, provincia atlántica-europea y subprovincia cántabro-atlántica, adscribiéndose al sector galaico-portugués con dominio climático oceánico continental, precipitaciones medias anuales oscilantes entre los 870-1.180, temperaturas de 11-12°C y 170 días libres de heladas (Xunta de Galicia, 2010c).

Ambas lagunas en conjunto (Complejo húmedo de la Terra Chá) poseen interesantes concentraciones invernales de anátidas (800-1000 aves normalmente), en donde destacan *Anas crecca*, *Anas platyrhynchos* y *Anas clypeata*. En conjunto tienen importancia regional para *Tachybaptus ruficollis*, *Anas strepera*, *Anas crecca*, *Anas platyrhynchos*, *Anas clypeata* y *Fulica atra* (De Souza y Lorenzo, 2003).

La **laguna de Sobrado dos Monxes** está situada en el municipio de Sobrado dos Monxes (43°2'N y 8°0'W). Es de origen artificial aunque totalmente naturalizada (el represamiento fue, cuando menos, a comienzos del siglo XVI (Varela, 1978)) y se nutre de las aguas del arroyo Rodelo. Tiene una superficie de 11,7 ha y profundidad media de 1,5 m, aunque llega a alcanzar más de 4 m en el sector más profundo. Pertenece a la región eurosiberiana, provincia atlántica-europea y subprovincia cántabro-atlántica, adscribiéndose al sector galaico-portugués, con clima oceánico continental, temperaturas medias anuales de 10° C y precipitaciones que superan los 1.200 mm de media anual (Santamaría, 1998).

La laguna es de gran interés atendiendo a criterios botánicos, siendo un enclave de interés singular y de importancia europea (Cirujano *et al.*, 1992). Es de destacar la

presencia de *Isoetes velatum* y *Nitella flexilis*. También están presentes *Eleocharis palustris*, *Sparganium erectum*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton natans* y *Myriophyllum alterniflorum*. Presenta una discreta presencia de aves acuáticas entre las que destacan *Anas crecca* y *Fulica atra* para las que alcanza importancia regional (De Souza y Lorenzo, 2003).

Es Refugio de Caza (1986) y está incluida en el inventario de humedales de Galicia (2008).

La **ría de Foz** es un pequeño estuario cantábrico formado por la desembocadura del río Masma, que está situado entre los ayuntamientos de Foz y Barreiros (43°34'N y 7°14'W). Su longitud aproximada es de 3,8 km y su anchura 0,9 km, abarcando una superficie de 564 ha.

Pertenece a la región eurosiberiana, provincia atlántica-europea y subprovincia cántabro-atlántica, adscribiéndose al sector galaico-asturiano en el dominio climático oceánico húmedo, con precipitación media anual de 930 mm y temperatura media de 14,1° C. El estuario, que está parcialmente cerrado por la barra arenosa de la playa de Altar, está caracterizado por sus aguas poco profundas y cuenta con llanuras intermareales limo-arenosas cubiertas en gran medida por praderas de *Zostera noltii* (52 ha), y con áreas de marisma cubiertas principalmente por juncales de *Juncus maritimus*, espartinales (*Spartina maritima*) y prados halófilos (35 ha). En los puntos con mayor influencia del agua dulce, pero aún bajo el alcance de las mareas, aparecen manchas de juncal salobre con *Juncus gerardi* y masas de helófitos como *Scirpus maritimus* y *Phragmites australis*. En la orilla oriental hay una pequeña laguna de agua dulce, originada por una antigua explotación de áridos y actualmente naturalizada, con un

cinturón de vegetación helofítica e hidrófitos enraizados con *Typha angustifolia*, *Cladium mariscus* y *Potamogeton* sp. En la playa de Altar hay dunas móviles con *Ammophila arenaria*, *Eryngium maritimum*, *Linaria polygalifolia* y *Limonium dodartii*. El espacio cuenta con 9 tipos de hábitats de importancia comunitaria catalogados en la Directiva 92/43/CEE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flores silvestres (Xunta de Galicia, 2010a). Los alrededores del estuario están ocupados por áreas agrícolas y plantaciones forestales de pinos (*Pinus* spp.) y eucaliptos (*Eucalyptus globulus*). En la margen noroeste del estuario se ubica el núcleo urbano y puerto de Foz y existe una fuerte presión urbanística en ambas orillas.

El estuario alberga interesantes poblaciones de aves acuáticas especialmente durante el invierno y el paso migratorio otoñal. Destaca como zona de descanso migratorio para la espátula (*Platalea leucorodia*) principalmente de la población holandesa, lo que le confiere importancia nacional (Salaverri, 2009). Invernan cantidades moderadas de anátidas, principalmente *Anas platyrhynchos*, *Anas crecca* y *Anas penelope*, pero es más relevante la importancia para los limícolas (acoge el 2,1% de los censados en Galicia), los cuales alcanzan importancia nacional para *Numenius arquata*, *Limosa lapponica* y *Calidris canutus*. También alcanza importancia nacional para *Larus marinus*. A nivel autonómico alcanza importancia regional, además de para las especies citadas, para *Egretta garzetta*, *Ardea cinerea*, *Mergus serrator*, *Charadrius hiaticula*, *Pluvialis squatarola*, *Vanellus vanellus* y *Calidris alpina*. (De Souza y Lorenzo, 2003; Martí y Del Moral, 2003; Xunta de Galicia, 2010a).

La ría se declaró Refugio de Caza (1989), ZEPVN (2004), ZEPA (2004) y LIC (2004). Está incluida en el inventario de humedales de Galicia (2008) y en el catálogo de IBAs (SEO-BirdLife, Viada 1998)

La **ría de Ribadeo** es una ría cantábrica, compartida por Galicia y Asturias (43°28'N y 7°0'W) que muestra una morfología rectilínea orientada de norte a sur y que constituye la desembocadura del río Eo, abarcando una extensión total cercana a las 1.000 ha. Su profundidad varía entre 2 y 7 m y la superficie intermareal representa aproximadamente el 83% del área estuárica total (de Paz *et al.*, 2008a; 2008b).

El área pertenece a la región eurosiberiana, provincia atlántica-europea y subprovincia cántabro-atlántica, adscribiéndose al sector galaico-asturiano. Está en el dominio climático oceánico húmedo, con precipitación media anual de 1019 mm y temperatura media de 13,9° C. Cuenta con buenas representaciones de intermareales arenosos desnudos y limoso-arenosos cubiertos por praderas de fanerógamas marinas (*Zostera noltii* y *Z. marina*) (102 ha), así como importantes áreas cubiertas por juncuales (*Juncus maritimus*) y carrizales (*Phragmites australis*) en la parte más interna (143 ha). La influencia del agua dulce en la zona interna del estuario se aprecia en la mezcla de *Juncus maritimus*, *Juncus gerardi* y alguna gramíneas como *Agrostis stolonifera* y *Festuca rubra* subsp. *pruinosa*, así como la existencia de herbazales de *Elymus pycnanthus* intercalados en el juncal y con *Scirpus maritimus* var. *compactus* en los canales. En la boca del estuario existe vegetación propia de los cantiles marinos cantábricos. El espacio cuenta con 15 tipos de hábitats de importancia comunitaria catalogados en la Directiva 92/43/CEE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flores silvestres (García-Bobadilla *et al.*, 2002; Xunta de

Galicia, 2010b). Los terrenos que rodean la ría están ocupados con tramos urbanizados e instalaciones portuarias en Ribadeo, Figueras, Castropol y Vegadeo, y también por áreas agrícolas y plantaciones forestales de *Eucalyptus globulus*.

En la ría existen poblaciones de aves acuáticas relevantes en el ámbito autonómico, particularmente durante el invierno (3000-3500 ej., excluyendo láridos.) acogiendo al 7,1% de las anátidas y al 5,7% de los limícolas censados en Galicia. Destaca en particular *Anas penelope* y *Anas acuta*, alcanzando este último importancia internacional hace un par de décadas. La ría tiene importancia nacional para *Anas penelope*, *Anas acuta*, *Limosa lapponica*, *Numenius phaeopus*, *Numenius arquata*, *Tringa nebularia* y *Larus marinus*. Además tiene importancia autonómica para otras 17 especies. (De Souza y Lorenzo, 2003; Martí y Del Moral, 2003; Xunta de Galicia, 2010b).

La ría de Ribadeo fue declarada Refugio de Caza (1977), ZEPA (1990), Zona Ramsar (1994), LIC (2004), ZEPVN (2004), Zona Húmeda Protegida (2008) y está incluida en el inventario de humedales de Galicia (2008) y en el catálogo de IBAs de SEO/BirdLife (Viada, 1998).

### **3. Métodos**





## Métodos

### *Procedencia de la información*

Para este estudio se utilizaron los censos de aves acuáticas invernantes en el área de estudio en los que participé desde 1999 hasta el año 2010. Para años anteriores se usaron censos obtenidos de la bibliografía. Así, para el período 1987-1998 se emplearon los censos de aves acuáticas invernantes organizados por la Xunta de Galicia desde 1987 (ver Callejo, 1987, 1990, 1992, 1993) y para los años anteriores a 1987 se utilizaron diversas fuentes (Tabla 1).

TABLA 1. Fuentes de información de los censos anteriores a 1987. Los números indican la fuente de procedencia de los censos que se han utilizado para cada año y lugar de acuerdo con las siguientes referencias: 1. Araújo y García-Rúa (1974), 2. Araújo (1978), 3. Diego (1988), 4. De Souza y Lorenzo (1991) 5. Grupo Ornitológico Galego, 6. Sociedade Galega de Historia Natural.

	1973	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986
COSPEITO	-	-	-	6	-	-	-	6	-	-	6	6	6
SOBRADO	-	5	-	6	-	6	-	-	-	-	6	-	-
FOZ	1,4	2	5	6	-	-	-	6	6	-	6	-	-
RIBADEO	4	2	5	6	3	4	6	6	3	3	6	3	3

Para la comparación de las tendencias locales con las de Galicia y España se usaron los censos de Dolz y Gómez (1988), Alberto y Velasco (1988) y los publicados por Martí y Del Moral (2003) correspondientes al período 1990-2001, de los cuales se restaron las cantidades correspondientes al área de estudio. Las tendencias en Europa se tomaron de BirdLife International (2004) y corresponden al período 1990-2000.

Los censos españoles anteriores a 1990 (Dolz y Gómez, 1988; Alberto y Velasco 1988) presentan una gran variabilidad en el número de localidades censadas, aumentando a lo largo de los años, de 133 a 498 localidades para las anátidas y de 42 a 612 para las limícolas. La correlación entre el número de localidades y el número total de aves censadas cada año no resultó ser significativa para los censos de anátidas ( $r_s = 0,367$ ,  $n = 9$ ,  $P = 0,332$ ) y sí para los censos de limícolas ( $r_s = 0,874$ ,  $n = 8$ ,  $P = 0,005$ ). Por este motivo las tendencias calculadas para las limícolas en el período 1978-2001 deben ser tomadas con cierta cautela.

#### *Tipo de censo*

Los recuentos realizados en las localidades estudiadas a partir de 1987 (organizados por la Xunta de Galicia) y en los que participé desde 1999 fueron llevados a cabo por ornitólogos con experiencia y buen conocimiento de las áreas censales. El método de censo consistió en el conteo directo y total de los individuos dentro de cada humedal (Tellería, 1986; Bibby *et al.*, 1992) y se realizó a mediados del mes de enero, época de máxima estabilidad de las poblaciones de aves acuáticas invernantes, aunque la elección de los días dependió de la meteorología, así como del estado de las mareas. En las localidades más grandes, rías de Ribadeo y Foz, se realizó una compartimentación en varias secciones, delimitadas mediante accidentes geográficos o estructuras existentes, y se censó cada una de ellas desde uno o más puntos destacados del terreno (5 puntos en la ría de Foz y 8 puntos en la de Ribadeo). En cada sección el tiempo usado fue exclusivamente el necesario para contar las aves presentes, al finalizar, el censador se desplazaba hasta la siguiente sección hasta completar la localidad. El sistema usado fue el conteo en bajamar: la elección generalizada de este

método parece ser la más adecuada para los limícolas, dado que los estuarios y lagunas litorales de Galicia son de tamaño reducido (Domínguez y Maneiro, 1991), y también para las anátidas (De Souza y Lorenzo, 2003). En las lagunas de Cospeito, Bardancos y Sobrado los conteos se realizaron desde un único punto de observación. La metodología de los censos se repitió durante todos los años desde 1987.

El tamaño de las áreas censadas es pequeño y los números de aves fueron, normalmente, del orden de decenas o centenas. Únicamente la ría de Ribadeo, tiene un tamaño relativamente grande en comparación con las otras localidades y con algún conteo del orden del millar para alguna de las especies. Así, asumí una posibilidad de error en la estima muy baja, tanto entre años como entre sitios y que los conteos fueron muy próximos al total de las aves presentes.

#### *Criterios de selección de especies y de grupos*

Las especies analizadas fueron: *Anas acuta*, *A. clypeata*, *A. crecca*, *A. penelope*, *A. platyrhynchos*, *Aythya ferina*, *Calidris alpina*, *Fulica atra*, *Limosa lapponica*, *Numenius arquata*, *Phalacrocorax carbo*, *Pluvialis apricaria*, *P. squatarola* y *Vanellus vanellus*. No incluí las gaviotas (*Larus* spp.) en los análisis porque el método no es adecuado para este grupo de aves debido a su gran movilidad a lo largo del día. Estas especies fueron seleccionadas en base a unos criterios, con el fin de evitar aquellas que aparecieron en números bajos o con mala representatividad. Para localidades pequeñas (Cospeito, Bardancos y Sobrado) con una media de invernantes inferior a las 500 aves, seleccioné las especies cuyo porcentaje representa más de un 5% de la media del total de aves para toda la serie de años. Para localidades grandes (Ribadeo y Foz), con una

media de los censos superior a 1.000 aves, seleccioné especies cuyo porcentaje representa más del 1%.

Los grupos de aves acuáticas que se utilizaron para el análisis de las tendencias fueron las anátidas, las limícolas y los ardeidos. *Vanellus vanellus* y *Pluvialis apricaria* se han excluido del análisis de la tendencia del grupo de las limícolas por su carácter irruptivo irregular debido a olas de frío (De Souza y Lorenzo, 2003) con grandes fluctuaciones numéricas (C.V. de *Vanellus vanellus* para Foz 178%, Ribadeo 253% y Cospeito 145% y C.V. de *Pluvialis apricaria* para Foz 316%, Ribadeo 444% y Cospeito 238%). También se analizó la abundancia total y la riqueza para cada localidad. Para el análisis de la tendencia del número total de aves y la riqueza en las lagunas de Cospeito y Bardancos no incluí a *Vanellus vanellus* ni a *Pluvialis apricaria* porque no aparecen propiamente en las lagunas sino en los prados que las circundan.

### *Índices y análisis estadísticos*

Para cada año y lugar medí la diversidad como riqueza específica (nº especies) y mediante el índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) de acuerdo con la fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

Donde:

S = el número de especies

$p_i$  = la abundancia relativa ( $n_i/N$ )

$n_i$  = número de individuos de la especie  $i$

$N$  = número de individuos de todas las especies

El cálculo de las tendencias del número de invernantes lo realicé mediante modelos de regresión log-lineal y el programa TRIM (*Trends and Indices in Monitoring Data*) versión 3.54 (Pannekoek *et al.*, 2005), desarrollado para el análisis de datos de conteos obtenidos del seguimiento de poblaciones. Este programa ha sido utilizado para estudios con datos de aves migratorias (Delany *et al.*, 1999; Van Strien *et al.*, 2001; *Wetlands International*, 2002; Deceuninck y Maheo, 2000; Blew *et al.*, 2005). La aplicación analiza series temporales de conteos mediante la regresión de Poisson y produce estimas de los índices de cambio anual promediados con sus errores típicos. Además permite la posibilidad de inferir valores ausentes en las series temporales y controlar los posibles efectos de la correlación serial y la sobredispersión de los recuentos usando ecuaciones de estimación generalizadas (GEE). Estas ecuaciones son una extensión de los modelos lineales generalizados (GLM) que permiten un mejor ajuste del modelo en el caso de datos correlacionados (Quinn y Keough, 2003). A la hora de analizar las series de censos se utilizó como primera opción el modelo de efecto temporal (“*Effects for each time-point*”). A continuación se usó el modelo de tendencia lineal cambiante (“*Linear switching trend*”), el cual, en algunos casos era obligado dado que el primer modelo no funciona cuando existen años con valores nulos. En este modelo, la selección de todos los años como puntos de cambio es equivalente al modelo de efecto temporal. Dentro del modelo se eligió preferentemente el método “*paso a paso*” que selecciona los años que constituyen puntos de inflexión significativos. De esta forma, el programa selecciona automáticamente los puntos de inflexión mediante un procedimiento escalonado de selección y su significación estadística se contrasta mediante la prueba de Wald. El ajuste del modelo se comprobó con el test de desviación,

aunque, en cualquier caso cuando el número de censos nulos es bajo (como ocurre con las series analizadas en este trabajo) la falta de ajuste del modelo no es relevante (Pannekoek *et al.*, 2005). Además, la tendencia general y los tests de Wald son fiables aunque el modelo no se ajuste (Pannekoek *et al.*, 2005). La sobredispersión indica el grado de desviación de los datos frente a la distribución de Poisson e influye en los errores típicos de los índices y de otros parámetros pero no en el valor mismo del índice. Una sobredispersión alta puede ser resultado de la falta de ajuste del modelo pero también puede ser una característica propia de la especie estudiada, debida, por ejemplo, a su agrupación en bandos. La correlación serial tiene poco efecto sobre los índices pero produce errores típicos más grandes (Ter Braak *et al.*, 1994; Thomas, 1996; Pannekoek y van Strien, 2001; Blew *et al.*, 2005).

Como año base utilicé el 2000 por ser el año más o menos central de todas las series censales y, en el caso de que hubiese un conteo nulo en ese año, el 1990, lo cual solo ocurrió en tres casos: *Fulica atra*, *Aythya ferina* y *Vanellus vanellus* en la ría de Ribadeo. Todos los errores asociados con el índice del año base son transferidos a los errores típicos de los índices de otros años, sin embargo está permitido buscar el año base que produzca los errores típicos de los índices más pequeños (Pannekoek *et al.*, 2005). Contrasté la significación de las tendencias generales mediante la prueba de la *t* (Zar, 2008) y estimé la tendencia poblacional a lo largo de un determinado período mediante el índice de cambio anual promediado *b*, de tal manera que  $b = 1,00$  supone estabilidad,  $b = 1,05$  denota una tasa de cambio anual en porcentaje (en adelante TCA) de + 5% y  $b = 0,95$  implica una TCA de - 5%.

Para el cálculo de las tendencias de las localidades se emplearon exclusivamente los censos propios y los organizados por la Xunta de Galicia, excepto para Ribadeo, en donde se incluyeron más fuentes. A la hora de calcular las tendencias de Galicia y España para el período 1990-2001 existió el problema de la ausencia de cobertura en algunas zonas y en ciertos años lo que es habitual en censos en los que colaboran gran número de observadores (Smit, 1989; Van Der Meer *et al.*, 1996). La mera suma de los totales anuales desvirtuaría los análisis (Underhill y Prys-Jones, 1994) así que las tendencias fueron calculadas usando la posibilidad que ofrece el programa TRIM de introducir por separado todos los conteos disponibles para cada humedal y año y así predecir valores ausentes en las series temporales. Las tendencias para España durante el período 1978-2001 se calcularon, por el contrario, a partir de la suma total anual del conjunto de humedales al no disponerse de los censos detallados para el período 1978-1989.

La caza es un factor limitante determinante en la invernada de aves acuáticas en Galicia (De Souza y Lorenzo, 1991) por lo que realicé los cálculos de las tendencias a partir del año en el que las distintas localidades fueron declaradas Refugio de Caza. La tendencia poblacional se calculó para las especies seleccionadas, para el conjunto de anátidas, limícolas y ardeidas, para la abundancia total de acuáticas y para la riqueza de especies. Posteriormente, las tendencias locales se compararon con las de escalas geográficas mayores: Galicia, España y Europa.

Para analizar la influencia de la temperatura empleé correlaciones de Spearman con las temperaturas mínimas y medias de los meses de diciembre y enero según datos de la estación meteorológica de Amsterdam (Meteored.com 2010). Dicha localidad fue

seleccionada porque se encuentra en una latitud media entre el extremo norte de la distribución invernal de todas las especies analizadas y el área de estudio (Svensson *et al.*, 2009). Además, Amsterdam se encuentra próximo al mar de Wadden uno de los humedales más importantes para la invernada de aves acuáticas en el Paleártico Occidental y el número de acuáticas invernantes allí está muy influenciado por las olas de frío, las cuales provocan importantes movimientos hacia el sur en los inviernos más crudos (Blew *et al.*, 2005).



## **4. Resultados**



## **Resultados**

En el apéndice 1 se refleja para cada lugar de estudio el número de censos disponibles, el porcentaje que representa cada especie o grupo frente al total de efectivos invernantes, la media de efectivos invernantes y su desviación típica, la riqueza de especies y la diversidad. Estos cálculos se han realizado para la totalidad de los censos y también separando los períodos con caza y sin caza.

La tabla 2 muestra los índices de cambio anual promediado de las tendencias calculadas en cada localidad, en la Terra Chá (suma de las acuáticas de las lagunas de Cospeito y Bardancos), así como en Galicia, España y Europa. De las 50 tendencias analizadas 34 mostraron una tendencia estadísticamente significativa (20 mostraron una tendencia positiva y 14 una tendencia negativa) mientras que las 16 restantes no resultaron significativas (11 inciertas y 5 estables).

TABLA 2. Índices de cambio anual promediado (Pannekoek *et al.*, 2005) de las poblaciones de aves invernantes en 5 localidades de Galicia, en la comarca de A Terra Chá (suma de las lagunas de Cospeito y Bardancos), de Galicia, España y Europa. Se indica el nivel de significación (\* $P < 0.05$ , \*\* $P < 0.01$ ). Los colores indican la clasificación de la tendencia según las categorías propuestas por Pannekoek *et al.* (2005): Fuerte incremento, incremento moderado, estable, fuerte declive, declive moderado e incierto.

	FOZ	RIBADEO		SOBRADO	COSPEITO	BARDANCOS	TERRA CHÁ	GALICIA	ESPAÑA		EUROPA
	1990 - 2010	1978 - 2010	1987 - 2010	1988 - 2010	1987 - 2010	1989 - 2010	1987 - 2010	1990 - 2001	1978 - 2001	1990 - 2001	1990 - 2000
<i>Anas acuta</i>	-	0,9902**	0,9550**	-	-	-	-	1,1195**	1,0027**	0,9907	0,9904 - 0,9735
<i>Anas clypeata</i>	-	-	-	-	1,0244	0,9572**	1,0412**	1,0071	-	0,9905*	0,9904 - 0,9735
<i>Anas crecca</i>	1,0877**	1,0438	1,0326**	1,0727**	1,0654	1,0827**	1,0878**	1,0215	0,9843**	0,9391**	>0,9914<0
<i>Anas penelope</i>	1,0780*	0,9689**	0,9430**	-	0,08817	-	-	1,0905**	0,9786**	0,9194**	Estable
<i>Anas platyrhynchos</i>	0,9788**	0,9816**	1,0071**	0,9869	0,9672**	1,0109**	0,9836**	1,0224*	1,0563**	1,0122**	>0,9904<0
<i>Aythya ferina</i>	-	0,9187	0,9230*	-	-	-	-	0,9043**	0,9764**	0,9551**	0,9904 - 0,9735
<i>Calidris alpina</i>	1,0645	0,9894	0,9720**	-	-	-	-	-	-	-	>0,9904<0
<i>Fulica atra</i>	-	0,9698**	0,9675**	0,9663*	-	0,9771	1,0496**	0,9287**	1,0227**	0,9968	<1,0096
<i>Limosa lapponica</i>	1,0405**	-	-	-	-	-	-	1,1108**	1,0795**	1,1023**	>0,9904<0
<i>Numenius arquata</i>	1,0231**	1,0084**	0,9884**	-	-	-	-	1,0171	1,0568**	1,0561**	Estable
<i>Phalacrocorax carbo</i>	-	1,0308	1,0314**	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pluvialis apricaria</i>	-	-	-	-	0,9966	-	-	-	-	-	-
<i>Pluvialis squatarola</i>	1,0108	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vanellus vanellus</i>	0,9552**	0,9492	0,9143	-	0,9564	-	-	0,9696	-	1,1460**	<1,0096
Anátidas	1,0173**	0,9724**	0,9608**	1,0262**	0,9761**	1,0410**	0,9929**	1,0064	1,0066**	0,9813**	-
Limícolas	1,0389**	1,0218**	0,9791**	-	-	-	-	1,0299**	1,0693**	1,0472**	-
Ardeidas	0,9730**	1,0460**	1,0183**	-	-	-	-	1,0732**	-	1,0808**	-
Abundancia total	1,0180**	0,9846**	0,9593**	1,0175**	0,9832**	1,0263**	0,9950**	-	-	-	-
Riqueza	1,0439**	1,0221**	1,0126**	0,9915	1,0273**	1,0128	-	-	-	-	-

*Tendencias a escala local*

Los análisis de las tendencias a nivel específico muestran una tendencia negativa de *Anas platyrhynchos* en Cospeito (Tabla 2 y Figura 2).

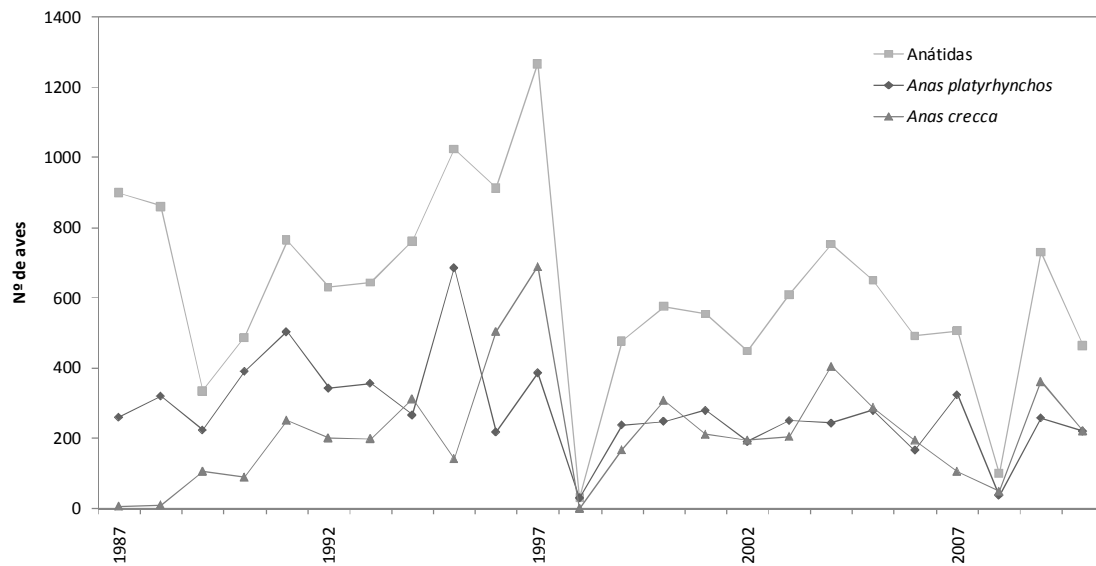


FIGURA 2. Evolución de la población invernal de las anátidas, *Anas platyrhynchos* y *Anas crecca* en la laguna de Cospeito entre 1987 y 2010.

En la ría de Ribadeo *A. acuta*, *A. penelope*, *A. platyrhynchos* también muestran una tendencia negativa (Tabla 2 y Figura 3). Además en Ribadeo son también muy acusados los declives de *Fulica atra* y *Aythya ferina* (Figura 4). La primera especie ha pasado de una media de 153 ejemplares para el período 1978-1997 a desaparecer casi en su totalidad a partir de 1998. Por su parte *A. ferina* ha pasado de una media de 150 ejemplares en el período 1978-1990 a desaparecer a partir de 1991.

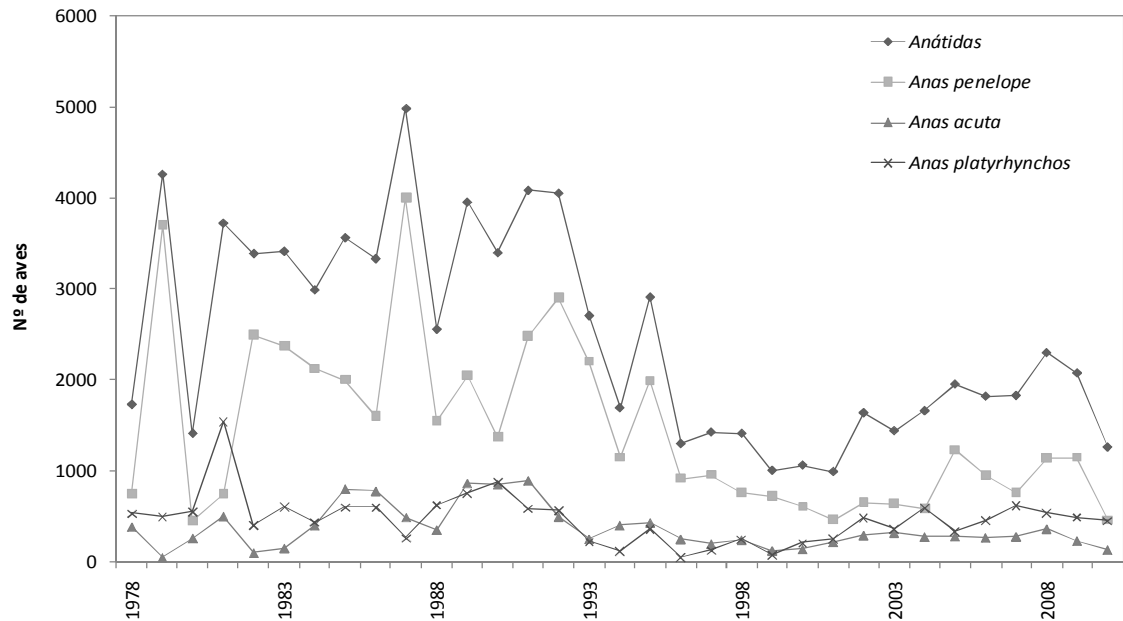


FIGURA 3. Evolución de la población invernol de las anátidas, *Anas penelope*, *Anas acuta* y *Anas platyrhynchos* en la Ría de Ribadeo entre 1978 y 2010.

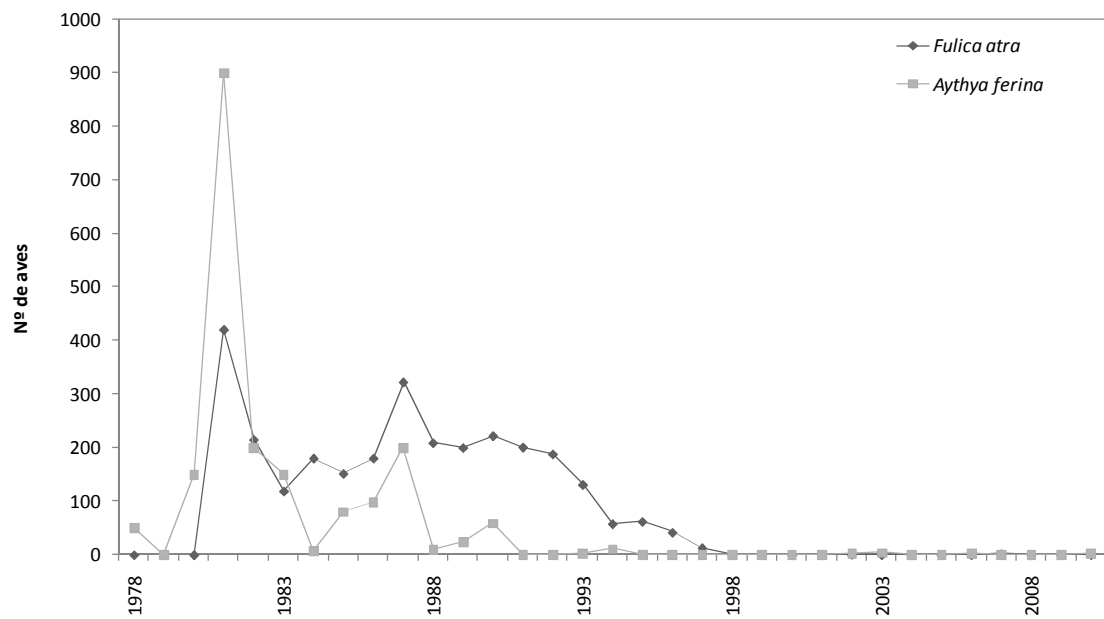


FIGURA 4. Evolución de la población invernol de *Fulica atra* y *Aythya ferina* en la Ría de Ribadeo entre 1978 y 2010.

En el resto de las zonas las tendencias específicas no resultaron tan marcadas y variaron según la especie. Así, por ejemplo, en la ría de de Foz, *A. platyrhynchos* y *V.*

*vanellus* mostraron una tendencia negativa mientras que en el resto de las especies las tendencias fueron positivas (Figura 5).

En la laguna de Bardancos únicamente *Anas clypeata* tuvo una tendencia negativa en la laguna. La especie mostró una presencia contrapuesta entre esta laguna y la de Cospeito, los años en que fue abundante en una de las laguna prácticamente desapareció en la otra (Figura 6). Por otra parte en la laguna de Sobrado únicamente *F. atra* muestra una tendencia negativa.

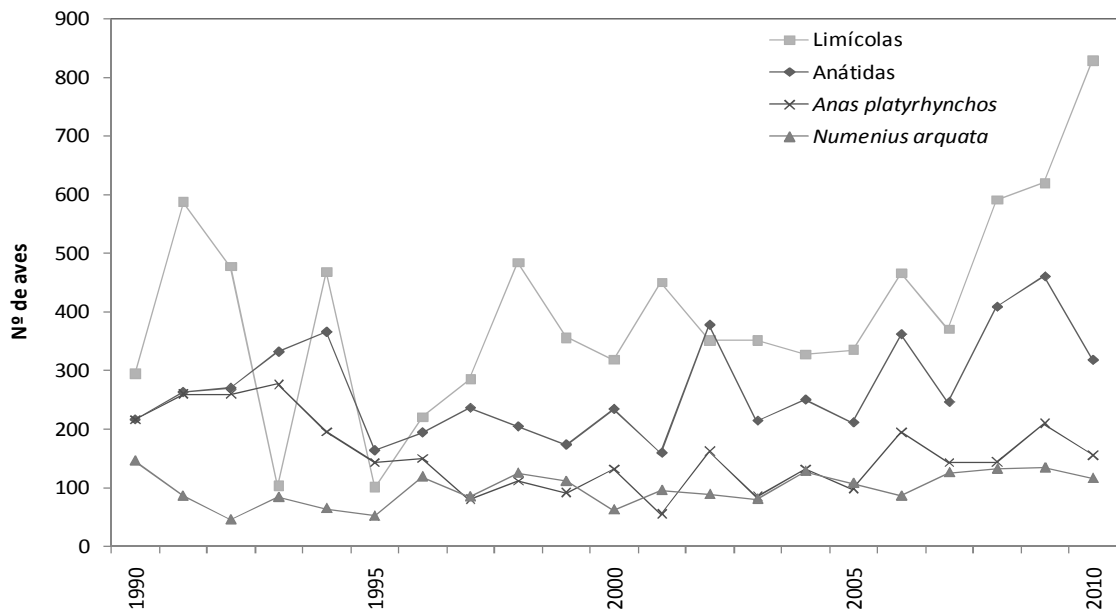


FIGURA 5. Evolución de la población invernala de las limícolas (excepto *Vanellus vanellus*), anátidas, *Anas platyrhynchos* y *Numenius arquata* en la ría de Foz desde 1990 al 2010.

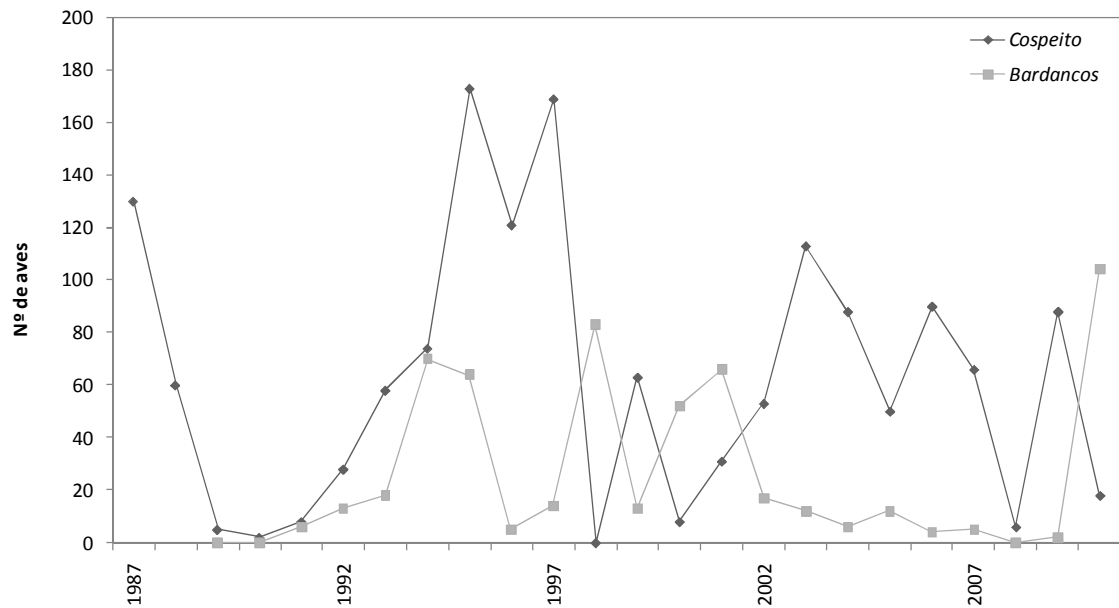


FIGURA 6. Evolución de la población invernante de *Anas clypeata* en las lagunas de Cospeito y Bardancos entre 1987 y 2010.

Para el conjunto de localidades, los resultados muestran un ascenso importante para *A. crecca*, *Numenius arquata*, y *Limosa lapponica* destacando los descensos de *Anas platyrhynchos*, *Fulica atra* y *Vanellus vanellus*. A nivel de grupos es destacable la tendencia negativa de las anátidas en Ribadeo y Cospeito y de las ardeidas en la ría de Foz.

La abundancia total de aves mantuvo una tendencia positiva en Foz, Sobrado y Bardancos mientras que resultó negativa en Ribadeo y Cospeito. De acuerdo con la abundancia de aves el orden de las localidades de mayor a menor fue: Ribadeo, Foz, Cospeito, Bardancos y Sobrado lo que coincide con el orden de los humedales de acuerdo a su superficie. Finalmente, la riqueza de especies permaneció estable en Sobrado y Bardancos mientras que tuvo una tendencia positiva en Foz, Ribadeo y Cospeito. Para esta variable, la superficie vuelve a ser un factor clave para explicar el



orden entre los humedales estudiados, situación que no ocurre con los valores de diversidad (Apéndice 1).

En cuanto a las comparaciones entre las localidades de estudio, hubo coincidencia en 20 (56%) de los casos y diferencias en 16 (44%). Las diferencias son causadas principalmente por las tendencias negativas que se producen en la ría de Ribadeo y la laguna de Cospeito y las tendencias positivas de la ría de Foz y las lagunas de Sobrado y Bardancos.

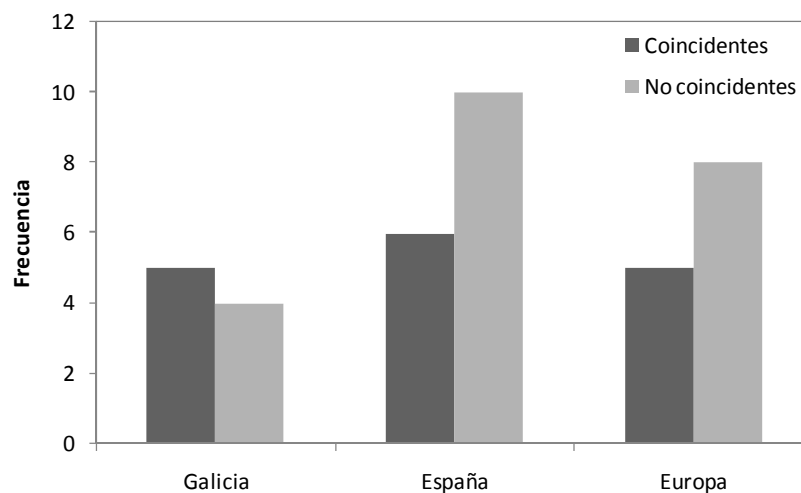


FIGURA 7. Comparación de las tendencias específicas locales con escalas geográficas mayores (Galicia, España y Europa) mostrando la frecuencia de tendencias coincidentes y no coincidentes.

#### *Comparación con las tendencias observadas en escalas espaciales superiores*

Las tendencias específicas locales coinciden con las tendencias gallegas en 5 de los casos mientras que discrepan en 4 casos. Las diferencias están causadas por descensos a nivel local y aumentos a nivel gallego. Las tendencias de las poblaciones locales de las especies coinciden con las tendencias en España y Europa en 6 (36%) y 5 (38%) casos, respectivamente, mientras que discrepan en 10 (64%) y 8 (62%) casos. El

número de tendencias no coincidentes en las comparaciones entre el nivel local y las escalas mayores aumenta al ampliar la escala siendo similares los valores para la comparación a los niveles de España y Europa (Figura 7).

*Factores ambientales: La temperatura*

El análisis de la correlación entre temperatura y abundancia resultó significativo para *Anas crecca*, *A. platyrhynchos*, *A. clypeata* y *Vanellus vanellus*, aunque de forma desigual entre las localidades de estudio. La correlación resultó especialmente clara en el caso de *Vanellus vanellus* (Tabla 3).

TABLA 3. Correlaciones significativas (rho de Spearman) entre abundancias de aves y temperaturas. Tmin Dic: Temperatura mínima del mes de Diciembre en Amsterdam; Tmed Dic: Temperatura media del mes de Diciembre en Amsterdam; Tmin Ene: Temperatura mínima del mes de Enero en Amsterdam; Tmed Ene: Temperatura media del mes de Enero en Amsterdam. (n = 19 - 30, \*P < 0.05, \*\*P < 0.01).

	Localidad	Tmin Dic	Tmed Dic	Tmin Ene	Tmed Ene
<i>A. crecca</i>	Cospeito	-	- 0,521*	- 0,488*	- 0,471*
<i>A. crecca</i>	Foz	- 0,471*	- 0,510*	-	-
<i>A. clypeata</i>	Cospeito	-	-	- 0,597**	- 0,501*
<i>A. platyrhynchos</i>	Bardancos	-	-	- 0,487*	-
Anatidae	Cospeito	-	-	- 0,470*	-
<i>V. vanellus</i>	Cospeito	- 0,502*	-	- 0,440*	-
<i>V. vanellus</i>	Foz	-	- 0,493*	-	-
<i>V. vanellus</i>	Ribadeo	-	-	- 0,463**	-

*Factores humanos: La caza*

La comparación de las medias de los censos antes y después de la prohibición de la caza es clara (Figura 8). Los cambios en la abundancia abarcan incrementos del doble

en el caso de la ría de Ribadeo mientras que en Cospeito el número de aves se multiplicó por 26. Además, la riqueza y diversidad fueron inferiores durante el período en que se practicó la caza en las localidades de estudio (Apéndice 1).

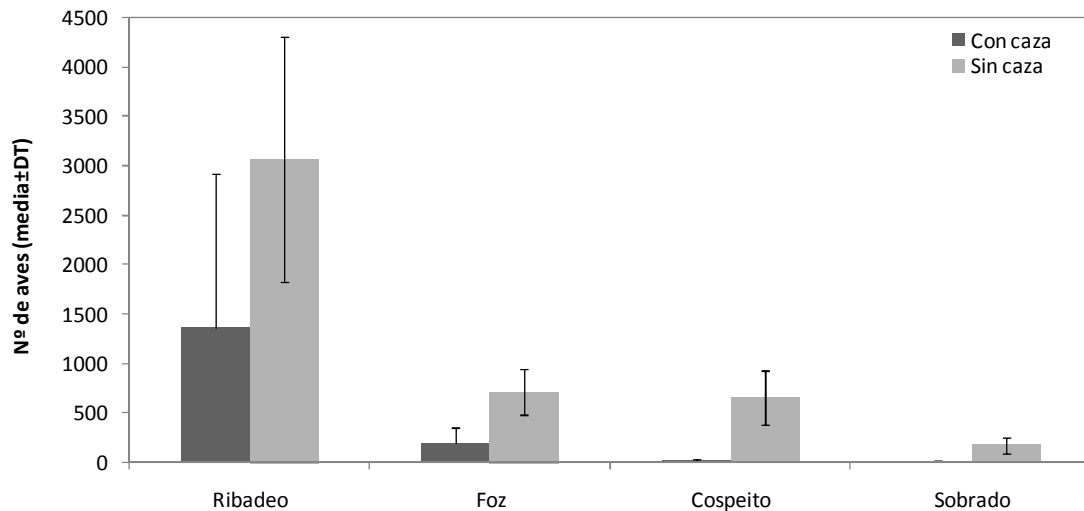


FIGURA 8. Media de la abundancia de aves (sin *Vanellus vanellus*) antes y después de la caza en Ribadeo, Foz, Cospeito y Sobrado.

#### *Restauración de la laguna de Cospeito*

Las medias de *A. platyrhynchos* y de las anátidas disminuyeron en el período posterior a la restauración. Así mismo, las tendencias de *A. platyrhynchos* y las anátidas fueron significativamente negativas antes y después de la restauración (Tabla 4). No obstante se produjo un aumento de la diversidad, pasando de  $H' = 0,96$  antes de la restauración a  $H' = 1,19$  después de la restauración.

TABLA 4. Media, desviación típica y tendencia para *Anas platyrhynchos* y anátidas en la laguna de Cospito para los períodos anteriores (1987-1999) y posteriores a su restauración (2000-2010). (\* $P < 0.05$ , \*\* $P < 0.01$ ).

	<u>Antes de la restauración</u>		<u>Después de la restauración</u>	
	Media $\pm$ d.t.	Tendencia	Media $\pm$ d.t.	Tendencia
<i>Anas platyrhynchos</i>	325 $\pm$ 157	0,9376*	227 $\pm$ 77	0,9496**
Anátidas	699 $\pm$ 321	0,9323**	534 $\pm$ 177	0,9527**

## **5. Discusión**



## **Discusión**

En este estudio analicé los cambios en las poblaciones invernantes de aves acuáticas en 5 localidades del noreste de Galicia comparándolas entre sí y con las tendencias a escalas geográficas mayores. En la comparación de las tendencias locales con las supralocales encontré que al aumentar la escala geográfica, el número de especies que muestran tendencias semejantes disminuye. Además, evalué la influencia de un factor ambiental, la temperatura, y de un factor humano, la caza, sobre los efectivos de aves invernantes. Aparentemente, la temperatura en la posible área de procedencia de las aves únicamente tuvo una influencia clara en dos especies. Por el contrario la caza resultó un factor clave en la abundancia, la riqueza y la diversidad de aves ya que fueron mucho menores hasta que se prohibió la caza.

### *Aspectos metodológicos*

En cuanto a la validez de los censos utilizados para interpretar las variaciones en la invernada de aves acuáticas, existen cuatro cuestiones clave, en primer lugar, las tendencias de todas las localidades han sido calculadas a partir de censos efectuados en casi todos los casos con la misma metodología y son, por lo tanto, comparables. En segundo lugar en el caso de las tendencias calculadas a las escalas regional y estatal, son posibles sesgos mayores debidos a los diferentes censadores y metodologías utilizadas, aunque la amplia cobertura geográfica y los grandes tamaños muestrales característicos de estos conteos reducen considerablemente los errores (Dolz y Gómez, 1988 y referencias allí contenidas). En tercer lugar, al no disponer de los censos detallados para el período 1978-1989, las tendencias para España durante el período 1978-2001 se

calcularon a partir del total de invernantes en lugar de usar los resultados de cada localidad por separado. De esta forma se perdió la capacidad del programa TRIM para predecir valores ausentes y por lo tanto potencia en el análisis por lo que las tendencias resultantes deben ser tomadas con cautela. Por último, en el caso de los censos nacionales de limícolas anteriores a 1990 encontré una correlación significativa entre el número de aves y el nº de localidades censadas, lo que imposibilita valorar los cambios interanuales.

A la hora de evaluar los factores que influyen en las comunidades de aves invernantes también resultó complejo evaluar los cambios de tendencia dada la dificultad para encontrar datos para Galicia, España y Europa durante el mismo período que el disponible para las localidades estudiadas.

#### *Análisis por especies*

De acuerdo con los datos obtenidos, las especies que presentan una evolución más preocupante son *Anas acuta*, *A. penelope*, *A. platyrhynchos*. Estas especies muestran una tendencia negativa en sus efectivos invernantes mientras que la tendencia general es positiva. Sin embargo, *Aythya ferina* y *Fulica atra* aunque también muestran una tendencia negativa, su tendencia general también es negativa.

La tendencia negativa de *A. acuta* en la ría de Ribadeo no se corresponde con la tendencia positiva que muestra la especie en Galicia. La disminución de los números de *A. acuta* en Ribadeo ha supuesto la pérdida de una de las mejores zonas de España para la especie que llegó a tener importancia internacional tuvo durante el período 1989-1992 (Grimmet y Jones, 1989; Viada, 1998; Martí y Del Moral, 2003). Algo similar ocurre con *Anas penelope* que muestra una fuerte tendencia positiva a nivel gallego, y sin



embargo, es negativa en la ría de Ribadeo; como en el caso de *A. acuta* se ha perdido una de los mejores humedales para la especie en España (Martí y Del Moral, 2003). *A. platyrhynchos* mostró una tendencia negativa en Ribadeo, Foz y Cospeito aunque esto no se corresponde con la tendencia de la especie en Galicia y en España. El hecho de que las tendencias a nivel local sean de signo contrario a las tendencias que muestran esas mismas especies a escalas geográficas mayores sugiere que los factores locales podrían ser los causantes de la disminución observada.

*Aythya ferina* presentó una tendencia negativa en Ribadeo al igual que en Galicia, España y Europa por este motivo posiblemente los factores influyentes en el declive no son solamente locales. Finalmente, *Fulica atra* mostró una tendencia negativa en Ribadeo y Sobrado y un fuerte declive en Galicia por lo que al igual que en el caso de *A. ferina* estén actuando factores no solamente locales.

El hecho de que aumenten más las discrepancias entre las tendencias locales y las supralocales al aumentar la escala geográfica indicaría que los factores que marcan las tendencias a grandes escalas ejercen, hasta cierto punto, menos influencia sobre las tendencias a nivel local que los factores a menor escala.

#### *Cambios en las localidades de estudio*

La laguna de Cospeito mostró una tendencia negativa en la abundancia total de aves invernantes que estuvo marcada por el descenso en el número de anátidas y en especial de *Anas platyrhynchos*. El hecho de que en la cercana laguna de Bardancos y en Galicia las tendencias de *Anas platyrhynchos* fueron positivas y muy significativas, refuerza la hipótesis de una alteración a escala local. La restauración llevada a cabo en Cospeito a pesar de aumentar la superficie de la laguna, no ha supuesto un incremento

de las anátidas invernantes, que incluso disminuyeron y su tendencia fue negativa después de la restauración. En cambio en la cercana laguna de Bardancos las obras de restauración han tenido un efecto positivo para las aves acuáticas ya que fue colonizada casi de inmediato tras su restauración.

En la laguna de Sobrado únicamente *Fulica atra* mostró una tendencia negativa que podría ser debida a factores supralocales. Aunque la población invernante en España es estable y en Europa muestra un ligero incremento, en Galicia muestra un fuerte declive y dos terceras partes del contingente invernante en Galicia se encuentran afectadas por tendencias claramente regresivas (De Souza y Lorenzo, 2003).

Algunas evidencias sugieren que los cambios en la superficie ocupada por las praderas de *Zostera* spp. han podido influir en el número de aves acuáticas. En la ría de Foz la construcción del espigón que cierra la ría en los años 1986 a 1988, creó condiciones más resguardadas en el interior, provocando un enriquecimiento en materia orgánica y en pelitas en el teso arenoso contribuyendo a la proliferación de *Zostera noltii* de modo que la superficie ocupada por esta fanerógama ha pasado de 12.000 a 200.000 m<sup>2</sup> en el período 1987-1994. El aumento de *Zostera noltii* ha podido incrementar la capacidad de acogida de Foz para *Anas penelope* y otras anátidas por su importancia en la alimentación de estas aves en los estuarios. Por otra parte también ha aumentando en la ría la cantidad de *Littorina littorea*, *Hydrobia ulvae* y *Carcinus maenas* (Castellanos *et al.*, 2003; Hernández-Vega *et al.*, 2005), que son presas importantes para *N. arquata* (Cramp y Simmons, 1983) especie que ha mostrado una tendencia positiva en la ría.

Ribadeo mostró una tendencia negativa en la abundancia de aves invernantes debida al descenso de las anátidas y de *Fulica atra* a finales de la década de los 80 y principios de la década de los 90 con una gran sincronía en el declive de las especies: *Aythya ferina* (1987), *Anas acuta* (1991), *A. penelope* (1992), *A. platyrhynchos* (1990) y *Fulica atra* (1990). Este declive contrasta con la tendencia positiva experimentada por las limícolas y las ardeidas. Entre 1990 y 2005 la superficie de las praderas de *Zostera* spp. disminuyó de 140 a 102 ha debido principalmente a la reducción de 40 a 8 ha de la pradera mixta de *Z. noltii*-*Z. marina* situada en la ensenada de la Linera. (De Paz *et al.*, 2008b). La disminución de la *Zostera* spp. puede haber tenido diferentes causas. En primer lugar, a finales de los 80 y principios de los 90 se instalaron los cultivos de ostra del Pacífico (*Crassostrea gigas*) y almeja japonesa (*Ruditapes philippinarum*) sobre la pradera de *Zostera* spp., eliminándose ésta para la colocación de las rejillas sobre la que se sitúan las ostras, principalmente en la ensenada de la Linera. En segundo lugar, entre los años 1991 y 1992 se construyó el nuevo puerto de Porcillán en Ribadeo y se drenaron regularmente los canales de navegación para el acceso al astillero situado en Figueiras (De Paz *et al.*, 2008a). Finalmente, entre los años 1983 y 1987 se construyó el puente de los Santos que atraviesa la boca de la ría. Se admite generalmente que el desarrollo costero es uno de los factores antropogénicos que afecta negativamente a las praderas de fanerógamas (Castellanos *et al.*, 2003 y referencias allí citadas). *Anas acuta*, *A. penelope* y *Fulica atra* son fundamentalmente fitófagos y, en menor medida *Anas platyrhynchos*, para estas especies *Zostera noltii* puede ser importante en la dieta invernal (Cramp y Simmons, 1977, 1980; Jacobs *et al.*, 1981; Tubbs y Tubbs, 1983; Campredon, 1984; del Hoyo *et al.*, 1992; Plus *et al.*, 2010). La eliminación de las 32 ha

de *Zostera* spp. en la ensenada de la Linera a finales de los 80 y principios de los 90 coincide en el tiempo con el comienzo del declive de las anátidas y *F. atra*. Esta disminución de la superficie de las praderas de *Zostera* spp. podría explicar la disminución de las aves acuáticas fitófagas ocurrida en Ribadeo debido a la disminución de su recurso alimenticio principal que no afectaría lógicamente a ardeidas y limícolas con una dieta animal (Cramp y Simmons, 1977; 1980; 1983). Aunque la superficie de *Zostera* en Ribadeo se redujo un 27% su efecto limitante podría ser mayor. La destrucción de las zonas más elevadas del intermareal en un estuario reduce, además del área, el tiempo de alimentación disponible para todas las aves ya que el alimento permanece accesible durante menos tiempo. Las pérdidas de hábitat que implican pérdidas de recursos alimentarios provocando alteraciones de las poblaciones de aves invernantes ya han sido documentadas (Evans, 1979; Laursen *et al.*, 1983; Goss-Custard y Moser, 1988) así como el efecto negativo de las explotaciones de acuicultura (Kelly *et al.*, 1996; Godet *et al.*, 2009).

La situación de Ribadeo y Cospeito como lugares de invernada de aves acuáticas es preocupante: en Ribadeo han desaparecido totalmente *F. atra* y *A. ferina* y ha perdido la importancia internacional que tuvo para *A. acuta*. Por su parte Cospeito muestra una tendencia negativa de las anátidas. Ribadeo junto con las marismas de Santoña son los lugares más importantes para la invernada de aves acuáticas en el Cantábrico. La laguna de Cospeito es el humedal natural más importante del interior de Galicia para las acuáticas.

*Efecto de la temperatura y la caza*

La temperatura invernal se destaca como un importante factor en la invernada de aves acuáticas (Ridgill y Fox, 1990). En general el número de acuáticas invernantes es mayor en los inviernos más crudos y este efecto es particularmente intenso durante las olas de frío. Sin embargo, si exceptuamos a *Vanellus vanellus* y *Anas crecca* estas olas de frío no parecen haber tenido una influencia relevante sobre las tendencias mostradas por las poblaciones de aves acuáticas invernantes de los humedales estudiados. *V. vanellus* sufre grandes variaciones numéricas en la invernada provocados por las olas de frío (Cramp y Simmons, 1983; De Souza y Lorenzo, 2003 y referencias allí contenidas). *Anas crecca* también sufre fuertes variaciones interanuales en el número de aves invernantes que son reflejo de sus movimientos en respuesta a las olas de frío, aunque éstas sean breves y de baja intensidad (Cramp y Simmons, 1977; De Souza y Lorenzo, 2003 y referencias allí contenidas).

La caza es un factor limitante fundamental en la abundancia de aves acuáticas invernantes. De Souza y Lorenzo (1991) comprobaron que la diferencia en el tamaño de las poblaciones invernantes antes y después de la caza era extremadamente significativa al analizar 17 lugares en Galicia. La eliminación de la caza debería reflejar una tendencia muy rápida y general al alza para todas las especies en todos los lugares, por lo menos inicialmente (Madsen y Fox, 1995), lo cual coincide con lo observado en el área de estudio. La declaración de Refugios de Caza ha sido muy importante pero no es suficiente para la conservación de los espacios y de sus aves. Un buen ejemplo es el caso de Ribadeo que además de ser Refugio de Caza y ser declarado ZEPA y zona Ramsar ha sufrido un fuerte declive en sus especies más representativas.

Los censos de aves acuáticas invernantes son una herramienta que nos puede alertar de cambios en los humedales pero, es obvio que deben de darse a conocer a la comunidad científica y la administración gallega no los publica desde el año 1993. Este estudio sugiere que el peso de los factores humanos en las tendencias de las aves acuáticas invernantes podría ser muy grande. Los datos obtenidos sugieren que la construcción de infraestructuras produjo impactos negativos en la ría de Ribadeo mientras que en la ría de Foz fueron positivos. Por ello es absolutamente necesaria una evaluación correcta del impacto de cualquier infraestructura o nueva actividad que se lleve a cabo en los humedales. Además, como muestra el ejemplo de Cospeito, en cualquier práctica de gestión de los humedales debe evaluarse específicamente si los objetivos han sido cumplidos. En este sentido quiero destacar dos aspectos concretos. En el caso de la ría de Ribadeo es necesario evaluar el estado actual de las praderas de *Zostera* spp. y la posibilidad de aumentar su superficie con medidas de restauración del hábitat y de reintroducción de *Zostera* spp., tal y como se ha planteado en otros lugares (Martins *et al.*, 2005; Orth *et al.*, 2009; Van Katwijk *et al.*, 2009). En el caso de Cospeito se precisa de un estudio de los factores que están influyendo en el declive de las anátidas y, en especial, del declive de *A. platyrhynchos*.

### *Conclusiones*

- De todas las especies analizadas *Anas acuta*, *A. penelope*, *A. platyrhynchos*, *Aythya ferina* y *Fulica atra* muestran una tendencia negativa en el número de efectivos invernantes en las localidades estudiadas.

- Las anátidas mostraron una tendencia negativa en la ría de Ribadeo y la laguna de Cospeito. Por el contrario las tendencias de las anátidas en la ría de Foz y las lagunas de Bardancos y Sobrado fueron positivas.
- Las limícolas mostraron una tendencia positiva en la rías de Ribadeo y de Foz.
- La comparación de las tendencias locales con las de escalas geográficas mayores sugieren que los factores locales pueden ser importantes para explicar los cambios en el número de aves acuáticas invernantes en las últimas décadas.
- La abundancia total mostró una tendencia negativa en Ribadeo y Cospeito mientras que fue positiva en Foz, Sobrado y Bardancos.
- La tendencia de la riqueza de especies fue positiva en Foz, Ribadeo y Cospeito permaneciendo estable en Sobrado y Bardancos.
- Las obras de restauración de la laguna de Cospeito no se ha traducido en un aumento del número de aves acuáticas invernantes.
- La temperatura no pareció tener gran influencia en el número de aves acuáticas invernantes exceptuando a *Anas crecca* y *Vanellus vanellus*.
- La prohibición de la caza ha sido un factor determinante en las tendencias positivas de los lugares estudiados.





## **6. Resumen**



## **Resumen**

A partir de los censos invernales de aves acuáticas se analizaron las tendencias poblacionales de las aves invernantes en 5 humedales en el noreste de Galicia, tratando de determinar los factores que actuaron sobre ellas. Las especies que mostraron tendencias negativas importantes fueron *Anas acuta*, *A. penelope*, *A. platyrhynchos*, *Aythya ferina* y *Fulica atra*. La ría de Ribadeo y la laguna de Cospeito mostraron una tendencia negativa y muy significativa para las anátidas. Las tendencias del grupo de las limícolas fueron positivas en la ría de Foz y de Ribadeo. La divergencia entre las tendencias específicas locales y las supralocales fue mayor al aumentar la escala geográfica por lo que los factores locales son más importantes que los que actúan a una escala mayor. La abundancia mostró una tendencia positiva en la ría de Foz y las lagunas de Bardancos y Sobrado, por el contrario en la ría de Ribadeo y la laguna de Cospeito la tendencia fue negativa. En Ribadeo, Foz y Cospeito la riqueza de especies mostró una tendencia positiva mientras que en Sobrado y Bardancos fue estable. La caza fue un factor muy importante ya que el número de aves acuáticas invernantes aumentó considerablemente tras la prohibición de la caza. La temperatura invernal en la posible zona de origen de las aves acuáticas invernantes no pareció tener gran influencia excepto en el caso de *Vanellus vanellus* y *Anas crecca*.



## **7. Referencias**



## Referencias

- Alberto, L.J. y Velasco, T. (1988). Limícolas invernantes en España. En J.L. Tellería (ed.): *Invernada de Aves en la Península Ibérica*, págs. 71-78. Monografías de la S.E.O., nº 1, Madrid.
- Alerstam, T. (1993). *Bird Migration*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Araújo, J. (1978). El censo español de aves acuáticas de enero de 1975. *Ardeola*, 24: 121-205.
- Araújo, J. y García-Rúa, A.E. (1974). El censo español de limícolas de enero de 1973. *Ardeola*, 20(1): 151-159.
- Atkinson, P.W., Austin, G.E., Rehfisch, M.M., Baker, H., Cranswick, P., Kershaw, M., Robinson, J., Langston, R.H. W., Stroud, D.A., Van Turnhout, C. y Maclean, M.D. (2006). Identifying declines in waterbirds: the effects of missing data, population variability and count period on the interpretation of long-term survey data. *Biological Conservation*, 130: 549–559.
- Bernis, F. (1966). *Migración en aves. Tratado teórico y práctico*. Publicaciones SEO. Madrid.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. y Hill, D.A. (1992). *Bird Census Techniques*. Academic Press, London.
- BirdLife International. (2004). *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12).
- Blew, J., Günther, K., Laursen, K., Van Roomen, M., Südbeck, P., Eskildsen, K., Potel, P. y Rösner, H.-U. (2005). Overview of Numbers and Trends of Migratory Waterbirds in the Wadden Sea 1980-2000. En J. Blew y P. Südbeck (eds.): *Migratory Waterbirds in the Wadden Sea 1980-2000*, págs: 7-148. Wadden Sea Ecosystem No. 20. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven, Germany.
- Callejo, A. (coord.) (1987). *Censo invernal das aves acuáticas en Galicia. Ano 1987*. Xunta de Galicia, Consellería de Agricultura, Santiago de Compostela.

- Callejo, A. (coord.) (1990). *Censo invernal de aves acuáticas en Galicia. Anos 1988-1989*. Xunta de Galicia, Consellería de Agricultura, Santiago de Compostela.
- Callejo, A. (coord.) (1992). *Censo invernal de aves acuáticas en Galicia. Anos 1990-1991*. Xunta de Galicia, Consellería de Agricultura, Santiago de Compostela.
- Callejo, A. (coord.) (1993). *Censo invernal de aves acuáticas en Galicia. Anos 1992-1993*. Xunta de Galicia, Consellería de Agricultura, Santiago de Compostela.
- Campredon, P. (1984). Régime alimentaire du Canard siffleur pendant son hivernage en Camargue. *L'Oiseau et R.F.O.*, 54: 189-200.
- Castellanos, C., Hernández-Vega, S. y Junoy, J. (2003). Cambios bentónicos en la ría de Foz (Lugo) (noroeste de España) tras la construcción de un espigón. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 19 (1-4): 205-217.
- Castro, J. y Castro, X.C. (1990). *As lagoas de Cospeito. Introducción ó estudio dun humidal*. Diputación Provincial de Lugo.
- Cirujano, S., Velayos, M., Castilla, F. y Gil, M. (1992). *Criterios botánicos para la valoración de las lagunas y humedales españoles (Península Ibérica y las Islas Baleares)*. ICONA, Colección Técnica, Madrid.
- Cox, G.W. (1985). The evolution of avian migration systems between temperate and tropical regions of the New World. *The American Naturalist*, 126: 451-474.
- Cramp, S. y Simmons, K.E.L. (eds.) (1977). *The Birds of the Western Palearctic. Vol. I: Ostrich to Ducks*. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S. y Simmons, K.E.L. (eds.) (1980). *The Birds of the Western Palearctic. Vol. II: Hawks to Bustards*. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S. y Simmons, K.E.L. (eds.) (1983). *The Birds of the Western Palearctic. Vol. III: Waders to Gulls*. Oxford University Press, Oxford.
- Davis, P. y Moss, D. (1984). *Spartina* and waders - the Dyfi Estuary. En P. Doody (ed.): *Spartina anglica in Great Britain*, págs. 37-40. Focus on nature conservation no. 5, Nature Conservancy Council, Attingham.
- De Paz, L., Neto, J.M., Marques, J.C. y Laborda, A.J. (2008a). Response of intertidal macrobenthic communities to long term human induced changes in the Eo estuary (Asturias, Spain): implications for environmental management. *Marine Environmental Research*, 66: 288-299



- De Paz, L., Patrício J., Marques, J.C., Borja, A. y Laborda, A.J. (2008b). Ecological status assessment in the lower Eo estuary (Spain). The challenge of habitat heterogeneity integration: A benthic perspective. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1275–1283.
- De Souza, J.A. y Lorenzo, M. (1991). Fluctuaciones poblacionales, importancia de las localidades y factores influyentes en los patos y fochas invernantes en Galicia. En A. Fernández-Cordeiro y J. Domínguez (eds.): *Actas do Primeiro Congreso Galego de Ornitología*, págs. 35-67. Cursos e Congresos da Universidade de Santiago de Compostela, nº 66, Santiago de Compostela.
- De Souza, J.A. y Lorenzo, M. (2003). *Aves acuáticas invernantes y humedales en Galicia: un análisis de los censos de enero 1987-1999*. Xunta de Galicia, Consellería de Medio Ambiente. Informe inédito.
- Deceuninck, B. y Maheo, R. (2000). *Synthesis of counts and trend analyses of wintering waders in France 1978-1999*. Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) (BirdLife France), Wetlands International, Wageningen, NL.
- Del Hoyo, J., Elliott, A. y Sargatal, J. (eds.). (1992). *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 1. Ostrich to Ducks. Lynx Edicions, Barcelona.
- Delany, S., Reyes, R., Hubert, E., Pihl, S., Rees, E., Haanstra, L. y Van Strien, A. (1999). *Results from the international waterbird census in the Western Palearctic and Southwest Asia 1995 and 1996*. Wetlands International Publication No. 54, Wageningen, NL.
- Diego, J.A. (1988). Diez años de censos de aves acuáticas invernantes en Asturias (1978-1987). *Asturnatura*, 7(2): 1-18.
- Dolz, J.C. y Gómez, J.A. (1988). Las anátidas y fochas invernantes en España. En J. L. Tellería (ed.): *Invernada de Aves en la Península Ibérica*, págs. 55-69. Monografías de la S.E.O., nº 1, Madrid.
- Domínguez, J. y Maneiro, J.C. (1991). Comentarios acerca de la metodología de censo de limícolas en las rías gallegas. En A. Fernández-Cordeiro y J. Domínguez (eds.): *Actas do Primeiro Congreso Galego de Ornitología*, págs. 99-107. Cursos e Congresos da Universidade de Santiago de Compostela, nº 66, Santiago de Compostela.

- Dugan, P.J., Evans, P.R., Goodyear, L.R. y Davidson, N. C. (1981). Winter fat reserves in shorebirds: disturbance of regulated levels by severe weather conditions. *Ibis* 123: 359-363.
- Evans, P.R. (1979). Reclamation of intertidal land: some effects on Shelduck and wader populations in the Tees Estuary. *Verj. orn. Ges. Bayern*, 23: 147-168.
- Fox, A.D. y Madsen, J. (1997). Behavioural and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe: implications for refuge design. *J. Appl. Ecol.*, 34: 1-13.
- Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. y Jarvis, P.J. (1993). Can birds be used to monitor the environment? En R. W. Furness y J. J. D. Greenwood (eds.): *Birds as monitors of environmental change*, págs. 1-41. Chapman & Hall, London.
- García-Bobadilla, F., Lago, J.M., Juliani, C., Callejo, A., Ramil, P. y Izco, J. (coord.) (2002). *Humedales de Galicia*. Dirección Xeral de Conservación da Natureza. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia.
- Gill, J.A., Norris, K., Potts, P.M., Gunnarsson, T.G., Atkinson, P.W. y Sutherland, W.J. (2001). The buffer effect and large-scale population regulation in migratory birds. *Nature*, 412: 436-438.
- Godet, L., Toupoint, N., Fournier, J., Le Mao, P., Retière, C. y Olivier, F. (2009). Clam farmers and Oystercatchers: Effects of the degradation of *Lanice conchilega* beds by shellfish farming on the spatial distribution of shorebirds. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 589–595.
- Goss-Custard, J.D. y Moser, M.E. (1988). Rates of change in the numbers of Dunlin wintering in British estuaries in relation to the spread of *Spartina anglica*. *J. Appl. Ecol.*, 25: 95-109.
- Gotelli, N. y Ellison, A.M. (2004). *A primer of ecological statistics*. Sinauer Associates, Sunderland.
- Green, A.J. y Figuerola, J. (2003). Aves acuáticas como bioindicadores en los humedales. En M. Paracuellos (ed.): *Ecología, manejo y conservación de los humedales*, págs. 47-60. Colección Actas, 49. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación de Almería). Almería.

- Greenwood, J.J.D. y Gibbons, D. (2008). Why counting is so important and where to start. En P. Vorisek, A. Klvanova, S. Wotton y R.D. Gregory (Eds.): *A Best Practice Guide for Wild Bird Monitoring Schemes*, págs. 10-20. JAVA Trebon. República Checa.
- Grimmet, R.F.A. y Jones, T.A. (1989). *Important bird areas in Europe*. ICBP Technical Publication No. 9, Cambridge.
- Hernández-Vega, S., Castellanos, C. y Junoy, J. (2005). Cartography of the surface sediments of the Ría de Foz (Lugo, Northwest Spain) after the Construction of a jetty. *Thalassas*, 21(2): 83-92.
- Jacobs, R.P.W. M., den Hartog, C., Braster, B.F. y Carriere, F.C. (1981). Grazing of the seagrass *Zostera noltii* by birds at Terschelling (Dutch Wadden Sea). *Aquatic Botany*, 10: 241-259.
- Kelly, J.P., Evens, J.G., Stallcup, R.W. y Wimpfheimer, D. (1996). The effects of aquaculture on habitat use by wintering shorebirds. *California Fish and Game*, 82(4): 160-174.
- Laursen, K., Gram, I. y Alberto, L.J. (1983). Short-term effect of reclamation on numbers and distribution of waterfowl at Hojer, Danish Wadden Sea. *Proceedings of the Third Nordic Congress of Ornithology*, págs. 97-118.
- Madsen, J. (1995). Impacts of disturbance on migratory waterfowl. *Ibis*, 137 (Suppl. 1): S67-S74.
- Madsen, J. (1998a). Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. I. Baseline assessment of the disturbance effects of recreational activities. *Journal of Applied Ecology*, 35: 386-397.
- Madsen, J. (1998b). Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. II. Tests of hunting disturbance effects. *Journal of Applied Ecology*, 35: 398-417.
- Madsen, J. y Fox, A.D. (1995). Impacts of hunting disturbance on waterbirds - a review. *Wildlife Biology* 1: 193-207.
- Martí, R. y Del Moral, J.C. (Eds.). (2003). *La invernada de aves acuáticas en España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. Ed.

- Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Martins, I., Neto, J.M., Fontes, M.G., Marques, J.C. y Pardal, M.A. (2005). Seasonal variation in short-term survival of *Zostera noltii* transplants in a declining meadow in Portugal. *Aquatic Botany*, 82: 132-142.
- Meteored.com. (2010). Consultado el 15/05/2010 en WWW: <http://clima.meteored.com/clima-en-Europa-Espana-SP.html>
- Moser, M.E. (1988). Limits to the numbers of Grey Plover *Pluvialis squatarola* wintering on British estuaries: an analyses of long-term population trends. *J. Appl. Ecol.*, 25: 473-486.
- Newton, I. (1998). *Population Limitation in Birds*. Academic Press. London.
- Newton, I. (2008). *The Migration Ecology of Birds*. Academic Press. Amsterdam.
- Orth, R. J., Marion, S.R., Granger, S. y Traber, M. (2009). Evaluation of a mechanical seed planter for transplanting *Zostera marina* (eelgrass) seeds. *Aquatic Botany*, 90: 204–208.
- Owen, M. y Black, J.M. (1990). *Waterfowl Ecology*. Blackie. Glasgow.
- Pannekoek, J. y Van Strien, A. (2001). *TRIM 3.2 Manual (Trends & Indices for Monitoring Data)*. Statistics Netherlands, Voorburg.
- Pannekoek, J., Van Strien, A. J. y Gmelig A.W. (2005). TRIM version 3.54. Statistics Netherlands.
- Percival, S.M., Sutherland, W.J. y Evans, P.R. (1998). Intertidal habitat loss and wildfowl numbers: applications of a spatial depletion model. *Journal of Applied Ecology* **35**, 57-63.
- Plus, M., Dalloyau, S., Trut, G., Auby, I., de Montaudouin X., Emery E., Noel C. y Viala C. (2010). Long-term evolution (1988-2008) of *Zostera* spp. meadows in Arcachon Bay (Bay of Biscay), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 87(2): 357-366.
- Ponsero, A., Le Mao P., Yesou, P., Allain, J. y Vidal, J. (2009). Eutrophisation littorale et conservation de l'avifaune aquatique: le cas de la Bernache cravant (*Branta bernicla bernicla*) hivernant en baie de Saint-Brieuc. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, 64: 157-170.

- Quinn, G.P. y Keough, M. (2003). *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Ramil-Rego, P. y Domínguez, J. (coord.). (2006). *A lagoa de Cospeito*. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemente Sostible. Xunta de Galicia.
- Ridgill, S.C. y Fox, A.D. (1990). *Cold weather movements of waterfowl in Western Europe*. IWRB Special Publication No. 13, Slimbridge.
- Rodgers, J.A. y Schwikert, S.T. (2002). Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. *Conservation Biology*, 16: 216-224.
- Rose, P.M. y Scott, D.A. (1997). *Waterfowl Population Estimates*. Wetlands International Publication No. 44. Wageningen.
- Rönka, M.T.H., Saari, C.L.V., Lehikoinen, E.A., Suomela, J. y Hakkila, K. (2005). Environmental changes and population trends of breeding waterfowl in northern Baltic Sea. *Ann. Zool. Fennici*, 42: 587-602.
- Salaverri, L.J. (2009). O paso migratorio postnupcial do cullereiro *Platalea leucorodia* na ría de Foz. *A Carriza*, 4(1): 17-30.
- Smit, C.J. (1989). Perspectives in using shorebird counts for assessing long-term changes in wader numbers in the Wadden Sea. *Helgoländer Meeresunters.*, 43: 367-383.
- Santamaría, X.M. (1998). A lagoa de Sobrado: Un proxecto de educación ambiental. *Revista Galega do Ensino*, 21: 157-170.
- Silva, J.P., Phillips, L., Jones, W., Eldridge, J. y O'Hara, E. (2007). *LIFE and Europe's Wetlands: Restoring a vital ecosystem*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburgo.
- Suter, W. (1995). Are Cormorants *Phalacrocorax carbo* wintering in Switzerland approaching carrying capacity? An analysis of increase patterns and habitat choice. *Ardea*, 83(1): 255-266.
- Svensson, L., Mullarney, K. y Zetterström, D. (2009). *Collins Bird Guide*. HarperCollins, London.
- Tellería, J.L. (1986). *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Raíces, Madrid.

- Tellería, L.J. (1988). Caracteres generales de la invernada de aves en la Península Ibérica. En J.L. Tellería (ed.): *Invernada de Aves en la Península Ibérica*, págs. 13-22. Monografías de la S.E.O., nº 1, Madrid.
- Ter Braak, C.J.F., Van Strien, A.J., Meijer, R. y Verstrael, T.J. (1994). Analysis of monitoring data with many missing values: which method? En E. J. M. Hagemeyer y T. J. Verstrael (eds.): *Bird Numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects*, págs. 663-673. Proceedings 12th International Conference of IBCC and EOAC, Noordwijkerhout, The Netherlands. Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON, Beek-Ubbergen.
- Thomas, L. (1996). Monitoring long-term population change: why are there so many analysis methods? *Ecology*, 77: 49-58.
- Tubbs, C.R. y Tubbs, J.M. (1983). The distribution of *Zostera* and its exploitation by wildfowl in the Solent, southern England. *Aquatic Botany*, 15: 223-239.
- Tucker, G.M. y Evans, M.I. (comp.) (1997). *Habitats for birds in Europe: A conservation strategy for the wider environment*. BirdLife Conservation Series no. 6, Cambridge.
- Underhill, L. y Gibbons, D. (2002). Mapping and monitoring bird populations: their conservation uses. En Norris, K. y Pain, D. (Eds.): *Conserving Bird Biodiversity. General principles and their application*, págs. 34-60. Cambridge University Press. Cambridge.
- Underhill, L.G. y Prys-Jones, R.P. (1994). Index numbers for waterbird populations. I. Review and methodology. *Journal of Applied Ecology*, 31: 463-480.
- Van Der Meer, J., Duin, R.N.M. y Meininger, P.L. (1996). Statistical analysis of long-term monthly Oystercatcher *Haematopus ostralegus* counts. *Ardea*, 84A: 39-55.
- Van Katwijk, M.M., Bos, A.R., de Jonge, V.N., Hanssen, L.S.A.M., Hermus, D.C.R. y de Jong, D.J. (2009) Guidelines for seagrass restoration: Importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 179-188.
- Van Strien, A.J., Hagemeyer, E.J.M. y Verstrael, T.J. (1994). Estimating the probability of detecting trends in breeding birds: often overlooked but necessary. En: E.J.M.

- Hagemeijer y T.J. Verstrael (eds.): *Bird Numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects*, págs. 525-531. Proceedings of the 12th International Conference of IBCC and EOAC, Noordwijkerhout, The Netherlands. Statistics Netherlands, Voorburg, Heerlen & SOVON, Beek-Ubbergen.
- Van Strien, A., Pannekoek, J. y Gibbons, D.W. (2001). Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: a trial of a new method. *Bird Study*, 48, 200-213.
- Varela, R. (1978). *Aportaciones al estudio florístico y ecológico de la laguna de Sobrado de los Monjes (La Coruña)*. Memoria de Licenciatura, Universidad de Santiago, Santiago de Compostela.
- Viada, C. (ed.) (1998). *Áreas Importantes para las Aves en España*. 2ª edición. Monografía nº 5. SEO/BirdLife, Madrid.
- Wetlands International (2002). *Waterbird Population Estimates*. Third Edition. Wetlands International Global Series No. 12, Wageningen, The Netherlands.
- Xunta de Galicia (2010a). ZEPVN-LIC/Ría de Foz-Masma. Consultado el 04/04/2010 en WWW: [http://medioambiente.xunta.es/espazosNaturais/detalleespazo.jsp?COD\\_ESPAZO=58&ID\\_CATEGORIA=6](http://medioambiente.xunta.es/espazosNaturais/detalleespazo.jsp?COD_ESPAZO=58&ID_CATEGORIA=6)
- Xunta de Galicia (2010b). ZEPVN-LIC/Río Eo. Consultado el 04/04/2010 en WWW: [http://medioambiente.xunta.es/espazosNaturais/resumoespazo.jsp?COD\\_ESPAZO=63&ID\\_CATEGORIA=6](http://medioambiente.xunta.es/espazosNaturais/resumoespazo.jsp?COD_ESPAZO=63&ID_CATEGORIA=6)
- Xunta de Galicia (2010c). ZEPVN-LIC/Parga-Ladra-Támoga. Consultado el 04/04/2010 en WWW: [http://medioambiente.xunta.es/espazosNaturais/resumoespazo.jsp?COD\\_ESPAZO=52&ID\\_CATEGORIA=6](http://medioambiente.xunta.es/espazosNaturais/resumoespazo.jsp?COD_ESPAZO=52&ID_CATEGORIA=6)
- Zar, J.H. (2008). *Biostatistical Analysis*. Dorling Kindersley, New Delhi.
- Zydelis, R., Esler, D., Kirk, M., y Boyd, W.S. (2009). Effects of off-bottom shellfish aquaculture on winter habitat use by molluscivorous sea ducks. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19(1): 34-42.





## **8. Apéndices**



Tendencias acuáticas NE de Galicia

Período total						
	n	%	Media ± d.t.	Rango	Riqueza	Diversidad media (rango)
<b>Ría de Foz</b>						
Total	28	–	695 ± 418	0 - 1.695	51	1,95 (0 - 2,51)
Anátidas	30	15	197 ± 133	0 - 461	18	–
Limícolas	29	32	436 ± 311	0 - 1.186	19	–
Ardeidas	27	2	21 ± 23	0 - 48	3	–
<i>Anas crecca</i>	30	3	39 ± 50	0 - 181	–	–
<i>Anas penelope</i>	30	3	36 ± 38	0 - 142	–	–
<i>Anas platyrhynchos</i>	30	9	118 ± 83	0 - 277	–	–
<i>Calidris alpina</i>	29	8	109 ± 104	0 - 387	–	–
<i>Limosa lapponica</i>	29	2	30 ± 37	0 - 163	–	–
<i>Numenius arquata</i>	29	7	97 ± 47	0 - 215	–	–
<i>Pluvialis squatarola</i>	29	4	55 ± 37	0 - 117	–	–
<i>Vanellus vanellus</i>	29	8	103 ± 210	0 - 827	–	–
<b>Ría de Ribadeo</b>						
Total	34	–	3.218 ± 1.620	255 - 7.469	60	1,70 (0,76 - 2,22)
Anátidas	37	61	2.389 ± 1.129	220 - 4.985	22	–
Limícolas	34	17	660 ± 800	35 - 3.849	21	–
Ardeidas	34	1	49 ± 34	0 - 121	3	–
<i>Anas acuta</i>	37	9	331 ± 240	1 - 890	–	–
<i>Anas crecca</i>	37	2	87 ± 76	0 - 250	–	–
<i>Anas penelope</i>	37	35	1.469 ± 944	80 - 4.000	–	–
<i>Anas platyrhynchos</i>	37	12	423 ± 290	0 - 1.540	–	–
<i>Aythya ferina</i>	37	2	62 ± 161	0 - 900	–	–
<i>Calidris alpina</i>	34	5	180 ± 174	0 - 735	–	–
<i>Numenius arquata</i>	34	3	120 ± 50	35 - 240	–	–
<i>Vanellus vanellus</i>	34	7	254 ± 654	0 - 3.097	–	–
<i>Fulica atra</i>	36	2	86 ± 110	0 - 420	–	–
<i>Phalacrocorax carbo</i>	34	2	66 ± 43	0 - 145	–	–
<b>Laguna de Sobrado</b>						
Total	27	–	154 ± 94	1 - 308	19	1,25 (0 - 1,89)
Anátidas	27	80	123 ± 86	0 - 297	12	–
<i>Anas crecca</i>	27	44	68 ± 68	0 - 267	–	–
<i>Anas platyrhynchos</i>	27	29	44 ± 29	0 - 93	–	–
<i>Fulica atra</i>	27	11	18 ± 18	0 - 67	–	–
<b>Laguna de Cospeito</b>						
Total	29	–	548 ± 349	4 - 1.303	27	0,96 (0,14 - 1,59)
Anátidas	29	95	519 ± 340	2 - 1.268	14	–
<i>Anas clypeata</i>	29	10	52 ± 52	0 - 173	–	–
<i>Anas crecca</i>	29	33	180 ± 168	0 - 689	–	–
<i>Anas penelope</i>	29	8	42 ± 124	0 - 500	–	–
<i>Anas platyrhynchos</i>	29	43	234 ± 159	2 - 687	–	–
<i>Pluvialis apricaria</i>	29	–	56 ± 145	0 - 764	–	–
<i>Vanellus vanellus</i>	29	–	313 ± 461	0 - 1.876	–	–
<b>Laguna de Bardancos</b>						
Total	22	–	265 ± 126	17 - 545	17	1,22 (0,60 - 1,66)
Anátidas	22	90	239 ± 124	9 - 534	9	–
<i>Anas clypeata</i>	22	10	26 ± 31	0 - 104	–	–
<i>Anas crecca</i>	22	25	67 ± 70	0 - 264	–	–
<i>Anas platyrhynchos</i>	22	49	131 ± 61	9 - 238	–	–

Tendencias acuáticas NE de Galicia

Período con caza					
	n	Media $\pm$ d.t.	Rango	Riqueza	Diversidad media (rango)
<b>Ría de Foz</b>					
Total	7	220 $\pm$ 194	0 - 584	14	0,44 (0 - 0,74)
Anátidas	9	26 $\pm$ 45	0 - 172	3	-
Limícolas	8	182 $\pm$ 196	0 - 568	8	-
Ardeidas	7	4 $\pm$ 3	0 - 8	2	-
<i>Anas crecca</i>	9	0	-	-	-
<i>Anas penelope</i>	9	0	-	-	-
<i>Anas platyrhynchos</i>	9	26 $\pm$ 13	0 - 172	-	-
<i>Calidris alpina</i>	8	44 $\pm$ 87	0 - 240	-	-
<i>Limosa lapponica</i>	8	2 $\pm$ 2	0 - 5	-	-
<i>Numenius arquata</i>	8	91 $\pm$ 83	0 - 215	-	-
<i>Pluvialis squatarola</i>	8	14 $\pm$ 25	0 - 70	-	-
<i>Vanellus vanellus</i>	8	20 $\pm$ 40	0 - 105	-	-
<b>Ría de Ribadeo</b>					
Total	2	1.361 $\pm$ 1.563	255 - 2.466	8	0,87 (0,76 - 0,97)
Anátidas	4	1.772 $\pm$ 1.147	220 - 2.857	5	-
Limícolas	2	64 $\pm$ 47	35 - 101	2	-
Ardeidas	2	3 $\pm$ 4	0 - 5	1	-
<i>Anas acuta</i>	4	49 $\pm$ 62	1 - 140	-	-
<i>Anas crecca</i>	4	0	-	-	-
<i>Anas penelope</i>	4	1.598 $\pm$ 1.162	80 - 2.850	-	-
<i>Anas platyrhynchos</i>	4	64 $\pm$ 73	6 - 150	-	-
<i>Aythya ferina</i>	4	38 $\pm$ 75	0 - 150	-	-
<i>Calidris alpina</i>	2	0	-	-	-
<i>Numenius arquata</i>	2	68 $\pm$ 46	35 - 100	-	-
<i>Vanellus vanellus</i>	2	0	-	-	-
<i>Fulica atra</i>	4	8 $\pm$ 16	0 - 32	-	-
<i>Phalacrocorax carbo</i>	2	0	-	-	-
<b>Laguna de Sobrado</b>					
Total	4	13 $\pm$ 14	1 - 26	7	0,5 (0 - 1,21)
Anátidas	4	4 $\pm$ 9	0 - 17	2	-
<i>Anas crecca</i>	4	0	-	-	-
<i>Anas platyrhynchos</i>	4	3 $\pm$ 5	0 - 10	-	-
<i>Fulica atra</i>	4	3 $\pm$ 5	0 - 10	-	-
<b>Laguna de Cospeito</b>					
Total	5	25 $\pm$ 20	4 - 48	6	0,5 (0,14 - 1,14)
Anátidas	5	17 $\pm$ 16	2 - 41	4	-
<i>Anas clypeata</i>	5	2 $\pm$ 2	2 - 4	-	-
<i>Anas crecca</i>	5	0	-	-	-
<i>Anas penelope</i>	5	1 $\pm$ 2	0 - 5	-	-
<i>Anas platyrhynchos</i>	5	14 $\pm$ 14	2 - 37	-	-
<i>Pluvialis apricaria</i>	5	5 $\pm$ 7	0 - 12	-	-
<i>Vanellus vanellus</i>	5	173 $\pm$ 184	40 - 464	-	-

Tendencias acuáticas NE de Galicia

Período sin caza					
	n	Media ± d.t.	Rango	Riqueza	Diversidad media (rango)
<b>Ría de Foz</b>					
Total	21	853 ± 346	337 - 1695	51	2,15 (1,58 - 2,51)
Anátidas	21	269 ± 86	159 - 461	18	–
Limícolas	21	533 ± 298	112 - 1.186	18	–
Ardeidas	20	27 ± 12	8 - 48	3	–
<i>Anas crecca</i>	21	56 ± 51	0 - 181	–	–
<i>Anas penelope</i>	21	51 ± 37	0 - 181	–	–
<i>Anas platyrhynchos</i>	21	157 ± 79	55 - 277	–	–
<i>Calidris alpina</i>	21	133 ± 102	0 - 387	–	–
<i>Limosa lapponica</i>	21	40 ± 38	6 - 163	–	–
<i>Numenius arquata</i>	21	99 ± 29	46 - 146	–	–
<i>Pluvialis squatarola</i>	21	70 ± 31	0 - 117	–	–
<i>Vanellus vanellus</i>	21	133 ± 237	0 - 827	–	–
<b>Ría de Ribadeo</b>					
Total	32	3.241 ± 1.640	1.428 - 7.469	60	1,73 (1,22 - 2,22)
Anátidas	33	2.407 ± 1.099	220 - 4.985	22	–
Limícolas	33	697 ± 811	69 - 3.849	21	–
Ardeidas	33	52 ± 32	0 - 121	3	–
<i>Anas acuta</i>	33	375 ± 228	50 - 890	–	–
<i>Anas crecca</i>	33	98 ± 73	0 - 250	–	–
<i>Anas penelope</i>	33	1.383 ± 856	450 - 4.000	–	–
<i>Anas platyrhynchos</i>	33	466 ± 281	50 - 1.540	–	–
<i>Aythya ferina</i>	33	61 ± 164	0 - 900	–	–
<i>Calidris alpina</i>	32	191 ± 173	0 - 735	–	–
<i>Numenius arquata</i>	32	124 ± 49	42 - 240	–	–
<i>Vanellus vanellus</i>	32	270 ± 671	0 - 3.097	–	–
<i>Fulica atra</i>	33	91 ± 113	0 - 420	–	–
<i>Phalacrocorax carbo</i>	33	70 ± 40	0 - 145	–	–
<b>Laguna de Sobrado</b>					
Total	23	178 ± 79	48 - 308	19	1,38 (0,51 - 1,89)
Anátidas	23	143 ± 75	32 - 297	12	–
<i>Anas crecca</i>	23	80 ± 67	7 - 267	–	–
<i>Anas platyrhynchos</i>	23	51 ± 24	0 - 10	–	–
<i>Fulica atra</i>	23	20 ± 19	0 - 10	–	–
<b>Laguna de Cospeito</b>					
Total	24	657 ± 277	40 - 1.303	27	1,07 (0,63 - 1,59)
Anátidas	24	624 ± 273	29 - 1.268	14	–
<i>Anas clypeata</i>	24	63 ± 51	0 - 173	–	–
<i>Anas crecca</i>	24	217 ± 161	0 - 689	–	–
<i>Anas penelope</i>	24	51 ± 135	0 - 500	–	–
<i>Anas platyrhynchos</i>	24	280 ± 134	29 - 687	–	–
<i>Pluvialis apricaria</i>	24	66 ± 158	0 - 764	–	–
<i>Vanellus vanellus</i>	24	342 ± 498	0 - 1.876	–	–
<b>Laguna de Bardancos</b>					
Total	22	265 ± 126	17 - 545	17	1,22 (0,60 - 1,66)
Anátidas	22	239 ± 124	9 - 534	–	–
<i>Anas clypeata</i>	22	26 ± 31	0 - 104	–	–
<i>Anas crecca</i>	22	67 ± 70	0 - 264	–	–
<i>Anas platyrhynchos</i>	22	131 ± 61	9 - 238	–	–

