



MBio
Máster en Biodiversidade Terrestre
Caracterización, Conservación e Xestión



UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

MÁSTER EN BIODIVERSIDADE TERRESTRE: CARACTERIZACIÓN,
CONSERVACIÓN E XESTIÓN.

TRABAJO DE FIN DE
MÁSTER

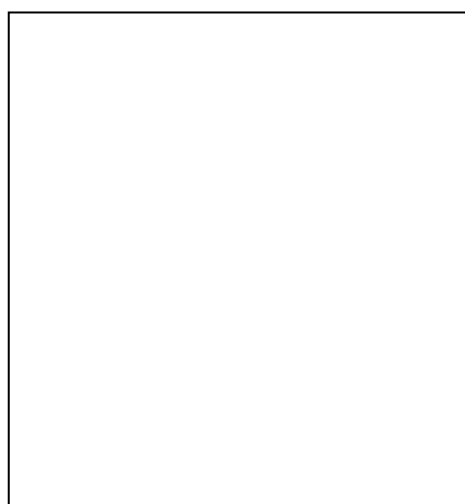
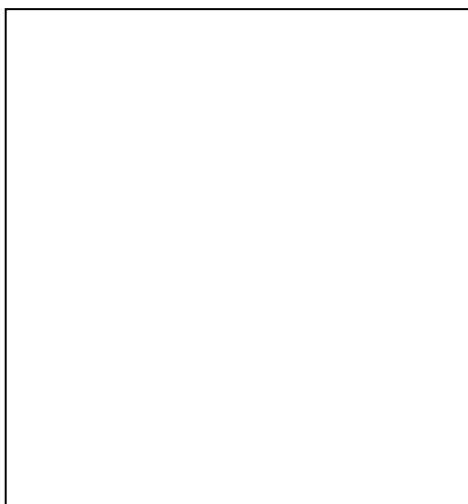
Modelos de distribución de aves invernantes en medios dulceacuícolas de Galicia



Modelos de distribución de aves invernantes en medios dulceacuícolas de Galicia

Universidade de Santiago de Compostela

Visto bueno de Tutor/es:



Noelia Guisande Alonso

Santiago de Compostela, a 3 de setembro de 2021

ÍNDICE

RESUMEN	3
INTRODUCCIÓN	6
OBJETIVOS	10
MATERIAL Y MÉTODOS	10
ÁREA DE ESTUDIO	10
ESPECIES MODELIZADAS	12
VARIABLES AMBIENTALES	12
MODELOS DE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES	15
PREDICCIONES INTERANUALES DE CADA ESPECIE	17
RESULTADOS	17
MODELOS DE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES	17
IMPORTANCIA DE LAS VARIABLES	19
PREDICCIONES INTERANUALES DE CADA ESPECIE	21
DISCUSIÓN	23
CONCLUSIONES	25
BIBLIOGRAFÍA	26

RESUMEN

Durante el periodo de invernada, diferentes especies de aves encuentran en Galicia espacios donde poder descansar y alimentarse, son generalmente en entornos de agua dulce. Sin embargo, a lo largo de los años dichos hábitats han cambiado mucho debido a distintas perturbaciones, lo cual ha modificado a su vez su área de distribución.

Se ha modelizado el área de distribución potencial de cuatro especies vinculadas a medios lóticos gallegos (*Phalacrocorax carbo*, *Gallinula chloropus*, *Cinclus cinclus* y *Motacilla cinerea*) utilizando para ello modelos de distribución de especies (SDMs). Nuestros SDMs fueron calibrados a partir de datos de presencia y ausencia recogidos en el periodo invernal de 2018-2019 y de una serie de variables ambientales de relevancia ecológica para dichas especies. Se usaron 7 algoritmos de modelización del paquete en R “biomod2” estimándose la capacidad predictiva a partir de tres métricas de evaluación. Además, se han hecho predicciones anuales de idoneidad del hábitat, con el fin de determinar los cambios en la distribución potencial de cada especie a lo largo de los últimos 20 años (periodo 2001-2020). Se calibraron modelos individuales y a partir de ellos un modelo de ensamblaje para cada especie.

El valor medio de AUC para los modelos obtenidos fue de $0,83 \pm 0,13$. La sensibilidad y especificidad de ambos tipos de modelos también mostró valores elevados, comprendidos entre $0,73 \pm 0,29$ y $0,82 \pm 0,15$, respectivamente. El modelo de ensamblaje mostró muy buenos resultados para todas las especies, con un valor medio de $0,99 \pm 0,01$ para AUC, $0,93 \pm 0,07$ para TSS y $0,55 \pm 0,09$ para el coeficiente KAPPA. Esto demuestra que los modelos han predicho bien la distribución potencial de las especies en el área de estudio, permitiendo proyecciones interanuales del hábitat. En referencia a la importancia de las variables, la temperatura media del trimestre más húmedo (bio_8), la temperatura media del trimestre más cálido (bio_9) y el índice de posición topográfica (TPI) han sido las que mejor explicaban la distribución de las especies. Las predicciones interanuales muestran una elevada variabilidad de la idoneidad del hábitat entre los años 2001 y 2020 debido a la variación en las condiciones ambientales que determinan la distribución de las especies de estudio.

Los SDMs resultan ser una buena herramienta para la identificación de los hábitats más favorables para las especies, así como para su conservación y gestión, permitiendo el establecimiento de protocolos de seguimiento de sus hábitats.

RESUMO

Durante a tempada de inverno, distintas especies de aves atopan en Galicia espazos onde poder descansar e alimentarse, son polo xeral entornos de auga doce. No obstante, ao longo dos anos, ditos hábitats cambiaron moito por mor das distintas perturbacións, o cal modificou a súa vez o área de distribución.

Modelizouse o área de distribución potencial de catro especies vinculadas a medios lóticos galegos (*Phalacrocorax carbo*, *Gallinula chloropus*, *Cinclus cinclus* e *Motacilla cinerea*) facendo uso de modelos de distribución de especies (SDMs). Os nosos SDMs foron calibrados a partir de datos de presenza e ausencia recollidos no periodo invernal de 2018-2019 e dunha serie de variables ambientais de relevancia ecolóxica para ditas especies. Usáronse 7 algoritmos de modelización do paquete en R “biomod2” estimándose a capacidade predictiva a partir de tres métricas de avaliación. Ademais, fixéronse predicións anuais de idoneidade do hábitat co fin de determinar os cambios na distribución potencial de cada especie ao longo dos últimos 20 anos (periodo 2001-2020). Calibráronse modelos individuais e a partir destes un modelo de ensamblaxe para cada especie.

O valor medio do AUC para os modelos obtidos foi de $0,83 \pm 0,13$. A sensibilidade e especificidade de ambos tipos de modelos tamén amosaron valores elevados, de $0,73 \pm 0,29$ y $0,82 \pm 0,15$, respectivamente. En tódolos casos, o algoritmo SRE é o que mostra peores resultados para tódalas especies. O modelo de ensamblaxe mostrou moi bos resultados para tódalas especies, cun valor medio de $0,99 \pm 0,01$ para AUC, $0,93 \pm 0,07$ para TSS e $0,55 \pm 0,09$ para o coeficiente KAPPA. Os resultados mostran que os modelos predixeron ben a distribución potencial das especies de estudo, o cal vemos reflexado nas proxeccións interanuais do hábitat. En referencia á importancia das variables, a temperatura media do trimestre máis húmedo (bio_8), a temperatura media do trimestre máis cálido (bio_9) e o índice de posición topográfica (TPI) foron as que mejor explicaban a distribución das especies. As predicións interanuais mostran unha elevada variabilidade da idoneidade do hábitat entre os anos 2001 e 2020 debido a variación nas condicións ambientais que determinan a distribución das especies de estudo.

Os SDMs resultan ser unha boa ferramenta para a identificación dos hábitats máis favorables para as especies, así como para a súa conservación e xestión, permitindo o establecemento de protocolos de seguimento remoto dos seus hábitats.

ABSTRACT

During the wintering season, several bird species find in Galicia suitable areas for resting and feeding, often associated with freshwater environments. However, these habitats have severely changed due to different disturbances over the last years, which in turn has modified their distribution area.

The potential distribution area of four species linked to Galician lotic environments has been modeled (*Cinclus cinclus*, *Motacilla cinerea*, *Phalacrocorax carbo* and *Gallinula chloropus*) by using species distribution models (SDM). Our SDMs have been calibrated with presence and absence data collected during the wintering period of 2018-2019 and a set of environmental variables ecologically relevant for each species. We used 7 modeling algorithms available from the R package "biomod2" to predict the potential distributional area. The predictive ability of the models was estimated from three evaluation metrics. In addition, annual predictions of habitat suitability were predicted, allowing us to assess how the potential distribution of each species has changed over time. Individual and ensemble models were obtained for each species from those models with AUC values higher than 0.9.

The mean value of AUC for the models was of 0.83 ± 0.13 . The sensitivity and specificity metrics of both types of models also showed high values, ranging between 0.73 ± 0.29 and 0.82 ± 0.15 , respectively. The ensemble model shows very good results for all species, with a mean value of 0.99 ± 0.01 for AUC, 0.93 ± 0.07 for TSS, and 0.55 ± 0.09 for KAPPA coefficient. These results show that our models have accurately predicted the potential distribution of the species in the study area, allowing interannual projections of their habitats. The variables, the mean temperature of the wettest quarter (bio_8), the mean temperature of the warmest quarter (bio_9) and the topographic position index (TPI) were most important variables to explain the distribution of the target species. Interannual predictions showed a high variability of habitat suitability between the years 2001 and 2020 due to a variation in the environmental conditions driving the distribution of the target species.

The SDMs were found to be a good tool for the identification of the most suitable habitats for the species, as well as for their management and conservation, allowing the development of monitoring protocols of their habitats.

INTRODUCCIÓN

Todos los otoños, después de la época de reproducción, muchas especies de aves se ven obligadas a migrar hacia el sur en busca de un hábitat donde pasar el invierno (Senar et al. 2004). Para numerosas especies Galicia se localiza en su ruta de paso y encuentran aquí un medio favorable donde invernar. Los hábitats seleccionados son, en muchos casos, humedales costeros y continentales, lóticos y lénticos, por características relacionadas con su localización, disponibilidad de recursos tróficos y tranquilidad (Salvaterri-Leiras, 2010).

Cerca de 60 especies de aves acuáticas de distintas procedencias, hibernan regularmente en Galicia, tales como el cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*), la garza real (*Ardea cinerea*), el ánade real (*Anas platyrhynchos*) o la gallineta común (*Gallinula chloropus*). Junto a éstas, hay otras especies no estrictamente consideradas como aves acuáticas (Wetlands International, 2019) como son el mirlo acuático (*Cinclus cinclus*), el martín pescador (*Alcedo atthis*), la lavandera cascadeña (*Motacilla cinerea*), etc. Todas estas especies destacan por su estrecha relación con los medios lóticos (Iglesias et al. 2017).

Los ríos son parte de un sistema complejo, que proporciona una elevada diversidad ambiental y aportan múltiples nichos ecológicos utilizados por distintas especies de aves durante parte o la totalidad de sus ciclos vitales. Esta diversidad incluye desde especies totalmente ligadas al cauce, hasta las que ocupan llanuras aluviales, especies que se localizan en distintos puntos del río y aquellas que lo utilizan como refugio o zona de descanso (Manson et al. 2006; Iglesias et al. 2017).

En distintos estudios se ha evidenciado que la abundancia y riqueza han mostrado tendencias de declive debido a una serie de factores relacionados con la actividad humana (contaminación, fragmentación, introducción de especies invasoras) o con el cambio climático (alteración de los recursos hídricos, alimentarios, aumento de las temperaturas medias, etc.).

Existe un creciente énfasis en la conservación de los ríos en todo el mundo, lo que significa que existe la necesidad de identificar las regiones en las que los ecosistemas ribereños pueden tener una importancia de conservación global (Buckon et al. 2002).

Para conocer e identificar las áreas potencialmente favorables para las especies, se han desarrollado modelos de distribución de especies (SDMs). Los SDMs son herramientas

estadísticas de uso muy frecuente en el campo de la ecología espacial y la biología de la conservación (Friedrichs-Manthey et al. 2020). Se han convertido en un instrumento esencial para el análisis de los patrones espaciales de ocurrencia de especies mediante el uso de Sistemas de Información Geográfica y el desarrollo de técnicas estadísticas aplicadas. Dichos modelos se basan en relaciones estadísticas entre los datos de presencia de la especie (variable dependiente) y distintas variables ambientales (variables independientes), que nos permite obtener predicciones de idoneidad de hábitat en toda el área de distribución potencial de una especie. (Friedrichs-Manthey et al. 2020; Kärcher et al. 2019; Mateo et al. 2011). La proyección de estos modelos fuera del rango de condiciones ambientales de calibración permite mapear la distribución de especies de forma rentable, estandarizada y sistemática en grandes regiones y a alta resolución espacial (Brotons et al. 2004).

Para la creación de estos modelos, se puede hacer uso de datos de presencia o datos de presencia/ausencia, los cuales pueden proceder de distintas fuentes: monitoreo, atlas, bases de datos, etc. Los datos de presencia de la gran mayoría de las especies son generalmente obtenidos de forma oportunista, lo que da como resultado información sobre la distribución de especies que es incompleta para muchas aplicaciones (Elith et al. 2006). Por ello, el uso de datos de presencia/ausencia (generalmente obtenidos a partir de métodos de muestreo estandarizadas y sistemáticos) son más adecuados para la calibración de los modelos y presentan mejores predicciones que los modelos calibrados solo a partir datos de presencias (Brotons et al. 2004) (Fig.1).

En relación con el uso de las variables independientes más usadas en los SDMs, podemos clasificarlas en 3 grupos principales. Por un lado, las variables bioclimáticas, que hacen referencia a las derivadas de los valores de media, máxima, media de temperatura y media de precipitación mensual obtenidos por interpolación espacial de datos de estaciones meteorológicas (Fick, 2017). Representan tendencias anuales y condiciones ambientales extremas o limitantes (CHELSA, 2019), aunque generalmente son agregados en periodos temporales amplios para caracterizar el clima de una región.

Además, a partir de Modelos Digitales de Elevaciones (DEM) se puede obtener una serie de variables relacionadas con la topografía tales como el índice de posición topográfico, dirección del flujo del agua, rugosidad del terreno, aspecto del terreno, altitud

e índice de rugosidad del terreno; información de gran relevancia para caracterizar los medios acuáticos.

Finalmente, otro grupo de variables que pueden ser potencialmente importantes en estos modelos de distribución, aunque mucho menos utilizados, son las variables obtenidas mediante teledetección (Mateo et al. 2011). La teledetección es una técnica de obtención de datos de la superficie terrestre mediante el uso de sensores localizados en plataformas satelitales, que ofrecen información sobre procesos ecológicamente muy relevantes para explicar la distribución de especies, como la productividad primaria neta o la evapotranspiración. (Dauwalter et al. 2017). De hecho, en un estudio reciente, Regos et al. (2020) demostraron que los descriptores de la funcionalidad ecosistémica generados a partir de la teledetección son buenos predictores de la distribución de aves nidificantes, permitiendo mejorar la capacidad predictiva de los SDMs, generalmente calibrados con variables climáticas (Regos et al. 2019; Arenas-Castro et al. 2018).

Los SDMs generan información valiosa sobre el área de distribución potencial de estas especies, lo cual puede ser de interés para la identificación de áreas prioritarias de conservación y aportar información esencial para su gestión. A pesar del gran desarrollo de estas técnicas en ecología y su aplicación en la gestión y conservación de la biodiversidad (Villero et al. 2017), los SDMs aplicados al grupo de las aves invernantes en medios dulceacuícolas son muy escasos.

En este trabajo se han seleccionado cuatro especies de aves invernantes en Galicia: gallineta común, cormorán grande, mirlo acuático y lavandera cascadeña. Todas ellas ligadas a medios lóticos característicos de nuestra comunidad.

La **gallineta común** pertenece al grupo de las aves gruiformes. Es un ave cosmopolita, se distribuye por todas las regiones climáticas, aunque en España resulta escasa en zonas de alta montaña. Tiene preferencia por humedales (lagunas, marismas, estuarios, deltas...), cual sea su estado de conservación, con prevalencia de aguas tranquilas, fondos arenosos y con acceso a bosques de ribera o zonas con abundante vegetación palustre. Se alimenta principalmente de frutos, semillas, hierbas e invertebrados. Es un ave con una gran capacidad de adaptación, no se encuentra amenazada, aunque la desaparición de los humedales o la presencia de especies introducidas pueden ser un problema. A nivel estatal y global se encuentra en la categoría de “Preocupación Menor” (SEO/BirdLife, 2018).

El **cormorán grande** pertenece al gupo de las aves suliformes. Se encuentra distribuida prácticamente por todo el mundo, aunque de forma discontinua. Se considera un ave invernante en España. (SEO/BirdLife, 2018). Ocupa superficies de agua abiertas, tanto costeras como del interior, dulces o saladas, siempre que alberguen buenas poblaciones de peces que le sirvan de sustento (Lekuona, 2000). No presenta problemas, aunque la caza furtiva puede alterar su distribución. A nivel global se encuentra en la categoría de “Preocupación Menor” y, a nivel estatal, dentro de la categoría “De Interés Especial” (SEO/BirdLife, 2018).

El **mirlo acuático** es un ave paseriforme de pequeño tamaño que se distribuye por gran parte del Paleártico en el centro y sur de Europa, así como en el norte de África. En España se distribuye por toda la región cantábrica, Pirineos y Galicia, por el Sistema Central y el Sistema Ibérico (SEO/BirdLife, 2008). Los hábitats potencialmente favorables son ríos de media o alta montaña, con rocas expuestas de aguas rápidas y claras, de buena calidad, donde haya abundancia de invertebrados, de los que se alimenta principalmente (Roché et al. 1993; Santamarina, 1989; Peris et al. 1991). El aumento del deterioro de los caudales de los ríos, así como la contaminación está directamente relacionado con la disminución de su presencia o abundancia (Santamarina, 1995; Peris et al. 1991). A nivel estatal se encuentra dentro de la categoría de “Interés Especial” (SEO/BirdLife, 2018) y a nivel mundial se encuentra en la categoría de “Preocupación Menor” (SEO/BirdLife, 2018).

La **lavandera cascadeña** es un ave paseriforme de pequeño tamaño que se distribuye por gran parte de Europa y norte de África (Buckton et al. 2002) y es migratoria en Asia. En España se distribuye por toda la península e Islas Baleares (SEO/BirdLife, 2018). Es un ave asociada a ecosistemas lóticos, de aguas dulces y rápidas, con fondos rocosos y localizados en zonas de montaña preferentemente. No requiere de aguas limpias dado que es poco sensible a la contaminación (Echegaray, 2005; Peris et al. 1992). Se alimenta principalmente de insectos acuáticos (Santamarina, 1989). No se encuentra amenazada, además es poco sensible a las aguas de baja calidad (Peris et al. 1992). A nivel estatal se encuentra dentro de la categoría de “Interés Especial” (SEO/BirdLife, 2018) y a nivel global se encuentra en la categoría de “Preocupación Menor” (SEO/BirdLife, 2018).

OBJETIVOS

El objetivo fundamental de este trabajo ha sido el de predecir el área de distribución potencial de cuatro especies de aves ligadas a medios lóticos, cormorán grande, gallineta común, mirlo acuático y lavandera cascadeña, utilizando para ello los SDMs creados a partir de variables ambientales seleccionadas *a priori* por su relevancia ecológica. Una vez creados los SDMs, se evaluó la capacidad de cada predictor para explicar la distribución potencial de cada especie. Los modelos fueron posteriormente proyectados bajo las condiciones ambientales de los últimos 20 años para estimar los cambios interanuales en la disponibilidad de hábitat para cada especie dentro de su área de distribución potencial, con el objetivo último de establecer un protocolo de seguimiento de las especies a medida que las imágenes de satélite se van actualizando.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio comprende principalmente ríos de Galicia distribuidos en sus distintas Demarcaciones Hidrográficas (Fig. 1).

La demarcación hidrográfica de Galicia-Costa se extiende por 12.990,92 km²; del territorio gallego, el 44% del total. Ocupa la totalidad de la provincia de A Coruña, la mayor parte de Pontevedra y extensiones menores de Lugo y Ourense (Morote-Segundo, 2019). Es la única cuenca hidrográfica gallega que se localiza dentro de los límites fronterizos de Galicia. Los ríos muestreados fueron: Masma, Ouro, Landro, Grande de Xuvia, Eume, Mandeo, Anllóns, Xallas, Tambre, Ulla, Sar, y Lérez.

La demarcación hidrográfica del Cantábrico se localiza en el norte peninsular, abarcando principalmente Asturias, País Vasco y una parte muy pequeña del noreste de Galicia. Aquí se efectuaron los muestreos, en el Río Eo. Esta demarcación comprende una superficie de 5.788 km². (MITECO, 2021b).

La demarcación hidrográfica Miño-Sil se localiza en la zona sureste de Galicia, abarcando una superficie de 17.619 km². Ocupa una parte de las provincias de A Coruña, Lugo y Ourense, recogiendo también una pequeña parte de la comunidad de León y Asturias (MITECO, 2021c). Los ríos muestreados dentro de esta demarcación fueron: Miño, Tea, Cabe, Sil y Limia.

La demarcación hidrográfica del Cantábrico y Galicia-Costa tienen influencia del clima Océánico, presentando características climáticas de inviernos suaves, veranos frescos, aire húmedo, abundante nubosidad y precipitaciones frecuentes en todas las estaciones, aunque con más frecuencia en primavera y otoño. No presenta estacionalidad excepto en las zonas de montaña, donde se registran las temperaturas más bajas durante la época invernal (MITECO 2021c).

Por último, la demarcación hidrográfica del Duero. Dentro de esta demarcación el único río muestreado fue el Río Támega. Una pequeña parte de dicha demarcación se localiza en el Sur de Galicia, en la provincia de Ourense, el resto se localiza principalmente en la comunidad de Castilla y León y parte del noroeste de Portugal. Abarca una superficie de 78.859 km² (MITECO, 2021a). Esta demarcación está influenciada principalmente por un clima mediterráneo, con temperaturas muy extremas en invierno y en verano y con una sequía estival muy marcada, afectando al 90% de la cuenca del Duero. (MITECO, 2021a).

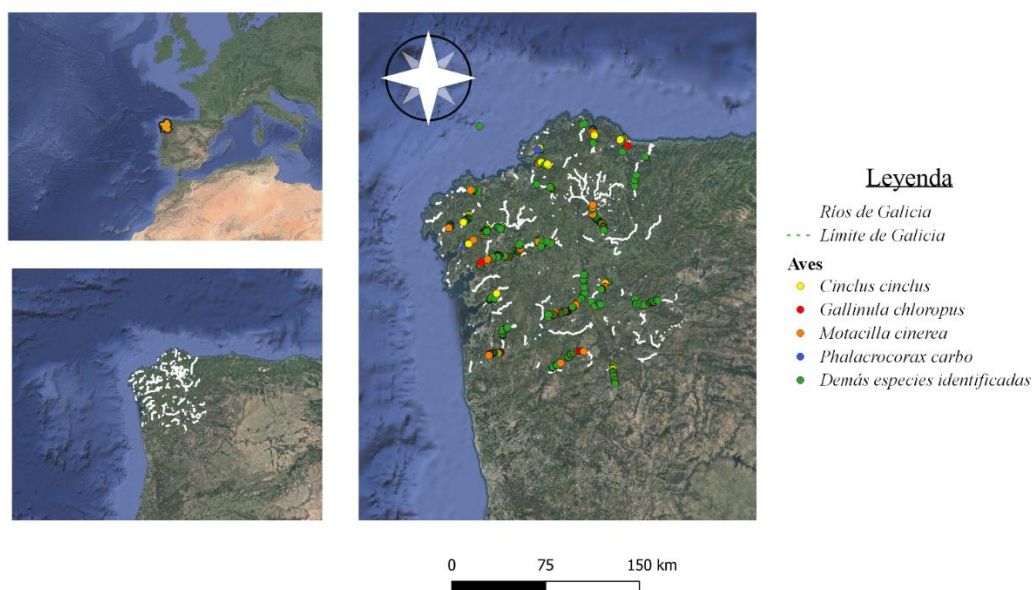


Figura 1. Ríos de Galicia (color blanco) y datos de presencia de las distintas especies muestreadas.

Los recorridos por los ríos de estudio se realizaron durante los meses de diciembre de 2018 y enero de 2019, diariamente, en el periodo comprendido entre las 9:00h y 13:00h.

Cada tramo de río se muestreó una única vez con el fin de evitar problemas asociados a autocorrelación temporal, se determinó al azar el orden cronológico de muestreo. Cada tramo de río fue muestreado por dos personas. Antes de cada recorrido, la

visualización con Google Earth de los tramos a prospectar permitió valorar la accesibilidad de cada uno de ellos.

Los puntos de inicio y final de cada tramo se incluyeron previamente al inicio del muestreo como *waypoints* en GPS. Desde el punto de inicio del tramo se navegó con GPS para encontrar el punto final.

Se registraron todos los ejemplares detectados en el cauce del río y en una banda de 5 metros en la orilla recorrida. En esta banda de 5 metros se registraron únicamente las especies de aves acuáticas. Cada ejemplar se ubicó mediante GPS o, de no ser posible, se refirió su posición a un subtramo de 100 metros. En el recorrido de vuelta se anotaron especies nuevas que aparecieron y no habían sido detectadas en el recorrido de ida.

Especies modelizadas

Para evitar una sobreestimación de los SDMs debido al bajo número de ocurrencias, se han descartado las especies con menos de 10 presencias. También se han descartado los datos recogidos dentro del género *Cygnus spp* porque probablemente los ejemplares observados previsiblemente procedían de sueltas o escapes, no tenían un origen silvestre. Se han seleccionado finalmente 4 especies de un total de 24: cormorán grande, gallineta común, mirlo acuático y lavandera cascadeña,.

Variables ambientales

Para el uso de los índices espectrales necesarios para el desarrollo del trabajo, se usaron imágenes disponibles en la plataforma de computación en la nube del Google Earth Explorer Engine (<https://earthengine.google.com>) (Gorelick et al. 2017), concretamente procedentes del sensor MODIS del satélite TERRA de la NASA que dispone de imágenes a una resolución espacial de aproximadamente 250 metros.

Las imágenes descargadas abarcan desde el año 2001 hasta el 2020. Dichas imágenes fueron calibradas y corregidas radiométricamente previamente por la NASA para evitar errores en la captación de la imagen asociados a distintos factores ambientales como la iluminación, aerosoles, vapor de agua, nieve y nubes que crean sombras en superficie (Reyes-Díez et al. 2015), y también a factores topográficos del terreno, elevadas precipitaciones del terreno, pendientes pueden producir alteraciones en las capas (Matsushita et al. 2007). Además, fueron recortadas por el área de estudio, en este caso el límite de la Comunidad de Galicia.

Los productos de MODIS utilizados como variables en los SDMs fueron:

Índice de Vegetación Mejorado (o *Enhanced Vegetation Index*, EVI). Este índice está relacionado directamente con la producción primaria neta (Gurung, 2009). Es una combinación de varias bandas relacionadas con las características espectrales de la vegetación (Matsushita et al. 2007). Presenta una sensibilidad mejorada a las regiones con mucha biomasa y una capacidad mejorada de monitoreo de la vegetación debido al cálculo de la diferencia de radiancia entre las bandas del Azul y Rojo (Matsushita et al. 2007; Alonso, 2021).

Este índice se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$EVI = G * \left(\frac{NIR - RED}{NIR + C1 * RED - C2 * BLUE + L} \right)$$

En donde NIR representan la reflectancia en las longitudes de onda de infrarrojo cercano, BLUE en las longitudes de onda de azul (0,45-0,52 μm) y RED en las de rojo (0,6-0,7 μm). C1 y C2 son dos coeficientes utilizados para corregir la dispersión de aerosoles en la banda roja mediante el uso de la banda azul. L es un factor de ajuste del suelo y G es un índice de ganancia (Matsushita et al. 2007). Los valores de este índice oscilan entre -1 y 1, donde los valores negativos se relacionan con nubes o nieve, valores cercanos al cero zonas desnudas (rocas) y valores positivos con presencia de vegetación, cuanto más cercano al 1, más presencia de biomasa (EOS, 2021).

Índice Diferencial de Agua Normalizada (*Normalized difference water index*, NDWI). Este índice está relacionado con la detección de masas de agua líquida y puede ser útil para determinar el estrés hídrico en vegetación, saturación de humedad en suelo o realizar delimitaciones directas de masas de agua como lagos y embalses (Hastie, 1986; Alonso, 2021; Gao, 1998). Al igual que antes, resulta de una combinación de bandas espectrales relacionadas con el agua, en este caso las bandas de Verde y del Infrarrojo cercano.

Se define como:

$$NDWI = \frac{GREEN - NIR}{GREEN + NIR}$$

En donde GREEN hace referencia a la reflectancia en las longitudes de onda de luz verde y NIR a las de infrarrojo cercano. Los valores de este índice oscilan entre -1 y 1: los

valores positivos hacen referencia al agua contenida en la vegetación, los valores negativos a las grandes masas de agua libre mientras que los valores cercanos a cero hacen referencia a la ausencia de agua.

Para cada uno de los índices se calcularon unas métricas que caracterizaban las condiciones ambientales de cada año: la media anual (*mean*), la desviación típica (*sd*), las máximas (*max*) y las mínimas (*min*).

Los datos climáticos se obtuvieron de la base de datos CHELSA (<https://chelsa-climate.org>).

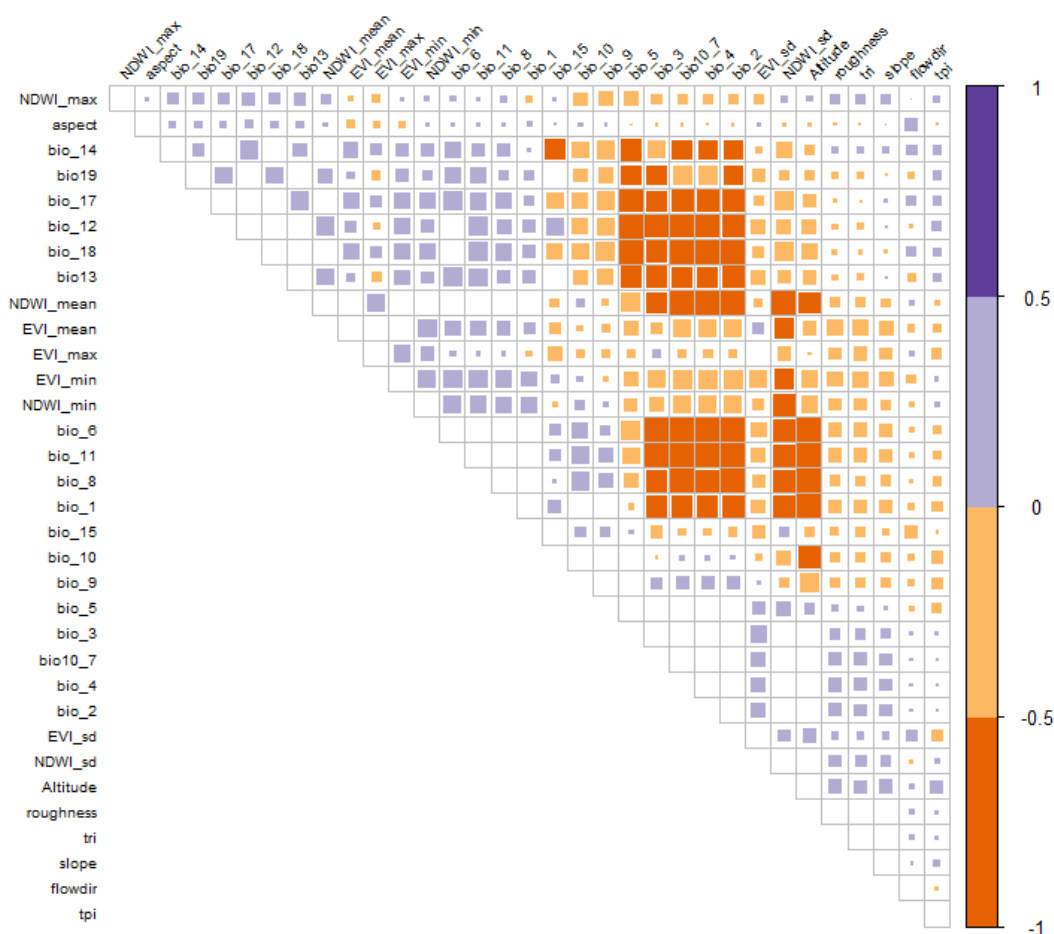


Figura 2. Correlación entre las distintas variables estudiadas. Las variables pueden presentar una alta correlación positiva (colores morados) o una alta correlación negativa (colores teja). Cuanto más cerca del 0, menor es la correlación existente.

Para la selección de las variables posteriormente usadas en nuestros SDMs, se analizó la posible multicolinealidad mediante el cálculo del coeficiente de correlación y el análisis de inflación de la varianza (VIF) (Fig.2). El análisis VIF estima cuánto la varianza

de un coeficiente de regresión se infla debido a la multicolinealidad en el modelo. Cuando los valores de VIF son superiores a 10 indica una alta correlación entre las variables. Por ello, para evitar la elección de variables relacionadas, se han seleccionado aquellas con un valor de VIF inferior a 3.

Finalmente, de las 33 variables iniciales, se eliminaron aquellas variables que con una correlación de Spearman superior a 0,7 y valores de VIF superiores a 3, resultando un total de 16 variables independientes (Tabla 1).

Tabla 1. Variables seleccionadas para nuestro SDMs.

Variable	Descripción
Tpi	Índice de posición topográfica
Slope	Pendiente
Aspect	Aspecto
Flowdir	Dirección del flujo del agua
Bio_3	Isotermalidad
Bio_8	Temperatura media del trimestre más húmedo
Bio_9	Temperatura media del trimestre más seco
Bio_14	Precipitaciones del mes más seco
Bio_15	Estacionalidad de la precipitación
Bio_19	Precipitación del trimestre más frío
NDWI_max	Máxima del NDWI
NDWI_min	Mínima del NDWI
NDWI_mean	Media del NDWI
EVI_min	Mínima del EVI
EVI_mean	Media del EVI
EVI_sd	Desviación típica del EVI

Modelos de distribución de especies

Para el desarrollo de nuestros SDMs, usamos el paquete *Biomod2*, que presenta funciones para la calibración y evaluación de los modelos de distribución (Thuiller et al. 2009) y que ofrece la posibilidad de ejecutar hasta 10 algoritmos de última generación, cuyas predicciones pueden combinarse en un modelo de conjunto ponderado (Friedrichs-

Manthey et al. 2020). En este trabajo se usaron 7 algoritmos de modelización: GLM (*Generalized Linear Model*), CTA (*Classification Tree Analysis*), RF (*Random Forest*), ANN (*Artificial Neural Network*), GBM (*Generalized Boosting Methods*), FDA (*Flexible Discriminant Analysis*) y SRE (*Surface Range Envelop*) (Guisan et al. 2000) (Tabla 2).

Durante la recogida de datos solo se registraron las presencias, lo que obligó a generar pseudo-ausencias ya que gran parte de los algoritmos están diseñados para trabajar con datos de presencia/ausencia (Brotons et al. 2004). Concretamente se crearon 10.000 pseudoausencias aleatoriamente distribuidas a lo largo de la zona de estudio mediante el programa QGIS. Para evitar la superposición espacial de presencias y ausencias en el modelado, se hizo una corrección de tal modo que, si en un rango de 500 metros en todas las direcciones de una presencia caía una pseudoausencia, la presencia se asignaba como único registro (Elith et al. 2006).

Para el desarrollo de los modelos, se han establecido 10 grupos de 1000 pseudoausencias cada uno. Se ha hecho una subdivisión de dichos 10 grupos, destinándose el 70% para la calibración de los modelos y el 30% restante para la validación de estos.

Debido a que los datos de tienen un gran efecto en los modelos, cada grupo se ha ejecutado 10 veces, teniendo en cuenta así la incerteza asociada a los datos de partida. Se crearon finalmente 100 subconjuntos de datos para cada una de las técnicas de modelización arriba mencionadas, lo que resultó en un total de 700 modelos individuales por especie.

La capacidad predictiva de los modelos fue estimada para cada especie mediante validación cruzada a partir de tres métricas de evaluación ampliamente utilizadas en este tipo de trabajos: AUC (*Area Under the ROC curve*), TSS (*True Skill Statistic*) y KAPPA, además de estimar la sensibilidad y especificidad de los modelos.

El área bajo la curva ROC (AUC) mide la capacidad de un modelo para discriminar entre sitios donde una especie está presente y aquellos en los que está ausente (Elith et al. 2006). Es una medida del ajuste general y normalmente varía entre 0,5 (para el rendimiento de probabilidad) y 1 (ajuste perfecto) (Brotons et al. 2004). Por otro lado, el coeficiente KAPPA considera tanto los errores de omisión como los errores de comisión (Elith et al. 2006) y TSS que proporciona resultados que están muy relacionados con AUC (Allouche et al. 2006). Ambos presentan valores de -1 a 1, donde los valores cercanos a 1 indican un ajuste de bueno a muy bueno y los valores de 0 e inferiores indican que el rendimiento del

modelo no es mejor que el aleatorio. El paquete “biomod2” permite seleccionar automáticamente los modelos con el mejor ajuste de datos para el modelo de ensamblado, siendo seleccionados aquellos con un AUC superior a 0,9 (Friedrichs-Manthey et al. 2020).

La sensibilidad hace referencia a las presencias bien correctamente predichas por los modelos, mientras que la especificidad se refiere a las ausencias bien predichas por los modelos. Ambos coeficientes presentan valores que oscilan entre 0 y 1. En ambos casos, los valores iguales o menores 0,5 indican que el rendimiento de los modelos no es mejor que el aleatorio.

El proceso de ensamblaje de los modelos se realizó utilizando la media ponderada creada a partir de la capacidad predictiva de cada modelo. El paquete “biomod2” también nos permitió calcular la importancia de cada variable para cada una de las especies en los modelos individuales obtenidos.

Predicciones interanuales de cada especie

Los modelos de ensamblaje calibrados fueron proyectados a las condiciones ambientales de cada año para cada especie, lo que permitió predecir variaciones anuales de idoneidad del hábitat dentro del área de distribución potencial de la especie modelizada a lo largo de los últimos 20 años. La variación interanual en la idoneidad del hábitat se calculó para cada año en base a un año de referencia, el año de calibración (2018) y se representó con el paquete de R “ggplot2”.

RESULTADOS

Modelos de distribución de especies

La validación cruzada nos indica que se obtuvieron buenos resultados en todos los modelos individuales creados, con valores de AUC que oscilaban entre 0,7-0,9, exceptuando los modelos SRE de todas las especies, con valores predominantemente bajos, entre 0,5-0,7 (Fig. 3).

La media para todas las especies y todos los algoritmos de modelización es de 0,82 \pm 0,14 de desviación estándar, lo que indica que los modelos tienen una capacidad predictiva significativamente superior a un modelo aleatorio (Elith et al. 2006).

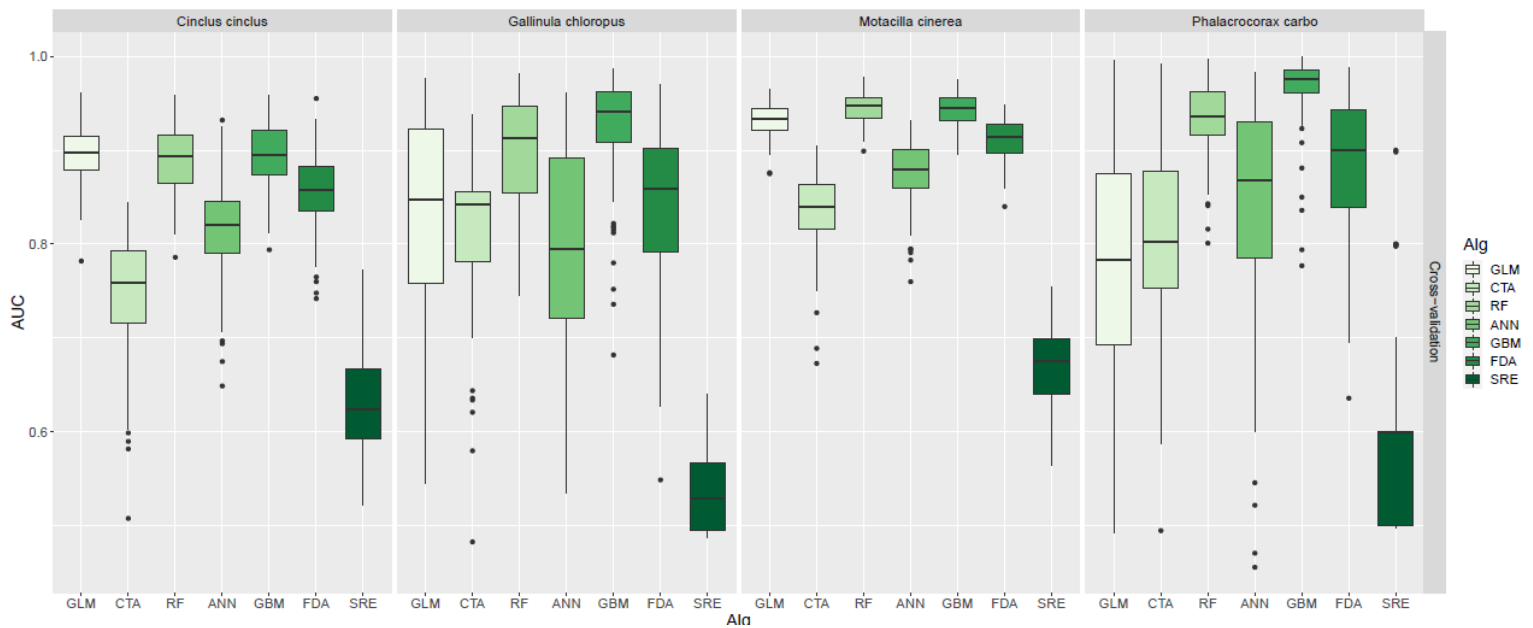


Figura 3. Capacidad predictiva de los modelos individuales de cada especie cuantificada mediante el AUC para los 7 algoritmos de modelización empleados. Se ha hecho un diagrama de cajas en donde la media se representa con una línea en el medio de la caja, la cual se delimita por el primer y el tercer cuartil. Los bigotes representan los valores más extremos y los puntos negros los valores atípicos.

Tanto la sensibilidad como la especificidad fueron elevadas. La media para todas las especies y todos los algoritmos de modelización fue de $0,72 \pm 0,29$ de desviación estándar para la sensibilidad, y de $0,82 \pm 0,18$ para la especificidad, lo que indica que los modelos estiman bien las presencias y las ausencias.

La sensibilidad varía considerablemente de unas especies a otras. Para el mirlo acuático y la lavandera cascadeña, todos los algoritmos presentan unos valores elevados, oscilando entre 0,7 y 0,8, excepto SRE (que presenta valores entre 0,3 y 0,4). En el caso de la gallineta común, el algoritmo CTA presenta valores superiores, entorno a 0,8 y los algoritmos FDA, GLM, GBM, SRE, RF y ANN presentan valores medios alrededor de 0,5. En el caso del cormorán grande, los algoritmos GLM y SRE presentan valores entre 0,5 y 0,6, en los demás se obtuvieron valores más elevados, entre 0,8 y 1 (Fig. 4).

La especificidad presenta valores que oscilan los 0,7 y 0,9 para todos los algoritmos de modelización excepto para SRE y, en concreto, para la gallineta común y el cormorán grande (Fig. 5).

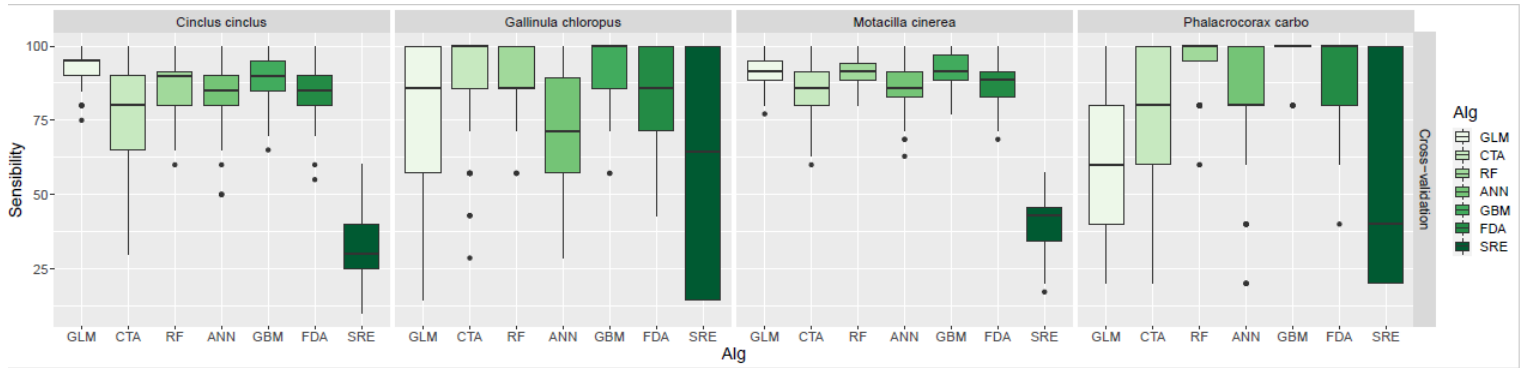


Figura 4. Sensibilidade de los modelos individuais por especie y algoritmos de modelización.

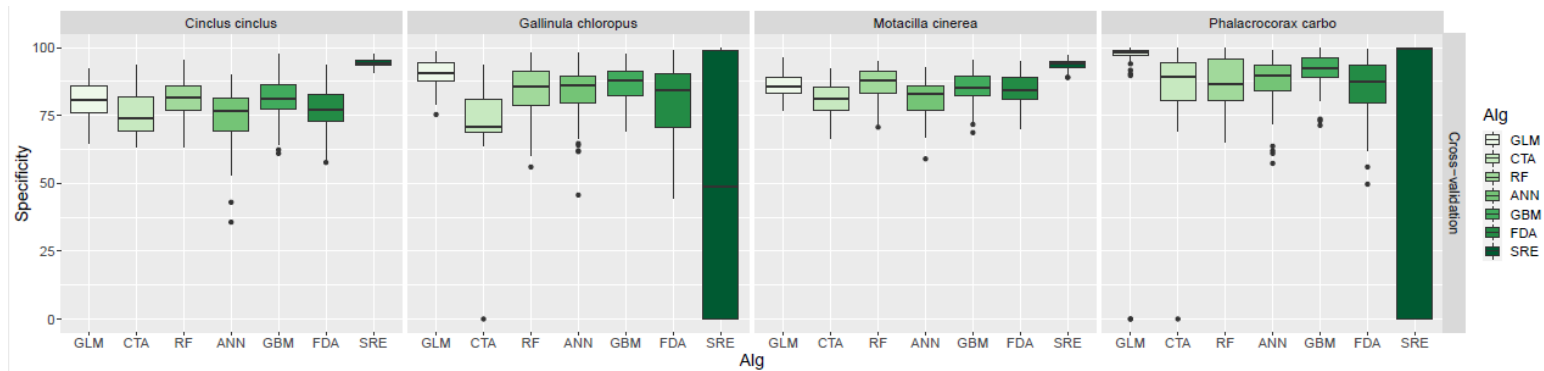


Figura 5. Especificidade de los modelos individuais por especie y algoritmos de modelización.

Se obtuvieron muy buenos resultados para el modelo de ensamblaje para AUC y TSS (valores $>0,8$), mientras que para KAPPA los valores fueron inferiores (entre 0,5-0,7).

Importancia de las variables

En general, la temperatura media de la estación más seca (bio_9), de la estación más húmeda (bio_8) y el índice de posición topográfica (TPI) tienen una mayor relevancia ecológica para explicar la distribución potencial de las especies (Fig. 6). Para la gallineta común, la variable con mayor peso es bio_9. En el caso del cormorán grande, vemos que tanto bio_8 como bio_9 son muy importantes y, en menor medida, la variable TPI. Para el mirlo acuático las variables con mayor importancia son TPI y bio_8, así como TPI y bio_9 para la lavandera cascadeña.

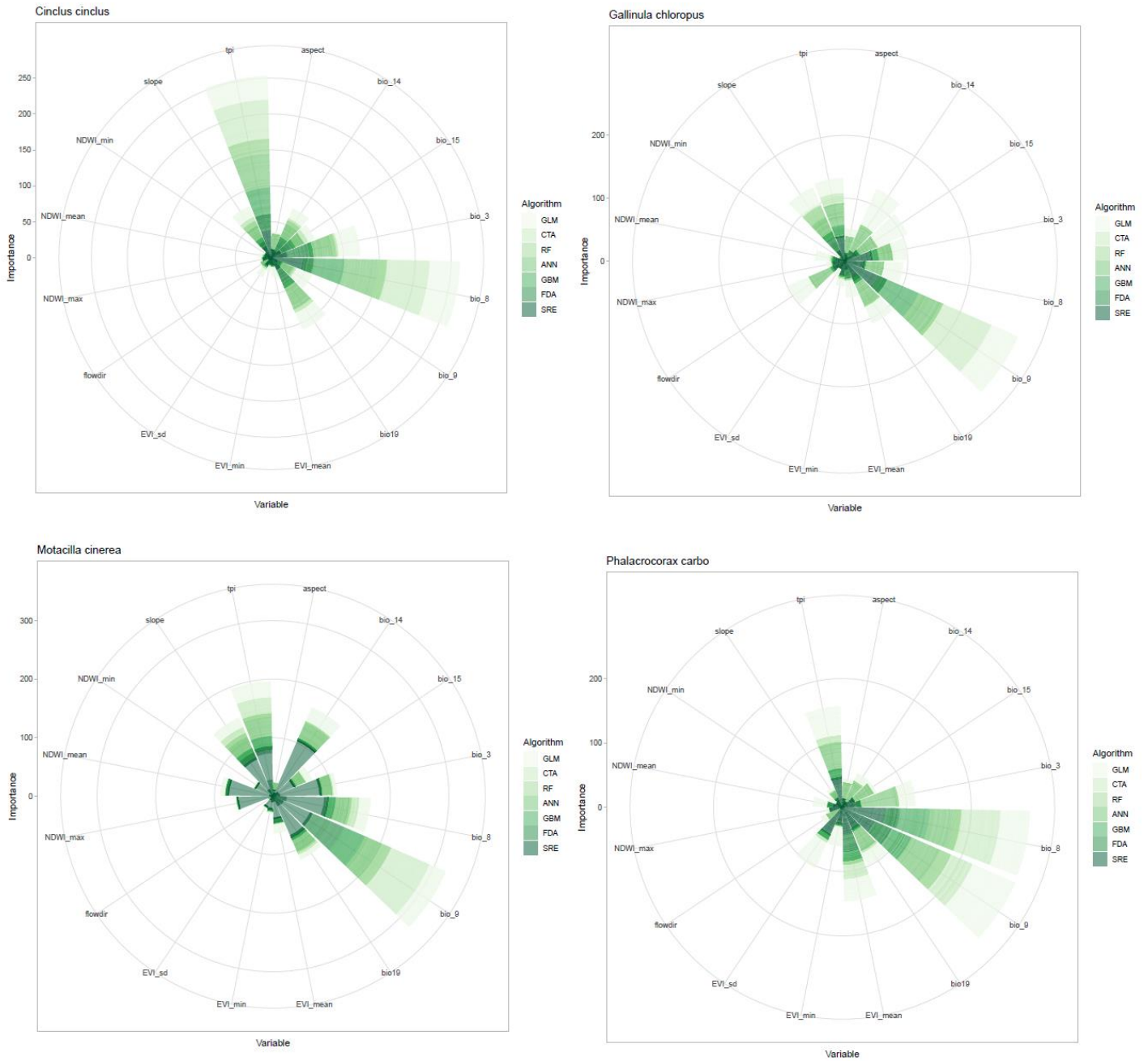


Figura 6. Importancia de las variables que explican la distribución de la gallineta común, cormorán grande, mirlo acuático y lavandera cascadeña. Nomenclatura y definición de las variables en la Tabla 1.

Predicciones interanuales de cada especie

Se han realizado unas proyecciones del hábitat para el año 2018, año de calibración de los modelos. Se observa una idoneidad muy elevada en los puntos donde hay presencia de la especie (Fig. 7). Podemos observar que la gallineta común, el mirlo acuático y la lavandera cascadeña tienen una mayor extensión de zonas con una alta idoneidad del hábitat en comparación con el cormorán grande.

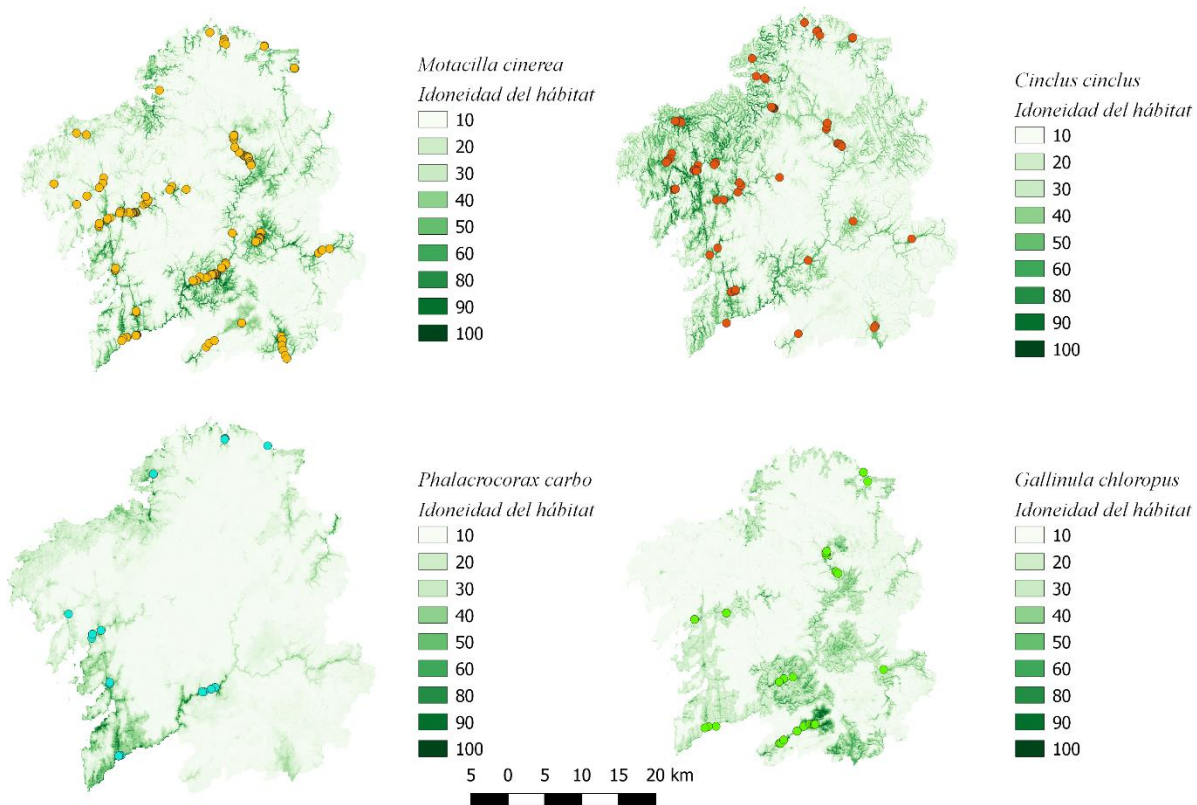


Figura 7. Proyecciones de idoneidad del hábitat para la gallineta común, cormorán grande, mirlo acuático y lavandera cascadeña, en el año 2018. Colores más claros indican una baja idoneidad del hábitat mientras que los colores más oscuros muestran una alta idoneidad del hábitat. Los puntos representan las presencias de las especies de estudio.

En base a las proyecciones obtenidas, se han podido realizar unas proyecciones interanuales entre los años 2001 y 2020, donde se indica la variación interanual en la idoneidad del hábitat. Nuestros modelos predijeron una gran variación interanual con patrones de variación distintos para cada especie. En el caso del mirlo acuático, se observa un gran descenso en la idoneidad en el año 2017, así como un aumento en el año 2018. La

gallineta común presenta un patrón similar, con un notable descenso en el año 2016 y un marcado incremento en el año 2017. En el caso de la lavandera cascadeña y el cormorán grande también se aprecia un patrón similar, con un notable aumento en los años 2014 y 2017 respectivamente, mientras que en los últimos años figura un gran descenso en la idoneidad del hábitat de ambas especies (Fig. 8).

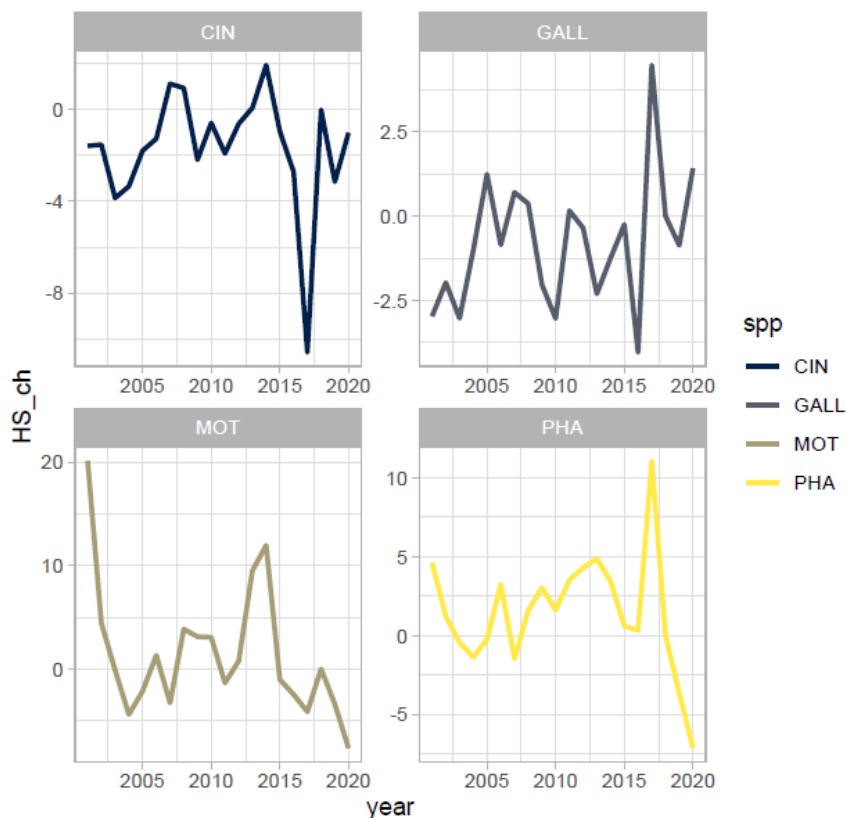


Figura 8. Predicciones interanuales de idoneidad del hábitat entre los años 2001-2020, dentro del área de distribución potencial de la gallineta común (GALL), cormorán grande (PHA), mirlo acuático (CIN) y lavandera cascadeña (MOT). En el eje Y se proyecta el cambio de la idoneidad el hábitat predicho por los SDMs estimado a través de la diferencia entre la idoneidad del hábitat prevista para cada año en relación con el año 2018, año de calibración de los modelos.

DISCUSIÓN

Nuestros SDMs presentan una gran capacidad predictiva, indicativa de su utilidad para definir el hábitat preferente y su distribución (Mateo et al. 2011).

Tanto la especificidad como la sensibilidad presentan valores elevados, aunque mayores para la especificidad, indicando que los modelos tienen una alta capacidad para predecir tanto las presencias como las pseudoausencias (Alatorre et al. 2009). En las proyecciones del hábitat podemos ver que, en las zonas donde se localizan los puntos de presencias de las especies, hay una alta idoneidad de hábitat. Esto indica que nuestros modelos predijeron muy bien el área potencial de distribución de cada especie.

Los modelos de ensamblaje obtenidos presentan una mayor capacidad predictiva que los SDMs individuales. Estos resultados confirman previos estudios que avalan el uso de modelos de ensamblado para tener en cuenta la incerteza asociada al algoritmo o técnica de modelización seleccionado (Thuiller et al. 2009; Araújo et al. 2007). Con relación a la importancia de las variables, hay tres que destacan por encima del resto: el índice de posición topográfico (TPI), la temperatura media del trimestre más seco (bio_9) y del más húmedo (bio_8). Las variables obtenidas mediante teledetección no tienen mucho peso a la hora de explicar la distribución de dichas especies, aunque sí el suficiente para predecir los cambios de hábitat a lo largo del tiempo.

Las predicciones interanuales de idoneidad del hábitat para cada una de las especies muestran una gran variabilidad entre los años 2001 y 2020. Esto puede deberse principalmente a cambios ambientales causados por factores como variaciones interanuales del clima o en los usos del suelo.

El índice de posición topográfico resultó ser una variable muy relevante para explicar la distribución de las cuatro especies estudiadas. En nuestros resultados esta variable y, en concreto, para el mirlo acuático resulta ser altamente significativa. Varios estudios ya apuntaron que el mirlo acuático tiene preferencia por zonas con pendientes fuertes, accidentadas orográficamente (Santamarina, 1995; Peris et al. 1991; Iglesias et al. 2017) y localizadas en tramos de cota elevada ((Echegalay, 2005; Iglesias et al. 2017). En los tramos de ríos con aguas lentas y de cota baja hay una menor presencia de la especie (Santamarina, 1995; Peris et al. 1991).

En el estudio realizado por Roché (1989) se concluye que la lavandera cascadeña se encuentra principalmente en las zonas bajas del río y que aparece con mayor frecuencia en tramos de ríos de anchura intermedia a alta (Echegalay, 2005). Además de su preferencia por ríos con pendientes fuertes (Peris et al. 1992).

En referencia al cormorán grande, algunos estudios respaldan que los individuos reproductores de esta especie se encuentran generalmente en tramos de ríos más anchos y próximos al dormidero, que proporcionarían mayor seguridad por el aumento de la visibilidad y un menor desplazamiento hasta las zonas de alimentación y reposo diurno, lo que disminuye el gasto energético para las aves en los meses de invierno (Lekuona, 2000; Iglesias-González, 2016).

La gallineta común es una de las aves acuáticas más comunes debido a su alta adaptabilidad a los medios acuáticos (Blasco-Zumeta et al. 2021). Tiene preferencias por tramos de cota baja del río y por zonas de ribera donde la vegetación herbácea es espesa para poder anidar y reposar (Llobet, 2021; Blasco-Zumeta et al. 2021).

La temperatura media del trimestre más seco (bio_9) y del más húmedo (bio_8) fueron otras dos variables con gran relevancia para explicar la distribución de las especies. Durante el invierno, muchas aves se desplazan a medios dulceacuícolas de interior donde las temperaturas son más cálidas y donde la oportunidad de alimento y de refugio es más elevadas (Llobet, 2021).

El mirlo acuático presenta diversidad de distribución y abundancia según la estación (Peris, 1991). Nuestros estudios predicen una elevada idoneidad del hábitat en la zona costera (Fig.8). El estudio de Moreno-Rueda (2016) concluye que, tras la época de reproducción, hay un aumento de la población en invierno en la zona de la costa cantábrica y gallega. Las poblaciones invernantes descienden en altitud para evitar las condiciones adversas que se producen en invierno en la alta montaña, donde sí se reproducen.

La lavandera cascadeña en la Península Ibérica es básicamente sedentaria, y al igual que el mirlo acuático, está sujeta a desplazamientos dispersivos principalmente de tipo altitudinal, concretamente las poblaciones más montañas, donde existen marcadas oscilaciones climáticas estacionales, descienden a cotas más bajas (Palomino, 2016). Por ello, el hábitat potencial de distribución de esta especie se encuentra principalmente en zonas de montaña, tal y como predicen nuestros modelos (Fig. 7) (SEO/BirdLife, 2018).

Las poblaciones del norte de Europa del cormorán grande migran desde el Europa a regiones más cálidas como Galicia (Lekuona, 2000), aunque ya existen poblaciones asentadas en nuestras costas gallegas durante todo el año (Llobet, 2021), lo que hace aumentar tamaño poblacional durante esta época. Las zonas con mayor idoneidad del hábitat para esta especie se encuentran en las regiones costeras principalmente y en ríos con mayor anchura (Fig.7), donde se encuentran la mayor parte de las poblaciones de esta especie (SEO/BirdLife, 2018, González-Iglesias, 2016).

Las poblaciones de gallineta común del norte de Europa, al igual que el cormorán grande, migran hacia regiones más cálidas donde pasar el invierno, aunque actualmente en Galicia existen poblaciones ya establecidas. Es una especie que se encuentra raramente en las regiones semiáridas y de montaña (Blasco-Zumeta et al. 2021). Nuestros modelos predicen áreas de mayor idoneidad de hábitat principalmente en espacios cercanas a los ríos de la demarcación hidrográfica del Miño-Sil y del Duero de carácter más mediterráneo y en zonas de poca altitud, como la Baixa Limia (Fig. 7).

CONCLUSIONES

Nuestros SDMs muestran una alta capacidad predictiva acerca del hábitat de distribución potencial, indicativo de ser una buena herramienta para la identificación de los hábitats más favorables, sirviendo para orientar los esfuerzos de muestreo hacia las zonas con elevada idoneidad de hábitat en programas de seguimiento poblacional.

La selección de las variables de mayor relevancia a la hora de explicar la distribución de las especies nos permitió caracterizar con una alta precisión las preferencias del hábitat de cada especie dentro de su área de distribución potencial, tal y como se refleja espacialmente en las proyecciones de los modelos. En base a dichas proyecciones, se han podido obtener también unas predicciones interanuales de idoneidad del hábitat de los últimos 20 años

Esto nos permite realizar un seguimiento de los posibles cambios en las condiciones ambientales de sus hábitats a lo largo del tiempo, dándonos una idea de como será la distribución potencial en un futuro, lo cual es de gran utilidad a la hora de realizar seguimientos semiautomáticos y estandarizados de las poblaciones a un bajo coste, además de servir como apoyo en la toma de decisiones en temas de gestión y conservación.

BIBLIOGRAFÍA

- Alatorre, LC.; Beguería, S. Identificación de zonas de erosión activa y áreas de riesgo mediante teledetección: un ejemplo de un paisaje de cárcavas sobre margas en el Pirineo Central Español. *Cuadernos de Investigación Geográfica*. 2009, 35(2), 171-194.
- Alonso, D. Los 6 Índices de Vegetación para completar el NDVI. Agosto 9, 2021, de *MappingGIS* Sitio web: <https://mappinggis.com/2020/07/los-6-indices-de-vegetacion-para-completar-el-ndvi/>.
- Allouche, O.; Tsoar, A.; Kazmon, R. Assessing the Accuracy of Species Distribution Models: Prevalence, Kappa and the True Skill Statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*. 2006, 43, 1223–1232.
- Araújo, MB.; New, M. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*. 2007, 22(1), 42-47.
- Arenas-Castro, S.; Gonçalves, J.; Alves, P.; Alcaraz-Segura, D.; Honrado, DJ. Assessing the multi-scale predictive ability of ecosystem functional attributes for species distribution modelling. *PLoS One*. 2018, 13(6), e0199292.
- UICN. *Cinclus cinclus*. Julio 19, 2021, de La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. 2021. Sitio Web: <https://www.iucnredlist.org/es/search?query=cinclus%20cinclus&searchType=species>
- UICN. *Motacilla cinerea*. Julio 19, 2021, de La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. 2021. Sitio Web: <https://www.iucnredlist.org/es/search?query=motacilla%20cinerea&searchType=species>
- Blasco-Zumeta, J.; Heinze, GM. *Gallinula chloropus* (Gruiformes, Rallidae). *Fauna de pina de Ebro y su comarca*. 2015, 1-5.
- Brotons, L.; Thuiller, W.; Araújo, MB.; Hirzel, AH. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*. 2004, 27, 437-448.
- Buckton, ST.; Ormerod, SJ. Global patterns of diversity among the specialist birds of riverine landscapes. *Freshwater Biology*. 2002, 47, 695–709.
- CHELSA Bioclim. Bioclim. junio 20, 2021, de *CHELSA-bioclim*. 2021 Sitio web: <https://chelsa-climate.org/bioclim/>.

- Dauwalter, DC.; Fesenmyer, KA.; Bjork, R.; Leasure, DR.; Wenger, SJ. Satellite and Airborne Remote Sensing Applications for Freshwater Fisheries. *American Fisheries Society*. 2017, (42) 10, 526-537.
- Earth Observing System (EOS). NDWI. Agosto 1, 2021, de *Earth Observing System*. 2017, Sitio web:
[https://eos.com/es/makeananalysis/ndvi/#:~:text=Los%20valores%20muy%20peque%C3%B1os%20\(0,indican%20bosques%20templados%20y%20tropicales](https://eos.com/es/makeananalysis/ndvi/#:~:text=Los%20valores%20muy%20peque%C3%B1os%20(0,indican%20bosques%20templados%20y%20tropicales)
- Echegaray J. Distribución y hábitat de la lavandera cascadeña (*Motacilla cinerea*), el mirlo acuático (*Cinclus cinclus*) y el martín pescador común (*Alcedo atthis*) en el río Bayas (Álava, País Vasco). *Academia*. 2005, 107-114.
- Elith, J.; Graham, CH.; Anderson, RP.; Dudík, M.; Ferrier, S.; Guisan, A.; Hijmans, RJ.; Huettmann, F.; Leathwick, JR.; Lehmann, A.; Li, J.; Lohmann, LG.; Loiselle, BA.; Manion, G.; Moritz, C.; Nakamura, M.; Nakazawa, Y.; Overton, JMcC.; Peterson, AT.; Phillips, SJ.; Richardson, KS.; Scachetti-Pereira, R.; Schapire, RE.; Soberón, J.; Williams, S.; Wisz, MS.; Zimmermann, NE. Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography*. 2006, 29, 129-151.
- Fick, SE.; Hijmans, RJ. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. 2017, 37 (12), 4302-4315.
- Friedrichs-Manthey, M.; Langhans, SD.; Hein, T.; Borgwardt, F.; Kling, H.; Jähnig, SC.; Domisch, S. From topography to hydrology—The modifiable area unit problem impacts freshwater species distribution models. *Ecology and Evolution*. 2020, 10, 2956–2968.
- Gao, BC. NDWI A Normalized Difference Water Index for Remote Sensing of Vegetation Liquid Water From Space. *Remote Sensing of Environment*. 1996, 58, 257-266.
- Gorelick, N.; Hancher, M.; Dixon, M.; Ilyushchenko, S.; Thau, D.; Moore, R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*. 2017, 20, 18–27.
- Guisan, A.; Zimmermann, NE. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*. 2000, 135, 147–186.

- Gurung, RB.; Breidt, FJ.; Dutin, A.; Ogle, SM. Predicting Enhanced Vegetation Index (EVI) curves for ecosystem modeling applications. *Remote Sensing of Environment*. 2009, 113, 2186–2193.
- Hastie, T.; Tibshirani, R. Generalised additive models. *Statistical Science*. 1986, 1 (3), 297-318.
- Iglesias-González, Y. Ecología del cormorán grande (" *Phalacrocorax carbo* ") en los ríos gallegos. Capítulo 5: Distribución vertical y comportamiento en dormideros. *Dialnet*. 2016.
- Iglesias-González, Y.; Rebolo-Ifrán, N.; Vidal, M.; Domínguez, J. Capítulo 5: Abundancia de aves invernantes en ríos de Galicia. En *Conservación y gestión de humedales de Galicia*. 2017, 81-89. Lugo: Horreum-Ibader.
- Kärcher, O.; Frank, K.; Walz, A.; Markovic, D. Scale effects on the performance of niche-based models of freshwater fish distributions. *Ecological Modelling*. 2019, 405, 33-42.
- Lekuona, JM. Factores que afectan a la distribución invernal de los dormideros del cormorán grande (*Phalacrocorax carbo sinensis*) en los ríos del norte de España. *Ecología*. 2000, 14, 275-283.
- Llobet, T.; Franch, M. Aves del río. Julio 27, 2021, de *Museu del Ter* Sitio web: <https://coneixelriu.museudelter.cat/es/aves.php>.
- Mateo, RG.; Felicísimo, AM.; Muñoz, J. Species Distributions Models: A synthetic revision. *Revista Chilena de Historia Natural*. 2011, 84, 217-240.
- Matsushita, B.; Yang, W.; Chen, J.; Onda, Y.; Qiu, G. Sensitivity of the Enhanced Vegetation Index (EVI) and Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to Topographic Effects: A Case Study in High-Density Cypress Forest. *Sensors*. 2007, 7, 2636-2651.
- MeteoGalicia. Informe climatológico invierno 2016-2017. *Xunta de Galicia*. 2017, 1-16.
- Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico (2021a). Características generales de la Cuenca del Duero. *Gobierno de España*.
- Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico (2021b). Condiciones Hidrográficas da Demarcación Hidrográfica Galicia-Costa. *Gobierno de España*.
- Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico (2021c). Plan Hidrológico - Demarcación Hidrográfica de Cantábrico Oriental. Capítulo 2 - Descripción General de la Demarcación. *Gobierno de España*.

- Moreno-Rueda, G. Mirlo acuático – *Cinclus cinclus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A.; Bautista, LM. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, 2011. <http://www.vertebradosibericos.org/>.
- Morote-Seguido, AF. Galicia, ¿territorio adaptado a la sequía?. *Cuadernos Geográficos*. Salvador, A.; Morales, MB. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, 2019, 58(2), 6-33. http://www.vertebradosibericos.org.
- Palomino, D. Lavandera Cascadeña – *Motacilla cinerea*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A.; Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid, 2016. <http://www.vertebradosibericos.org/>.
- Peris, SJ.; González-Sánchez, SJ.; Carnejo, I.; Velasco, JC.; Masa, AI. Algunos factores que inciden en la densidad y población del mirlo acuático (*Cinclus cinclus*) en el centro-occidente de la Península Ibérica. *Ardeola*. 1991, 38(1), 11-20.
- Peris, SJ.; Carnejo, I.; Velasco, JC.; González, N. Some factors influencing the abundance of Grey Wagtails (*Motacilla cinerea*) in Central Spain. *Folia Zoologica*. 1992, 41(1), 55-62.
- Regos, A.; Vidal, M.; Lorenzo, M.; Domínguez, J. Effects of species traits and environmental predictors on performance and transferability of ecological niche models. *Scientific Reports*. 2019, 9(1), 1-14.
- Regos, A.; Gómez-Rodríguez, P.; Arenas-Castro, S.; Tapia, L.; Vidal, M.; Domínguez, J. Model-Assisted Bird Monitoring Based on Remotely Sensed Ecosystem Functioning and Atlas Data. *Remote Sensing*. 2020, 12, 1-14.
- Reyes-Díez, A.; Alcaraz-Segura, D.; Cabello-Piñar, J. Implicaciones del filtrado de calidad del índice de vegetación EVI para el seguimiento funcional de ecosistemas. *Revista de Teledetección*. 2015, 43, 11-29.
- Roché, J. Un gradient écologique: la succession des oiseaux nicheurs le long des cours d'eau. *Ecología Generalis*. 1989, 10 (1), 37-50.
- Roche, J.; Frochot, B. Ornithological contribution to river zonation. *Acta Ecológica*. 1993, 14 (3), 415-434.
- Salaverri-Leiras, LJ. Tendencias poblacionales de las aves acuáticas invernantes en el noreste de Galicia. *Departamento de Biología Celular e Ecoloxía*, Universidade de Santiago de Compostela. 2010.

Santamarina, J. La alimentación de la lavandera cascadeña (*Motacilla cinerea*) en la cuenca del río Ulla (Galicia, NW de España). *Ardeola*. 1989, 37(1), 97-101.

Santamarina, J. Distribución de algunas especies de vertebrados terrestres en la cuenca del río Ulla (Galicia) en relación con la calidad de las aguas. *Ecología*. 1995, 9, 353-365.

SEO/BirdLife. *Motacilla cinerea*. agosto 26, 2021, de SEO/BirdLife Sitio web: <https://seo.org/ave/lavandera-cascadena>.

SEO/BirdLife. *Cinclus cinclus*. agosto 26, 2021, de SEO/BirdLife Sitio web: <https://seo.org/ave/mirlo-acuatico>

Senar, JC.; Borrás, A. Sobrevivir al invierno: estrategias de las aves invernantes en la Península Ibérica. *Ardeola*. 2004, 51(1), 133-116.

Sołt, M.; Jaroszewicz, S.; Rzepakowski, P. Ensemble methods for uplift modeling. *Data Mining and Knowledge Disc.* 2015, 29, 1531–1559.

Thuiller, W.; Lafourcade, B.; Engler, R.; Araújo, MB. BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*. 2009, 32, 369-373.

Villero, D.; Pla, M.; Camps, D.; Ruiz-Olmo, J.; Brotons, L. Integrating species distribution modelling into decision-making to inform conservation actions. *Biodiversity and Conservation*. 2017, 26(2), 251-271.

Wetlands International. *Waterbird Population Estimates*. Wetlands International, Wageningen. 2019.