

PATRÓN Y MODELO DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA ALONDRA RICOTÍ *CHERSOPHILUS DUPONTI* DURANTE EL PERIODO REPRODUCTOR EN EL LIC DE ABLITAS (NAVARRA)



David NOGUÉS-BRAVO* ** 1 y Anton AGIRRE***

SUMMARY.—*Modelling the spatial location of Dupont's Lark Chersophilus duponti during the breeding session in the Ablitas Natura Network area (Navarra).*

Aims: Dupont's lark is an endangered species due to different pressure factors, mainly linked to changes in the composition and structure of steppe landscapes due to agriculture activities. The multiple aim is (1) to census the population of dupont's lark in a Natura Network area, (2) to develop spatial models to assess the driving factors of their spatial pattern and take into account the spatial fragmentation of their habitat patches, and (3) to develop a map of the probability presence of dupont's lark in order to support conservation strategies.

Location: Nature Network area in northern Spain (Ebro Basin).

Methods: Census mapping using GPS; Generalised Additive Models, GAM, as non-parametric regression tool inserted in a GIS framework.

Results and Conclusions: Density is around 0.40 - 0.51 per 10 ha. Dupont's lark shows a high habitat preference related to sparse steppe areas, flat areas and scarcely fragmented landscapes. Incorrect interpretations of Community Agrarian Policy (CAP) are over-exploiting steppe areas and putting in danger the viability of this species in this area. Modelling approaches to evaluate the spatial pattern of endangered species and GIS tools could support management decisions in Nature Networks areas.

Key words: Dupont's lark, Navarra, census mapping, species distribution modelling, GAM, GIS, landscape fragmentation, conservation strategies.

RESUMEN.—*Patrón y modelo de distribución espacial de la alondra ricotí Chersophilus duponti durante el periodo reproductor en el LIC de Ablitas (Navarra).*

Objetivos: La alondra ricotí es un ave en peligro por factores de presión ligados fundamentalmente a cambios en la composición y estructura de los paisajes estépicos relacionados con las actividades agrícolas. Los objetivos del trabajo son (1) censar la población de alondra en un LIC, (2) hacer un modelo espacial para evaluar los factores de control del patrón de la especie y (3) obtener cartografía de probabilidad como herramienta de gestión.

Localidad: LIC de Peñadil, Montecillo, Monterrey en el sur de Navarra.

Métodos: Mapeo de territorios usando GPS; como técnica de regresión se ha utilizado un método no paramétrico, los Modelos Generalizables Aditivos y Sistemas de Información Geográfica, SIG, como herramienta de tratamiento de la información espacial.

Resultados y Conclusiones: La densidad obtenida ha sido de 0,40 - 0,51 por cada 10 ha. La alondra ha mostrado un alto grado de preferencia por las zonas estépicas de cobertura rala, pendientes escasas, y zonas escasamente fragmentadas. Interpretaciones erróneas de la PAC están sobre-explotando las áreas estépicas y poniendo en peligro la viabilidad de la especie en el área al roturarse zonas de vegetación na-

* Macroecology and Conservation Unit. Evora University, Portugal

** Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC. José Gutiérrez Abascal 2. E-28006 Madrid, España.

*** San Pancraccio nº 12, Ablitas. Navarra, España.

¹ Corresponding author: mcndn750@mncn.csic.es

tural de escasa productividad agrícola. Las herramientas de modelización presentadas pueden servir como soporte para una gestión adecuada de la especie y del LIC.

Palabras clave: alondra ricotí, Navarra, mapeo de territorios, modelización de distribución de especies, GAM, SIG, fragmentación paisajística, estrategias de conservación.

INTRODUCCIÓN

La alondra ricotí *Chersophilus duponti* es un ave esteparia de distribución Paleártica restringida a la península Ibérica y norte de África (Cramp y Simmons, 1980). Es uno de los passeriformes más escasos y desconocidos de Europa y esta catalogada como Sensible a la alteración de su hábitat en Navarra (Decreto Foral 563/95), en peligro en España (Madroño *et al.*, 2004) y de rango restringido en Europa (BirdLife Internacional, 2004). El rango de distribución europeo se restringe a la península Ibérica, localizándose en seis grandes áreas: valle del Ebro, páramos del Sistema Ibérico y de las mesetas Norte, Baza, zona costera de Almería y páramos burgaleses, sin descartar la presencia de la especie en alguna otra área de escasa extensión (Garza y Suárez, 1990; Martí y Del Moral, 2003). En Navarra, límite noroccidental de distribución de la especie, fue detectada por primera vez en 1988 (Ceballos *et al.*, 1988), localizándose en dos áreas principales: Bardenas y Peñadil-Aeródromo (Elosegui, 1998). La población estimada mediante transectos en el año 1988 (Garza y Suárez, 1990) fue de 13.000 individuos para España. Sin embargo, estudios recientes han demostrado que el número de territorios actuales representaría el 20% de la media de los censos anteriores (Garza *et al.*, 2003). Extrapolando los resultados obtenidos en este estudio a toda la población española, la nueva estima arrojaría como resultado una población de unas 1900 parejas.

El estado de amenaza señalado por los estudios anteriores ponen de manifiesto la necesidad de conocer los tamaños aproximados de las poblaciones de alondra ricotí, los factores de amenaza más importantes así como desarrollar herramientas que ayuden a definir estrategias

para su gestión y conservación. Una de éstas herramientas son los modelos de distribución de especies (Guisan y Zimmermann, 2000; Guisan y Thuiller, 2005; Araújo y Guisan, 2006). Dos son las aportaciones básicas que justifican su importancia: 1) ayudan a entender cómo funciona el sistema ambiental en el que está integrada la especie y cómo le afectan a su distribución diversos parámetros como el clima, la topografía o la vegetación; y 2) para predecir la distribución espacial de forma continua sobre el espacio a partir de información que ha sido recogida en sitios puntuales (inventarios). Es por ello que estos modelos y los resultados de ellos obtenidos pueden considerarse como herramientas de gestión útiles en las estrategias de conservación de los espacios naturales y de las especies que en ellos habitan. La integración de este tipo de herramientas en la planificación de redes de espacios protegidos ya ha sido explorada con anterioridad (Williams y Araújo, 2000; Ferrier *et al.*, 2002).

En este contexto, el presente trabajo tiene como objetivos: 1) Determinar el tamaño de la población presente en el área de estudio durante el periodo reproductor; 2) Evaluar la influencia de factores que pueden condicionar su distribución (tipo de cobertura del suelo, pendiente, altitud, tamaño de los fragmentos de su hábitat); 3) Obtener una cartografía de probabilidad de presencia de la especie.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se localiza al sur de Navarra, concretamente en el término municipal de Ablitas, en el Lic Peñadil, Montecillo, Mon-



terrey, coincidente con el Piso bioclimático Mesomediterráneo Superior (Loidi y Bascones, 1995). Las características generales del medio, con una extensión de 3.067 ha, son las de una zona donde predominan los cultivos de secano. Se distinguen dos áreas bien diferenciadas en las zonas más naturales, una de matorral mediterráneo sobre zonas de yesos en el que destacan especies como *Rosmarinus officinalis*, *Gypsophila hispanica*, *Ononis tridentata*, *Helianthemum squamatum*, *Hernaria fruticosa*, y algunos líquenes (*Calloplaca*, *Acarospora*, *Psora*, etc.) y otra de matorral propio de zonas áridas (coscojares) ocupada en su mayoría por cultivos cerealistas en las que se intercalan pequeñas parcelas sin cultivar con especies como *Rosmarinus officinalis*, *Salsola vermiculada*, *Artemisia herbalba*, *Astragalus clusi* y *Thymus vulgaris*. La altitud varía entre los 320 m s.n.m. y los 432 m s.n.m, con una media de 382 m s.n.m. La zona es mayoritariamente llana, (pendiente media del 4%), y presenta relieves tabulares en la mitad oeste.

En este último siglo la gestión del área ha cambiado drásticamente pasando de una agricultura de subsistencia basada en el laboreo de pequeñas parcelas mediante caballerías a una agricultura mecanizada, lo que ha desembocado en un paulatino proceso de intensificación, concentración y especialización de la producción. La entrada en la CEE aceleró este proceso de cambio que se ha visto incrementado considerablemente en los últimos años debido a la Política Agraria Común y en concreto a la aplicación del reglamento medioambiental 2078/92 CEE.

Censo poblacional

En primer lugar se dividió el área de estudio en cuadrículas UTM de 1 km x 1 km. Posteriormente, mediante visitas repetidas (septiembre-octubre) en 2002 se ubicaron diferentes estaciones de escucha con el objeto de determinar, mediante escuchas de cantos

espontáneos o inducidos como respuesta a un reclamo grabado digitalmente, la presencia o ausencia de la especie. La duración de cada escucha fue de 15 minutos y se realizaron durante las 3 primeras horas del día y las 2 últimas en un total de 52 estaciones durante 18 jornadas de trabajo.

Con los datos de presencia obtenidos, se procedió a la realización de un segundo cuadrulado, donde se dividió la cuadrícula UTM de 1 km x 1 km con presencia de la especie en cuadrículas de 100 m x 100 m. En estas nuevas cuadrículas se realizó un mapeo detallado de territorios durante visitas repetidas de febrero de 2003 a julio de 2003 barriendo la totalidad de la superficie ocupada por vegetación esteparia natural. En algunas áreas con especial agregación de territorios, las prospecciones se llevaron a cabo por equipos de dos a cuatro personas permitiendo en algunos casos identificar territorios próximos. En principio se optó por inducir el canto a través de la reproducción de cantos de machos territoriales, pero debido a que en dos ocasiones comprobamos como una alondra ricotí al escuchar el reclamo destruía su puesta (Anton Agirre, *obs. pers.*) se optó por realizar el censo solamente mediante la escucha de cantos espontáneos.

Variables del modelo

En primer lugar, se introdujo la localización de cada territorio de alondra ricotí en un Sistema de Información Geográfica. Por otro lado, las informaciones espacialmente distribuidas utilizadas como variables predictoras (Tabla 1) fueron cedidas en formato digital por el Departamento de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda del Gobierno de la Comunidad Foral de Navarra. El modelo digital de elevaciones para el LIC de Ablitas, del que se han extraído las informaciones de altitud y pendiente en grados, está compuesto por píxeles de 25 metros de resolución. El mapa de coberturas del suelo ha sido extraído del

TABLA 1

Información de las variables utilizadas para la modelización de la distribución espacial de la alondra ricotí.
 [Information on variables used for the spatial model of dupont's lark.]

Variable [Variable]	Tipo [Type]	Fuente [Source]	Escala [Scale]
Presencia / ausencia de alondra [Presence / absence of larks]	Respuesta (binaria) [Response (binary)]	Trabajo de campo [Field work]	
Tipo de cobertura [Cover type]	Predictora (nominal) [Predicted variable (nominal)]	Mapa de Cultivos y Aprovechamientos [Land-use map]	1:25000 (25 m de píxel) [1:25000 (pixel of 25 m)]
Altitud [Altitude]	Predictora (continua) [Predicted variable (continuous)]	MDE	25 m de píxel [pixel of 25 m]
Pendiente [Slope]	Predictora (continua) [Predicted variable (continuous)]	MDE	25 m de píxel [pixel of 25 m]
Área de los fragmentos [Fragments area]	Predictora (continua) [Predicted variable (continuous)]	Mapa de Cultivos y Aprovechamientos [Land-use map]	1:25000 (25 m de píxel) [1:25000 (pixel of 25 m)]

Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de Navarra, digitalizado a escala 1:25000. El número de coberturas del suelo que componen este mapa para el LIC es de trece y sus áreas totales aparecen reflejadas en la (Tabla 2). A partir de él se ha conseguido el área de cada uno de los polígonos que lo componen. Ambos mapas han sido convertidos a formato "raster" con un píxel del mismo tamaño que el del MDE, 25 metros de lado. De esta manera, la presencia/ausencia de alondra ricotí se ha establecido como variable respuesta, mientras que como variables predictoras han sido incluidas en el modelo: la pendiente, la altitud y el tamaño de cada fragmento de hábitat preferente.

Desarrollo del modelo

En un modelo dirigido a la predicción del hábitat de una especie, una de las características que condicionan todo el proceso de modelización es si la información de distribución recoge datos de presencia y ausencia o sólo datos de presencia. Así, en un gran número de

atlas o de datos de distribución de museos, únicamente se dispone de datos de presencia. Además, y debido al elevado coste de realizar censos de detalle que incluyan datos de ausencia es impracticable su obtención cuando la extensión a estudiar es elevada. Como la mayoría de métodos basados en la Teoría de la Probabilidad necesitan para los modelos binomiales datos de presencia y ausencia, se han propuesto diferentes alternativas. Por un lado, metodologías como la Evaluación Multicriterio (Store y Jokimäki, 2003), ENFA, Environmental Niche Factor Analysis (Hirzel *et al.*, 2002) o los algoritmos genéticos (Stockwell y Peters, 1998; Anderson *et al.*, 2003) permiten la obtención de predicción de potencialidad de hábitat con datos únicamente de presencia. Por otro lado, se ha propuesto la creación de pseudo-ausencias (Zaniewski *et al.*, 2002) para poder utilizar métodos estadísticos. La información de censos obtenida para este trabajo sí que ha recogido datos de ausencia por lo que en teoría, ninguna de las alternativas presentadas sería necesaria. Sin embargo, en ocasiones existen circunstancias especiales que restringen la

TABLA 2



Coberturas del suelo y extensión de las mismas presentes en el área de estudio.
 [Land-cover present in the study area and their surface.]

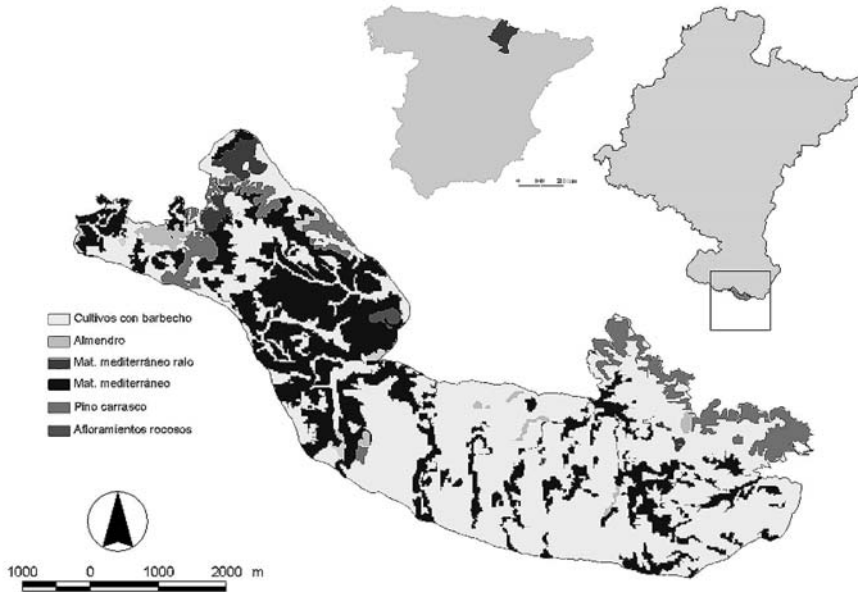
Cobertura del suelo [Land cover]	Área (ha) [Area (ha)]	Porcentaje [Percentage]
Cultivos herbáceos [Pasture land]	1	0,02
Cultivos herbáceos con barbecho [Pasture with fallow land]	1759	57,35
Almendro [Almond tree]	37	1,22
Viña [Vineyard]	3	0,10
<i>Lygeum spartum</i>	6	0,18
Matorral (< 60 %) + suelo desnudo [Scrubland (< 60 %) + bare soil]	79	2,58
Matorral mediterráneo [Mediterranean scrubland]	958	31,25
Pastizal [Pasture land]	1	0,03
<i>Pinus halepensis</i>	201	6,56
<i>Tamarix sp.</i>	0	0,01
Improductivo afloramientos [Unproductive field]	9	0,31
Improductivo urbano [Urban landscape]	6	0,19
<i>Juncus sp.</i>	6	0,20
Total	3067	100

utilidad de los datos de ausencia obtenidos. Una de ellas se produce cuando la especie analizada es rara o poco frecuente (Reutter *et al.*, 2003). Ello produce falta de significación estadística en los modelos estadísticos ya que áreas en las que la especie no es detectada, ausencia, no es consecuencia siempre de la escasa potencialidad de las mismas para ser hábitat de una especie sino porque la especie sólo se encuentra localizada en unos pocos puntos de su distribución potencial, subsaturación de hábitat. Este es el caso de la alondra ricotí en el LIC estudiado. Además, es posible que la utilización del reclamo fuera del periodo reproductor (septiembre-octubre) para determinar la presencia de la especie en cada cuadrícula de 1 km pudiera afectar al nivel de respuesta de la especie. Por estas razones, se ha optado por no utilizar las ausencias reales y crear pseudo-ausencias. En el trabajo de Zaniewsky *et al.* (2002) se proponen dos metodologías para obtener pseudo-ausencias. Una

de ellas es crearlas aleatoriamente y otra crearlas aleatoriamente pero únicamente en aquellas áreas en las que se entiende que las pseudo-ausencias pueden ser reales (en sitios de escasa probabilidad a priori de presentar a la especie por sus condicionamientos ecológicos). Este último ha sido el enfoque seleccionado para el presente trabajo. En nuestro caso han sido seleccionadas para crear pseudo-ausencias todas aquellas zonas no incluidas dentro de la cartografía digital (Fig. 1) como “matorral mediterráneo” y “matorral mediterráneo ralo”. De esta forma, 69 pseudo-ausencias y 33 presencias se han utilizado como datos para los análisis.

La preferencia de la especie por la cobertura del suelo se analizó mediante una prueba de chi-cuadrado (χ^2). Como herramienta de predicción se utilizó una técnica no paramétrica de regresión, los Modelos Generalizables Aditivos (Guisan y Zimmermann, 2000; Wood y Augustin, 2002). Una exposición teórica de

FIG. 1.—Localización del área de estudio y mapa de coberturas del suelo utilizado. Sólo los usos de mayor representación espacial han sido cartografiados. El resto han sido agrupados bajo el epígrafe usos. [Study area location and land cover map.]



esta metodología puede ser encontrada en Hastie y Tibshirani (1987). Esta herramienta ha sido ampliamente utilizada en el desarrollo de modelos predictivos de especies (Guisan *et al.*, 2002) o en estudios de riqueza de especies (Nogués y Martínez-Rica, 2004; Nogués y Araújo, *in press*; Whittaker *et al.*, *in press*).

En primer lugar, se han realizado, por separado, regresiones univariantes para conocer la influencia de cada variable, y en segundo lugar, con una regresión multivariante para obtener el modelo final. Se ha utilizado una distribución binomial con una función de conexión logit. Para la evaluación de la capacidad predictiva del modelo se ha obtenido el porcentaje de varianza explicada y la significación estadística de cada variable mediante chi-cuadrado. La evaluación del mismo ha sido obtenida mediante un estimador de la capacidad predictiva para modelos binomiales: Receiver Operating Characteristic, ROC (Zweig y Campbell, 1993). Los valores varían entre 0,5 y 1,0,

siendo los más bajos indicativos de un modelo de escasa credibilidad y viceversa.

Una vez evaluada la robustez estadística del modelo, se ha aplicado la función a cada uno de los píxeles de la zona de estudio para obtener una representación espacial del valor de probabilidad de presencia de la alondra ricotí. Todos los análisis han sido realizados con R (Ihaka y Gentleman, 1996) y con el módulo GRASP, Generalized Regression Analysis and Spatial Prediction (Lehmann *et al.*, 2002).

RESULTADOS

Censo poblacional

El número de territorios localizados oscila entre un mínimo de 33 y un máximo de 42. Los números mínimos se refieren a territorios que tienen un alto grado de fiabilidad de ser diferentes, por haber sido confirmada la pre-



sencia del ave repetidamente. Los máximos se refieren a localizaciones de posibles territorios en los cuales debido a la agregación de cantos no se han podido discriminar a través de las escuchas simultáneas.

De las 52 cuadrículas UTM de 1 km x 1 km prospectadas en total, en 9 de ellas se detectó la especie en la época reproductiva. Estas 9 cuadrículas suman 819 ha obteniéndose una densidad media de 0,40 / 0,51 territorios por cada 10 ha. Los 33 - 42 territorios de cría se distribuyen en una zona de mosaico entre cultivos de secano y pequeños fragmentos de vegetación natural gipsícola.

Patrón espacial de la especie

Se ha constatado la presencia de la especie en dos de las trece clases distintas de coberturas del suelo presentes en el Mapa de Cultivos y Aprovechamientos para el LIC de Ablitas. En las zonas de matorral mediterráneo con una cobertura menor del 60 % y con áreas de suelo desnudo, están censados 9 territorios y en las zonas de matorral mediterráneo con una cobertura mayor del 60 %, han sido censados 24 territorios.

Las regresiones simples entre la presencia / pseudo-ausencia de la alondra ricotí y cada

una de las tres variables predictoras por separado han mostrado en todos los casos significación estadística (Tabla 3). La variable que ha explicado una mayor parte de la varianza ha sido la pendiente (31,2 % de la varianza total), seguidas por el área de cada fragmento (22,5 % de la varianza total) y por la altitud (17,4 % de la varianza total).

El modelo aditivo generalizable multivariante se ha mostrado estadísticamente significativo (Tabla 4) y ha explicado un 67,7 % de la varianza total. Utilizando las curvas de respuesta (Fig. 2) se observa que la probabilidad de presencia en función de las pendientes se mantiene constante hasta el umbral de 8 o 9 grados, a partir del cual la probabilidad comienza a descender. Respecto a la altitud, la probabilidad aumenta desde las zonas más bajas hasta los 380 metros, a partir del cual se mantiene con cierta estabilidad. Además, la probabilidad aumenta con el área de los fragmentos hasta el umbral de las 15 hectáreas, a partir del cual se mantiene en valores similares. Por último, el área de LIC que ha presentado valores de presencia potencial, según el modelo (> 80 % de probabilidad), es de 148 ha.

En cuanto a la validación del modelo, la prueba independiente del umbral, ROC = 0,92, muestra una elevada robustez de las predicciones realizadas.

TABLA 3

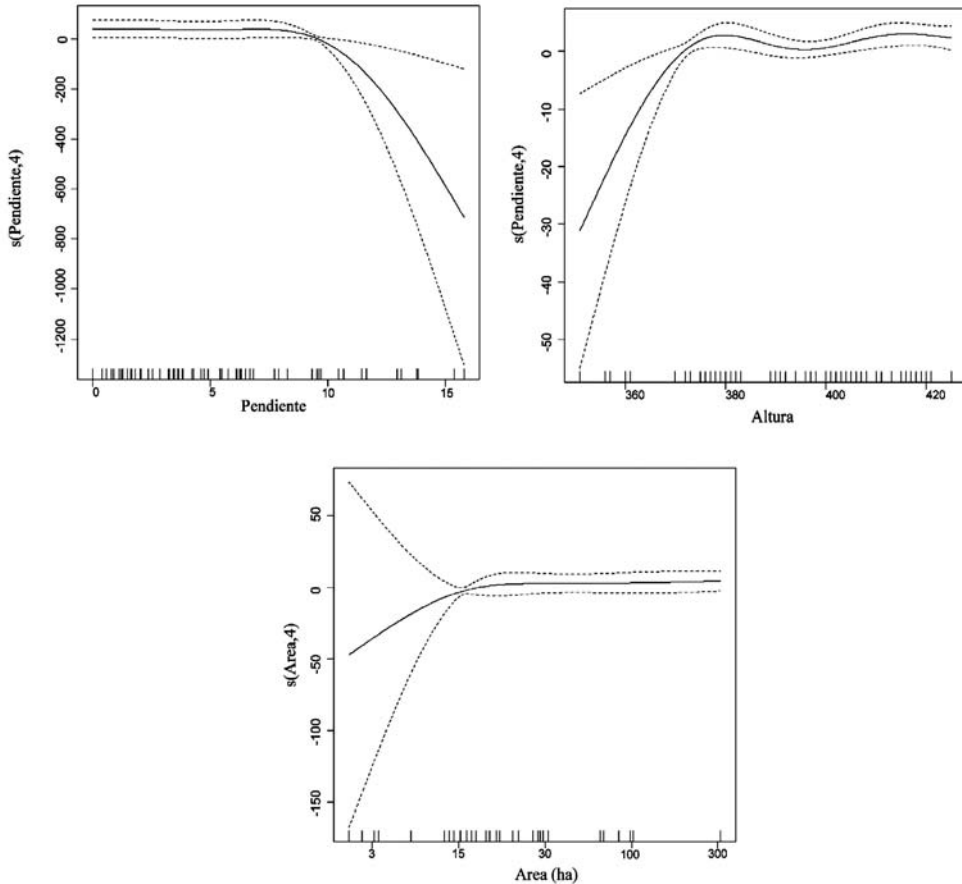
Varianza explicada y significación estadística (usando chi-cuadrado) por cada una de las variables utilizadas en el Modelo Generalizable Aditivo para predecir la distribución de la alondra ricotí (edf = grados de libertad estimados).

[Explained deviance and their statistical significance (using chi-square) of predictor variables of dupont's lark distribution (edf = estimates degrees of freedom).]

Variable	Varianza explicada [Explained deviance]	edf	P
Altitud [Altitude]	17,4 %	4	< 0,05
Pendiente [Slope]	31,2 %	4	< 0,05
Área [Area]	22,5 %	4	< 0,05

FIG. 2.—Curvas de respuesta típicas de un GAM. La probabilidad de presencia desciende con la pendiente mientras que aumenta con la altura y con el área de los fragmentos de su hábitat preferente (hasta un umbral de 15 hectáreas a partir de la cual se mantiene constante).

[Response curves obtained from the binomial GAM. They show lower values of probability in steeper areas and high values in higher zones. Also, probability grows when the area of each patch of potential habitat is higher until a threshold of 15 ha.]



La aplicación de la función obtenida a cada uno de los píxeles de la zona de estudio ha dado como resultado un mapa (Fig. 3) de valores continuos en los que los más elevados se sitúan en las plataformas de los relieves tabulares que presentan matorral o matorral ralo, con pendientes poco pronunciadas y con áreas de fragmentos lo suficientemente extensas. El resto de píxeles muestran valores más reducidos en función de las distintas combinaciones de

cada una de las propiedades que en los píxeles toman las variables estudiadas.

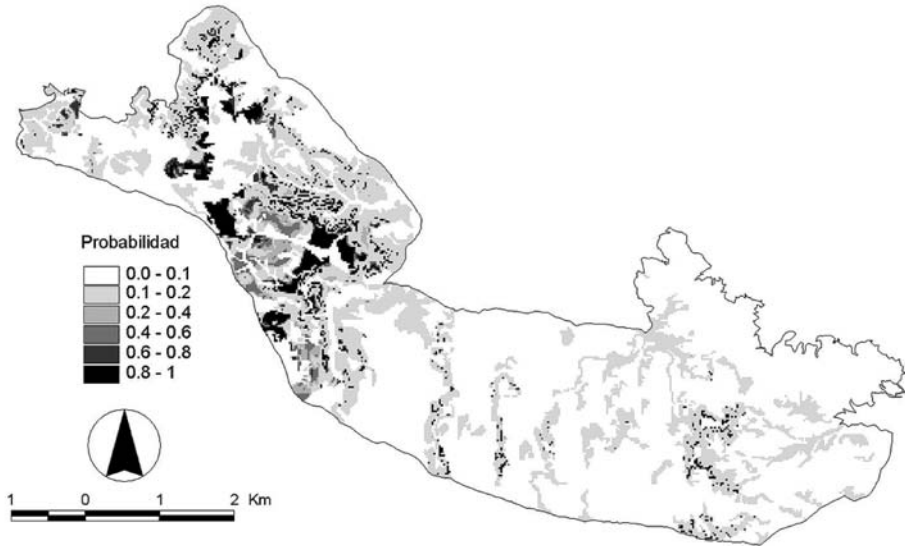
DISCUSIÓN

En total se han censado entre 33 - 42 territorios, utilizando como método de censo el mapeo detallado de territorios (Bibby *et al.*, 1992), método que ofrece estimas fiables del tama-



FIG. 3.—Mapa de probabilidad final de presencia de la alondra ricotí en el área de estudio. El color blanco son aquellas zonas con coberturas del suelo sin ninguna presencia de alondra ricotí y que no han sido incluidas en el GAM.

[Probability map of dupont's lark in the study area. White color represents areas covered by land-cover without any presence of dupont's lark. These areas were not included in the GAM.]



ño poblacional de la especie (Garza *et al.*, 2003). Se ha calculado el número de territorios en lugar del de parejas debido a que la especie se localiza a través de su actividad cantora, lo que no permite tener la certeza de que el macho escuchado este emparejado. Los resultados obtenidos arrojan una densidad de 0,40 / 0,51 territorios por cada 10 ha, resultando así una de las mayores densidades para la especie en el valle del Ebro. Sin embargo, recientemente, se ha informado de una densidad de 1,0 machos por cada 10 hectáreas, aunque fuera del Valle del Ebro, en la localidad soriana de Layna (Garza *et al.*, 2005).

Todos los territorios localizados se localizan sobre manchas de vegetación natural gipsícola. La mayoría de territorios (24) se asienta sobre coberturas de matorral mediterráneo con más de un 60 % de cobertura, constituido por dos comunidades vegetales principales: *Ononidetum tridentatae* y *He-*

lianthemetum squamati, la primera corresponde a un matorral relativamente denso que se desarrolla sobre suelos profundos, en los que el yeso no aflora habitualmente y la segunda a una comunidad más pobre que la anterior que se desarrolla sobre suelos con yesos aflorantes. Estos resultados no coinciden con otros trabajos (Suárez *et al.*, 1982; Tellería *et al.*, 1988) en los que se mostraba que en el centro de la península Ibérica, la especie tiende hacia aquellos lugares en los que existe una cobertura de matorral inferior al 30 %, aunque hay que tener en cuenta que nuestros datos de cobertura vegetal provienen de una cartografía digital 1:25.000 cuya precisión no es comparable con la obtenida por (Suárez *et al.*, 1982; Tellería *et al.*, 1988), que fueron medidos directamente en el campo. No obstante, se observa como la cobertura de matorral ralo con una extensión 12 veces menor que la cobertura de matorral más denso,

presenta porcentualmente un número tres veces mayor de territorios. Así, la hipótesis de que la especie prefiere áreas de matorral menos densas parece confirmarse, lo que no imposibilita, por otro lado su presencia en zonas de matorral con mayor densidad. Los 9 territorios restantes de este estudio se asientan sobre una cobertura de matorral inferior al 30 %, constituida principalmente por la comunidad: *Lepidietum subula*, característica de las áreas más áridas en las que abunda el yeso en polvo. Los resultados de este estudio ponen de manifiesto la necesidad del mantenimiento de este tipo de comunidades vegetales para la supervivencia de la especie.

Respecto al comportamiento de la distribución de la especie en función de las pendientes, el resultado marca un umbral de descenso de la probabilidad de presencia a partir de una pendiente de 8°. Pendientes menores a este valor parecen no tener una influencia significativa en la presencia de la especie, mientras que los valores de probabilidad de presencia descienden notablemente con pendientes superiores al citado umbral. El otro parámetro topográfico, la altitud, ha mostrado los menores valores de probabilidad hasta los 380 m.s.n.m, a partir del cual la probabilidad se mantiene estable en valores elevados. Aunque la altitud es un factor limitante en la distribución de muchas especies en relación con la disponibilidad energética (Terborgh, 1977; Turner *et al.*, 1988; Stevens, 1992; Danell *et al.*, 1996), la naturaleza de su influencia sobre la alondra ricotí en este estudio no puede considerarse de tipo causal. En España, la población de los páramos del Sistema Ibérico y de la meseta Norte habita entre los 1000 y los 1200 m.s.n.m., mientras que la del valle del Ebro lo hace entre los 250 y 500 m.s.n.m. La significación estadística de este variable en el modelo, que muestra un descenso de la probabilidad con una disminución de la altitud puede estar sustentada en que la altitud es capaz de diferenciar entre la

zona baja dominada por llanura cerealista dominada por grandes campos de cultivo de cereal de secano con una reducida presencia de vegetación natural confinada en pequeñas parcelas incultas, lindes y bordes de camino, en contraposición a las superficies más elevadas de los relieves tabulares que presentan frecuentes manchas o parcelas intercaladas de vegetación natural, no ruderal, constituida por matorral bajo gipsícola *Gypsophilion hispanicae* o halonitrófilo *Salsolo peganion*. La altura es capaz de explicar en el LIC el 80 % de la varianza de la presencia de usos agrícolas ($P < 0,005$).

En relación con la importancia del tamaño de los fragmentos de las coberturas seleccionadas por la alondra ricotí en la probabilidad de presencia de esta ave esteparia, el modelo ha detectado significación estadística en su respuesta y es capaz de explicar un 22 % de la varianza total. Este resultado, que además marca un umbral mínimo de 15 ha en esta área para la presencia de la especie, está en la línea de influencia del tamaño de los fragmentos de hábitat para otras especies animales, en los que el tamaño del área del mismo como espacio contenedor de los recursos vitales para una especie es un factor clave en su mantenimiento (Fahrig, 2002; Fahrig, 2003). Por ejemplo, se ha detectado que el pico dorsiblanco *Dendrocopos leucotos lilfordi* no aparece en los fragmentos de hayedo del norte de España (su hábitat potencial) con un área inferior a las 100 hectáreas (Nogués-Bravo y Martínez-Rica, *in press*).

De los 33 - 42 territorios censados en el estudio, 2 - 4 territorios han desaparecido durante la primavera de 2003 y 8 - 10 han visto como se reducía significativamente la extensión de los mismos debido a roturaciones de sus áreas de cría. En total se roturaron durante la primavera de 2003 un 7,5 % de la vegetación natural en la zona de cría, vegetación por otro lado catalogada como hábitats prioritarios o de interés comunitario según la directiva 92/43/CEE del consejo, de 21 de mayo



de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Estas roturaciones se han producido en áreas que por su escaso valor agrario llevaban años sin cultivarse y han sido incentivadas por una errónea interpretación de la PAC. Este proceso está conduciendo a un cambio radical en la gestión de las zonas esteparias, pasando de cultivarse aquellas zonas en las que el rendimiento agrícola era aceptable a cultivarse la mayoría de los terrenos agrícolas que figuran en los catastros como tal, incluidas zonas con escaso o ningún valor agrícola con el objeto de compensar la superficie de barbecho para así poder acceder a subvenciones. Además, el modelo ha mostrado que sólo son 148 hectáreas las que han mostrado un elevado potencial de acogida para la especie (> 80% de probabilidad de la especie) por lo que cada transformación, incluso de pequeñas parcelas, en las zonas de hábitat natural de alondra ricotí supone una importante pérdida para el mantenimiento de la especie en el LIC.

Estos resultados han sido obtenidos utilizando un tipo de información ya existente en el caso de las utilizadas como variables independientes (altura, área de los hábitat, aridez, etc.) para evaluar así el grado de utilidad que este tipo de informaciones pueden aportar en la gestión y conservación de especies en peligro. Estos factores, la mayoría cartografiados a una escala 1:25000, son en muchos casos las únicas informaciones espaciales disponibles, ya que la creación de cartografía de variables ambientales de mayor resolución espacial está en la actualidad en fase de proyecto o creación. De esta forma, se ha perseguido no sólo estudiar la distribución espacial de la alondra ricotí sino a su vez presentar una metodología fácilmente aplicable que permita una primera aproximación al conocimiento de la distribución espacial de otras especies amenazadas, y a los factores que la rigen. Esta idea ya aparece, por ejemplo, en la “Guía metodológica para la elaboración de Planes de Gestión de los Lu-

gares Natura 2000 en Navarra” (2003), donde se recoge como una de las características claves de un Plan Gestor que debe ser “preciso y actualizable” y que para ello, tanto los elementos descriptivos relevantes de un espacio protegido como sus propuestas, han de estar “georreferenciadas y cuantificadas” con el apoyo de los Sistemas de Información Geográfica. Así, dicho documento propone contar con una serie de capas de información georreferenciada, como las de distribución de especies, para ponerlas en relación con expectativas, por ejemplo, en cambios de los usos del suelo y delimitar así áreas de conflictos potenciales. Este tipo de aproximación (variables de fácil obtención para escalas espaciales amplias) ha sido ya utilizada para otras especies de aves amenazadas como el caso del pico dorsiblanco, en los hayedos y hayedos-abetales del norte de España (Nogués-Bravo y Martínez-Rica, *in press*).

En conclusión, la dependencia mostrada por la alondra ricotí de zonas con vegetación rala de bajo porte, llanas, y de una extensión adecuada, subraya la necesidad de establecer estrategias de conservación para la especie mediante la protección de los hábitats esteparios en los que habita, prestando especial atención no únicamente a la cantidad total de un determinado hábitat protegido en una región mediante una red de Lic's, sino también a la configuración espacial de los hábitats potenciales de la especie y al tamaño de los fragmentos. Así, el mantenimiento de fragmentos de tamaño mediano-grande (> 15 ha) podría sugerirse, a falta de estudios de mayor ámbito, como medida de protección útil. Además, se deben promover, acciones dirigidas a favorecer el mantenimiento del barbecho tradicional así como a la protección de zonas de vegetación natural de escasa productividad agrícola con el fin de garantizar el mantenimiento de los ecosistemas esteparios. Por otro lado, la utilización de modelos de distribución de especies puede ser útil en la planificación y gestión de las especies amenazadas, aunque ello no ha de

obviar la necesidad de explorar las diversas fuentes de incertidumbre que les afectan: escala, diferentes tipos de parametrización o la calidad de las informaciones de partida. Un valor añadido de los modelos de distribución de especies se consigue cuando se implementa utilizando factores explicativos fácilmente obtenibles para amplias superficies: cartografía de diversos parámetros ambientales como el clima, la litología, la vegetación o los usos del suelo (en muchas ocasiones disponibles gracias a las actuaciones de las administraciones públicas en la cartografía de variables ambientales). Ante la imposición legal que tienen las Comunidades Autónomas en España de desarrollar los planes de conservación y gestión de las especies presentes en sus catálogos regionales, la utilización de modelos de distribución espacial y la evaluación de los factores que controlan la distribución espacial de estas especies, mediante técnicas estadísticas implementadas en SIG, podría ser una vía adecuada por los reducidos costes necesarios para su desarrollo.

AGRADECIMIENTOS.—Al Gobierno Foral de Navarra por la financiación de la tesis doctoral de David Nogués-Bravo, del que este artículo es una parte, y a dos evaluadores anónimos por sus útiles comentarios.

BIBLIOGRAFÍA

- ANDERSON, R. P., LEW, D. y PETERSON, A. T. 2003. Evaluating predictive models of species distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162: 211-232.
- ARAÚJO, M. B. y GUISAN, A. 2006 Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33: in press.
- ANTROP, M. 2003. Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning*, 67: 6-26.
- BIBLY, C. J., BURGESS, N. D. y HILL, D. A. 1992. *Bird census techniques*. Academic Press, London.
- BIRDLIFE INTERNACIONAL, 2004. *Las Aves en Europa*. BirdLife Internacional.
- BOND, E. M. y CHASE, J. M. 2002. Biodiversity and ecosystem functioning at local and regional spatial scales. *Ecology Letters*, 5: 467-470.
- CEBALLOS, O., DONÁZAR, J. A. y ELÓSEGUI, J. 1988. Alondra de Dupont. *Ardeola*, 35: 311-312.
- CRAMP, S y SIMMONS, K. E. L. (Eds.) 1980. *The birds of the Western Palearctic. Vol. II*. Oxford University Press. Oxford.
- DANELL, K., LUNDBER, T. P. y NIEMELA, P. 1996 Species richness in mammalian herbivores: patterns in the boreal zone. *Ecography*, 19: 404-409.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. In, D. J. Futuyma, H. B. Shaffer y D. Simberloff (Eds.): *Annual review of ecology, evolution and systematics*, pp. 487-515.
- FAHRIG, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications*, 12: 346-353.
- FARINA, A. 1997. Landscape structure and breeding distribution in a sub-Mediterranean agro-ecosystem. *Landscape Ecology*, 12: 365-378.
- FERRIER, S., WATSON, G., PEARCE, J. y DRIELSMAN, M. 2002. Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. I. Species-level modelling. *Biodiversity and Conservation*, 11: 2275-2307.
- GARZA, V. y SUÁREZ, F. 1988. Distribución, población y selección de hábitat de la Alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) en la Península Ibérica. *Ardeola*, 37: 3-12.
- GARZA, V., TRABA, J. y SUÁREZ, F. 2003. Is the European population of Dupont's Lark *Chersophilus duponti* adequately estimated? *Bird Study*, 50: 309-311.
- GARZA, V., SUÁREZ, F., HERRANZ J., TRABA J., GARCÍA DE LA MORENA, E. L., MORALES, M. B., GONZÁLEZ, R. y CARTAÑEDA, M. 2005 Home range, territoriality and habitat selection by the Dupont's Lark *Chersophilus Duponti* during the breeding and postbreeding periods. *Ardeola*, 52: 133-146
- GUISAN, A. y ZIMMERMANN, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147-186.
- GUISAN, A., EDWARDS, J. T. C. y HASTIE, T. 2002. Generalized linear and generalized additive mo-

- dels in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*, 157: 89-100.
- GUISSAN, A., y W. THUILLER. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8: 993-1009.
- HASTIE, T. y TIBSHIRANI, R. 1987. Generalised additive model: some applications. *Journal of American Statisticians Association*, 82: 371-386.
- IHAKA, R. y GENTLEMAN, R. 1996. R: A language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 5: 299-314.
- HIRZEL A. H., HAUSSER J., CHESSEL D. y PERRIN N. 2002. Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology*, 83: 2027-2036.
- LEHMANN, A., MCOVERTON, J. y LEATHWICK, J. R. 2002. GRASP: generalized regression analysis and spatial prediction. *Ecological Modelling*, 157: 189-207.
- LOIDI, J. y BASCONES, J. C. 1995. *Memoria del mapa de series de vegetación de Navarra*. Gobierno de Navarra, Pamplona.
- MARTÍ, R. y DEL MORAL J. C. 2003. Atlas de las aves reproductoras de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente.
- MADROÑO, A., GONZÁLEZ, C. y ATIENZA, J. C. (Eds.) 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. SEO/BirdLife. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente.
- MANDER, U., PALANG, H. y ISHE, M. 2004. Development of European landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 67: 1-8.
- NOGUÉS-BRAVO, D. y MARTÍNEZ-RICA, J. P. 2004. Factors controlling the spatial species richness pattern of four groups of terrestrial vertebrates in an area between two different biogeographic regions in northern Spain. *Journal of Biogeography*, 31: 629-641.
- NOGUÉS-BRAVO, D. y ARAÚJO, M. B. 2006. Species richness, area and climate correlates. *Global Ecology and Biogeography*, in press.
- NOGUÉS-BRAVO, D. y MARTÍNEZ-RICA, J. P. 2006. The effect of biogeographical and landscape factors in the presence of White-backed Woodpecker, *Dendrocopos leucotos*, in the Western Spanish Pyrenees. First Monograph of IALE Spain, in press.
- REUTTER, B. A., HELFER, V., HIRZELAND, A. H. y VOGEL, P. 2003. Modelling habitat-suitability using museum collections: an example with three sympatric *Apodemus* species from the Alps. *Journal of Biogeography*, 30: 581-590.
- STEVENS, G. C. 1992. The elevational gradient in altitudinal range: an extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude. *American Naturalist*, 140: 893-911.
- STOATE, C., BOATMAN, N. D., BORRALHO, R. J., RIO CARVALHO, C., DE SNOO, G. R. y EDEN, P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63: 337-356.
- STOCKWELL, D. y PETERS, D. 1998. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of GIS*, 13: 143-158.
- STORE, R., y JOKIMAKI, J. 2003. A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modeling. *Ecological Modelling*, 169: 1-15.
- SUÁREZ, F., SANTOS, T. y TELLERÍA, J. L. 1982. The status of Dupont's Lark, *Chersophilus duponti*, in the Iberian Peninsula. *Le Gerfault*, 72: 231-235.
- TELLERÍA, J. L., SANTOS, T., ÁLVAREZ, G. y SÁEZ-ROYUELA, C. 1988. Avifauna de los campos de cereal del interior de España. In: F. Bernis (Ed.): *Aves de los medios urbano y agrícola*. SEO, Madrid.
- TERBORGH, J. 1977. Bird species diversity on an Andean elevational gradient. *Ecology*, 50: 1007-1019.
- TURNER, J. R. G., LENNON, J. J. y LAWRENSEN, J. A. 1988. British bird distributions and the energy theory. *Nature*, 355: 539-541.
- WHITTAKER, R. J., NOGUÉS-BRAVO, D. y ARAÚJO, M. B. 2006. Geographic gradients of species richness: a test of the water-energy conjecture of Hawkins *et al.* (2003) using European data for five taxa. *Global Ecology and Biogeography*, in press.
- WILLIAMS, P. H. y ARAÚJO, M. B. 2000. Using probability of persistence to identify important areas for biodiversity. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*, 267: 1959-1966.
- WOOD, S. N. y AUGUSTIN, N. H. 2002. GAMs with integrated model selection using penalized regression splines applications to environmental modelling. *Ecological Modelling*, 157: 157-177.
- ZANIEWSKI, A. E., LEHMAN, A. y OVERTON, M. C. 2002. Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New



Zealand ferns. *Ecological Modelling*, 157: 261-280.

ZWEIG, M. H. y CAMPBELL, G. 1993. Receiver-operating characteristic (ROC) plots: a fundamental evaluation tool in clinical medicine. *Clinical Chemistry*, 39: 561-577.

David Nogués-Bravo has a PhD from the University of Zaragoza. He is currently an academic visitor at the University of Copenhagen (Macroecology Department). His research focuses on the relationships between climate, species distribution and human impacts, including future impacts of climate and land-uses changes on biodiversity. **Antón Agirre** has a BsC in Biology and a MsC in GIS and Remote Sensing technologies. He is a consultant on wildlife (Naturiker; Antxon@naturiker.com) and he is the author of recent census of steppic birds in northern Spain.

[Recibido: 15-01-05]

[Aceptado: 05-01-06]