

EL PAPEL DE LAS TRAYECTORIAS HISTÓRICAS EN LOS CAMBIOS DE USOS DE SUELO SOBRE AVES FORESTALES PROTEGIDAS EN EL PARQUE NACIONAL D'AIGÜESTORTES I ESTANY DE SANT MAURICI

DANI VILLERO¹, MAGDA PLA¹, MIGUEL CLAVERO², JORDI RUIZ-OLMO³,
DIEGO GARC A³, LLUÍS COLL^{1,4}, AITOR AMEZTEGUI^{1,5} Y LLUÍS BROTONS^{1,4}

RESUMEN

Con el fin de analizar los patrones espaciales de dos especies de aves protegidas (urogallo y pito negro) a lo largo de los últimos 50 años en áreas protegidas con diferentes historias de protección, se estudi  la dinámica forestal de la segunda mitad del siglo XX en un contexto de importantes cambios socio-económicos y de usos del suelo. Se desarrollaron por ello modelos de distribución de ambas especies basados en datos actuales y variables forestales que se proyectaron a las condiciones forestales de los años 50. La extensión y estructura del bosque actual y pasada se estimó a partir de imágenes de fracción de cabida cubierta (FCC) con una resolución final de 100 m, obtenidas a su vez a partir de la clasificación de ortoimágenes tomadas los años 1956 y 2009. La composición del bosque se ha inferido a partir de la distribución actual de los tres tipos de bosques dominantes en el área de estudio: bosques de coníferas subalpinos y montanos, y bosques caducifolios montanos. Se utilizaron los cambios de FCC para analizar los procesos de colonización y densificación de los bosques. En el período de estudio se registró un ligero incremento de superficie del hábitat adecuado para ambas especies (aumento del 5% de la superficie para el urogallo y del 3% para el pito negro), siendo el incremento más importante en los hábitats óptimos tanto para el urogallo (12%) como para el pito negro (16%). Los patrones espaciales de la expansión de las aves forestales coincidieron con la expansión de las masas forestales en los Piri-neos, sugiriendo que los procesos forestales potenciados por el abandono rural han jugado un rol más importante que el cambio climático en las dinámicas de las aves forestales protegidas a lo largo de las últimas décadas. La inclusión de los procesos ecológicos con repercusiones sobre las especies (p.ej. la densificación forestal) en modelos de distribución de las especies que consideran condiciones ambientales del pasado contribuirá a una mejor comprensión de la distribución de referencia de las especies y su respuesta actual al cambio global, y ello puede llegar a ser una herramienta muy valiosa para mejorar futuras estrategias de conservación a escala regional.

Palabras clave: Cambio global, usos del suelo, bosques, biodiversidad, modelización de la distribución

¹ Centre Tecnol gic Forestal de Catalunya (CTFC), Crta. de Sant Llorenç de Morunys Km 2, 25280 Solsona. dani.villero@ctfc.cat

² Estación Biológica de Doñana, Spanish National Research Council (CSIC), c/ Americo Vespucio, s/n, 41092 Sevilla.

³ Biodiversity and Animal Protection Service. Direcci  General del Medi Natural, Dr. Roux, 80. 08017 Barcelona.

⁴ Centre de Recerca Ecológica i Aplicacions Forestals (CREAF), Bellaterra.

⁵ Centre d'étude de la For t (CEF), Universit  du Québec   Montréal, Montreal, Canad .



SUMMARY

We assessed the spatial patterns of two endangered forest bird species (capercaillie and black woodpecker) during the last 50 years in protected areas with different protection histories, by the study of forest processes in the context of socio-economic and land use changes of the second half of the twentieth century. Species distribution models (SDMs) were developed based on contemporary species data and forest predictors, and projected to 1950's forest conditions. Recent and past forest structure and extent were derived from 100 m resolution canopy cover estimates obtained by image reclassification of aerial photographs taken in 1956 and 2009. Forest composition was based on the current distribution of the three dominant forest types in the study area: subalpine and montane coniferous forests, and montane deciduous forests. We used forest canopy cover changes to assess encroachment and densification processes. In the analysed period, we observed minor changes in the total extent of species suitable areas (gain of surface area of 5% for Capercaillie and less than 3% for Black Woodpecker), but increases in surface area were noticeable in areas ranked as optimal suitability for Capercaillie (12% improved areas) and Black Woodpecker (16% improved areas). The spatial patterns of forest bird species expansion showed a good match with forest expansion in the Pyrenees, suggesting that landscape-scale forest processes due mainly to land abandonment have played a more important role than climate in driving endangered forest bird species dynamics over the last decades. Consideration of ecologically meaningful processes for species (i.e. forest maturation) when modelling species to historical environmental conditions might contribute to a better understanding of baseline species distributions and its actual response in the face of global change, and may become a valuable tool for improving future conservation strategies at a regional level.

Keywords: Global change, land uses, forests, biodiversity, species distribution models.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas naturales son espacial y temporalmente dinámicos. El cambio y la perturbación del estado de estos sistemas en un momento determinado son características tan ecológicas como la estabilidad y la persistencia (PICKETT *et al.*, 1989, PLATT Y CONNELL 2003). En un contexto en que los cambios ambientales parecen estar acelerados por la actividad humana, la comprensión de la dinámica, tanto espacial como temporal, de las especies y sus hábitats aparece como un reto pendiente (BROOK *et al.*, 2008). Los cambios recientes asociados a los efectos de la actividad humana sobre los ecosistemas están provocando una rápida modificación del funcionamiento y distribución de la biodiversidad a escala global (PIMM *et al.*, 1995). Entre estos cambios destacan el cambio climático (THOMAS *et al.*, 2004), la expansión de especies invasoras (WALTHER *et al.*, 2009) y la destrucción y fragmentación de los hábitats naturales, procesos que a menudo se rela-

cionan con importantes amenazas para la supervivencia de muchas especies (ANDRÉN 1994, VILLARD *et al.*, 1999). A pesar de la validez general de los patrones identificados, en muchas regiones con una larga historia de influencia humana sobre los sistemas naturales, las actividades tradicionales que incorporan prácticas de agricultura y ganadería más o menos extensivas, asociadas al uso de perturbaciones de baja intensidad, parecen haber sido plenamente incorporadas a las dinámicas ecológicas. En algunas de estas zonas, la persistencia de los patrones actuales de biodiversidad incluso podría estar estrechamente relacionada con el mantenimiento de dichas actividades (BLONDEL Y ARONSON 1999). Entre los sistemas de este tipo, destacan de manera preeminente los localizados en las zonas de montaña del Mediterráneo (LAVOREL *et al.*, 2005).

La comprensión y cuantificación del impacto histórico en los sistemas naturales de áreas protegidas es esencial para dosificar la necesidad de ges-



ción de estos espacios. La disminución del impacto de procesos o actividades tradicionales en zonas protegidas de alto valor natural puede favorecer la inestabilidad del sistema y hacerlo más sensible a perturbaciones naturales o cambios de estado que no siempre favorecen la biodiversidad (BRAWN, 2001), la funcionalidad del sistema o los objetivos planteados en los estatutos fundacionales de zona protegidas. La problemática es compleja, puesto que el estado actual de diferentes zonas protegidas es el resultado complejo de las trayectorias históricas a las que han sido sometidas en un contexto concreto.

El presente estudio pretende poner en práctica una metodología encaminada a la comprensión de los impactos del cambio global en un contexto paisajístico de montaña y afrontar un proceso de modelización que combine la respuesta de las especies a diferentes escalas temporales. Esto debe permitir la parametrización de modelos de distribución y su utilización en el desarrollo de escenarios retrospectivos de pasado (VALLECILLO *et al.*, 2009), que nos permitan disponer de información sobre los cambios en distribución de las especies en tiempos recientes. Con el fin de examinar las consecuencias de los cambios registrados en los bosques del piso subalpino y montano desde mediados del siglo XX en la dinámica de aves forestales de especial interés para la conservación, se han descrito los cambios en las masas forestales y se han inferido las consecuencias asociadas a ellos en la distribución del urogallo (*Tetrao urogallus*) y el pito negro (*Dryocopus martius*) en un área que va más allá del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici e incluye las ZEPA de Aigüestortes y Alt Pallars, con el fin de evaluar también las implicaciones de diferentes niveles de protección en áreas de los Pirineos con similares trayectorias de usos del suelo.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El ámbito de estudio ocupa un total de 1882 km² en la parte occidental de la región alpina catalana, delimitada por tres tipologías de áreas pro-

tegidas superpuestas sobre el territorio: el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, el Parque Natural del Alt Pirineu y los espacios protegidos de la red Natura 2000 (Figura 1). El Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici comprende 400 km² que incluyen una zona estrictamente protegida y una zona periférica. Desde su creación en 1955, la explotación de recursos naturales (excepto la ganadería tradicional) quedó estrictamente prohibida dentro del Parque Nacional, aunque se permitió determinados aprovechamientos tradicionales (explotación forestal, etc.) en su zona periférica. El Parque Natural del Alt Pirineu fue creado en el 2003, pero incluye áreas que han estado gestionadas como Reserva de Caza desde 1966. Este Parque Natural posee una superficie de 760 km², de titularidad mayoritariamente pública (80% a los municipios y 10% al Gobierno Catalán). Finalmente, la aprobación de la red de espacios de Natura 2000 en el 2006 implicó la designación de dos zonas especiales para la conservación en esta área: Aigüestortes (560 km², 71% superpuesta con el Parque Nacional) y Alt Pallars (773 km², 86% superpuesta con el Parque Natural). De este modo, la historia reciente de la explotación de los recursos naturales en áreas recientemente protegidas (fuera del Parque Nacional) desde la mitad del siglo XX se puede asumir que es paralela a la de otras áreas rurales de los Pirineos, con un abandono generalizado en las laderas relacionado con la despoblación del territorio, y un marcado descenso del ganado debido a la crisis en el sistema de trashumancia (GARCÍA-RUIZ Y LASANTA, 1990; GARCÍA-RUIZ *et al* 1996).

Cambios en los bosques desde mediados del siglo XX

Para describir los cambios en la extensión y la estructura del bosque se procesaron 527 ortoimágenes tomadas en el 2009 (ICC, 2012) que cubrían toda la región alpina catalana, y 122 fotografías aéreas de 1956 circunscritas al área de estudio. Siguiendo el protocolo de AMEZTEGUI *et al.* (2010), cada imagen de 2009 y 1956 fue clasificada semi-automáticamente en una imagen binaria con valores «árbol» o «no árbol» de 2 m

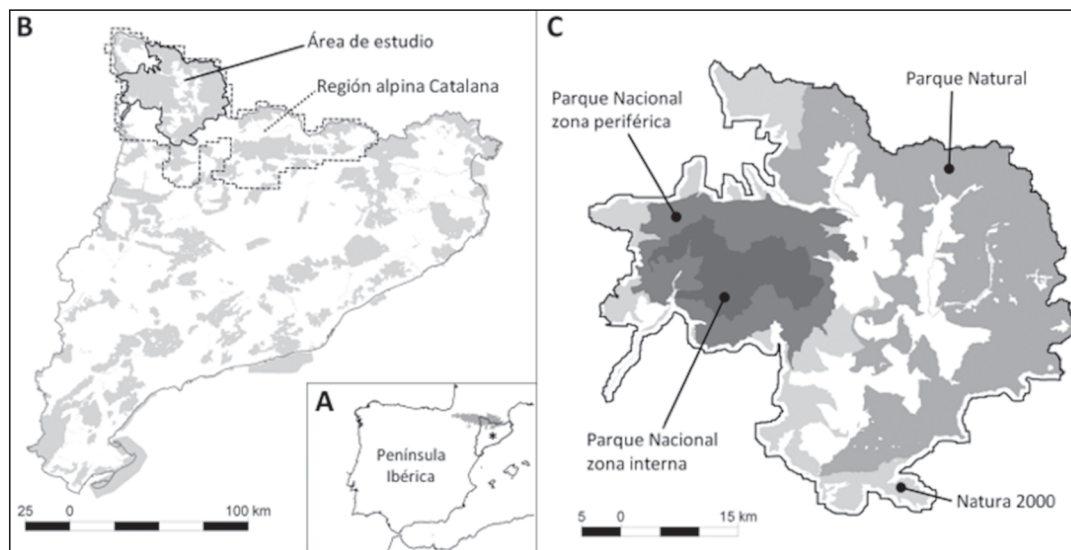


Figura 1. Localización del área de estudio: (A) Cataluña (*) y la región alpina (gris) en los Pirineos, de acuerdo con las regiones biogeográficas europeas (ETC/NPB 2008); (B) área de estudio y región alpina en Cataluña, en el marco de Natura 2000 catalana (gris); (C) áreas protegidas dentro del área de estudio (escala de grises, áreas no protegidas en blanco), incluyendo el Parque Nacional de Aiguestortes i Estany de Sant Maurici (zonas interna y periférica), el Parque Natural del Alt Pirineu y Natura 2000.

Figure 1. Location of study area: (A) Catalonia (*) and the alpine region (shaded) in the Pyrenees mountain range, according to the European biogeographical regions (ETC/NPB 2008); (B) study area and alpine region in Catalonia, showing the Catalan network of protected areas (shaded); (C) protected areas inside the study area (greyscale shading, unprotected areas in white), including Aiguestortes i Estany de Sant Maurici National Park (core and peripheral areas), Alt Pirineu Natural Park and Natura 2000 network.

de resolución, uniendo las imágenes correspondientes a un mismo periodo. Los mosaicos resultantes para las décadas de los cincuenta y dos mil fueron reescalados a imágenes de fracción de cabida cubierta (en adelante FCC), obteniendo el % de «árboles» en cada celda de 100x100 m de resolución. Estos procesos se realizaron individualmente en base a la distribución actual de los tres tipos de bosque dominantes en el área de estudio (CREAF, 2010): i) bosques subalpinos de pino negro (*Pinus uncinata* Ram.); ii) bosques montanos de coníferas, dominados por pino silvestre (*P. sylvestris* L.) y abeto (*Abies alba* Mill.); iii) bosques montanos caducifolios dominados por hayas (*Fagus sylvatica* L.) acompañadas a menudo por abedules (*Betula pendula* Roth.). Siguiendo los umbrales utilizados por la FAO (SHVIDENKO *et al.*, 2005), los píxeles con una FCC $\geq 10\%$ se clasificaron como «bosque», diferenciando bosque «abierto» (FCC $< 40\%$) de bosque «cerrado» (FCC $\geq 40\%$). En base a esta información se analizó la expansión de los bosques

comparando las distribuciones actual y pasada de las tres tipologías antes descritas. Para reducir los errores derivados del uso de ortoimágenes, solo se consideraron como celdas colonizadas aquellas que a mediados del sigloXX no se habían clasificado como bosque ($< 10\%$ FCC) y que 50 años después mostraban un incremento de FCC superior al 10%. Además, el análisis de la densificación de los bosques se basó en identificar aquellas áreas previamente clasificadas como bosque «abierto» o «no bosque» que actualmente se habían convertido en bosque «cerrado».

Distribución de las especies actual y a mediados del siglo XX

Para analizar los cambios de distribución del urogallo y el pito negro primero se modeló su distribución actual basándonos en datos de censos recientes y en predictores relacionados con

Proyectos de investigación en parques nacionales: 2010-2013

la topografía y la calidad de los hábitats forestales. Una vez calibrados, los modelos fueron proyectados hacia el pasado teniendo en cuenta las variables descriptoras de los hábitats forestales calculadas a partir de las ortoimágenes de 1956.

La información del urogallo provino del censo al canto llevado a cabo en 2005 por el Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural de la Generalitat de Catalunya (CANUT *et al.*, 2006), en el que se identificaron un total de 143 cantaderos a lo largo del Pirineo catalán. En el caso del pito negro, el Institut Català d'Ornitologia proporcionó un total de 270 observaciones recogidas en sus programas de monitoreo. El programa de seguimiento de aves comunes (SOCC) aportó 164 observaciones, mientras que ornitho.cat, el portal web de recogida e intercambio de observaciones de aves en Catalunya, aportó las 106 observaciones restantes. A diferencia de los datos de urogallo, recogidos en un muestreo estandarizado, los datos de pito negro fueron el resultado de la integración de di-

versas fuentes de información, presentado importantes sesgos geográficos y temporales. Para atajar dichos problemas y limitar la autocorrelación espacial de los datos se extrajo una submuestra de 97 observaciones consistente en un único dato por celda UTM de 1x1 km, acotados a la región alpina catalana.

Por otro lado, los predictores ambientales seleccionados para modelizar la distribución de las especies incluyeron nueve variables forestales y topográficas relacionadas con los requerimientos ecológicos de las especies (Tabla 1). Respecto a los hábitats forestales, las características más relevantes para las aves forestales especialistas incluyen la composición del bosque, su extensión y su estructura (GIL-TENA *et al.*, 2007). Estas características quedaron sintetizadas en dos variables relacionadas con la extensión del bosque «abierto» y «cerrado», calculadas para las tres tipologías de bosque definidas y para los dos periodos analizados. La extensión de bosque «abierto» se definió como el porcentaje de celdas clasificadas como bosque «abierto» (FCC

Variable	Valores Min-Max	Descripción
Extensión bosque abierto		
Subalpino-coníferas	0 - 100	Porcentaje de bosque «abierto» alrededor de cada celda, calculado a partir de imágenes de FCC actuales y de mediados del siglo XX, como la fracción de píxeles de bosque «abierto» ($10\% \leq FCC < 40\%$) en un radio de 500 m.
Montano-coníferas		
Montano-caducifolio		
Extensión bosque cerrado		
Subalpino-coníferas	0 - 100	Porcentaje de bosque «cerrado» alrededor de cada celda, calculado a partir de imágenes de FCC actuales y de mediados del siglo XX, como la fracción de píxeles de bosque «cerrado» ($FCC \geq 40\%$) en un radio de 500 m.
Montano-coníferas		
Montano-caducifolio		
Relieve		
Altitud	566-3052	Distancia vertical sobre el nivel del mar. Reescalado del MDT de 10 m de resolución (ICC, 2012).
Pendiente	0-343	Porcentaje de desplazamiento horizontal respecto al desplazamiento vertical (e.g. $45^\circ = 100\%$). Calculado y re-escalado a partir de un MDT de 10 m de resolución (ICC, 2012).
Área soleada	0-100	Proporción de superficie orientada al sur alrededor de cada celda. Calculado y reescalado a partir de un MDT de 10 m de resolución (ICC, 2012).

Tabla 1. Predictores ambientales utilizados en los modelos de distribución de especies.

Table 1. Environmental predictors included in the species distribution models.



< 40%) en un radio de 500 m alrededor de cada pixel focal. La superficie de bosque «cerrado» fue definida del mismo modo pero en base a las celdas clasificadas como bosque «cerrado» (FCC \geq 40%). Los gradientes ambientales se completaron con tres variables topográficas: altitud, pendiente y porcentaje de áreas situadas en solana, derivadas todas ellas de un modelo digital del terreno de 10 m de resolución y reescaladas a la resolución de las variables forestales (100 m).

Entre las numerosas técnicas disponibles para modelizar la distribución de las especies basadas en datos presencia, elegimos la aproximación basada en la máxima entropía implementada en el programa MaxEnt (versión 3.3.3k: PHILLIPS Y DUDIK, 2004; PHILLIPS *et al.*, 2006) por la robustez de las predicciones obtenidas (ELITH *et al.*, 2006) y la posibilidad de incorporar la variabilidad en la calidad de los datos (e.g. sesgo de los muestreos, falta de información sobre la prevalencia de las especies) (ELITH *et al.*, 2010). MaxEnt es un método general de aprendizaje automático que minimiza las distancias relativas entre dos funciones de probabilidad, una estimada a partir de los datos de presencia de la especie y otra del ámbito de estudio, medidas en términos geográficos/ambientales (PHILLIPS *et al.*, 2006; PHILLIPS Y DUDIK, 2008; ELITH *et al.*, 2010).

Los modelos de distribución fueron calibrados con todos los datos disponibles y se proyectaron sobre las condiciones ambientales actuales y pasadas, utilizando la parametrización estándar de MaxEnt y ajustando funciones lineares y cuadráticas con el fin de obtener respuestas fáciles de interpretar y evitando así la extrapolación de funciones e interacciones complejas. En los modelos de pito negro la calibración de los modelos fue restringida exclusivamente a las áreas muestreadas, forzando así que la información ambiental incluyera los mismos sesgos espaciales que los datos de presencia (DUDIK *et al.*, 2006; PHILLIPS *et al.*, 2009; ELITH *et al.*, 2010).

Con el fin de analizar los cambios en la distribución, las predicciones obtenidas fueron clasifica-

das en dos niveles de áreas relevantes en base a un método numérico con un fuerte componente ecológico que combina la delimitación de áreas ocupadas y su jerarquización (ARCOS *et al.*, 2012). El punto de corte para delimitar las áreas ocupadas por las especies (áreas de presencia) se definió en función de la prevalencia de los datos corológicos, siendo el percentil 10 de idoneidad de hábitat (i.e. 10% de datos con valores más bajos) el umbral finalmente seleccionado. El promedio de la idoneidad de hábitat dentro del área de presencia ofreció el punto de corte para delimitar las áreas óptimas.

Con objeto de obtener una visión amplia de la calidad de las predicciones obtenidas, los modelos fueron evaluados en base a medidas dependientes e independientes de umbrales. Entre las medidas independientes utilizamos el AUC (Area Under the Receiver Operating Characteristic - ROC) (FIELDING Y BELL, 1997; BOYCE *et al.*, 2002; PHILLIPS *et al.*, 2009) calculado a partir de la validación cruzada de 10 submuestras. El AUC proporciona una medida de la habilidad del modelo para discriminar entre las áreas ocupadas y no ocupadas por la especie, y típicamente proporciona valores de 0.5 cuando la discriminación no difiere del azar hasta 1 cuando la discriminación es perfecta. Valores mayores a 0,7 indican que las predicciones obtenidas son útiles y valores por encima de 0.9 indican predicciones excelentes (HOSMER Y LEMESHOW, 2000; SWETS 1988; ARAÚJO *et al.*, 2005). A pesar de las limitaciones del AUC como medida de la capacidad predictiva de los modelos (LOBO *et al.*, 2008), está ampliamente aceptada su validez como medida relativa de eficacia para comparar predicciones de modelos de una misma especie en distintos ámbitos geográficos y temporales (ANDERSON Y GONZÁLEZ JR, 2011).

RESULTADOS

Cambios en los bosques de montaña

En los años 1950s los bosques subalpinos de pino negro predominaban en el área de estudio, cubriendo 46.724 ha y con un 19% de bosques



Tipo de bosque	Área de bosque (ha)		Col.	Bosque abierto (%)		Dens.
	Años 1950	Años 2000		Años 1950	Años 2000	
Subalpino-coníferas	46.724	51.583	11,1%	18,7%	7,5%	25,3%
Parque Nacional	11.526	12.523	9,2%	21,2%	4,4%	27,0%
Parque Natural + Natura 2000	28.707	31.352	10,1%	17,4%	9,1%	22,4%
No protegido	6.491	7.708	19,1%	20,1%	6,4%	35,0%
Montano-coníferas	43.310	45.719	6,5%	11,4%	7,3%	14,6%
Parque Nacional	3.770	3.919	4,3%	11,1%	2,7%	14,5%
Parque Natural + Natura 2000	26.291	26.853	3,2%	9,9%	8,1%	9,9%
No protegido	13.249	14.947	13,8%	14,5%	7,1%	24,0%
Montano-caducifolio	13.992	14.336	4,8%	12,8%	12,4%	13,3%
Parque Nacional	1.253	1.309	5,0%	16,3%	14,0%	17,0%
Parque Natural + Natura 2000	7.560	7.629	3,5%	11,4%	14,1%	10,3%
No protegido	5.179	5.398	6,6%	14,1%	9,6%	16,8%

Tabla 2. Cambios en los bosques desde mediados del siglo XX hasta la actualidad. Colonización (Col.), porcentaje de nuevas áreas forestales respecto a los años 1950; Densificación (Dens.), porcentaje de área forestal de bosque «abierto» o «no bosque» en los años 1950 densificada a bosque cerrado en la actualidad.

Table 2. Forest changes during the second half of the twentieth century. Colonization (Col.), percentage of forested area from 1950's; Densification (Dens.), percentage of forest densification area from 1950's open forest and not forested areas.

abiertos, mientras que los bosques montanos de pino silvestre y abeto ocupaban 43.310 ha y los hayedos 13.992 ha, en ambos casos con proporciones de bosque abierto de alrededor del 12% (Tabla 2). Desde entonces, todas las masas forestales han seguido procesos de expansión relevantes, siendo los bosques de pino negro los que han experimentado una expansión más marcada, traducida en la colonización de 5.191 ha (11,1% del área ocupada a mediados del siglo XX) y en la densificación de una cuarta parte (25,3%) de las masas forestales (Tabla 2). El impacto de estos procesos fue más leve en bosques montanos de coníferas y caducifolios, con niveles de colonización del orden del 5% y de densificación del orden del 14%. Respecto a la localización de los cambios de las masas forestales, las zonas dónde se registraron cambios más drásticos, especialmente en cuanto a los bosques de coníferas, fueron las zonas no protegidas, y, por tanto, situadas en cotas más bajas, hacia los fondos de valle.

Cambios potenciales en la distribución de especies de aves forestales especialistas

Los modelos de distribución de especies mostraron una excelente capacidad predictiva en el modelo de urogallo ($AUC = 0,94 \pm 0,02$ SD), y una buena capacidad predictiva para el pito negro ($AUC = 0,77 \pm 0,05$ SD) (Figura 2). En consonancia con la ecología de las especies, los modelos señalaron los bosques de coníferas como el componente del hábitat más importante para ambas especies, mostrando el urogallo mayor exclusividad por bosques subalpinos de pino negro, y el pito negro decantándose más hacia los bosques montanos de pino silvestre y abeto, pero siempre enfatizando sus preferencias hacia los bosques más densos y cerrados (Figura 3).

La proyección de los modelos a las condiciones ambientales de mediados del siglo XX puso de manifiesto ligeras retracciones de la distribución de las especies respecto a la actualidad. Así, los

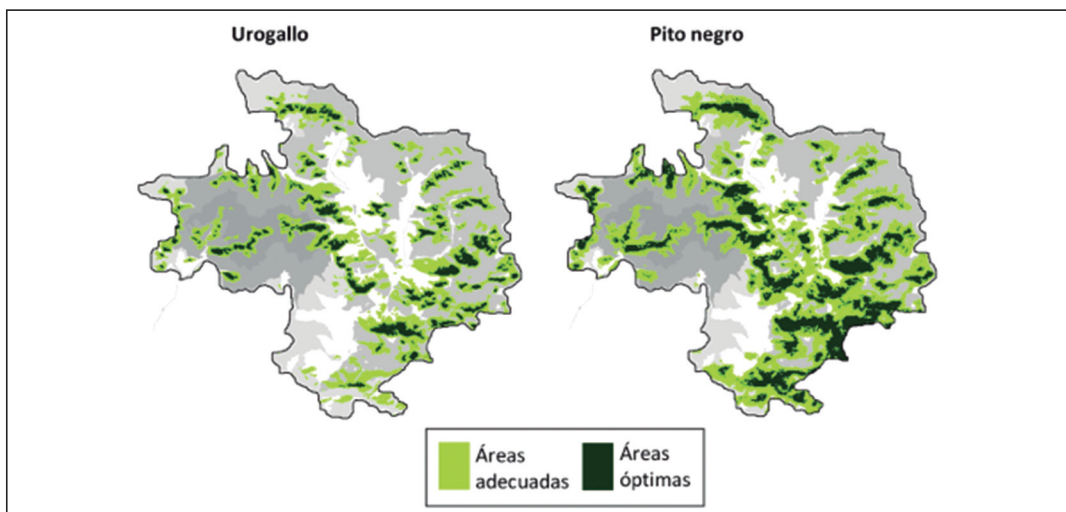


Figura 2. Áreas relevantes para el urogallo (*Tetrao urogallus*) y el pito negro (*Dryocopus martius*) actuales.

Figure 2. Current suitable and optimal areas for the capercaillie (*Tetrao urogallus*) and the black woodpecker (*Dryocopus martius*).

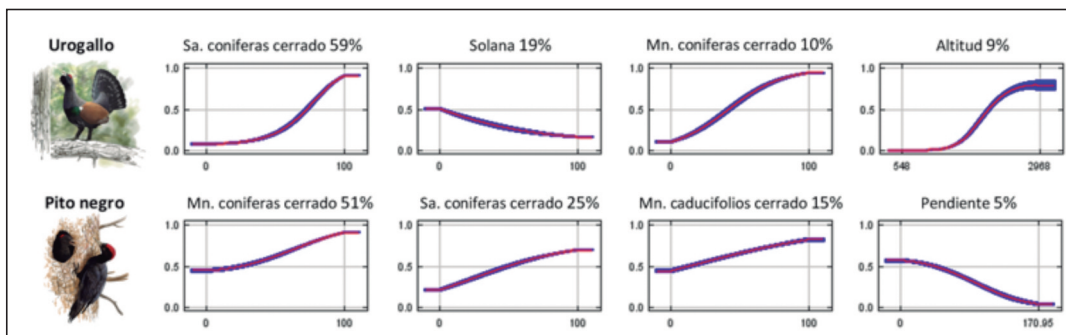


Figura 3. Respuesta marginal parcial de las cuatro variables más importantes para el urogallo (*Tetrao urogallus*) y el pito negro (*Dryocopus martius*), indicando la contribución relativa de cada variable. El eje-y muestra los valores logísticos de idoneidad del hábitat. Sa. Subalpino; Mn. Montano.

Figure 3. Partial dependence plots showing the marginal response of the four most important variables (i.e., for constant values of the other variables) for the three forest bird species studied, including the relative contribution of each variable. The y-axis indicates logistic habitat suitability. Sa. Subalpine; Mn. Montane.

resultados obtenidos indican que en el período 1950-2000 el urogallo y el pito negro incrementaron sus hábitats adecuados el 5% y el 2,6%, respectivamente (Tabla 3). Pero si nos fijamos en los cambios en los hábitats óptimos de ambas especies, el incremento en las superficies es más importante, alcanzando valores del 11,6% en el uro-

gallo y de 16% en el pito negro. Además, los cambios en los hábitats óptimos de ambas especies se hacen así particularmente evidentes dentro del Parque Nacional, sobre todo si las comparamos con las zonas de Parque Natural o Natura 2000, donde los incrementos tanto de hábitats adecuados como de óptimos son más leves (Tabla 3).



Especie	Áreas adecuadas			Áreas óptimas		
	Años 1950	Años 2000	% Cambio	Años 1950	Años 2000	% Cambio
Urogallo	61.112	64.147	5,0%	17.302	19.313	11,6%
Parque Nacional	15.237	15.722	3,2%	3.917	5.208	33,0%
Parque Natural + Natura 2000	38.277	39.894	4,2%	11.247	11.776	4,7%
No protegido	7.598	8.531	12,3%	2.138	2.329	8,9%
Pito negro	116.161	119.232	2,6%	37.326	43.311	16,0%
Parque Nacional	14.409	15.398	6,9%	5.483	7.301	33,2%
Parque Natural + Natura 2000	68.359	69.760	2,0%	24.898	27.447	10,2%
No protegido	33.393	34.074	2,0%	6.945	8.563	23,3%

Tabla 3. Cambios en la distribución de urogallo (*Tetrao urogallus*) y pito negro (*Dryocopus martius*) desde mediados del siglo XX hasta la actualidad. La superficie está expresada en hectáreas, y el % de cambio se ha calculado respecto a la superficie de los años 1950.

Table 3. Distribution changes for capercaillie (*Tetrao urogallus*) and Black woodpecker (*Dryocopus martius*) during the second half of the twentieth century. La superficie está expresada en hectáreas el % de cambio se ha calculado respecto a la superficie de los años 1950.

DISCUSIÓN

El análisis de la trayectorias históricas del paisaje ha evidenciado cambios en el hábitat disponible entre mediados del siglo XX y la actualidad, con un ligero aumento de las áreas adecuadas (incremento de superficie del 5% para el urogallo y menos del 3% para el pito negro) y un aumento importante de las áreas óptimas, (12% y 16% para el urogallo y el pito negro, respectivamente). El aumento y la mejora del hábitat disponible de urogallo y pito negro se relacionaron, fuera de los espacios protegidos, con los procesos de colonización y densificación de bosques subalpinos de pino negro (especialmente en fondos de valle). Por su parte, dentro de los espacios protegidos, y especialmente en el Parque Nacional, la colonización forestal de los valles no fue tan relevante debido a diferencias orográficas (los espacios protegidos tienden a estar en las zonas más altas) y en el grado de presión sobre el medio de las actividades humanas. En consecuencia, los cambios más relevantes para el urogallo y el pito negro dentro de los espacios protegidos consistieron en incrementos de los hábitats óptimos a causa de

los procesos de densificación (y maduración) de las masas forestales.

De este modo, en el presente estudio se ha mostrado que desde la mitad del siglo XX se ha producido un aumento de la cantidad y sobretodo de la calidad del hábitat forestal adecuado para el urogallo y el pito negro, especies protegidas e incluidas en el Anexo I de la Directiva Aves y asignadas como especies prioritarias en las áreas ZEPA de los espacios Natura 2000 analizados (Aigüestortes y Alt Pallars). La dinámica del paisaje no sólo ha tenido consecuencias a largo plazo, sino que a corto plazo también se han constatado cambios significativos en las tendencias poblacionales de especies afectadas tanto positiva como negativamente por procesos de colonización (HERRANDO *et al.*, 2014). Asimismo, los resultados apuntan que tanto a corto como a largo plazo, los cambios en la distribución de especies y la composición de las comunidades son un reflejo de tendencias más generales que ocurren a una escala regional más amplia, hecho que justifica que no se hayan observado diferencias muy importantes entre lo observado dentro y fuera del Parque Nacional.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al *Servei de Biodiversitat i Protecció dels Animals del Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural (DAAM)* la cesión de los datos del censo de cantaderos de urogallo, y al *Institut Català d'Ornitologia*, así como a todos los colaboradores

que participan voluntariamente en el *Seguiment d'Ocells Comuns de Catalunya (SOCC)* y que aportan desinteresadamente sus observaciones al portal *Web ornitho.cat*, la cesión de los datos de pito negro. El presente estudio ha sido financiado en el marco del proyecto *TREEBIO 200/2010* (Organismo Autónomo Parques Nacionales).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMEZTEGUI, A., BROTONS, L. y COLL, L. 2010. Land-use changes as major drivers of Mountain pine (*Pinus uncinata* Ram.) expansion in the Pyrenees. *Global Ecology and Biogeography*.
- ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscape with different proportion of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- ARCÓS, J.M., J. BÉCARES, D. VILLERO, L. BROTONS, B. RODRÍGUEZ y A. RUIZ. 2012. Assessing the location and stability of foraging hotspots for pelagic seabirds: An approach to identify marine Important Bird Areas (IBAs) in Spain. *Biological Conservation* 156: 30-45.
- BLONDEL, J. y ARONSON, J. 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, Oxford.
- BRAWN, J.D., ROBINSON, S.K. y THOMPSON, F.R. 2001. The role of disturbance in the ecology and conservation of birds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 251-276.
- BOYCE, M.S., P.R. VERNIER, S.E. NIELSEN, y SCHMIEGELOW, F.K.A. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157: 281-300.
- BROOK B.W., SODHI N.S. y BRADSHAW C.J.A. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology and Evolution*, 23, 453-460.
- CANUT, J., GARCÍA-FERRER, D., AFONSO, I. y MARTÍNEZ, R. 2006. Situación del urogallo pirenaico (*Tetrao urogallus aquitanicus*) en la comunidad autónoma de Cataluña. En ROBLES, L., BALLESTEROS, F. y CANUT, J. (eds.). 2006. *El urogallo en España, Andorra y Pirineos franceses. Situación actual*. SEO/BirdLife. Madrid. 60-70.
- CREAF. 2010. *Mapa de cobertes del sòl de Catalunya, 3a edició versió 2 (2005-2007)* <http://www.creaf.uab.es/mcsc>. Generalitat de Catalunya y Centre de Recerca i Aplicacions Forestals, Barcelona.
- ETC/NPB. 2008. *Biogeographical Regions*. European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity (ETC/NPB), Council Of Europe y European Environment Agency, Paris.
- FIELDING, A.H. y BELL, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence: absence models. *Environmental Conservation* 24: 38-49.
- GIL-TENA A., SAURA, S. y BROTONS, L. 2007. Effects of forest composition and structure on bird species richness in a Mediterranean context: Implications for forest ecosystem management. *Forest Ecology and Management* 242: 470-476.
- HERRANDO, S., ANTON, M., SARDA-PALOMERA, F., BOTA, G., GREGORY, R.D. y BROTONS, L. 2014. Indicators of the impact of land use changes using large-scale bird surveys: land abandonment in a Mediterranean region. *Ecological Indicators*, in press.
- ICC. 2012. *Vissir v3.7* (assessed: June, 2012) <http://www.icc.cat/vissir3>. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona.

Proyectos de investigación en parques nacionales: 2010-2013

- LAVOREL, S., CANADELL, J., RAMBAL, S. y TERRADAS, J. 1998. Mediterranean terrestrial ecosystems: research priorities on global change effects. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7: 157-166.
- PHILLIPS, S.J., M. DUDÍK, Y.R. y SCHAPIRE, E. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. Pages 655-662. *Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning*.
- PICKETT, S.T. A., KOLASA, J., ARMESTO, J.J. y COLLINS, S.L. 1989. The Ecological Concept of Disturbance and Its Expression at Various Hierarchical Levels. *Oikos*, 54, 129-136.
- PLATT, W. y CONNELL, J. 2003. Natural disturbances and directional replacement of species. *Ecological Monographs*, 73: 507-522.
- SHVIDENKO, A., C.V. BARBER, R. PERSSON, P. GONZALEZ, R. HASSAN, P. LAKYDA, I. MCCALLUM, S. NILSSON, J. PULHIN, B.V. ROSENBERG y B. SCHOLES. 2005. Chapter 21. Forest and Woodland Systems. Pages 585-621 in R. Hassan, R. Scholes, and N. Ash, editors. *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1. Millennium Ecosystem Assessment & Island Press, Washington, DC*.
- THOMAS, C.D., A. CAMERON, R.E. GREEN, M. BAKKENES, L.J. BEAUMONT, Y.C. COLLINGHAM, B.F.N. ERASMUS, M.F. DE SIQUEIRA, A. GRAINGER, L. HANNAH, L. HUGHES, B. HUNTLEY, A.S. VAN JAARSVELD, G.F. MIDGLEY, L. MILES, M.A. ORTEGA-HUERTA, A. TOWNSEND PETERSON, O.L. PHILLIPS y S.E. WILLIAMS. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.
- VALLECILLO, S., L. BROTONS y W. THUILLER. 2009. Dangers of predicting bird species distributions in response to land-cover changes. *Ecological Applications*.
- VILLARD, M.A., TRZCINSKI, M.K. y MERRIAM, G. 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conserv. Biol.* 13: 774-83.
- WALTHER, G.R., ROQUES, A., HULME, P.E., SYKES, M.T., PYSEK, P., *et al.* Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*. 2009; 24:686-93.

