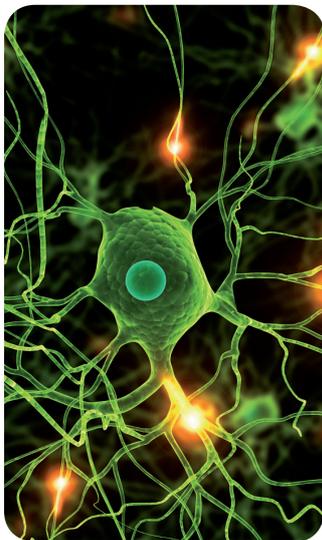




MÁSTERES de la UAM

Facultad de Ciencias
/ 15-16

Ecología



**Efecto de
la disponibilidad
de alimento en
la calidad del hábitat
de un ave gravemente
amenazada,
la Alondra ricotí
Chersophilus duponti
Julia Gómez Catasús**

Efecto de la disponibilidad de alimento en la calidad del hábitat de un ave gravemente amenazada, la Alondra ricotí *Chersophilus duponti*



Director técnico

Vicente Garza Villegas

Tutores académicos

Juan Traba Díaz y Manuel Borja Morales Prieto

Julia Gómez Catasús

21 de enero de 2016



Trabajo Fin de Máster

Máster en Ecología 2014 - 2016

Índice

Resumen	3
Agradecimientos	4
Introducción	5
Objetivo e hipótesis	7
Metodología	8
Resultados	18
Discusión	23
Conclusión	28
Referencias	29
Anexos	35
ANEXO I: Área de Estudio: Distribución de las 22 manchas de hábitat potencial para la alondra ricotí en la Tierra de Medinaceli	35
ANEXO II: Mapa de la localización de las estaciones de muestreo	36
ANEXO III: Resultados del Análisis de Correlación de Pearson para las variables predictoras	37
ANEXO IV: Resultados de los Análisis de Componentes Principales (ACP)	41



Efecto de la disponibilidad de alimento sobre la calidad del hábitat de una especie gravemente amenazada, la Alondra ricotí *Chersophilus duponti*

Julia Gómez Catasús (julia.gomezcatus@estudiante.uam.es)

Resumen

Los procesos de selección de hábitat son multifactoriales, dependientes de la calidad del hábitat a distintas escalas. La disponibilidad de alimento es un parámetro empleado como descriptor de la calidad del hábitat a escala de microhábitat por su repercusión en las dinámicas poblacionales. Su incorporación en modelos que integren factores a escalas más amplias, es de gran relevancia para conocer su contribución relativa en la conservación de especies amenazadas.

En el presente estudio se evalúa la importancia relativa de factores ambientales descriptores de la calidad del hábitat medidos a escala de metapoblación, de paisaje y de microhábitat en la probabilidad de presencia e intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí (*Chersophilus duponti*). Se realizaron dos Regresiones de Mínimos Cuadrados Parciales (PLSR) que absorbieron el 74.18% y el 78.47% de la varianza en la probabilidad de presencia e intensidad de uso del espacio, respectivamente. Los factores a escala de paisaje tuvieron un mayor poder explicativo en ambos PLSR (56% y 52% respectivamente), seguidos por las variables a escala de metapoblación (29% y 26%) y a escala de microhábitat (24% y 22%). La conectividad fue un factor determinante en ambos PLSR, de acuerdo con el marco conceptual de la teoría de las metapoblaciones. A escala de paisaje, la distancia a parques eólicos fue determinante de la probabilidad de presencia de la especie; mientras que la disponibilidad de hábitat óptimo lo fue para la intensidad de uso del espacio. Por último, a escala de microhábitat, la presencia de hábitat subóptimo determinó la presencia; mientras que la intensidad de uso del espacio dependió de la biomasa de coleópteros y formícidos, y de la cobertura de musgo.

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto la necesidad de abordar los estudios de selección de hábitat desde un enfoque multidimensional, así como la importancia de emprender medidas de conservación a distintas escalas espaciales.

Palabras clave: Artrópodos, dimensión espacial, hábitat potencial, metapoblaciones, selección de hábitat.

Effect of food availability on habitat quality of a seriously threatened species, Dupont's Lark *Chersophilus duponti*

Julia Gómez Catasús (julia.gomezcatus@estudiante.uam.es)

Summary

Habitat selection is a multifactorial process, dependent on habitat quality at different scales. At the microhabitat-scale, food availability is related to habitat quality because of its impact on population dynamics. Its incorporation into models that integrate factors at broader scales

is of great importance to evaluate their relative contribution to the conservation of endangered species.

In this work, we evaluate the relative importance of habitat quality factors measured at three scales: metapopulation, landscape and microhabitat-scale, on the occurrence and space intensity use by Dupont's lark (*Chersophilus duponti*). We performed two Partial Least Squares Regressions (PLSR), which accounted for 74.18% and 78.47% of the variance in the occurrence and space intensity use respectively. Landscape-scale factors had the greatest explanatory power in both PLSR (56% and 52% respectively), followed by metapopulation-scale factors (29% and 26%) and microhabitat-scale factors (24% and 22%). Connectivity was a determining factor in both PLSR, according to the conceptual framework of metapopulation theory. At landscape-scale, distance to wind farms was crucial for the occurrence of the species; while the availability of potential habitat for the species significantly affected the space intensity use by Dupont's lark. Finally, at the microhabitat-scale the presence of suboptimal habitat determined the occurrence; while the space intensity use depended on biomass of *Coleoptera* and *Formicidae*, and on moss cover.

These results highlight the need to address habitat selection studies from a multidimensional approach and the importance of undertaking conservation measures at different scales of the biological complexity.

Keywords: Arthropods, habitat selection, metapopulations, potential habitat, spatial dimension.

Agradecimientos

Agradecer a mis tutores Juan Traba y Manuel B. Morales por prestarme la oportunidad de realizar este trabajo y aprender de sus conocimientos y experiencias. No cabe duda de que este trabajo no habría sido el mismo sin su disponibilidad, atención y la gran ayuda prestada siempre que lo he necesitado en todas las etapas del trabajo. También agradecer de nuevo a Juan Traba por su compañía y ayuda en la toma de datos durante el trabajo de campo y cómo no, a Vicente Garza, por todos los datos prestados fruto de su trabajo durante 8 años en el área de estudio sin los cuales, obviamente, este trabajo tampoco estaría. Gracias por dejar que me empapase de tus experiencias en la rama profesional de la conservación, en el mundo de las aves, sus cantos y tu largo rodaje con el 'fantasma del páramo'.

Quería agradecer también a Luis M. Carrascal, por sus consejos con la estadística y compartir desinteresadamente todos sus conocimientos, aunque fuesen momentos en los que el cansancio primaba. A Jesús Herranz por prestarme las claves de identificación de artrópodos y el calibre. A Jonathan Pereira y Álvaro Ortega por su ayuda en el procesamiento de las muestras, y a Carlos Talabante por compartir sus conocimientos en este gran taxón y ayudarme en la identificación. A Iris Calleja, Jacqueline Boldt y Rodrigo A. Martínez, por su alegría, compañía y ayuda durante el trabajo de campo. A Maite Alonso y Carlos Garrido por su constante apoyo y la tarde de instrucción en autovectores y autovalores. A la gente de Ambrona, por su ayuda con las trampas de coprófagos y su cálida acogida. Y cómo no, a familia y amigos que en todo momento han estado ahí para apoyarme y darme ánimos, como siempre. Gracias.

Introducción

Los procesos de selección de hábitat involucran una serie de decisiones comportamentales innatas y aprendidas, realizadas por los individuos con el propósito de establecerse en áreas aptas para su supervivencia y reproducción (Jones, 2001). El estudio de estos procesos ecológicos permite elucidar los factores ambientales que determinan el asentamiento de las especies, esenciales para dirigir correctamente las estrategias de gestión. No obstante, a la hora de abordarlos se ha de tener en cuenta la importancia de la dimensión espacial y temporal en estos procesos y su carácter jerárquico, puesto que las decisiones de elección se producen desde una escala de paisaje (i.e. factores ambientales y su estructura espacial que afectan a la distribución y abundancia de los organismos; Turner, 1989) a una escala de microhábitat (i.e. las características estructurales de la vegetación o el alimento percibidas realmente por el organismo; Morris, 1987) (Morris, 1987; Cueto, 2006).

La teoría de metapoblaciones es una aproximación ampliamente empleada a la hora de identificar los factores que repercuten en las dinámicas espaciales y temporales de las poblaciones fragmentadas (Hanski, 1999; Hanski & Gaggiotti, 2004). Los modelos metapoblacionales asumen dos procesos ecológicos clave definidos por el tamaño de parche y la conectividad: (1) **las extinciones locales**, que se incrementan a medida que disminuye el tamaño de parche y (2) **las recolonizaciones**, cuya probabilidad será mayor a medida que se incrementa la conectividad entre los parches. Bajo este marco conceptual, el tamaño de parche y la conectividad entre parches son dos factores ambientales cruciales y suficientes para explicar los procesos de ocupación, donde parches pequeños y aislados tendrán una menor probabilidad de ocupación que parches grandes y altamente conectados (Levins, 1970; Hanski, 1994; Moilanen & Hanski, 1998; Hanski, 1999; Franken & Hik, 2004).

La calidad del hábitat en los parches es otro factor clave en los procesos de selección del hábitat, ya que repercute en la viabilidad de las especies (Johnson, 2007). En un primer momento, la teoría de metapoblacionales y los estudios de la calidad del hábitat fueron considerados como paradigmas alternativos en conservación, empleándose como dos enfoques diferentes en ecología de las poblaciones (Hanski, 1999). Este hecho condujo a la orientación de las estrategias de gestión por dos caminos diferentes: los estudios de la calidad del hábitat priorizaban la conservación de hábitat óptimo dentro de los parches; mientras que el enfoque metapoblacional abogaba por la preservación de un número de parches de hábitat potencial para la especie objeto (e.g. entre 10 y 20), atendiendo a su capacidad dispersiva e independientemente de la calidad de sus hábitats (Thomas *et al.*, 2001). Más recientemente se

han incorporado en los modelos metapoblaciones otros parámetros relacionados con la calidad del hábitat a distintas escalas, condicionando los efectos de los factores metapoblacionales (Thomas *et al.*, 1998; Wiegand *et al.*, 1999; Johnson, 2007).

Los parámetros utilizados para el estudio de la calidad del hábitat son, por un lado, de tipo poblacional (demográficos, de distribución, condiciones de los individuos), o medidas de atributos del hábitat (disponibilidad de recursos, limitaciones ambientales, etc.) (Johnson, 2007). A la hora de abordar estos estudios, se requiere de un alto conocimiento de la biología de las especies con el propósito de poder determinar qué factores están vinculados a la aptitud de las especies (supervivencia y reproducción) y en los que se va a basar la definición de calidad de hábitat. A escala de paisaje factores como el área de los parches ocupados por las especies y el grado de conectividad (típicos en la teoría metapoblacional), pero también la presencia de fuentes de presión antrópica (carreteras, grandes urbes, etc.) o la distancia a los recursos, repercuten en el área de ocupación de las especies y en el éxito reproductivo de sus poblaciones, definiendo la calidad de los territorios (Delfín-Alfonso *et al.*, 2009). A escala de microhábitat, variables como la estructura y la composición de la vegetación o la disponibilidad de alimento, son algunos de los factores más ampliamente utilizados como medidor directo de la calidad del hábitat (Morales *et al.*, 2008).

La disponibilidad de alimento define los patrones de distribución y las dinámicas poblacionales de muchos vertebrados (ver p.ej: Oro *et al.*, 2004; Hohmann *et al.*, 2006; Barr & Wolverson, 2014; Perrig *et al.*, 2014; Zengeya, 2014). En aves insectívoras, se ha estudiado su efecto en la supervivencia y el éxito reproductivo de los individuos, determinando la densidad poblacional (Johnson & Sherry, 2001; Seward *et al.*, 2014). En el presente estudio se evalúa el efecto de la disponibilidad de alimento en los procesos de selección y patrones de distribución de poblaciones fragmentadas. Incorporando parámetros descriptores de la calidad del hábitat a escala de metapoblación, de paisaje y de microhábitat, se estudia su importancia relativa en la determinación de la probabilidad de presencia e intensidad de uso del espacio por un ave insectívora. El término ‘intensidad de uso del espacio’ se refiere de aquí en adelante a la probabilidad de encontrar un territorio de la especie objeto de estudio, obtenido mediante la función de densidad Kernel (ver metodología).

Se utiliza como especie de estudio a la alondra ricotí *Chersophilus duponti* (Vieillot, 1820), aláudido catalogado como especie “en peligro” por el libro rojo de las aves de España, y como “vulnerable” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Madroño *et al.*, 2004; España, 2011). Sus poblaciones, restringidas a la Península Ibérica y el norte de África, se encuentran gravemente amenazadas por los cambios en el uso del suelo y la fragmentación de

sus hábitats. A escala de paisaje, variables como el tamaño de los parches ocupados por la especie, la conectividad entre estos y el paisaje en la matriz, contribuyen a la calidad del hábitat y repercuten en el patrón de distribución del alúcido (Vögeli *et al.*, 2010). A escala de microhábitat, la estructura de la vegetación es un factor clave para su supervivencia y reproducción (Garza *et al.*, 2005; Seoane *et al.*, 2006). Especie principalmente insectívora (Cramp & Simmons, 1980; Herranz, 1993; Talabante *et al.*, 2015), la disponibilidad de alimento podría ser otro factor determinante en la definición de calidad de sus hábitats.

Objetivo e hipótesis

El principal objetivo del presente estudio fue evaluar la importancia relativa de la disponibilidad de alimento, medido en términos de biomasa de artrópodos, en la definición de calidad del hábitat para la alondra ricotí. Para ello, se evaluó el efecto de la biomasa de artrópodos en la probabilidad de presencia e intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí en puntos con hábitat aparentemente adecuado para la especie. Adicionalmente, con el objeto de abarcar el carácter multiescalar de los procesos de selección, se incorporaron variables a escala de metapoblación, de paisaje y de microhábitat. A escala de metapoblación, se incorporaron elementos relacionados con la conectividad entre poblaciones de acuerdo con el marco conceptual de la teoría de metapoblaciones. A escala de paisaje se incorporó la disponibilidad de hábitat (usos del suelo y tamaño de parche) y dos fuentes de perturbación antrópica: (1) la distancia a parques eólicos por sus efectos en la avifauna (Martínez *et al.*, 2010; Martínez-Abraín *et al.*, 2012; Campedelli *et al.*, 2014); y (2) la distancia a cultivos por los efectos de las prácticas asociadas a la intensificación agrícola (e.g. utilización de agroquímicos, la agricultura de conservación) en las aves esteparias (Sanderson *et al.*, 2005; Santos & Suárez, 2005; Morales *et al.*, 2013). A escala de microhábitat se incorporaron: (1) la estructura y composición florística de la vegetación; (2) la abundancia de mamíferos herbívoros, que podrían ejercer un efecto positivo por su papel como agente modelador de la estructura de la vegetación y en la movilización de los nutrientes en el ecosistema (Garza & Traba, 2016) y (3) la disponibilidad de alimento en términos de biomasa de artrópodos y, específicamente, en biomasa de coprófagos por la relevancia que podrían tener en la dieta de la especie como sugieren estudios recientes (Talabante *et al.*, 2015).

La hipótesis de partida es que, de acuerdo con resultados previos en estudios similares (Vögeli *et al.*, 2010), factores ambientales a escala de metapoblación y de paisaje determinarán la probabilidad de presencia e intensidad de uso del espacio por la especie. No

obstante, predecimos que factores a escala de microhábitat tendrán una importancia relativa significativa, reflejando su efecto en la calidad del hábitat y en los procesos de selección.

Los resultados obtenidos aportarán información al conocimiento científico de la especie, permitiendo elucidar los mecanismos subyacentes a su distribución geográfica, imprescindibles a la hora de establecer las medidas de gestión que urgen para frenar el drástico declive generalizado experimentado por sus poblaciones (Garza & Traba, 2016).

Metodología

Área de estudio

El área de estudio del presente trabajo es la comarca denominada Tierra de Medinaceli, abarcando una superficie total de 200 km² (02° 26' 35.1'' O; 41° 11' 28.9'' N). Esta comarca se encuentra en la zona sur de Soria, ocupando una franja entre la ZEPA “Altos de Barahona” y la ZEPA “Páramos de Layna”, por lo que constituye un área esencial para garantizar la conectividad de estos dos espacios protegidos que albergan importantes poblaciones de alondra ricotí (Garza *et al.*, 2011). La zona se caracteriza por sus paisajes de páramo (1150 msnm), de relieve llano y conformados por estepa de matorral dominada por *Genista pumila*, *G. scorpius*, *Thymus spp.* y *Linum suffruticosum* (Garza *et al.*, 2005). Adicionalmente, existen cultivos de cereal intercalados en el territorio, así como áreas roturadas y plantaciones de coníferas que han surgido en los últimos años al amparo de las subvenciones comunitarias. El clima en la zona es mediterráneo continental, con una temperatura media anual de 10.6°C y un régimen de precipitaciones anuales en torno a los 500 mm (Agencia Estatal de Meteorología: estación meteorológica de Soria)

En el periodo reproductor, la alondra ricotí selecciona negativamente los pastizales y cultivos de cereal en favor de los cambronales (predominancia de *G. pumila*), mostrando una selección positiva de caméfitos almohadillados de bajo porte en páramos con pendientes inferiores al 10% (Garza & Suárez, 1990; Garza *et al.*, 2005; Suárez *et al.*, 2006; Suárez *et al.*, 2008). En este contexto, el área de estudio constituye un conjunto de 22 “parches” de hábitat potencial para la especie, fragmentadas a distintas dimensiones espaciales como consecuencia de procesos naturales (procesos geológicos) y de las actividades antrópicas (*Anexo I*). En 11 de los 22 parches se ha registrado la presencia de alondra ricotí en 2015 (Alcubilla de las Peñas, Ambrona-Miño, Beltejar, Blocona, Conquezueta, Esteras de Medinaceli, Layna, Miño-Medinaceli, Sierra Ministra, Taroda y Yuba), en 4 se han producido extinciones locales recientemente (Aguaviva de la Vega, Layna-Obetago, Miño-

Yelo y Radona) y los 7 parches restantes (Adradas, Adradas-Las Heredades, Ambrona-Ventosa, Benamira, Fuencaliente, Medinaceli y Torralba) no han tenido ocupación conocida en los últimos 8 años (ver más adelante).

Censos de alondra ricotí

Durante la primavera de 2015 se realizaron censos de alondra ricotí en las poblaciones de estudio, con el objeto de determinar el número y localización de los ejemplares de la especie. El comportamiento esquivo y huidizo de la alondra ricotí, así como su pico de actividad durante la madrugada, la convierten en una especie difícil de censar. Los censos se realizaron a pie, durante el periodo reproductor (desde finales de marzo hasta mediados de junio) (metodología detallada descrita en Garza *et al.*, 2011). Los transectos se dispusieron atravesando áreas de hábitat potencial por su parte central con el propósito de que la distancia entre el observador y los ejemplares no superase en ningún caso los 300m, minimizando así el margen de error al asignar la posición de los individuos. El número de recorridos fue proporcional al tamaño de las poblaciones y la extensión de cada zona, oscilando entre 1 y 19. Cada uno de los recorridos se repitió al menos dos veces, alternando el punto de inicio con el objetivo de censar adecuadamente cada mancha de hábitat en el corto intervalo de tiempo durante el cual se produce una mayor actividad de canto. Es en este lapso de tiempo cuando se puede obtener el mayor número posible de contactos simultáneos de machos vecinos, siendo este tipo de observaciones las de mayor valor a la hora de diferenciar territorios.

La hora de inicio de los censos se fue adelantando a medida que avanzaba la temporada (aproximadamente a las 5:00 h solares a finales de marzo y en torno a las 3:00 h a mediados de junio), siendo la duración variable en función de la actividad de canto de los individuos. Se georreferenciaron mediante GPS (error ± 5 m) todas las aves detectadas, fueran machos emitiendo cantos o reclamos. Para el mapeo de los territorios se utilizó el método de la parcela, siendo el que ofrece resultados más precisos en el estudio de paseriformes territoriales como la alondra ricotí (Peris *et al.*, 1975; Garza *et al.*, 2005). Los territorios se delimitaron agrupando diferentes observaciones en una misma zona y mediante la interpretación de los contactos simultáneos de machos vecinos, criterio éste último que se ha considerado determinante a la hora de diferenciar territorios próximos (Tellería, 1986). Puesto que generalmente el número de observaciones por territorio es bajo, no se ha considerado operativo definir sus límites siguiendo técnicas estandarizadas (e.g. MCP, áreas Kernel, etc.), habiéndose optado por delimitarlos mediante polígonos que, bajo criterio

experto, permitiesen englobar las observaciones correspondientes. La posición final de los territorios se ha asignado al centroide de cada polígono.

Intensidad de uso del espacio y ubicación de las estaciones de muestreo

Para la determinación de la intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí se utilizó la base de datos de observaciones obtenida a partir de los censos que viene desarrollando la Fundación Patrimonio Natural de Castilla y León durante los últimos 8 años, siguiendo la misma metodología antes descrita. A partir de los territorios acumulados en el periodo 2008-2014, se elaboró un mapa de probabilidad de encontrar un territorio de alondra ricotí, estimada mediante la función de densidad Kernel para toda el área de estudio.

La función o estimador de densidad Kernel se utiliza para describir la intensidad de uso del espacio, mediante una representación bidimensional de la distribución de frecuencias relativas de un patrón espacial de puntos (Worton, 1989). En nuestro caso, el patrón de puntos corresponde con las ubicaciones de las aves (Van Winkle, 1975). La función de densidad Kernel asigna un mayor valor de probabilidad a aquellas zonas donde se acumula un mayor número de puntos, realizando un ajuste dependiente del valor asignado al parámetro de suavizado del estimador (Worton, 1989).

El estimador Kernel se calculó con un factor de suavizado de 750 y un tamaño de celda de 50 x 50 m (Beyer, 2004), atendiendo a la territorialidad y al área de campeo de la alondra ricotí (Garza *et al.*, 2005). A partir de los valores de probabilidad obtenidos del mapa de densidad Kernel, se seleccionaron 18 puntos con valores de alta probabilidad, de aquí en adelante alta intensidad de uso (media = $1.4 \cdot 10^{-2}$; SE = $8.1 \cdot 10^{-4}$), 13 puntos con baja probabilidad, de aquí en adelante baja intensidad de uso (media = $3.2 \cdot 10^{-3}$, SE = $6.5 \cdot 10^{-4}$) y 6 puntos con probabilidad nula (ausencias). Estos puntos son denominados de ahora en adelante estaciones, y son la unidad de muestreo de referencia para las variables respuesta y predictoras a distintas escalas.

Las estaciones de alta intensidad de uso se encuentran en los términos municipales de Blocona y Ambrona, siendo los núcleos poblaciones más importantes del área de estudio por englobar más del 50% del total de las observaciones. Posteriormente, se seleccionaron estaciones de baja intensidad de uso en estas mismas poblaciones con el propósito de controlar el efecto asociado a factores que acontecen a escala local y que podrían ser los causantes de las diferencias en la intensidad de uso entre poblaciones. Las estaciones de muestreo clasificadas como ausencias corresponden con las poblaciones localizadas en los términos municipales de Miño-Yelo, Torralba (x2), Medinaceli, Fuencaliente y Benamira

(Anexo II), donde no existen registros de la especie o se han producido extinciones locales recientemente.

Las estaciones de muestreo se seleccionaron atendiendo a 3 factores: (1) los valores de **probabilidad kernel**; (2) la ausencia de **parques eólicos** en las poblaciones, para aislar el efecto de estas infraestructuras en las tendencias poblacionales (Gómez-Catasús *et al.*, 2015); (3) la presencia de **hábitat aparentemente adecuado** para la especie (matorral con pendiente < 10%; Garza *et al.*, 2005); y (4) una distancia mínima de 400 metros entre estaciones de muestreo, atendiendo al área de campeo máxima registrada para la especie de 37 ha (Garza *et al.*, 2005). No obstante, estos factores fueron incorporados en los análisis para controlar su efecto (ver más adelante).

La probabilidad de presencia y la intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí en el año 2015 (variables respuesta en el presente estudio) se establecieron para cada estación. Se elaboró un segundo mapa de probabilidad Kernel únicamente con los territorios en el año 2015 (factor de suavizado = 750; tamaño de celda = 50 x 50m; Beyer, 2004) y se estableció la intensidad de uso como el valor promedio de probabilidad Kernel en un área de 150m alrededor de cada estación, atendiendo al área de campeo medio de 9ha estimada para la especie (Garza *et al.*, 2005). Además, en cada estación se estimaron una serie de variables predictoras a tres escalas espaciales: metapoblación, paisaje y microhábitat.

Variables a escala metapoblacional

Conectividad.- Se utilizaron dos índices de conectividad, midiendo la distancia desde la estación de muestreo: (1) **al centro de la distribución de los territorios en 2015** (C_1); y (2) **al parche ocupado más cercano en el año 2015** (C_2), entendido como el centroide de la distribución de los territorios de la población más cercana (Vögeli *et al.*, 2010). Estos índices de conectividad expresan, respectivamente, la probabilidad de recolonización de las poblaciones en función de su posición estratégica en la metapoblación (población satélite o central), y de la cercanía a otras poblaciones que pudieran ser fuente de individuos.

Variables a escala de paisaje

Distancia a parques eólicos (PPEE).- Las estaciones se localizaron en poblaciones sin presencia de parques eólicos. No obstante, se midió la distancia desde el centro de la estación de muestreo al aerogenerador más cercano para evaluar el efecto de estas infraestructuras en las poblaciones circundantes.

Distancia a cultivos.- Se midió la distancia desde la estación de muestreo al cultivo más cercano, para controlar el efecto de las prácticas agrícolas en la comunidad de artrópodos y, por ende, en las alondras (Burel *et al.*, 1998; Santos & Suárez, 2005).

Usos del suelo.- En un buffer de 150 m alrededor de la estación de muestreo, se midió el porcentaje de superficie referente a cada uso del suelo (matorral con pendiente <10%, matorral con pendiente >10%, pastizal, cultivo y reforestación). El radio del buffer se seleccionó atendiendo al promedio de área de campeo máxima de 9 ha descrito para los machos adultos de alondra ricotí (Garza *et al.*, 2005). Para ello se empleó la cartografía de parches de hábitat realizada por medio de cartografía sobre ortofotografía siguiendo los criterios definidos en Seoane *et al.* (2006), Garza *et al.* (2005) y Suárez (2010).

Tamaño del parche.- Se calculó la superficie del parche de hábitat óptimo para la especie (matorral con pendiente <10%) donde se localizó cada una de las estaciones de muestreo. Todas estas variables se obtuvieron mediante Sistemas de Información Geográfica (ArcGIS 9.3).

Variables a escala de microhábitat

Las variables a escala de microhábitat fueron tomadas en tres puntos por estación de muestreo, a excepción de la biomasa de artrópodos coprófagos (**Fig. 1**).

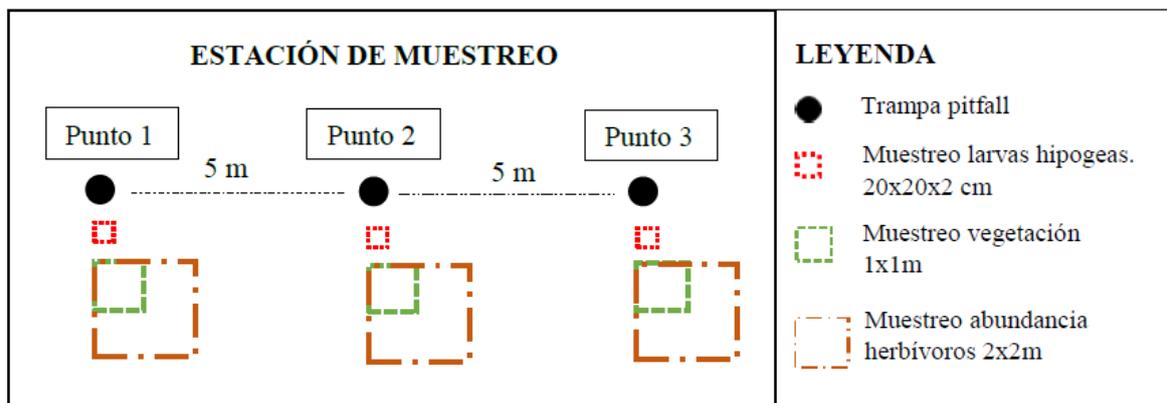


Figura 1: Esquema de la estación de muestreo

Biomasa de Artrópodos.- La biomasa de artrópodos se muestreó al inicio (abril), a mediados (mayo) y al final (junio) del periodo reproductor de la alondra ricotí en el año 2015, con el propósito de abarcar la variabilidad característica en la comunidad de artrópodos. Con el objeto de muestrear toda la comunidad de artrópodos descrita por Herranz *et al.*, (1993), se realizaron dos tipos de muestreo:

- **Muestreo de artrópodos epígeos:** Se localizaron tres trampas de caída o *pitfall* por estación de muestreo, separadas cada 5 metros (**Fig. 1**). Las trampas consistieron en vasos transparentes de plástico de 230ml de capacidad, diámetro de 7cm y una profundidad de 10cm, con agujeros en la parte superior para favorecer el drenaje ante precipitaciones intensas. Los vasos de plástico se enterraron en el suelo protegidos por un tubo de PVC para evitar el colapso de la trampa. En cada trampa se añadieron 175ml de solución conservante de etilenglicol con agua al 40% y una gota de jabón para disminuir la tensión superficial (Topping & Luff, 1995; Schmidt *et al.*, 2006). Las trampas permanecieron activas durante una semana, en ausencia de precipitaciones y con una temperatura media de 8.7°C, 12.5°C y 17.2°C respectivamente en el muestreo de abril, mayo y junio. Transcurrido ese lapso de tiempo se traspasaron los artrópodos capturados a duquesas con etanol al 70%. Este método ha sido testado en numerosas ocasiones y se ha mostrado eficaz para la captura de un amplio espectro de artrópodos epígeos (Traba *et al.*, 2007).
- **Muestreo de artrópodos voladores:** En el momento de recoger las trampas *pitfall*, y junto a cada una de ellas, se realizaron dos mangueros con manga entomológica durante 3 min. y se sacudió un ejemplar arbustivo de los alrededores localizando la manga bajo este con el objeto de recolectar posibles individuos que estuviesen en la vegetación.

Las muestras fueron identificadas en el laboratorio con ayuda de claves entomológicas al menos hasta el nivel de orden. Adicionalmente, se midió la longitud corporal de los ejemplares (excluyendo patas, antenas y otros apéndices) para obtener el valor de biomasa de artrópodos aplicando las 53 ecuaciones específicas de Hódar (1996) con la siguiente estructura:

$$W = \alpha \cdot BL^b$$

donde W es la biomasa en mg del taxón objeto y BL es la longitud del cuerpo. En aquellas muestras donde existió más de un ejemplar por nivel taxonómico, se midió la longitud de 10 ejemplares al azar y se calculó su promedio. Los parámetros α y b se especifican en Hódar (1996) para cada nivel taxonómico.

El valor de biomasa por periodo de estudio y por estación de muestreo se expresó como el promedio de las trampas *pitfall* que permanecieron activas el periodo de 7 días completos (generalmente tres), más el promedio de biomasa de los artrópodos voladores. El valor de biomasa total por estación de muestreo se expresó como la biomasa acumulada en los tres

periodos de estudio. La biomasa obtenida para cada orden fue la variable utilizada en los análisis posteriores.

Biomasa de larvas hipógeas.- Las capturas periódicas y los censos realizados desde el año 2008 han permitido profundizar en el comportamiento de la alondra ricotí, observándose que los individuos picotean en el suelo llegando a realizar agujeros de relativa profundidad (V. Garza, com. pers.). En cada uno de los tres puntos de muestreo por estación (**Fig. 1**) se extrajo una muestra de suelo de 20x20cm y 2 cm de profundidad, que se almacenaron en bolsas de plástico para su posterior procesamiento en el laboratorio. Los ejemplares o restos encontrados se identificaron hasta el nivel del orden con ayuda de claves entomológicas, calculando el valor de biomasa con las ecuaciones específicas de Hódar (1996).

Biomasa de Artrópodos Coprófagos.- Atendiendo a la importancia que podría tener este grupo de artrópodos en la dieta del aláudido (Talabante *et al.*, 2015), en el mes de junio se realizó un muestreo específico de biomasa de coprófagos. En cada estación de muestreo se localizó una trampa de caída, utilizando 200g de excremento fresco de oveja proporcionado por ganaderos de la zona como cebo atrayente (**Fig. 2**). Las trampas permanecieron durante un día completo bajo condiciones meteorológicas similares (32.5°C y 34°C de temperatura media y ausencia de precipitaciones). Los artrópodos coprófagos capturados se almacenaron en duquesas con etanol al 70%. La biomasa se calculó mediante las ecuaciones específicas de Hódar (1996) diferenciando entre biomasa de no coprófagos y biomasa de coprófagos, referidos estos últimos a los ejemplares de la familia *Scarabeidae* orden *Coleoptera* (*Gymnopleurus sp.*, *Onthophagus sp.* y *Scarabeus sp.*) y del suborden *Brachycera* orden *Diptera*.



Figura 2: Trampa pitfall utilizada en el muestreo de artrópodos coprófagos utilizando excremento de oveja como cebo atrayente

Abundancia de herbívoros.- Se realizó un muestreo indirecto (conteo de excrementos) de la abundancia de herbívoros domésticos y silvestres en el mes de mayo. En los tres puntos de las estaciones de muestreo se establecieron cuadrados de 2x2m (**Fig. 1**), donde se contaron e identificaron a nivel de especie los excrementos presentes, siendo el promedio el valor final utilizado en los análisis.

Estructura y composición de la vegetación.- Con el objeto de controlar el efecto de la estructura y composición de la vegetación (Garza *et al.*, 2005), se realizó un único muestreo de la vegetación en el mes de junio, debido a la escasa variación temporal de la comunidad vegetal en estos ecosistemas de páramo.

La estructura y composición de la vegetación se evaluó en cuadrados de 1x1m en tres puntos por cada estación de muestreo (**Fig. 1**). Se anotó la altura máxima modal y la distribución vertical de los contactos de vegetación a las alturas de 0-5 cm, 5-10 cm, 10-30 cm y a más de 30 cm. Adicionalmente se midieron diversas variables descriptoras de la estructura horizontal: (1) cobertura total (%) de vegetación, (2) cobertura de suelo desnudo, (3) cobertura de roca, (4) cobertura de leñosas, (5) cobertura de herbáceas perennes, (6) cobertura de herbáceas anuales y (7) cobertura de detritus. Por último, se midió la cobertura individual de las especies de leñosas y herbáceas perennes presentes. En cada estación de muestreo se obtuvo el valor promedio de los tres puntos para cada una de estas variables.

Análisis estadísticos

Las variables que no cumplieron con los requisitos de normalidad fueron transformadas (**Tabla 1**). La variable “*biomasa de larvas hipógeas*” se eliminó de los análisis debido al alto porcentaje de ceros obtenidos. Adicionalmente, se incorporaron relaciones cuadráticas elevando al cuadrado aquellas variables para las que una relación no lineal con la variable respuesta tenía claro significado ecológico (C_1 , C_2 , distancia a cultivos, distancia a parques eólicos y tamaño de parche). En cuanto a la biomasa de artrópodos, únicamente se incorporó a los análisis la biomasa de los taxones con una contribución promedio superior al 4% en la biomasa total registrada por estación de muestreo: *Coleoptera* (30%), *Diptera* (20%), *Hymenoptera – Formicidae* (16%), *Orthoptera* (11%), *Blattodea* (5%) y *Araneae* (4%) (**Tabla 2**). Debido a la alta proporción de hormigas encontradas en las muestras, el orden *Hymenoptera* se subdividió en *Formicidae* y no *Formicidae*.

Tabla 1: Variables predictoras incluidas en los análisis a escala de metapoblación, escala de paisaje y escala de microhábitat. Se muestra una breve descripción de cada una de las variables, la unidad de medida y la transformación aplicada para alcanzar normalidad.

Escala de metapoblación

Variable	Descripción	Transformación
Conectividad (C₁)	<i>Distancia al centroide de la distribución de los territorios en el año 2015 (km)</i>	Ninguna
Conectividad (C₂)	<i>Distancia al parche ocupado más cercano en 2015 (km)</i>	Ninguna

Escala de paisaje

Variable	Descripción	Transformación
Distancia a cultivos	<i>Distancia desde el centro de la estación de muestreo al cultivo más cercano (km)</i>	log (x)
Distancia a Parques Eólicos	<i>Distancia desde el centro de la estación de muestreo al aerogenerador más cercano (km)</i>	Ninguna
Tamaño del parche	<i>Superficie de la mancha de hábitat potencial para la alondra ricotí donde se situó la estación de muestreo (ha)</i>	log (x+1)
Usos del suelo	<i>Matorral con pendiente < 15 % (%)</i>	arcoseno ($\frac{x+1}{100}$)
	<i>Matorral con pendiente > 10% (%)</i>	
	<i>Pastizal (%)</i>	
	<i>Cultivos (%)</i>	
	<i>Roturaciones (%)</i>	
	<i>Reforestaciones (%)</i>	
	<i>Infraestructuras (%)</i>	

Escala de microhábitat

Variable	Descripción	Transformación
Vegetación horizontal	<i>Cobertura total de vegetación (%)</i>	arcoseno ($\frac{x+1}{100}$)
	<i>Cobertura de leñosas (%)</i>	
	<i>Cobertura de suelo desnudo (%)</i>	
	<i>Cobertura de roca (%)</i>	
	<i>Cobertura de musgo (%)</i>	
	<i>Cobertura de detritus (%)</i>	
	<i>Cobertura de herbáceas perennes (%)</i>	
	<i>Cobertura de herbáceas anuales (%)</i>	
Vegetación vertical	<i>Altura media máxima modal (cm)</i>	raíz (x)
	<i>Número de contactos de 0-5 cm, de 5-10cm, de 10-30 cm y a más de 30 cm</i>	
Composición vegetación	<i>Cobertura individual de las especies de leñosas y herbáceas perennes (%)</i>	Ninguna
Abundancia de Herbívoros	<i>Conteo de excrementos</i>	raíz (x)
Biomasa Artrópodos Coprófagos	<i>Biomasa de artrópodos coprófagos, familia Scarabeidae orden Coleoptera y suborden Brachycera orden Diptera</i>	raíz (x)

Variable	Descripción	Transformación
[...] Continuación		
Biomasa de Artrópodos por Órdenes	<i>Biomasa orden Coleoptera (mg)</i>	log (x+1)
	<i>Biomasa orden Blattodea (mg)</i>	
	<i>Biomasa orden Hymenoptera familia Formicidae (mg)</i>	raiz(x)
	<i>Biomasa orden Orthoptera (mg)</i>	
	<i>Biomasa orden Diptera (mg)</i>	Ninguna
	<i>Biomasa orden Araneae (mg)</i>	

Tabla 2: Taxones registrados y su porcentaje de contribución promedio a la biomasa de artrópodos total registrada por estación de muestreo. Se marcan en negrita aquellos órdenes incorporados en los subsecuentes análisis.

Nivel taxonómico	Porcentaje de contribución promedio (%)
<i>Coleoptera</i>	30,24
<i>Diptera</i>	20,52
<i>Hymenoptera - Formicidae</i>	15,85
<i>Orthoptera</i>	10,83
<i>Blattodea</i>	5,34
<i>Araneae</i>	4,45
<i>Julida</i>	2,32
<i>Hymenoptera - No Formicidae</i>	1,43
<i>Opiliones</i>	1,16
<i>Hemiptera - Heteroptera</i>	0,75
<i>Hemiptera - Homoptera</i>	0,61
<i>Lepidoptera</i>	0,22
<i>Acarina</i>	0,15

Se realizaron sendos Análisis de Componentes Principales (ACP) para las variables relacionadas con: (1) los usos del suelo; (2) la estructura horizontal de la vegetación; (3) la estructura vertical de la vegetación; y (4) la composición florística de la vegetación. Esta aproximación se empleó debido al alto grado de correlación existente entre las variables predictoras, de modo que la realización de los ACP permite resumir la multidimensionalidad y obtener gradientes interpretables desde el punto de vista ecológico. Para cada ACP se retuvieron aquellos componentes que explicaron conjuntamente más del 50% de la varianza. Para la realización del ACP de la composición florística de la vegetación se eliminaron aquellas especies presentes en menos del 10% de las muestras (i.e. en menos de 4 estaciones de muestreo). Se empleó una matriz de covarianza cuando las unidades de medida de los predictores fueron las mismas (usos del suelo, estructura horizontal y composición florística) y una matriz de correlación cuando fueron distintas (estructura vertical). Los ACP se realizaron con IBM SPSS Statistics 21.0.

Se realizaron Regresiones de Mínimos Cuadrados Parciales (*Partial Least Squares Regression*, PLSR) para analizar el efecto de los predictores a escala de metapoblación, de paisaje y de microhábitat sobre: (1) la variable respuesta binaria de presencia - ausencia de alondra ricotí por estación y (2) en la variable respuesta continua de la intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí en el año 2015 por estación. A continuación, se ajustó un modelo de regresión logística para la variable respuesta binaria y un modelo de regresión clásico para la intensidad de uso del espacio por alondra ricotí, incluyendo los componentes obtenidos en los análisis PLSR como variables explicativas.

El PLSR conduce a los mismos resultados que los modelos de regresión múltiple convencionales. No obstante, es extremadamente robusto a los efectos de pequeños tamaños muestrales (i.e. sobreajuste de los modelos) y a un alto grado de correlación entre las variables predictoras (Carrascal *et al.*, 2009; Sánchez-Oliver *et al.*, 2014; Morales *et al.*, 2015). En el presente estudio, el gran número de variables explicativas en relación al bajo tamaño muestral (27 variables predictoras; $n = 37$ estaciones de muestreo), así como la multicolinealidad existente entre los predictores por su fuerte carácter espacial (*Anexo III*), podría producir incrementos en el error de tipo II y dificultaría la interpretación de los modelos de regresión (Carrascal *et al.*, 2009). El PLSR establece asociaciones entre la variable respuesta y los factores extraídos de los predictores, maximizando la varianza explicada en la variable respuesta. Los factores extraídos son combinaciones lineales de los predictores, reduciendo la multidimensionalidad inicial a un número de componentes ortogonales que resumen la estructura de las relaciones entre los predictores y, al mismo tiempo, entre estos y la variable respuesta (Carrascal *et al.*, 2009). La contribución o importancia de cada predictor en los componentes del PLSR fue calculado en términos del cuadrado de los pesos, siendo significativo cuando superó: $1/\text{número de variables explicativas}$. Los PLSR se realizaron mediante los paquetes `plsRglm` y `plsdepot` del software libre de R (www.r-project.org).

Resultados

El ACP para los usos del suelo extrajo 1 componente que explicó el 58.67% de la variación. El componente 1 (Usos-PC1) se asoció positivamente con el porcentaje de superficie de matorral con pendiente inferior al 10% (hábitat potencial para la especie) y negativamente con el porcentaje de superficie de matorral con pendiente superior al 10%. Este componente se interpretó como un gradiente de la disponibilidad de hábitat potencial para la especie. El ACP para las variables descriptoras de la estructura horizontal de la vegetación extrajo 2

componentes que explicaron el 60.37% de la variación. El componente 1 (Hor-PC1) se asoció positivamente con la cobertura de musgo y el componente 2 (Hor-PC2) con la cobertura de roca. Por lo tanto, el componente 1 se interpretó como un gradiente en la cobertura de musgo y el componente 2 como un gradiente en la cobertura de roca.

El ACP para las variables descriptoras de la estructura vertical de la vegetación extrajo 2 componentes que explicaron el 71.69% de la variación. El componente 1 (Vert-PC1) se asoció positivamente con el número de contactos entre los 5 y 10 cm de altura y con el número de contactos entre los 10 y 30 cm. El componente 2 (Vert-PC2) se asoció positivamente con el número de contactos por encima de los 30 cm de altura.

El ACP para las variables descriptoras de la composición de la vegetación extrajo 4 componentes que explicaron el 56.23% de la variación. El componente 1 (Flor-PC1) se asoció positivamente con la cobertura de *Thymus vulgaris* y negativamente con la cobertura de *Thymus zygis*. El componente 2 (Flor-PC2) se asoció negativamente con la cobertura de *Thymus mastigophorus*, representando un gradiente en la cobertura de esta especie. El componente 3 (Flor-PC3) se asoció negativamente a la cobertura de especies del género *Stipa*. Por último, el componente 4 (Flor-PC4) se asoció positivamente a la cobertura de *Koeleria vallesiana*. Los resultados detallados para los distintos ACP se pueden consultar en el Anexo IV.

Factores determinantes de la probabilidad de presencia de alondra ricotí

El análisis de PLSR generó un componente significativo (valor-Z = 2.108; p = 0.03), que explicó el 74.18% de la varianza en la probabilidad de presencia de alondra ricotí en las 37 estaciones de muestreo utilizando todos los predictores (4 a escala de metapoblación, 7 a escala de paisaje y 16 a escala de microhábitat). La probabilidad de presencia de alondra ricotí se asoció negativamente a la distancia al centroide de la distribución de los territorios C₁ (lineal y cuadrática) y a la distancia a la población ocupada más cercana C₂ (lineal). Contrariamente, se relacionó positivamente con la distancia a parques eólicos (lineal y cuadrática) y el componente Flor-PC2 de la composición de la vegetación (**Tabla 3; Fig. 3**). La importancia de los predictores a escala de paisaje (calculado en términos de la suma de los pesos al cuadrado de cada predictor) fue considerablemente mayor en la probabilidad de presencia de alondra ricotí, seguido por los predictores a escala de la metapoblación y, por último, los predictores a escala de microhábitat (Metapoblación = 0.29; Paisaje = 0.56; Microhábitat = 0.15) (**Fig. 4**). Esta importancia fue aproximadamente dos veces mayor que la esperada atendiendo al número relativo de predictores para las escalas de metapoblación y de

paisaje, y más de 4 veces menor de lo esperado para la escala de microhábitat (Importancia esperada: Metapoblación = 0.15; Paisaje = 0.25; Microhábitat = 0.60).

Tabla 3: Resultados de las Regresiones de Mínimos Cuadrados Parciales (PLSR) analizando los factores determinantes de la probabilidad de presencia y la intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí en las 37 estaciones de muestreo, atendiendo a 4 variables de escala metapoblacional, 7 de escala de paisaje y 16 de escala de microhábitat. Se muestran los pesos de cada variable predictora en el componente obtenido para cada uno de los PLSR realizados. Se marcan en negrita las variables que son significativas con $|\text{peso}| \geq 0.19$ - este umbral se estableció de acuerdo a la importancia relativa de cada variable: $(1/\text{número de variables predictoras})^{0.5}$.

Escala de metapoblación

	Probabilidad de presencia	Intensidad de uso del espacio
C_1 - <i>Dist_Cent_Territorios</i>	-0,32	-0,16
C_1^2 - <i>Dist_Cent_Territorios²</i>	-0,34	-0,20
C_2 - <i>Dist_Pob_más cercana</i>	-0,20	-0,31
C_2^2 - <i>Dist_Pob_más cercana²</i>	-0,17	-0,31

Escala de paisaje

	Probabilidad de presencia	Intensidad de uso del espacio
<i>Tamaño de parche</i>	0,12	0,40
<i>Tamaño de parche²</i>	0,18	0,44
<i>PC1 Usos del suelo</i>	0,12	0,40
<i>Distancia PPEE</i>	0,41	-0,02
<i>Distancia PPEE²</i>	0,56	-0,04
<i>Distancia a cultivos</i>	-0,07	0,06
<i>Distancia a cultivos²</i>	0,10	-0,04

Escala de microhábitat

	Probabilidad de presencia	Intensidad de uso del espacio
<i>Abundancia de herbívoros</i>	0,01	-0,02
<i>Hor-PC1 vegetación horizontal</i>	0,10	-0,19
<i>Hor-PC2 vegetación horizontal</i>	-0,03	0,01
<i>Ver-PC1 vegetación vertical</i>	0,05	0,05
<i>Ver-PC2 vegetación vertical</i>	-0,01	0,05
<i>Flor- PC1 vegetación composición</i>	-0,03	0,13
<i>Flor-PC2 vegetación composición</i>	0,22	0,01
<i>Flor-PC3 vegetación composición</i>	-0,01	-0,11
<i>Flor- PC4 vegetación composición</i>	-0,06	-0,16
<i>Biomasa coprófagos</i>	0,08	0,09
<i>Biomasa Coleoptera</i>	0,10	0,20
<i>Biomasa Diptera</i>	0,08	0,02
<i>Biomasa H. Formicidae</i>	-0,16	-0,21
<i>Biomasa Araneae</i>	-0,02	-0,08
<i>Biomasa Orthoptera</i>	-0,17	-0,15
<i>Biomasa Blattodea</i>	-0,01	0,06

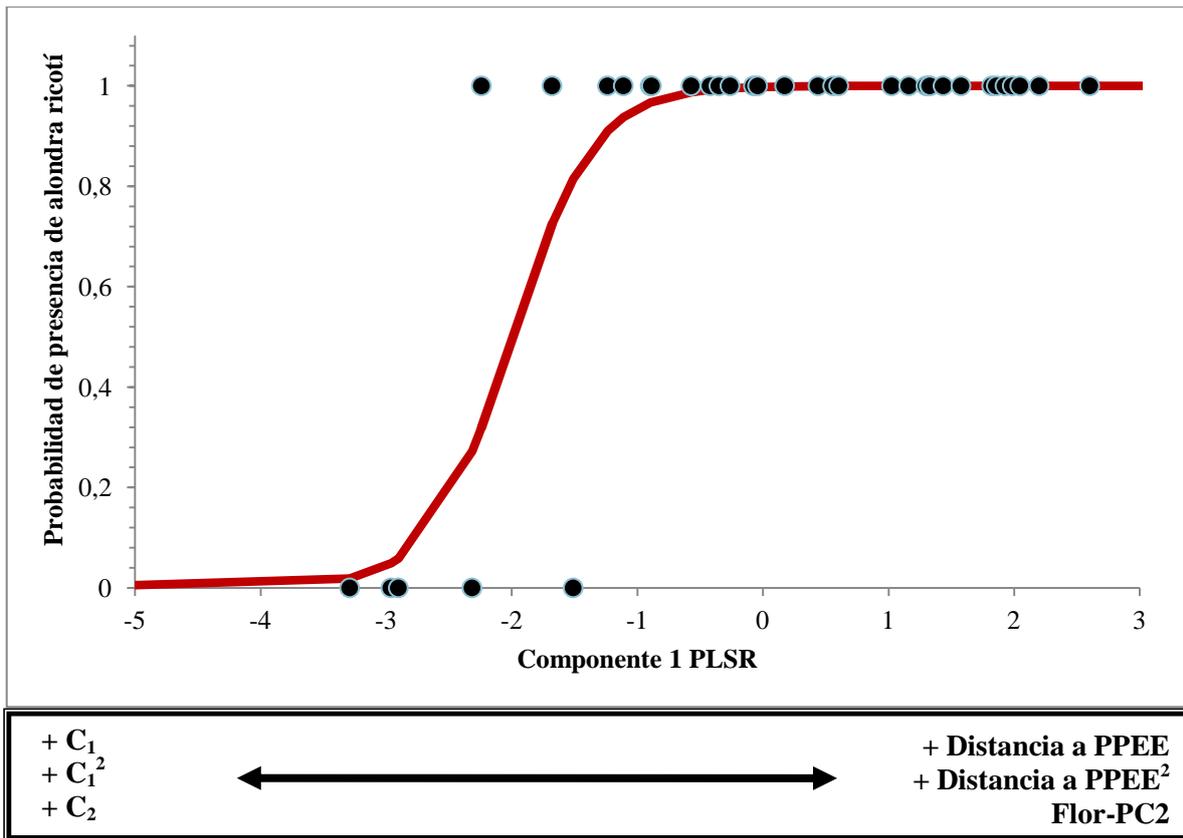


Figura 3: Relación entre la probabilidad de presencia de alondra ricotí y el primer componente obtenido por el análisis de PLSR de 4 variables a escala de metapoblación, 7 a escala de paisaje y 16 a escala de microhábitat. Se representan las observaciones de presencia y ausencia de alondra ricotí (puntos negros) y los valores predichos por el modelo de regresión logística ajustado (línea roja).

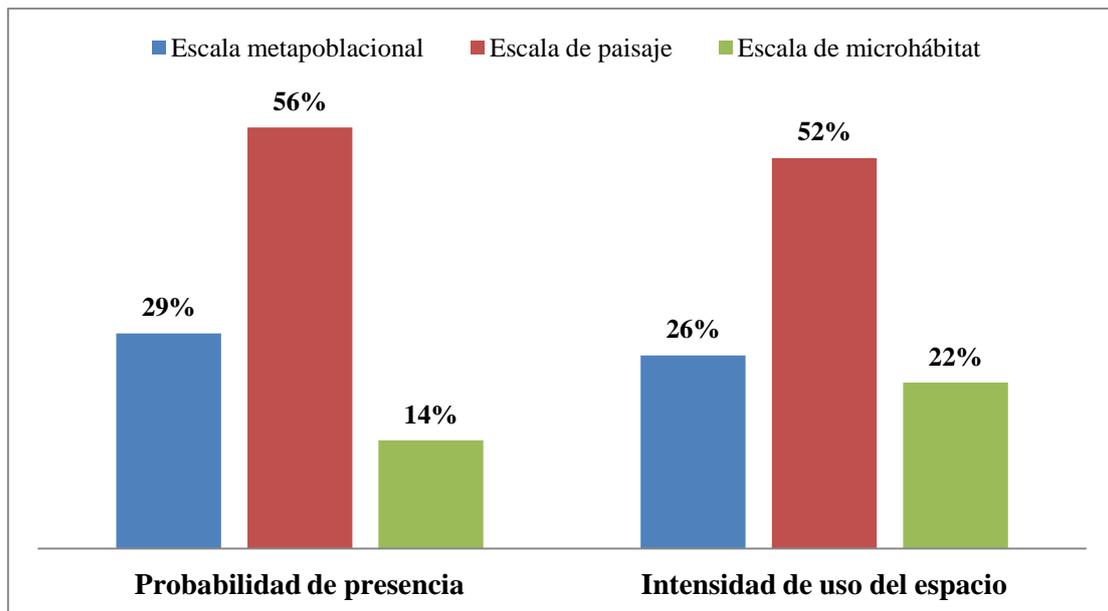


Figura 4: Importancia relativa del efecto de los tres conjuntos de variables (de escala metapoblacional, de paisaje y de microhábitat) por su poder explicativo en la probabilidad de presencia y en la intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí.

La distancia a parques eólicos resultó ser un factor determinante de la probabilidad de presencia de alondra ricotí. A distancias menores de 1.6 km no se registraron poblaciones con presencia de alondra ricotí. El modelo de regresión logística ajustado predijo la presencia de alondra ricotí a distancia de un parque eólico superior a los 3 km (Fig. 5).

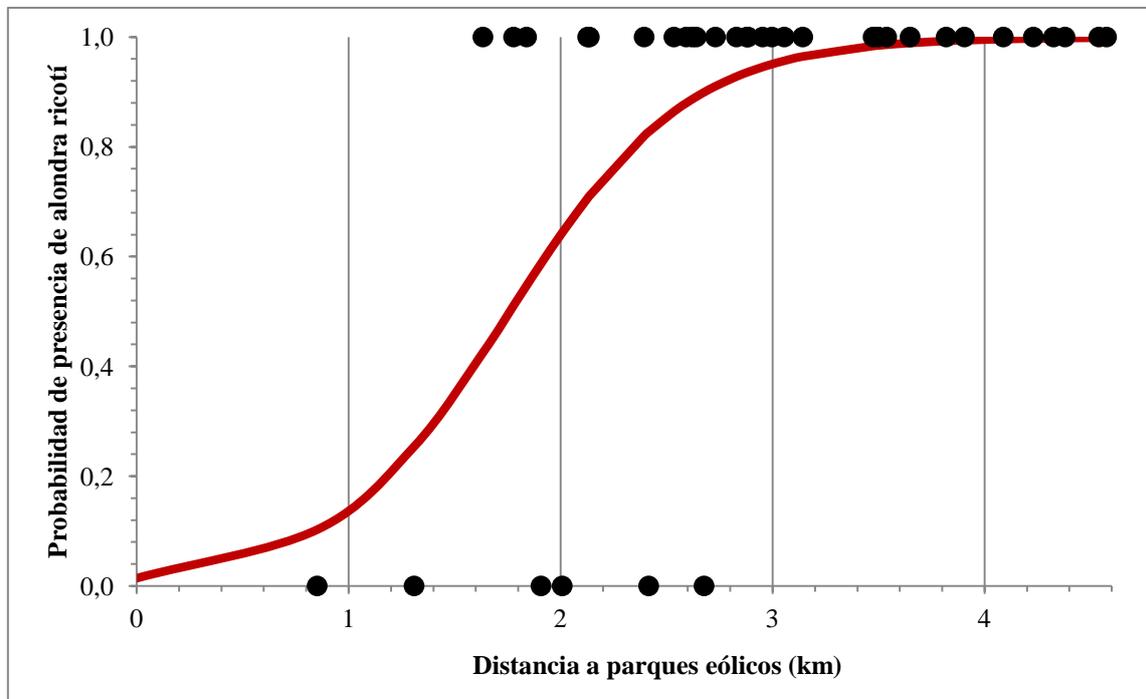


Figura 5: Relación univariada entre la probabilidad de presencia de Alondra ricotí y la distancia a parques eólicos. Se muestran las 37 observaciones para cada estación de muestreo (puntos negros) y el modelo de regresión logística ajustado (línea roja).

Intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí

El análisis de PLSR para la intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí generó un componente significativo (valor-F = 127.57; $p \ll 0.001$), que explicó el 78.47% de la varianza. La intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí en el año 2015 se asoció positivamente al tamaño de parche (lineal y cuadrática), al PC1 de usos del suelo y a la biomasa de artrópodos del orden *Coleoptera*. Contrariamente, se relacionó negativamente con la distancia al centroide de la distribución (cuadrática), la distancia a la población ocupada más cercana (lineal y cuadrática), el PC1 de la estructura horizontal de la vegetación y la biomasa de artrópodos del orden *Hymenoptera* familia *Formicidae* (Tabla 3; Fig. 6). La importancia de los predictores a escala de paisaje fue considerablemente mayor en la intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí, seguido por los predictores a escala de la metapoblación y, por último, los predictores a escala de microhábitat (Importancia obtenida: Metapoblación = 0.26; Paisaje = 0.52; Microhábitat = 0.22) (Fig. 4). Esta importancia fue

casi dos veces mayor que la esperada a escala de metapoblación y de paisaje, y descendió casi 3 veces respecto de lo esperado según el número de predictores a escala de microhábitat (Importancia esperada: Metapoblación = 0.15; Paisaje = 0.25; Microhábitat = 0.60).

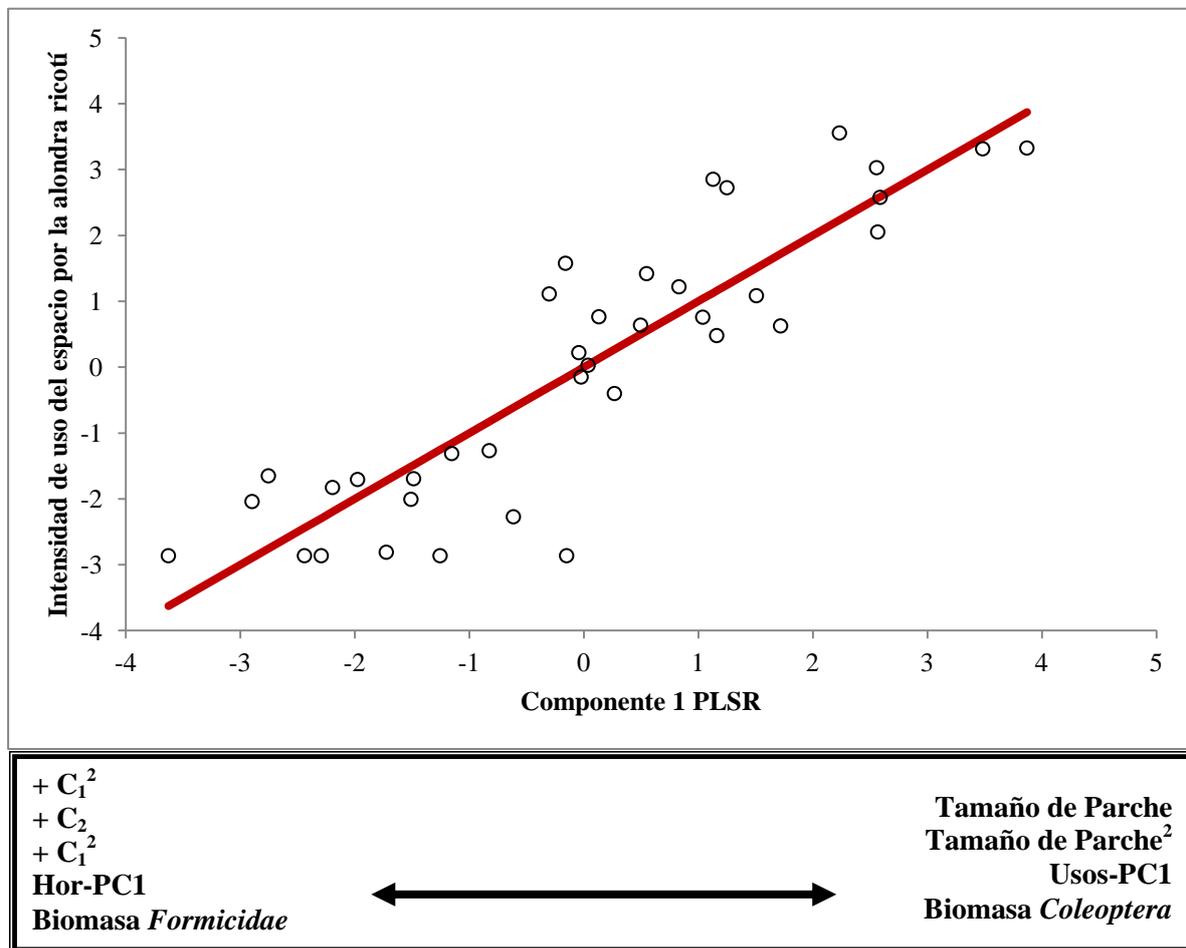


Figura 6: Relación entre la intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí estandarizada y el primer componente obtenido por el análisis de PLSR de 4 variables a escala de metapoblación, 7 a escala de paisaje y 16 a escala de microhábitat.

Discusión

Los cambios en el uso del suelo y la consecuente fragmentación del paisaje ejercen un efecto en cascada sobre la biodiversidad, desde la pérdida de hábitat potencial para las especies, el aislamiento de las poblaciones y el deterioro de la calidad del hábitat en los fragmentos (Moilanen & Cabeza, 2002; Fahrig, 2003). Los efectos de este fenómeno dependen de la dimensión espacial, conduciendo a la distribución heterogénea de las poblaciones a distintas escalas (Weins, 1989). Recientemente, se han incorporado en los modelos factores a escalas más pequeñas relacionados con la calidad del hábitat, con el objeto de abarcar el carácter jerárquico de los procesos y patrones ecológicos (Thomas *et al.*, 2001; Franken & Hik, 2004). Los resultados obtenidos en el presente estudio reflejan que los factores a escala de paisaje

son los más explicativos a la hora de analizar la probabilidad de presencia y la intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí (56% y 52% respectivamente), seguidos por los factores a escala de metapoblación (29% y 26%) y a escala de microhábitat (14% y 22%) (**Fig. 6**). Este hecho sugiere que, aunque factores a escalas grandes absorben un gran porcentaje de la varianza, se han de incorporar factores descriptores de la calidad del hábitat a escalas más pequeñas por su contribución significativa en la descripción de estos procesos.

Factores determinantes a escala de paisaje

Probabilidad de presencia.- La probabilidad de presencia de la alondra ricotí se relacionó positivamente con el término lineal y cuadrático de la distancia a parques eólicos, siendo los predictores que más peso obtuvieron en el PLSR (17% y 31% respectivamente). Este hecho muestra el efecto negativo que estas infraestructuras ejercen sobre las poblaciones de alondra ricotí, tal y como se ha observado también para otros grupos de aves (Martínez *et al.*, 2010; Martínez-Abraín *et al.*, 2012; Campedelli *et al.*, 2014). La mortalidad directa por colisión, el desplazamiento por perturbación, los efectos barrera o la pérdida de hábitat, son algunos de los efectos sobre la avifauna asociados a estas infraestructuras (Langston & Pullan, 2003; Drewitt & Langston, 2006; Atienza *et al.*, 2011). En el área de estudio los parques eólicos ejercen un efecto significativo en las tendencias poblacionales de la especie, registrándose un declive de hasta siete veces mayor en poblaciones con presencia de parques eólicos en el periodo 2010-2015 (del -15% frente al -2%) (Gómez-Catasús *et al.*, 2015). Los resultados obtenidos en el presente estudio muestran que el efecto de estas infraestructuras no acontece únicamente sobre las poblaciones en las que se encuentran, propagándose también a las poblaciones circundantes. La distancia umbral observada de 1.6 km y la óptima predicha por el modelo superior a los 3 km, podrían ser de gran utilidad a la hora de realizar las evaluaciones de impacto ambiental correspondientes en el diseño de proyectos de infraestructuras eólicas. No obstante, los resultados obtenidos han de ser interpretados con cautela debido al bajo tamaño muestral y a los problemas asociados a datos desbalanceados en modelos de regresión logística (6 ausencias frente a 31 presencias) (Cramer, 1999).

Intensidad de uso del espacio.- La intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí se relacionó positivamente con la superficie de matorral con pendiente inferior al 10% disponible (Usos-PC1), así como con el término lineal y cuadrático del tamaño de parche. Las tres variables obtuvieron valores altos del coeficiente de correlación de Pearson (por encima

de 0.6; p-valores $\ll 0.01$) (*Anexo III*), ya que hacen referencia a la superficie de hábitat disponible para la especie.

La respuesta al efecto del tamaño de parche y a la pérdida de hábitat no es generalizable y dependerá del taxón objeto de estudio así como del patrón de la pérdida de hábitat (Bender *et al.*, 1998). En el caso de la alondra ricotí, especie especialista y de interior, es altamente vulnerable a la pérdida y fragmentación del hábitat, incrementándose la intensidad de uso del espacio a medida que aumenta el tamaño de parche (el hábitat de interior) y la superficie de hábitat potencial en las inmediaciones (Usos-PC1). Adicionalmente, el efecto será mayor cuando el patrón de pérdida de hábitat conlleve la eliminación de parches grandes. Vögeli *et al.* (2010), observaron un efecto del tamaño de parche positivo en la probabilidad de presencia y negativo en la densidad poblacional de la alondra ricotí, estableciendo 200 ha como umbral a partir del cual los valores de densidad se mantienen constantes.

Una de las hipótesis de partida fue que la distancia a cultivos tendría un efecto positivo en la probabilidad de presencia y en la intensidad de uso del espacio por la especie, debido a los efectos de las prácticas agrícolas en la comunidad de artrópodos y, por ende, en las aves esteparias (Burel *et al.*, 1998; Donald & Vickery, 2000; Sanderson *et al.*, 2005; Santos & Suárez, 2005; Morales *et al.*, 2013). No obstante, la ausencia de efecto podría ser debido a la ausencia de variabilidad en este factor, y/o a que los efectos de las prácticas agrícolas se propaguen en grandes extensiones siendo detectables únicamente a escalas más amplias.

Factores determinantes a escala de metapoblación

Ambos índices de conectividad (la distancia al centroide de la distribución de todos los territorios C_1 y la distancia a la población más cercana C_2) se relacionaron negativamente con la probabilidad de presencia y la intensidad de uso del espacio, mostrando que tanto la conectividad entre poblaciones como la situación estratégica de las poblaciones (satélite o centrales) contribuyen a explicar significativamente los patrones de distribución de la especie. Este hecho puede ser explicado por dos fenómenos: (1) la menor probabilidad de recolonización de parches aislados en el marco conceptual de la teoría de las metapoblaciones (Hanski, 1994; Moilanen & Hanski, 1998; Hanski, 1999); y (2) la mayor vulnerabilidad de las poblaciones aisladas a fenómenos estocásticos (demográficos, ambientales o de deriva genética) por el descenso del flujo génico, el proceso asociado de erosión de la variabilidad genética y su repercusión en el *fitness* de los individuos (Hastings & Harrison, 1994; Frankham *et al.*, 2002; Méndez *et al.*, 2014).

Considerando una capacidad de dispersión de 2 km para la alondra ricotí (Laiolo *et al.*, 2007; Vögeli *et al.*, 2008), los parches de Miño-Yelo, Torralba, Benamira, Fuencaliente y Medinaceli, son parches de hábitat potencial periféricos y con valores de conectividad relativamente bajos en comparación con los parches núcleo de Blocona y Ambrona-Miño (Garza *et al.* 2011). Este hecho explicaría la ausencia de la especie en estas zonas, sin embargo, un dato reciente de un individuo joven atribuye distancias de dispersión superiores a los 30 km (García-Antón *et al.*, 2015), cambiando significativamente el escenario de conectividad de las poblacionales periféricas y mostrando la trascendencia de la capacidad dispersiva en los análisis de conectividad (García de la Morena *et al.*, 2015). Bajo este nuevo escenario, la conectividad potencial entre parches de hábitat óptimo para la especie es absoluta en el conjunto del área de estudio y, por lo tanto, los resultados obtenidos podrían estar explicando otro tipo de procesos. De cualquier modo, la preservación de estas áreas periféricas sería igualmente relevante para la persistencia de la alondra ricotí a nivel metapoblacional, ya que mantienen la conectividad entre el resto de poblaciones comportándose como elementos de conexión, estriberones o ‘stepping stones’ (Garza *et al.*, 2011).

Factores determinantes a escala de microhábitat

El estudio previo realizado por Vögeli *et al.*, (2010) en una metapoblación del Valle del Ebro, no detectó efectos significativos de factores a escala de microhábitat sobre la probabilidad de presencia, densidad o probabilidad de extinción de la alondra ricotí. Este hecho podría ser debido a dos aspectos del diseño de muestreo: (1) no es representativo de la variabilidad en la comunidad de artrópodos (localización de cinco trampas *pitfall* por población, una única vez y durante tres días); y (2) no se modifican las dimensiones espaciales de las unidades muestrales al estudiar factores dependientes de la escala (proceso de escalamiento; García, 2008).

El presente estudio aporta el resultado novedoso de que junto a los factores que operan a gran escala, los descriptores de la calidad del hábitat a escala de microhábitat absorben un porcentaje significativo de la varianza en estas variables poblacionales.

Probabilidad de presencia.- La probabilidad de presencia de alondra ricotí se asoció negativamente con la cobertura de *Thymus mastigophorus* (Flor-PC2). Este caméfito rastrero se encuentra ligado a formaciones de tomillar-pradera (Rivas-Goday *et al.*, 1970), hábitat considerado subóptimo para los adultos de alondra ricotí (Garza *et al.*, 2005). Por lo tanto, las

localidades con ausencia de Alondra ricotí del presente estudio se caracterizan por ser formaciones de tomillar-pradera con herbáceas perennes y anuales que podrían suponer un obstáculo para este ave corredora, siendo rechazados por la especie. No obstante, la conservación de estas áreas sigue siendo relevante ya que durante la época post-reproductiva los juveniles quedan relegados a estos hábitats marginales (Garza *et al.*, 2005; Suárez *et al.*, 2006; Suárez *et al.*, 2008).

Intensidad de uso del espacio.- La intensidad de uso del espacio se asoció positivamente a la biomasa de coleópteros y negativamente a la biomasa de formícidos y a la cobertura de musgo (Hor-PC1). El papel de los coleópteros en los procesos de selección de hábitat ha sido demostrado para otros grupos de aves en zonas templadas (Clere & Bretagnolle, 2001; Shlyakhtin *et al.*, 2004; Holland *et al.*, 2006; Traba *et al.*, 2007). En el caso de la alondra ricotí, ya se señaló su importancia en la dieta de los pollos, junto con ortópteros, lepidópteros y licósidos (Herranz *et al.*, 1993). Los coleópteros fueron el grupo predominante en términos de biomasa (30.24% del total), coherente con otros estudios en los que se destaca el papel que juegan en los agrosistemas algunos taxones de este orden (e.g. familia *Carabidae*) por su predominancia y alto valor nutritivo (Clere & Bretagnolle, 2001). Este hecho junto con el tamaño considerable de algunas familias de este orden (e.g. *Carabidae* o *Tenebrionidae*), les hace más vulnerables a ser depredados por especies insectívoras como la alondra ricotí, explicando su repercusión en las variables poblacionales.

La relación negativa con la biomasa de formícidos es más difícil de explicar, pudiendo ser un artefacto o un fenómeno meramente casual. Estudios de la dieta han registrado la presencia de formícidos sin digerir en los excrementos y el estómago del sisón común (*Tetrax tetrax*), lo que sugiere un bajo valor energético de este grupo de artrópodos para las aves (Jiguet, 2002; Shlyakhtin *et al.*, 2004; Traba *et al.*, 2007). Este fenómeno podría explicar que, pese a constituir una alta proporción de la biomasa animal (Folgarait, 1998), no sean seleccionados positivamente por la alondra ricotí. No obstante, en presencia de otros grupos de artrópodos (e.g. Coleópteros), la alondra ricotí podría seleccionar aquellos taxones con un mayor valor nutritivo. Por lo tanto, la relación negativa podría no deberse a un rechazo de la alondra ricotí, sino a una relación mediada con otros grupos de artrópodos críticos en la dieta de la especie como son los coleópteros. Ejemplo de ello es la alta territorialidad y agresividad descrita para algunas especies de formícidos en sistemas forestales y agrícolas, y sus efectos en las poblaciones de artrópodos epígeos (Niemela *et al.*, 1992; Dauber & Wolters, 2004). Por otro lado, los formícidos que se alimentan de las semillas contenidas en las heces de

vertebrados (Manzano *et al.*, 2010), podrían competir por el alimento con los coleópteros coprófagos, otro grupo que apunta a ser crucial para la dieta de la alondra ricotí (Talabante *et al.* 2015) aunque su efecto no haya resultado significativo en el presente estudio.

Por último, la intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí se relacionó negativamente con la cobertura de musgo. La proliferación de este grupo de briófitos podría estar asociado a zonas con una mayor retención de la humedad en el sustrato (menor cobertura de roca) asociadas a una mayor cobertura de herbáceas perennes y anuales. Debido a los hábitos principalmente terrestres del aláudido (Suárez, 2010), una alta cobertura de musgo podría estar asociada a hábitats de peor calidad para la especie, repercutiendo así negativamente en los procesos de selección y en la intensidad de uso del espacio por la especie.

En cuanto a la abundancia de herbívoros, se esperaba un efecto positivo sobre la probabilidad de presencia y/o la intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí, dado su papel como agente modelador de la estructura de la vegetación y en la movilización de los nutrientes en el ecosistema, pudiendo generar efectos tróficos en cascada e incrementar la disponibilidad de alimento (artrópodos coprófagos) para la alondra ricotí (Garza & Traba, 2016). No obstante, el drástico y masivo abandono de la ganadería extensiva en la zona de estudio (Garza & Traba, 2016) hace que este predictor carezca de variabilidad, impidiendo detectar covariación entre la abundancia de herbívoros y las variables poblacionales de la alondra ricotí. Del mismo modo se explica la ausencia de efecto en la biomasa de artrópodos coprófagos, ya que resultados preliminares de un estudio sobre la alimentación de adultos a partir de los restos encontrados en los excrementos, muestran un elevado porcentaje de coleópteros coprófagos en un área con alta carga ganadera, reflejando su importancia en la dieta de la especie (Talabante *et al.*, 2015). Así pues, ambos patrones deberían de ser estudiados a escalas más amplias, comparando metapoblaciones con altas cargas ganaderas (como es el caso de Aienza o Molina de Aragón) con la metapoblación de la Tierra de Medinaceli.

Conclusión

Los resultados expuestos en el presente estudio ponen de manifiesto el carácter multifactorial de los procesos de selección de hábitat. A escala metapoblacional, la conectividad entre poblaciones es un factor que repercute en las dinámicas metapoblacionales y en los patrones de distribución, siendo más patente a medida que disminuye la capacidad dispersiva de las especies (Hanski, 1999). A escala de paisaje, parámetros relacionados con la disponibilidad de hábitat óptimo y/o la distancia a perturbaciones antrópicas repercutirán en la probabilidad de presencia y la intensidad de uso del espacio por las especies. Por último, a escala local, la

calidad del hábitat medido en términos de la estructura y composición de la vegetación y/o de disponibilidad de alimento, puede ser determinante en los procesos de selección de hábitat. Otros factores ambientales como la composición de la matriz paisajística (e.g. en buffer de 20 km; Vögeli *et al.*, 2010), la depredación o el efecto de la competición con otros paseriformes en la probabilidad de presencia y la intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí, deberían ser incorporados en los modelos. No obstante, el presente estudio pone de manifiesto el carácter jerárquico de los procesos de selección que, muy probablemente, esté presente también en otras especies y grupos de vertebrados. En este contexto, a la hora de emprender medidas de gestión para la preservación de poblaciones fragmentadas es de gran importancia abordarlas desde un enfoque multidimensional. Las estrategias no han de ser dirigidas únicamente hacia aspectos de la escala metapoblacional o de paisaje, sino que acciones encaminadas a mejorar la calidad del hábitat dentro de los parches también repercutirán positivamente en las dinámicas poblacionales, actuando en pro de la conservación de especies amenazadas.

Referencias

- Atienza, J.C.; Martín Fierro, I.; Infante, O.; Valls, J. & Domínguez, J. (2011). *Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (versión 3.0)*. SEO/BirdLife, Madrid
- Barr, B. & Wolverton, S. (2014). The effects of population density on juvenile growth rate in white-tailed deer. *Environmental Management* 54: 897-907.
- Bender, D. J., Contreras, T. A., & Fahrig, L. (1998). Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*, 79(2), 517-533.
- Beyer, H.L. (2004). *Hawth's Analysis Tools for ArcGIS: Kernel density estimator*. Disponible en: <http://www.spatial ecology.com/htools>.
- Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., Le Coeur, D., Dubs, F., Morvan, N., Paillat, G., Petit, S., Thenail, C., Brunel, E. & Lefeuvre, J.C. (1998). Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica*, 19(1), 47-60.
- Campedelli, T.; Londi, G.; Cutini, S.; Sorace, A. & Tellini Florenzano, G. (2014). Raptor displacement due to the construction of a wind farm: preliminary results after the first 2 years since the construction. *Ethology Ecology & Evolution*, 26(4), 376-391.
- Carrascal, L.M., Galván, I., & Gordo, O. (2009). Partial least squares regression as an alternative to current regression methods used in ecology. *Oikos*, 118(5), 681-690.
- Clere, E., & Bretagnolle, V. (2001). Disponibilité alimentaire pour les oiseaux en milieu agricole: biomasse et diversité des arthropodes capturés par la méthode des pots-pièges. *Rev Ecol (Terre Vie)* 56: 275-297.
- Cramer, J.S. (1999). Predictive performance of the binary logit model in unbalanced samples. *Journal of the Royal Statistical Society, Series D* 48.

- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (Eds.) (1980). *The birds of the Western Palearctic*, vol. II. Oxford: Oxford University Press.
- Cueto, VR. (2006). Escalas en ecología: su importancia para el estudio de la selección de hábitat en aves. *Hornero* 21:1-13.
- Dauber, J., & Wolters, V. (2004). Edge effects on ant community structure and species richness in an agricultural landscape. *Biodiversity & Conservation*,13(5), 901-915.
- Delfín-Alfonso, C.; Gallina-Tessaro, S.A. & López-González, C.A. (2009). *Capítulo 13. El hábitat: Definición, dimensiones y escalas de evaluación para la fauna silvestre*. En Gallina-Tessaro, S. & López-González, C. (ed.). *Manual de técnicas para el estudio de la fauna*, pp. 285 – 313. Volumen I. Universidad Autónoma de Querétaro – Instituto de Ecología, A. C. Querétaro, México.
- Donald, P.F., & Vickery, J.A. (2000). The importance of cereal fields to breeding and wintering Skylarks *Alauda arvensis* in the UK. In: Aebischer, N.J., Evans, A.D., Grice, P.V., Vickery, J.A. (eds). *The ecology and conservation of lowland farmland birds*. British Ornithologist's Union, Tring, UK, pp 140-150.
- Drewitt, A.L. & Langston, R.H.W. (2006). Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis*, 148, 29 – 42.
- España (2011). Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. *BOE*, 23 de febrero de 2011, nº46, p. 20912-2951.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487–515.
- Folgarait, P.J. (1998). Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity & Conservation*, 7(9), 1221-1244.
- Franken, R.J. & Hik, D.S. (2004). Influence of habitat quality, patch size and connectivity on colonization and extinction dynamics of collared pikas *Ochotona collaris*. *Journal of Animal Ecology*, 73(5), 889-896.
- Frankham, R., Ballou, J., Briscoe, D., (2002). *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press, New York.
- García, D. (2008) El concepto de escala y su importancia en el análisis espacial. En: Maestre, F.T., Escudero, A. & Bonet, A. (eds) *Introducción al análisis espacial de datos en ecología y ciencias ambientales: métodos y aplicaciones*, pp. 35-73. AEET-URJ-CAM, Madrid.
- 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”. *I Workshop nacional de la Alondra Ricotí: Estrategias futuras*. Estación Ornitológica de Padul (EOP), Granada. 13 de junio de 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*”. *I Workshop nacional de la Alondra Ricotí: Estrategias futuras*. Estación Ornitológica de Padul (EOP), Granada. 13 de junio de 2015.
- Garza, V., García de la Morena, E. & Traba, J. (2011). *Diagnóstico de los efectos sinérgicos producidos por 15 parques eólicos e infraestructuras eléctricas asociadas en el sureste*

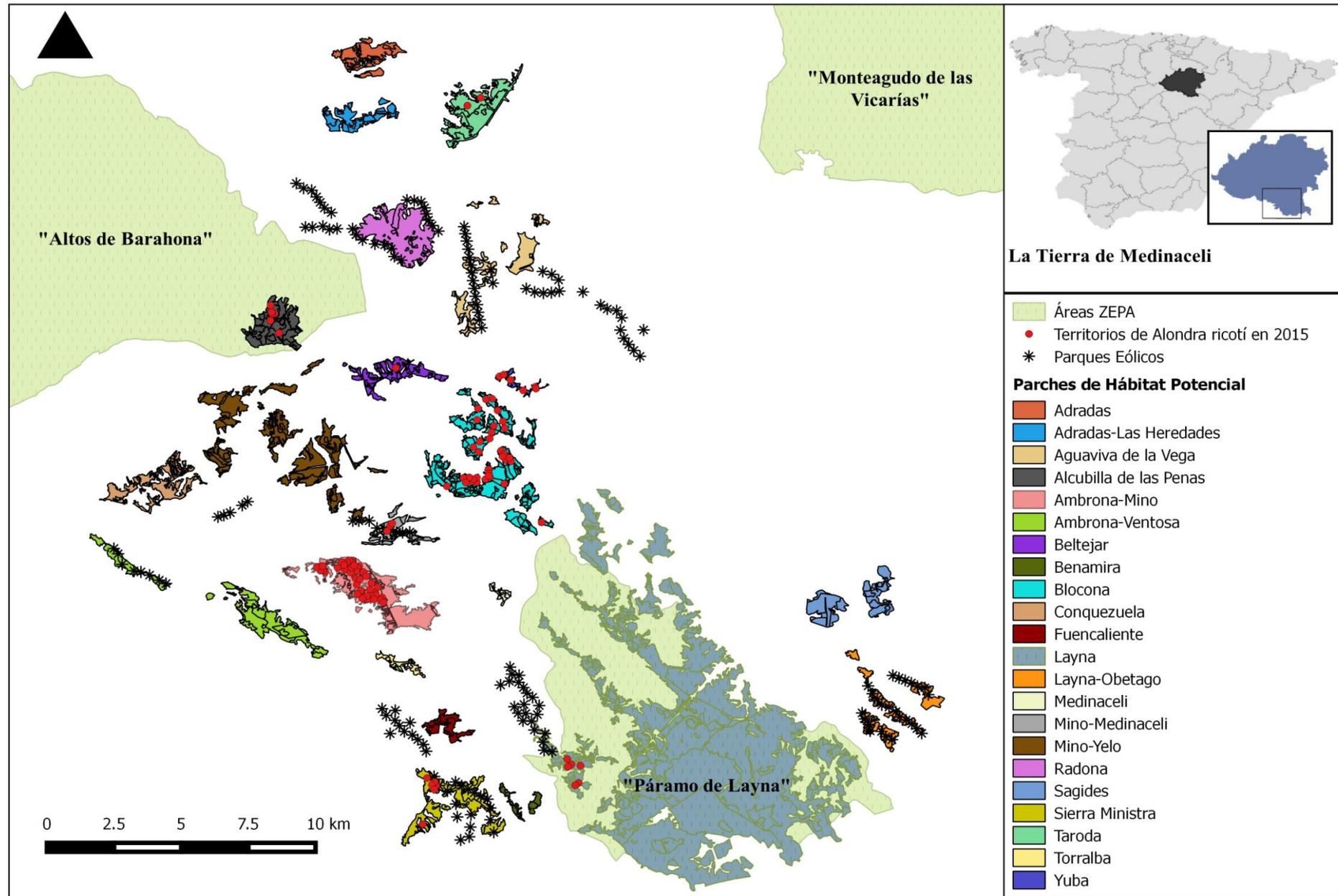
- de la provincia de Soria sobre las poblaciones de alondra ricotí. Eólica de Mendinaceli, S.L. (Informe inédito).*
- Garza, V., & Suárez, F. (1990). Distribución, población y selección de hábitat de la Alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) en la Península Ibérica. *Ardeola*, 37(1), 3-12.
- Garza, V., Suárez, F., Herranz, J., Traba, J., García de la Morena, E.L., Morales, M.B., González, R. & Castañeda, M. (2005). Home range, territoriality and hábitat selection by the Dupont's Lark *Chersophilus duponti* during the breeding and postbreeding periods. *Ardeola*, 53: (1) 133-146.
- Garza, V. & Traba, J. (2016). Retos para la conservación de una especie amenazada. Alondra ricotí, el fantasma del páramo. *Quercus* 359: 24 – 33.
- Gómez-Catasús, J., Traba, J. & Garza, V. (2015) “Efecto de los parques eólicos en las tendencias poblacionales de la Alondra ricotí. El caso del nudo eólico de Medinaceli”. *I Workshop nacional de la Alondra Ricotí: Estrategias futuras*. Estación Ornitológica de Padul (EOP). 13 de junio de 2015.
- Hanski, I. (1994). A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63: 151-162.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation ecology*. Oxford Series in Ecology and Evolution.
- Hanski, I.A., & Gaggiotti, O.E. (Eds.). (2004). *Ecology, genetics and evolution of metapopulations*. Academic Press, San Diego.
- Hastings, A., & Harrison, S. (1994). Metapopulation dynamics and genetics. *Annual review of Ecology and Systematics*, 167-188.
- Herranz, J.; Yanes, M. & Suárez, F. (1993). Primeros datos sobre la dieta de pollos de alondra de Dupont, *Chersophilus duponti*, en la Península Ibérica. *Ardeola*, 40: 77-79
- Hódar, J.A. (1996). The use of regression equations for estimation of arthropod biomass in ecological studies. *Acta oecologica*, 17(5), 421-433.
- Hohmann, G.; Robbins, M. & Boesch C. (2006). *Feeding Ecology in Apes and Other Primates*. London: Cambridge Univ. Press
- Holland, J.M., Hutchison, M.A.S., Smith, B., & Aebischer, N.J. (2006). A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. *Annals of Applied Biology*, 148(1), 49-71.
- Jiguet, F. (2002). Arthropods in diet of Little Bustards *Tetrax tetrax* during the breeding season in western France: Seasonal, age-and sex-related variations in the diet were studied during March to October. *Bird Study*, 49(2), 105-109.
- Jones, J. (2001). Habitat Selection Studies in Avian Ecology: A Critical Review. *The Auk* 118: 556-562.
- Johnson, M.D. (2007) Measuring habitat quality: a review. *The Condor* 109:489–504.
- Johnson, M.D. & Sherry, T.W. (2001). Effects of food availability on the distribution of migratory warblers among habitats in Jamaica. *Journal of Animal Ecology* 70: 546-560.
- Laiolo, P.; Vögeli, M.; Serrano, D. & Tella, J.L. (2007). Testing acoustic versus physical marking: two complementary methods for individual-based monitoring of elusive species. *Journal of Avian Biology*, 38: 672-681.

- Langston, R.H.W. & Pullan, J.D. (2003) *Windfarms and Birds: An Analysis of the Effects of Windfarms on Birds, and Guidance on Environmental Assessment Criteria and Site Selection Issues*. RSPB/Birdlife International Report. Strasbourg, France.
- Levins, R. (1970). *Extinction. Lectures on Mathematical Analysis of Biological Phenomena*: 75-107. *Annals of New York Academy of Sciences* Vol. 231.
- Madroño, A.; González, C. & Atienza, J. C. (Eds.) (2004). *Libro rojo de las aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad- SEO/Birdlife. Madrid. 309 pp.
- Manzano, P., Azcárate, F. M., Peco, B., & Malo, J. E. (2010). Are ecologists blind to small things? The missed stories on non-tropical seed predation on feces. *Oikos*, 119(10), 1537-1545.
- Martínez, J. E.; Calvo, J. F.; Martínez, J. A.; Zuberogoitia, I.; Cerezo, E.; Manrique, J.; Gómez, G.J.; Nevado, J.C.; Sánchez, M.; Sánchez, R.; Bayo, J.; Pallarés, A.; González, C.; Gómez, J.M.; Pérez, P. & Motos, J. (2010). Potential impact of wind farms on territories of large eagles in southeastern Spain. *Biodiversity and conservation*, 19(13), 3757-3767.
- Martínez-Abraín, A.; Tavecchia, G.; Regan, H. M.; Jimenez, J.; Surroca, M. & Oro, D. (2012). Effects of wind farms and food scarcity on a large scavenging bird species following an epidemic of bovine spongiform encephalopathy. *Journal of Applied Ecology*, 49(1), 109-117.
- Méndez, M.; Vögeli, M.; Tella, J.L. & Godoy, J.A. (2014). Joint effects of population size and isolation on genetic erosion in fragmented populations: finding fragmentation thresholds for management. *Evolutionary applications*, 7(4), 506-518.
- Moilanen, A. & Cabeza, M. (2002) Single-species dynamic site selection. *Ecological Applications*, 12, 913–926.
- Moilanen, A. & Hanski, I. (1998). Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. *Ecology*, 79(7), 2503-2515.
- Morales, M.B., Guerrero, I. & Oñate, J.J. (2013). Efectos de la gestión agraria en las aves de los cultivos cerealistas: un proceso multiescalar. *Ecosistemas*, 22: 25-29.
- Morales, M.B., Oñate, J.J., Guerrero, I., & Meléndez, L. (2015). Influence of Landscape and Field-Level Agricultural Management on a Mediterranean Farmland Winter Bird Community. *Ardeola*, 62 (1), 49-65.
- Morales, M.B., Traba, J., Carriles, E., Delgado, M.P. & García de la Morena, E.L., (2008). Sexual differences in microhabitat selection of breeding little bustards *Tetrax tetrax*: spatial and ecological segregation based on vegetation structure. *Acta Oecologica* 34, 345–353.
- Morris, D.W. (1987). Ecological scale and habitat use. *Ecology* 68, 362–369.
- Niemela, J., Haila, Y., Halme, E., Pajunen, T., & Punttila, P. (1992). Small-scale heterogeneity in the spatial distribution of carabid beetles in the southern Finnish taiga. *Journal of Biogeography*, 173-181.
- Oro, D.; Cam, E.; Pradel, R. & Martínez-Abraín, A. (2004). Influence of food availability on demography and local population dynamics in a long-lived seabird. *Proceedings of the Royal Society London, Series B* 271: 387-396

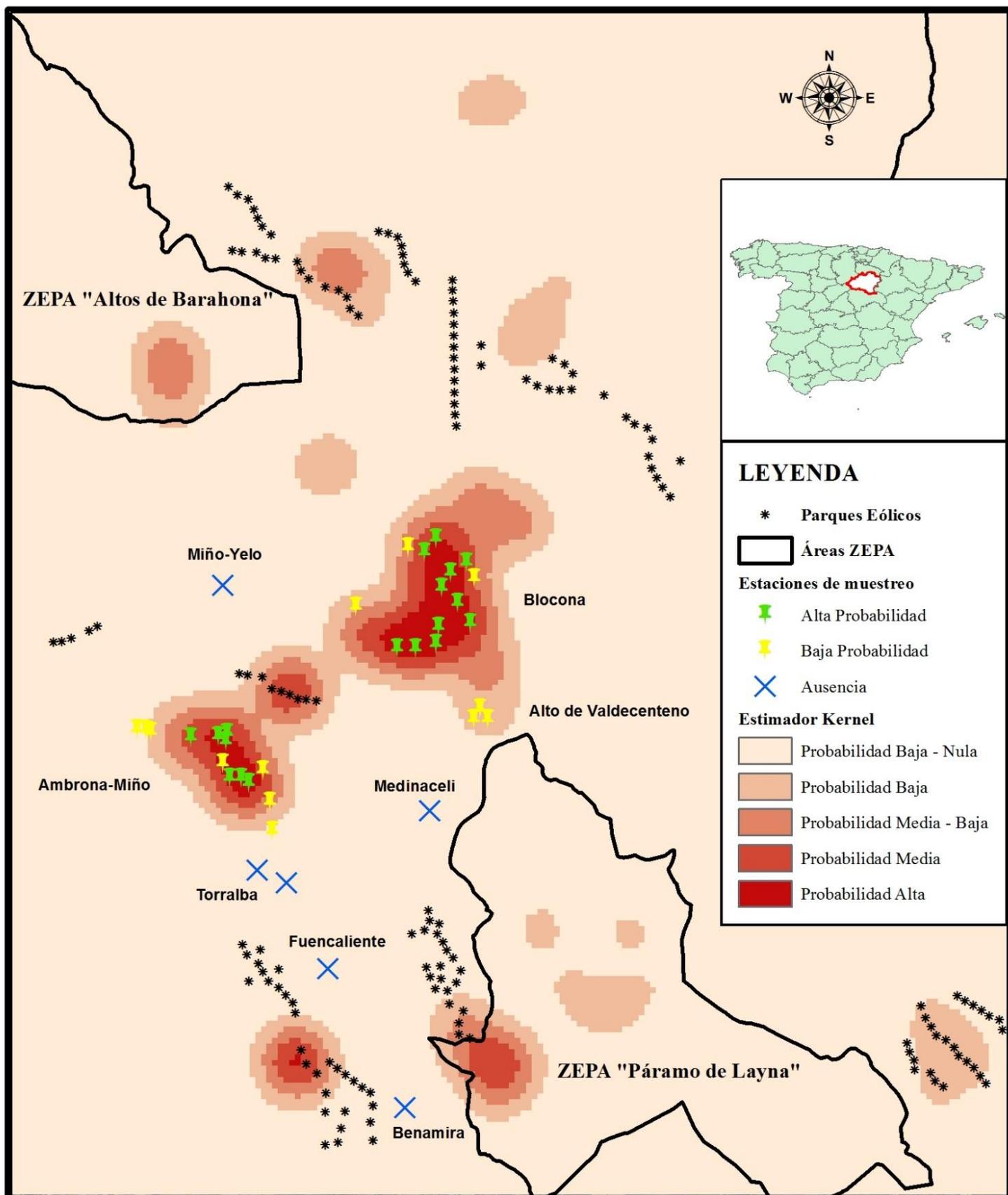
- Peris, S.; Suarez, F. & Tellería, J. L. (1975). Estudio ornitológico del Sabinar (*Juniperus thurifera* L.) de Maranchón (Guadalajara). Descripción de la vegetación y aplicación del método de la parcela. *Ardeola*, 22, 3 – 27.
- Perrig, M.; Grüebler, M.U.; Keil, H. & Naef-Daenzer, B. (2014). Experimental food supplementation affects the physical development, behaviour and survival of Little Owl *Athene noctua* nestlings. *Ibis* 156: 755-767.
- Rivas-Goday, S., Borja, J., & Izco, J. (1970). Comunidades de “tomillar-pradera” en los páramos del NO del Macizo Ibérico. *In Anales Inst. Bot. Cavanilles* 26: 131-164.
- Sánchez-Oliver, J.S., Benayas, J.R., & Carrascal, L.M. (2014). Differential effects of local habitat and landscape characteristics on bird communities in Mediterranean afforestations motivated by the EU Common Agrarian Policy. *European journal of wildlife research*, 60(1), 135-143.
- Sanderson, F.J., Donald, P.F. & Burfield, I.J. (2005). Farmland birds in Europe: from policy change to population decline and back again. In: Bota, G., Morales, M.B., Mañosa, S., Camprodon, J. (eds). *Ecology and conservation of steppe-land birds*. Lynx Edicions, Barcelona, pp 209-234.
- Santos, T. & Suárez, F (2005). Biogeography and population trends of Iberian steppe birds. In: Bota, G., Morales, M.B., Mañosa, S., Camprodon, J. (eds). *Ecology and conservation of steppe-land birds*. Lynx Edicions y Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Barcelona.
- Schmidt, M.H., Clough, Y., Schulz, W., Westphalen, A. & Tschardtke, T. (2006). Capture efficiency and preservation attributes of different fluids in pitfall traps. *The Journal of Arachnology* 34: 159-162.
- Seoane, J.; Justríbó, J.H.; García, F.; Retamar; J. Rabadán, C. & Atienza, J.C. (2006). Habitat-suitability modelling to assess the effects of land-use changes on Dupont’s lark *Chersophilus duponti*: A case study in the Layna Important Bird Area. *Biological Conservation* 128: 241-252.
- Seward, A.M.; Beale, C.M.; Gilbert, L.; Jones, T.H. & Thomas, R.J. (2014). The Impact of Increased Food Availability on Reproduction in a Long-Distance Migratory Songbird: Implications for Environmental Change? *PloS one*, 9 (10): e111180
- Shlyakhtin, G.V., Tabachishin, V.G., Khrustov, A.V., & Zav'yalov, E.V. (2004). Ecological segregation of bustards (Otididae) in the north of the Lower Volga Region: evolutionary and adaptive aspects. *Russian Journal of Ecology*, 35(4), 247-253.
- Suárez, F. (2010). *La Alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid
- Suárez, F., García, J.T.; Sampietro, F.J. & Garza, V. (2006). The non-breeding distribution of Dupont’s Lark *Chersophilus duponti* in Spain. *Bird Conservation International* 16: 317-323
- Suárez, F., Pozo, R., García, J.T. & Justríbó, J. (2008) Differential use of home range by Dupont’s lark *Chersophilus duponti* in relation to cereal fields during the post-moulting period. *Ardeola*, 55: 97-102.
- Talabante, C.; Aparicio, A.; Aguirre, J.L. & Peinado, M. (2015). “Avances en el estudio de la alimentación de adultos de Alondra ricotí (*Chersophilus duponti*) y la importancia de

- los escarabajos coprófagos". *I Workshop nacional de la Alondra Ricotí: Estrategias futuras*. Estación Ornitológica de Padul (EOP), Granada. 13 de junio de 2015.
- Tellería, J.L. (1986). *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raices, Madrid.
- Thomas, J. A., Clarke, R. T., Elmes, G. W., & Hochberg, M. E. (1998). Population dynamics in the genus *Maculinea* (Lepidoptera: Lycaenidae). *Insect Populations in theory and in practice* (pp. 261-290). Springer Netherlands.
- Thomas, J.A.; Bourn, N.A.D.; Clarke, R.T.; Stewart, K. E.; Simcox, D.J.; Pearman, G.S.; Curtis, R. & Goodger, B. (2001). The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 268(1478), 1791-1796.
- Topping, C.J. & Luff, M.L. (1995) Three factors affecting the pitfall trap catch of linyphiid spiders (Araneae: Linyphiidae). *Bulletin of the British Arachnological Society* 10, 35–38.
- Traba, J., Morales, M. B., de la Morena, E. L. G., Delgado, M. P., & Krištín, A. (2007). Selection of breeding territory by little bustard (*Tetrax tetrax*) males in Central Spain: the role of arthropod availability. *Ecological Research*, 23(3), 615-622.
- Turner, M.G. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual review of ecology and systematics*, 171-197.
- Van Winkle, W. (1975). Comparison of several probabilistic home-range models. *The Journal of Wildlife Management*, 118-123.
- Vögeli, M., Serrano, D., Pacios, F., & Tella, J. L. (2010). The relative importance of patch habitat quality and landscape attributes on a declining steppe-bird metapopulation. *Biological Conservation*, 143(5), 1057-1067.
- Vögeli, M.; Serrano, D.; Tella, J.L. & Laiolo, P. (2008). Who are we sampling? Apparent survival differs between methods in a secretive species. *Oikos*, 117 (12): 1816-1823.
- Weins, J.A. (1989) Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397.
- Wiegand, T.; Moloney, K.A.; Naves, J. & Knauer, F. (1999). Finding the missing link between landscape structure and population dynamics: a spatially explicit perspective. *The american naturalist*, 154(6), 605-627.
- Worton, B.J. (1989). Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. *Ecology* 70: 164-168.
- Zengeya, F.M.; Murwira, A. & Garine-Wichatitsky, M. (2014). Seasonal habitat selection and space use by semi-free range herbivore in a heterogeneous savannah landscape. *Austral Ecology* 39: 722-731.

ANEXO I: Área de Estudio: Distribución de las 22 manchas de hábitat potencial para la alondra ricotí en la Tierra de Medinaceli



ANEXO II: Mapa de la localización de las estaciones de muestreo



ANEXO III: Resultados del Análisis de Correlación de Pearson para las variables predictoras

Leyenda de Variables:

1. Conectividad C_1 : Distancia al centroide de la distribución de todos los territorios (término lineal)
2. Conectividad C_1^2 : Distancia al centroide de la distribución de todos los territorios (término cuadrático)
3. Conectividad C_2 : Distancia al parche ocupado más cercano (término lineal)
4. Conectividad C_2^2 : Distancia al parche ocupado más cercano (término cuadrático)
5. Tamaño de parche
6. Tamaño de parche²
7. Usos del suelo (PC1)
8. Distancia a Parques Eólicos
9. Distancia a Parques Eólicos²
10. Distancia a cultivos
11. Distancia a cultivos²
12. Abundancia de Herbívoros
13. PC1 Estructura de la vegetación horizontal
14. PC2 Estructura de la vegetación horizontal
15. PC1 Estructura de la vegetación vertical
16. PC2 Estructura de la vegetación vertical
17. PC1 Composición florística de la vegetación
18. PC2 Composición florística de la vegetación
19. PC3 Composición florística de la vegetación
20. PC4 Composición florística de la vegetación
21. Biomasa de Artrópodos Coprófagos
22. Biomasa de *Coleoptera*
23. Biomasa de *Diptera*
24. Biomasa de *Formicidae*
25. Biomasa de *Araneae*
26. Biomasa de *Orthoptera*
27. Biomasa de *Blattodea*

** Valores del coeficiente de Correlación de Pearson significativos para nivel de significación de 0.01

* Valores del coeficiente de Correlación de Pearson significativos para nivel de significación de 0.05

Variables	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
1	PC	1																									
	P																										
	N	37																									
2	PC	,947**	1																								
	P	.000																									
	N	37	37																								
3	PC	,456**	,370*	1																							
	P	.005	.024																								
	N	37	37	37																							
4	PC	,424**	,335*	,985**	1																						
	P	.009	.042	.000																							
	N	37	37	37	37																						
5	PC	.066	-.037	-.146	-.233	1																					
	P	.697	.829	.389	.165																						
	N	37	37	37	37	37																					
6	PC	.066	-.049	-.160	-.232	,968**	1																				
	P	.698	.771	.343	.168	.000																					
	N	37	37	37	37	37	37																				
7	PC	.106	.030	-.087	-.133	,648**	,638**	1																			
	P	.531	.859	.611	.431	.000	.000																				
	N	37	37	37	37	37	37	37																			
8	PC	-.696**	-.668**	-.350*	-.286	-.432**	-.425**	-.381*	1																		
	P	.000	.000	.033	.086	.008	.009	.020																			
	N	37	37	37	37	37	37	37	37																		
9	PC	-.639**	-.585**	-.406*	-.343*	-.468**	-.455**	-.415*	,984**	1																	
	P	.000	.000	.013	.038	.003	.005	.011	.000																		
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37																	

Variables	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
10	PC	.076	.173	-.141	-.118	-.148	-.085	.007	-.206	-.140	1																
	P	.657	.305	.404	.486	.382	.615	.969	.222	.407																	
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37															
11	PC	-.064	-.139	.056	.044	.099	.046	-.039	.243	.194	-.971**	1															
	P	.708	.413	.743	.796	.559	.786	.817	.147	.250	.000																
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37														
12	PC	.070	-.006	.119	.071	.268	.276	.054	-.056	-.077	-.258	.206	1														
	P	.680	.971	.482	.677	.109	.098	.751	.741	.651	.123	.221															
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37													
13	PC	-.196	-.204	-.037	-.049	-.153	-.284	-.392*	.360*	.323	-.347*	.354*	.227	1													
	P	.246	.226	.828	.775	.367	.089	.017	.029	.051	.035	.032	.176														
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37												
14	PC	-.037	-.160	.105	.091	.213	.226	.131	-.083	-.119	-.074	.023	.270	.000	1												
	P	.826	.345	.537	.591	.206	.179	.438	.626	.483	.664	.895	.107	1.000													
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37											
15	PC	-.432**	-.327*	-.407*	-.409*	-.160	-.190	.098	.200	.204	-.074	.079	-.273	-.017	-.311	1											
	P	.008	.048	.012	.012	.343	.261	.564	.236	.225	.665	.642	.102	.919	.061												
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37											
16	PC	.134	.039	.066	.090	.158	.135	.157	-.042	-.053	-.021	-.005	.037	.187	-.203	.000	1										
	P	.430	.818	.700	.596	.350	.425	.353	.807	.754	.903	.976	.829	.267	.229	1.00											
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37										
17	PC	-.077	.003	.099	.096	.142	.198	.192	-.232	-.236	.301	-.324	-.272	-.499**	-.154	.089	-.157	1									
	P	.650	.985	.558	.571	.403	.239	.254	.167	.159	.070	.050	.104	.002	.362	.600	.352										
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37									
18	PC	-.593**	-.557**	-.337*	-.322	-.226	-.275	-.208	.571**	.522**	-.138	.130	-.157	.325*	.094	.356*	-.166	.000	1								
	P	.000	.000	.041	.052	.179	.100	.217	.000	.001	.416	.445	.353	.050	.581	.031	.327	1.000									
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37								

Variables	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
19	PC	.090	.113	.133	.172	-,326*	-,326*	-.245	.175	.157	-.151	.202	-.192	-.021	-.222	-.108	-.183	.000	.000	1							
	P	.598	.504	.432	.308	.049	.049	.143	.301	.353	.372	.231	.255	.904	.187	.523	.278	1.000	1.000								
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37						
20	PC	.030	.055	.218	.198	.035	.027	-.272	.013	-.006	-.187	.090	.139	.104	-.029	-.266	-.203	.000	.000	.000	1						
	P	.860	.745	.195	.239	.838	.875	.104	.941	.972	.267	.597	.413	.541	.866	.111	.228	1.000	1.000	1.000							
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37					
21	PC	-.188	-.062	-.180	-.201	-.001	.023	.047	.072	.127	.199	-.155	.002	-.100	-.018	.045	-.220	-.001	.002	-.177	-.153	1					
	P	.265	.715	.285	.232	.994	.893	.781	.670	.455	.239	.360	.993	.554	.915	.791	.190	.994	.989	.296	.367						
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37					
22	PC	.110	.067	.001	-.045	.359*	.355*	.116	-.006	-.024	-.211	.215	-.140	.001	.039	-.208	.101	.205	.113	.188	.069	-.155	1				
	P	.516	.694	.995	.793	.029	.031	.496	.972	.888	.211	.201	.409	.997	.818	.216	.550	.224	.507	.266	.686	.359					
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37				
23	PC	-,381*	-,365*	-.195	-.168	-.290	-.226	-.267	.345*	.325*	.058	-.046	-.122	.066	.181	.149	-,339*	.068	.445**	.026	.152	-.221	-.028	1			
	P	.020	.026	.248	.321	.081	.178	.111	.036	.050	.735	.789	.473	.697	.284	.379	.040	.688	.006	.879	.370	.190	.870				
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37			
24	PC	.014	.082	.237	.214	-.147	-.200	-.204	.016	.037	.033	-.072	-.018	-.065	.218	.015	-.148	.000	.095	-,440**	.138	.043	-.130	.105	1		
	P	.934	.631	.157	.204	.386	.235	.227	.924	.828	.844	.673	.914	.701	.194	.928	.381	.999	.575	.006	.416	.799	.443	.535			
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37		
25	PC	-.191	-.106	-.079	-.108	-.139	-.180	-.150	.178	.183	-.073	.078	.075	.131	.030	.085	-.202	-.084	.147	.034	.095	.096	-.087	.302	.162	1	
	P	.257	.533	.642	.525	.412	.287	.374	.292	.278	.669	.648	.661	.439	.859	.615	.229	.622	.385	.842	.574	.571	.608	.069	.338		
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37		
26	PC	-.005	.001	.054	.109	-.267	-.282	-.260	.153	.161	-.101	.117	.037	.101	.205	-.089	.037	-.284	-.005	.084	.086	-.139	-.059	.218	.293	.583**	1
	P	.975	.994	.753	.519	.110	.091	.121	.367	.341	.550	.490	.830	.553	.224	.602	.828	.088	.976	.620	.612	.413	.727	.195	.079	.000	
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	
27	PC	.425**	.403*	.159	.149	.273	.267	.291	-,418**	-,416*	-.060	.062	-.015	-.196	-.247	.010	.298	.038	-.284	.144	-.194	.090	.046	-,670**	-.297	-,527**	-,488**
	P	.009	.013	.348	.380	.101	.110	.081	.010	.010	.726	.717	.931	.245	.140	.951	.074	.822	.088	.394	.250	.596	.786	.000	.075	.001	.002
	N	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	

ANEXO IV: Resultados de los Análisis de Componentes Principales (ACP)

Anexo IV.a: Resultados del Análisis de Componentes Principales construido para las variables de usos del suelo en un buffer de 150m alrededor de las estaciones de muestreo. Se marcan en negrita y con asterisco (*) las variables con coeficientes de correlación significativos ($p < 0.001$).

Variable	Usos-PC1
Cultivo (%)	-0.201
Infraestructuras (%)	-0.130
Matorral con pendiente < 10% (%)	0.978*
Matorral con pendiente > 10% (%)	-0.807*
Pastizal (%)	-0.489
Reforestación (%)	0.197
Roturación	-0.239
% Varianza Explicada	58.67 %

Anexo IV.b: Resultados del Análisis de Componentes Principales construido para las variables descriptoras de la estructura horizontal de la vegetación. Se marcan en negrita y con asterisco (*) las variables con coeficientes de correlación significativos ($p < 0.001$).

Variable	Hor-PC1	Hor-PC2
Cobertura de Roca (%)	-0.533	0.776*
Cobertura de Musgo (%)	0.920*	0.324
Cobertura Total (%)	0.270	0.459
Cobertura de Suelo desnudo (%)	0.398	0.266
Cobertura de Arbustivas (%)	0.320	0.202
Cobertura de Herbáceas Perennes (%)	0.007	-0.307
Cobertura de Herbáceas Anuales (%)	0.150	0.559
Cobertura de Detritus (%)	0.504	-0.046
% Varianza Explicada	35.63 %	24.74 %
% Varianza Explicada Acumulada	35.63 %	60.37 %

Anexo IV.c: Resultados del Análisis de Componentes Principales construido para las variables descriptoras de la estructura vertical de la vegetación. Se marcan en negrita y con asterisco (*) las variables con coeficientes de correlación significativos ($p < 0.001$).

Variable	Vert-PC1	Vert-PC2
Contactos a menos de 5 cm	0.540	-0.629
Contacto de 5 a 10 cm	0.843*	-0.327
Contacto de 10 a 30 cm	0.864*	0.019
Contacto a más de 30 cm	0.423	0.783*
Altura media máxima modal (cm)	0.494	0.543
% Varianza Explicada	43.45 %	28.23 %
% Varianza Explicada Acumulada	43.45 %	71.69 %

Anexo IV.d: Resultados del Análisis de Componentes Principales construido para las variables descriptoras de la composición florística de la vegetación. Se marcan en negrita y con asterisco (*) las variables con coeficientes de correlación significativos ($p < 0.001$).

	PC1	PC2	PC3	PC4
<i>Anthyllis vulneraria</i>	0,040	-0,049	-0,108	-0,052
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	0,127	-0,501	0,195	0,011
<i>Artemisia assoana</i>	0,015	0,073	-0,258	-0,010
<i>Eryngium campestre</i>	-0,222	0,001	-0,134	0,119
<i>Euphorbia paralias</i>	-0,271	0,133	0,184	0,092
<i>Festuca sp</i>	-0,273	-0,424	0,164	0,270
<i>Festuca ovina</i>	0,496	0,346	-0,036	0,214
<i>Festuca rubra</i>	0,082	0,283	0,123	-0,003
<i>Fumana ericoides</i>	0,106	-0,181	0,010	-0,460
<i>Fumana procumbens</i>	0,187	0,209	0,012	0,179
<i>Genista pumila</i>	0,107	-0,269	-0,532	-0,494
<i>Genista scorpius</i>	-0,317	0,494	0,420	-0,363
<i>Graminea unid</i>	0,055	0,062	0,142	0,282
<i>Helianthemum sp</i>	-0,284	-0,503	-0,020	-0,217
<i>Helianthemum apenninum</i>	0,390	0,269	-0,063	0,308
<i>Helianthemum cinereum</i>	0,466	0,296	-0,001	0,272
<i>Koeleria vallesiana</i>	0,232	0,246	-0,258	0,695*
<i>Lavandula latifolia</i>	0,208	-0,474	0,463	-0,028
<i>Lithodora fruticosa</i>	0,539	0,086	0,108	-0,487
<i>Marrubium supinum</i>	-0,118	0,122	-0,015	0,280
<i>Marrubium vulgare</i>	-0,165	0,070	-0,144	0,217
<i>Medicago sativa</i>	-0,313	-0,026	-0,051	-0,069
<i>Phlomis lychnitis</i>	-0,154	-0,028	-0,173	0,454
<i>Satureja montana</i>	0,223	-0,236	0,345	0,116
<i>Sedum brevifolium</i>	0,156	0,105	0,006	0,176
<i>Sedum sediforme</i>	0,207	0,143	-0,195	-0,115
<i>Staehelina dubia</i>	-0,111	0,067	0,265	-0,301
<i>Stipa sp</i>	-0,216	-0,120	-0,843*	-0,060
<i>Stipa barbata</i>	-0,205	0,173	0,217	-0,207
<i>Teucrium sp.</i>	0,320	0,215	-0,091	0,122
<i>Teucrium chamaedrys</i>	0,023	-0,172	-0,080	-0,050
<i>Teucrium polium</i>	0,149	0,198	-0,059	-0,154
<i>Thymus mastigophorus</i>	0,121	-0,817*	0,374	0,152
<i>Thymus vulgaris</i>	0,833*	0,332	0,143	-0,041
<i>Thymus zygis</i>	-0,890*	0,301	0,237	-0,014
% Varianza Explicada	22.79 %	13.29 %	11.87 %	8.27 %
% Varianza Explicada Acumulada	22.79 %	36.08 %	47.96 %	56.23 %

* Todas las variables se midieron en porcentaje de cobertura específica (%)