



EUROPEAN COMMISSION

DG ENVIRONMENT

LIFE15 NAT/ES/000802

LIFE RICOTI

Conservation of the Dupont's lark (*Chersophilus duponti*) and its habitat in Soria (Spain)

Entregable 31: Población y distribución de la alondra ricotí en el área de estudio LIFE-Ricotí: situación preoperacional (2017)





Información del proyecto

Número del Grant agreement: LIFE15 NAT/ES/000802 LIFE RICOTÍ

Título del proyecto: Conservation of the Dupont's lark (*Chersophilus duponti*) and its habitats in Soria (Spain)

Acrónimo: LIFE RICOTÍ

Beneficiario Coordinador: Universidad Autónoma de Madrid. Grupo de Ecología Terrestre (España)

Beneficiarios Asociados: Junta de Castilla y León (España); Fundación Patrimonio Natural de Castilla y León (España); Diputación Provincial de Soria (España); Mancomunidad de Obras y Servicios de Corpes (España); Actividades, Estudios y Proyectos en el Medio Ambiente S.L AEPMA (España); Artesa Estudios Ambientales S.L. (España); Innomaker Innovación y Desarrollo S.L. (España)

Fecha de inicio del proyecto: 15/09/2016

Fecha de final de proyecto: 28/02/2021

Información del entregable

Título del entregable: Población y distribución de la alondra ricotí en el área de estudio Life-Ricotí: situación preoperacional (2017)

Fecha límite de entrega: 15/11/2017

Nombre de la organización del beneficiario responsable del entregable: Grupo de Ecología Terrestre de la Universidad Autónoma de Madrid (TEG-UAM)

Otros beneficiarios involucrados en este entregable: -

Autor/es: Juan Traba, Israel Hervás, Adrián Barrero, Julia Gómez-Catasús, Cristian Pérez-Granados, Daniel Bustillo

Participante/s:

Acciones a las que contribuye este entregable: A5

Versión: 1

Número total de páginas: 23

Título del entregable: Población y distribución de la alondra ricotí en el área de estudio Life-Ricotí: situación preoperacional (2017).

Histórico del documento

Versión	Fecha	Descripción de la versión	Revisores	Fecha de aprobación	Nombre de fichero
1	15/11/2017	Entrega inicial	Juan Traba	20/11/2017	Entregable 31_Población y distribución de la alondra ricotí_preoperacional_2017_revJT

DECLARACIÓN DE DERECHOS DE PROPIEDAD

Este documento contiene información que es propiedad del Consorcio del proyecto LIFE RICOTÍ.

Ni este documento ni la información contenida en el presente documento serán utilizados, duplicados o comunicados por cualquier medio a terceros, en su totalidad o en partes, excepto con el consentimiento previo por escrito del Beneficiario Coordinador del proyecto LIFE RICOTÍ.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	6
2. BLOQUE A. TAMAÑOS POBLACIONALES Y DISTRIBUCIÓN DE LA ALONDRA RICOTÍ EN EL ÁREA DE ESTUDIO	7
2.1. INTRODUCCIÓN	7
2.2. METODOLOGÍA	7
2.3. RESULTADOS	7
2.4. DISCUSIÓN	9
3. BLOQUE B. CALIDAD DEL HÁBITAT	12
4. BLOQUE C. ESTRUCTURA METAPOBLACIONAL DE LA ALONDRA RICOTÍ EN EL ÁREA DE ESTUDIO.....	13
4.1. ANÁLISIS DE CONECTIVIDAD	13
4.2. ANÁLISIS DE VIABILIDAD DE POBLACIONES	15
4.2.1. <i>Métodos</i>	15
4.2.2. <i>Resultados</i>	19
4.2.3. <i>Discusión</i>	19
5. REFERENCIAS	21

Resumen

Este entregable tiene por objeto:

- 1. Definir el área de distribución potencial de la alondra ricotí en las ZEPAs Altos de Barahona y Páramo de Layna.*
- 2. Identificar las formaciones y usos del suelo representadas en el área de distribución potencial. Definir los tipos de hábitat representados en el conjunto y en cada zona.*
- 3. Con los datos de estructura horizontal y vertical de la vegetación y de abundancia de artrópodos, los resultados a obtener serán:*
 - Características de la microestructura del hábitat seleccionado por la alondra ricotí.*
 - Preferencias relacionadas con la composición florística.*
 - Disponibilidad diferencial de alimento en zonas con presencia de alondra ricotí.*

Summary

This deliverable is addressed to:

- 1. Define the potential distribution area of the Dupont's lark in the SPAs: Altos de Barahona and Páramo de Layna.*
- 2. Identify the formations and land uses represented in the potential distribution area, and define habitat types in the whole study area and in each sector.*
- 3. Using the data of horizontal and vertical structure of the vegetation, and biomass of arthropods, the results will inform about:*
 - Characteristics of the microhabitat structure selected by the Dupont's lark.*
 - Preferences related to floristic composition.*
 - Differential food availability in sectors with and without Dupont's lark.*

1. INTRODUCCIÓN

El presente entregable se enmarca en la Acción A5 del proyecto, *Análisis y evaluación de resultados preliminares*, cuyo objetivo es la exploración y análisis de los datos obtenidos durante el desarrollo de la Acción A2, *Estado de las poblaciones de aves, hábitats y artrópodos*.

Los objetivos concretos planteados son los siguientes:

- Relativos a la distribución y abundancia de la alondra ricotí:
 - Estima del tamaño de las poblaciones (para información detallada en este sentido, ver entregable 25).
 - Identificación de tendencias poblacionales mediante la comparación con los resultados del II Censo Nacional.
 - Delimitación del área de distribución real.
 - Identificación de las formaciones y usos del suelo en el área de distribución real (para información detallada en este sentido, ver entregable 25).
- Relativos al hábitat:
 - Definición del área de distribución potencial de la alondra ricotí en las ZEPAS Altos de Barahona y Páramo de Layna.
 - Identificación de las formaciones y usos del suelo representada en el área de distribución potencial de la alondra.
 - A partir de los datos de estructura de la vegetación y de la abundancia de artrópodos se han obtenido los siguientes resultados (para información detallada en este sentido, ver entregable 25):
 - Caracterización de la microestructura del hábitat seleccionado por la alondra ricotí.
 - Preferencias relacionadas con la composición florística.
 - Disponibilidad diferencial de alimento en zonas con presencia de alondra ricotí.
- Relativos a la estructura metapoblacional de la alondra ricotí en el área de estudio:
 - Análisis de conectividad.
 - Análisis de viabilidad poblacional.

2. BLOQUE A. TAMAÑOS POBLACIONALES Y DISTRIBUCIÓN DE LA ALONDRA RICOTÍ EN EL ÁREA DE ESTUDIO

2.1. INTRODUCCIÓN

En este apartado se exponen los resultados más relevantes relativos a los datos de tamaño poblacional, comparación con resultados del II Censo Nacional y área de ocupación de la especie en la zona de estudio.

2.2. METODOLOGÍA

La metodología de censo fue la empleada en el II Censo Nacional (Garza, Suárez & Carriles 2010). En primer lugar, a partir de la cartografía del hábitat de la alondra ricotí en las ZEPAs Altos de Barahona y Páramo de Layna (ver entregable 12), se planificaron transectos que atravesaran las manchas de hábitat potencial por su parte central (ver entregable 25). Los transectos no coincidieron exactamente con los utilizados en el II Censo Nacional. En unos casos se localizaron nuevos transectos en zonas con hábitat potencial no identificadas anteriormente y, en otros casos, se acortó su longitud para evitar falsas ausencias. La longitud media de los transectos fue de 1.8 km (0.8 km – 2.8 km) en el censo de 2017 y de 2.5 km (0.2 km - 7.9 km) en el II Censo Nacional. Este hecho ha motivado que la comparación de los resultados obtenidos en sendos censos deba hacerse con precaución (ver discusión).

2.3. RESULTADOS

La densidad de machos fue de 0.96 machos/10ha en 2017, superior en la ZEPA Altos de Barahona (1.00 machos/10ha) que en la ZEPA Páramo de Layna (0.83 machos/10ha). Las subpoblaciones con mayor densidad de machos por cada 10 ha fueron: Barahona-Rello (1.35 machos/10 ha), Barcones-Marazovel (1.21 machos/10 ha) y Retortillo-Los Bachos (1.16 machos/10 ha).

Como se puede comprobar en la Tabla 1, y en lo referido al II Censo Nacional en cuanto a los datos de Layna, las cifras oficiales mencionan 116-132 machos, aunque datos no publicados por el equipo investigador (TEG-UAM) sugieren que esta población estaría probablemente alrededor de los 200 machos en esas mismas fechas. Esto aumentaría la cifra total censada en 2004-2006 en las dos ZEPAs a unos 476 machos. Usando estos datos como referencia, en el II Censo Nacional se registraron 276 machos (57.98%) en los Altos de Barahona y 200 (42.02%) en Páramo de Layna. Las subpoblaciones con mayor número de machos fueron: Layna (200), Barahona-Rello (111) y Barcones-Marazovel (49). Respecto al II Censo Nacional, se ha producido la

extinción local de una localidad en ‘Alcubilla de las Peñas y Mezquetillas’ (Romanillos-Depósito), pasando de 1 a 0 machos en 2017.

Tabla 1. Número mínimo estimado de machos por ZEPA, población y subpoblación, censados en el II Censo Nacional (2004 – 2006; Suárez, 2010) y en el año 2017. Se muestra también la densidad de machos/10 ha en 2017 obtenida a partir de los números mínimos censados.

Población	Subpoblación	Número mínimo de machos 2004 - 2006	Número mínimo de machos 2017	Densidad de machos 2017 (machos/10 ha)
ZEPA ALTOS DE BARAHONA				
Alcubilla de las Peñas y Mezquetillas	Alcubilla de las Peñas	2	7	0.35
	Mezquetillas	28	67	1.02
	Romanillos - Depósito	1	0	0.00
Total Alcubilla de las Peñas y Mezquetillas		31	74	0.80
Retortillo - Barcones - Barahona	Arenillas y la Riba de Escalote	8	25	0.83
	Barahona - Rello	111	139	1.35
	Barahona - Torrecilla	0	3	0.91
	Barahona - El Caballo Oeste	1	4	0.45
	Barcones - Marazovel	49	134	1.21
	Barcones - La Atalaya	0	4	0.47
	Barcones - La Lastrilla	*	1	0.10
	Barcones - Valdeliendre y Beatrias	21	24	0.49
	Arenillas - Las Sielvas	*	1	0.33
	Lumias - Los Llanillos	*	9	0.70
	Retortillo - Los Bachos	15	78	1.16
	Retortillo - La Lastra	40	98	1.04
	Total Retortillo - Barcones - Barahona		245	520
TOTAL ZEPA Altos de Barahona		276	594	1.00
ZEPA PÁRAMO DE LAYNA				
Layna	Layna	116-132** 200***	192	0.83
TOTAL ZEPA Páramo de Layna		116-132** 200***	192	0.83
TOTAL ZEPAS		392-408** 476***	786	0.96

* Subpoblaciones no censadas en el II Censo Nacional

** Datos incluidos en la ficha oficial de la ZEPA “Páramo de Layna”

*** Datos propios no publicados (TEG-UAM)

Durante 2017 se ha registrado la presencia de la especie en subpoblaciones muestreadas en el II Censo Nacional pero donde entonces no se detectaron individuos. Estas subpoblaciones son 'Barahona-Torrecilla' (3 machos en 2017) y 'Barcones-La Atalaya' (4 machos en 2017). Además, se han descubierto 3 nuevas subpoblaciones no censadas en el II Censo Nacional: 'Barcones-La Lastrilla' (1 macho en 2017), 'Arenillas-Las Sielvas' (1 macho en 2017) y 'Lumías-Los Llanillos' (9 machos en 2017). Por último, se han censado individuos en manchas de hábitat óptimo para la especie donde no se registró la presencia de la especie en el II Censo Nacional pero que forman parte de subpoblaciones ya conocidas: nueva mancha en 'Barcones-Marazovel' (11 machos en 2017) y tres manchas en 'Layna' (total de 4 machos en 2017).

2.4. DISCUSIÓN

Las diferencias en el número de machos de alondra ricotí entre el II Censo Nacional (2004 – 2006) y el censo de 2017 correspondiente al proyecto LIFE-Ricotí, que en general muestran incrementos aparentes, no se han de interpretar como tendencias poblacionales o tasas de cambio positivas. Como se describió en la metodología, los transectos recorridos difirieron entre el II Censo Nacional y el censo de 2017, acortándose su longitud en la mayoría de los casos, e incrementándose el esfuerzo muestral. Estas diferencias son menos perceptibles al hablar de valores medios (2.5 km en el II Censo Nacional frente a 1.8 km en 2017). No obstante, la longitud de los transectos recorridos en el II Censo Nacional llegó a alcanzar, en algunos casos, los 7 km, mientras que los censos realizados en 2017 no ha llegado a superar nunca los 3 km (ver metodología).

En el caso de la alondra ricotí, la longitud de los transectos es crucial a la hora de obtener datos fiables, ya que la actividad de canto de la especie se restringe a los primeros momentos de la madrugada y no se extiende más de 20 – 45 minutos (ver metodología). Transectos superiores a 3 km no pueden ser recorridos en ese lapso de tiempo, menos aún en el caso de alta densidad poblacional, debido al tiempo que requiere georreferenciar a los individuos. Como consecuencia, transectos superiores a 3 km pueden provocar una infravaloración de las poblaciones, ya que las manchas de hábitat óptimo localizadas al final de los transectos se censan bajo condiciones subóptimas debido a la menor actividad de canto y, por lo tanto, menor capacidad de detección de los individuos. Este hecho permite explicar las discrepancias entre los resultados de ambos censos y, concretamente, el menor número de machos censados en el II Censo Nacional, e impide obtener tendencias poblacionales a partir de sendos resultados. Futuros censos realizados bajo la misma metodología permitirán obtener estimas poblacionales comparables y, por lo tanto, realizar análisis de tendencias.

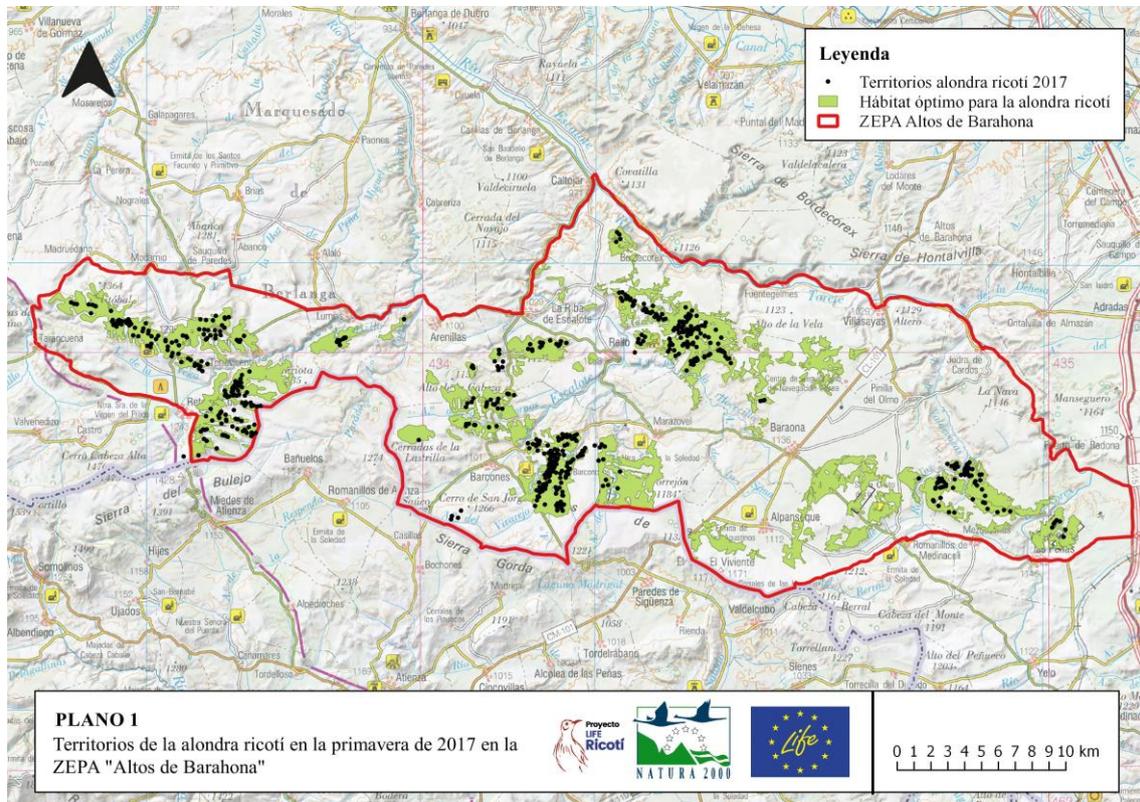


Figura 1. Territorios de alondra ricotí en la ZEPa Altos de Barahona en 2017.

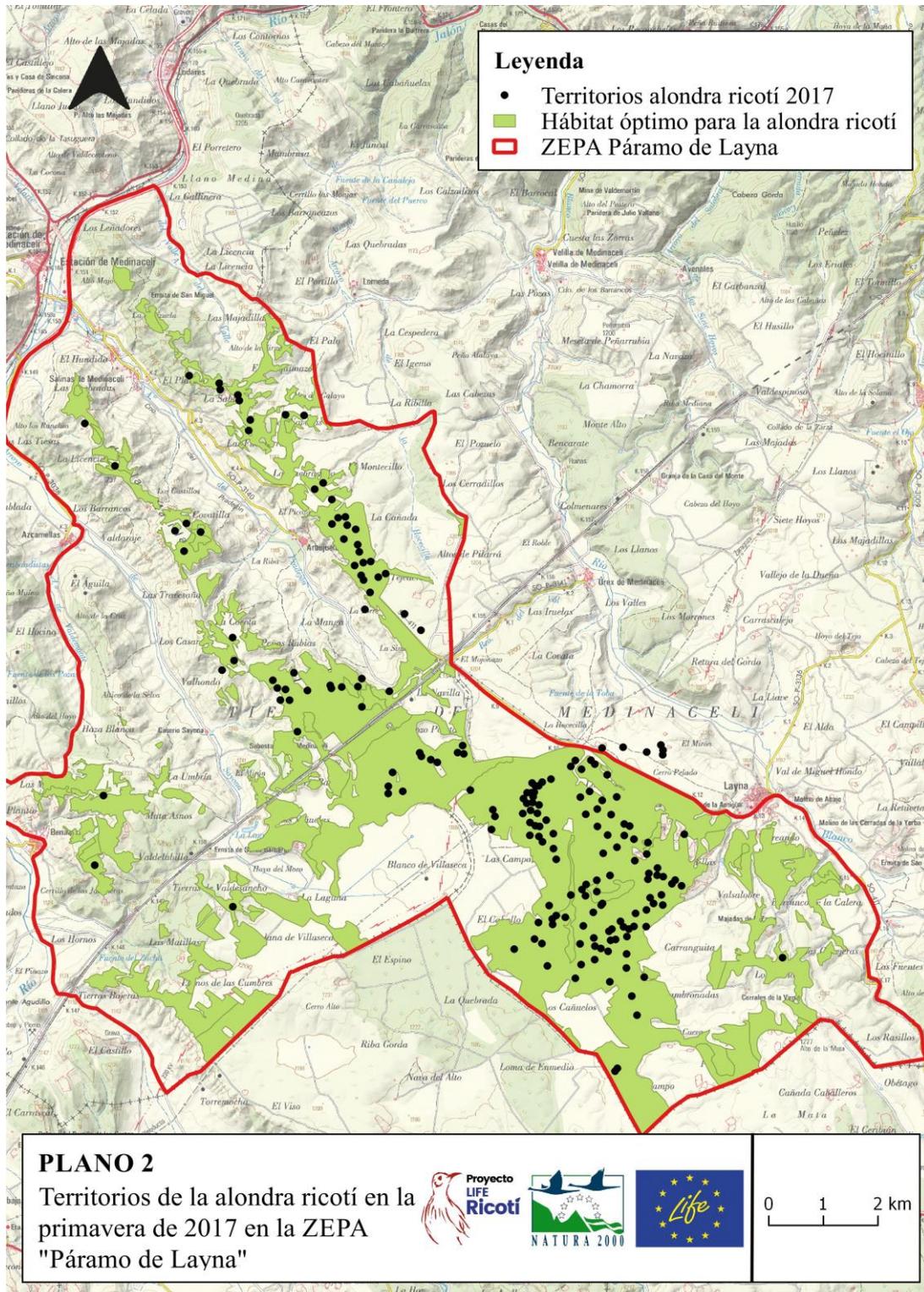


Figura 2. Territorios de alondra ricotí en la ZEPA Páramo de Layna en 2017.

3. BLOQUE B. CALIDAD DEL HÁBITAT

No existen trabajos previos que permitan una comparación de los resultados obtenidos sobre estructura y calidad del hábitat de la alondra ricotí en la zona de estudio. Así pues, en este apartado nos remitimos al entregable 25, en el que se detallan los resultados concretos para este apartado. De forma resumida, los resultados han mostrado diferencias en la composición florística subyacente a la especie dominante similar en los diferentes hábitats analizados. A pesar de estas diferencias obvias manifestadas por la especie dominante, se ha encontrado una elevada similitud a microescala, tanto en composición florística como en estructura de la vegetación.

Las diferencias en carga ganadera entre localidades analizadas parecen estar asociadas, al menos en parte, a la variabilidad en la estructura y composición florística de la vegetación. La abundancia de herbívoros difirió entre localidades y ello podría estar influyendo no sólo en aspectos estructurales de la vegetación, sino también en la abundancia de artrópodos coprófagos. Ambos componentes suponen factores críticos para el hábitat y el alimento de la alondra ricotí.

De hecho, son apreciables las diferencias en la disponibilidad de alimento entre los diferentes hábitats. Si bien en invierno únicamente se encontraron diferencias en la presencia de artrópodos coprófagos entre algunas localidades, durante el periodo reproductor estas diferencias aparecen también en los artrópodos epígeos, dando como resultado una mayor presencia de artrópodos y por lo tanto de alimento en Barcones - Marazovel, que es la localidad donde más disponibilidad de alimento aparece durante todo el año.

De forma resumida, los factores que se asociaron positivamente a una mayor intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí fueron el tipo de hábitat, la presencia de herbívoros y la biomasa de artrópodos epígeos. Estos resultados sugieren que un hábitat formado por matorral, donde haya presencia de ganado que controle la estructura y la altura de la vegetación, y contribuya a proporcionar mayor alimento en forma de artrópodos estaría definiendo el hábitat óptimo para la alondra ricotí.

4. BLOQUE C. ESTRUCTURA METAPOBLACIONAL DE LA ALONDRA RICOTÍ EN EL ÁREA DE ESTUDIO

4.1. ANÁLISIS DE CONECTIVIDAD

Para completar esta acción se ha realizado un análisis de conectividad mediante modelización utilizando el programa *Conefor Sensinode* (Saura y Tomé 2009). Este programa utiliza el índice de probabilidad de conexión (índice PC) para identificar las teselas de hábitat que son más importantes para mantener la conectividad funcional del paisaje y las que se encuentran en situación de mayor aislamiento y, por tanto, sujetas a un mayor riesgo de extinción. Este índice se basa en estructuras de grafos y utiliza la disponibilidad de hábitat (accesibilidad) a escala de paisaje. Permite establecer de manera probabilística relaciones entre nodos (teselas o fragmentos de hábitat) y enlaces en función de la configuración de las teselas y la capacidad dispersiva de la especie. El índice PC varía teóricamente entre 0 y 1. Su valor máximo se alcanza cuando existe un solo nodo o una sola tesela de hábitat disponible o, cuando habiendo varias, la probabilidad de conexión es máxima (probabilidad 1 para cada par de teselas).

Hasta el año 2015, fecha de la redacción del Proyecto LIFE Ricotí, las distancias conocidas de dispersión de la especie variaban entre 1 y 3 km (Garza *et al.* 2011). Esto supone que, a grandes rasgos, las teselas separadas más de 2 km tienen baja probabilidad de conexión.

Esta distancia de dispersión fue utilizada en un análisis de conectividad realizado muy cerca de la zona de actuación del LIFE Ricotí, en concreto en el denominado Corredor de Medinaceli situado entre las ZEPAs Altos de Barahona y Páramo de Layna (Garza *et al.* 2011). Los valores del índice de probabilidad de conexión entre las teselas identificadas como prioritarias para la conectividad variaron entre 0,011 y 0,84. El análisis reveló la existencia de una buena conexión en el entorno de las principales poblaciones de alondra ricotí, si bien con unas probabilidades de conexión relativamente bajas. En las poblaciones que se encontraban alejadas de este núcleo principal la probabilidad de conexión fue cercana a cero y se producía prácticamente un aislamiento funcional.

Estos datos confirmaban la necesidad de contar con un buen modelo de conectividad a la hora de priorizar las zonas de actuación en el LIFE Ricotí y es por ello que se incluyó en el desarrollo de la Acción A5.

Sin embargo, en la primavera de 2015 se detectó un movimiento de dispersión de al menos 33,5 km en un ejemplar anillado en Guadalajara y recapturado en Soria (García Antón *et al.*, 2015). Es la distancia más larga registrada hasta hoy de desplazamiento para la alondra ricotí, lo que obliga a replantear las consideraciones acerca de la

distancia de dispersión de la especie. De hecho, una revisión del trabajo anteriormente citado sobre conectividad de las localidades de alondra ricotí en el nudo eólico de Medinaceli, utilizando estas nuevas distancias de dispersión, arrojó resultados de práctica total conectividad entre manchas (Figura 3; García de la Morena *et al.*, 2015).

En ese sentido, el análisis de conectividad realizado sobre el área de estudio del LIFE Ricotí, aplicando una distancia de dispersión de 35 km en la modelización, arroja un índice de probabilidad de conexión próximo a 1 para todas las teselas, y un porcentaje de hábitat conectado funcionalmente superior al 90%. Esto indica que prácticamente todos los fragmentos de hábitat y todas las subpoblaciones se encuentran conectadas y por tanto la conectividad ya no se puede considerar un criterio diferenciador a la hora de priorizar zonas de alto valor o definir zonas prioritarias de actuación.

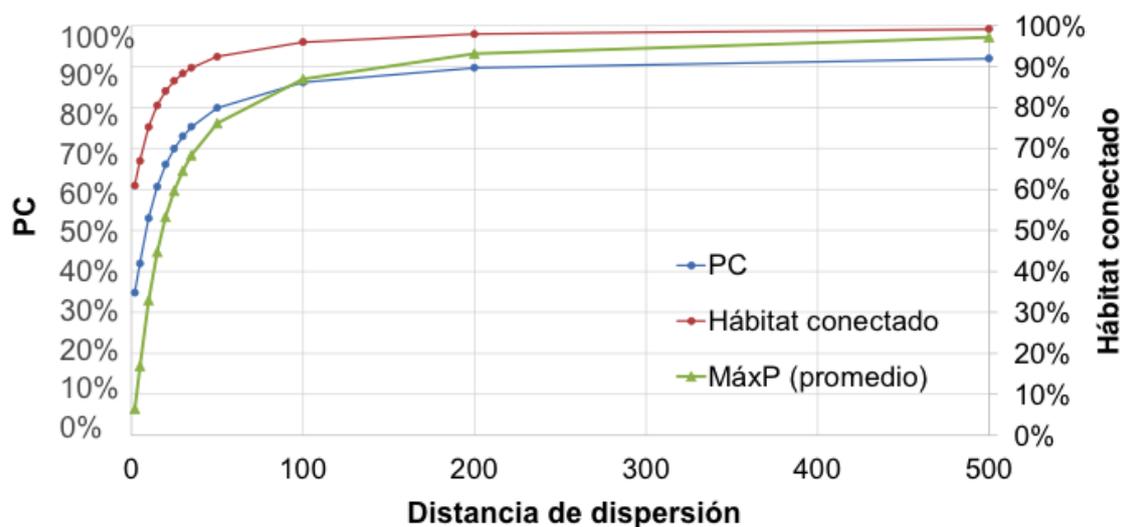


Figura 3. Probabilidad de conexión (PC) y hábitat conectado entre teselas en función de la distancia de dispersión potencial. Puede comprobarse que el porcentaje de hábitat conectado es del 90% con distancias de dispersión de 35km (García de la Morena *et al.*, 2015).

4.2. ANÁLISIS DE VIABILIDAD DE POBLACIONES

4.2.1. Métodos

Con el objeto de determinar las variables demográficas que resultan más influyentes a la hora de explicar las tendencias poblacionales predecibles, los datos disponibles, sobre las poblaciones¹ de estudio fueron sometidas a sucesivos Análisis de Viabilidad Poblacional (AVP), utilizando para ello el programa de simulación estocástica VORTEX 9.99 (Lacy *et al.*, 2005). Este programa simula la evolución de una población tomando en cuenta una serie de caracteres o parámetros descriptores del ciclo vital de la especie, incluyendo la posibilidad de generar variaciones entre poblaciones. Tiene las ventajas de que acepta una estructura metapoblacional –con la premisa de conocer las tasas de dispersión entre poblaciones (ver apartado anterior)- y que la tasa de crecimiento de cada una de las poblaciones no es un parámetro de entrada, sino el resultado de otros factores que se pueden hacer variar (p. ej. las tasas de reproducción).

El modelo basal se creó utilizando datos derivados de las poblaciones definidas en el área de estudio, y se completó con parámetros extraídos de la bibliografía referidos a otras poblaciones mejor conocidas, principalmente la monografía sobre la especie de Suárez (2010), en la que se realiza un AVP para el conjunto de la población ibérica. En esta publicación, concretamente en el capítulo 14 (Suárez y Carriles, 2010), se discuten en profundidad los parámetros demográficos específicos utilizados en las simulaciones, aunque a continuación se señalan los más relevantes. En la Tabla 2 se indica de forma resumida el listado de parámetros utilizados y su procedencia.

1) *Datos generales*. El número de iteraciones fue de 500 y el escenario temporal de 30 años. La extinción se definió como la ausencia de al menos un sexo. Los tamaños iniciales considerados fueron los derivados de los censos específicos de alondra ricotí realizados durante 2010. Se consideraron las poblaciones definidas en la Tabla 1 del presente entregable.

2) *Datos de la especie*. La depresión endogámica se consideró de 3,14 y el porcentaje debido a genes letales recesivos, aunque se desconoce, se ha evaluado en el 50%; en

¹ Nótese que en este apartado el término poblaciones se utiliza en el contexto de la estructura metapoblacional que se asume para el conjunto de los núcleos estudiados, esto es, poblaciones estructuradas espacialmente, cuya dinámica particular es sólo relativamente independiente, puesto que están conectadas potencialmente por eventos dispersivos (Hanski, 1999).

ambos casos las cifras son conservadoras y se ajustan a lo sugerido en el manual de Vortex (Miller y Lacy, 2005). El valor de la correlación de la variabilidad ambiental entre poblaciones (muy alto: 0.9) se ha determinado considerando que las poblaciones se encuentran próximas, en un ámbito geográfico relativamente reducido, donde es previsible que las características meteorológicas anuales muestren poca variación.

3) *Dispersión*. Suárez y Carriles (2010), utilizando datos de estudios genéticos (García *et al.* 2008), consideran que las tasas de migración entre las poblaciones ibéricas se encuentran en el rango de 0,0007-0,009 individuos reproductores/año. Sin embargo, para el presente estudio se ha utilizado como parámetro de la potencialidad dispersiva el valor de conectividad entre poblaciones, estimado a partir del programa CONEFOR (véase apartado anterior). El valor promedio de conectividad está en el 95%, que resulta sensiblemente superior al utilizado por Suárez y Carriles (2010), pero que se ajusta a lo esperable dada la proximidad geográfica de las poblaciones analizadas y los datos recientes de capacidad dispersiva de la especie (García Antón *et al.*, 2015). Se ha considerado que ambos sexos son dispersantes potenciales, con una edad mínima de 1 año y máxima de 4 años, cuando se asume que los adultos ya se han establecido en sus territorios. El porcentaje de supervivencia en la dispersión se ha establecido inicialmente en el 70%.

4) *Sistema reproductivo*. Inicialmente se ha considerado la especie como monógama, a pesar de que es presumible que exista una alta tasa de infidelidad en las parejas, como ocurre en otras especies de alondras (Sánchez *et al.*, 2004, Hutchinson y Griffith, 2008). La madurez sexual se cree que tiene lugar el primer año en ambos sexos, como ocurre también en otras alondras ibéricas (Suárez *et al.*, 2009a), y así se ha incluido en el modelo, aunque se ha evaluado el efecto de considerar a la especie como poligínica, aunque disminuyendo la proporción de machos que se emparejan (modelo 2; ver más adelante). La longevidad máxima en ambos sexos se ha establecido en 8 años, basándose en la información existente sobre la alondra común (Donald 2004) y en datos de anillamiento en otras poblaciones (captura de 1 individuo de al menos 8 años de edad en Ablitas, Navarra; A. Aguirre, com. pers.). El número máximo de puestas por año se ha estimado en tres, valor que ha sido registrado en una hembra radio-marcada en Layna (Soria) (autores, datos inéditos). El tamaño máximo de puesta observado por Suárez y Carriles (2010) fue de 5 huevos (Pérez Granados *et al.*, 2017), por lo que esta cifra ha sido la adoptada como valor del número máximo de progenie por puesta. La razón de sexos considerada al nacer es de 1:1 (Suárez *et al.*, 2009b).

5) *Tasas de reproducción*. El porcentaje de hembras reproductoras se ha considerado el 100% y su varianza causada por factores ambientales nula, para limitar el efecto de una razón de sexos muy sesgada hacia los machos (0,61, Suárez, 2010). El porcentaje de hembras que hacen una, dos o tres puestas se ha extraído de Pérez Granados *et al.* (2017). El éxito reproductivo por hembra se ha calculado en función del tamaño medio de puesta, el número de puestas y la mortalidad en nido (Pérez Granados *et al.*, 2017).

El tamaño medio de puesta se estimó sobre un total de 61 nidos de distintas localidades ibéricas. El tamaño de puesta varió entre 2 y 5 huevos (2, 1,6%; 3, 37,7%; 4, 59,0%; 5, 1,6%; n = 61). El número medio de huevos por puesta se extrajo de Pérez Granados *et al.* (2017). La mortalidad en nido se determinó considerando 12 días de incubación (datos propios inéditos) y 8 días de estancia media de los pollos en el nido (Herranz *et al.*, 1994). Según Suárez y Carriles (2010), la probabilidad de supervivencia diaria utilizada fue de 0,97, que teniendo en cuenta un periodo de nidificación de 20 días, se traduce en una probabilidad de supervivencia total en nido de 0,54.

6) *Tasas de mortalidad.* La mortalidad de los machos fue la estimada mediante recapturas por Laiolo *et al.* (2008) en el Valle del Ebro, el $54\% \pm 1,37$ (sd). En las hembras la mortalidad se corrigió en función de la razón de sexos, suponiendo que este valor no varía con la edad (ver forma de cálculo en Suárez y Carriles, 2010) y se estimó en el 72%; la mayor mortalidad de las hembras se corresponde con un patrón de carácter general encontrado en aves adultas (Donald, 2007). El valor de la varianza de las hembras se estimó proporcionalmente al de los machos, mediante los valores medios de mortalidad de ambos sexos, en 1.79. La mortalidad de los jóvenes del primer año, tanto de machos como de hembras, se consideró similar a la mortalidad de los adultos.

7) *Catástrofes.* No se han considerado catástrofes.

8) *Monopolización por los machos.* Para el modelo de especie monógama se ha considerado que sólo el 80 % de los machos se reproduce, de acuerdo con el porcentaje de machos de comportamiento flotante observado mediante radioseguimiento (Suárez y Carriles, 2010). Para el caso de modelo de especie poligínica, se ha disminuido este porcentaje al 60% con el fin de atenuar el efecto de la promiscuidad.

9) *Poblaciones iniciales.* Se han utilizado los tamaños poblacionales obtenidos en los censos de 2017, incrementadas en función de la razón de sexos.

10) *Capacidad de carga.* Se ha calculado la capacidad de carga de las poblaciones a partir del porcentaje de hábitat ocupado, que representa la proporción de hábitat adecuado (matorral + pastizal) del área de distribución actual respecto al total existente en cada zona. En su defecto se ha utilizado el dato más elevado de tamaño de población obtenido de la serie histórica de que se dispone. En todos los casos, y puesto que los censos recogen únicamente la presencia de machos, se ha incrementado el dato con la cantidad correspondiente de hembras según la razón de sexos 0,61 (machos/total).

Tabla 2. Parámetros demográficos incluidos en el modelo base de viabilidad de poblaciones realizado con el programa VORTEX 9.99.

Parámetro	Valor utilizado	Fuente
Depresión endogámica - letales equivalentes	3,14	Sugerido (Miller y Lacy, 2005)
Depresión endogámica - % debido a letales recesivos	50%	Sugerido (Miller y Lacy, 2005)
Concordancia ambiental entre las poblaciones	90%	Estimado (datos propios)
% supervivencia en la dispersión	70%	Asumido
Edad del dispersante más joven	1 año	Asumido
Edad del dispersante más viejo	4 años	Asumido
Probabilidades de dispersión entre poblaciones	Según CONEFOR	Estimado (datos propios)
Sistema reproductivo	Monogamia - Poliginia	Estimado (Sánchez <i>et al.</i> 2004; datos propios)
Edad de la primera reproducción (machos y hembras)	1 año	Sugerido (Suárez <i>et al.</i> 2009a)
Edad máxima de reproducción	8 años	Estimado (Donald 2004; datos propios)
Máximo número de puestas por año	3	Estimado (Delius, 1965; datos propios)
Máximo número de huevos por puesta	5	Estimado (Cramp 1988; datos propios)
Sex-ratio al nacimiento (% machos)	50%	Suárez <i>et al.</i> 2009b
Sex-ratio adulta (% machos)	61%	Suárez, 2010
Mortalidad de las hembras < 1 año	72	Asumido
Mortalidad de los machos < 1 año	55	Asumido
Mortalidad de las hembras > 1 año	72	Estimado (datos propios, Suárez y Carriles, 2010)
Mortalidad de los machos > 1 año	55	Laiolo <i>et al.</i> (2008)
% machos emparejados	80%	Asumido (datos propios)
Tamaño inicial de la población	Mínimo en el censo de 2010 (considerando sex-ratio)	Estimado (datos propios)
Capacidad de carga	Según % hábitat ocupado o máximo en censos recientes	Estimado (datos propios)

4.2.2. Resultados

Primero de todo es importante insistir en la necesidad de no interpretar los resultados de los AVP en términos de estimación de tiempos o probabilidades de extinción. De hecho, los valores obtenidos son dependientes del número de iteraciones realizadas (en este caso 500), que se considera un valor suficiente para realizar comparaciones; análisis realizados con un número diferente de iteraciones podrían arrojar resultados ligeramente distintos. Debido a ello, los resultados deben ser interpretados en forma de escenarios comparados que permiten realizar contraste de situaciones futuras (lo que se ha llamado análisis de afecciones) o para comprobar la sensibilidad de la dinámica metapoblacional ante variaciones de determinados parámetros clave.

El resultado del análisis realizado tras asumir comportamiento poligínico parece aproximarse a la situación actual de la especie, en la que a pesar del bajo número de efectivos de algunas de las localidades, estas muestran cierta capacidad de mantenimiento en el tiempo, aunque con tendencias negativas. En efecto, la tasa de crecimiento estocástico de la simulación considerando a la especie poligínica (escenario 2) arroja valores promedio de extinción a 30 años de 0,044, y una probabilidad de extinción para la metapoblación de 0,000. Resultados similares tras cambios en la asignación del sistema reproductivo han sido encontrados en simulaciones realizadas con otras especies, como el sisón (Inchausti y Bretagnolle, 2005). Es decir, si se considera esta como la situación base o escenario inicial, la metapoblación no aparenta experimentar riesgos relevantes de extinción.

En definitiva, y en el mismo sentido que lo expuesto en el apartado anterior, el AVP realizado sobre las localidades ocupadas o potencialmente ocupables por alondra ricotí en el área de estudio, una vez determinado un valor máximo de conectividad entre todas las teselas, queda definido únicamente por el tamaño de la tesela en sí y por el número de individuos ocupados.

4.2.3. Discusión

A pesar de la incertidumbre existente acerca de la calidad de los datos de entrada del modelo y de la potencia obtenida a partir de las iteraciones realizadas, los resultados de las simulaciones parecen predecir relativamente bien la tendencia de las poblaciones en su conjunto, que se consideran estables-ligeramente regresivas, a pesar del bajo tamaño de población de varias de ellas, si no hubiese pérdidas de hábitat. El resultado más llamativo del conjunto de análisis efectuados es la baja probabilidad de extinción de la metapoblación ante cualquiera de los escenarios planteados. Esto podría ser debido a la elevada capacidad de tamponamiento de pérdidas poblacionales que presentan las poblaciones, que cuentan con núcleos fuente o exportadores de individuos. Estos resultados son similares a los mostrados por

Suárez y Carriles (2010), y parecen indicar que, con las tasas de crecimiento deterministas que presenta la especie, esta podría expandirse ante incrementos de las superficies adecuadas. Por el contrario, descensos en la capacidad de carga afectan a la supervivencia de la metapoblación, y especialmente de las poblaciones inicialmente más pequeñas.

Otro de los resultados más llamativos es la sensibilidad mostrada por la metapoblación a disminuciones en la superficie de hábitat ocupado, que suponen descensos en la capacidad de carga. La sensibilidad de la alondra ricotí a disminuciones en la capacidad de carga fue también descrita por Suárez y Carriles (2010) en un AVP realizado sobre el conjunto de las poblaciones ibéricas.

A nivel de poblaciones locales, el riesgo de extinción parece dependiente del tamaño inicial de las poblaciones, de tal forma que las más pequeñas experimentan los mayores riesgos (Inchausti y Bretagnolle, 2005; Morales *et al.*, 2005; Pinto *et al.*, 2005; Morales *et al.*, 2008). Por supuesto, las poblaciones que experimentan las pérdidas mayores de hábitat ocupado son también las que más llamativamente aumentan su riesgo de extinción respecto del escenario base.

Un aspecto relevante es la rápida respuesta de la población a mejoras en los parámetros demográficos analizados, concretamente los relacionados con mejora de la productividad y menor mortalidad juvenil, ambos muy relacionados. Cualquier tipo de acción encaminada a mejora de la calidad del hábitat debe redundar, por tanto, en incrementos en la supervivencia de pollos y juveniles, que mejoren significativamente los riesgos de extinción de cada una de las poblaciones y del conjunto de la metapoblación.

Además, la conectividad (expresada a través de la probabilidad de dispersión entre poblaciones) debe ser un factor clave para garantizar la supervivencia de la metapoblación, como ha sido comprobado en otras especies (Morales *et al.*, 2005). En nuestro caso la alta tasa de dispersión se justifica por la proximidad geográfica de las poblaciones (véase apartado anterior) y por la existencia de núcleos fuente, que suministran individuos dispersantes al resto de las poblaciones. Por consiguiente, y a pesar de la robustez manifestada a variaciones en la probabilidad de dispersión, la supervivencia durante esta fase crítica para las aves (en estos modelos asumida de forma optimista en un 70%), debe mantenerse en valores altos, puesto que incrementos de la mortalidad durante esta fase pueden comprometer la supervivencia de la metapoblación.

Por último, debe señalarse que aún quedan importantes incertidumbres acerca de la calidad y verosimilitud de los parámetros demográficos utilizados, como la tasa de dispersión o la mortalidad juvenil y adulta. Deben realizarse esfuerzos, por tanto, en desarrollar estudios que permitan dilucidar la fiabilidad de los mismos.

5. REFERENCIAS

Beissinger, S.R. y Mccullough, D.R. (eds.). 2002. *Population viability analysis*. University of Chicago Press. Chicago.

Cramp, S. (ed.) 1988. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic. Vol. V: Tyrant flycatchers to thrushes*. Oxford University Press. Oxford.

De Juana, E., Suárez, F. y Ryan, P. 2004. Family *Alaudidae* (Larks). En: J. del Hoyo, A. Elliott y D. Christie (eds.), *Handbook of the Birds of the World, Vol. 9. Cotingas to Pipits and Wagtails*, pp. 496-541. Lynx Edicions. Barcelona.

Delgado, M.P., Morales, M.B., Traba, J. y García De La Morena, E.L. 2009. Determining the effects of habitat management and climate on the population trends of a declining steppe bird. *Ibis*, 151: 440-451.

Donald, P. F. 2007. Adult sex ratios in wild bird populations. *Ibis*, 149: 671-692.

García, J.T., Suárez, F., Garza, V., Calero-Riestra, M., Hernández, J. y Pérez Tris, J. 2008. Geographic effects on genetic and phenotypic variation in the globally threatened Dupont's lark *Chersophilus duponti*. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 46: 237-251.

García-Antón, A.; Garza, V. & Traba, J. 2015. *Dispersión de más de 30 km en un macho de primer año de Alondra Ricotí (Chersophilus duponti) en el Sistema Ibérico*. Póster. I Workshop Nacional Alondra ricotí. Padul, Granada (13-14)-VI-2015.

García de la Morena, E.L.; Garza, V.; Traba, J. & García-Antón, A. 2015. *La dispersión juvenil es un factor crítico para determinar la conectividad de las poblaciones de Alondra Ricotí Chersophilus duponti*. Póster. I Workshop Nacional Alondra ricotí. Padul, Granada (13-14)-VI-2015.

Garza, V.; García de la Morena E.L. y Traba, J. 2011. Diagnóstico de los efectos sinérgicos producidos por 15 parques eólicos e infraestructuras eléctricas asociadas en el sureste de la provincia de Soria sobre las poblaciones de alondra ricotí. V. Garza / SECIM. Informe inédito realizado para Eólica de Medinaceli, S. L.

Hanski, I. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford.

Herranz, J., Manrique, J., Yanes, M. y Suárez, F. 1994. The breeding biology of Dupont's Lark *Chersophilus duponti*, in Europe. *Avocetta*, 18: 141-146.

Hutchinson, J.M.C. y Griffith, S.C. 2007. Extra-pair paternity in the skylark *Alauda arvensis*. *Ibis*: 150: 90-97.



Inchausti, P. y Bretagnolle, V. 2005. Predicting short-term extinction risk for the declining Little Bustard (*Tetrax tetrax*) in intensive agricultural habitats. *Biological Conservation*, 122: 375–384.

Lacy, R. C. 2005. *Vortex 9.6. A Stochastic Simulation of the Extinction Process*. Chicago Zoological Society. Chicago.

Laiolo, P., Vögeli, M., Serrano, D. y Tella, J.L. 2008. Song diversity predicts the viability of fragmented bird populations. *PLoS ONE* 3: e1822.

Lane, S.J. y Alonso, J.C. 2001. Status and extinction probabilities of Great Bustard (*Otis tarda*) leks in Andalucía, Southern Spain. *Biodiversity and Conservation* 10: 893–910.

Miller, P.S. y Lacy, R.C. 2005. *Vortex: a stochastic simulation of the extinction process. Version 9.50 user's manual*. Apple Valley, MN: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).

Morales, M.B., Bretagnolle, V. y Arroyo, B. 2005. Viability of endangered Little Bustard *Tetrax tetrax* population of western France. *Biodivers. Conserv.* 14: 3135–3150.

Morales, M.B., García De La Morena, E.L., Delgado M.P. y Traba, J. 2008. Evolución reciente y viabilidad futura de las poblaciones de Sisón Común *Tetrax tetrax* en la Comunidad de Madrid. *Anuario Ornitológico de Madrid 2006*, 11: 40-55.

Morris, W.F., Bloch, P.L., Hudgens, B.R., Moyle, L.C. y Stinchcombe, J.R. 2002. Population viability analysis in endangered species recovery plans: use and future improvements. *Ecological Applications*, 12: 708-712.

Pérez-Granados, C.; López-Iborra, G.; Garza, V. & Traba J. (2017) Breeding biology of the endangered Dupont's Lark *Chersophilus duponti* in two separate Spanish shrub-steppes. *Bird Study*, 64(3): 328-338.

Pinto, M., Rocha, P. y Moreira, F. 2005. Long-term trends in Great Bustard (*Otis tarda*) populations in Portugal suggest concentration in single high quality area. *Biol Biological Conservation*, 124: 415–423.

Sánchez, A., Herranz, J., Martínez, J.G. y Suárez, F. 2004. Extra-pair paternity in Short-toed and Lesser Short-toed larks (*Calandrella brachydactyla* and *C. rufescens*). *Bird Study*, 51: 278-279.

Saura, S. Y Torné, J. 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software*, 24: 135-139.

Suarez, F. (ed.). 2009a. *Las alondras ibéricas*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medios Rural y Marino. Madrid.



Suárez, F., García, J.T., Carriles, E., Calero-Riestra, M., Agirre, A., Justribó, J.H. y Garza, V. 2009. Sex-ratios of an endangered lark after controlling for a male-biased sampling. *Ardeola*, 56: 113-118.

Suárez, F. (ed.). 2010. *La alondra ricotí*, *Chersophilus duponti*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medios Rural y Marino. Madrid.

Suárez, F. y Carriles, E. 2010. Análisis de Viabilidad Poblacional. En: F. Suárez (ed.), *La alondra ricotí*, *Chersophilus duponti*, pp. 317-326. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medios Rural y Marino. Madrid.